



46. Jahrgang · 2009 · Sonderheft
ISSN 0940-6638

IM LAND SACHSEN-ANHALT

NATURSCHUTZ



30 Jahre Biosphärenreservat Mittelelbe



SACHSEN-ANHALT

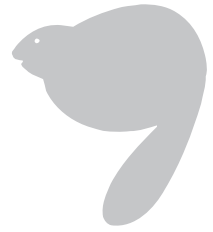
Landesamt für Umweltschutz



Hartholz-Auenwald im Biosphärenreservat Mittelgebirge. Foto: M. Scholz

Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt

46. Jahrgang • 2009 • Sonderheft • ISSN 0940-6638



30 Jahre Biosphärenreservat Mittelelbe

Forschung und Management im Biosphärenreservat Mittelelbe



SACHSEN-ANHALT

Landesamt für Umweltschutz

Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt



46. Jahrgang • 2009 • Sonderheft • ISSN 0940-6638

| | |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Vorwort | 4 |
| Themenkomplex 1: Management im Biosphärenreservat Mittelelbe | |
| Wasserstraßenunterhaltung im Biosphärenreservat Mittelelbe | 7 |
| G. PUHLMANN, A. ANLAUF, A. WERNICKE & A. REGNER | |
| Zur Situation auentypischer Gewässer aus historischer Sicht und Erfahrungen bei der Altarmreaktivierung an der Elbe | 17 |
| K.-H. JÄHRLING | |
| Weichholzaunen-Entwicklung als Beitrag zum naturverträglichen Hochwasserschutz im Biosphärenreservat Mittelelbe | 29 |
| E. MOSNER, S. SCHNEIDER, B. LEHMANN & I. LEYER | |
| Erfolgskontrolle von Hartholzaunenwald-Aufforstungen in der Kliekener Aue | 41 |
| J. GLAESER, K. BLEßNER, A. BROSKINSKY, R. CEKO, S. GUTTMANN, M. KREIBICH, S. OSTERLOH, A. PASSING, S. SCHWÄBE, CH. TIMPE & B. FELINKS | |
| Renaturierung von Brenndolden-Auenwiesen durch Mahdgutübertragung in der Elbeaue bei Dessau | 49 |
| G. WARTHEMANN, A. BISCHOFF & N. WINTER | |
| Themenkomplex 2: Auswirkungen des Elbehochwassers 2002 auf ausgewählte Artengruppen | |
| Auswirkungen des Elbehochwassers 2002 auf ausgewählte Artengruppen – eine Einführung in das Projekt HABEX | 58 |
| M. SCHOLZ, F. DZIOCK, J. GLAESER, F. FOECKLER, K. FOLLNER, M. GERISCH, H. GIEBEL, V. HÜSING, F. KONJUCHOW, CH. ILG, A. SCHANOWSKI & K. HENLE | |
| Zur Regenerationsfähigkeit von Laufkäferzönosen (<i>Col., Carabidae</i>) nach einem extremen Sommerhochwasser an der Mittleren Elbe | 68 |
| M. GERISCH & A. SCHANOWSKI | |
| Mollusken im Auengrünland des Biosphärenreservates Mittelelbe vor und nach dem extremen Sommerhochwasser 2002 | 76 |
| F. FOECKLER, O. DEICHNER, CH. ILG, H. SCHMIDT, M. SCHOLZ & K. HENLE | |
| Auswirkungen des Elbehochwassers 2002 auf die Auengrünlandvegetation an der Mittleren Elbe | 86 |
| J. GLAESER, F. KONJUCHOW & M. SCHOLZ | |
| Der Einfluss des Elbehochwassers 2002 auf die Schmetterlingsfauna eines Sandtrockenrasens in der Muldeaue bei Dessau | 96 |
| T. KARISCH | |

Themenkomplex 3: Untersuchungen zur Deichrückverlegung im Roßlauer Oberluch

| | |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Deichrückverlegungen in Sachsen-Anhalt und wissenschaftliche Begleituntersuchungen am Beispiel des Roßlauer Oberluchs | 103 |
| M. SCHOLZ, H. RUPP, G. PUHLMANN, CH. ILG, M. GERISCH, F. DZIOCK, K. FOLLNER, F. FOECKLER, J. GLAESER, F. KONJUCHOW, F. KRÜGER, A. REGNER, E. SCHWARZE, W. V. TÜMLING, S. DUQUESNE, M. LIESS, U. WERBAN, S. ZACHARIAS & K. HENLE | |
| Bodenkundliche Sondierung ausgewählter Standorte im Roßlauer Oberluch und bei Klieken ... | 116 |
| F. KRÜGER & H. RUPP | |
| Differenzierung von Laufkäfergemeinschaften (<i>Col., Carabidae</i>) an der Mittleren Elbe am Beispiel des Roßlauer Oberluchs | 124 |
| M. GERISCH & A. SCHANOWSKI | |
| Molluskengemeinschaften im Deichrückverlegungsgebiet Roßlauer Oberluch im Biosphärenreservat Mittelelbe | 130 |
| CH. ILG, O. DEICHNER, F. FOECKLER, H. SCHMIDT, K. HENLE & M. SCHOLZ | |
| Heuschreckengemeinschaften im Roßlauer Oberluch an der Mittleren Elbe | 135 |
| I. HERING, M. SCHOLZ, M. GERISCH, CH. ILG & F. DZIOCK | |
| Charakterisierung von Mückenbrutplätzen im Roßlauer Oberluch | 143 |
| I. KRÖGER, M. LIESS & S. DUQUESNE | |
| Themenkomplex 4: Ausgewählte Tierarterenerfassungen im Biosphärenreservat Mittelelbe | |
| Zur Situation der Urzeitkrebse und Rückenschaler im Biosphärenreservat Mittelelbe | 150 |
| M. UNRUH, A. BERBIG & A. ZEHLE | |
| Die Mollusken des Naturschutzgebietes Steckby-Lödderitzer Forst | 159 |
| S. KÖRNIG | |
| Erfassung und Bewertung der Vorkommen der Asiatischen Keiljungfer und der Grünen Flussjungfer an der Elbe bei Roßlau | 169 |
| F. DZIOCK, K. WACOWSKA, S. SIEGL, T. BRIESENICK & R. ERNST | |
| Habitatbindung und Erhaltungszustand des Heldbocks im Roßlauer Oberluch – Ergebnisse einer Habitatmodellierung | 176 |
| F. DZIOCK, S. SCHICKETANZ, B. GEIGER & A. SCHUMACHER | |
| 30 Jahre Biosphärenreservat Mittelelbe – Bericht über die Festveranstaltung am 19. Oktober 2009 im Bauhaus Dessau | 185 |
| S. REINHARDT | |
| Publikationsliste zum Biosphärenreservat Mittelelbe ab 2004 (Auswahl) | 187 |
| Adressen der Autoren | 204 |
| Impressum | 208 |

Vorwort

Den dreißigsten Jahrestag der Gründung des Biosphärenreservates Mittel Elbe nehmen das Land Sachsen-Anhalt als Herausgeber der Schriftenreihe und die Vielzahl der Autoren zum Anlass, um in gebührender Form eine geschlossene Darstellung von Forschungsaktivitäten einer naturschutz- und elbeinteressierten Öffentlichkeit vorzustellen.

Bereits am 24.11.1979 erhielt das Naturschutzgebiet „Steckby-Lödderitzer Forst“, eines der damals größten Naturschutzgebiete der DDR und ein aus Naturschutzsicht außerordentlich wertvolles Auenwaldgebiet im heutigen Sachsen-Anhalt, die Anerkennung als UNESCO-Biosphärenreservat. Durch mehrere Gebietserweiterungen, u. a. 1988 durch die Einbeziehung der Kulturlandschaft Gartenreich Dessau-Wörlitz, entstand 1990 das Biosphärenreservat „Mittlere Elbe“. Dieses internationale Schutzgebiet vergrößerte sich erneut erheblich, als 1997, auf Antrag von fünf elbeanliegenden Bundesländern, das länderübergreifende, rund 343.000 ha große Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe“ von der UNESCO bestätigt wurde.

Das heutige Biosphärenreservat Mittel Elbe, 2005 nach Landesrecht erklärt, hat eine Größe von rund 126.000 ha und stellt den größten Teilbereich des länderübergreifenden Biosphärenreservates „Flusslandschaft Elbe“ dar. Es erstreckt sich im Land Sachsen-Anhalt über 303 Flusskilometer und umfasst den Elbelauf, die angrenzenden Auengebiete und die Mündungen der Elbe-Zuflüsse Schwarze Elster, Mulde, Saale, Ohre, Havel und Aland. Es schließt vollständig das 143 km² große UNESCO-Weltkulturerbe Gartenreich Dessau-Wörlitz ein.

Biosphärenreservate sind großflächige Modellregionen für komplex strukturierte Kulturlandschaften, in denen ein umweltverträglicher Umgang mit natürlichen Ressourcen beispielhaft praktiziert wird. Die Gebiete umfassen sowohl wirtschaftlich unbeeinflusste Bereiche, insbesondere Totalreserva-

te, Naturschutz- und Landschaftsschutzgebiete als auch Siedlungs- und Wirtschaftsflächen. Die Nutzung durch den Menschen ist somit Bestandteil der Konzeption unter Beachtung der Umweltverträglichkeit in Form einer nachhaltigen Landnutzung.

Formuliert in den MAB-Anforderungen („man and biosphere“) der UNESCO hat ein Biosphärenreservat umfangreiche Aufgaben in den Bereichen Forschung, Umweltbeobachtung und Umweltbildung zu realisieren. Das seit 30 Jahren bestehende Biosphärenreservat steht im Mittelpunkt zahlreicher Forschungsaktivitäten, wie die vielfältigen Ergebnisse der letzten Jahre beispielsweise aus dem abgeschlossenen Forschungsverbund Elbe-Ökologie des Bundesforschungsministeriums und zahlreiche weitere Veröffentlichungen von Forschungsinstitutionen, Planungsbüros und Wissenschaftlern im In- und Ausland zeigen. Alle Beiträge verfolgen insbesondere das Anliegen, die Bedeutung naturnaher Gebiete für den Erhalt von Arten, Lebensgemeinschaften und Landschaften sowie ihre Gefährdung in einer sich rasant ändernden Umwelt aufzuzeigen und Lösungen zu finden, um den Gefährdungen entgegenzuwirken. Deshalb haben sich sowohl die Herausgeber als auch die Träger der gemeinsamen Publikation, das Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung und die Biosphärenreservatsverwaltung, entschlossen, dieses Sonderheft Ergebnissen aus der ökologischen Forschung im Biosphärenreservat Mittel Elbe zu widmen. Die auszugsweise dargestellten Untersuchungsergebnisse lassen sich den folgenden vier Themenkomplexen zuordnen:

- 1 Management im Biosphärenreservat Mittel Elbe
- 2 Auswirkungen des Elbehochwassers 2002 auf ausgewählte Artengruppen
- 3 Untersuchungen zur Deichrückverlegung im Rosslauer Oberluch
- 4 Ausgewählte Tierarternerfassungen im Biosphärenreservat Mittel Elbe.

Der erste Themenkomplex widmet sich dem Management im Biosphärenreservat Mittelelbe. Da die Elbe im gesamten Biosphärenreservat selbst als Bundeswasserstraße genutzt und unterhalten wird, werden hier wichtige Erfahrungen in der Wasserstraßenunterhaltung der Elbe aus Sicht der Biosphärenreservatsverwaltung vorgestellt. Eine Betrachtung erfolgreich realisierter Projekte zur Altarmbindung als Beitrag zum Gewässer- und Auenenschutz vertiefen diese Thematik. Da die Entwicklung von Weichholz- und Hartholz-Auenwald in den Auenlandschaften Mitteleuropas einen weiteren Schwerpunkt im Management darstellt, werden hierzu Inhalte aus zwei Forschungsprojekten vorgestellt. So wird eine Herangehensweise zur Entwicklung von Weichholz-Auenwäldern als Beitrag zum naturverträglichen Hochwasserschutz aufgezeigt. Ergebnisse zum Monitoring eines vor zehn Jahren begründeten Hartholz-Auenwaldes bestätigen die erfolgreiche Umsetzung. Die Erfahrungen bei der Renaturierung ehemals artenreicher Brenndolden-Auenwiesen geben einen ersten Einblick über die Art und Weise von Mahdgutübertragung.

In einem zweiten Themenkomplex wird in mehreren Beiträgen auf die Auswirkungen des extremen Hochwasserereignisses 2002 eingegangen. Im Rahmen mehrerer Folgeprojekte konnten vor und nach dem Hochwasserereignis im Auengrünland Daten zur Flora und Fauna auf lageidentischen Monitoringflächen gesammelt und ausgewertet werden. Dadurch bot sich die einmalige Möglichkeit, die unterschiedlichen Auswirkungen des Hochwasserereignisses auf bestimmte Artengruppen genauer zu betrachten. Ergänzend wird der Einfluss des Hochwassers auf die Schmetterlingsfauna eines Sandtrockenrasens in der Muldeaue vorgestellt.

Ein dritter Themenkomplex widmet sich der Wiederanbindung von Altauenbereichen an die aktive Überschwemmungsaue, einer zentralen Aufgabe an der Mittelelbe. Im Herbst 2006 wurde mit der Deichöffnung im Roßlauer Oberluch nahe der Stadt Dessau-Roßlau ein 140 ha großes ehemaliges Überschwemmungsgebiet wieder an die Überflutungsdynamik der Elbe angebunden. Dieses Auenrenaturierungsprojekt, die erste große Deichrückverlegung im Biosphärenreservat und an der Elbe überhaupt, wurde von Wissenschaftlern des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung, der TU Berlin, der Hochschule Anhalt, der Bundesanstalt für Gewässerkunde sowie weiteren Institutionen wissenschaftlich begleitet. Neben Grundlagenforschung sollten auf

diese Weise vor allem auch Entscheidungshilfen für zukünftige Renaturierungsmaßnahmen erarbeitet werden. Erste Ergebnisse eines fachübergreifenden Monitoringprogrammes zu den Artengruppen Laufkäfer, Mollusken, Heuschrecken und Mücken werden in diesem Heft dokumentiert.

Die Beiträge des vierten Themenkomplexes widmen sich schließlich der Erfassung von naturschutzfachlich bedeutsamen Arten einer intakten Flusslandschaft. Hierzu gehören die Urzeitkrebse und die Mollusken, die für eine naturnahe Auendynamik im Biosphärenreservat eine hohe Indikatorfunktion haben. Anhand von zwei Libellenarten werden die Erfassung und Bewertung europaweit bedeutsamer Vorkommen in naturnahen Uferbereichen der Elbe vorgestellt. Eine auffällige Charakterart der Eichenwiesen und Hartholzauenwälder der Mittleren Elbe ist der Heldbock, der als Beispiel in seiner Habitatbindung und im Erhaltungszustand vorgestellt wird.

Komplettiert wird dieses Sonderheft durch den Bericht über die Festveranstaltung „30 Jahre Biosphärenreservat Mittelelbe“, die am 19. Oktober 2009 im Bauhaus Dessau stattfand und durch ein Literaturverzeichnis, das dem Leser einen Überblick zu jüngst erschienenen Veröffentlichungen aus Naturschutz und ökologischer Forschung im Biosphärenreservat Mittelelbe gestattet.

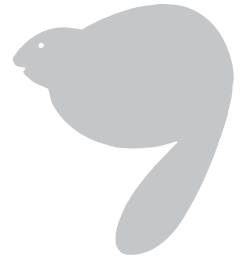
An dieser Stelle danken wir dem Landesverwaltungsamt Sachsen-Anhalt, dem Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung und der Bundesanstalt für Gewässerkunde für die Förderung dieses Sonderheftes. Weiterhin gilt unser Dank allen Autoren, die bereit waren, nach Abschluss der hier vorgestellten Forschungsprojekte trotz anderer Verpflichtungen einen nicht unwesentlichen Teil ihrer Zeit und Kraft für diese Ergebnispräsentation aufzuwenden. Sie haben dazu beigetragen, das Biosphärenreservat in seiner Vielfalt und Eigenart an Arten und Lebensräumen in einem ausgewogenen Verhältnis von Theorie und Praxis darzustellen.

Die Autoren und Herausgeber hoffen gleichermaßen, dass viele der hier vorgestellten Aktivitäten mit Erfolg umgesetzt und auch in den nächsten Jahren weitergeführt werden können.

Guido Puhlmann, Michael Unruh, Mathias Scholz und Klaus Henle

Dessau und Leipzig im Oktober 2009

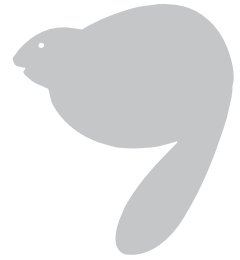
Themenkomplex 1: Management im Biosphärenreservat Mittelelbe



Elbeaue bei Kehnert. Foto: S. Ellermann (1999).

Wasserstraßenunterhaltung im Biosphärenreservat Mittelelbe

GUIDO PUHLMANN, ANDREAS ANLAUF,
ARMIN WERNICKE & ANDREAS REGNER



1 Einleitung

Die Elbe ist ein ökologisch und naturschutzfachlich wertvoller und ein in Deutschland überwiegend frei fließender Fluss (IKSE 1994, LAU 2001 SCHOLTEN et al. 2005, SCHOLZ et al. 2005, ARCADIS 2006, PUSCH & FISCHER 2006). Sie besaß historisch eine große Bedeutung für die Flussschifffahrt und ist heute ein internationaler Schifffahrtsweg und eine Bundeswasserstraße, deren Niedrigwasserregulierung für die Verbesserung der Schifffahrt 1936 abgeschlossen wurde. Danach fanden im Wesentlichen keine weiteren oder neuen Ausbauarbeiten der Wasserstraße statt. Zurückschauend liegen die heute maßgeblichen morpho-dynamischen und ökologischen Defizite im Hochwasserschutz und im Wasserbau begründet. Das Ergebnis ist u. a. der Verlust von über 80 % der Überschwemmungsflächen durch Eindeichung, die Festlegung des Flussbetts, der Strukturverlust im Gewässer, im Uferbereich und im Vorland mit entsprechenden Auswirkungen auf die Tier- und Pflanzenarten und ihre Lebensräume. Wasserbauliche Aktivitäten verfolgten in der Vergangenheit wie auch heute stets von der Gesellschaft und insbesondere der Wirtschaft vorgegebene Interessen. Früher spielten dabei ökologische Gesichtspunkte praktisch kaum eine Rolle.

Trotz der vorgenannten Aktivitäten hat sich entlang der Mittelelbe und ihrer Auen ein in Mitteleuropa herausragendes Ökosystem mit großflächigen Hartholzauenwäldern erhalten (PUHLMANN 2000). In den Dekaden vor 1990 konnten sich aufgrund des in Bezug auf aktuelle Anforderungen an Wasserstraßen unzureichenden Ausbaugrades und durch eingeschränkte Unterhaltung flusstypische Strukturen stabilisieren oder wieder ausbilden. Mit der Verbesserung der

Gewässerqualität der Elbe und ihrer Nebenflüsse nach 1990 erfolgte eine schnelle Wiederbesiedlung mit auen- und gewässertypischen Tier- und Pflanzenarten auf ein für mitteleuropäische Flüsse unerwartet hohes Niveau.

1990 wurde im Rahmen des Nationalparkprogramms der letzten DDR-Regierung das seit 1979 bestehende UNESCO-Biosphärenreservat (BR) Mittelelbe auf fast 80 Stromkilometer der Elbe zwischen Lutherstadt Wittenberg und Magdeburg erweitert. 1997 erfolgte eine wesentliche Vergrößerung dieses Reservates auf über 400 Flusskilometer in fünf Bundesländern. Das international anerkannte BR „Flusslandschaft Elbe“ setzt sich zusammen aus den Anteilen der Länder: Schleswig-Holstein (BR Flusslandschaft Elbe – Teilgebiet Schleswig-Holstein), Niedersachsen (BR Niedersächsische Elbtalaue), Brandenburg (BR Flusslandschaft Elbe – Brandenburg), Mecklenburg-Vorpommern (BR Mecklenburgisches Elbtal) und Sachsen-Anhalt (BR Mittelelbe).

Das BR Mittelelbe erstreckt sich über 303 Flusskilometer der Elbe und schließt die Unterläufe von Schwarzer Elster, Saale, Mulde und Havel mit ein. Eine zentrale Rolle im Management dieses Schutzgebiets spielt das Wasser in Fluss und Aue mit den entsprechenden typischen ökologischen und morphologischen Strukturen und Prozessen (PUHLMANN 2005). Eine Vielzahl von Naturschutzprojekten und weiteren Aktivitäten im Biosphärenreservat widmen sich der Sanierung von Altwässern und der Renaturierung von großen Auenbereichen (HENTSCHEL et al. 2002, PUHLMANN & JÄHRLING 2003, REICHHOFF 2003, EICHHORN 2004). Die intensive Auseinandersetzung und die Entwicklung der positiven Zusammenarbeit mit den Aufgaben bzw. Institutionen der Gewässer- bzw. Wasserstraßenunterhaltung sowie des Hochwasserschutzes haben dabei eine



Abb. 1: Die Elbe ist in ihrem gesamten Mittel-
lauf mit ca. 6.900 Buhnen ausgebaut, hier Elbe bei
Schönberg Deich/Altmark. Foto: O. Büttner (UFZ).



Abb. 2: Ökologischer Umbau von Flussbauwer-
ken - ein Leitwerk mit Durchströmungsöffnungen
(Elbe-km 250,0 - linkes Ufer). Foto: A. Regner.

herausragende Bedeutung. Nachfolgend wird über einige Erfahrungen bei der Unterhaltung der Bundeswasserstraße Elbe berichtet. Eine ausführliche Darstellung der Konflikte und der öffentlichen Auseinandersetzung, insbesondere zwischen den Umweltverbänden bzw. vielen Bürgerinitiativen und der Bundeswasserstraßenverwaltung zu Fragen des Ausbaus und der Unterhaltung der Elbe, bleibt einer späteren Publikation vorbehalten.

2 Wasserstraßenunterhaltung an der Elbe von 1990 bis 1997

1990 wurde die Unterhaltung der Elbe zur Gewährleistung uneingeschränkter Passierbarkeit und Sicherheit der Schifffahrt von den zuständigen Wasser- und Schifffahrtsämtern in Dresden, Magdeburg und Lauenburg unter neuen Bedingungen fortgeführt. Eine verkehrstechnische Planung zur Schwachstellenbeseitigung, dargelegt im HU-Entwurf Elbe (FAIST 1994, 1996), zeigte die Notwendigkeit umfangreicher Instandsetzungen auf. Dies führte damit gleichzeitig zur Offenlegung der deutlichen Differenzen und intensiven Diskussionen zwischen dem Verkehrswasserbau und dem Naturschutz, der durch die zuständigen Behörden und vor allem durch die Umweltverbände vertreten wurde. Auf diesen Gesprächsebenen waren zur Formulierung und Ausrichtung der ökologischen Zielsetzungen erste umfassen-

dere Beschreibungen von Bedeutung, wie die ökologische Studie der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) zur Gestaltung der Gewässerstrukturen und der Uferandregionen von 1994 oder auch die Publikationen des Staatlichen Amtes für Umweltschutz (STAU) Magdeburg, z. B. zu den ökologischen Auswirkungen wasserbaulicher Maßnahmen (JÄHRLING 1996). Diese hatten vorrangig die Erhaltung und Entwicklung der morpho-dynamischen Strukturen im Blick.

In diesem Zeitraum erfolgte auch die Einführung der EU-Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie), die im Jahr 1994 im Rahmen des kohärenten Systems NATURA 2000 in Deutschland Verbindlichkeit erlangte und deren Ziele und Inhalte 1998 in das Bundesnaturschutzgesetz übernommen worden sind. In der Praxis schien es jedoch lange Zeit unvereinbar, ökologische, verkehrstechnische und wirtschaftliche Erfordernisse in Einklang zu bringen. Unterschiedliche gesetzliche Kompetenzzuschnitte der Bundes- und Landesverwaltungen und differierende Rechtsauffassungen behinderten zudem die auf verschiedenen Stufen angesetzten konstruktiven Denkprozesse und Aktivitäten. Unbelastet von solchen Vollzugsrestriktionen wurde 1993 das Forschungsprogramm Elbeökologie des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) aufgelegt. Mitte der 1990er Jahre liefen so mehrere Handlungsstränge parallel. Durch Vermittlung der Michael Otto-Stiftung wurde ein Prozess initiiert und begleitet, der in die „Elbe-Erklärung“

mündete, die im Jahr 1996 von Naturschutzverbänden (NABU, BUND, WWF, Euronatur) und vom Bundesverkehrsminister unterzeichnet wurde. Zeitgleich waren im Bereich der oberen und unteren Mittelelbe bereits erste praktische Ansätze von alternativen Bauweisen in Einzelfällen erprobt worden (GAUMERT 1990, WIESE schr. Mitt.). Durch die BR-Verwaltung Mittlere Elbe wurde seit 1990 im Bereich des Wasser- und Schifffahrtsamtes (WSA) Dresden (obere Mittelelbe) gemeinsam mit den unteren Naturschutzbehörden der anliegenden Landkreise¹ sowie zeitweise mit direkter Beteiligung der Umweltverbände versucht, ökologischen Belangen stärker Geltung zu verschaffen. Mit einer starken Fokussierung ihrer öffentlichkeitswirksamen und auch politisch wirkenden Aktivitäten unterstützten die Umweltverbände (besonders BUND, WWF, NABU sowie Bürgerinitiativen, wie z.B. „Pro Elbe“) für diesen Elbeabschnitt massiv den Weg zu ökologisch angepassten Lösungen im engen rechtlichen Handlungsrahmen des Bundeswasserstraßengesetzes. So sind, wie viele Beispiele zeigen, gemessen am damaligen Erkenntnisstand, insbesondere für zahlreiche Buhnen und einige Leitwerke (z. B. Elbe-km 225, 228, 251) im Elbeabschnitt von Wittenberg bis Dessau mit Ausnahme einer kurzen Strecke oberhalb von Roßlau, die Planungen zur Umsetzung gut an die sensiblen ökologischen Bedingungen angepasst worden. Nach wie vor beschränkt das Wasserstraßengesetz den Unterhaltungsauftrag der Bundeswasserstraßenverwaltung weitgehend auf die Belange der Schifffahrt, ein angesichts der sensiblen ökologischen Verhältnisse der Elbe und aus Sicht unterschiedlicher Interessenverbände bestehender „Anachronismus“. Die neuesten Entwicklungen lassen in dieser Frage jedoch eine Verbesserung erwarten. Demnach wird sich die Eigentümergepflichtung des Bundes in der Unterhaltung auch auf die Pflege und Entwicklung des Gewässers ausdehnen.

3 Wasserstraßenunterhaltung an der Elbe unter besonderer Berücksichtigung der Belange des Biosphärenreservates Mittelelbe von 1998 bis 2009

Im Zeitraum von zehn Jahren wurden auf Initiative des damaligen Umweltministers von Sachsen-Anhalt die Gespräche zwischen der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) und den zuständigen Länderinstitutionen der Wasserwirtschaft und des Naturschutzes wieder verstärkt. Ziel dieser Gespräche war primär ein offener Informationsaustausch als Grundlage für eine Vertrauensbildung. Auf diesem Weg konnten weitere praktische Lösungsansätze verfolgt und konkretisiert werden.

Im Jahr 2000 wurden die mittlerweile bestätigten Vorschlagslisten für die an die EU zu melden den NATURA 2000-Gebiete ausgearbeitet. Die Elbe war als ein Mosaik verschiedener Lebensraumtypen nahezu vollständig in den entsprechenden Gebietsvorschlägen nach FFH-Richtlinie und EU-Vogelschutzrichtlinie enthalten. In der Annäherung an das Konfliktpotenzial zwischen der Regelung des verkehrswasserbaulichen Nachholbedarfs und den Zielsetzungen der FFH- und Vogelschutzrichtlinien wurde die bis dato vorhandene Gesprächskultur zur Ausgangsposition für eine neue fachliche und konstruktive Zusammenarbeit. Um ungeachtet der rechtlich kontroversen Auffassungen die fachlichen Lösungsansätze auszuloten, erfolgte 2001 die Einsetzung einer Bund-Länder-Arbeitsgruppe, in der auch die BR-Verwaltung Mittelelbe mit fachlicher Unterstützung durch das Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (LAU) vertreten war. Das Ziel dieser AG bestand darin, potenzielle Konfliktsituationen zwischen der Unterhaltung zur Regelung des Nachholbedarfs und den Schutzgebietszielen aufzuzeigen und gemeinsame Lösungsansätze zur Schadensvermeidung abzustimmen. Dazu erarbeitete die AG eine „Einschätzung wasserbaulicher Unterhaltungsmaßnahmen in Schutzgebieten der Elbe und Empfehlungen für die Erleichterung der Abstimmungsverfahren“ (AG WSV ELBELÄNDER 2005). Diese landläufig als „Handlungsempfehlungen“ für die Umsetzung von Unterhaltungsmaßnahmen in den NATURA 2000-Gebieten der Elbe bezeichneten Hinweise und Maßnahmevorschläge fanden Eingang in die Praxis der Unterhaltungsplanung wie auch deren

¹ Stadt Dessau, Landkreise Wittenberg, Köthen, Schönebeck, Roßlau und Zerbst (nach der Landkreisreform von 1994 Anhalt-Zerbst).

Abstimmung und haben bis heute Bestand. Das Papier enthält auch eine Übersicht mit Hinweisen und Maßnahmenvorschlägen zur Erhaltung des ökologischen Potenzials² und zum Erreichen ökologischer Verbesserungen. In dieser Übersicht werden Maßnahmen im eigentlichen Flussbett, an Bauwerken und im Ufer- und Auebereich aufgeführt (AG WSV-ELBELÄNDER 2005, Teilbericht 3, Tab. 15).

4 Beispiele für Maßnahmen zur ökologischen Verbesserung der Elbe

Der Fluss formt sein Gewässerbett und die Aue. Natürliche oder naturnahe Flusstrukturen und dynamische, Struktur bildende Prozesse sind die Voraussetzung für die Entwicklung und Erhaltung der flussbezogenen NATURA 2000-Gebiete und anderer bedeutsamer Lebensräume und ebenso für die Erreichung eines guten ökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL).

Unter Berücksichtigung der vorgenannten politischen und fachlichen Vorgaben lassen sich die aktuell im Rahmen der Gewässerunterhaltung angewendeten ökologischen Verbesserungsmaßnahmen am Fluss folgenden Strukturtypen zuordnen:

A Sohle/ Gewässerbett/ Uferzone

- Rückbau/ zeitgemäßer Umbau von Bauwerken und Befestigungen aller Art
- Aussetzung der Unterhaltung, z.B. an Gleituffern, Initiierung und Duldung von Uferabbrüchen
- Optimierte Landnutzung in den unmittelbaren Uferbereichen (Initiierung von Weichholzaue und weiteren FFH-LRT, Vermeidung von Viehtritt am Ufer und in sensiblen Gehölzbereichen und FFH-LRT).

B Ufer/ Aue

- Anbindung flussnaher Altwasser, Nebengewässer und Flutrinnen
- Rückbau/ Öffnung von Uferwällen
- Neuanlage von Gehölzstrukturen.



Abb. 3: Initiierte Uferabbrüche hinter einem Leitwerk, Matzwerder (Elbe-km 249,4 - linke Elbeseite). Foto: G. Puhlmann.

In Sachsen-Anhalt wurden diese Empfehlungen auf Erlass des Ministeriums für Landwirtschaft und Umwelt (MLU) vom 25.07.2006 vom Landesverwaltungsamt (LVwA) per Verfügung an die unteren Naturschutz- und Wasserbehörden eingeführt (Az 404.2.6 v. 09.08.2006). Die BR-Verwaltung Mittelelbe wurde mit der fachlichen Koordination der Umsetzung durch die Landkreiserwartungen beauftragt. Dies löste das seit 2001 zwischen Bund und Ländern vereinbarte Verfahren des sogenannten „Vor-Checkings“ ab, mit dem bis zur Anwendung der o. g. Handlungsempfehlungen die schon vorhandenen fachlichen Vorgaben schnell in praktisches Handeln umgesetzt wurden.

Nachfolgend sollen exemplarisch einige Beispiele für im Rahmen der Unterhaltung umgesetzte ökologische Anpassungen vorgestellt werden.

Beispiel: Moderne Bauwerksinstandsetzung

Das Niedrigwasserregelungssystem für die Elbe steht der großflächigen Bildung natürlicher, flusstypischer und dynamischer Strukturen entgegen. Ein zeitgemäßer Umgang mit den Bauwerken dieses Regelungssystems fördert ökologisch wertvolle Strukturen im Uferbereich, aber auch im Flussbett. Hier ist ein Umdenken, weg von der traditionell fixierten Unterhaltung und hin zur Auslotung der dynamischen Spielräume des Systems (Abb. 2 und 3), erforderlich. Seit 1999 werden dazu auch umfangreiche Untersuchungen und Funktionskontrollen zur Wirkung

² damit ist nicht das „gute ökologische Potenzial“ im Sinne der WRRL gemeint

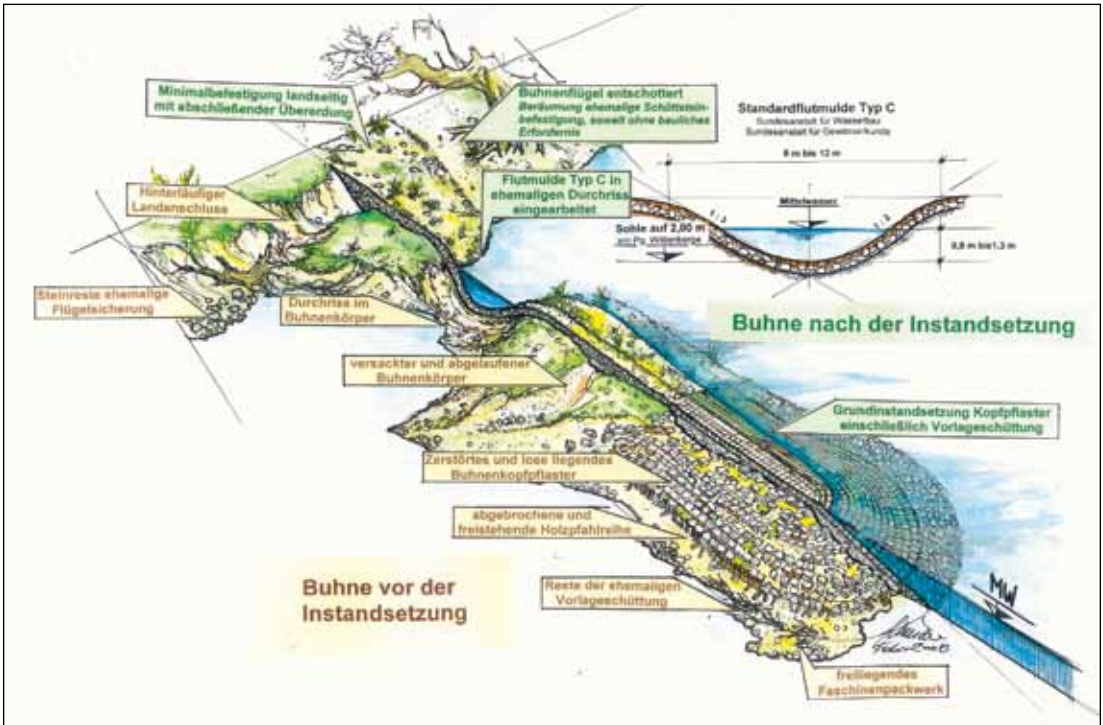


Abb. 4: Ausgebauter Buhndurchriss zur schnelleren Aktivierung der Sedimente im anschließenden Bühnenfeld bzw. zeitgemäßer ökologischer Umbau von Schadensbuhnen. Grafik: R. Schneider (WSA Magdeburg, ABZ Wittenberge).

von modifizierten Buhnen durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) Koblenz und die Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) Karlsruhe durchgeführt (HENTSCHEL & ANLAUF 2001, ANLAUF & HENTSCHEL 2002 und 2008). Im Biosphärenreservat wurden seit 1998 in Abstimmung mit den unteren Naturschutzbehörden der elbeanliegenden Landkreise³ von den Wasser- und Schifffahrtsämtern im Rahmen der Unterhaltung weit mehr als 100 Buhnen und ca. 3 Kilometer Deck- und Leitwerke ökologisch verbessert sowie zahlreiche, für die Stromregelung nicht mehr erforderliche Bauwerke und Bauwerksteile

³ bis 2007: Landkreise Wittenberg, Anhalt-Zerbst, Köthen, Schönebeck, Ohrekreis, Jerichower Land, Altmarkkreis Stendal und kreisfreie Städte Dessau und Magdeburg; ab 2007: Landkreise Wittenberg, Anhalt-Bitterfeld, Salzlandkreis, Bördekreis, Jerichower Land, Altmarkkreis Stendal und kreisfreie Städte Dessau-Roßlau und Magdeburg.

Abb. 5: Anlage einer Flutrinne hinter einer Bühnenwurzel bei Apollensdorf (Elbe-km 221,9 - rechte Elbeseite). Foto: A. Regner.





Abb. 6: Rückbau eines Deckwerkes bis zur Mittelwasserlinie am Matzwerder (Elbe-km 249,4 - rechte Elbeseite) während der Maßnahme. Foto: A. Regner.

zurückgebaut (siehe Abb. 2 und 4 bis 6). Sowohl im jeweiligen Bauwerksbereich als auch in der Gesamtheit ist eine maßgebliche Verbesserung der dynamischen Prozesse und damit der ökologischen Bedingungen festzustellen. In einigen Fällen konnte in diesen Bereichen schon unmittelbar nach Fertigstellung erfolgreiches Brüten von lebensraumtypischen Vogelarten, wie Austernfischer, Flussregenpfeifer, Flusseechwalbe und Uferschwalbe, festgestellt werden.

Beispiel: Beweidung von Gewässerufern

Ein Umdenken ist aber auch von anderen Anliegen, z.B. Nutzern der Ufergrundstücke, dringend erforderlich. Weichholzaue, als natürlicher Schutz der Ufer, wird in nicht unerheblichem Umfang durch landwirtschaftliche Nutzung bis an den Fluss verhindert (JÄGER 2002, JÄHRLING 2003) und Viehtritt zerstört im Ufersaum Pionierfluren und Brutplätze für Vogelarten mit europaweiter Bedeutung.

Die unteren Naturschutzbehörden und die WSÄ versuchen derzeit gemeinsam mit den Landnutzern, dieses Problem zu lösen. Im Bereich des Außenbezirkes Niegripp des WSA Magdeburg ist dies bis auf eine Ausnahme bereits gelungen.

Beispiel: Anbindung von Flutrinnen und Nebengewässern

Neben der sehr großen und im Rahmen eines EU-Life-Projektes mit fachlicher Unterstützung durch das WSA Dresden und durch die BAW über ein Planfeststellungsverfahren (PUHLMANN & JÄHRLING 2003, JÄHRLING in diesem Heft) umgesetzten Anbindung des Kurzen Wurfes (Elbe-km 250) wurden in den letzten Jahren zahlreiche kleinere Flutrinnen und Nebengewässer in fast allen Landkreisen im gesamten Biosphärenreservat wieder an die Elbe angeschlossen. Weitere Vorhaben dieser Art sind in Vorbereitung. Seit einiger Zeit wird dieser Prozess direkt von den WSÄ unterstützt oder sogar als Kompensationsmaßnahme selbst durchgeführt, auch wenn es immer wieder teilweise recht kontroverse Diskussionen zu Gestaltungsmerkmalen, wie z.B. der Höhe des jeweiligen Einlaufes und Auslaufes am Elbeufer, gibt. Jüngste erfolgreiche Beispiele sind die Flutrinnen bzw. Nebengewässer Dornburg, Parchau und Sandauer Holz (siehe JÄHRLING in diesem Heft).

Sonderlösung „Totholzbuhne“

Seit Anfang der 1990er Jahre wird das weitgehende Fehlen bzw. die regelmäßige Beräumung von Totholz im Fluss im Rahmen der Wasserstraßenunterhaltung als ökologisches Defizit der Elbe angeführt (GRAFAHREND-BELAU & BRUNKE 2005). Seitdem wird im Rahmen der Abstimmung der Unterhaltung darauf hingewirkt, auch seitens der WSV totes Holz in größerem Umfang bzw. für einen längeren Zeitraum im Fluss zu belassen. 2001 wurde durch die BR-Verwaltung Mittelelbe in Abstimmung mit der BAW ein Vorschlag für eine Konstruktion aus Totholz mit gleichzeitiger ökologischer und wasserbaulicher Wirkung als Experimentalbau erarbeitet. Die ursprünglich im Bereich des WSA Dresden bei Lutherstadt Wittenberg geplante und weiterhin für notwendig erachtete Umsetzung wurde in den Bereich des WSA Magdeburg, Außenbezirk (ABZ) Wittenberge verlagert, wo mit besonderer Unterstützung des ABZ-Leiters, Herrn H. Finke, vier sogenannte „Totholzbuhnen“, je zwei auf brandenburgischem und sachsen-anhaltischem Elbeufer, errichtet wurden. Diese Versuchslösungen werden wissenschaftlich mit einem Monitoring, von der BfG zur Frage der ökologischen Wirkung und von der BAW bezüglich der hydromorphologischen



Abb. 7: Bau einer ökologischen Bühne als sogenannte „Totholz Bühne“ bei Beuster (Elbe-km 450,7 - linke Elbeseite). Foto: A. Anlauf.

Verhältnisse, begleitet. Die Umsetzung dieses Vorschlages dokumentiert anschaulich einerseits das an der Sache orientierte Vertrauensverhältnis der an der Abstimmung der Unterhaltung Beteiligten und andererseits das vielfach notwendigerweise praktizierte Prinzip von Pilotstudien. Dieses Prinzip setzt den möglichen Irrtum bzw. die Fehlererkennung und -korrektur als konstruktives Element bewusst ein. Der immer noch relativ unzureichende Erkenntnisstand bezüglich der ökologischen Optimierung der Strombauwerke lässt letztendlich auch kein anders Vorgehen zu.

Beispiel: Naturschutzgroßprojekt Untere Havel - Renaturierung einer Wasserstraße

Ein im Bezug auf die Unterhaltung von Wasserstraßen in FFH-Gebieten besonders anspruchsvolles Vorhaben ist die Renaturierung der Unteren Havel, einem rechten Nebenfluss der Elbe. Durch Einschränkung der Schifffahrt ergeben sich hier gute Voraussetzungen für beispielhafte Lösungen. Folgende Maßnahmenkomplexe sollen umgesetzt werden:

1. Entfernung von Deckwerk
2. Beseitigung von Uferverwallungen und der Anschluss von Flutrinnen
3. Auen- und Uferwaldbegründung
4. Anschluss von Altarmen

5. Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit mit Hilfe von Fischaufstiegsanlagen
6. Anpassung der Unterhaltung der Wasserstraße.

Dem letztgenannten Maßnahmenkomplex kommt dabei vor allem langfristig die größte Bedeutung zu. Dieses Projekt wurde vom Naturpark Westhavelland und dem BR Mittelbe gemeinsam entwickelt und wird vom NABU mit Förderung als Naturschutzgroßprojekt durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) und den Ländern Brandenburg bzw. Sachsen-Anhalt getragen. Das Projekt ist Grundlage eines Regionalen Entwicklungskonzeptes der Landkreise Stendal und Havelland und ein zentraler Bestandteil der Bundesgartenschau 2015 in der Havelregion.

Sonderproblem Sohlerosion

Die aktuelle Sohlerosion ist oberhalb der Saalemündung das wesentlichste Problem der Elbe. Die Eintiefung der Elbe und der damit verbundene Einfluss auf die Grundwasserstände wirken, ähnlich wie bei der Mulde unterhalb des Muldestausees (PUHLMANN & RAST 1997), weit über den Fluss hinaus. Negative Auswirkungen sind für das BR Mittelbe bzw. das Weltkulturerbe „Gartenreich Dessau-Wörlitz“, für das europäische Schutzgebietssystem „Natura 2000“, insbesondere für die in Europa einzigartigen Auenwälder, für die Erhaltung der Biodiversität und sogar für die Landnutzung zu befürchten. Im BR Mittelbe besteht im Elbeabschnitt zwischen Pretzsch und Saalemündung besonderer Handlungsbedarf. Da Ursachen und Wirkungen sehr komplex sind, ist eine ausreichende Erosionsminderung über die herkömmliche Unterhaltung, selbst in Verbindung mit jährlicher Geschiebezugabe, nicht mehr zu erzielen. Aus diesem Grund hat eine Bund-Länder-AG ein Sohlstabilisierungskonzept erarbeitet. Über ein Pilotprojekt im Bereich der Elbe (Elbe-km 185 bis 200) sollen weitgreifende Lösungsansätze zukünftig erprobt werden (WSD Ost 2009, Abb. 8). Das Land Sachsen-Anhalt ist in dieser AG durch die BR-Verwaltung Mittelbe (seit 2005 ins LVWA integriert), die vom MLU damit beauftragt wurde, vertreten. Eine schnelle Umsetzung dieses Konzeptes in der gewählten Pilotstrecke und darüber hinaus ist aktuell und langfristig die vordringliche Aufgabe in diesem Elbeabschnitt. Mit Unterstützung des Bundesministeriums für

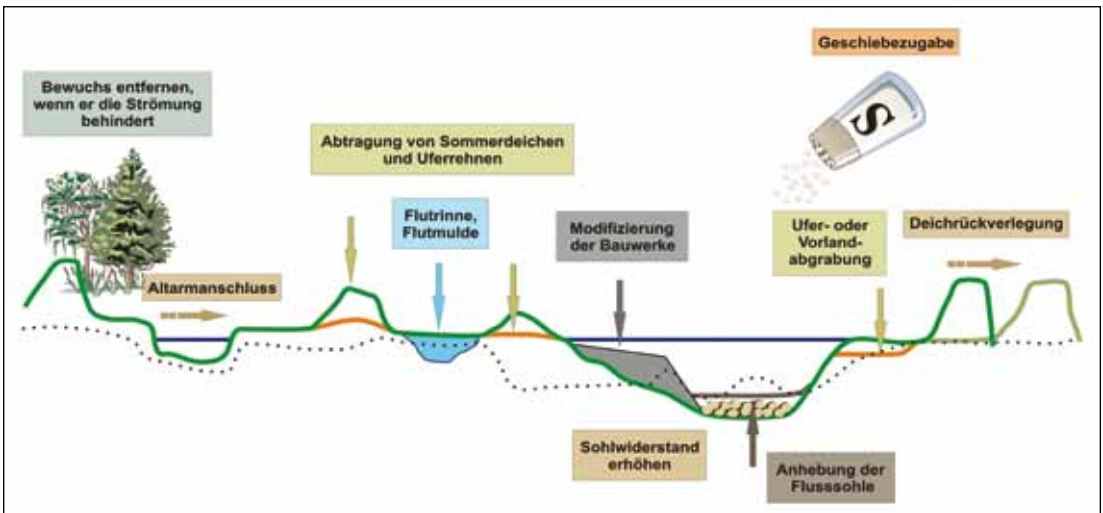


Abb. 8: Mögliche Maßnahmen zur Verringerung der Sohlerosion. Grafik: P. Faulhaber (BAW).

Umwelt und Reaktorsicherheit besteht auch ein reger Erfahrungsaustausch zwischen den Verwaltungen der Biosphärenreservate Mittelelbe und Lobau/ Nationalpark Donauauen bei Wien, wo vergleichbare Probleme schon länger bearbeitet werden.

Wissenschaftliche Begleitung, Dokumentation und weitere Vorgaben

Für die Praxisanwendung ökologischer Erkenntnisse bei der Unterhaltung der Elbe sind folgende Konzepte und Vorgaben vorhanden:

- BMVBS (2005): Grundsätze für das Fachkonzept für die Unterhaltung der Elbe zwischen Tschechien und Geesthacht
- AG WSV-ELBELÄNDER (2005): Einschätzung wasserbaulicher Unterhaltungsmaßnahmen in Schutzgebieten der Elbe und Empfehlungen für die Erleichterung der Abstimmungsverfahren
- WSD Ostr (2009): Sohlstabilisierungskonzept für die Elbe von Mühlberg bis zur Saalemündung.

Die konzeptionelle Arbeit wird durch vornehmlich von der BfG Koblenz und der BAW Karlsruhe durchgeführte wissenschaftlich angelegte Feldversuche an der Elbe untermauert.

5 Schlussfolgerungen

Seit 1990 wurde im BR Mittelelbe eine ganze Reihe von unterschiedlichen Maßnahmen bei der Unterhaltung der Wasserstraße Elbe erprobt und umgesetzt. Insbesondere wurden weit mehr als 100 Bühnen umgestaltet, zahlreiche Deck- und Leitwerke rück- bzw. umgebaut sowie zahlreiche Nebengewässer und Altarme an die Elbe angebunden. Die erwarteten ökologischen und morphologischen Wirkungen im Sinne der fachlichen Zielstellungen von Natura 2000 (FFH und EU-SPA) und der Biodiversitätsstrategie sind beim überwiegenden Teil der Maßnahmen eingetreten. Die fachübergreifende Zusammenarbeit in Arbeitsgruppen von Bund und Ländern zur Erstellung von Entscheidungshilfen für konkrete Problemstellungen hat sich bewährt. Insbesondere der hohe fachliche Anspruch und Kenntnisstand bei den beteiligten Institutionen des Bundes und der Länder einschließlich der unteren Naturschutzbehörden der Landkreise bei der Maßnahmenbetrachtung ermöglichte letztendlich die gesicherte Überführung bewährter Modelle in die tägliche Praxis. Die Aufgabe der fachlichen Koordination und Interessenbündelung für den 303 km langen Elbeabschnitt, der sechs Landkreise und zwei kreisfreie Städte vereint, übernimmt die BR-Verwaltung Mittelelbe. Auf naturschutz-

fachlichem Gebiet war beim Umgang mit dem Schutzgebietssystem Natura 2000 nicht in jedem Fall Konsens in Detailfragen zu erzielen. Aus Sicht der BR-Verwaltung Mittelelbe wäre es wünschenswert, großflächig wirkende, natürliche bzw. dynamische Prozesse, selbst unter gewissen Restriktionen, noch stärker zu beachten und zu fördern. Die aktuellen Forderungen der Umweltverbände und Bürgerinitiativen gehen in vielen der angesprochenen Fragen vor allem im ökologischen Bereich erheblich weiter. Seitens der an den Abstimmungsprozessen im Rahmen der Unterhaltung beteiligten Institutionen wurde und wird versucht, die bestehenden rechtlichen Spielräume unter Berücksichtigung des fachlichen Kenntnisstandes weitestgehend zu nutzen. Im BR Mittelelbe ist bezüglich der Wasserstraßenunterhaltung ein wohl bundesweit herausragender Handlungsstand erreicht worden. Dieser wurde bereits durch die UNESCO gewürdigt und wird seit einiger Zeit auch von Kollegen anderer Bundesländer im länderübergreifenden BR Flusslandschaft Elbe, seit 2009 auch in Sachsen angewendet.

Um der hohen ökologischen und naturschutzfachlichen Bedeutung des Gebietes gerecht zu werden und politische Beschlüsse und Erklärungen (z.B. Elbeerklärung 1996, Koalitionsbeschluss der Bundesregierung 2002, Biodiversitätsstrategie der Bundesregierung und des Landes Sachsen-Anhalt) umzusetzen, sind ressortübergreifend weiterhin große Anstrengungen erforderlich.

Aus den Erfahrungen der letzten 15 Jahre lässt sich auf eine Reihe verschiedenartiger, erfolgreicher, praxisnaher Lösungswege und Maßnahmen zurückschauen. Sie entsprechend weiter zu verfolgen und konstruktiv im Verbund aller Beteiligten auch im Sinne der WRRL zur Erreichung des guten ökologischen Zustands für die Elbe zu nutzen, bleibt gemeinsame Aufgabe, Ziel und Verpflichtung.

An dieser Stelle sei allen Akteuren, die seit 1990 an den Abstimmungsprozessen beteiligt waren, für die konstruktive Mitwirkung gedankt.

6 Zusammenfassung

Trotz umfangreicher Maßnahmen des Verkehrswasserbaus und Hochwasserschutzes, die zweifellos zu gravierenden Veränderungen im Auen-

ökosystem geführt haben, ist die Elbe mit ihren Auenbereichen ein nach wie vor ökologisch und naturschutzfachlich wertvoller Fluss und insgesamt herausragendes Ökosystem in Mitteleuropa. Der Beitrag widmet sich im Speziellen den Fragen des Gewässerausbaus und der Wasserstraßenunterhaltung seit Anfang der 90-er Jahre, zeigt in diesem Zusammenhang Konflikte zwischen Wasserstraßennutzung und Naturschutz auf und berichtet von den Erfahrungen bei der Umsetzung unterschiedlicher Maßnahmen zur Verbesserung des Zustandes der Elbe und ihrer Aue vor dem Hintergrund der Umsetzung der Ziele des kohärenten europäischen Netzes NATURA 2000 und der Entwicklung des Biosphärenreservates Mittelelbe. Im Mittelpunkt stehen dabei die Zusammenarbeit von unterschiedlichen Behörden, Institutionen und Umweltverbänden sowie die errungenen Kompromisse zu einer ökologisch ausgerichteten Gewässerunterhaltung unter Berücksichtigung der für die Bundeswasserstraßenverwaltung geltenden Bestimmungen einerseits und der Durchsetzung der Ziele und Forderungen des Naturschutzes andererseits. Der Beitrag erläutert bereits umgesetzte Projekte anhand verschiedener Beispiele.

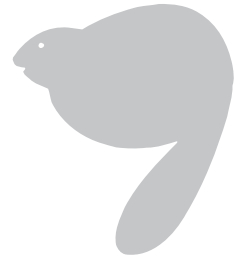
Literatur

- AG WSV ELBELÄNDER (2005): Einschätzung wasserbaulicher Unterhaltungsmaßnahmen in Schutzgebieten der Elbe und Empfehlungen für die Erleichterung der Abstimmungsverfahren. - 4 unveröff. Teilberichte.
- ANLAUF A. & B. HENTSCHEL (2002): Untersuchungen zur Wirkung verschiedener Bühnenformen auf die Lebensräume in Bühnenfeldern der Elbe. - In: Die Elbe - neue Horizonte des Flussgebietsmanagements. 10. Magdeburger Gewässerschutzseminar. - Stuttgart/Leipzig/ Wiesbaden (BG Teubner): 199-202.
- ANLAUF A. & B. HENTSCHEL (2008): Untersuchungen zur Wirkung verschiedener Bühnenformen auf die Lebensräume in Bühnenfeldern der Elbe. - In: BMVBS - BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR, BAU UND STÄDTEENTWICKLUNG (Hrsg): Tagungsband Wasserstraßen - Verkehrswege und Lebensraum in der Kulturlandschaft - Berücksichtigung ökologischer Belange an Bundeswasserstraßen Symposium am 11. September 2007 in Bonn: 94-100.
- ARCADIS (2006): Rahmenkonzept Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe.
- BMVBS - BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR, BAU UND STÄDTEENTWICKLUNG (2005): Grundsätze für das Fachkonzept der Unterhaltung der Elbe zwischen Tschechien und Geesthacht mit Erläuterungen. -

- http://www.wsd-ost.wsv.de/service/Downloads/Grundsaeetze_Elbe_o2_o5_2005.pdf.
- EICHHORN, A. (2004): Naturschutzgroßprojekt Mittlerer Elbe – Fördergebiet von gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung. - Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 41(2): 49-54.
- FAIST, H. (1994): Die Elbe als Wasserstraße, Zustand und Ausbau. - Binnenschifffahrt 49(5): 20-23.
- FAIST, H. (1996): Entwurf HU für Strombaumaßnahmen an der Elbe - Konzept für die Instandsetzung von Regelungsbauwerken und Engstellenbeseitigungen. - Binnenschifffahrt 51(6): 32-33.
- GAUMERT, T. (1990): Gestaltung von Bühnenfeldern nach gewässerökologischen Gesichtspunkten. - Wasserwirtschaft - Wassertechnik 7: 177-180.
- GRAFAREND-BELAU, E. & B. BRUNKE (2005): Die Besiedlung von Totholz und anderen Sohlsubstraten der unteren Mulde und mittleren Elbe durch aquatisch lebende Wirbellose. - Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 42(2): 13-24.
- HENTSCHEL, B. & A. ANLAUF (2001): Ökologische Optimierung von Bühnen in der Elbe. - In: WEITBRECHT, V. & A. V. MAZIK (Hrsg.): Bericht zum Workshop am UFZ Leipzig-Halle, Magdeburg 22./23.10.2001. - Technische Universität Delft & Universität Karlsruhe: 121-133.
- HENTSCHEL, P., LÜDERITZ, V., SCHUBOTH, C. & L. REICHHOFF (2002): Altwassersanierungen im Biosphärenreservat Flusslandschaft Mittlere Elbe am Beispiel des Kühnauer Sees. - Natur und Landschaft 77(2): 57-63.
- IKSE (1994) Ökologische Studie zum Schutz und zur Gestaltung der Gewässerstrukturen und der Uferandregionen der Elbe. Magdeburg.
- JÄHRLING, K.-H. (1996): Die flussmorphologischen Veränderungen an der Mittel-elbe im Regierungsbezirk Magdeburg seit dem Jahr 1989 aus Sicht der Ökologie. - Magdeburg (STAU - Staatl. Amt für Umweltschutz): 1-62.
- JÄHRLING, K.-H. (2003): Die Weichholzaunen und deren Bedeutung für den Hochwasserschutz im Elbegebiet. - Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 40(2): 27-34.
- JÄGER, U. (2002): Managementkonzept für die Weichholzaue im Bereich des Biosphärenreservates Mittlere Elbe/ Flusslandschaft Mittlere Elbe. - Unveröff. Gutachten.
- LAU - LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (Hrsg.) (2001): Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt. Landschaftsraum Elbe. - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, SH 3, Teil 1.
- PUHLMANN, G. & G. RAST (1997): Zum Feststoffhaushalt der unteren Mulde im Bereich Sachsen-Anhalt - Zustand, Perspektiven und Handlungsempfehlungen aus ökomorphologischer Sicht. - Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 34(SH): 33-37.
- PUHLMANN, G. (2000): Auenwald an der Elbe in Sachsen-Anhalt – Status und Entwicklungswege. - Tagungsband 9. - Magdeburger Gewässerschutzseminar ATV-DVVVK: 217-221.
- PUHLMANN, G. & K.-H. JÄHRLING (2003): Erfahrungen mit „nachhaltigem Auenmanagement“ im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Mittlere Elbe“. - Natur und Landschaft 78(4): 143-149.
- PUHLMANN, G. (2005): 25 Jahre Biosphärenreservat Elbe – frühere und heutige Aufgabenstellungen. - Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 42(SH): 3-20.
- PUSCH, M. & H. FISCHER (Hrsg.) (2006): Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. - Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 5. - Berlin (Weißensee Verlag).
- REICHHOFF, L. (2003): 25 Jahre Sanierung und Restaurierung von Altwässern an der Mittleren Elbe. - Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 40(1): 3-12.
- SCHOLTEN, M., ANLAUF, A., BÜCHELE, B., FAULHABER, P., HENLE, K., KOPALK, S., LEYER, I., MEYERHOFF, J., PURPS, J., RAST, G. & M. SCHOLZ (2005): The River Elbe in Germany – Present State, Conflicting Goals, and Perspectives of Rehabilitation. - Arch. Hydrobiol. Suppl. 155 (Large Rivers 15): 579-602.
- SCHOLZ, M., SCHWARTZ, R. & M. WEBER (2005) Flusslandschaft Elbe - Entwicklung und heutiger Zustand. - In: SCHOLZ, M., STAB, S., DZIOCK, F. & K. HENLE (Hrsg.): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen, Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft. - Berlin (Weißensee Verlag): 5-48.
- WSD - Wasser- und Schifffahrtsdirektion Ost (2009): Sohlstabilisierungskonzept für die Elbe von Mühlberg bis zur Saalemündung. - http://www.wsa-dresden.wsv.de/bau/download/Sohlstabilisierungskonzept_fuer_die_Elbe.pdf.

Zur Situation auentypischer Gewässer aus historischer Sicht und Erfahrungen bei der Altarmreaktivierung an der Elbe

KARL-HEINZ JÄHRLING



1 Allgemeine Grundlagen

Die natürlichen Überflutungsräume morphodynamisch intakter, frei fließender Oberflächengewässer, insbesondere großer Flussauen mit ihren Lebensraumtypen und flussaentypischen Lebensgemeinschaften, gehören zu den besonders gefährdeten Lebensräumen in Deutschland aber auch weltweit (BMU & BfN 2009, TOCKNER & STANFORD 2002). Gleichzeitig sind Auenlandschaften die vom Menschen bevorzugten Siedlungsgebiete. Damit verbunden ist eine seit Jahrhunderten andauernde anthropogene Veränderung der Auen.

Deshalb ist auch an der Mittleren Elbe von einem erheblichen Verlust des auentypischen Gewässerbestandes auszugehen. Teilweise verliefen diese Veränderungen schleichend und von der Öffentlichkeit kaum bemerkt. Bekannt ist, dass diese Eingriffe als sekundäre Folgeschäden langfristig und zeitversetzt wirken. In diesem Zusammenhang sei insbesondere auf die schon über 100 Jahre andauernde Sohlerosion und auf zunehmende Probleme mit Auflandungen der Flussauen als Folge künstlich forciert Sedimentakkumulationen verwiesen (FAULHABER 1998, 2000, WSV 2009).

Die Elbe und ihre Überflutungsaunen werden seit Jahrhunderten durch wasserbauliche Eingriffe des Menschen erheblich verändert. Neben der Minimierung der Überflutungsflächen, und damit der eigentlich dynamischen und ökologisch aktiven Anteile der rezenten Überflutungsaue, trifft dies vor allem auf den Bestand aktiver Elbealtwasser im „weitesten Sinne“ zu, d. h. auf den Bestand hydraulisch aktiver, permanent angeschlossener Nebengerinne. Hochflutrinne, als temporär durchströmte Gewässer, erfuhren dabei in den letzten 250 Jahren entlang der Elbe die

einschneidendsten Veränderungen. So kommen HARMS & KIENE (1999) für einen ausgewählten Abschnitt der Unteren Mittel-Elbe zwischen den Elbe-km 475 und 583 (von Schnackenburg bis unterhalb der Jeetzelmündung bei Hitzacker) hinsichtlich veränderter Morphologie in den Jahren von 1776 bis 1992 zu folgender Einschätzung:

- Etwa 30 % der Fläche des ehemaligen Hauptstromes der Elbe war ursprünglich durch Inseln gegliedert. Durch die hydraulischen Wirkungen entwickelten sich weitere Strukturen, wie Steilufer, Kolke oder Bereiche mit Sedimentdifferenzierungen. Von den ehemals bestehenden 55 Inseln und 28 vegetationsfreien Uferbänken ist in diesem 108 km langen Flussabschnitt nichts mehr vorhanden.
- Die maximale Strombreite der Elbe hat sich (ohne Berücksichtigung der o. g. Inseln) von 750 auf 450 m, die durchschnittliche Strombreite von 380 auf 220 m verringert. Demgegenüber wurde die minimale Breite von ehemals 130 auf heute 150 m festgelegt.
- Die Anzahl der Seitengewässer ohne Elbeabschluss stieg im betreffenden Fließabschnitt von 62 auf 142, während sich die mit Verbindung zur Elbe von 40 auf 28 reduzierte.

In diesem Zusammenhang besitzen auch die künstlich entstandenen Gewässer der Elbeauen, gerade bei Beachtung der aktuellen Gewässersituation, eine wesentliche Bedeutung für künftige Renaturierungsstrategien. Dies gilt sowohl für die durch wasserbauliche Maßnahmen abgeschnittenen ehemaligen Elbeverläufe als auch für Abtragungsgewässer sowie für in Betrieb befindliche oder bereits aufgegebene Hafenanlagen.

Durch den Verlust von Wasserflächen und amphibischen Übergangszonen in der Altaue sind primäre und sekundäre Lebensräume der natürlichen Flussaue mit den hieran gebundenen

Lebensgemeinschaften in erheblichem Ausmaß bezüglich Struktur und Quantität verloren gegangen. Der Verlust eines einst verzweigten Gewässersystems brachte ebenfalls gravierende Veränderungen der hydrologischen und hydraulischen Verhältnisse mit sich. Insbesondere für einen nachhaltigen und zeitgemäßen Hochwasserschutz hat die frühzeitige Ausuferung über ein verzweigtes Gewässernetz durchaus positive Auswirkungen, nicht nur im ökologischen, sondern auch im hydrologisch-hydraulischen und sedimentologischen Sinn. Diese Tatsache hat primär Bedeutung für die Betrachtung der heutigen Auswirkungen des Elbeausbaus hinsichtlich der Erosions- und Akkumulationsproblematik. Im Folgenden sollen die Ursachen für den erheblichen Verlust von Gewässerflächen und Veränderungen der Auenstrukturen analysiert und grundlegende Möglichkeiten der Renaturierung wertvoller Gewässerstrukturen durch Einbindung des vorhandenen Restbestandes natürlicher Altwasser und anthropogen entstandener Auengewässer aufgezeigt werden.

2 Historische Veränderungen der Elbe- aue durch anthropogene Eingriffe

Da die geologisch-morphologischen Verhältnisse des Elberaumes seit der Besiedlung durch den Menschen unverändert geblieben sind, dürfte die Homogenisierung der Gewässerstruktur der Elbe und das Fehlen dynamischer Flussaltarme ausschließlich auf anthropogene Ursachen zurückzuführen sein. Aus diesem Grunde wird in den folgenden Betrachtungen nicht auf Altarme eingegangen, die dem natürlichen Abtrennungsprozess unterlagen.

Der drastische Rückgang des Gewässerbestandes der Elbeauen ist auf zwei Ursachenkomplexe zurückzuführen. Das sind einerseits Maßnahmen des Hochwasserschutzes und andererseits verkehrswasserbauliche Eingriffe. ROMMEL (2000) kommt zu der Auffassung, dass Deichbau und Verkehrswasserbau für das heutige Erscheinungsbild der Elbe einschließlich der Tendenzen zu möglichen Laufverlagerungen von entscheidender Bedeutung waren. Bei der Diskussion dieser beiden Eingriffskomplexe muss berücksichtigt werden, dass sich sowohl die Zielstellungen als auch die konkreten Wirkungen im Erscheinungsbild gegensei-

tig beeinflussten und nicht immer fachspezifisch zu trennen sind. So dienten erste Anlagen von Flussbuhnen neben der Strombündelung zur Fahrwasserregelung auch dem Schutz flussnaher Deiche vor Eisgang. Weiterhin hatten Altarmabtrennungen aus lokaler Sicht durchaus auch positive Wirkungen auf den Hochwasserabfluss. Der enge Zusammenhang der Zielstellungen eines lokalen Hochwasserschutzes und des Verkehrswasserbaus ist bis heute in vielen Fällen unstrittig. Diese aus regionaler Sicht positiven Wirkungen lassen sich jedoch nicht in gleicher Weise auf das Gesamtsystem als höhere Betrachtungsebene übertragen. Die Maßnahmen wirken sich insbesondere auf den überregionalen Hochwasserverlauf aus und haben erhebliche hydraulische Folgen, z. B. für die schnelle Nutzung der Retentionswirkungen der Aue durch möglichst frühzeitiges Ausuferen, für Wellenabläufe und Hochwasserscheitellängen. Selbst wenn mittlerweile diese Zusammenhänge im Hochwasserschutz allgemein anerkannt werden, bestehen Defizite bei der praktischen Umsetzung übergreifender Konzepte hinsichtlich der Einbeziehung noch vorhandener Altarmstrukturen und ihrer positiven Wirkungen auf den Gesamtabflussprozess.

2.1 Maßnahmen zum Hochwasserschutz im Einzugsgebiet der Elbe

Bezüglich der Maßnahmen und Auswirkungen zum Hochwasserschutz an der Elbe ist davon auszugehen, dass der Beginn großer Eingriffe ein Jahrtausend zurückdatiert werden muss. Erste morphologisch wirksame Umgestaltungen in der aktiven Überflutungsauere der Elbe setzten durch Deichbaumaßnahmen im Bereich der Mittelelbe schon etwa ab dem Jahr 1150 ein (JÄHRLING 1998). Dabei handelte es sich allgemein um die Errichtung von Deichen als Hochwasserschutzanlagen. Die auen- und flussmorphologischen Auswirkungen dieser Ringdeiche, die zum Schutz der Siedlungen angelegt wurden, waren zunächst unerheblich. Erst als daraus, Jahrhunderte später, rein technisch konzipierte Lineardeichsysteme entstanden, wurden diese relevant.

Bis in die Gegenwart wurden dadurch der Elbeaue zwischen der Saale- und der Sudemündung etwa 86 % der Gesamtfläche entzogen (JÄHRLING 1994). Dieser Flächenverlust ist vergleichbar mit dem anderer mitteleuropäischer Flussauen (BMU & BfN 2009).

Die im Verlauf von Jahrhunderten entstandenen Deichsysteme sind der eigentliche „Schlüssel“ zum Verständnis des Verlustes von Gewässerflächen in der Altaue. Mit der Zeit haben sich ihre Ausbauparameter auf Grundlage der entsprechenden technischen Standards verändert und es wurde die permanente Anpassung der Anlagen an den jeweiligen Stand der wissenschaftlich-technischen Entwicklung und die Ausrichtung der Deichhöhen an statistisch immer besser gesicherte Bemessungswasserstände vorangetrieben. Während die Deiche früherer Bemessungen und Bauweisen bei den entsprechenden Extremereignissen doch hin und wieder brachen und entsprechend morphologisch vielfältige Strukturen in die rezente Aue „zurückbrachten“ (z.B. die Deichbrüche in der altmärkischen Wische im Winterhochwasser 1909), nimmt die Wahrscheinlichkeit von Deichbrüchen in der Altaue unter modernen Bedingungen deutlich ab. Dabei ist die möglichst hohe Sicherheit die unbestrittene Zielstellung von Deichbauten. Dies gilt im Besonderen auch nach der aktuellen Anpassung und Sanierung der Deiche der Elbe und ihrer Nebengewässer nach dem Augusthochwasser des Jahres 2002.

Bei den erwähnten Deichbrüchen entstanden teilweise sehr tiefe Stillgewässer, sogenannte Kolke oder Bracks, die meist durch eine neue Deichtrasse umbaut und dabei im Deichvorland des neuen Deiches belassen worden sind. Weiterhin stellen Deichneubau und Deichsanierung einzigartige Chancen für die Schaffung neuer Gewässer dar. So wurden entlang der Elbe in den letzten Jahrzehnten diverse Bodenentnahmestellen eingerichtet.

Die ursprünglichen Gründe für Ausdeichungen an der Elbe entsprachen naturgemäß denen in anderen Stromsystemen, wobei dem direkten Gewinn von Siedlungsflächen eine untergeordnete Bedeutung zukam. Sicher führten Deichziehungen zum Zwecke der Gewinnung von landwirtschaftlichen Nutzflächen auch zu verbessertem Schutz von Ansiedlungen und letztendlich zu einer Ausweitung dieser Siedlungsflächen.

Durch die Ausdeichung wurden komplette Altarmsysteme ehemaliger Flusshauptläufe von der primär bedeutsamen Wasserstandsdynamik und den hiervon abhängigen Prozessen, wie der Morpho- und Geschiebedynamik, der Grundwasserstandsdynamik, der Standort- und Vegetationsdynamik, dem Eintrag und Austrag von Nährstoffen so

wie dem Organismenaustausch ausgeschlossen (JÄHRLING 1994). Die Bemessung erfolgte für hydromorphologisch hoch wirksame Extremereignisse mit einem geringen Wiederkehrintervall. Durch die „Verlagerung“ in die deichgeschützte Altaue wurden große Teile des hochwasserabhängigen Gewässersystems der Elbe außerhalb des ursprünglichen Verzweigungsverlaufs des Hauptstroms von der natürlichen Auendynamik abgeschnitten. Dieser Prozess ist unter gegebenen gesellschaftlichen Bedingungen meist irreversibel. Die permanent ausbleibende hydraulische Beeinflussung der auf diese Weise abgeschnittenen Gewässer und der bestehende landwirtschaftliche Nutzungsdruck im Umfeld führten bei vielen Gewässern zu einer vorschnellen Alterung. Bei Ausbleiben anthropogen gesteuerter Erhaltungsmaßnahmen sind diese Gewässer auf Dauer nicht zu erhalten (REICHHOFF & REFIOR 1997). Neben den bereits unterbrochenen Funktionen für die aktive Flussaue betrifft dies auch alle anderen ökologischen Funktionen zonaler Standgewässer, da die ehemaligen Auengewässer schon auf Grund ihrer Morphologie (z.B. Verhältnis von Gewässer Oberfläche zur Wassertiefe und dem sich hieraus ergebenden Schichtungsverhalten) deutlich schneller altern als flächenmäßig vergleichbare, natürlich entstandene Seen oder künstlich entstandene Tiefgewässer, wie Abgrabungsseen.

2.2 Verkehrswasserbauliche Maßnahmen

Im Zusammenhang mit wasserbaulichen Maßnahmen sprechen Wasserbauingenieure gern von der Wasserbaukunst, welche maßgeblich zur Entwicklung des heutigen Erscheinungsbildes der Elbe in Form der Entwicklung der Elbe vom Strom mit natürlicher Dynamik zum „gebändigten“ Fluss beitrug. Bezüglich des Verkehrswasserbaus ist diese Ansicht sicherlich nicht von der Hand zu weisen. Mit dem Beginn des verstärkten Verkehrswasserbaus sind vor allem drastische Veränderungen des ehemals weit verzweigten Elbehauptstromes verbunden.

Die historische Entwicklung der Eingriffe und ihrer Folgen ist ähnlich kompliziert wie beim Ursachenkomplex Hochwasserschutz. Die verkehrswasserbauliche Entwicklung der Elbe wurde anfänglich durch hemmende politische Strukturen der Kleinstaaten entlang der Elbe stark behindert. Beginnend nach dem Wiener Kongress von 1815 sowie durch die Festlegungen der zweiten Revisi-

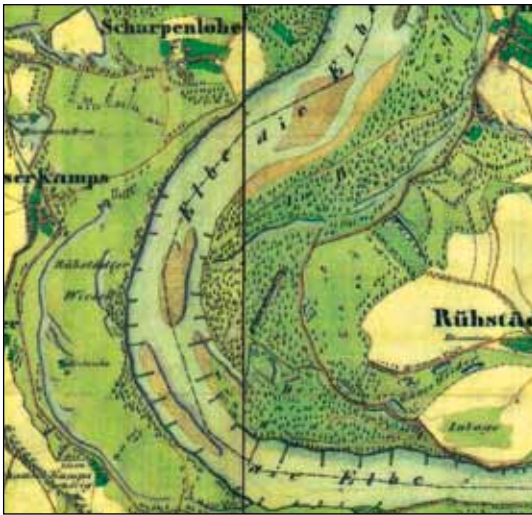


Abb. 1: Die Elbe bei Beuster/ Rühstedt, Elbe-km 440 bis 446 in der Mitte des 19. Jahrhunderts mit einer noch vorhandenen morphologischen Vielfalt an Flussinseln und Sandbänken. Ausschnitt aus dem Preußischen Urmeßtischblatt (Blätter 1542 und 1543), Aufnahmejahr 1843, Originalmaßstab 1:25.000.

Abb. 2: Die Elbe bei Beuster/ Rühstedt, Elbe-km 440 bis 446. Ehemals vorhandene Insel und Sandbänke sind aufgrund des Ausbaus als Wasserstraße nicht mehr vorhanden. Quelle: Landesluftbildbefliegung des Naturschutzes in Sachsen-Anhalt (RGB-Aufnahme aus dem Jahr 2006).

onskommission von 1844 setzte eine wesentliche Förderung als Grundlage für koordinierte, raumübergreifende Veränderungen im verbliebenen Urstromtal erst relativ spät ein. Die eigentlichen Arbeiten begannen 1866 mit der Gründung der Preußischen Elbstrombauverwaltung in Magdeburg (JÄHRLING 1993a). Laut ROLOFF (1916) wurden mit den verkehrswasserbaulichen Regelungen der Elbe die folgenden grundlegenden Zielstellungen verfolgt:

- Befestigung der Ufer
- Einschränkung breiter Stromstrecken und unmittelbare Aufräumung seichter Stellen
- Beseitigung von Inseln zur Herstellung und Erhaltung eines geregelten Fahrwassers
- Bepflanzungen von Sandfeldern und Anlandungen.

Sicher ist, dass der konzentrierte Beginn des Verkehrswasserbaus etwa auf die Mitte des 19. Jahrhunderts datiert werden kann. So begann ab 1840 der planmäßige Ausbau der Elbe zur Wasserstraße (ROLOFF 1916, JÄHRLING 1993a).

Einzelne Maßnahmen sind allerdings bereits ins 16. Jahrhundert zu datieren, abgesehen von früheren, punktuellen Eingriffen in das Abflussscheitern an Havel und unterer Elbe. Im Verlauf des 18. Jahrhunderts kam es zu lokalen Beeinflussungen im Flussbett und bei Ausbordungen in das Vorland wurden vereinzelt Ufer befestigt (ROMMEL 2000).

Mitte bis Ende des 19. Jahrhunderts wurde auf dem Territorium nunmehr einheitlich administrativ verwalteter Länder der morphologische Formenschatz umfassend nivelliert und teilweise beseitigt (s. Abb. 1 und 2). Als ausgewählte Beispiele sind hier in Anlehnung an ROMMEL (2002) Veränderungen für folgende Elbestrecken zu nennen:

Mäanderlauf bis zur Mündung der Schwarzen Elster

Hier handelt es sich um den oberen Bereich der Mittleren Elbe entsprechend der aktuellen Kilometrierung von Elbe-km 96 bis 199 (Austritt der Elbe aus dem Mittelgebirge am Schloss Hirsch-

stein/Sachsen bis zur Mündung der Schwarzen Elster). In diesem Abschnitt erfolgte durch die vorgenommenen Mäanderdurchstiche die umfangreichste Laufverkürzung (ROMMEL 2002). Dies betrifft im Einzelnen die Durchstiche:

- bei Mockritz (1748), Elbe-km 162,5 bis 165
- bei Klöden (1774), Elbe-km 190,5 bis 192
- bei Werdau (1810), Elbe-km 153
- bei Polbitz (1850), Mühlberg (1854) und Kamitz (1873).

Elbeverlauf südlich des Fläming

Diese Maßnahme bezieht sich auf folgende Durchstiche im Elbeverlauf zwischen der Mündung der Schwarzen Elster und der Saalemündung am Elbe-km 291:

- bei Gallin (1868), Elbe-km 204 bis 209
- am Kurzen Wurf bei Klieken (1934), Elbe-km 249,5 bis 250,5,

wobei es in diesem Abschnitt mit dem Durchstich des Kurzen Wurfs zur letzten künstlichen Verkürzung kam.

Stromteilungsstrecke bei Magdeburg

Beginnend an der Mündung der Saale (km 291) endet dieser Verlauf an der Ohremündung (km 350). Charakteristisch war hier ein lang gestreckter und sehr breiter Verzweigungsabschnitt in Form aktiver Nebengerinne sowie im Hauptgerinnebereich. Demzufolge sind die angeschnittenen Elbeverläufe gegenüber anderen Abschnitten teilweise sehr lang. Folgende Maßnahmen wurden in diesem Elbeabschnitt umgesetzt:

- Durchstiche mehrerer Elbemäander nördlich Magdeburg ab dem Jahr 1740 (z.B. der so genannte Zuwachs bei Gerwisch und die Alte Lostauer Elbe zwischen den Elbe-km 332 und 339) sowie
- Abtrennung der Alten Dornburger Elbe ab dem Jahr 1869 mit dem Bau des Umflutkanals zwischen den Elbe-km 301 und 320.

Verzweigungslauf im Elbe-Havelgebiet

Dieser Abschnitt erstreckt sich vom Bereich der Ohremündung am Elbe-km 350 bis zur ehemaligen Havelmündung am Elbe-km 431. Wesentlich waren hier mehrere Havelmündungsverlegungen zum Zwecke des Hochwasserschutzes in der Havelniederung und durch frühen Deichbau abgeschnittene, aktive Hochwasserabzweigungen in die linkselbische Tangerniederung unterhalb

Rogätz sowie rechtselbisch zur Havel. Als Maßnahmen erfolgten:

- Durchstich des so genannten Treuel (1684), Elbe-km 353 bis 355 und
- Durchstich des Elbemäanders am Sandauer Holz (um 1750), Elbe-km 416 bis 420.

Für die flussabwärts liegenden Abschnitte sind keine verkehrsbaulichen Altarmabtrennungen bekannt, weil, morphologisch bedingt, relativ wenige Altarmstrukturen vorhanden waren. Charakteristisch waren Hochwasserdurchbrüche zu zahlreichen, parallel verlaufenden Nebengewässern, die bereits frühzeitig durch Deichbaumaßnahmen unterbunden wurden. Der Flussabschnitt war gekennzeichnet durch eindrucksvolle Strombreiten mit stark verzweigten, furkationsartigen Stromteilungen, Inselbildungen und alternierenden Sandbänken. Die Hauptausrichtung verkehrswasserbaulicher Tätigkeiten bestand in verringerter Dimensionierung des Hauptgerinnes der Elbe bei Beseitigung von Verzweigungsstrukturen und Inseln.

Im weiteren Verlauf kann nach dem Beginn der intensiven Ausbauphase ab dem Jahr 1866 bis etwa 1892 vom Abschluss der Mittelwasserregulierung der Elbe ausgegangen werden (ROMMEL 2002). Durch gezielte Anlage von Bühnen und durch Längsverbau (Errichtung von Leit- und Deckwerken) wurde das Gerinne der Elbe begradigt und stark eingeeengt sowie die Strömung in die Mitte des inselfreien Flusses gelenkt. Die Zielstellungen der sich anschließenden Niedrigwasserregulierung der Elbe wurden per Reichsgesetz vom Dezember 1911 vorgegeben (JÄHRLING 1993b). Abgeschlossen wurde die Niedrigwasserregulierung an der Elbe im Wesentlichen in den 1930er Jahren mit Ausnahme der durch den zweiten Weltkrieg unterbrochenen Arbeiten im Bereich der so genannten Reststrecke bei Dömitz zwischen den Elbe-km 508,1 und 521,1 sowie einiger punktueller Maßnahmen.

Bezüglich der ökologischen Wirkungen abgeschnittener Altarme und Nebengewässer ist es von Bedeutung, ob die betreffenden Gewässer in der rezenten Aue als hydraulisch beeinflusste Strukturen im Hochwasserfall verblieben oder ob diese im Nachhinein durch gezielte Ausdeichung in die Altaue verlagert wurden.

2.3 Folgen der Eingriffe

Mit den Maßnahmen des Hochwasserschutzes und des Verkehrswasserbaus in der Gewässerlandschaft der Elbeauen sind neben ökologischen Auswirkungen auf Lebensräume und Lebensgemeinschaften, die aus hydraulisch-morphologischen Veränderungen resultieren, auch eine Anzahl weiterer direkter und indirekter Folgen verbunden. Diese wurden und werden in der Regel mittel- bis langfristig wirksam. Hierbei sind die Erosionsproblematik der Elbe, die grundlegende Auflandungstendenz in den jeweiligen Elbestrecken sowie die mit den Flächennutzungen verbundenen Auswirkungen zu nennen, die im Folgenden detaillierter beschrieben werden:

Sohlerosion

Grundsätzlich ist von einer an Wirksamkeit zunehmenden Erosion der Flusssohle auf Grund des Geschiebedefizits im Bereich der Oberen Mittel-Elbe auszugehen (vgl. WSV 2009). Diese Tendenz ist ursächlich auf die Abriegelung der geschiebeführenden Oberläufe der Elbe und ihrer Nebenflüsse zurückzuführen. Der Talsperrenbau schnitt die vielfältigen Sedimentquellen ab und die Sohl-schubspannungen, hervorgerufen durch flussbauliche Maßnahmen in der Vergangenheit, verringerten sich. Dies betrifft im Wesentlichen die sogenannte Erosionstrecke zwischen Elbe-km 120 (unterhalb Strehla in Sachsen) und 230 (oberhalb Wittenberg in Sachsen-Anhalt) in Größenordnungen zwischen 100 und 200 cm, abklingend etwa am Elbe-km 250 oberhalb von Roßlau (JÄHRLING 2004). In diesem Zusammenhang sind jedoch auch regional begrenzte Wirkungen in anderen Abschnitten festzustellen. So vertiefte sich die Flusssohle in den Abschnitten nördlich Magdeburgs ebenfalls drastisch. Im Zeitraum von 1874 bis 1963 wurden Sohlvertiefungen von 2,10 m an der Messstelle Magdeburg-Rothensee und von 2,05 m im Bereich Niegrapp festgestellt (JÄHRLING 1993a). Durch diese Erosionen sind besonders die noch vorhandenen Altwasser in der rezenten Elbeauen betroffen, da sich die Flussbettvertiefungen in den langjährigen Grundwasserständen niederschlagen, speziell im hydrologischen Bereich zwischen abnehmendem Mittelwasser- und Niedrigwasserabfluss.

Auflandungstendenzen

Ein weiteres Problem stellt die in einigen Elbe-

abschnitten deutlich sichtbare, zunehmende Sedimentation auf den betreffenden Auenflächen dar, die neben ökologischer Relevanz auch Bedeutung für den Hochwasserschutz besitzt. Derzeit ist es trotz vorliegender Untersuchungsergebnisse schwierig, ortsbezogene Aussagen zu treffen. Dass es sich hierbei durchaus aber um ernst zu nehmende Tendenzen handelt, wird anhand der intensiver beobachteten Flächen der rezenten Aue in urbanen Bereichen (z. B. im Umflutbereich der Stadt Dresden) deutlich. Dies trifft sowohl für Auflandungen von mineralischen Geschieben nach Extremhochwassern auf den exponierten Lagen in der Aue als auch für eine mehr oder weniger flächige Verteilung organischer Feinsedimente und schluffiger Substrate zu.

Nutzungsbedingte Eingriffe

Die wasserbaulichen Maßnahmen der vergangenen Jahrhunderte ermöglichten weiterführende Eingriffe, da nun ehemalige Rest- und Splitterflächen der rezenten Aue durch die Hauptstrombündelung deutlich besser erreichbar und nutzbar waren. Die ehemaligen Insel- und Halbinsellagen lassen sich heute an Hand der Flurnamen, durch Bezeichnungen wie Werder bzw. Heger, identifizieren. Daraus erwachsen für die Auengewässer und ihre ökologische Funktion folgende Problem-bereiche:

- Wegebau und -führung
Ehemals nur temporär verfügbare Flächen der rezenten Aue sind heute durch Wegebau und -führung ständig erreichbar. Die Wege verlaufen über weite Fließstrecken parallel zur Elbe und erschließen komplett die Aue. Sie stellen für die Auengewässer und ihre Dynamik erhebliche Hindernisse dar. Diese verhindern insbesondere das frühzeitige Ausuferern kleiner Hochwasser mit hohen Wiederkehrintervallen in das Auengewässersystem.
- Entwässerungen
Weite Bereiche der rezenten Aue wurden zur effektiven Nutzbarkeit im Verlauf der vergangenen Jahrzehnte mit einem Netz von Entwässerungsgräben ausgestattet. Sie verbinden die Gewässer der Aue und die Tieflagen miteinander, führen zu einer schnellen Entwässerung nach einem Hochwasser und wirken dem Retentionsvermögen der Auenlandschaft entgegen.

- **Anlagenbau**

Verbunden mit dem Bau zusammenhängender Entwässerungssysteme entstanden in der rezenten Aue auch diverse Stauanlagen, um in trockenen Sommern einen definierten Mindestwasserstand in den Auengewässern zu erhalten. Die Zielstellungen dieser Staumaßnahmen bestehen zumeist in der Wasserhaltung für landwirtschaftlich genutzte Wiesenbereiche und in der Sicherung ausreichender Wasserstände für den Fischbestand.

3 Ausgewählte Beispiele für Altarmreaktivierungen im Bereich der Mittleren Elbe

Im Folgenden werden Möglichkeiten und Potenziale der Gewässerredynamisierung aufgezeigt. Es werden Projekte der direkten Gewässeranbindung im Biosphärenreservat Mittelbe am Beispiel des Kurzen Wurfes bei Klieken, einem natürlichen Auenaltwasser der Elbe und des Baggerlochs Parchau, einem künstlich entstandenen Auengewässer und ehemaligen Abgrabungsgewässer vorgestellt (s. Abb. 3). Weitere Möglichkeiten zu Gewässeranbindungen bestehen im Rahmen von Deichrückverlegungen an der Elbe, die bereits erfolgt, geplant bzw. vorgesehen sind. Rückdeichungen und die damit mögliche Reaktivierung ehemals aktiver Auengewässer stellen bezüglich der Gewässerlandschaft sehr effektive Möglichkeiten zur ökologischen Aufwertung der Aue dar. In diesem Zusammenhang wird auf die Rückdeichungsplanungen bei Lödderitz (EICHORN et al. 2004) und bei Sandau (LAU 2001) in Sachsen-Anhalt, bei Lenzen in Brandenburg (PURPS et al. 2004) sowie auf die bereits realisierte Rückdeichung im Roßlauer Oberluch (SCHOLZ et al. in diesem Heft, S. 103 ff) verwiesen. Alle diese Vorhaben eröffnen grundlegende Perspektiven komplexer Gewässerreaktivierungen, welche auch Bestandteil der jeweiligen landschaftspflegerischen Begleitplanung sind (PUHLMANN & JÄHRLING 2003).

3.1 Wiederanschluss des Kurzen Wurfes bei Klieken

Der Wiederanschluss des sogenannten Kurzen Wurfes zwischen den Elbe-km 249,5 und 250,5 erfolgte im Dezember 2001 im Rahmen eines EU-

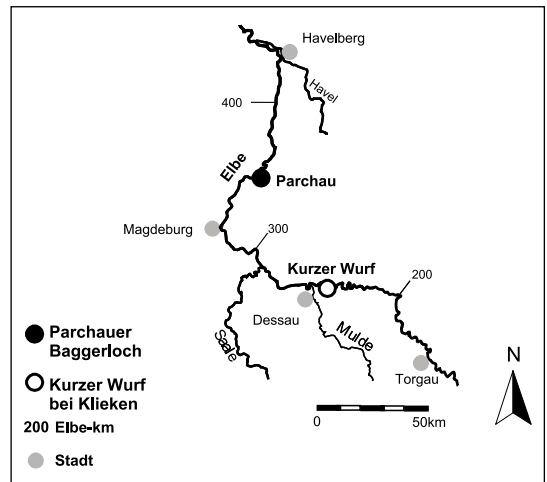


Abb. 3: Lage der Untersuchungsgebiete. Grafik: M. Scholz.

LIFE Projektes des Biosphärenreservates Mittelbe. Mit der Umsetzung dieses Großprojektes war neben der eigentlichen Anbindung des Elbealtarms an die rezenten Aue, ein Komplex weiterer, nachfolgend genannter Einzelvorhaben verbunden:

- Entschlammung des stark verlandeten Altwassers Alte Elbe Klieken in der Altaue
- Pflanzung und Entwicklung von etwa 60 ha Auenwald
- Umwandlung von etwa 30 ha landwirtschaftlicher Nutzfläche in Wald.

Der Kurze Wurf war ein ehemaliger Elbehauptverlauf, der in den Jahren 1931 bis 1934 zur Verbesserung der Schifffahrtsverhältnisse von der Elbe abgetrennt wurde. Auf diese Tatsache weisen noch vorhandene Bühnenreststrukturen im Kurzen Wurf hin. Diese Abtrennung war verbunden mit entsprechenden Auswirkungen auf die Hydraulik, die Strömungsverhältnisse, die Gewässergüte sowie auf die Gewässermorphologie, die Lebensräume und ihre -gemeinschaften. Durch diesen massiven Eingriff in den Naturhaushalt ging auch der Fließgewässercharakter verloren. Die Abtrennung des Kurzen Wurfes erfolgte durch den Bau einer neuen Stromrinne und durch die teilweise Verfüllung des Altlaufs im Zustrombereich bis in den Bereich des mittleren Hochwassers. In den folgenden Jahrzehnten wur-



Abb. 4: Kurzer Wurf mit oberstromigem Einstrombereich (Elbe-km 250) nach dem Sommerhochwasser 2002. Foto: R. Apel (2003).



Abb. 5: Durch Anbindung des Kurzen Wurfes entstandene naturnahe Abbruchkanten. Foto: A. Regner (2004).

den bereits verfüllte Teilabschnitte zusätzlich mit Baggergut aus der Elbe überdeckt.

Die Anbindung erfolgte am Elbe-km 249,3 in einem leichten Bogen mit der Mündung des Zulaufs aus der Elbe in den südlichen Teil des Kurzen Wurfes. Diese Verbindung hat eine Länge von etwa 200 m, eine Sohlbreite von etwa 10 m sowie ein Böschungsfälle zwischen 1:3 und 1:5. Der Zulaufbereich wurde wegen einer aus Sicht der Wasserstraßenverwaltung befürchteten Durchbruchgefahr gesondert befestigt. Im Einlaufbereich des Zulaufgerinnes wurde eine Grundschwelle mit einem mittigen Einschnitt von 0,5 m Höhe unter Mittelwasser eingebaut, die unterstromig mit einem muldenförmigen Tosbecken versehen wurde. Die ausreichende Standicherheit der Böschungen wurde durch Steinschüttung mit Wasserbausteinen erzielt.

Weiterhin wurde zur Sicherstellung der Durchströmung des Gesamtgewässers der Ablaufbereich des Kurzen Wurfes in die Elbe am Elbe-km 250,4 geräumt. Hierbei wurden aus dem vorhandenen Haupt- und aus zwei Nebengerinnen des Ausstrombereiches ca. 10.000 m² organische Feinsedimente und sandig-kiesige Substrate entfernt. Als flankierende Maßnahme erfolgte die Renaturierung der Katschbachmündung in den Kurzen Wurf.

Der weitere Verlauf der Dynamik und der morphologischen Veränderungen wurde nach Abschluss der Reaktivierungsmaßnahme im Kurzen Wurf und im Umfeld wissenschaftlich begleitet.

Besonderes Interesse galt den Auswirkungen des Augsthochwassers 2002 und dem Eishochwasser 2002/2003 (Abb. 4 und 5). Folgende eigendynamische Prozesse wurden festgestellt:

- Ausbildung eines großen Kolkes am Ufer des Matzwerders (linkes Altarmufer) unterhalb des befestigten Zustrombereiches mit einer Wassertiefe von etwa 5 bis 6 m bei Mittelwasser einschließlich eines etwa 5 m hohen Steilufers auf einer Länge von etwa 40 m. Die im Bereich unterspülten Bäume kippten in den Altarm und wurden als biotopbildendes, hydraulisch wirksames Totholz im Altarm belassen.
- Am rechten Ufer des Altarmes haben sich unterhalb der Zulaufbereiches lang gestreckte, vegetationslose Kiesbänke mit einer Gesamtfläche von etwa 20.000 m² ausgebildet, von denen die höheren Bereiche etwa 1 m über Mittelwasser liegen. Größere Flächen liegen temporär als gut durchspülte Kiese unter Wasser. Weiter unterhalb sind im Altwasser drei Inseln in Mittelwasserhöhe mit einer Flächengröße von etwa 200 m² entstanden.
- Am gegenüberliegenden Elbeufer außerhalb des eigentlichen Altarmkomplexes wurden mehrere, jeweils hunderte Quadratmeter große Kiesaufschüttungen festgestellt. Sie befinden sich direkt gegenüber der unterstromigen Ausmündung des Altwassers auf der linksseitigen, gegenüberliegenden Elbeue und wurden vermutlich durch Querströmungen hervorgerufen.

3.2 Anschluss Baggerloch Parchau

Das folgende Beispiel wurde ausgewählt, weil hiermit die Anbindung eines künstlich entstandenen Gewässers in einer hydraulisch günstigen Lage ohne zusätzliche Befestigungen vorgenommen werden konnte. Wie bereits erwähnt, besitzen künstlich entstandene Gewässerstrukturen für künftige Renaturierungskonzepte flussmorphologisch aktiver Auen eine besondere Eignung. Das Baggerloch Parchau ist ein rechtselbisch gelegenes Abtragungsgewässer, das etwa in den 1930-er Jahren durch Auskiesung vermutlich im Bereich eines ehemaligen Elbealtarms oder einer großen Flutrinne entstanden ist. Es besitzt eine gestreckte Form mit einer großen Aufweitung im Nordteil und eignete sich insbesondere aus diesem Grund hervorragend für den Anschluss an den Fluss mit der entsprechenden Funktionsübernahme als Flussaltwasser bzw. -nebengerinne.

Das Gewässer erstreckt sich am rechten Elbeufer zwischen den Elbe-km 358,5 und 359,3. Bis zur Maßnahmerealisierung bestand es auf Grund der Querung durch zwei ehemalige Panzertrassen aus drei hydraulisch und ökologisch weitgehend voneinander getrennten Gewässerteilen. Eine bereits vorhandene, oberstromige Anbindung bestand lediglich aus einem etwa 2 m breiten Kanal, der etwa ab Mittelwasser angeströmt wurde. Es ist wahrscheinlich, dass diese Anbindung dem Transport des abgebauten Kieses diente. Unterstromig erfolgte eine Anbindung erst ab einem etwa 5- bis 10-jährigen Hochwasser.

Die Veranlassung zur (Wieder-)Anbindung dieses Gewässers ergab sich als Teil einer Ausgleichs- und Ersatzmaßnahme für die bereits vorgenommene Verbreiterung des Elbe-Havel-Kanals im Rahmen des Verkehrsprojektes Deutsche Einheit Nr. 17, speziell für den Planfeststellungsabschnitt 1 in der Stadtstrecke Burg. Die Kompensationsmaßnahme wurde bereits am 29.09.2002 planfestgestellt. Flankierende Maßnahmen waren der Bau eines Biberrettungshügels, die Anbindung unterstromiger Flutrinnebereiche durch gezielte Beräumungen im Zustrombereich und die Entsigelung der hier vorhandenen Plattenwege.

Die Zielstellung der Redynamisierungsmaßnahme bestand in der:

- Schaffung schnell fließender, turbulenter Strukturen
- dauerhaften Freihaltung und natürlichen Räumung des Kiesgewässers bei Wasserständen

großer Mittelwasser durch direkte, barrierenfreie Durchströmung

- Schaffung einer verlangsamten Strömung bei Wasserständen kleiner Mittelwasser und damit einer optimalen Sauerstoffversorgung des Restgewässers
- Gewährleistung einer ungehinderten Fischmigration bei sehr kleinen Wasserständen im Niedrigwasserbereich.

Solche strömungsberuhigten Bereiche mit kiesigem Untergrund sind als Wintereinstandsräume wichtige Habitats der autochthonen Fischfauna. Als Grundlage des gültigen Planfeststellungsbeschlusses wurden entsprechend der Ausführungsplanung die folgenden Details bei der Gewässeranbindung umgesetzt:

- Die komplette Beräumung der Panzerdurchfahrten erfolgte auf einer Breite von 20 m, die als Querriegel bei Niedrigwasserständen wirksam waren.
- Die Baggerung der oberstromigen Anbindung wurde als Muldenprofil auf einer Mindestbreite von ca. 20 m und einer Höhenlage von 1 m unter dem Mittleren Niedrigwasser realisiert. Damit sollten Fischrückzugsräume bei langandauernden Niedrigwasserereignissen entstehen. Die oberstromige Böschung des Zulaufkanals wurde dabei als Steilufer ausgeführt. Neben der Schaffung hochdynamischer Lebensräume dient dies insbesondere der Verhinderung von Durchfahrten bei niedrigen Wasserständen (Abb. 6).
- Die unterstromige Anbindung erfolgte in der tiefsten vorhandenen Geländelage am Ende des Gewässers auf kürzestem Weg zur Elbe auf einer Breite von 10 bis 15 m, was der Höhenlage des Mittelwasserspiegels entspricht. Einerseits wird dadurch die Wasserhaltung gewährleistet, ohne die Dynamik im fallenden und steigenden Hochwasser zu beeinflussen, andererseits fallen weniger Aushubstoffe an.
- Die anfallenden Aushubmassen wurden an geeigneten Stellen wiederverwendet. Der überwiegende Teil der Massen konnte zum Bau des Biberrettungshügels auf dem Höhenrücken unterstromig des Ablaufs eingesetzt werden.
- Abschließend erfolgte die Vertiefung einer aus dem Gewässer auslaufenden Flutrinne, um ein unterstrom liegendes Flutrinnensystem frühzeitig anzubinden.

Zeitgleich mit dem Abschluss der Baumaßnahme stieg der Wasserstand der Elbe über Monate der-



Abb. 6: Zulaufbereich bei Niedrigwasser zum Abtragungsgewässer bei Parchau. Foto: K.-H. Jährling.



Abb. 7: Steilufer am unbefestigten Ablauf vom Abtragungsgewässer bei Parchau. Foto: K.-H. Jährling.

art an, dass das angeschlossene Gewässersystem durch die neu geschaffenen Öffnungen zur Elbe stark durchströmt, aber der Gesamtbereich nicht flächig überströmt wurde. Dadurch bildete sich in dieser Zeit zwischen Elbe und Anschlussgewässer eine etwa 1.000 m lange und durchschnittlich 100 m breite Insel. Da ein weiterer Wasseranstieg mit entsprechender Druckabnahme durch die Ausuferung in die Aue ausblieb und die umgebauten Abschnitte noch nicht mit flächiger Vegetation bewachsen waren, wurde die nicht zusätzlich befestigte Auslaufrinne insgesamt hydraulisch sehr stark beansprucht. Aufgrund der Ufererosion war anzunehmen, dass der Ablaufbereich nach dem Durchbruch durch die anstehende Auenlehmedecke weiter in die darunter liegenden Kiese erodiert und sich gegebenenfalls deutlich der tiefer liegenden Zulaufsohle nähern wird. Unter diesen nahezu idealen Bedingungen kam es dann zur Ausbildung steiluferartiger Abbrüche an den Gerinneufern im gesamten Ablaufbereich (bis maximal etwa 2 bis 3 m Höhe) und zur Aufspaltung des Abflusses in das unterhalb liegende Bühnenfeld (Abb. 7). Die konkreten morphologischen Auswirkungen der Anschlussmaßnahme werden allerdings erst nach einer deutlichen Wasserstandsabsenkung der Elbe sichtbar sein.

Mit den morphodynamischen Entwicklungen im Abstrombereich, die in dieser Form nicht zu erwarten waren, ist wahrscheinlich eine permanente Durchströmung des Gewässers gegeben. Die Änderung der ursprünglichen Zielstellung,

die vorsah, einen Altwasserschluss zu erreichen, wurde eher zufällig zugunsten der Schaffung eines durchströmten Gewässers aufgegeben und erweitert. In der nördlichen Aufweitung des Anschlussgewässers sind noch ausreichende große und tiefe Stillwasserbereiche vorhanden, so dass mit dieser Maßnahme beide Zielstellungen verwirklicht worden sind.

4 Ausblick

Die Elbe ist im Verlauf der letzten Jahrhunderte durch Eingriffe so nachhaltig umgestaltet worden, dass sich das aktuelle morphologische Bild von Fluss und Aue erheblich verändert darstellt. Dabei handelt es sich keineswegs um völlig unumkehrbare Entwicklungen, wie sich an Hand verschiedener Projekte aufzeigen lässt. Bei ganzheitlicher Herangehensweise, festgelegter Zielposition und Leitbildformulierung ergeben sich unter Berücksichtigung der ausgewogenen Nutzung der Elbe als Wasserstraße und Gewährleistung des notwendigen Hochwasserschutzes deutliche Potenziale im Bereich der Gewässerreaktivierung, sowohl in der rezenten Elbe als auch in der Altaue. Neben Vorhaben dieser Art besitzen Wiederbelebungen von Gewässeraltstrukturen in der Altaue im Zuge von Rückdeichungen auf Grund der großen ökologischen Effizienz einen sehr hohen Stellenwert. Wesentlich ist dabei insbesondere die Berücksichtigung des Prozessschutzes als

Basis für derartige Maßnahmen gegenüber konservativen, relativ statischen Arten- und Biotopschutzgedanken.

Anhand der Beispiele wurden Projekte im Bereich der Mittleren Elbe vorgestellt, die bereits realisiert sind. Diverse Folgevorhaben sind grundsätzlich möglich und teilweise schon in Vorbereitung. Möglich werden solche konkreten Vorhaben nur durch eine konstruktive und interdisziplinäre Kooperation zwischen den verschiedenen Fach- und Interessenvertretern. Neben der Zusammenarbeit des Naturschutzes und der Wasserwirtschaft auf Landesebene trifft dies in besonderem Maße für die Umsetzung gemeinsamer Vorhaben zwischen der Wasserstraßenverwaltung des Bundes und den Naturschutz- und Wasserbehörden des Landes zu. Dies zeigte sich sowohl bei verfahrensfreien Maßnahmen im Rahmen der Unterhaltung der Bundeswasserstraße mit dem zuständigen Außenbereich des jeweiligen Wasser- und Schifffahrtsamtes als auch in planfestgestellten Maßnahmen mit dem dafür zuständigen Wasserstraßenneubauamt.

In den zurückliegenden Jahren sind deutliche Fortschritte in der Zusammenarbeit zu verzeichnen. So wurden Reaktivierungen von Altwässern in die Unterhaltungspläne für sieben Modellstrecken der Elbe aufgenommen. Damit ist eine grundlegende planerische Sicherheit gegeben, auch bei Maßnahmen sonstiger Rechtsträger oder Dritter.

Zusammenfassung

Vor dem Hintergrund der an der Elbe in den letzten Jahrhunderten vorgenommenen anthropogenen Eingriffe stellt sich das heutige morphologische Bild des Flusses und der Aue nachhaltig verändert dar. Im Beitrag werden einige dieser morphologischen Veränderungen im historischen Kontext analysiert. Dass es sich dabei nicht ausschließlich um völlig unumkehrbare Entwicklungen handelt, wird an Hand zweier erfolgreich realisierter Projekte zur Altarmenbindung im Biosphärenreservat Mittelelbe dargestellt. Ausgewählt wurden ein natürliches Auenaltwasser der Elbe (Kurzer Wurf bei Klieken) und ein künstlich entstandenes Augengewässer (ehemaliges Abgrabungsgewässer bei Parchau). Dabei werden auch Potenziale zur Gewässerredynamisierung aufgezeigt.

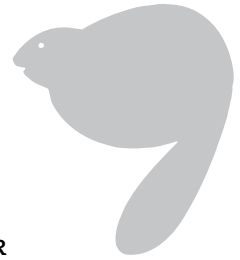
Literatur

- BMU & BfN - BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT & BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (2009): Auenzustandsbericht - Flussauen in Deutschland. - <http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/wasser/Auenzustandsbericht.pdf>.
- EICHHORN, A., RAST, G. & L. REICHHOFF (2004): Naturschutzgroßprojekt Mittlere Elbe, Sachsen-Anhalt. - Natur und Landschaft 79(9): 423-429.
- FAULHABER, P. (1998): Entwicklung der Wasserspiegel- und Sohlenhöhen in der deutschen Binnenelbe innerhalb der letzten 100 Jahre - Einhundert Jahre „Elbestromwerk“. - Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe 8. Magdeburger Gewässerschutzseminar. - Stuttgart/Leipzig (Teubner Verlag).
- FAULHABER, P. (2000): Untersuchung der Auswirkung von Maßnahmen im Elbevorland auf die Strömungssituation und die Flussmorphologie. - In: ATV-DVWK DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.): Gewässerlandschaften-Aquatic Landscapes. - ATV-DVWK-Schriftenreihe. BMBF Symposium Elbeforschung. Tagungsband Teil 1: 297-320.
- HARMS, O. & S. KIENE (1999): Morphologische Gewässerstrukturen der Elbe 1776 und 1992. - In: Tagungsband „Fachtagung Elbe - Dynamik und Interaktion in Fluss und Aue“ (Wittenberge 04.-07.05.1999). - Karlsruhe.
- JÄHRLING, K.-H. (1993a) Die flussmorphologischen Veränderungen an der mittleren Elbe im Regierungsbezirk Magdeburg seit dem Jahr 1989 aus der Sicht der Ökologie. - Staatl. Amt für Umweltschutz Magdeburg - Information November 1993. - Magdeburg.
- JÄHRLING, K.-H. (1993b): Auswirkungen wasserbaulicher Maßnahmen auf die Struktur der Elbauen - prognostisch mögliche ökologische Verbesserungen. - Staatl. Amt für Umweltschutz Magdeburg - Information Juli 1993. - Magdeburg.
- JÄHRLING, K.-H. (1994): Mögliche Deichrückverlegungen im Bereich der Mittelelbe - Vorschläge aus ökologischer Sicht als Beitrag zu einer interdisziplinären Diskussion. - Staatl. Amt für Umweltschutz Magdeburg - Information November 1993. - Magdeburg.
- JÄHRLING, K.-H. (1998): Deichrückverlegungen: Eine Strategie zur Renaturierung und Erhaltung wertvoller Flusslandschaften? - Staatl. Amt für Umweltschutz Magdeburg - Information März 1998. - Magdeburg.
- JÄHRLING, K.-H. (2004): Stellungnahme der Biosphärenreservatsverwaltung Flusslandschaft Mittlere Elbe zu möglichen Flussbettvertiefungen der Elbe. - Biosphärenreservatsverwaltung. - Unveröffentl. Stellungnahme v. 17.08.2004.
- LAU - LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (Hrsg.) (2001): Rückgewinnung von Retentionsflächen und Altarmenreaktivierung an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt. - Abschlussbericht des BMBF-Forschungsvorhabens (FKZ 0339576). - Halle (Landesamt für Umweltschutz). - <http://elise.bafg.de/?3939>.
- PUHLMANN, G. & K.-H. JÄHRLING (2003): Erfahrungen mit „nachhaltigem Auenmanagement“ im Biosphären-

- renreservat „Flusslandschaft Mittlere Elbe“. - Natur und Landschaft 78(4): 143-149.
- PURPS, J., DAMM, C. & F. NEUSCHULZ (2004): Naturschutzgroßprojekt Lenzener Elbtalau, Brandenburg - Auenregeneration durch Deichrückverlegung an der Elbe. - Natur und Landschaft 79(9): 408-415.
- REICHHOFF, L. & K. REFIOR (1997): Landschaftliche Entwicklung, Nutzung und Schutz des Kühnauer Sees. - Naturwiss. Beitr. des Mus. Dessau SH: 12-23.
- ROLOFF (1916): Fünfzig Jahre Elbstrombauverwaltung. - Zentralbl. d. Bauverwalt. 27. - Berlin.
- ROMMEL, J. (2000): Laufentwicklung der deutschen Elbe bis Geesthacht seit ca. 1600. - Studie im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde. - Koblenz/ Berlin. - <http://elise.bafg.de/?3408>.
- ROMMEL, J. (2002): Laufentwicklung der Elbe zwischen 1600 und 1900. - In: NESTMANN, F. & B. BÜCHELE (Hrsg.): Morphodynamik der Elbe. - Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes. - Karlsruhe (Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe): 34-36.
- TOCKNER K. & J. A. STANFORD (2002): Riverine floodplains: present state and future trends. - Environmental conservation 29: 308-330.
- WSV - WASSER- UND SCHIFFFAHRTSVERWALTUNG DES BUNDES (Hrsg.) (2009): Sohlstabilisierungskonzept für die Elbe zwischen Mühlberg und Saalemündung. - Magdeburg/ Dresden/ Koblenz/ Karlsruhe. - http://www.wsd-o.wsv.de/betrieb_unterhaltung/Elbe/Erosion/index.html.

Weichholzauen-Entwicklung als Beitrag zum naturverträglichen Hochwasserschutz im Biosphärenreservat Mittelelbe

EVA MOSNER, SANDRA SCHNEIDER, BORIS LEHMANN & ILONA LEYER



1 Einleitung

Auen mit ihren typischen Vegetationsgesellschaften zählen heute zu den am stärksten bedrohten Lebensräumen Europas (TOCKNER & STANFORD 2002). Ihre Gefährdung beruht dabei vor allem auf dem Ausbau der Flüsse zu Wasserstraßen, einhergehend mit dem Bau von Dämmen, Staustufen, Deichen und Uferbefestigungen während der letzten Jahrhunderte (TOCKNER & STANFORD 2002). Der Ausbau der Wasserstraßen hat weitreichende Konsequenzen für die Hydrodynamik des Flusses, die Geomorphologie und die hydrologischen Bedingungen in der Aue (PETTS 1989). Ein Lebensraumtypus, der dabei in besonderem Maße betroffen ist, sind die Weichholzauen. Während vor wenigen Jahrhunderten die Vorländer der Elbe noch größere Bestände von Weichholz- und Hartholzauen aufwiesen, ist das heutige Landschaftsbild vor allem durch extensiv genutzte Grünländer geprägt, denen die Auenwälder im Zuge landwirtschaftlicher Nutzung weichen mussten (SCHOLTEN et al. 2005). Weichholzauenwälder sind nach Anhang I der FFH-Richtlinie als prioritär zu schützender, natürlicher Lebensraumtyp eingestuft und besitzen eine besondere Schutz- und Entwicklungsbedürftigkeit (SYSMANK et al. 1998, RIEKEN et al. 1994, HENRICHFREISE 1996). Ihr herausragender Status ist auch in den vielfältigen Funktionen begründet, die Weichholzauenwälder erfüllen. So bieten sie nicht nur Lebensraum für viele seltene Tier- und Pflanzenarten, sie beeinflussen auch den Nährstoffkreislauf innerhalb der Aue, haben einen wichtigen Einfluss auf die Wasserqualität und stabilisieren mit ihren Wurzelstrukturen Ufer- und Vorlandbereiche (NAIMAN et al. 2005). Zudem dienen sie als Retentionsraum und können damit zum Hochwasserschutz beitragen.

Aus Sicht des Hochwasserschutzes und der Gewässerunterhaltung werden die Entwicklung und der Schutz von Weichholzauenwäldern in Überflutungsgebieten derzeit allerdings eher kritisch gesehen, was insbesondere mit den jüngsten Hochwasserkatastrophen und den Prognosen der Klima- und Niederschlagsänderungen in Beziehung steht. Dabei wird als wesentliches Argument die fehlende Hochwasserneutralität solcher Bewuchsflächen angeführt. Eine Implementierung von Weichholzauen entlang deutscher Bundeswasserstraßen kann demnach nur auf Flächen erfolgen, auf denen die Hochwasserneutralität für ein 100-jährliches Abflussereignis nach der Neuanpflanzung von Weichholzauenflächen gewährleistet ist.

Da einerseits der Weichholzaue unter dem Aspekt der stark eingeschränkten Verbreitung aus Sicht des Naturschutzes eine hohe Entwicklungsbedürftigkeit zukommt und andererseits aus Sicht der Wasserwirtschaft flächenhafte Anpflanzungen aus Gründen des Hochwasserschutzes problematisch sind, ist die Entwicklung eines Konzepts zur Verknüpfung beider Belange unbedingt notwendig.

Die Ansiedlung neuer Auenwälder ist nur dann zielführend umsetzbar, wenn folgende Kriterien erfüllt sind:

- Der Standort der Anpflanzung muss den ökologischen Ansprüchen der anzupflanzenden Gehölze genügen, damit eine Vegetationsentwicklung ökologisch nachhaltig und ökonomisch vertretbar möglich wird.
- Die Anpflanzung muss sich bei einem Hochwasserereignis hochwasserneutral verhalten, um die Funktionsfähigkeit vorhandener Hochwasserschutzsysteme, z.B. Deiche, zu gewährleisten.

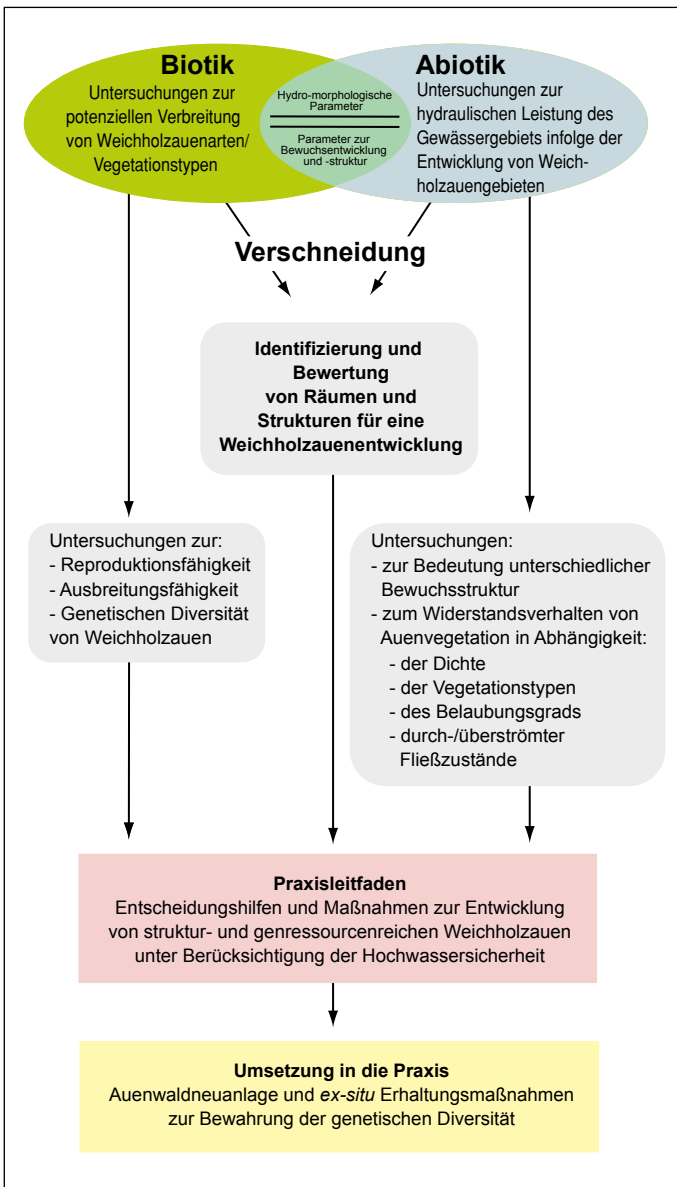


Abb. 1: Skizze zur Projektstruktur.

zur Identifizierung von Flächen zur Ansiedlung von Weichholzaunen in Überschwemmungsgebieten unter Beachtung der ökologischen Kriterien und der Hochwasserneutralität. Das DBU-Projekt wurde in enger Kooperation zwischen der Universität Marburg (Habitat-Prognose-Modellierung) und der Universität Karlsruhe (Vegetationshydraulik, Hydrodynamisch-numerische Strömungsmodellierung) bearbeitet. Zudem waren als weitere Projektpartner das Biosphärenreservat Mittelelbe in Sachsen-Anhalt und das Forstamt Kyritz im Land Brandenburg eingebunden, um die Forschungsergebnisse durch die Neuanlage von Weichholzaunen auf ca. 10 ha modellhaft umzusetzen. Das Projekt wurde durch einen von der DBU einberufenen Expertenbeirat wissenschaftlich begleitet und evaluiert, der aus Vertretern der Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz (BfG), des Bundesamtes für Naturschutz Bonn (BfN) sowie des Fachgebietes Ingenieurhydrologie und Wasserbewirtschaftung (IHWB) der Universität Darmstadt zusammengesetzt war.

Den Kern des DBU-Projektes bildete eine in interdisziplinärer Zusammenarbeit entwickelte, kombinierte Modellierung (siehe Abb. 1). Dabei wurden die Ergebnisse aus einer Habitatprognosemodellierung zur Identifizierung ökologisch geeigneter Anpflanzungsflächen und aus einem Strömungsmodell zur Bewertung der hydraulischen Eignung miteinander verschnitten. Durch Kopplung beider Ansätze konnten Anpflanzungsflächen modelliert werden, die sowohl die Hochwassersicherheit als auch die Entwicklungsmöglichkeit von Weichholzaunenwäldern berücksichtigen. Als zusätzliches Modul wurden außerdem populationsgenetische Analysen durchgeführt, die hier nicht näher erläutert werden.

Vor diesem Hintergrund förderte die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) das interdisziplinäre Projekt „KoWeB – Konzept zur Weichholzaunen-Entwicklung als Beitrag zum naturverträglichen Hochwasserschutz an Bundeswasserstraßen“ in der Laufzeit 2006 bis 2009. Das Ziel war die Entwicklung einer praxistauglichen Methode

2 Weichholzaunenrenaturierung

2.1 Der ökologische Ansatz

Weichholzaunen weisen typische Anpassungen an den azonalen Lebensraum Aue auf, der durch regelmäßig auftretende Überflutungsereignisse charakterisiert ist. So besitzen Weichholzaunenarten, wie Schwarz-Pappel (*Populus nigra*), Silber-Weide (*Salix alba*) und Mandel-Weide (*Salix triandra*), hohe Überflutungstoleranzen, die es ihnen erlauben, Überflutungen von bis zu 300 Tagen im Jahr zu überleben (DISTER 1981). Dem Konkurrenzvorteil der Adultstadien der Arten der Weichholzaune gegenüber anderen Arten steht allerdings die geringe Konkurrenzfähigkeit ihrer Jungstadien entgegen. Denn für die Etablierung aus Samen oder auch aus vegetativem Material, z.B. abgerissenen, verdrifteten Ästen, sind die Weichholzaunenarten auf so genannte Rohbodenstandorte angewiesen. Diese entstehen in der Regel während stärkerer Überflutungsereignisse durch Erosions- und Sedimentationsprozesse. Darüber hinaus sind bestimmte hydrologische Bedingungen notwendig, da die Arten im Jungpflanzenstadium weder längere Perioden von Trockenheit noch eine Dauerüberstauung verkraften (AMLIN & ROOD 2001, 2002). Aus diesen Gründen kann die natürliche Regeneration von Weichholzaunen, auch in naturnahen Flussauensystemen, selten sein. Durch die starke, anthropogene Veränderung des ursprünglichen Flussregimes tritt eine natürliche Verjüngung der Weichholzaunen nur noch vereinzelt auf und ist meist auf das Flussufer beschränkt, da es in der Regel nur hier zur Bildung von Rohbodenstandorten kommt. Dauerhafter Aufwuchs ist in diesen Bereichen allerdings oft unerwünscht und wird entfernt, um die Uferbereiche an Bundeswasserstraßen freizuhalten. Aus diesen Umständen resultiert eine flächendeckende Überalterung der bestehenden Weichholzaunen (JÄGER 2003), die bei Beibehaltung dieser Bedingungen zum Zusammenbruch der Populationen führen kann.

Obwohl aus ökologischer Sicht eine Redynamisierung der Auenlandschaften für die Zielstellung der Weichholzaunenentwicklung notwendig wäre, stehen solche Ansätze, insbesondere an größeren Wasserstraßen, häufig im Widerspruch zu den Interessen der Schifffahrt und der landwirtschaftlichen Nutzung. Um dennoch den Vorgaben der Europäischen Union (Natura 2000, Wasserrahmenrichtlinie etc.) zu entsprechen, sind zum Er-

halt und zur Entwicklung von Weichholzaunen Pflanzungen unentbehrlich.

2.2 Der Ansatz aus Sicht des Hochwasserschutzes

Eine Implementierung von Weichholzaunen entlang der Fließgewässer kann nur an Standorten erfolgen, an denen die Hochwassersicherheit für den Bemessungsabfluss nach der Neuanpflanzung von Weichholzaueflächen erhalten bleibt. Der Bemessungsabfluss ist maßgebend für den Hochwasserschutz. So werden z.B. Deichbauwerke anhand der aus dem Bemessungsabfluss resultierenden Wasserstände dimensioniert. In den meisten Fällen entspricht der Bemessungsabfluss dem HQ_{-100} , d. h. die Deiche sind so dimensioniert, dass das Wasser eines Hochwasserereignisses, welches statistisch gesehen ein Mal in hundert Jahren auftritt, schadlos innerhalb des Deichsystems abtransportiert werden kann.

Während eines Hochwasserabflusses ergeben sich in den durchströmten Auenbereichen komplexe Strömungssituationen. Kommt es bei Hochwasser zu einer Überflutung der rezenten Aue (Deichvorland), so bewirken die dortigen Hindernisse (z.B. Vegetation) einen Verlust an Fließenergie. Das Wasser muss die Hindernisse um- bzw. durchfließen. Um die Abflussleistung aufrecht zu erhalten, muss die Strömung im Bereich der Hindernisse beschleunigt werden. Dafür benötigt das hydraulische System Energie. Diese Energie wird durch eine Erhöhung des Potentials vor dem Hindernis erzeugt, indem dort der Wasserstand und somit die Druckhöhe ansteigen.

Die Höhe des durch die Vegetation verursachten Aufstaus nach Oberstrom ist von vielen Faktoren abhängig. Zunächst hat die Struktur und Dichte der Vegetation einen wesentlichen Einfluss auf den Strömungswiderstand. Während lockere Bestände von großen Bäumen, z.B. Silber-Weiden mit dicken Einzelstämmen und Kronen in einer Höhe von mehreren Metern, relativ wenig strömungsrelevante Wuchsfäche aufweisen, besitzen jungwüchsige Baumweiden und die kleiner wüchsigen Strauchweiden mit einer geringen Höhe eine außerordentlich dichte und kompakte Struktur. Diesbezüglich ist es leicht nachzuvollziehen, dass je nach Vegetationsart und -alter die hydraulischen Widerstände unterschiedlich sind. Wesentlich ist jedoch die Tatsache, dass zur Berechnung einer Strömungsprognose eine konkre-



Abb. 2: Einfluss der Fließgeschwindigkeit bei der Durchströmung von Auenbewuchs. Fotos: B. Lötsch (links), H. H. Bernhart (rechts).

te Angabe zum Vegetationswiderstand notwendig ist. Bei bisherigen Berechnungsmodellen werden für Vegetationswiderstände zumeist äußerst konservative Werte angenommen, da es in der Praxis kaum Möglichkeiten zur exakten Kalibrierung der Widerstandswerte für lokal durchströmte Vegetationsflächen gibt. Einen Einfluss auf die Höhe eines vegetationsbedingten Aufstaus hat auch die Anströmgeschwindigkeit. Werden für die Neuetablierung von Auenwald Flächen im Auenvorland ausgewählt, die im Hochwasserfall mit hohen Fließgeschwindigkeiten überströmt werden, ist der resultierende Wasserspiegelaustieg deutlich höher als in Bereichen der rezenten Aue, die abseits der Strömungspfade liegen und über denen das Wasser nur sehr langsam fließt. Werden beispielsweise Weichholzaue innerhalb solcher abflussunwirksamen Bereiche etabliert, führen selbst großflächige Auenbestände zu keinem signifikanten Wasserspiegelaustieg. Der Einfluss der Anströmgeschwindigkeit auf den Aufstau vor durchströmter Vegetation ist in Abbildung 2 dokumentiert.

Im linken Bild ist die Anströmungsgeschwindigkeit niedrig, die Vegetation wirkt sich kaum abflusshindernd aus, weshalb kein relevanter Aufstau nach Oberstrom vorhanden ist. Das rechte Bild zeigt durch- und umströmten Bewuchs direkt am Ufer eines schmalen Flussschlauches. Infolge eines Hochwasserereignisses sind deutlich höhere Anströmgeschwindigkeiten als im linken Bild gegeben. Insbesondere im Nahbereich der Vegetation ist der Aufstau nach Oberstrom gut

zu erkennen. Infolge der beengten Strömungsverhältnisse ist darüber hinaus von einer weitreichenden Aufstauwirkung nach Oberstrom auszugehen.

3 Das Modellgebiet und die untersuchten Arten

Das Untersuchungsgebiet ist ein Abschnitt der unteren Mittel-Elbe in unmittelbarer Nähe der Stadt Wittenberge (Abb. 3).

Die Untersuchungen wurden im Bereich der rezenten Aue (Vorland), also im aktiv überschwemmten Bereich zwischen den Deichlinien von Elbe-km 415 bis 475 durchgeführt.

Bei den untersuchten Arten der Weichholzaue erfolgte eine Beschränkung auf die Holzarten, da nur hier von einem verstärkten hydraulischen Effekt im Falle eines Hochwassers auszugehen ist. Dabei wurden die folgenden zwei Vegetationstypen unterschieden (Abb. 4):

- Salicetum albae Issler 1926 mit der Silber-Weide (*Salix alba*) und der Fahl-Weide (*Salix x rubens*) als dominierende Baumarten und
- Salicetum triandro-viminalis Lohmeyer 1953 mit den typischen Arten der Mandel-Weide (*Salix triandra*) und der Korb-Weide (*Salix viminalis*).

Außerdem wurden zwei verschiedene Altersklassen berücksichtigt, junge und alte Vegetation. Dies wurde als wichtig erachtet, da bekannt ist, dass die holzige Weichholzauevegetation im

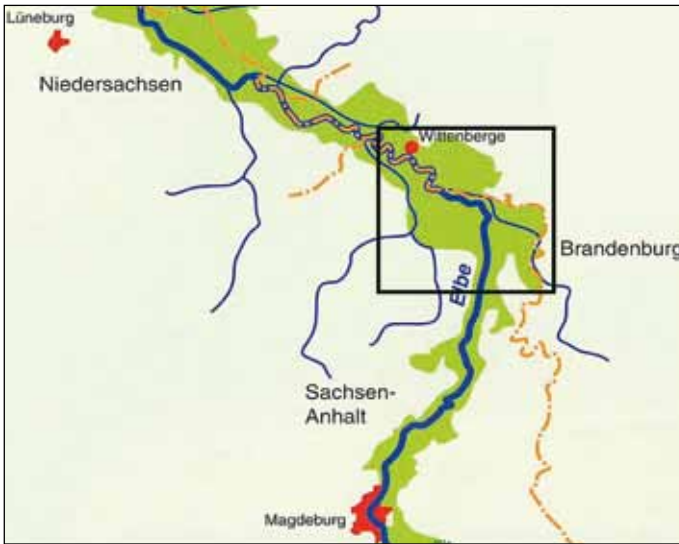


Abb. 3: Untersuchungsgebiet an der Mittleren Elbe. Grafik: IKSE (1999).

Laufe der Zeit ihren Lebensraum durch verstärkt auftretende Sedimentation mit verändert, was letztlich zu unterschiedlichen Standorten, bezogen auf die Geländehöhe, führt.

4 Ermittlung von Standorten für eine Weichholzaunenetablierung

4.1 Anwendung von Habitatprognosemodellen zur Bewertung der ökologischen Eignung

Um die ökologische Eignung von Standorten für eine Wiederansiedlung von Weichholzaunen im Untersuchungsgebiet zu ermitteln, wurden sogenannte Habitatprognosemodelle angewendet. Sie beschreiben die Zusammenhänge von Arten und ihrer Umwelt, d. h. die Bedeutung einzelner Umweltparameter für das Vorkommen bzw. die Abwesenheit von Arten. Solche Modelle haben im Laufe der letzten Jahre für die ökologische und naturschutzbiologische Forschung eine große Bedeutung erlangt (GUISAN & ZIMMERMANN 2000). Die genauere Methodik der Erstellung von Habitatmodellen ist in einer Vielzahl von Publikationen dargestellt, u. a. bei DORMANN et al. (2004), FIELDING & BELL (1997), GUISAN & ZIMMERMANN

(2000), HARRELL (2001), HOSMER & LEMESHOW (2000).

Habitatprognosemodelle können zur Vorhersage über das Vorkommen von Arten in Abhängigkeit der zuvor ermittelten, relevanten Umweltparameter herangezogen werden, was im F+E-Projekt KoWeB als Grundlage zur Auswahl geeigneter Standorte aus ökologischer Sicht genutzt wurde.

Als Eingangsdaten für die Habitatprognosemodelle werden standortbezogene Daten zur Verbreitung der Arten und zu den abiotischen Bedingungen benötigt. Im Projekt KoWeB wurden die Artdaten in Freilanduntersuchungen nach einem stratifiziert-randomisierten Design erhoben. Die abiotischen Informationen wurden mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems (GIS) ermittelt, dem als Grundlage

für die hydrologischen Eingangswerte eine 1D-hydrodynamisch-numerische Modellierung vorausging (NESTMANN & BÜCHELE 2002). Die Habitatprognosemodelle wurden auf Basis von GLMs (generalised linear models) erstellt. Die Modelle wurden mittels AUC-Werten (FIELDING & BELL 1997) bezüglich ihrer Güte getestet und über ein Bootstrap-Verfahren validiert (DORMANN et al.

Abb. 4: Natürlicher Auenbestand im Untersuchungsgebiet bei Cumlosen mit Strauchweiden im Vorder- und Baumweiden im Hintergrund. Foto: E. Mosner.



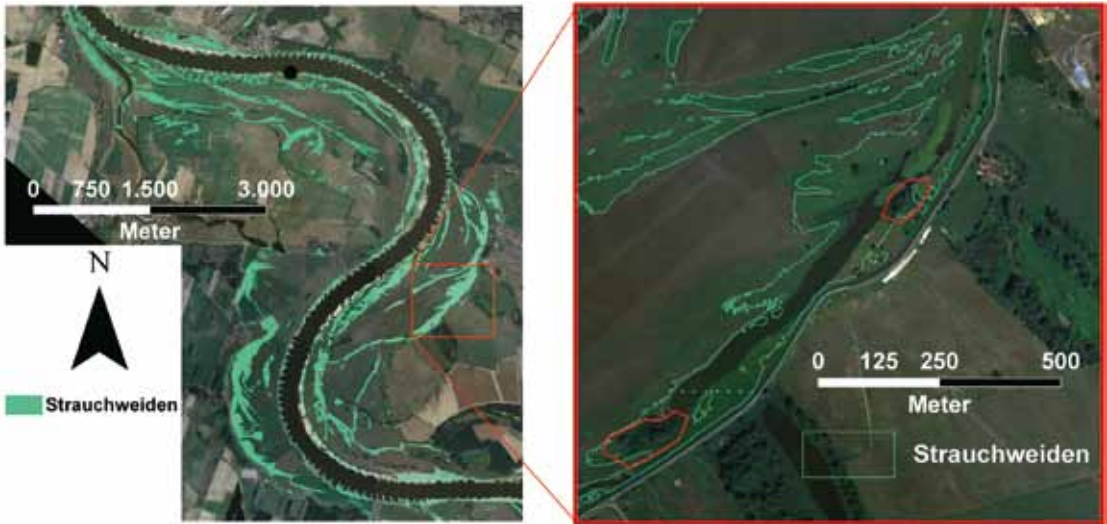


Abb. 5: Extrapoliertes Habitatprognosemodell für Strauchweiden (links) und Vergleich von potenziell geeignetem Lebensraum mit gegenwärtigem Vorkommen von Strauchweidenbeständen im Untersuchungsgebiet (rechts). Die roten Polygone im rechten Bild markieren die bestehenden Bestände. Allerdings stellen auch diese keinen dichten Auenwald dar, sondern lichten Gehölzaufwuchs.

2004). Die so erstellten Habitatprognosemodelle beschreiben das Vorkommen der untersuchten Arten bzw. Vegetationseinheiten in Abhängigkeit von hydrologischen Variablen, wie dem mittleren Grundwasserflurabstand oder den Wasserstandsschwankungen im Untersuchungsgebiet. Vergleicht man die potenziell für Weichholzaun geeigneten Standorte mit dem tatsächlichen Vorkommen, wird die Gefährdung dieser Vegetationstypen besonders deutlich (siehe Abb. 5).

4.2 Anwendung von Strömungsmodellen zur Bewertung der hydraulischen Eignung

Mittels geeigneter Strömungsmodelle ist in anthropogen geprägten Gewässerlandschaften der Nachweis der Hochwassersicherheit zu erbringen. Ausgehend vom Ist-Zustand werden mit Hilfe der Modelle die hydraulische Systemänderung infolge geplanter Maßnahmen bewertet und die Maßnahmen hinsichtlich wasserwirtschaftlicher Nutzungsanforderungen (Hochwasserschutz, Schifffahrt etc.) optimiert. Hierzu kommen entsprechend dem gegenwärtigen Stand der Technik computergestützte hydrodynamisch-numerische Simulationsmodelle (sog. HN-Modelle) und/oder physikalische Modelle zum Einsatz.

Im Projekt KoWeB wurde ein sog. 2D-HN-Modell gewählt. Mit diesem Strömungsmodell können lokale Seiten- und Rückströmungen im Untersuchungsgebiet simuliert werden. Mit Blick auf die Prognose der Strömungs- und Wasserstandsbeeinflussung infolge zusätzlich etablierter Vegetation stellt das Modell ein geeignetes Werkzeug zur Abschätzung von hydraulischen Effekten und zur Erbringung des Hochwasserneutralitätsnachweises dar.

Als Grundlage der HN-Modellierung dienen neben einem Digitalen Höhenmodell, der Geometrie des Flussschlauchs und den gemessenen Abfluss-Wasserstandsdaten sog. „Rauheitswerte“ für die Geländeoberfläche. Diese Werte variieren je nach Geländetextur und Oberflächenbeschaffenheit.

Zur Frage des hydraulischen Widerstandsverhaltens von flexiblen um- und durchströmten Weichholzaun bietet die Literatur bisher nur wenige Anhaltspunkte. Dieses Problem wird gegenwärtig bei HN-Modellen durch Schätzung der abflussabhängigen Widerstandsbeiwerte gelöst. Diese Schätzung kann jedoch auch zu Ungenauigkeiten in den Berechnungsergebnissen führen. In der Regel werden daher bezüglich der Zielgrößen sehr konservative Widerstandsbeiwerte angenommen.



Abb. 6a: Laborrinne im Theodor-Rehbock-Wasserbaulaboratorium. Foto: S. Schneider.



Abb. 6b: Effekt von Hindernissen in der Abflussrinne auf die Hydraulik des Wassers. Foto: S. Schneider.

Die im Rahmen des KoWeb-Projektes am Theodor-Rehbock-Wasserbaulaboratorium der Universität Karlsruhe durchgeführten Laborsuchungen hatten zum Ziel, die Lücke bezüglich der Widerstandsbeiwerte von Weiden zu schließen. Hierzu wurde typische Auenvegetation in großskaligen wasserbaulichen Versuchen eingebaut und deren Auswirkungen auf die Strömung und den Wasserstand erfasst (siehe Abb. 6a). Abbildung 6b verdeutlicht den Wasserspiegelverlauf bei Durchströmung von Hindernissen, hier dargestellt in Form von starren Stäben. Im Rahmen der KoWeb-Untersuchungen wurde mit lebenden Pflanzen gearbeitet.

Eine natürliche Weichholzvegetation ist gekennzeichnet durch eine große Variabilität der Flexibilität und Wuchsdichte in Abhängigkeit der natürlichen Sukzessionsfolge sowie durch einen je nach Jahreszeit unterschiedlichen Belaubungsgrad. Untersucht wurden daher im Karlsruher Modell diverse Sukzessionsszenarien unter Einbeziehung der Kriterien: Vegetationsart, -dichte, -anordnung und -zustand (belaubt/unbelaubt) und unter Berücksichtigung der unterschiedlichen hydraulischen Randbedingungen: spezifischer Durchfluss und Gefälle.

Die notwendigen Grundlagen zum Modelldesign wurden dabei im Gelände erhoben. Entlang des

Projektgebietes an der Elbe wurden durch Ortsbegehungen an über 300 Auenvegetationsflächen die hydraulisch relevanten Vegetationsdaten aufgenommen und mit Blick auf die Abbildung im wasserbaulichen Modell ausgewertet. Speziell hierfür wurde eine photooptisch-digitale Auswertungsmethode entwickelt, welche die bisherige arbeitsintensive Erhebungsmethode bei gleicher Datenqualität erheblich vereinfacht. Durch diesen Ansatz konnten bezüglich der Dichte und Struktur der Vegetation die Verhältnisse in der Natur im Versuch nachgebildet werden, um den Einfluss der Vegetation besser abschätzen zu können (Abb. 7).

Durch Messungen der Fließgeschwindigkeiten und der zugehörigen Wasserspiegelverläufe konnten die wesentlichen Parameter zur Bestimmung des entsprechenden hydraulischen Widerstandsbeiwertes erfasst werden (SCHNEIDER 2010). Im Anschluss wurden die so ermittelten Widerstandsbeiwerte in die 2D-HN-Modellierung eingebunden. Hierbei wurden zuerst die Fließgeschwindigkeiten und Wassertiefen im Ist-Zustand ohne weitere Bepflanzungsflächen berechnet, um eine Grundlage zur Bewertung zusätzlicher Anpflanzungen zu erhalten (Referenzzustand). Anschließend folgte das eigent-



Abb. 7: Links: Ermittlung der Dichte unterschiedlicher Weichholzaubenbestände in der Natur, rechts: Übertragung der festgestellten Dichte in die Laborrinne zur Überprüfung der hydraulischen Wirkung. Fotos: S. Schneider.

liche Variantenstudium mit dem Ziel, Anpflanzungsflächen zu identifizieren, die die Hochwassersicherheit nicht gefährden. Hierfür wurden zunächst die durch das Habitatprognosemodell als „ökologisch geeignet“ ermittelten Flächen im HN-Modell mit den hydraulischen Vegetationswiderstandsbeiwerten aus den wasserbaulichen Modellversuchen belegt. In mehreren Varianten wurde dann die Form der Bepflanzungsfläche soweit angepasst, dass sie sich strömungsgünstig auf den Bemessungsabfluss auswirkt. Als optimale Flächen ergaben sich dabei lang in Strömungsrichtung gezogene, tropfenförmige Anpflanzungsflächen. Des Weiteren wurde nachgewiesen, dass Flächen, die in ihrer Form Riegelstrukturen quer zur Hauptströmung ausbilden, Hochwasser verstärkend wirken und für künftige Pflanzungen zu vermeiden sind. Die optimierten Flächen wurden dann für den Bemessungsabfluss hinsichtlich der Veränderun-

gen der Wasserspiegellagen im Vergleich zum Referenzzustand bewertet. Abbildung 8 verdeutlicht das Vorgehen bei den Berechnungen zur hydraulischen Eignung von Anpflanzungsflächen. Im Ergebnis konnten bei der hydraulischen Modellierung verschiedene Varianten für mögliche Auenwaldpflanzungen für Einzelflächengrößen und unterschiedliche Formgebungen der Flächen erarbeitet werden. Eine Variante ist exemplarisch in Abbildung 9 dargestellt. In dieser Variante wurde die Modellierung für eine Gesamtfläche von ca. 40 ha, verteilt auf sechs Einzelflächen im Rühstädt-Bälower Bogen, durchgeführt. Generell wurden die neuen Anpflanzungsflächen für die Weichholzaubenvegetation in den Simulationsrechnungen als sehr dicht bzw. nahezu abflussundurchlässig angenommen. Damit werden Verklauseffekte und möglicher Eisstau berücksichtigt. Die verwendeten Widerstandsbeiwerte resultierten aus den Erkenntnis-

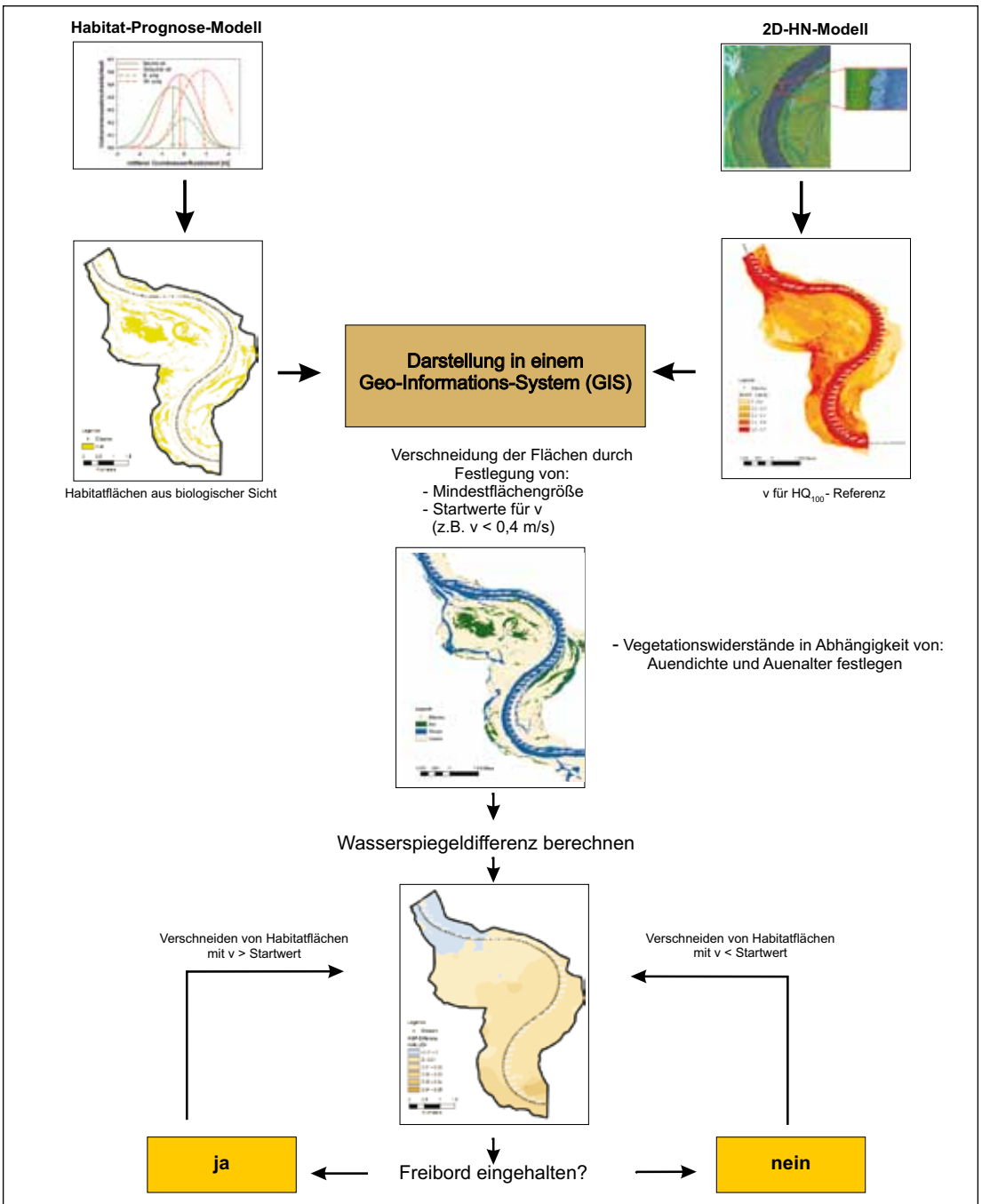


Abb. 8: Ablaufdiagramm zur Berechnung hydraulisch geeigneter Flächen für Weichholzauen-Entwicklung. Dabei werden die Flächen des Habitatprognosemodells mit den Flächen, die eine maximale Fließgeschwindigkeit im Referenzzustand nicht überschreiten dürfen, verschritten. Als Startwert wird für die Identifizierung dieser „Geschwindigkeitsflächen“ eine maximale Fließgeschwindigkeit (v) von $0,4 \text{ m/s}$ empfohlen.

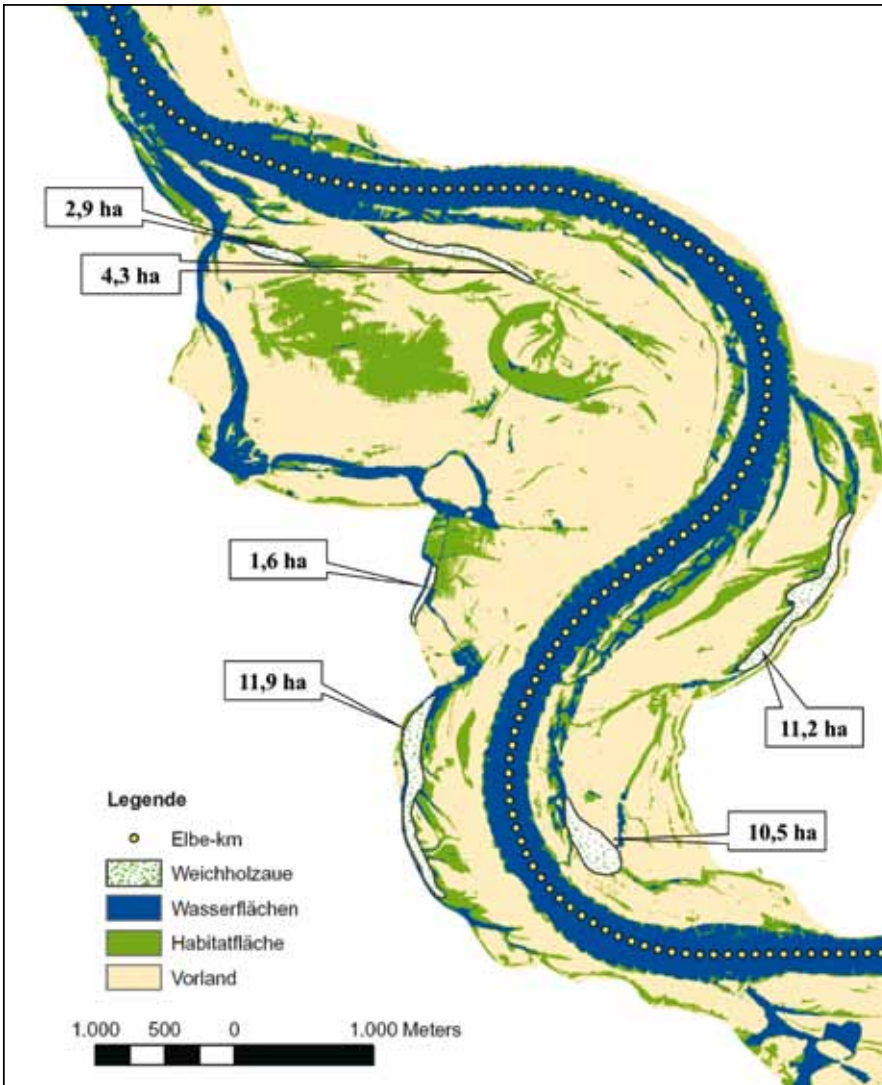


Abb. 9: Potenzielle Anpflanzungsflächen von 40 ha, die als Eingang für die 2D-HN-Modellierung dienen.

sen der wasserbaulichen Untersuchungen des KoWeB-Projekts.

Der Vergleich zwischen dem Referenzzustand und der abgebildeten Variante von Anpflanzungen zeigt, dass es bei einer Anpflanzung von insgesamt 40 ha zu keiner signifikanten Erhöhung der Wasserspiegellagen kommt. Die größte Differenz liegt bei 5–6 cm und ist lokal begrenzt (Abb. 10).

5 Schlussfolgerung – eine erfolgreiche Kooperation von zwei Disziplinen

Bisher war es schwierig, vor dem Hintergrund der Gewährleistung der Hochwassersicherheit eine Genehmigung für Auenwaldpflanzungen zu erhalten, da belastbare Untersuchungen zur Hochwasserneutralität von gepflanzten Beständen unzureichend durchgeführt wurden. Häufig

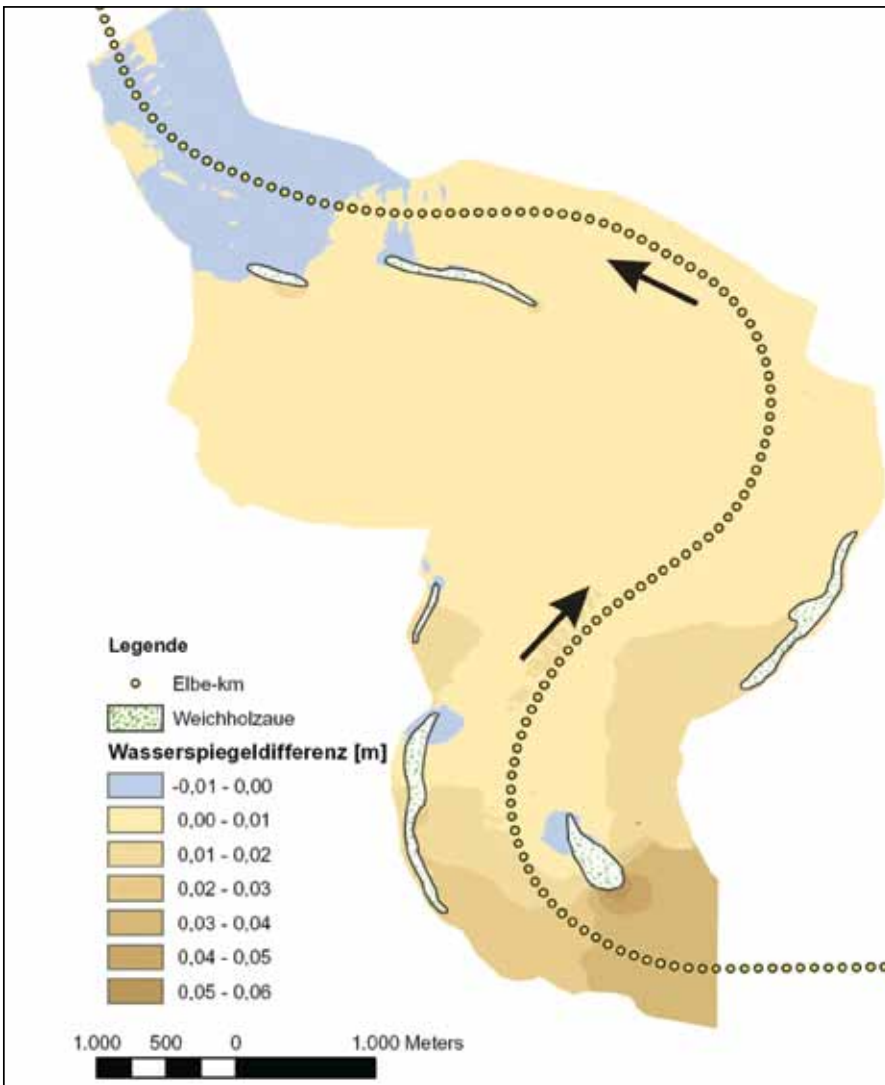


Abb. 10: Wasserspiegeldifferenz zwischen dem Ist-Referenz-Zustand und dem Szenario: 40 ha Auenwaldpflanzung.

wurde bei Bewertungen die gesamte Breite der Überschwemmungsaue als flächendeckender Aufwuchs (Sträucher oder Bäume) angenommen, statt lokal begrenzte Vegetationsstrukturen und deren Wirkung differenziert zu betrachten. Darüber hinaus verlaufen Anpflanzungsprojekte oft nicht erfolgreich, da die Standortwahl für die Anpflanzungen nicht den optimalen Bedingungen entspricht, die besonders die jungen Weich-

holzaunenpflanzen benötigen. Die Ergebnisse aus dem hier vorgestellten Projekt KoWeB zeigen die erfolgreiche interdisziplinäre Zusammenarbeit von Wasserbauingenieuren und Ökologen und damit die Verknüpfung von Aspekten des Hochwasserschutzes und Belangen des Naturschutzes. Grundlage dafür waren komplexe Modellierungsansätze, die die örtlichen Standortverhältnisse, die speziellen Ansprüche der Weichholzaunen-

arten, die Struktur der Vegetationsbestände und deren Wirkung bei Hochwasser berücksichtigen. Es konnten ökologisch und hydraulisch geeignete Standorte ermittelt werden, die die Voraussetzungen für eine Neuanlage von Auenwald erfüllen. Damit ist es möglich, dem Schutz und der Entwicklung von Auen unter gleichzeitiger Gewährleistung der Hochwassersicherheit Raum zu geben, der es Anwendern, Naturschutzeinrichtungen, Naturschutz- und Wasserbehörden erlaubt, die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie und von NATURA 2000 umzusetzen. Wir hoffen, dass sich in der Zukunft solche innovativen Strategien zur nachhaltigen Entwicklung unserer Auenlandschaften bei den Entscheidungsträgern durchsetzen werden, um diesen gleichermaßen ästhetischen wie schützenswerten Lebensraumtyp dauerhaft zu bewahren und nachhaltig zu entwickeln.

Zusammenfassung

Vor dem Hintergrund der dramatischen Hochwasserereignisse der letzten Jahre wird die Wiederherstellung von Auenwäldern kritisch gesehen, da diese aufgrund hydraulischer Effekte die Hochwassergefahr unter bestimmten Umständen verschärfen können. In dem interdisziplinären Projekt KoWeB wurde ein Konzept zur Etablierung von Weichholzaunen entwickelt, das Belange des Hochwasser- und des Naturschutzes miteinander verknüpft. Durch einen kombinierten Modellierungsansatz konnten hydraulisch und ökologisch geeignete Flächen für Anpflanzungen identifiziert und vorgeschlagen werden.

Literatur

AMLIN, N. A. & S. B. ROOD (2001): Inundation tolerances of riparian willows and cottonwoods. - *Journal of the American Water Resources Association* 37: 1709-1720.

AMLIN, N. M. & S. B. ROOD (2002): Comparative tolerances of riparian willows and cottonwoods to water-table decline. - *Wetlands* 22: 338-346.

DISTER, E. (1981): Zur Hochwassertoleranz von Auwaldbäumen an lehmigen Standorten. - *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 10: 325-336.

DORMANN, C. F., BLASCHKE, T., LAUSCH, A., SCHRÖDER, B. & D. SÖNDGARTH (Hrsg.) (2004): *Habitatmodelle - Methodik, Anwendung, Nutzen*. - Tagungsband zum Workshop vom 8.-10. Oktober 2003 am UFZ Leipzig. - UFZ-Berichte 9.

FIELDING, A. H. & J. F. BELL (1997): A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. - *Environmental Conservation* 24: 38-49.

GUISAN A. & N. E. ZIMMERMANN (2000): Predictive habitat distribution models in ecology. - *Ecological Modelling* 135: 147-186.

HARRELL, F. E. (2001): *Regression modeling strategies: with applications to linear models, logistic regression, and survival analysis*. - New York (Springer).

HENRICHFREISE, A. (1996): Uferwälder und Wasserhaushalt der Mittelelbe in Gefahr. - *Natur und Landschaft* 71: 246-248.

HOSMER, D. W. & S. LEMESHOW (2000): *Applied logistic regression*, 2nd edition. - New York (Wiley).

JÄGER, U. (2003): *Managementkonzept für die Weichholzaue im Bereich des Biosphärenreservates Mittlere Elbe*. - Auftragsarbeit der Biosphärenreservatsverwaltung Mittelbe.

NAIMAN, R. J., DECAMPS, H. & M. E. MCCLAIN (Hrsg.) (2005): *Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities*. - San Diego (Elsevier Academic Press).

NESTMANN, F. & B. BÜCHELE (2002): *Morphodynamik der Elbe - Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes mit Einzelbeiträgen der Partner und Anlagen-CD*. - Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe (TH).

PETTS, G. E. (1989): *Historical change of large alluvial rivers*. 1. edition. - John Wiley & Sons.

RIECKEN, U., RIES, U. & A. SSYMANK (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. - *Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz* 41.

SCHNEIDER, S. (2010): *Widerstandsverhalten von holzigen Auenpflanzen - Konzept zur Etablierung von Weichholzaunen an Fließgewässern*. Dissertation, Karlsruher Institut für Technologie (KIT).

SCHOLTEN, M., ANLAUF, A., BÜCHELE, B., FAULHABER, P., HENLE, K., KOFALK, S., LEYER, I., MEYERHOFF, J., PURPS, J., RAST, G. & M. SCHOLZ (2005): *The River Elbe in Germany - present state, conflicting goals, and perspectives of rehabilitation*. - *Large Rivers* 15: 579-602.

SSYMANK, A., HAUKE, U., RÜCKRIEM, C. & E. SCHRÖDER (1998): *Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000*. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG). - *Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz* 53.

TOCKNER K. & J. A. STANFORD (2002): Riverine flood plains: present state and future trends. - *Environmental Conservation* 29: 308-330.

Erfolgskontrolle von Hartholzauenwald-Aufforstungen in der Kliekener Aue

JUDITH GLAESER, KITTY BLEßNER, ARLENA BROSINSKY, RENÉ CEKO,
SVEN GUTTMANN, MADLEN KREIBICH, SUSANNE OSTERLOH, ANDREAS
PASSING, SEBASTIAN SCHWÄBE, CHRISTIAN TIMPE & BIRGIT FELINKS



1 Einleitung

Hartholz-Auenwälder (*Quercus-Ulmetum minoris* und weitere Vegetationseinheiten des Ulmenion) sind charakteristische, azonale Vegetationsgesellschaften entlang der großen Flussauen (LAU 2000, SCHMIDT et al. 2002) und wichtige Retentionsräume. Bedingt durch den Wechsel von Überflutung und Trockenheit sowie eine hohe standörtliche Dynamik und Heterogenität sind Hartholz-Auenwälder die struktur- und artenreichsten Lebensräume in Mitteleuropa (KOENZEN 2005). In früheren Jahrhunderten wurden viele Auenwälder zu Gunsten von Siedlungen und landwirtschaftlichen Nutzflächen gerodet, was eine erhebliche Verringerung des Flächenanteils der Auenwälder zur Folge hatte (COLDITZ 1994). Die verbliebenen Hartholz-Auenwälder wurden im 19. Jahrhundert durch zahlreiche wasserbaulichen Maßnahmen beeinträchtigt. Diese führten zu großflächigen und tief greifenden hydrologischen Veränderungen und damit zu einem Wechsel des Charakters der Hartholzauen. Zusätzlich veränderten der Wandel im Waldbausystem (Übergang vom Nieder- über Mittel- zum Hochwald), der Anbau von auenwald- und gebietsfremden Baumarten sowie das Ulmensterben die Raum- und Artenstrukturen der Bestände im 19. und 20. Jahrhundert (GLAESER & SCHMIDT 2007, GLAESER 2008, GLAESER & VOLK 2009).

Angesichts der hohen naturschutzfachlichen Bedeutung regelmäßig überfluteter Hartholz-Auenwälder (FFH-Lebensraumtyp 91Fo) und ihres heute geringen Flächenanteiles ist die Erhaltung, Entwicklung und Erweiterung des *Quercus-Ulmetum minoris* ein wesentliches Ziel des Naturschutzes in Flusslandschaften (FINCK et al. 2002). Während bei vielen Auenrenaturierungsprojekten die Neuanlage von Hartholz-Auenwäldern

als ein wesentlicher Bestandteil der Maßnahme erst geplant ist, wurde dieses Ziel im Rahmen des von der Biosphärenreservatsverwaltung „Mittlere Elbe“ durchgeführten EU-LIFE-Projektes „Renauration von Fluss, Altwasser und Auenwald an der Mittleren Elbe“ bereits im Jahr 2000/2001 in der Kliekener Aue umgesetzt. Ziel des Projektes war u. a. die Entwicklung von ca. 60 ha Auenwald auf ehemals beweideten Alteichenbeständen und Grünland. Durch die Anbindung an vorhandene Gehölz- und Waldflächen sollte insgesamt ein Biotopverbund von ca. 90 ha Hartholz-Auenwald unter verschiedenen hydrologischen Verhältnissen, d. h. einerseits in der Altaue und andererseits in der rezenten Aue, realisiert werden (EICHORN & PUHLMANN 1999). Die Baum- und Straucharten wurden unter Berücksichtigung der kleinräumigen Heterogenität des Geländes, der Anbindung an die Überschwemmungsdynamik (Lage in der Altaue bzw. rezenten Aue) sowie der potenziellen natürlichen Vegetation ausgewählt. Die Hauptbaumarten Gewöhnliche Esche (*Fraxinus excelsior*), Stiel-Eiche (*Quercus robur*), Feld-Ulme (*Ulmus minor*) und Flatter-Ulme (*Ulmus laevis*) wurden auf vier Aufforstungsflächen in der Altaue und acht Aufforstungsflächen in der rezenten Aue (Abb. 1) mit einem durchschnittlichen Pflanzabstand von 1,5 m bei vollständiger Zäunung in Reihe gepflanzt (Abb. 2). Zusätzlich erfolgte auf einer Fläche in der Altaue eine Rondellpflanzung (A-SB-04) mit vollständiger Zäunung. Ebenso fanden nur in der Altaue Einzelbaumpflanzungen mit Drahtschutzeschutz auf der Aufforstungsfläche A-SS-04 mit *Quercus robur* und Schwarz-Erle (*Alnus glutinosa*) sowie auf der Fläche A-SB-03 mit Schwarz-Pappel (*Populus nigra*) statt. Um verschiedene Möglichkeiten des Verbiss-Schutzes zu testen, wurden zusätzlich auf jeweils einer Fläche in der Altaue (A-SS-02) und in der rezen-

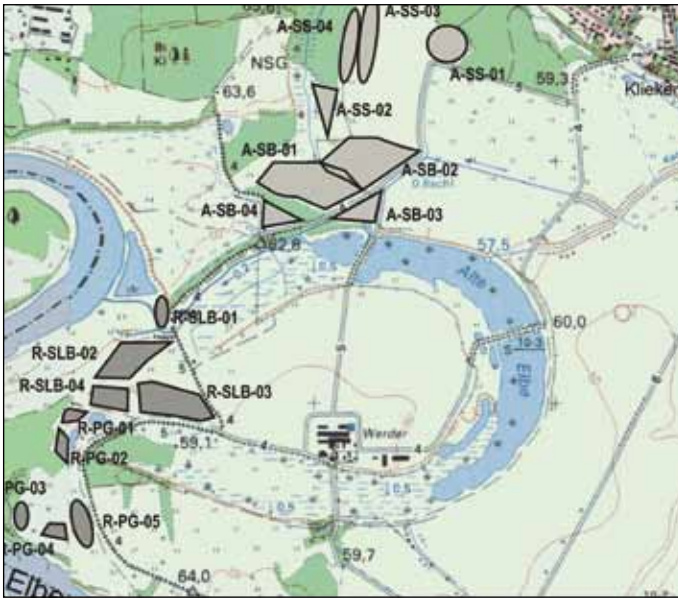


Abb. 1: Lage der Untersuchungsflächen in der Kliekener Elbeaue. Hellgraue Flächen: außerhalb des Überflutungsbereiches (Altaue, eingedeicht), dunkelgraue Flächen: in der rezenten Aue. Kartengrundlage: TK 25 Sachsen-Anhalt (Blatt 4139 und 4140).

ten Aue (R-SLB-02) Reihenpflanzungen mit den Hauptbaumarten *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur*, *Ulmus minor* und *Ulmus laevis* durchgeführt. Ein Teil jeder Aufforstungsfläche wurde vollständig umzäunt, während auf dem anderen Teil als Verbiss-Schutz die teilweise bedorneten Sträucher Weißdorn (*Crataegus spec.*), Haselnuss (*Corylus avellana*), Blutroter Hartriegel (*Cornus sanguinea*), Gewöhnliches Pfaffenhütchen (*Euonymus europaea*), Hunds-Rose (*Rosa canina*) und Gewöhnliche Schlehe (*Prunus spinosa*) angepflanzt wurden. Mit Ausnahme der Zaunentfernung im Jahr 2007/2008 erfolgten nach der Aufforstung auf keiner der Flächen forstlichen oder pflegerischen Maßnahmen.

Weitere Schwerpunkte des EU-LIFE-Projektes waren die Auenwaldbegründung durch Sukzessionsprozesse, die Anlage und Entwicklung großzügiger Waldränder mit autochthonen Sträuchern und Arten der zweiten Baumschicht unter Einbeziehung von ausgewählten Wildobstarten sowie die Etablierung von Erlenbruchwäldern. Im Gegensatz zu Aufforstungen außerhalb von

Überflutungsbereichen, bei denen v. a. der Wildverbiss ein Problem darstellen kann, ist die Neuanlage von Hartholz-Auenwäldern in der rezenten Aue mit weiteren erheblichen Schwierigkeiten verbunden. Infolge des nährstoffreichen Auenbodens konkurrieren die neu gepflanzten Gehölze mit einer wüchsigen Krautschicht und dem damit verbundenen verminderten Lichtangebot. Auf Grund des kleinräumigen Mikoreliefs der Aue sind die Standorte durch unterschiedliche Überflutungsdauer und -häufigkeiten charakterisiert. Diesen besonderen Standortbedingungen muss durch eine kleinräumig wechselnde Anpflanzung von Gehölzen mit unterschiedlichen Überflutungstoleranzen Rechnung getragen werden. Des Weiteren ist bei Gehölzpflanzungen in Auen stets die Überflutungshöhe des Geländes zu berücksichtigen, denn schon das teilweise Untertauchen der Gehölze kann zu ihrer Schädigung oder gar zum völligen Absterben führen (KOZLOWSKI 1997).

Auf Grund der detaillierten Dokumentation der in den Jahren 2000/2001 durchgeführten Maßnahmen, u. a. Angaben zur Bodenvorbereitung

Abb. 2: Umzäunte Anpflanzungsflächen in der rezenten Aue im Untersuchungsgebiet Kliekener Elbeaue. Foto: S. Osterloh.



und Pflanzpläne, steht mit den Aufforstungen in der Kliekener Aue ein Modellbeispiel zur Verfügung, an Hand dessen unterschiedliche Gehölzarten, verschiedene Pflanzkonzepte sowie Maßnahmen zum Verbiss-Schutz auf ihre Eignung für eine erfolgreiche Auenwaldbegründung unter naturnahen hydrologischen Bedingungen getestet werden können (vgl. auch MACHER 2008). Da bisher Erfolgskontrollen von Hartholz-Auenwaldanpflanzungen fast vollständig fehlen, erfolgte in der Vegetationsperiode 2007 eine flächendeckende Erhebung des aktuellen Zustandes aller gepflanzten Gehölzbestände in der Kliekener Aue. Ziel dieses Projektes war dabei u. a. die Beantwortung folgender Fragen:

1. Wie haben sich die Hauptbaumarten unter den verschiedenen hydrologischen Bedingungen (Altaue / rezente Aue) etabliert?
2. Wie sind die Etablierungschancen von *Populus nigra* einzuschätzen?
3. Bei welchen Gehölzarten ist eine erfolgreiche Etablierung über natürliche Sukzession zu beobachten?

2 Methoden

Alle Aufforstungsflächen wurden in Form von Polygonen erfasst. Als Polygone wurden Teilflächen unterschiedlicher Form und Größe innerhalb einer Aufforstungsfläche definiert, die jeweils die gleiche Baumart, Vitalität und Höhe aufwiesen. Pro Polygon erfolgte die Erhebung der Parameter: Gehölzart, Vitalität (Tab. 1), Höhe (bis 3 m Höhe werden die Klassen in 50 cm-Abschnitten unterteilt, ab 3 m Höhe entspricht eine Klassengröße

Tab. 1: Vitalität.

| Vitalitätsklassen | Beschreibung |
|------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 1 (vital) | kein bis geringer Laubverlust, Blätter weisen kaum Trockenschäden oder andere Nekrosen auf |
| 2 (schwach geschädigt) | Blattverlust zwischen 10–25%, Pflanzen mit Verbissspuren, aber noch vorhandenem Höhenwachstum |
| 3 (stark geschädigt) | Blattverlust zwischen 26–75%, verbleibende Blätter können Nekrosen aufweisen, Individuen, die bis zum Grund verbissen wurden und in ihrer Vitalität und Konkurrenzkraft, trotz Neuaustrieb, stark geschwächt sind |
| 4 (abgestorben) | Blattverlust > 75%, kein Höhenwachstum mehr erkennbar oder vollständig abgestorben |

| Ausfallrate in Klassen | Ausfallrate [%] |
|------------------------|-----------------|
| 1 | 0 – 25 |
| 2 | 26 – 50 |
| 3 | 51 – 75 |
| 4 | 76 – 100 |

Tab. 2: Ausfallrate.

| Sukzessionsklassen | Beschreibung |
|--------------------|---------------------------------------------|
| 1 (keine) | keine Sukzession nachgewiesen |
| 2 (gering) | 1 Individuum auf mehr als 20 m ² |
| 3 (mittel) | 1 Individuum auf 20 m ² |
| 4 (hoch) | 1 Individuum auf 10 m ² |
| 5 (sehr hoch) | 1 Individuum auf 5 m ² |

Tab. 3: Sukzession.

1 m) und Ausfallrate in Bezug zur ursprünglich gepflanzten Individuenzahl in Klassen (Tab. 2). Da nicht immer eine genaue Ansprache der Ulmenarten im Gelände erfolgte, wurden bei der Auswertung *Ulmus minor* und *Ulmus laevis* zu *Ulmus spec.* zusammengefasst. Zusätzlich wurde auf allen Aufforstungsflächen die Gehölzetaablierung durch Sukzession (Individuen größer 30 cm) erfasst, wobei die Gehölzart, die Lage der Gehölze im Raum, die Vitalitäts- und die Höhenklasse erhoben wurden. Um die Sukzessionsrate für alle Aufforstungsflächen vergleichbar darzustellen, erfolgte die Einteilung der Sukzession in Klassen (Tab. 3).

3 Ergebnisse

3.1 Etablierungserfolg der Hauptbaumarten

Nach Auswertung der Pflanzpläne und unter Berücksichtigung der vorgefundenen Pflanzabstände in den Polygonen wurden insgesamt 2.070 Individuen von *Fraxinus excelsior*, 20.410 von *Quercus robur* und 11.210 *Ulmus spec.* gepflanzt. Die Etablierungsraten dieser Hauptbaumarten sowie die Verteilung der etablierten Individuen auf die vier Vitalitätsklassen sind in den Abb. 3a und 3b dargestellt.

Danach weist *Fraxinus excelsior* in der rezenten Aue mit 87,8% eine höhere Etablierungsrate als in der Altaue (76,5%) auf. Ebenso ist ihre Vitalität in der rezenten Aue (Vitalitätsklasse 2: 62,4%, gefolgt von Vitalitätsklasse 1: 16,9%, Vitalitätsklasse 3: 16,4% und Vitalitätsklasse 4: 4,3%) wesentlich besser einzuschätzen als in der Altaue (Vitalitätsklasse 3: 62,3%, gefolgt von Vitalitätsklasse 2: 36,1% und Vitalitätsklasse 1: 1,6%).

Quercus robur erreicht in der Altaue mit 74,4% einen leicht besseren Anwuchserfolg als in der rezenten Aue (71,6%), wobei in den Rinnen der rezenten Aue mit 60,7% der höchste Ausfall zu verzeichnen ist (in Abb. 3a nicht dargestellt). In der rezenten Aue erreichten 16,5% von *Quercus robur* die Vitalitätsklasse 1, ansonsten dominierte in beiden Auenbereichen die Vitalitätsklasse 2, gefolgt von der Vitalitätsklasse 3.

Von den angepflanzten Ulmenarten haben sich 94% in der Altaue und 93% in der rezenten Aue etabliert. Sowohl in der Altaue als auch in der rezenten Aue wurden 85% der angewachsenen *Ulmus spec.* in die Vitalitätsklasse 1 eingeordnet. Nur in der rezenten Aue wurden 0,2% der Vitalitätsklasse 4 zugeordnet.

3.2 Etablierungserfolg von *Populus nigra*

Populus nigra ist eine Charakterart des Weichholz-Auenwaldes und kommt darüber hinaus auch im Übergangsbereich zwischen Weichholz- und Hartholz-Auenwald vor (SCHUBERT 2001) und wird in der Roten Liste der Pflanzen Deutschlands bundesweit als „gefährdet“ eingestuft (LUDWIG & SCHNITTLER 1996). Hauptursache für diese Gefährdung ist die Vernichtung ihrer Lebensräume. Im Rahmen des EU-LIFE-Projektes „Renaturierung von Fluss, Altwasser und Auenwald an der Mittleren Elbe“ wurde deshalb *Populus nigra* aus ge-

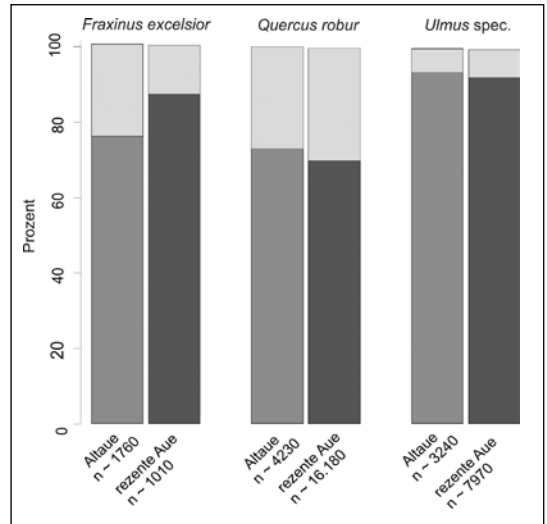
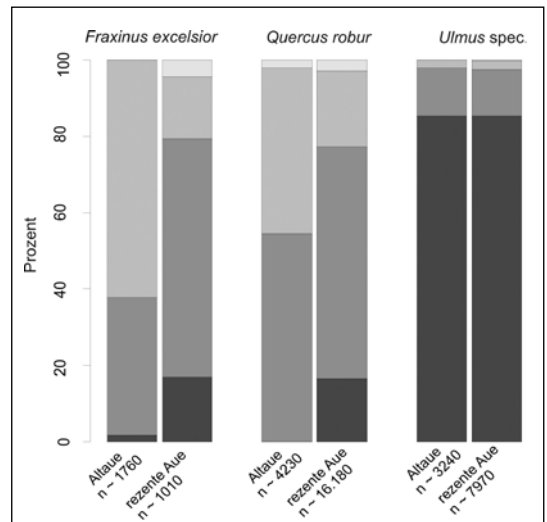


Abb. 3a: Prozentualer Anteil etablierter und ausgefallener Individuen von *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur* und *Ulmus spec.*

Etablierungsraten [%]:
 in der rezenten Aue
 in der Altaue
 sowie Ausfallrate [%]:
 in der rezenten Aue
 in der Altaue

Abb. 3b: Einstufung der etablierten Individuen von *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur* und *Ulmus spec.* nach Vitalitätsklassen, differenziert nach Altaue und rezenter Aue. Vitalitätsklassen:

1 – vital
 2 – schwach geschädigt
 3 – stark geschädigt
 4 – abgestorben



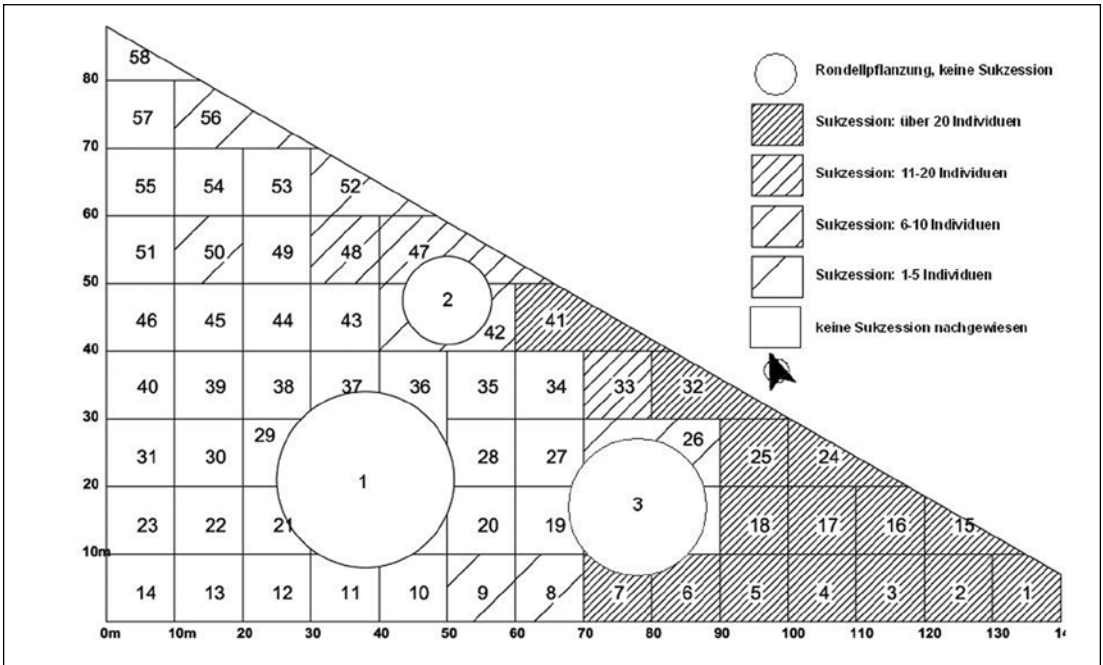


Abb. 4: Sukzession von *Fraxinus excelsior* auf der Aufforstungsfläche A-SB-04 in der Altaue, ausgehend von einem östlich angrenzenden Eschenbestand. Kreis 1: Rondellpflanzung von *Quercus robur*, Kreis 2: Rondellpflanzung von *Ulmus minor* und Kreis 3: Rondellpflanzung von *Fraxinus excelsior*.

sicherten gebietsheimischen Herkünften sowohl in der Altaue als auch in der rezenten Aue angepflanzt.

In der Altaue konnten auf einer Aufforstungsfläche von ursprünglich 50 gepflanzten Individuen von *Populus nigra* nur noch 11, das entspricht einer Etablierungsrate von 22%, in der Vitalitätsklasse 2 nachgewiesen werden. Der Ausfall ist überwiegend auf Biberbiss zurückzuführen. Nach dem Anbringen eines Einzelstammsschutzes haben sich die verbliebenen Pflanzen jedoch gut entwickelt. In der rezenten Aue wurden auf einer Aufforstungsfläche sogar noch 184 von ursprünglich 200 gepflanzten Individuen nachgewiesen, was einem Anwuchserfolg von 92% entspricht und auf die vollständige Umzäunung der Aufforstungsfläche zurückgeführt werden kann. Die meisten der etablierten Individuen entsprechen der Vitalitätsklasse 1.

3.3 Gehölzeta-blierung durch Sukzession

Generell konnten in der Altaue deutlich mehr durch Sukzession eingewanderte Individuen

nachgewiesen werden als in der rezenten Aue. Die Bedeutung der Verfügbarkeit von Diasporenquellen für die Ausbreitung von Gehölzarten über Sukzession in den Aufforstungsflächen soll am Beispiel der zwei Gehölzarten *Fraxinus excelsior* (Abb. 4) und *Fraxinus pennsylvanica*, der Pennsylvanischen Esche (Abb. 5), dargestellt werden. Auf der Aufforstungsfläche A-SB-04 in der Altaue wurde die Anzahl der durch Sukzession etablierten Individuen auf 10 x 10 m großen Flächen ermittelt. Dabei zeigte *Fraxinus excelsior* die höchsten Sukzessionsraten im östlichen Bereich der Aufforstungsfläche, also in unmittelbarer Nachbarschaft zu einem Altbestand mit *Fraxinus excelsior* (Abb. 4).

In der rezenten Aue spiegelt sich die Nähe zur Diasporenquelle ebenfalls im Ausbreitungsmuster der durch Sukzession eingewanderten Individuen wieder. Auf der Aufforstungsfläche R-SLB-04 ist die höchste Sukzessionsrate (Sukzessionsklassen 4 und 5) von *Fraxinus pennsylvanica* im südlichen Teil der Aufforstungsfläche zu finden, obwohl hier auf Grund der regelmäßigen

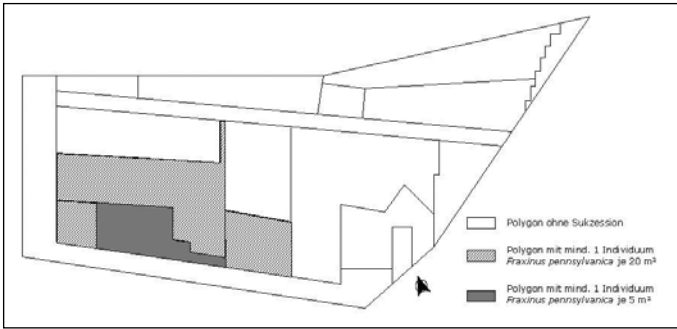


Abb. 5: Spontane Etablierung von *Fraxinus pennsylvanica* auf der ca. 1,7 ha großen Aufforstungsfläche R-SLB-04 in der rezenten Aue, ausgehend von einem südlich der Fläche befindlichen Samenbaum.

Überflutungen ein nivellierender Effekt des Wassers zu erwarten gewesen wäre. Bemerkenswert ist, dass die Sukzession von *Fraxinus pennsylvanica* auf nur einen fruchtenden Altbaum südlich der Aufforstungsfläche zurückzuführen ist.

4 Diskussion

Die Ergebnisse der umfangreichen Erfolgskontrolle sechs bzw. sieben Jahre nach Umsetzung der Maßnahmen in der Kliekener Aue zeigen, dass sich sowohl in der Altaue als auch in der rezenten Aue die Hauptbaumarten des Querco-Ulmetum minoris - *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur*, *Ulmus minor* und *U. laevis* - erfolgreich über Pflanzung etabliert haben. Dies spiegelt ihre gute Anpassung an die hydrologischen Bedingungen der Hartholzaue wider (SCHUBERT 2001).

Sowohl für beide Ulmenarten als auch für *Quercus robur* ist der Etablierungserfolg in der Altaue geringfügig höher als in der rezenten Aue (vgl. Abb. 3a). Diese Unterschiede sind z. T. auf das extreme Sommerhochwasser 2002 sowie den extrem trockenen Sommer 2003 und die daraus resultierenden direkten Schäden an den Gehölzbeständen in der rezenten Aue zurückzuführen. Zusätzlich hatten Überflutungen zu Schäden an Wildschutzzäunen geführt. Die unzureichenden Zaunreparaturen und die sehr hohen Wilddichten in der Elbeaue hatten einen erhöhten Verbiss der Gehölze auf den Aufforstungsflächen der rezenten Aue

zur Folge. Deshalb sollte ein höherer Aufwand für Zauninstandhaltung einkalkuliert werden, sofern bei zukünftigen Aufforstungen nicht explizit auf den Wildbestand Einfluss genommen wird.

Auf Grund der im Vergleich zu anderen Baumarten geringen Überflutungstoleranz von *Fraxinus excelsior* (DISTER 1983, SPÄTH 1988, 2002) ist ihr hoher Anwuchserfolg (87,8%) in der rezenten Aue im Vergleich zur Altaue (76,5%) zunächst überraschend. Der Unterschied lässt sich jedoch mit einer detaillierteren Betrachtung der einzelnen Aufforstungsflächen erklären. Eine einzige Aufforstungsfläche in der Altaue ist durch einen

Nass-Gley in Folge der fehlenden Grundwasserdynamik gekennzeichnet und weist demzufolge keine für Hartholz-Auenwälder typischen Wasserstandsschwankungen auf. Auf dieser Aufforstungsfläche wurden jedoch 38% aller Individuen von *Fraxinus excelsior* der Altaue angepflanzt, von denen ca. 50% nicht angewachsen sind. Wird diese untypische Hartholzauefläche aus der zusammenfassenden Berechnung ausgeschlossen, weist *Fraxinus excelsior* in der Altaue mit einem Anwuchserfolg von 89,5% ähnliche Etablierungstendenzen wie *Quercus robur* und *Ulmus spec.* auf und somit einen leicht höheren Anwuchserfolg als in der rezenten Aue.

Gegenwärtig wachsen die Ulmenarten auf Grund der Holländischen Ulmenwelke (*Ophiostoma*) nur noch sehr selten bis in die Baumschicht auf (MACKENTHUN 2002, MARGRAF 2004). Trotzdem rechtfertigen die sehr geringen Ausfallraten der Ulmen ihre hohe Anzahl bei der Pflanzung von Hartholz-Auenwäldern. Außerdem konnte schon sechs bis sieben Jahre nach der Pflanzung des Hartholz-Auenwaldes eine bemerkenswert hohe spontane Etablierung von *Ulmus spec.* auf vielen Aufforstungsflächen nachgewiesen werden. Sowohl Anwuchserfolg aus der Pflanzung sowie auch die hohen Sukzessionsraten von *Ulmus spec.* belegen, dass die Ulmen sehr gut an die Bedingungen der Hartholzaue angepasst sind.

Populus nigra zeigt in der Kliekener Aue sechs bis sieben Jahre nach der Anpflanzung in der rezenten Aue eine wesentlich geringere Ausfallrate

und eine deutlich bessere Vitalität als in der Altaue. Dieses Ergebnis entspricht den Erwartungen, da die Konkurrenzkraft von *Populus nigra* gegenüber anderen Baumarten durch kurze periodische Überflutungen begünstigt wird (TAUTENHAHN et al. 2007). Da jeder Standort sowohl in der Altaue als auch in der rezenten Aue nur jeweils mit einer Aufforstungsfläche in die Untersuchung einbezogen wurde, können jedoch keine allgemeinen Rückschlüsse auf die Eignung einer Pflanzung von *Populus nigra* in Hinblick auf das hydrologische Regime gezogen werden.

Neben *Alnus glutinosa*, die v. a. in der Altaue vorkommt, weisen auch *Fraxinus excelsior* und *Ulmus spec.* hohe spontane Etablierungsraten auf. Zurückzuführen ist dies einerseits auf die räumliche Nähe von entsprechenden Diasporenquellen (FELINKS et al. 2008), so dass angrenzende Gehölzbestände mit Altbäumen gezielt zur Ansiedlung von erwünschten Arten genutzt werden können. Andererseits spielt auch die Bodenvorbereitung bei der Pflanzung eine ausschlaggebende Rolle. In der Kliekener Aue wurde zur Pflanzvorbereitung auf vielen Aufforstungsflächen der Streifenpflug verwendet. Da die meisten spontan etablierten Individuen unmittelbar in den Pflanzreihen kartiert wurden, ist davon auszugehen, dass die kurzfristige Bodenverwundung trotz kräftig entwickelter Krautschicht bereits als Etablierungsfenster ausreichend war. Allerdings profitieren von den offenen Bodenstellen nicht nur standorttypische Gehölzarten, sondern auch konkurrenzkräftige neophytische Arten, wie z.B. *Fraxinus pennsylvanica* (vgl. auch REICHHOFF & REICHHOFF 2008). *Fraxinus pennsylvanica* erreichte auf einer Aufforstungsfläche in der Altaue bereits 2007 deutlich höhere Etablierungsraten als die Pflanzung von *Quercus robur*. Dabei ist bemerkenswert, dass nur ein an dieser Aufforstungsfläche angrenzender Einzelbaum im Reifezustand als Diasporenquelle für *Fraxinus pennsylvanica* ausreichte. Wie die Ausbreitung von *Fraxinus pennsylvanica* über Sukzession in der rezenten Aue zeigt (Abb. 5), sollten zur Vermeidung unerwünschter Gehölze bei der Waldetablierung die entsprechenden Diasporenquellen, insbesondere wenn es sich um Einzelindividuen handelt, rechtzeitig gefällt werden. Andererseits sollten bei der Pflanzung von der Licht bedürftigen und langsam wachsenden *Quercus robur* Standorte mit angrenzenden Diasporenquellen von konkurrenz-

starken Gehölzarten, wie zum Beispiel von *Fraxinus pennsylvanica*, gemieden werden. Ebenso muss bei der Pflanzung von *Quercus robur* auf einen genügend großen Pflanzabstand zu anderen Gehölzen geachtet werden. Schneller wachsende Gehölzarten, wie zum Beispiel *Fraxinus excelsior*, können sonst *Quercus robur* überwachsen und damit ausdunkeln, was schließlich zum Absterben von *Quercus robur* führt (MAYER 1992).

Mit dieser ersten Erfolgskontrolle stehen erstmals belastbare Aussagen hinsichtlich unterschiedlicher Gehölzarten, verschiedener Pflanzkonzepte sowie Maßnahmen zum Verbiss-Schutz für eine erfolgreiche Hartholz-Auenwaldbegründung unter naturnahen hydrologischen Bedingungen zur Verfügung. Dabei hat sich gezeigt, dass für eine effiziente Erfolgskontrolle eine vollständige Dokumentation der Planungsunterlagen (Pflanzpläne, Pflanzlisten) von entscheidender Bedeutung ist. Da sich sechs bis sieben Jahre nach der Pflanzung schon auf einigen Aufforstungsflächen eine innerartliche Konkurrenz abzeichnet und forstliche oder pflegerische Maßnahmen nicht geplant sind, wäre eine Wiederholung der Erfolgskontrolle in fünf bis zehn Jahren wünschenswert. Nur so können weitere Aussagen zu einer erfolgreichen Hartholz-Auenwaldetablierung erhalten werden, die dann bei anderen Aufforstungsflächen sowie bei Rückdeichungsprojekten berücksichtigt werden können.

Danksagung

Danken möchten wir dem „Verein der Freunde und Förderer des UFZ e.V.“, den Mitarbeitern der Biosphärenreservatsverwaltung „Mittelelbe“ und Frau Dr. Eichhorn vom WWF für die Bereitstellung von Informationen und Unterlagen sowie für die Unterstützung des Vorhabens. Das Projekt wurde von der „Stiftung Umwelt, Natur- und Klimaschutz des Landes Sachsen-Anhalt“ gefördert.

Zusammenfassung

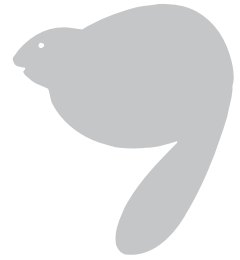
Aufbauend auf dem EU-LIFE-Projekt „Renaturierung von Fluss, Altwasser und Auenwald an der Mittleren Elbe“ im Jahr 2000/2001 in der Kliekener Aue erfolgte 2007 auf 17 Aufforstungsflächen die Erfolgskontrolle des Anwuchses der

Baumarten *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur*, *Ulmus minor* und *Ulmus laevis*. Zusätzlich sollte der Anwuchserfolg von *Populus nigra* sowie die Etablierung von Gehölzarten durch Sukzession erfasst und bewertet werden.

Für die Hauptbaumarten des Hartholz-Auenwaldes war sowohl in der Altaue als auch in der rezenten Aue ein guter bis sehr guter Anwuchserfolg nachweisbar. Dabei konnte gezeigt werden, dass für eine erfolgreiche und rasche Hartholz-Auenwaldetablierung nicht nur die Standortfaktoren Überflutungsdauer und -höhe ausschlaggebend sind, sondern auch Unterschiede im Mikrorelief und Bodentyp einen entscheidenden Einfluss auf den Anwuchserfolg haben. Zusätzlich kann die Entwicklung von Auenwaldstrukturen maßgeblich durch die Verfügbarkeit von geeigneten Diasporenquellen in der unmittelbaren Umgebung gefördert werden. Allerdings sind wahrscheinlich Initialmaßnahmen wie Bodenverwundungen erforderlich, um eine spontane Etablierung von Gehölzarten zu fördern.

Literatur

- COLDITZ, G. (1994): Auen, Moore, Feuchtwiesen: Gefährdung und Schutz von Feuchtgebieten. - Basel (Birkhäuser Verlag).
- DISTER, E. (1983): Zur Hochwassertoleranz von Auenwaldbäumen in lehmigen Standorten. - Verhandlung der Gesellschaft für Ökologie 10: 325-336.
- EICHORN, A. & G. PUHLMANN (1999): Das EU-Life Projekt „Renaturierung von Fluss, Altwasser und Auenwald an der Mittleren Elbe“. - Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 36 (2): 43-50.
- FELINKS, B., DETER, A. & A. WENK (2008): Gehölzaufwuchs auf einer Ganzjahresstandweide im Wulfener Bruch. Ersterfassung nach fünf Weidejahren auf einer zuvor intensiv landwirtschaftlich genutzten Fläche. - Naturschutz und Landschaftsplanung 40: 217-223.
- FINCK, P., HAUKE, U., SCHRÖDER, E. & R. FORST (2002): Naturschutzfachliche Landschafts-Leitbilder - Rahmenvorstellung für das Nordostdeutsche Tiefland aus bundesweiter Sicht. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 50(2): 385 S.
- GLAESER, J. & H. VOLK (2009): Überblick über die historische Entwicklung der Auenwälder in Deutschland. - Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 180 (7/8): 140-151.
- GLAESER, J. & P. A. SCHMIDT (2007): Zur historischen Entwicklung des Baumartenbestandes von Hartholz-Auenwäldern - dargestellt am Beispiel des Leipziger Auenwaldes. - Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 178: 90-97.
- GLAESER, J. (2008): Mitteldeutsche Hartholz-Auenwälder. Historische Entwicklung und Vergleich der Vegetation alter und neuer Waldstandorte. - Saarbrücken (VDM-Verlag).
- KOENZEN, U. (2005): Fluss- und Stromauen in Deutschland - Typologie und Leitbilder. Ergebnisse des F+E-Vorhabens „Typologie und Leitbildentwicklung für Flussaunen in der Bundesrepublik Deutschland“ des Bundesamtes für Naturschutz (FKZ 803 82 100). - Angewandte Landschaftsökologie, Heft 65.
- KOZŁOWSKI, T. T. (1997): Responses of woody plants to flooding and salinity. - Tree Physiology, Monographie 1.
- LAU - LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (2002): Die Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie im Land Sachsen-Anhalt. - Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 39, Sonderheft.
- LUDWIG, G. & M. SCHNITTLER (1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. - Schriftenreihe für Vegetationskunde 28.
- MACHER, C. (2008): Wenn Bäumen das Wasser bis zum Hals steht. Eine bayernweite Umfrage zur Hochwassertoleranz von Waldbäumen. - LWF aktuell 15: 26-29.
- MACKENTHUN, G. (2002): Die Gattung *Ulmus* in Sachsen. - Forstwissenschaftliche Beiträge Tharandt 9: 1-296.
- MARGRAF, C. (2004): Die Vegetationsentwicklung der Donauauen zwischen Ingolstadt und Neuburg. - Hoppea, Denkschrift der Regensburger Botanischen Gesellschaft 65: 295-703.
- MAYER, H. (1992): Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage. - Stuttgart/ Jena/ New York (Fischer Verlag).
- REICHHOFF, L. & K. REICHHOFF (Hrsg.) (2008): Die Rot-Esche (*Fraxinus pennsylvanica*) - eine invasive Baumart in den Hartholzauenwäldern des Mittelbegebietes? - Veröffentlichungen der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH, Heft 4: 72 S.
- SCHUBERT, R. (2001): Prodrum der Pflanzengesellschaften Sachsen-Anhalts. - Mitteilungen zur Floristischen Kartierung Sachsen-Anhalts, Sonderheft 2.
- SCHMIDT, P. A., HEMPEL, W., DENNER, M., DÖRING, N., GNÜCHTEL, A., WALTER, B. & D. WENDEL (2002): Potentielle Natürliche Vegetation Sachsens mit Karte 1: 200 000. - Dresden.
- SPÄTH, V. (1988): Zur Hochwassertoleranz von Auwaldbäumen. - Natur u. Landschaft 63: 312-315.
- SPÄTH, V. (2002): Hochwassertoleranz von Waldbäumen in der Rheinaue. - Allgemeine Forstzeitschrift 15: 807-810.
- TAUTENHAHN, M., WITT B. & R. KÄTZEL (2007): Leitfaden zur Initiierung von Auwäldern mit der Europäischen Schwarz-Pappel (*Populus nigra* L.). - Stiftung Wald in Not. - Bonn: 64 S.



Renaturierung von Brenndolden-Auenwiesen durch Mahdgutübertragung in der Elbeaue bei Dessau

GUIDO WARTHEMANN, ARMIN BISCHOFF & NADJA WINTER

1 Einleitung

Brenndolden-Auenwiesen der Stromtäler, die ihr bundesdeutsches Hauptvorkommen im Elberaum besitzen, gehören zu den Lebensraumtypen nach Anhang I der Flora-Fauna-Habitatrichtlinie (SSYMANK et al. 1998, LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT 2002). Als Pflanzengesellschaft ist dieser Wiesentyp in Sachsen-Anhalt stark gefährdet (SCHUBERT et al. 2004). Durch lebensraumtypkonforme Nutzung oder Pflege wird gewöhnlich die Erhaltung bestehender Brenndoldenwiesen erreicht. Die Entwicklung solcher Wiesen auf artenarmem Grünland ist deutlich aufwändiger.

Zielarten der Brenndolden-Auenwiesen sind Brenndolde (*Cnidium dubium*), Gräben-Veilchen (*Viola persicifolia*), Wiesen-Schwertlilie (*Iris sibirica*), Kanten-Lauch (*Allium angulosum*), Nordisches Labkraut (*Galium boreale*) und Großer Wiesenknopf (*Sanguisorba officinalis*). BISCHOFF (2002) und BISCHOFF et al. (2009) stellten fest, dass geringe Ausbreitungsgeschwindigkeiten der Samen den Ausbreitungsprozess der Zielarten behindern. Auch in den Diasporenbanken der Böden sind kaum gewünschte Zielarten vertreten (BISCHOFF 2002, HÖLZEL & OTTE 2004). Die Samen von *Cnidium dubium* und Sumpf-Schafgarbe (*Achillea ptarmica*) können beispielsweise nur kurze Zeit im Boden überdauern (HÖLZEL et al. 2006).

Neben dem Vorhandensein von Samen im Boden oder Samen bildenden Individuen in der Nachbarschaft ist das Vorhandensein ausreichend großer Bestandslücken Voraussetzung für die Keimung und Ansiedlung der zu fördernden Arten (HÖLZEL et al. 2006, PATZELT et al. 1997, WARTHEMANN et al. 2003). Gewöhnlich sind in gewachsenem Grünland Grasnarbe und Streuschicht so dicht, dass sich kaum Keimlinge der gewünschten Arten etablieren können.

Um diese Ausbreitungshemmnisse zu überwinden, besteht die Möglichkeit, die Entwicklung von artenreichen Brenndoldenwiesen durch Renaturierungsmaßnahmen zu fördern. Unter Renaturierung wird hier nicht die Rückkehr zu einem natürlichen Zustand, sondern die Entwicklung von halbnatürlichen Grünlandgesellschaften, die ein extensives Management erfordern, verstanden. Dies wird auch als Revitalisierung bezeichnet.

Im Rahmen des hier vorgestellten Projektes wird die Ausweitung von Brenndolden-Auenwiesen durch Übertragung von samenreichem Mahdgut auf artenarmes Grünland angestrebt. Die Renaturierung von mehreren kleinen, zerstreuten Flächen (Initiale) soll die Voraussetzung für die spätere spontane Ausweitung des artenreichen Wiesentyps bilden.

Das hier beschriebene Vorhaben (LPR 2008) erfolgt im Rahmen des Naturschutzgroßprojektes „Pflege- und Entwicklungsplan (PEP) für das Naturschutzgroßprojekt von gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung Mittlere Elbe“ (LPR 2005), an dessen Finanzierung sich das Bundesamt für Naturschutz, der World Wide Fund for Nature (WWF) Deutschland und das Land Sachsen-Anhalt beteiligen.

Die Mahdgutübertragung einschließlich der Flächenvorbehandlung zur Schaffung der erforderlichen Bestandslücken erfolgte im Jahr 2007. In diesem Artikel wird das Vorhaben vorgestellt und erste Ergebnisse der Begleituntersuchungen präsentiert.

2 Methodik

2.1 Untersuchungsflächen

Die Untersuchungsflächen befinden sich im Grünlandkomplex „Neue Wiesen“ westlich von

Dessau-Großkühnau in der rezenten Aue der Mittleren Elbe. Der größte Teil der „Neuen Wiesen“ wurde Ende der 1970er Jahre umgebrochen und mit einer Gräsermischung neu eingesät. Bis zur politischen Wende 1989 erfolgte eine intensive Grünlandnutzung als Mähweide. Mit den Veränderungen der agrarökonomischen Rahmenbedingungen nach der Wende und dem damit verbundenen Rückgang des Viehbesatzes verringerte sich die Nutzungsintensität. Die Weidenutzung wurde eingestellt und die Flächen wurden nur noch zweimal pro Jahr gemäht. Seit 1993 stehen diese Wiesen unter Vertragsnaturschutz. Die vereinbarten Nutzungsaufgaben verbieten Düngung, Umbruch, Neuansaat und den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln. Bis zum Beginn des Projektes im Jahr 2007, also 14 Jahre nach Extensivierungsbeginn, waren nur wenige charakteristische Arten der Pflanzengesellschaft, insbesondere Wiesen-Silau (*Silau silau*), wieder eingewandert. Am Westrand des Gebietes konnten hingegen artenreiche Grünlandbestände die Zeit der Nutzungsintensivierung überdauern. Sie können als Referenzflächen für den Zielzustand der Renaturierung herangezogen werden und dienen im beschriebenen Vorhaben gleichzeitig als Spenderflächen, von denen das Mahdgut für die Übertragung gewonnen wurde. Das Mahdgut wurde auf den Empfängerflächen, im Folgenden als Renaturierungsflächen bzw. Renaturierungsblocks bezeichnet, aufgebracht.

2.2 Versuchsdesign, Bodenvorbehandlung und Mahdgutübertragung

Der Versuchsaufbau soll einerseits die Wirkung unterschiedlicher Bodenstörungen auf die Keimung und Etablierung der Zielarten verdeutlichen und andererseits die Einschätzung der Eignung von Mahdgut unterschiedlicher Schnitzeitpunkte für die Übertragung der Zielarten ermöglichen.

Der Versuch wurde als Blockanlage mit drei Bodenvorbehandlungs- und vier Übertragungsvarianten jeweils inklusive unbehandelter Kontrolle angelegt (Abb. 1). In jedem der fünf Renaturierungsblocks (jeweils 0,12 ha) wurde jede der insgesamt 12 Behandlungskombinationen auf zwei Teilflächen (im Folgenden als Plots bezeichnet, jeweils 50 m² groß) realisiert und innerhalb der Blocks zufällig verteilt. Die Bodenvorbehandlungen (Faktor 1) wurden vor

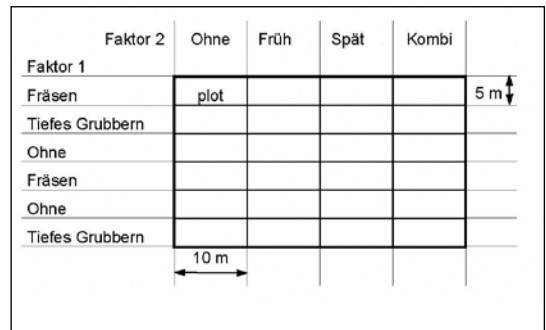


Abb. 1: Versuchsaufbau eines Renaturierungsblocks (Fläche 40 m x 30 m), die Varianten (Faktor 1 und 2) sind senkrecht zueinander angeordnet. Faktor 1: Vorbehandlung des Bodens Faktor 2: Mahdgutübertragung.

der ersten Mahdgutübertragung durchgeführt. Durch Fräsen mit einer Kreiselegge erfolgte das Aufreißen der Grasnarbe bis zu einer Tiefe von maximal 10 cm (Abb. 2, links). Eine stärkere Störung bewirkte tiefes Grubbern, wobei die Bodenkrume und die Durchwurzelung gelockert und die Grasnarbe leicht gewendet wurde (Abb. 2, rechts). Die Grubbertiefe reichte ungefähr bis 15 cm. Hierzu diente ein Mulchkultivator. Anschließend wurden beide Varianten gewalzt. Weiterhin wurden Flächen ohne Vorbehandlung angelegt.

Abb. 2: Vorbehandlung der Renaturierungsflächen durch Fräsen (links) und tiefes Grubbern (rechts). Foto: G. Warthemann.





Abb. 3: Übertragung des Mahdgutes vom Mähcontainer auf den Anhänger zum Transport zu den Renaturierungsflächen. Foto: G. Warthemann.

Die Mahdgutübertragung (Faktor 2) erfolgte in den Varianten (s. Abb. 1):

- Übertragung des ersten Schnitts (Mitte Juni, frühes Mahdgut = „Früh“)
- Übertragung des zweiten Schnitts (Anfang Oktober, spätes Mahdgut = „Spät“)
- Übertragung beider Schnitte (= „Kombi“)
- keine Mahdgutübertragung als unbehandelte Kontrolle (= „Ohne“).

Gezogen von einem leichten Traktor mähte das Balkenmähwerk eines Mähcontainers die Spenderflächen (Abb. 3). Anschließend wurde das

Abb. 4: Abladen und Verteilen des Mahdgutes auf die Renaturierungsflächen. Foto: G. Warthemann.



Mahdgut sofort auf einen Anhänger geschüttet und zu den Renaturierungsflächen gebracht. Dort erfolgte die manuelle Verteilung mittels Heugabeln und Harken auf den einzelnen dafür vorgesehenen Plots (Abb. 4). Der Transportweg betrug etwa einen Kilometer. Das Größenverhältnis Renaturierungsfläche zu Spenderfläche beträgt im Mittel 1 : 4,25.

2.3 Vergleich von Spender- und Renaturierungsflächen

Die Erfassung der Vegetation wurde für die gesamten Spenderflächen und Plots der Renaturierungsflächen mittels quantitativer Schätzskala nach BARKMANN (siehe DIERSCHKE 1994) vorgenommen.

2.4 Samenübertragungsraten

Die Samenübertragungsrate ist der prozentuale Anteil der Samen einer Art, der mit dem Mahdgut von der Spenderfläche auf die Renaturierungsfläche übertragen wird. Samenübertragungsraten von typischen Arten der Brenndoldenwiese wurden ermittelt, da diesbezüglich für frische, feuchte und wechselfeuchte Wiesen nur unzureichende Informationen vorlagen. Diese wurden für Wiesen-Margerite (*Leucanthemum vulgare*) bei der ersten und für *Sanguisorba officinalis* und *Cnidium dubium* bei der zweiten Mahdgutübertragung untersucht. Diese Untersuchung wurde im Rahmen einer Diplomarbeit durchgeführt (WINTER 2008). Zur Bestimmung der Samenzahl auf den Spenderflächen wurden die Samen der Blütenstände von repräsentativen Stichprobenflächen ausgezählt und die Dichte der Blütenstände pro Flächeneinheit geschätzt.

Die Samenzahl der mit dem Mahdgut auf die Renaturierungsflächen übertragenen Samen wurde mit 1m² großen Auffangpappen (10 Stück pro Block, insgesamt 50 Stück) und durch anschließende Hochrechnung auf die gesamte Fläche ermittelt (Abb. 4, im Vordergrund). Neben der Samenübertragungsrate konnte gleichzeitig die Samenzahl, die pro Quadratmeter auf die Renaturierungsfläche übertragen wurde, ermittelt werden.



Abb. 5: Zählrahmen zur Identifizierung der Keimlingsdichte. Foto: N. Winter.

2.5 Keimlingsaufkommen

Um den Keimungserfolg von *Leucanthemum vulgare* in Abhängigkeit von den verschiedenen Bodenvorbehandlungsvarianten einschätzen zu können, fanden im September 2007 und im Juni 2008 Zählungen der Keimlinge auf den von frühem Mahdgut bedeckten Plots der Renaturierungsflächen statt. Dabei wurden Blocks mit geringerem Keimlingsaufkommen komplett abgesucht. In Blocks mit großer Keimlingsdichte wurden drei 1 m² große Teilflächen pro Plot mit Hilfe eines Zählrahmens ausgezählt und auf die Gesamtfläche hoch gerechnet (Abb. 5).

Für die Arten *Allium angulosum*, *Cnidium dubium*, *Sanguisorba officinalis* und Kümmel-Silge (*Selinum carvifolia* - regionaltypische Art der Brenn-dolden-Auenwiese), deren Samen ausschließlich bei der zweiten Mahdgutübertragung transferriert wurden, erfolgte die Keimlingszählung 2008 in den Varianten „spätes Mahdgut“ und „Kombi“. Da die Keimlinge dieser Arten schwerer aufzufinden sind als *Leucanthemum*-Keimlinge, war ein Absuchen der gesamten Plotfläche zu aufwendig. Stattdessen wurden grundsätzlich fünf 1 m² große Teilflächen pro Plot ausgezählt (insgesamt 50 pro Variante).

Bei der Keimlingszählung 2008 wurden die Keimlinge des Jahres 2007 mit erfasst. Zu berücksichtigen ist dabei die Absterberate der Keimlinge, die durch die angewandte Methodik nicht erfasst werden konnte. Beispielsweise bedeutet eine ge-

ringere Keimlingszahl 2008 gegenüber 2007, dass die Absterberate höher ist als das Neuaufkommen an Keimlingen.

2.6 Statistik

Die Analyse des Keimlingsaufkommens in Abhängigkeit von den verschiedenen Mahdgutübertragungsvarianten steht noch aus. Die Ermittlung des Bodenvorbehandlungs-Effektes auf das Keimlingsaufkommen bei *Leucanthemum vulgare* wurde durch eine einfaktorielle Varianzanalyse durchgeführt. Die Daten wurden vor der Analyse log-transformiert, um die Voraussetzungen hinsichtlich Normalverteilung und Varianzhomogenität zu erfüllen. Bei Signifikanz des Gesamtmodells wurden über den Tukey-Test Vergleiche zwischen den einzelnen Faktorstufen durchgeführt (Signifikanzniveau $p < 0,05$). Die Analysen wurden mit dem Programm SPSS 14.0 für Windows durchgeführt.

3 Ergebnisse

3.1 Vergleich der Spender- und Renaturierungsflächen

Auf den Spenderflächen konnten 114 Arten nachgewiesen werden (siehe Anhang im Internet Tab. 1).

Auf den Renaturierungsflächen traten vor der Übertragung 85 Arten auf, wobei in den Plots durchschnittlich 15 Arten vorkamen. Das Artenspektrum war weit gestreut und reichte von häufigen Arten frischer und feuchter Wiesen bis hin zu Arten von Seggenriedern. Aus naturschutzfachlicher Sicht wertvolle Sippen waren darin jedoch nur vereinzelt vertreten (siehe Tab. 1 und Anhang im Internet Tab. 2).

Nach der Renaturierung erhöhten sich die Artenzahlen in den Plots im Mittel auf 26 Arten. Insgesamt stieg die Artenanzahl auf den Renaturierungsflächen um 19 auf 104 Arten. Im ersten Jahr nach der Mahdgutübertragung traten mit *Galium boreale*, *Selinum carvifolia* und Vielblütigem Hahnenfuß (*Ranunculus polyanthemus*) bereits Keimlinge einiger charakteristischer Arten der Brenn-doldenwiesen auf Teilflächen mit übertragenem Mahdgut auf. 2009 wurden zusätzlich *Cnidium dubium*, *Sanguisorba officinalis* und *Allium angulosum* nachgewiesen. Daneben wurde *Leucanthemum vulgare* als Zielart im weiteren Sinne er-

| Art | RL LSA | RL D | Spender- fläche | Renaturierungsfläche | |
|--------------------------------------|-----------|---------|--------------------|----------------------|---------------|
| | | | | vor Maßnahme | nach Maßnahme |
| <i>Allium angulosum</i> | 3 | 3 | x | | x |
| <i>Cnidium dubium</i> | | 2 | x | | x |
| <i>Galium boreale</i> | | | x | | x |
| <i>Pseudolysimachion longifolium</i> | | | x | | |
| <i>Ranunculus polyanthemos</i> | 3 | | x | | x |
| <i>Sanguisorba officinalis</i> | | | x | | x |
| <i>Selinum carvifolia</i> | 3 | | x | | x |
| <i>Silaum silaus</i> | | | x | x | x |

Tab. 1: Gefährdete und charakteristische Pflanzenarten der Brenndolden-Auenwiesen auf den Flächen bis zum Jahr 2009. RL LSA: FRANK et al. (2004), RL D: KORNECK et al. (1996).

folgreich übertragen. Somit konnte bis 2009 das erwartete Spektrum an Zielarten erreicht werden (siehe Kap. 3.4).

Die meisten der neu gefundenen Arten sind Anuelle und Ruderale, zum Beispiel Vogel-Knöterich (*Polygonum aviculare*), Acker-Vergißmeinnicht (*Myosotis arvensis*), Vielblütiger Gänsefuß (*Chenopodium polyspermum*), Rainkohl (*Lapsana communis*) und Gewöhnliche Sumpfkresse (*Rorippa sylvestris*). Diese waren wahrscheinlich in der Samenbank der Renaturierungsflächen vertreten und fanden in Plots mit Bodenvorbehandlung gute Keimungs- und Etablierungsbedingungen vor. Sie werden vermutlich nach der Schließung der Grasnarbe wieder verschwinden. Intensivierungs- bzw. Störungszeiger, wie Quecke (*Elymus repens*) und Acker-Kratzdistel (*Cirsium arvense*), traten vermehrt in allen Plots mit Bodenvorbehandlung auf.

3.2 Samenübertragungsraten

Hinsichtlich der Samendichte der drei Testarten erwies sich das gewählte Verfahren der Mahdgutübertragung als außerordentlich erfolgreich (Tab. 2). *Leucanthemum vulgare* und *Cnidium dubium* wurden in einer Dichte von mehr als 500 Samen/m², *Sanguisorba officinale* in einer Dichte von 40 Samen/m² übertragen. Die Werte spiegeln die sehr verschiedenen Samendichten auf den Spenderflächen wider. *Leucanthe-*

mum und *Cnidium* waren mit großen Populationen und vielen fruchtenden Individuen vertreten. Die Dichte von *Sanguisorba* war deutlich geringer.

Wird hingegen die Samenübertragungsrate betrachtet, so war die Methode für *Sanguisorba* am erfolgreichsten und für *Leucanthemum* am wenigsten effizient.

3.3 Keimlingsaufkommen von *Leucanthemum vulgare*

Das Keimlingsaufkommen auf den Renaturierungsflächen wies große Unterschiede zwischen den Bodenvorbehandlungsvarianten und den Blocks auf. Insgesamt förderten Bodenstörungen die Keimung deutlich (Tab. 3). Ohne Vorbehandlung konnten keine Keimlinge nachgewiesen werden.

Tab. 2: Samendichten auf Spender- und Renaturierungsflächen und die daraus resultierende Übertragungsrate (n=5).

| | <i>Leuc. vulg.</i> | <i>Cnid. dubi.</i> | <i>Sang. offi.</i> |
|---------------------------------------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|
| Spenderflächen (Anzahl Samen/m ²) | 43.644 | 4.658 | 53 |
| Renaturierungsflächen (Anzahl Samen/m ²) | 928 | 612 | 41 |
| Samenübertragungsraten und Standardabweichung | 3,8 % ± 1,4 | 14,9 % ± 1,9 | 85,7 % ± 12,6 |

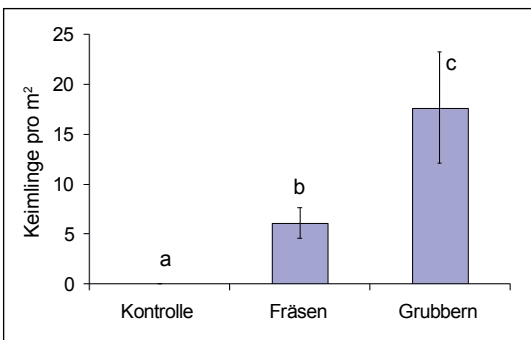
| Vorbehandlung | 2007 | | 2008 | |
|-----------------|--------------------------|--------------|--------------------------|--------------|
| | Keimlinge/m ² | Keimrate (%) | Keimlinge/m ² | Keimrate (%) |
| Kontrolle | 0,0 ^a ±0,0 | 0,0 ±0,0 | 0,0 ^a ±0,0 | 0,0 ±0,0 |
| Fräsen | 7,6 ^b ±2,9 | 0,7 ±0,2 | 6,1 ^b ±1,5 | 0,7 ±0,2 |
| Tiefes Grubbern | 10,7 ^b ±3,5 | 1,1 ±0,3 | 17,6 ^c ±5,5 | 1,9 ±0,5 |

Tab. 3: Effekt der Bodenvorbehandlung auf die Keimlingsdichten und Keimraten von *Leucanthemum vulgare* im Verhältnis zur übertragenen Samenmenge mit Standardfehler (Einfaktorielle Varianzanalyse; unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede nach Tukey-Test mit $p < 0,05$ an).

Das tiefe Grubbern stellte sich als geeignetste Vorbehandlung heraus. In Relation zur übertragenen Samenmenge waren jedoch die Keimraten selbst in den vorbehandelten Parzellen außerordentlich niedrig. In der Variante Grubbern betrug die Anzahl der Keimlinge am Ende der Untersuchungen ca. 2 %, in der Variante Fräsen nur 0,7 % der ausgebrachten Samen.

Der Effekt der Vorbehandlungen wies in den beiden Erfassungsjahren Differenzen auf. Im Jahr 2007 waren die Unterschiede im Keimlingsaufkommen zwischen Fräsen und tiefem Grubbern nicht signifikant. Im Jahre 2008 waren bei tiefem Grubbern signifikant mehr Keimlinge zu finden. Die Zahl der Keimlinge nahm nur in der gegrubberten Variante von 2007 und 2008 zu, während in der gefrästen Variante deren Gesamtzahl im

Abb. 6: Mittlere Keimlingsdichte von *Leucanthemum vulgare* in Abhängigkeit von der Bodenvorbehandlung ein Jahr nach der Übertragung (2008) – Fehlerbalken zeigen Standardfehler an, unterschiedliche Buchstaben verdeutlichen signifikante Unterschiede (Tukey-Test mit $p < 0,05$).



Mittel leicht rückläufig war. Das weist darauf hin, dass eine stärkere Bodenstörung, wie das tiefe Grubbern, den Boden nachhaltiger stört und so die Keimung mindestens zwei Vegetationsperioden fördern kann, während schwache Störungen wie das Fräsen nur kurzzeitig zu positiven Entwicklungseffekten der Keimlinge führt.

3.4 Keimlingsaufkommen der lebensraumtypischen Arten

Insgesamt wurden im Jahre 2008 lediglich sechs Keimlinge von *Selinum carvifolia* und zwei Keimlinge von *Galium boreale* auf den vorbehandelten Plots gefunden. Im Jahre 2009 kamen Keimlinge von *Cnidium dubium*, *Allium angulosum* und *Sanguisorba officinalis* hinzu. Eine Auswertung der Ergebnisse steht jedoch noch aus.

4 Diskussion

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass Zielarten, die bereits reife Samen gebildet haben, in großer Menge mit dem Mahdgut übertragen werden können. Gleichzeitig traten zwischen den getesteten Arten überraschend große Unterschiede bei den Übertragungsraten auf. Für die außerordentlich geringe Übertragungsrate bei *Leucanthemum* könnte ein bereits vor oder unmittelbar während der Mahd erfolgtes Ausfallen der Samen verantwortlich sein. Das Ergebnis lässt aber auch den Rückschluss zu, dass das angewandte Verfahren zur Zählung der Samen auf den Spenderflächen nicht für alle Arten in gleicher Weise geeignet ist und hier ein Schätzfehler einzukalkulieren ist. Das Keimlingsaufkommen wurde bislang nur bei *Leucanthemum vulgare* ausgewertet. Es zeigte

sich, dass die erfolgreiche Übertragung der Samen noch keine erfolgreiche Etablierung bedeutet. In den Parzellen ohne Bodenstörung konnte bei einer Samendichte von mehr als 900/m² kein einziger Keimling gefunden werden. Selbst bei Bodenstörung lag die Keimlingsrekutierung nur bei 1 bis 2 %. Trotzdem zeigen die Ergebnisse, dass eine Mahdgutübertragung auf diesem Wiesentyp nur in Kombination mit einer Bodenstörung erfolgreich sein kann. Für *Leucanthemum* erwies sich dabei die stärkere Bodenstörung in Form von tiefem Grubbern gegenüber einer schwächeren Störung durch Fräsen als vorteilhafter.

Die relativ niedrige *Leucanthemum*-Keimlingsdichte in einigen der gefrästen und gegrubberten Parzellen ist vermutlich auf die Wühlaktivität von Wildschweinen zurückzuführen, die bereits ab dem späten Sommer vor der Keimlingszählung in den gepflügten und gefrästen Streifen den Boden stark zerwühlten. *Leucanthemum vulgare* keimt bereits im gleichen Jahr, wie die Samenreifung erfolgt. Die Keimlinge wurden möglicherweise durch die Aktivität der Tiere zerstört, die sich fast ausschließlich auf die vorbehandelten Flächen konzentrierte. Auf den unbehandelten Flächen konnten die Wildschweine die Grasnarbe nicht so leicht aufbrechen. In den beiden Blocks, die am stärksten betroffen waren, wurden auch die geringsten Keimlingsdichten gefunden. Das geringe Keimlingsaufkommen könnte andererseits auf das teilweise zu dick aufgetragene Mahdgut zurück zu führen sein, welches sich in dem regenreichen Sommer schwer zersetzte und keine guten Keimbedingungen bot. Das Verhältnis Renaturierungsfläche zur Spenderfläche betrug zwar im Mittel 1 : 4,25 und entsprach damit den Empfehlungen von HÖLZEL et al. (2006) am Oberrhein, vielleicht ist dieses Flächenverhältnis unter den Bedingungen in Mitteldeutschland als zu hoch einzuschätzen. Eine Gleichverteilung des Mahdgutes erwies sich ebenfalls als ausgesprochen schwierig.

Die typischen Zielarten der Brenndoldenwiesen sind zwar auf den Renaturierungsflächen aufgelaufen, quantitative Aussagen zum Effekt der Bodenbehandlung waren bis 2008 aufgrund zu geringer Keimlingszahlen jedoch nicht möglich. Die Auswertung der Keimlingszählung des Jahres 2009 steht noch aus. Auf ein verzögertes Keimen der Zielarten verweisen HÖLZEL (2003) und HÖLZEL et al. (2006) bei ihren Renaturierungs-

versuchen von Stromtalwiesen am Oberrhein. Eine abschließende Bewertung des Erfolgs von Mahdgutübertragungen ist grundsätzlich erst nach mehreren Jahren möglich. Erst dann kann abgeschätzt werden, inwieweit sich aufgelaufene Keimlinge auch dauerhaft etablieren und sich zu Samen bildenden Pflanzen entwickeln. Deshalb wird die Untersuchung des Keimlingsaufkommens und der Etablierung bis 2009 fortgesetzt.

5 Empfehlungen

Viele Zielarten der Brenndoldenwiesen bilden bei standorttypischer Bewirtschaftung (zweischürige Mahd) erst im zweiten Aufwuchs reife Samen. Demnach wäre zu empfehlen, bei zukünftigen Vorhaben zur Renaturierung dieses Wiesentyps mit der Bodenvorbehandlung und Mahdgutübertragung im Herbst zu beginnen. Eine zweite Übertragung könnte sich im Juni des Folgejahres anschließen, um Samen des gesamten Artenspektrums zu übertragen.

Weiterhin wäre zu empfehlen, eher ein geringeres Flächenverhältnis zwischen Renaturierungsfläche und Spenderfläche anzustreben als das gewählte von 1 : 4,25. Optimal wäre bei der angewandten Methodik möglicherweise ein Verhältnis von 1 : 3.

Danksagung

Für die Unterstützung bei der Durchführung der Geländearbeiten danken wir den Mitarbeitern der Naturwacht des Biosphärenreservates Mittelbe: Heiko Engel und Uwe Förster, der Firma Hering Landschaftsbau GmbH aus Zörbig, dem Landwirtschaftsbetrieb Otto Ransch aus Susigke und Sandy Hoboy, Mitarbeiterin im Büro Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GbR.

Zusammenfassung

Die Brenndolden-Wiese ist eine artenreiche Grünlandgesellschaft der Flussauen, die infolge von Nutzungsintensivierung selten geworden und deshalb stark gefährdet ist. In diesem Artikel wird ein Projekt vorgestellt, in welchem die Ausweitung dieses Wiesentyps auf bisher artenar-

mes Grünland durch gezielte Maßnahmen initiiert werden soll. Kern des Projekts ist die Übertragung von Mahdgut einer artenreichen Spenderfläche auf eine artenarme Grünlandfläche in der Elbeaue zwischen Dessau und Aken. Dargestellt werden die Methodik und erste Ergebnisse.

Literatur

- BISCHOFF, A. (2002): Dispersal and establishment of floodplain grassland species as limiting factors of restoration. - *Biological Conservation* 104: 25-33.
- BISCHOFF, A., WARTHEMANN, G. & S. KLOTZ (2009): Succession of floodplain grasslands following reduction in land use intensity - the importance of environmental conditions, management and dispersal. - *Journal of Applied Ecology* 46: 241-249.
- DIRSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden. - Stuttgart (Eugen Ulmer Verlag): 683 S.
- FRANK, D., HERDAM, H., JAGE, H., JOHN, H., KISON, H.-U., KORSCH, H., STOLLE, S., BRÄUTIGAM, S., THIEL, H., UHLEMANN, I., WEBER, H. E. & E. WELK (2004): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen des Landes Sachsen-Anhalt. - Ber. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 39: 91-110.
- HÖLZEL, N. (2003): Die ökologische Bedeutung von Samenbanken, Keimung und Etablierung für die Renaturierung von Auenwiesen - Ecological significance of seed banks, germination and establishment for the restoration of flood-meadows. - Habilitationsschrift (Justus-Liebig-Universität Gießen).
- HÖLZEL, N. & A. OTTE (2004): Assessing soil seed bank persistence in flood-meadows: The search for reliable traits. - *Journal of Vegetation Science* 15: 93-100.
- HÖLZEL, N., BISSELS, S., DONATH, T. W., HANDKE, K., HARNISCH, M. & A. OTTE (2006): Renaturierung von Stromtalwiesen am hessischen Oberrhein – Ergebnisse eines E+E-Vorhabens des Bundesamtes für Naturschutz. - *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 31: 263 S.
- KORNECK, D., SCHNITTLER, M. & I. VOLLMER (1996): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta et Spermatophyta) Deutschlands. - Schriftenreihe für Vegetationskunde 28: 21-188.
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (Hrsg.) (2002): Die Lebensraumtypen nach Anhang I der Flora-Fauna-Habitatrichtlinie im Land Sachsen-Anhalt. - *Natursch. Land Sachsen-Anhalt* 29, Sonderheft.
- LPR LANDSCHAFTSPLANUNG DR. REICHHOFF GMBH (2005): Pflege- und Entwicklungsplan für das Naturschutzgroßprojekt von gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung Mittlere Elbe. - Auftraggeber: WWF Deutschland, Dessau.
- LPR LANDSCHAFTSPLANUNG DR. REICHHOFF (2008): Durchführung von Bestands- und Wirkungskontrollen der Entwicklung von Brenndolden-Auenwiesen (FFH-Lebensraumtyp 6440) mit vorbereitenden Maßnahmen und Projektbegleitung. - Auftraggeber: WWF Deutschland. - Zwischenbericht.
- PATZELT, A., MAYER, F. & J. PFADENHAUER (1997): Renaturierungsverfahren zur Etablierung von Feuchtwiesenarten. - *Verh. der Gesell. für Ökologie* 27: 165-172.
- SCHUBERT, R., FRANK, D., HERDAM, H. et al. (2004): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzengesellschaften des Landes Sachsen-Anhalt. - In: Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Hrsg.): Rote Listen Sachsen-Anhalt. - Ber. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 39: 111-122.
- SSYMANK, A., HAUKE, U., RÜCKRIEM, C. & E. SCHRÖDER (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. BfN - Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG) und der Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG). - Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz 53: 560 S.
- WARTHEMANN, G., BISCHOFF, A. & S. KLOTZ (2003): Die Regeneration artenreicher Grünland- und Ackerwildkrautgesellschaften – eine Analyse von Faktoren, die den Extensivierungserfolg bestimmen. - Abschlussbericht zum Projekt 3152A/0089B (Kultusministerium des Landes Sachsen-Anhalt). - Projektträger: Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH.
- WINTER, N. (2008): Ermittlung von Samentransferaten im Rahmen von Mahdgutübertragungen zur Renaturierung von Brenndolden-Auenwiesen in der Elbeaue bei Dessau. - Diplomarbeit (Hochschule Anhalt).

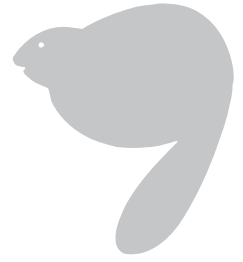
Anhang im Internet

Tab. 1: Arten der Spenderflächen

Tab. 2: Arten der Renaturierungsflächen im Vorher-Nachher-Vergleich

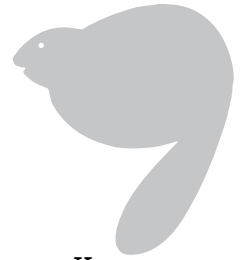
unter: <http://www.ufz.de/index.php?de=18870>

Themenkomplex 2: Auswirkungen des Elbehochwassers 2002 auf ausgewählte Artengruppen



Elbehochwasser im August 2002, Landkreis Wittenberg. Foto: A. Künzelmann (UFZ).

Auswirkungen des Elbehochwassers 2002 auf ausgewählte Artengruppen – eine Einführung in das Projekt HABEX



MATHIAS SCHOLZ, FRANK DZIOCK, JUDITH GLAESER, FRANCIS FOECKLER, KLAUS FOLLNER, MICHAEL GERISCH, HELMUT GIEBEL, VOLKER HÜSING, FRANZISKA KONJUCHOW, CHRISTIANE ILG, ARNO SCHANOWSKI & KLAUS HENLE

1 Einleitung

Die Klimaforschung der letzten Jahre prognostiziert eine weltweite Zunahme sowohl der Intensität als auch der Frequenz extremer Wetterereignisse (IPCC 2007). Die Auswirkungen solcher Extremereignisse auf die Biodiversität sind bisher nur unzureichend bekannt, hauptsächlich begründet durch das seltene Auftreten dieser Phänomene. Gesellschaftliches Interesse besteht vor allem in der Frage, wie Lebensräume und Arten auf Extremereignisse reagieren, vor ihnen geschützt und unter veränderten Umweltbedingungen weiter genutzt werden können. In den letzten Jahren steigen daher die Bemühungen, Effekte solcher Ereignisse auf Arten und Ökosysteme zu quantifizieren und Schutzstrategien zu entwickeln (z. B. JENTSCH et al. 2007).

Im Mittelpunkt stehen oft Fragen nach der Widerstandsfähigkeit (Resistenz) und Regenerationsfähigkeit (Resilienz) von Arten oder Artengemeinschaften gegenüber Extremereignissen, wie z. B. Jahrhundertfluten oder langen Trockenheiten. Die außergewöhnlichen Hochwasserereignisse an der Elbe im August 2002 und im Winter 2002/03 sowie die außergewöhnliche Trockenheit im Sommer 2003 haben internationales Interesse geweckt (z. B. MUDELSEE et al. 2003). Die Auswirkungen dieser Extremereignisse und ihre Bedeutung für den Naturhaushalt sind bisher wenig bekannt bzw. nur in wenigen wissenschaftlichen Publikationen diskutiert. In diesem und den folgenden Beiträgen werden aktuelle Untersuchungen dazu vorgestellt.

An der Elbe treten Hochwasser in der Regel im Winter und Frühjahr auf. Demnach war das

Hochwasser der Elbe im Sommer 2002 nicht nur auf Grund seiner Intensität (vgl. MUDELSEE et al. 2003), sondern insbesondere durch das Auftreten zu einem jahreszeitlich atypischen Zeitpunkt außergewöhnlich einschneidend. Tier- und Pflanzenarten der Auen sind dank entsprechender Lebenszyklen, Verhaltensmuster und spezieller Morphologie sehr gut an die zum Teil sehr stark wechselnden Bedingungen in diesem räumlich und zeitlich höchst dynamischen Lebensraum angepasst. Diese Anpassungen sind evolutiv über sehr lange Zeiträume als Konsequenz der Periodizität der Wasserstandsschwankungen entstanden (FITTKAU & REISS 1983). Es wird aber davon ausgegangen, dass auch Artengemeinschaften der Auen stark von diesem atypischen Hochwasser betroffen waren.

Im Rahmen des vom BMBF (Bundesministerium für Bildung und Forschung) geförderten Elbe-Ökologie-Forschungsprogramms wurden bereits zahlreiche ökologische Modelle erarbeitet, die die Auswirkungen von Hochwasser auf Fauna und Flora beschreiben und bewerten (z. B. SCHOLZ et al. 2001, 2005, 2009, FUCHS et al. 2003, DZIOCK et al. 2006). Allerdings konnten viele Prognosemodelle bisher nicht anhand konkreter Daten überprüft und auch nicht die Auswirkungen solcher hydrologischen Extreme auf verschiedene Artengruppen abgeschätzt werden (FOLLNER et al. 2009). Zusätzlich zur Sommerflut 2002 war das folgende Jahr 2003 durch eine große sommerliche Trockenheit charakterisiert.

Das vom BMBF geförderte Verbundprojekt RIVA – Robustes Indikationssystem für ökologische Veränderungen in Auen (SCHOLZ et al. 2001, 2009, DZIOCK et al. 2006) stellte eine hervor-

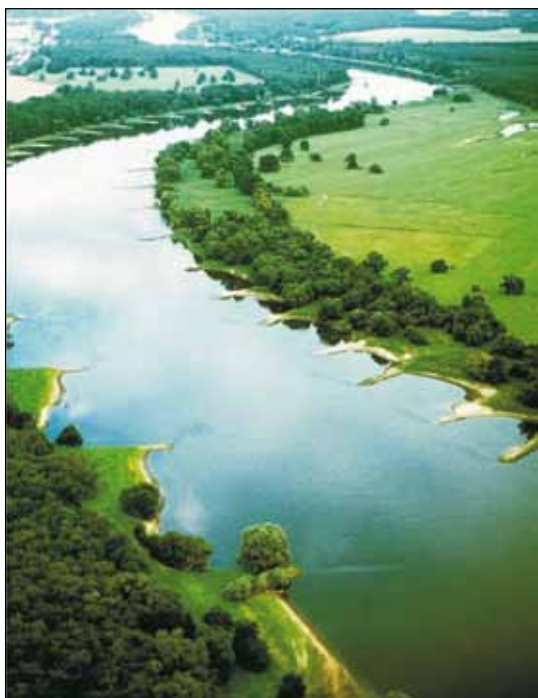


Abb. 1: Hauptuntersuchungsgebiet Schöneberger Wiesen bei Steckby. Foto: J. Roth (WWF).

gende 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 hier vorgestellten HABEX-Projektes (AuenHABitate nach EXTremhochwasserereignissen am Beispiel der Mittleren Elbe) die einmalige Gelegenheit, die Auswirkungen dieses in Zeitpunkt und Intensität ungewöhnlichen Hochwassers auf denselben Probestellen durch einen Zustandsvergleich der Jahre vor der Flut (1998/99) und danach (2003-2006) zu untersuchen (siehe Abb. 2). Das HABEX-Projekt wurde gefördert durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz (BfG) und durch das Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung Leipzig (UFZ).

Im RIVA-Projekt wurden neben methodischen Grundlagen auch Analysestrategien für ökologische Veränderungen für die Artengruppen Lauf-

käfer, Mollusken und Pflanzen in drei Auengrönländern an der Mittleren Elbe erarbeitet (GERISCH et al. 2006, FOECKLER et al. 2006, SCHOLZ et al. 2009). Zusätzlich wurde ein Indikationssystem entwickelt, um ökologisch wichtige Faktoren in der Aue, die hohen und langfristigen Messaufwand hydrologischer Standortfaktoren (Überflutungsdauer und Grundwasserflurabstand) erfordern würden, durch schnellere bioindikatorische Methoden zu ergänzen (FOLLNER & HENLE 2006, FOLLNER et al. 2009).

Für die Lebensgemeinschaften der Aue ist das Wasser der am stärksten prägende Faktor (DISTER 1985, RINK 2003). Verschiedene Studien zeigen, dass die Dauer und Höhe der Überflutungen sowie die Grundwasserflurabstände und deren Amplitude die entscheidenden Umweltfaktoren für die Artenzusammensetzungen in Auen darstellen (HÜGIN & HENRICHFREISE 1992, CRAWFORD 1996, LEYER 2002, 2005, HENLE et al. 2006, VAN ECK et al. 2006). Neben der Überflutungs- und Trockenheitstoleranz der Arten ist aber auch die Saisonalität der Hochwasser entscheidend für die Artenzusammensetzung sowohl der Vegetation (JUNK 2005) als auch der Fauna (FITTKAU & REISS 1983) in Auen.

2 Witterungsgeschehen und Abfluss

Auf Grund einer ungewöhnlichen Wetterlage (ENGEL 2004) war im August 2002 das größte Hochwasser an der Mittleren Elbe seit mehr als 100 Jahren zu verzeichnen (SCHIERMEIER 2003, PETROW et al. 2007). Mehrfach aufeinander folgende Starkregenereignisse in der ersten Augushälfte im Einzugsgebiet der Elbe verursachten ein rasantes Ansteigen der Abflüsse und führten somit auch zu extremen Überflutungshöhen im Bereich der Mittleren Elbe (BfG 2002, siehe Abb. 2). Während dieses Sommerhochwassers wurden alle 60 Probestellen des RIVA-Projektes für mindestens zwei Wochen in einer Höhe von 1,60 m bis 4,40 m überflutet.

Ein weiteres Hochwasserereignis folgte im Winter 2002/2003, das am Elbe-Pegel Aken nur 1,20 m niedriger war als das Sommerhochwasser, allerdings dem typischen saisonalen Abflussgeschehen der Elbe entsprach und in Senken und Flutrinnen sowie im Grundwasserleiter bis in das Frühjahr wirksam war. Dem schloss sich im Som-

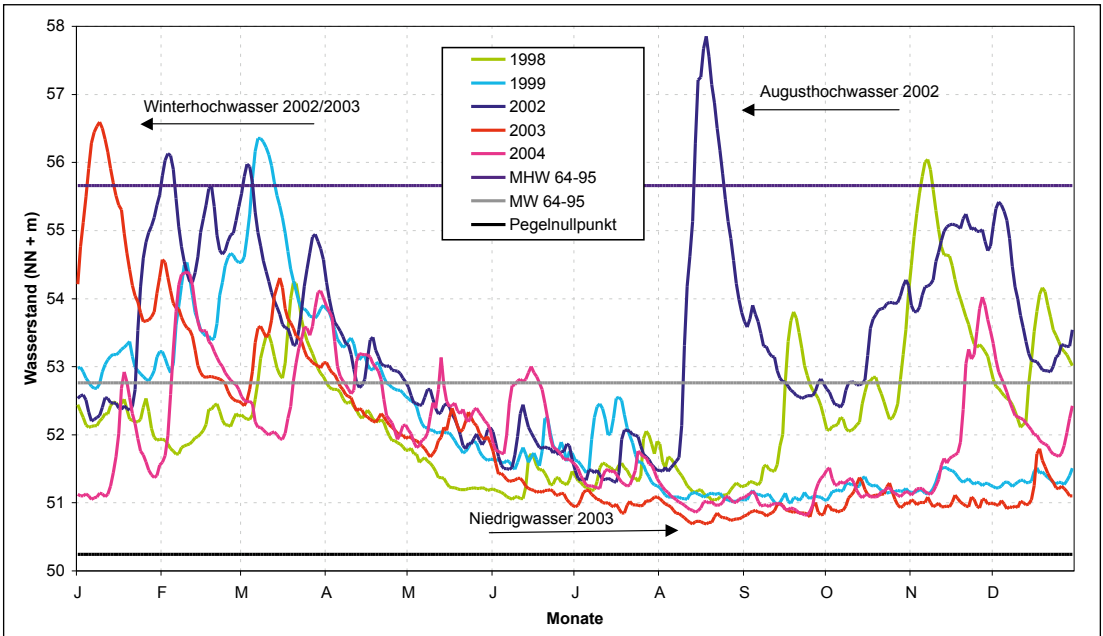


Abb. 2: Ausgewählte Wasserganglinien der Jahre 1998, 1999, 2002, 2003 und 2004 am Elbe-Pegel Aken, Elbe-km 274,75; MHW - Mittleres Hochwasser, MW - Mittelwasser der Abflussjahre 1964-1995 (Daten: Wasser und Schifffahrtsverwaltung). Grafik: M. Scholz und S. Rosenzweig.

merhalbjahr 2003, welches durch geringe Niederschläge und hohe Temperaturen charakterisiert war, eine über mehrere Monate andauernde extreme Niedrigwasserphase an, die ungewöhnlich große Grundwasserflurabstände in der gesamten Aue bewirkte. So wies die klimatische Wasserbilanz für das deutsche Elbegebiet folgende Werte auf (DWD in BfG 2006):

- Winterhalbjahr 2002/2003: +125 mm
- Sommerhalbjahr 2003: - 217 mm
- Gesamtjahr 2003: - 92 mm.

Obwohl das Niedrigwasser 2003 sehr extrem war, sind Ereignisse in dieser Ausprägung auch schon in den letzten 50 Jahren aufgetreten (BfG 2006). Abgesehen von einem „Sedimentationsschleier“ auf der Vegetation im Herbst 2002 konnten in Folge der Flut keine deutlich sichtbaren Bodenerosions- und Bodenakkumulationserscheinungen auf den untersuchten Probeflächen beobachtet werden. Ursachen sind zum einen im Strömungsverhalten während des Hochwasserereignisses zu suchen, zum anderen sind fast alle Standorte

durch dichte Vegetation und bindigen Auenlehm charakterisiert (vgl. RINKLEBE et al. 2009). Allerdings sind fluvial-geomorphologische Prozesse an anderen Auenabschnitten der Mittleren Elbe aufgetreten (HAASE et al. 2004).

3 Hypothesen und Fragestellungen

Um die Auswirkungen dieser Extremereignisse auf das Ökosystem Aue untersuchen zu können, wurden als Artengruppen die sehr mobilen Laufkäfer, die weniger mobilen Mollusken sowie die Pflanzen als immobile Gruppe ausgewählt. Für alle Artengruppen bestehen sehr gute bis gute Kenntnisse über Biologie, Ökologie und Habitatansprüche (z.B. GERKEN 1992, ZULKA 1994, BONN et al. 1997, GAC 1999, KÖRNIG 2000, 2001, ELLENBERG et al. 2001, FALKNER et al. 2001, KLOTZ et al. 2002, LEYER 2002, FOECKLER et al. 2006, GERISCH et al. 2006). Außerdem sind alle Artengruppen mit einer hohen Artenzahl sowie Individuendichte in den Auen vorhanden.

Trotz sehr guter Kenntnisse über diese Artengruppen in Auen ist bisher relativ wenig über ihre Reaktion auf Sommerhochwasser bekannt. Für alle Artengruppen waren auf Grund der zeitlichen Unvorhersehbarkeit und der Intensität des Sommerhochwassers 2002 starke Rückgänge von Arten und Individuen zu erwarten. Da Artengemeinschaften nach intensiven Störungen sehr viel länger für ihre Regeneration benötigen als nach geringen Störungen (LAKE 2000), war davon auszugehen, dass die Auswirkungen des Sommerhochwassers 2002 relativ lange in den Strukturen der Artengemeinschaften sichtbar sein werden. Mollusken gelten als sehr langsame Wiederbesiedler ihrer Lebensräume (FOECKLER 1990), weshalb angenommen wurde, dass die Auswirkungen des Sommerhochwassers bei ihnen wesentlich länger sichtbar sind als bei den mobileren Laufkäfern. Außerdem wurde vermutet, dass der anschließende sehr warme und trockene Sommer 2003 den Prozess der Wiederbesiedlung durch Mollusken noch zusätzlich verlangsamen würde, da diese Artengruppe sehr empfindlich auf extreme Trockenheit reagiert. Darüber hinaus sollten sich die Laufkäfer- und Molluskengemeinschaften auf den häufiger überfluteten Standorten (z.B. Flutrinnen) schneller regenerieren als in den selten überschwemmten Bereichen. Dem liegt die Annahme zu Grunde, dass die biologische Anpassung der Arten gegenüber Störungen mit steigender Habitatdynamik zunimmt und somit eine höhere Resilienz dieser Arten zu erwarten ist (LYTLE & POFF 2004).

Das Vorkommen von Pflanzen wird in Auen von der Überflutungs- und Trockenheitstoleranz der Arten sowie von der Überflutungsdauer und -häufigkeit bzw. der Dauer ohne Kontakt zum Grundwasser der Standorte bestimmt. Die überflutungstolerantesten Arten kommen in den Flutrinnen vor, während weniger überflutungstolerante Arten, wie z.B. Wiesen-Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*), die sehr selten und nur kurzzeitig überschwemmte Auenflächen besiedeln (YIN 1998, VERVUREN et al. 2003, HERING et al. 2004, VAN ECK et al. 2005, 2006). Zusätzlich zur Überflutungstoleranz der Arten wird die Artenkombination der Pflanzen auch von der Saisonalität der Hochwasser bestimmt. So ist über Auswirkungen von Sommerhochwassern auf Artengemeinschaften von Pflanzen wenig bekannt; die wenigen Kenntnisse beziehen sich meist auf seltener über-

flutete Auengrünlandstandorte (VAN DE STEEG & BLOM 1998, VERVUREN et al. 2003). Bisherige Untersuchungen zeigen, dass Sommerhochwasser zum Verschwinden von wenig überflutungstoleranten Arten führen sowie zur Verschiebung von Wuchsstandorten von Pflanzenarten. Diese Veränderungen sind noch viele Jahre später sichtbar (VERVUREN et al. 2003, VAN ECK et al. 2005), weshalb die Artenzusammensetzung von Pflanzen in Auen stärker von seltenen Sommerhochwassern und weniger von regelmäßig auftretenden Winter- oder Frühjahrshochwassern geprägt sind (KLIMEŠOVÁ 1994, VAN ECK et al. 2004, 2005, 2006). Um ein tieferes Verständnis für die Effekte von Sommerhochwassern auf die Artengemeinschaften der Laufkäfer, Mollusken und Pflanzen zu erhalten, wurden im HABEX-Projekt exakt dieselben Probeflächen wie im RIVA-Projekt untersucht. Das Ziel der Studie war es, die unmittelbaren sowie längerfristigen Effekte des Sommerhochwassers 2002 und der darauffolgenden Trockenheit im Sommer 2003 zu erfassen, wobei folgende Fragestellungen beantwortet werden sollten:

- Welche Effekte hatten die Extremereignisse auf die Strukturen der Artengruppen (z.B. Arten- und Individuenzahlen, Artenzusammensetzung) und wie lange sind diese Effekte in den unterschiedlichen Artengruppen nachweisbar?
- Weisen die untersuchten Artengruppen Unterschiede in ihrer Resilienz oder Resistenz auf? Wie können diese Unterschiede erklärt werden?
- Weisen Artengruppen verschieden hochwasserexponierter Lebensräume Unterschiede in ihrer Resilienz auf?
- Reagieren bestimmte Arten in den jeweiligen Artengruppen besonders stark und wie können diese Reaktionen erklärt werden?

4 Untersuchungsgebiete

Im sachsen-anhaltischen Teil des UNESCO-Biosphärenreservates Mittelbe wurden als Untersuchungsgebiete drei Grünlandstandorte ausgewählt (Abb. 3). Das Hauptuntersuchungsgebiet, die Schöneberger Wiesen bei Steckby, liegt im Naturschutzgebiet Steckby-Lödderitzer Forst (Elbe-km 283-285, rechtselbisch) und beinhaltet 36 Probeflächen. Nebenuntersuchungsgebiete sind der Schleusenheger bei Wörlitz (Elbe-km 242-243,

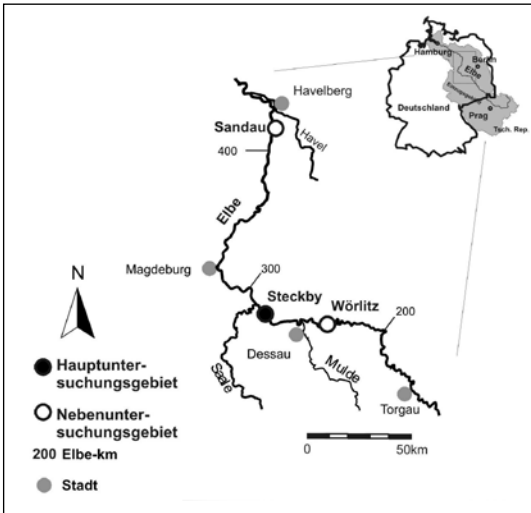


Abb. 3: Lage der Untersuchungsgebiete „Schöneberger Wiesen“ bei Steckby, „Schleusenheger“ bei Wörlitz und „Dornwerder“ bei Sandau entlang der Mittleren Elbe.

linkselbisch) und der Dornwerder bei Sandau (Elbe-km 417-418, rechtselbisch) mit jeweils 12 Probeflächen.

Alle drei Untersuchungsgebiete unterliegen einer relativ naturnahen Überflutungsdynamik, charakterisiert durch Frühjahrs- und gelegentliche Winterhochwasser. Ein typisches Kleinrelief mit Flutrinnen und erhöht liegenden Plateauflächen, die von mesophilem Auengrünland bedeckt sind, kennzeichnet die Untersuchungsgebiete. Alle drei Untersuchungsgebiete werden extensiv bewirtschaftet (SCHOLZ et al. 2009).

5 Probeflächendesign

Um die Vergleichbarkeit der gesammelten Daten mit dem Datensatz vor dem Hochwasserereignis 2002 aus dem RIVA-Projekt zu gewährleisten, richteten sich im HABEX-Projekt sowohl die Beprobungszeiten als auch die Beprobungsmethodik streng nach den Vorgaben des RIVA-Projektes (HENLE et al. 2006, SCHOLZ et al. 2009).

Die bereits im RIVA-Projekt untersuchten Probeflächen waren nach einem stratifizierten (geschichteten) Zufallsverfahren festgelegt worden,

um für eine statistische Auswertung möglichst repräsentative Daten zu erhalten. Dadurch konnte gesichert werden, dass Ausprägungen, die relativ wenig Fläche in den Auen einnehmen, mit einer ausreichenden Anzahl an Probeflächen vertreten waren (FOLLNER et al. 2005, HENLE et al. 2006). Um dem fachübergreifenden Anspruch des Projektes gerecht zu werden und zu gewährleisten, dass Biologen, Hydrologen und Bodenkundler auf denselben Probeflächen arbeiten, wurde eine Standardprobefläche festgelegt (Abb. 4). So waren die im Gelände sichtbare Heterogenität innerhalb der Fläche möglichst gering zu halten, alle Messpunkte bzw. Teiluntersuchungsflächen den fachspezifischen Anforderungen entsprechend unterzubringen und gegenseitige Störungen zu minimieren. Sämtliche Messpunkte wurden mit einem hochauflösenden Differenzial-GPS (Global Positioning System, Trimble 5700) lagegenau eingemessen, um ihre zentimetergenaue Wiederfindbarkeit zu garantieren. Für eine zeitlich begrenzte, weit sichtbare Markierung aller Eckpunkte wurden weiße Kunststoffstangen verwendet (RINK et al. 2000, STAB & RINK 2001, HENLE et al. 2009). Durch die exakte Einmessung war die Grundlage für Folgeuntersuchungen gegeben.

Auf den 60 Probeflächen der drei Untersuchungsgebiete wurden im Frühsommer und Herbst von 2003 bis 2006 erneut die Artengruppen Laufkäfer, Mollusken und Pflanzen erhoben. Zusätzlich wurden auf den Schöneberger Wiesen bei Steckby und dem Schleusenheger bei Wörlitz die Artengruppen Laufkäfer und Mollusken im Herbst 2002, also kurz nach dem Sommerhochwasser 2002, erfasst.

Im Rahmen des HABEX-Projektes erfolgte keine zusätzliche Messung von abiotischen Daten im Gelände. Bereits im RIVA-Projekt wurden die hydrologischen Faktoren „Überflutungsdauer pro Jahr“ und „mittlerer Grundwasserflurabstand“ für jede Probefläche der 3 Untersuchungsgebiete in den Jahren 1998 und 1999 gemessen (BÖHNKE 2002). Über Korrelation dieser Feldmessungen mit den entsprechenden amtlichen Elbepegeln und meteorologischen Daten wurden die beiden hydrologischen Parameter für mehrere Jahre, in denen keine Messungen vorlagen, modelliert (BÖHNKE & FOLLNER 2002). Basierend auf diesen Daten und Methoden wurden die Werte für die genannten hydrologischen Faktoren bis 2006 berechnet.

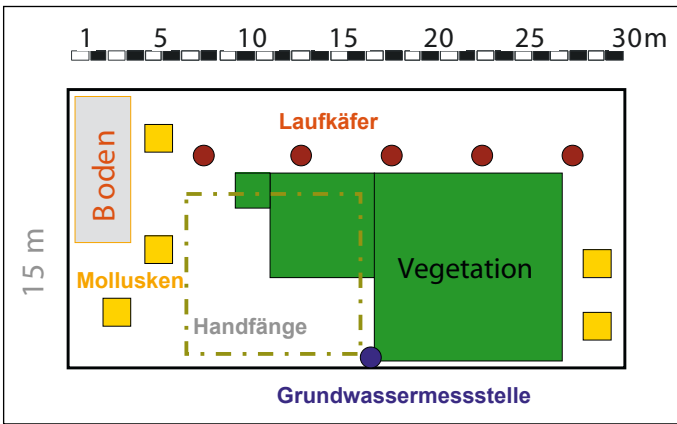
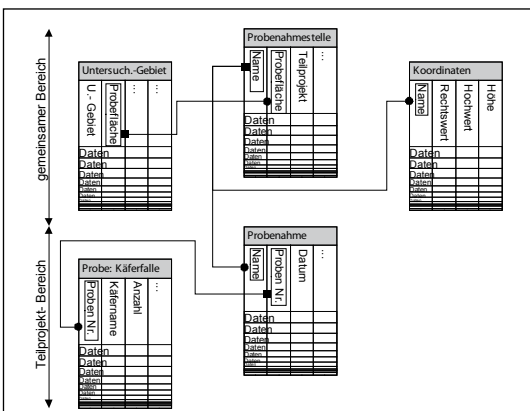


Abb. 4: Lage der Fallenstandorte (Laufkäfer), Probestellen (Mollusken) und Vegetationsaufnahmen in der Standardprobestelle. Abweichend davon wurde in Flutrinnen aufgrund der Topographie die Anordnung innerhalb einer Fläche von 50 x 10 Metern vorgenommen (Henle et al. 2006).

6 Verwaltung der Daten

Da im Rahmen einer solchen interdisziplinären Untersuchung sehr viele Daten anfallen, ist es notwendig, sämtliche Daten in einer entsprechenden Datenbank aufzubereiten. Aus diesem Grund wurden im HABEX-Projekt sämtliche Geländeinformationen in der im RIVA-Projekt entwickelten Datenbankstruktur mit dem Programm MS Access 97® verwaltet. Wesentliche Grundla-

Abb. 5: Vereinfachte Struktur der RIVA-Datenbank. Grafik: K. Follner u. W. Peter.



gen dieser Datenbankstruktur sind die erforderlichen Schlüsselfelder, die eine lage- und zeitgenaue Zuordnung der Felddaten ermöglichen (siehe Abb. 5). Im RIVA- und HABEX-Projekt wurde mit der Verwendung von "Lagenummern", die jeweils der teilprojektübergreifenden Kennnummer jeder einzelnen Probestelle entspricht, eine solche Zuordnung sichergestellt. Dies ermöglichte den einzelnen Fachdisziplinen, abiotische und biotische Parameter zu verknüpfen und sie für entsprechende Auswertungen abfragen zu können (HÜSING & STAB 2001, FOLLNER et al. 2005).

7 Ergebnisse

Die Auswertung der Reaktionen der Laufkäfer, Mollusken und Pflanzen auf das extreme Sommerhochwasser 2002 ergab sehr unterschiedliche Muster. Die Laufkäfer erlitten drastische Verluste in der Arten- und Individuenzahl, wodurch sich die Artenzusammensetzung im Herbst des Jahres 2002 sehr deutlich von den Vorjahren unterschied. Insbesondere in den Flutrinnen konnten im Herbst 2002 bis zu 90 % der Individuen und mehr als 84 % der Arten nicht mehr nachgewiesen werden. Während die Arten- und Individuenzahlen innerhalb von zwei Jahren wieder das Niveau von vor dem Sommerhochwasser 2002 erreicht haben, ist die Struktur der Artengemeinschaften auch mehrere Jahre nach dem Hochwasserereignis noch stark durch das Sommerhochwasser gekennzeichnet (siehe auch GERISCH & SCHANOWSKI in diesem Heft, S. 68 ff). Das lag weniger am Verschwinden bzw. an der Einwanderung von Arten, als vielmehr an starken Abundanzschwankungen einzelner Arten, so z.B. *Trechus quadristriatus* oder *Poecilus versicolor*. Es konnte nicht nachgewiesen werden, dass feuchtigkeitsliebende und überflutungstolerante Arten widerstandsfähiger gegenüber der Extremflut waren. Die Abundanzen einiger typischer Feuchtgebietsarten verharrten bis zum Untersuchungsende auf sehr niedrigen Niveaus. Im Gegensatz dazu konnten mehrere anspruchslose, häufige Arten enorme Zuwachsraten in ihren

Abundanzen verzeichnen. Vermutlich haben diese Arten eine höhere Wiederbesiedlungskapazität, da sie in unmittelbarer Nähe der überschwemmten Flächen überdauern und bei sinkendem Wasserstand die Flächen schnell kolonisieren können (ebd.).

Bei den Mollusken stieg die Anzahl sowohl an Taxa als auch an Individuen direkt nach dem Sommerhochwasser im Herbst 2002 an (siehe FOECKLER et al. 2005, in diesem Heft, IG et al. 2008, 2009). Sowohl die hohen Taxa- als auch die Individuenzahlen blieben bis zum Frühjahr 2004 bestehen; erst ab Herbst nahmen sowohl die Arten- als auch die Individuenzahlen wieder vergleichbare Werte wie in den Jahren zuvor an. Der hohe Anstieg der Anzahl der Taxa direkt nach dem Sommerhochwasser 2002 ist im Wesentlichen auf Wassermolluskenarten zurückzuführen. Unter diesen erreichten die Mollusken der dauerhaften Gewässer die größte Zunahme in der Anzahl der Taxa nach dem Sommerhochwasser im Vergleich zu den Mollusken der Fließgewässer und der wechsellässigen Standorte. Mit den beiden Fließgewässer-Arten *Corbicula fluminea* und *Potamopyrgus antipodarum* wurden nach dem Sommerhochwasser 2002 zwei Neozoen für diese Grünlandstandorte nachgewiesen. Damit kann die große Ausbreitungsfähigkeit von Mollusken unter entsprechenden, für sie günstigen Umweltbedingungen belegt werden, wobei die Ausbreitung wahrscheinlich eher durch passiven Transport (Wasservogel, Schiffe etc.) sowie durch Verdriftung (Hochwasser) erfolgte als durch ein aktives „Wandern“ (FOECKLER et al. in diesem Heft).

Bei den Pflanzen war nur im mesophilen Auengrünland die Gesamtartenanzahl im Jahr 2003 niedriger als in den Vorjahren. Bezüglich der Artenzusammensetzungen konnten aber in den Flutrinnen und im mesophilen Auengrünland signifikante Unterschiede vor und nach dem Hochwasserereignis 2002 aufgezeigt werden. Die Unterschiede im mesophilen Auengrünland sind zum einen auf einen deutlichen Rückgang der mittleren Deckung von drei sommerflutempfindlichen Arten und zum anderen auf eine deutliche Zunahme der mittleren Deckung von acht überschwemmungstoleranteren Arten zurückzuführen. In den Flutrinnen zeigten feuchtigkeitsliebende Arten eine deutlich geringere mittlere Deckung in den Jahren 2003 bis 2006 im Ver-

gleich zu den Erfassungen vor dem Sommerhochwasserereignis, was vermutlich auf die extreme Trockenheit des Jahres 2003 zurückzuführen ist (siehe GLÄSER et al. in diesem Heft, S. 86 ff).

Insgesamt konnte festgestellt werden, dass die mobilen Artengruppen (Laufkäfer, Mollusken) stärker auf außergewöhnliche Extremereignisse reagieren als weniger mobile Artengruppen, wie Pflanzen, wobei Laufkäfer und Mollusken eine hohe Resilienz zeigen. Diese ist vor allem mit ihrer ausgeprägten Fähigkeit der aktiven und passiven Ausbreitung und Wiederbesiedlung zu begründen, wodurch sie an die autotypischen, sehr veränderlichen Lebensbedingungen angepasst sind.

In den folgenden Beiträgen dieses Heftes wird auf die Ergebnisse des im Rahmen des HABEX-Projektes untersuchten Artengruppen: Laufkäfer (GERISCH et al.), Mollusken (FOECKLER et al.) und Pflanzen (GLÄSER et al.) vertiefend eingegangen.

Danksagung

Die hier dargestellten Ergebnisse wurden durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) Koblenz und das Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ) gefördert. Großer Dank gilt den Mitarbeitern der Biosphärenreservatsverwaltung Mittelelbe, dem Landesamt für Umweltschutz und den Naturschutzbehörden im Land Sachsen-Anhalt für ihre Unterstützung bei Geländearbeiten und Genehmigungen sowie der Publikation dieser Beiträge. Des Weiteren möchten wir uns bei den Bewirtschaftern der Untersuchungsgebiete für die konstruktive Zusammenarbeit bedanken. Ein weiterer Dank gilt zahlreichen Personen, die im Rahmen von Praktika, universitären Belegarbeiten oder kollegialer und freundschaftlicher Unterstützung die Forschungsarbeiten bei der Probenname als auch der Analyse durch ihr Engagement unterstützt haben.

Zusammenfassung

Das Elbe-Sommerhochwasser des Jahres 2002 und die Trockenheit im Sommer 2003 sind zwei Extremereignisse, deren Auswirkungen auf Flora und Fauna sowie deren Bedeutung für den Naturhaushalt noch nicht abschließend einge-

schätzt werden können. Auf der Grundlage von Kartierungsergebnissen zu Flora und Fauna aus den Jahren 1998 und 1999 bestand die einmalige Gelegenheit, die Auswirkungen dieses in Zeitpunkt und Intensität ungewöhnlichen Sommerhochwassers 2002 und der anschließenden Trockenheit im Sommer 2003 auf exakt denselben Probestellen zu untersuchen. Auf insgesamt 60 Probestellen auf drei Auengrünlandstandorten entlang der Mittleren Elbe wurden von 2002 bis 2006 Laufkäfer, Mollusken und Pflanzen kartiert. Durch den damit möglichen Vorher-Nachher-Vergleich der Artengemeinschaften waren im Rahmen des Projektes HABEX (Auenhabitate nach Extremhochwasserereignissen am Beispiel der Mittleren Elbe - ein gemeinsames Forschungsvorhaben der Bundesanstalt für Gewässerkunde und dem Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung) insbesondere folgende Fragestellungen zu untersuchen:

Welche Auswirkungen haben Extremereignisse auf die untersuchten Artengruppen? Wie lange sind diese Folgen in den Artengemeinschaften sichtbar? Reagieren die Artengruppen in ähnlicher Weise oder sind Unterschiede feststellbar? Der Beitrag gibt eine Einführung in dieses interdisziplinäre Forschungsvorhaben und stellt zusammenfassend das gemeinsame Vorgehen für die drei untersuchten Artengruppen vor.

Literatur

BfG - BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (Hrsg.) (2002): Das Augusthochwasser im Elbegebiet. - Koblenz. <http://elise.bafg.de/?3967>.

BfG - BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (Hrsg.) (2006): Niedrigwasserperiode 2003 in Deutschland. Ursachen - Wirkungen - Folgen. - Koblenz. - BfG-Mitteilungen 27.

BÖHNKE, R. & K. FOLLNER (2002): Wasserstände in Auen - Möglichkeit der Rückrechnung aus Flusspegel- und Wetterdaten. - In: GELLER, W., PUNCOHAR, P., GUHR, H., VON TÜMPLING, W., MEDEK, J., SMRTÁK, J., FELDMANN, H. & O. UHLMANN (Hrsg.): Die Elbe - neue Horizonte des Flussgebietsmanagements. - Stuttgart, Leipzig (Teubner): 267-268.

BÖHNKE, R. (2002): Hydrodynamik und Stofftransport in Auensedimenten der Mittleren Elbe unter Berücksichtigung eines ökosystemaren Bewertungskonzeptes. - Dissertation. - UFZ-Berichte 2002(19).

BONN, A., HAGEN, K. & B. HELLING (1997): Einfluß des Überschwemmungsregimes auf die Laufkäfer- und Spinnengemeinschaften in Uferbereichen der Mittleren Elbe und Weser. - Münster. - Arbeitsber. Landschaftsökologie 18: 177-191.

CRAWFORD, R. M. M. (1996): Whole plant adaptations to fluctuating water tables. - *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica* 31: 7-24.

DISTER, E. (1985): Auenlebensräume und Retentionsfunktion. - *Laufener Seminarbeitr.* 3: 74-90.

DZIOCK, F., FOECKLER, F., SCHOLZ, M., STAB, S. & K. HENLE (Hrsg.) (2006): Bioindication and functional response in flood plain systems - based on the results of the project RIVA. - *Int. Rev. Hydrobiol.* 91: 269-388.

ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V. & W. WERNER (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa (3. Aufl.). - Göttingen (Goltze). - *Scripta Geobotanica* 18.

ENGEL, H. (2004): The flood event 2002 in the Elbe river basin causes of the flood, its course, statistical assessment and flood damages. - *Houille Blanche - Revue Internationale de l'Eau*: 33-36.

FITTKAU, E. J. & F. REISS (1983): Versuch einer Rekonstruktion der Fauna europäischer Ströme und ihrer Auen. - *Arch. Hydrobiol.* 97(1): 1-6.

FALKNER, G., OBRDLIK, P., CASTELLA, E. & M. C. D. SPEIGHT (2001): Shelled Gastropoda of Western Europe. - *München (Friedrich Held Gesellschaft)*: 267 S.

FOECKLER, F. (1990): Charakterisierung und Bewertung von Augewässern des Donauraums Straubing durch Wassermolluskengesellschaften. - *Laufen/Salzach*. - *Berichte der ANL*, Beiheft 7: 154 S.

FOECKLER, F., DEICHNER, O., SCHMIDT, H., SCHOLZ, M., HETRICH, A., FUCHS, E. & K. HENLE (2005): Auswirkungen von extremen Hoch- und Niedrigwasserereignissen auf Mollusken in Flussauen am Beispiel der Mittleren Elbe. - Berlin (Weißensee Verlag). - *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL). Tagungsbericht 2004 (Potsdam)*: 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: 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. - *International Review of Hydrobiology* 91: 314-325.

FOLLNER, K., BAUFELD, R., BÖHMER, H. J., HENLE, K., HÜSSING, 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. - Berlin (Weißensee Verlag). - *Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft. Band 4*: 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. - *International Review of Hydrobiology* 91: 364-379.
- FOLLNER, K., HOFACKER, A., GLÄSER, J., DZIOCK, F., GERISCH, M., FOCKLER, F., ILG, C., SCHANOWSKI, A., SCHOLZ, M. & K. HENLE (2009): Accurate environmental bioindication in floodplains in spite of an extreme flood event. - *River Research and Application*. DOI:10.1002/rra.1300.
- 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*. - Koblenz (Bundesanstalt für Gewässerkunde). - *BfG-Mitteilungen* 25: 212 S.
- GAC - GESELLSCHAFT FÜR CARABIDOLOGIE (Hrsg.) (1999): *Laufkäfer in Auen*. - *Angewandte Carabidologie Supplement* 1: 1-144.
- 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., FOCKLER, 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. (1992): *Fluß- und Stromauen als Ökosysteme - Standortcharakteristika, Lebensgemeinschaften und Sicherungserfordernisse*. - *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt* 5: 2-11.
- HAASE, D., WEICHEL, T., BÜTTNER, L., VOLK, M., GLÄSER, C., BIRGER, J., ZOBEL, D., REINARTZ, P., HEEGE, T., MÜLLER, R., HEBLINSKI, J. & M. SCHRÖDER (2004): Flächenhafte Erfassung der Hochwassergebiete mittels Fernerkundungsdaten. - In: GELLER, W., OCKENFELD, K., BÖHME, M. & A. KNÖCHEL, (Hrsg.): *Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002*. - Nürnberg (Kompetenzzentrum Digitaldruck): 37-69.
- HENLE, K., DZIOCK, F., FOCKLER, F., FOLLNER, K., HÜSING, V., HETTRICH, A., RINK, M., STAB, S. & 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*. - *International Review of Hydrobiology* 91: 292-313.
- HENLE, K., DZIOCK, F., RINK, M., FOCKLER, F., FOLLNER, K., FUCHS, F., RINK, A., KLOTZ, S., ROSENZWEIG, S., SCHANOWSKI, S., SCHOLZ, M. & S. STAB (2009): *Versuchsplanung und statistische Auswertungen im RIVA-Projekt*. - In: SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & FOCKLER, F. (Hrsg.): *Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue*. - Stuttgart (Ulmer Verlag): 85-100.
- HERING, D., GERHARD, M., MANDERBACH, R. & M. REICH (2004): Impact of a 100-year flood on vegetation, benthic invertebrates, riparian fauna and large woody debris standing stock in an alpine floodplain. - *River Research and Applications* 20: 445-457.
- HÜGIN, G. & A. HENRICHFREISE (1992): *Vegetation und Wasserhaushalt des rheinnahen Waldes*. - Bonn-Bad Godesberg (Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie).
- 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-Berichte* 2001(8): 20-23.
- ILG, C., DZIOCK, F., FOCKLER, F., FOLLNER, K., GERISCH, M., GLAESER, J., RINK, A., SCHANOWSKI, A., SCHOLZ, M., DEICHNER, O. & K. HENLE (2008): *Differential reactions of taxonomic groups to extreme events: Long-term effects of an extreme flood on biodiversity of floodplain grasslands*. - *Ecology* 89(9): 2392-2398.
- ILG, C., FOCKLER, F., DEICHNER, O. & K. HENLE (2009): *Extreme flood events favour floodplain mollusc diversity*. - *Hydrobiologia* 621: 63-73.
- IPCC (2007): *Climate Change 2007 - Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the IPCC*. - Cambridge (University Press).
- 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.
- KLIMEŠOVÁ, J. (1994): *The effects of timing and duration of floods on growth of young plants of Phalaris arundinacea L. and Urtica dioica L.: an experimental study*. - *Aquatic Botany* 48: 21-29.
- KLOTZ, S., KÜHN, I. & W. DURKA (2002): *BIOLFLOR - Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland*. - *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 38: 1-334.
- KÖRNIG, G. (2000): *Die Gastropodenfauna mitteleuropäischer Auenwälder*. - *Hercynia* 33: 257-279.
- KÖRNIG, G. (2001): *Weichtiere (Mollusca)*. - In: LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (Hrsg.): *Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt. Landschaftsraum Elbe*. - *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 3, Teil 2*: 288-300 und *Teil 3*: 743-745.
- LAKE, P. S. (2000): *Disturbance, patchiness, and diversity in streams*. - *Journal of the North American Benthological Society* 19: 573-592.
- LEYER, I. (2002): *Auengrünland an der Mittelbe-Niederung*. - Stuttgart (Cramer Verlag).
- LEYER, I. (2005): *Predicting plant species responses to river regulation: the role of water level fluctuations*. - *Journal of Applied Ecology* 42: 239-250.
- LYTLE, D. A. & N. L. POFF (2004): *Adaptation to natural flow regimes*. - *Trends in Ecology and Evolution*. 19(2): 94-100.
- MUDELSEE, M., BORNGEN, M., TETZLAFF, G. & U. GRUNEWALD (2003): *No upward trends in the occurrence of extreme floods in central Europe*. - *Nature* 425: 166-169.
- PETROW, T., MERZ, B., LINDENSCHMIDT, K. E. & A. H. THIEKEN (2007): *Aspects of seasonality and flood generating circulation patterns in a mountainous catchment in south-eastern Germany*. - *Hydrology and Earth System Sciences* 11: 1455-1468.

- RINK, E., HENLE, K. & S. STAB (2000): Zur Erstellung einer fachlich-statistisch abgestimmten Datenerhebungsstrategie am Beispiel eines synökologisch 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. - Dissertation. - UFZ-Berichte 2003(8).
- RINKLEBE, J., FRANKE, C. & H.-U. NEUE (2009): Verbreitung, Eigenschaften und Klassifikation von Auenböden - Auenbodenformen als Indikatoren für Nähr- und Schadstoffkonzentrationen. Kapitel 5.2. - In: SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & F. FOECKLER (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. - Stuttgart (Ulmer Verlag): 130-153.
- SCHIERMEIER, Q. (2003): Analysis pours cold water on flood theory. - Nature 425: 111.
- SCHOLZ, M., STAB, S. & K. HENLE (Hrsg.) (2001): Indikation in Auen. Präsentation der Ergebnisse aus dem RIVA-Projekt. - UFZ-Berichte 2001(8).
- SCHOLZ, M., STAB, S., DZIOCK, F. & K. HENLE (Hrsg.) (2005): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. - Berlin (Weißensee Verlag). - Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft. Band 4: 380 S.
- SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & F. FOECKLER (Hrsg.) (2009): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. - Stuttgart (Ulmer Verlag): 480 S.
- STAB, S. & M. RINK (2001): Planung und Durchführung von Felduntersuchungen zur Entwicklung von Indikationssystemen in Auen. - In: SCHOLZ, M., STAB, S. & K. HENLE (Hrsg.): Indikation in Auen. Präsentation der Ergebnisse aus dem RIVA-Projekt. - UFZ-Berichte 2001(8): 19-23.
- VAN DE STEEG, H. M. & C. W. P. M. BLOM (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. & A. M. J. RAGAS (Hrsg.): New concepts for sustainable management of river basins. - Backhuys, Leiden: 131-144.
- VAN ECK, W. H. J. M., VAN DE STEEG, H. M., BLOM, C. W. P. M. & H. DE KROON (2004): Is tolerance to summer flooding correlated with distribution patterns in river floodplains? A comparative study of 20 terrestrial grassland species. - OIKOS 107: 393-405.
- VAN ECK, W. H. J. M., VAN DE STEEG, H. M., BLOM, C. W. P. M. & H. DE KROON (2005): Recruitment limitation along disturbance gradients in river floodplains. - Journal of Vegetation Science 16: 103-110.
- VAN ECK, W. H. J. M., LENSSEN, J. P. M., VAN DE STEEG, H. M., BLOM, C. W. P. M. & H. DE KROON (2006): Seasonal dependent effects of flooding on plant species survival and zonation: a comparative study of 10 terrestrial grassland species. - Hydrobiologia 565: 59-69.
- 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.
- YIN, Y. (1998): Flooding and forest succession in a modified stretch along the Upper Mississippi River. - Regulated Rivers-Research and Management 14: 217-225.
- ZULKA, K. P. (1994): Carabids central European floodplains: species distribution and survival during inundations. - In: DESENDER, K., DUFRENE, M., LOREAU, M., LUFF, M. L. & J.-P. MAELFAIT (Hrsg.): Carabid beetles: ecology and evolution. - Dordrecht (Kluwer): 339-405.

Zur Regenerationsfähigkeit von Laufkäferzönosen (Col., Carabidae) nach einem extremen Sommerhochwasser an der Mittleren Elbe



MICHAEL GERISCH & ARNO SCHANOWSKI

1 Einleitung

Laufkäfer gehören zu den häufigsten Makroinvertebraten in terrestrischen und semiterrestrischen Lebensräumen und erfüllen aufgrund ihrer vielfach räuberischen Lebensweise wichtige regulatorische Funktionen in Ökosystemen. Dank zahlreicher Freiland-Untersuchungen in den letzten Jahrzehnten sind die ökologischen Ansprüche vieler Laufkäfer relativ gut bekannt (zusammenfassend z. B. in LINDROTH 1985, 1986 und TURIN 2000). Durch ihre hohe Mobilität - viele Arten sind flugfähig - können Laufkäfer sehr schnell auf Veränderungen ihrer Umwelt reagieren. Gleichzeitig besitzen Laufkäfer die Fähigkeit, Umwelteinflüsse über eine längere Zeit zu integrieren. So können sich z. B. die Auswirkungen von Störungen stark in den Dominanzen einzelner Arten oder im Fehlen von Arten mit bestimmten ökologischen Ansprüchen widerspiegeln und somit noch mehrere Jahre nach dem Ereignis in den Artengemeinschaften sichtbar sein. Diese Eigenschaften machen Laufkäfer als Zeigerarten für biotische und abiotische Veränderungen der Umwelt interessant (SCHANOWSKI et al. 2009), weshalb sie auch als Modelltiergruppe für die vorliegende Arbeit ausgewählt wurden.

Trotz vieler Studien zu Laufkäfern in Auen (z. B. BONN et al. 1997, GAC 1999, GERISCH et al. 2006) ist relativ wenig über die Reaktion von Laufkäfern auf extreme Hochwasser bekannt. Dies resultiert überwiegend aus dem Mangel an Daten, die den Zustand vor dem Extremereignis dokumentieren. Aufgrund starker Niederschläge im Einzugsgebiet der Elbe im August des Jahres 2002 waren u. a. die Flüsse Elbe und Mulde von den schwersten Hochwassern seit über 100 Jahren betroffen. Aufgrund der jahreszeitlichen Besonderheit (normalerweise treten starke Hochwasser der Elbe

im Winter bzw. im Frühjahr auf) sowie aufgrund der Intensität und der langen Dauer kann dieses Hochwasser als extrem bezeichnet werden (siehe auch SCHOLZ et al. in diesem Heft, S. 58 ff). Diese Jahrhundertflut wurde daher als einmalige Gelegenheit angesehen, um die Auswirkungen solcher aperiodischen Extremereignisse auf die Biodiversität, insbesondere auf die Laufkäfer, zu dokumentieren.

Die vorliegende Arbeit beschreibt die kurz- und mittelfristigen Auswirkungen des extremen Sommerhochwassers auf die Laufkäferfauna von Auengrünlandstandorten an der Mittleren Elbe. Dabei wird von der Hypothese ausgegangen, dass der Zeitpunkt und die Intensität des Hochwassers die Laufkäferzönosen sowohl in ihrer Arten- als auch in der Individuenzahl stark dezimieren. Es war zu erwarten, dass aufgrund der guten Besiedlungsfähigkeit vieler Arten eine relativ schnelle Regeneration der Laufkäfergemeinschaften erfolgt und hygrophile Arten deutlich schneller reagieren als trockenheitsliebende Arten.

2 Methodik

Zur Gebietscharakterisierung und zum Probeflächenaufbau sowie zur allgemeinen Methodik der Datenerhebung sei auf SCHOLZ et al. in diesem Heft (S. 58 ff) verwiesen.

Die Laufkäfer wurden in den drei Untersuchungsgebieten Steckby, Wörlitz und Sandau auf insgesamt 60 Probeflächen erhoben. Die Erfassung erfolgte auf jeder Probefläche mit jeweils fünf Bodenfallen im Abstand von fünf Metern, die mit 7%iger Essigsäure und einem Detergens zur Oberflächenentspannung versetzt waren. Die Laufkäfer wurden in den Jahren 1998 und 1999 und von September 2002 (ca. vier Wochen nach der

| | 1998 | 1999 | 2002* | 2003 | 2004 | 2005 |
|-----------------------------------------------|--------|--------|-------|--------|--------|--------|
| Gesamtartenanzahl | 129 | 123 | 37 | 104 | 125 | 121 |
| - Frühjahr | 120 | 107 | - | 90 | 113 | 113 |
| - Herbst | 77 | 82 | 37 | 69 | 78 | 75 |
| Gesamtindividuenanzahl | 28.836 | 27.220 | 1.453 | 16.752 | 31.674 | 42.463 |
| - Frühjahr | 21.261 | 19.196 | - | 13.311 | 23.572 | 35.600 |
| - Herbst | 7.575 | 8.024 | 1.453 | 3.441 | 8.102 | 6.863 |
| Anzahl Rote-Liste Arten nach Kategorie | | | | | | |
| 0 | - | - | - | - | 1 | - |
| 1 | 1 | - | - | - | 1 | - |
| 2 | 3 | 3 | - | 2 | 2 | 4 |
| 3 | 7 | 8 | 2 | 8 | 7 | 8 |
| R | 3 | 3 | - | 3 | 2 | 4 |
| V | - | 1 | - | - | - | - |

Tab. 1: Arten- und Individuenzahlen der Laufkäfer sowie Anzahl der gefährdeten Arten nach Roter Liste Sachsen-Anhalt (SCHNITZER & TROST 2004).

* nur Herbstfänge aus Steckby und Wörlitz

Flut) bis 2005 auf exakt denselben Probeflächen erhoben. Die Exposition der Fallen erfolgte, mit Ausnahme des Jahres 2002, jeweils zwei mal zwei Wochen im Frühjahr (Mai bis Juni) und im Herbst (September bis Oktober). Im Jahr 2002 fand keine Frühjahrsbeprobung statt und die Herbstbeprobung konnte lediglich für die Untersuchungsgebiete Steckby und Wörlitz erfolgen, weshalb die Daten aus dem Jahr 2002 nicht in alle hier vorgestellten Analysen eingeflossen sind.

In dieser Untersuchung werden die Resilienz (Elastizität, d. h. die Fähigkeit zur schnellen Regeneration) bzw. Resistenz (Widerstandsfähigkeit) der Laufkäfer gegenüber dem Hochwasserereignis 2002 hauptsächlich auf der Basis von Veränderungen der Artabundanz während der Untersuchungsjahre beschrieben. Nach HENLE et al. (2006) wird das Vorkommen von Laufkäferarten in Auen am stärksten durch hydrologische Umweltparameter bestimmt. Es wird daher schwerpunktmäßig der Frage nachgegangen, ob sich feuchtigkeitsliebende Arten in ihrer Hochwasserresilienz oder -resistenz von trockenheitsliebenden Arten unterscheiden. Die Angaben zu den ökologischen Präferenzen der Arten stammen aus TURIN (2000) und LINDROTH (1985, 1986).

Um die Resilienz der Artengemeinschaften möglichst umfassend zu dokumentieren, wird des Weiteren die faunistische Unähnlichkeit (beta-Diversität) der Probeflächen untersucht. Die faunisti-

sche Unähnlichkeit wird nach dem Morisita-Horn-Index (MHI) berechnet und beschreibt, inwieweit sich die Probeflächen eines Untersuchungsjahres hinsichtlich ihrer Artidentität und den Artabundanz zum Referenzjahr 1999 unterscheiden. Je höher der Wert des MHI, desto größer sind die strukturellen Unterschiede in der Artengemeinschaft des betrachteten Jahres. Das Jahr 1999 wurde aufgrund der für das Untersuchungsgebiet typischen hydrologischen Verhältnisse (deutliches Winter- und Frühjahrshochwasser) als Referenzjahr gewählt. Um den Einfluss des sommerlichen Hochwasserereignisses zu dokumentieren, wurden in dieser Analyse nur die Herbstfänge der Untersuchungsgebiete Wörlitz und Steckby genutzt. Alle Tiere wurden bis zur Art bestimmt und anschließend in einem Gemisch aus 1/3 Essigsäure (60%ige Lösung) und 2/3 Ethanol (70%ige Lösung) konserviert. Sowohl die Bestimmung als auch die Nomenklatur der Tiere basiert auf MÜLLER-MOTZFELD (2004).

3 Ergebnisse

Der gesamte Datensatz der Laufkäfer aus den sechs Untersuchungsjahren beinhaltet 148.398 Individuen aus 167 Arten (siehe Anhang im Internet). Es konnten 24 Arten der Roten Liste (RL) des Landes Sachsen-Anhalt nachgewiesen werden.

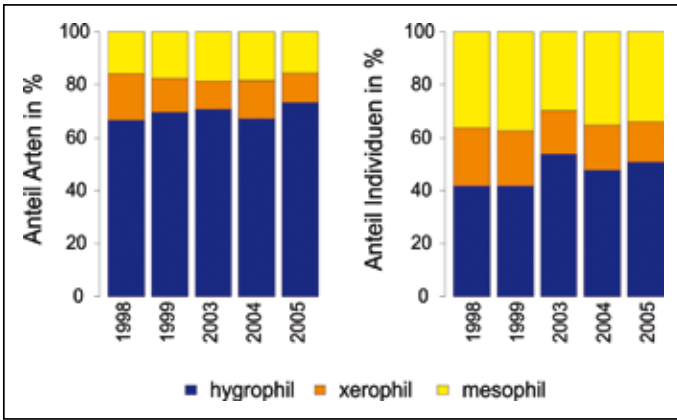


Abb. 1: Entwicklung der Anteile unterschiedlich feuchtigkeitsliebender Arten und Individuen vor und nach dem Extremhochwasser 2002. Aufgrund der mangelnden Datenlage konnte das Jahr 2002 nicht berücksichtigt werden.

Bemerkenswert sind dabei u. a. die Funde von *Anisodactylus signatus* (RL 0) und *Carabus clathratus* (RL 1) sowie *Badister dorsalis*, *Bembidion argenteolum*, *B. azurescens*, *Dyschirius politus* und *Platynus livens* (RL 2).

In Tabelle 1 sind die Arten- und Individuenzahlen sowie die Anzahl der gefährdeten Laufkäfer vor und nach dem Extremhochwasser des Jahres 2002 dargestellt. Es wurde eine starke Saisonalität zwischen Frühjahrs- und Herbstbeprobung festgestellt. Dies wurde besonders bei den Individuenzahlen deutlich, die im Frühjahr bis zu sechs Mal höher waren als im Herbst.

Die Flut hatte kurzfristig sehr starke Auswirkungen auf die Laufkäferfauna der Untersuchungsgebiete. In der Herbstbeprobung 2002 (Beginn ca. vier Wochen nach Abfließen des Wassers) konnten auf den Probestellen Steckby und Wörlitz nur noch 1.453 Individuen aus 37 Arten nachgewiesen werden. Bereits im Jahr 2003 erfolgte jedoch ein starker Anstieg der Arten- und Individuenzahlen. Im Jahr 2004, d. h. zwei Jahre nach dem Extremereignis, erreichten die Artenzahlen wieder die ursprünglichen Größenordnungen. Es ist jedoch auffällig, dass die Individuenzahlen der Jahre 2004 und 2005 deutlich höher waren als die der Jahre 1998 und 1999.

Abbildung 1 zeigt, dass hygrophile Arten den größten Anteil an der Gesamtartenzahl der Un-

tersuchungsgebiete ausmachten und nur wenige xerophile bzw. mesophile Arten vertreten waren. Gleichzeitig ist zu erkennen, dass die Jahrhundertflut keinen großen Einfluss auf die Verteilung unterschiedlich feuchtliebender Arten hatte. Obwohl die Situation im Jahr 2002 deutlich abwich (höherer Anteil xerophiler Arten, aufgrund der mangelnden Datenlage jedoch nicht dargestellt) ist bereits ein Jahr nach dem Extremhochwasserereignis die ursprüngliche Verteilung der ökologischen Gruppen ersichtlich.

Der Anteil hygrophiler und mesophiler Individuen blieb nahezu identisch bei ca. 40 %. Es konnten also kaum Reaktionen dieser Ökotypen auf das Hochwasser beobachtet werden. Es ist lediglich der

Trend erkennbar, dass nach dem Extremhochwasser der Anteil feuchtigkeitsliebender Arten und Individuen angestiegen ist, was statistisch jedoch nicht bestätigt werden konnte.

Obwohl sich die Verteilung unterschiedlich feuchtigkeitsliebender Arten und Individuen nicht deutlich veränderte, konnte ein starker und längerfristiger Einfluss des Elbehochwassers auf die Struktur der Laufkäfergemeinschaften der Untersuchungsgebiete festgestellt werden. Die Artengemeinschaften vor dem Extremhochwasserereignis in den Jahren 1998 und 1999 unterschieden sich deutlich von denen im Herbst des Jahres 2002 und von denen in den folgenden Untersuchungsjahren (Abb. 2). Es ist jedoch der deutliche Trend zu erkennen, dass die faunistische Unähnlichkeit mit steigendem zeitlichen Abstand zum Hochwasser abnimmt und vermutlich den Ausgangszustand wieder erreichen wird. Ausschlaggebend für die relativ hohen Unähnlichkeiten sind v. a. die hohen Verluste von Arten und Individuen im Jahr 2002 sowie extreme Dominanzverschiebungen einzelner Arten (Tab. 2). Darüber hinaus sind einige Arten in Folge des Hochwassers verschwunden, während andere Arten neu eingewandert sind, was zu einer Zunahme dieser Unähnlichkeiten führte. So konnten in den Folgejahren des Extremhochwassers die Arten *Carabus violaceus*, *Leistus ferrugineus*

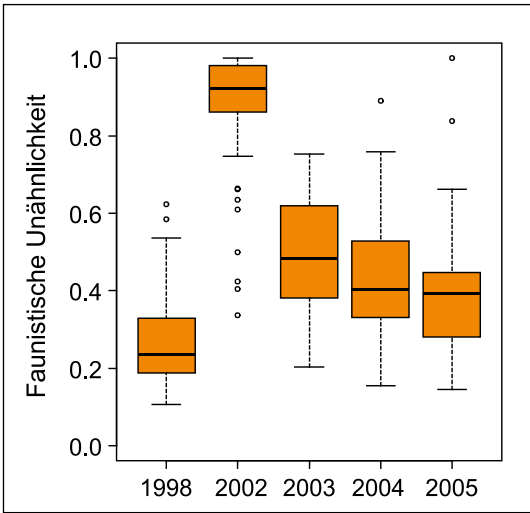


Abb. 2: Faunistische Unähnlichkeit der Probe­flächen, basierend auf Artidentität und logarithmierten Artabundanzen (Morisita-Horn-Index). Werte von Eins bedeuten maximale Ungleichheit der Probe­flächen der dargestellten Jahre zum Bezugsjahr 1999, Werte von Null bedeuten maximale Gleichheit der Probe­flächen. Dargestellt sind Boxplots mit Median (horizontale Linie), sowie 25 % und 75 % Quantil (orange Box), Punkte zeigen Extremwerte, vertikale Linien die Daten­verteilung außerhalb des Quantilbereichs. Daten­grundlage sind die Herbstbeprobungen aus Wörlitz und Steckby.

und *Leistus terminatus* nicht mehr nachgewiesen werden. Demgegenüber traten erstmals nach dem Hochwasser die Arten *Chlaenius tristis* (RL LSA 3), *Agonum piceum* und *Amara eurynota* auf. Durch die geringen Abundanzen vieler Rote Liste-Arten in den Untersuchungsgebieten ist ein Bestandstrend für diese naturschutzfachlich bedeutsamen Arten nur schwer zu quantifizieren. Es konnte jedoch festgestellt werden, dass sich die Mehrzahl der Rote Liste-Arten sehr schnell (innerhalb von 2 Jahren) wieder ihren vorherigen Abundanzniveaus angenähert haben. Im Untersuchungsgebiet (UG) Wörlitz wurden mehr Rote Liste-Arten (n=18) nachgewiesen als im UG Steckby (n=16), obwohl in Wörlitz die Fallenanzahl um ein Drittel geringer war. Die mit Abstand häufigste Rote Liste-Art war *Agonum duftschmidi* (RL 2), die jedes Jahr mit ca. 150-400 Tieren gefangen wurde. Die Art hat, wie die jährlich steigenden Abundanzen zeigen, eindeutig von dem Hochwasser profitiert und konnte im Jahr 2005 erstmals mit über 1.000 Individuen nachgewiesen werden, was gegenüber 1998 einer siebenfachen Abundanzzunahme entspricht. Die extrem seltenen Arten *Anisodactylus signatus* (RL 0, UG Wörlitz) und *Carabus clathratus* (RL 1, UG Sandau) konnten nur im Jahr 2003, dem Folgejahr des Extremhochwassers, mit jeweils zwei Individuen gefangen werden. Demgegenüber wurden im UG Wörlitz *Diachromus germanus* (RL R), *Limodromus longiventris* (RL 3) und *Pterostichus macer* (RL 3) nur im Hochwasserjahr 2002 nachgewiesen.

Tab. 2: Abundanzschwankungen einiger Arten in Folge des Extremhochwassers 2002. *nur Herbstdaten Steckby & Wörlitz

| Artname | 1998 | 1999 | 2002* | 2003 | 2004 | 2005 |
|--------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| <i>Poecilus versicolor</i> | 7.033 | 8.628 | - | 581 | 3.646 | 3.632 |
| <i>Pterostichus melanarius</i> | 5.822 | 5.255 | 56 | 949 | 695 | 1.740 |
| <i>Bembidion gilvipes</i> | 3.508 | 2.141 | - | 5 | 62 | 51 |
| <i>Carabus granulatus</i> | 2.683 | 2.899 | 1 | 992 | 1.708 | 2.939 |
| <i>Epaphius secalis</i> | 2.395 | 1.316 | - | - | 7 | 56 |
| <i>Agonum emarginatum</i> | 747 | 1.120 | 1 | 1.827 | 5.498 | 8.958 |
| <i>Nebria brevicollis</i> | 49 | 21 | 56 | 857 | 3.886 | 1.869 |
| <i>Trechus quadristriatus</i> | 826 | 145 | 1.191 | 88 | 477 | 792 |

4 Diskussion

Über die Regenerationsfähigkeit (Resilienz) von Flora und Fauna nach extremen Sommerhochwassern ist im Allgemeinen nur wenig bekannt. Mit dieser Arbeit sollte der Kenntnisstand diesbezüglich vertieft werden, indem am Beispiel der Laufkäfer die kurz- und mittelfristigen Auswirkungen eines Extremhochwassers an der Mittleren Elbe untersucht werden. Als Hauptergebnis wurde festgestellt, dass Laufkäfer eine mittlere Resilienz gegenüber einem extremen Sommerhochwasser an der Mittleren Elbe aufweisen. Sowohl die Arten- als auch die Individuenzahlen erholten sich relativ schnell. Die Artenidentität der Probestellen, also deren Ähnlichkeit, war aber nach dem Hochwasser vergleichsweise gering, was auf Veränderungen in der Struktur der Artengemeinschaften zurückzuführen ist. Der sehr deutliche Einbruch der Arten- und Individuenzahlen direkt nach der Flut im Jahr 2002 ist vermutlich überwiegend auf das jahreszeitlich ungewöhnliche Auftreten sowie auf die lange Überflutungsdauer zurückzuführen. Es ist zu vermuten, dass mit dem Sommerhochwasser 2002 ein Großteil der aktiven Tiere Ausweichhabitats (z.B. höher gelegene Waldlebensräume) aufgesucht hat. Die wenigen Arten, die nach dem Abfließen des Wassers nachgewiesen werden konnten, sind höchst wahrscheinlich aus diesen Habitats eingewandert oder konnten auf der Fläche überdauern. Es ist allerdings noch nicht klar, welche Arten welche Strategien (Überdauern, Einwandern) bei diesen extremen Bedingungen verfolgen. Zukünftige Forschungen an Laufkäfern sollten auch diese Aspekte der biologischen Anpassung aufgreifen.

Im Gegensatz zu Sommerhochwassern sind die Auswirkungen von Winter- bzw. Frühjahrshochwassern auf Invertebraten, insbesondere Laufkäfer, relativ gut bekannt. Da die meisten Arten beim Auftreten solcher „normalen“ Hochwasser bereits in ihrem Überwinterungshabitats sind bzw. ihre Larvalentwicklung abgeschlossen haben, sind sie weitaus weniger von der direkten Überschwemmung betroffen als nach Sommerhochwassern, die in der präimaginalen Entwicklungsphase vieler Arten stattfinden. Es ist außerdem bekannt, dass auftretende Winterhochwasser in naturfernen Auen die Artengemeinschaften in einen aentypischeren Zustand zurückversetzen können (BEYER & GRUBE 1997, BONN et

al. 1997). Im Gegensatz dazu konnte direkt nach der Sommerflut beobachtet werden, dass Generalisten und ubiquitäre Arten wie *Trechus quadristriatus*, *Pterostichus melanarius* oder *Nebria brevicollis* die Artengemeinschaften dominierten und echte Spezialisten nur mit wenigen Tieren vorhanden waren. Freilandexperimente und ökologische Studien zeigen, dass Laufkäfer in Auen spezielle morphologische, entwicklungsbiologische und ökologische Anpassungen entwickelt haben, um mit den periodisch wiederkehrenden Hochwassern zurecht zu kommen. Viele Arten sind beispielsweise in der Lage, bei Hochwassersituationen mehrere Tage unter Wasser auszuharren oder diesen Situationen aufgrund ihrer Flugfähigkeit aktiv auszuweichen (DESENDER 1989, ROTHENBUECHER & SCHAEFER 2006). Darüber hinaus findet bei einem Großteil der Laufkäfer die Entwicklung in der für die Larven günstigen, hochwasserfreien Zeit statt (THIELE 1977). Es wird jedoch vermutet, dass diese Anpassungen bei extremen, unvorhersagbaren Flutereignissen nur eingeschränkt funktionieren, da sich Auenarten weitgehend an regelmäßig auftretende Frühjahrshochwasser angepasst haben (JUNK 2005). Diese Annahme wurde durch die vorliegende Studie bestätigt, da das Sommerhochwasser 2002 weitaus gravierendere Folgen für die Laufkäfergemeinschaften hatte als ein „normales“ Winter- bzw. Frühjahrshochwasser (1998/99). So können die mittelfristigen Veränderungen der Abundanzstruktur durchaus auf eine gestörte Larvalentwicklung vieler Arten zurückgeführt werden. Laufkäferlarven sind relativ immobil und zudem extrem sensibel gegenüber Bodenfeuchte (HEERING et al. 2004). Dies sind zwar effektive Strategien, um dem hydrologischen Stress im Frühjahr zu entgehen und die Entwicklung im Sommer zu vollziehen. Auf der anderen Seite sind Arten mit diesen Anpassungen besonders gegenüber hydrologischen Störungen im Sommer gefährdet. Oftmals sind dies jedoch die naturschutzfachlich wertvollsten, hoch spezialisierten Arten. Durch die veränderte Ressourcenverfügbarkeit und die veränderten Konkurrenzverhältnisse konnten sich die Abundanzen solcher Arten nur langsam regenerieren. Beeinträchtigte Arten und Artengemeinschaften müssen sich darüber hinaus zuerst lokal erholen, um sich erneut ausbreiten zu können. Das Hochwasser hatte jedoch den gesamten Einzugsbereich von Elbe und Mulde erfasst und

vielerorts entlang der Flüsse vermutlich ähnliche faunistische Reaktionen verursacht. Daher konnten nicht alle Arten die Untersuchungsgebiete schnell wiederbesiedeln, was die verzögerte Reaktion der Artengemeinschaften erklären könnte. Während viele Arten nach Extremereignissen mit Abundanzrückgängen reagieren, können einzelne Arten stark von Störungen profitieren. So zeigen HERING et al. (2004), dass Laufkäferarten der Gattung *Bembidion* aufgrund ihrer Biologie Konkurrenzvorteile gegenüber anderen Arten haben und hohe Dominanzen nach einer schweren Flut erreichen konnten. In dieser Studie wird die Eudominanz von *Trechus quadristriatus* 2002 auf ähnliche Ursachen zurückgeführt. Diese Art ist ein typischer Herbstbrüter und zum Zeitpunkt der Flut in einem hoch mobilen Stadium. Dies ermöglichte es *T. quadristriatus* die Flächen sofort nach Abfließen des Wassers neu zu besiedeln. Bisher ist weitgehend unbekannt, ob solche Arten Störungen aktiv entfliehen, indem sie geeignete Sekundärhabitats aufsuchen oder passiv überdauern. Vorstellbar ist jedoch eine Kombination aus beiden Strategien, um freie ökologische Nischen (im Sinne von Ressourcenverfügbarkeit, z.B. Nahrungsangebot oder verminderte zwischenartliche Konkurrenz) zu besetzen. Die hier dargestellten Ergebnisse lassen vermuten, dass die Regeneration von Artengemeinschaften nach aperiodischen, extremen Sommerhochwassern ein mehrjähriger Prozess sein kann - im Gegensatz zu periodisch wiederkehrenden Frühjahrshochwassern. Sollten, wie prognostiziert, extreme Wetterereignisse zukünftig häufiger auftreten, könnte dies weitreichende Auswirkungen auf viele Arten haben. Es ist nicht auszuschließen, dass die Regenerationszeit einiger, unter Umständen seltener Laufkäfer zu lange dauert, um solche Extremereignisse abpuffern zu können. Hier muss hinzugefügt werden, dass Daten zu Regenerationszeiten für die meisten Arten bisher unbekannt sind. Forschung auf diesem Gebiet ist daher dringend notwendig.

5 Naturschutzfachliche Bedeutung der Untersuchungsflächen

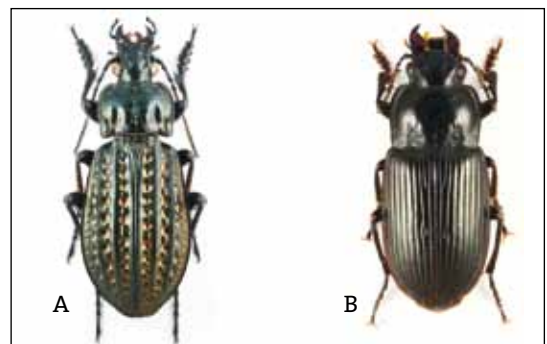
Trotz der negativen Auswirkungen des Hochwassers auf die Laufkäfer ist die hohe naturschutzfachliche Qualität der Lebensräume und der Ar-

tengemeinschaften erhalten geblieben. Ein großer Teil der Rote Liste-Arten konnte bereits ein Jahr nach der Extremflut wieder nachgewiesen werden, was auf eine hohe Stetigkeit dieser Arten im Landschaftsraum hindeutet. Es kann daher ohne Zweifel gesagt werden, dass das Biosphärenreservat Mittelelbe für einige Laufkäferarten von überregionaler Bedeutung ist, so z.B. für *Anisodactylus signatus* und *Carabus clathratus* (Abb.3).

Die erstere Art wird als eurytope Art offener sandig-lehmiger Flächen beschrieben. *A. signatus* ist nachtaktiv und besiedelt nasse Verlandungszonen und Küstenstrände, aber auch Äcker. Im Süden und Osten Deutschlands ist die Art relativ häufig, wird aber nach Norden und Westen vermutlich seltener. Nach TURIN (2001) wurde *A. signatus* nach 1950 in den Niederlanden nicht mehr nachgewiesen. Für das Nachbarland Sachsen gilt die Art als lokal sehr verbreitet (GEBERT 2003). In Sachsen-Anhalt wurde die Art bisher nur von MAAß im Jahr 1900 bei Aken und das letzte Mal von BORCHERT 1951 bei Magdeburg nachgewiesen (nach SCHNITTER et al. 2001). Es ist davon auszugehen, dass die Art durch das Hochwasser eingeschwemmt wurde, sich aber in den Grünlandhabitats nicht etablieren konnte. Eventuell ist die Art an sandigen, offenen Flussuferlebensräumen der Elbe häufiger nachzuweisen, insbesondere nach Hochwasserereignissen.

Carabus clathratus ist eine Art feuchter, offener Lebensräume. Sie wird als typische Auenart ange-

Abb. 3: *Carabus clathratus* (A) und *Anisodactylus signatus* (B): zwei charakteristische und naturschutzfachlich wertvolle Laufkäferarten an der Mittleren Elbe. Fotos: Fotodatenbank europäischer Laufkäfer unter: www.eurocarabidae.de.



sehen, obwohl sie auch in Mooren und an Küsten zu finden ist. *C. clathratus* kann bis zu 20 Minuten unter Wasser bleiben, um dort zu jagen. Untypisch für so große Käfer (die Art kann bis 36 mm groß werden) ist, dass ein Teil der Individuen flugfähig ist, was wohl als Anpassung an den dynamischen Lebensraum Aue betrachtet werden kann. Diese deutschlandweit stark gefährdete Art ist in Sachsen ausgestorben, in Thüringen vom Aussterben bedroht, in Brandenburg stark gefährdet und in Mecklenburg-Vorpommern gefährdet. Vermutlich wird die Art nach Norden hin häufiger.

Für den Landschaftsraum Elbe in Sachsen-Anhalt haben SCHNITZER et al. (2001) insgesamt 44 Laufkäferarten von überregionaler Bedeutung herausgestellt. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung konnten aus diesem Artenpool 23 Arten nachgewiesen werden, teilweise in hohen Abundanzen (wie z.B. *Acupalpus exiguus*, *Agonum duftschmidi*, *Pterostichus gracilis*; siehe Anhang im Internet). Diese Ergebnisse zeugen einerseits vom hohen naturschutzfachlichen Wert der Untersuchungsflächen. Andererseits ist es ein Beleg dafür, dass langjährige Beobachtungsreihen die Aussagekraft faunistischer Untersuchungen deutlich erhöhen können. Gerade für die Entwicklung langfristiger Schutzstrategien, z.B. bezüglich Klimawandel oder anhaltenden anthropogenen Störungen, müssen lange Datenreihen mit einem vergleichbaren Probedesign zur Verfügung stehen, um die Auswirkungen korrekt bewerten zu können. Ähnlich wie in dieser Studie könnten diese Daten genutzt werden, um Artreaktionen auf veränderte Umweltbedingungen besser zu verstehen. Auf der anderen Seite können diese Daten auch im Rahmen europäischer Empfehlungen als Monitoringtool verwendet werden, um Berichtspflichten o. ä. nachzukommen. Letztendlich sind solche Daten die notwendige Voraussetzung für die Dokumentation und den Schutz von extrem seltenen Arten.

Zusammenfassung

Trotz vieler Studien über Laufkäfer in Auen sind die Kenntnisse über den Einfluss von Extremereignissen, insbesondere aperiodischen Extremhochwassern, auf diese Tierartengruppe nur unzureichend bekannt. Der vorliegende Beitrag untersucht die Auswirkungen des Jahrhunderthoch-

wassers 2002 auf die Laufkäferfauna im Auengrünland an der Mittleren Elbe. Mit dieser Arbeit sollte die Frage beantwortet werden, wie stark Laufkäfer auf ein jahreszeitlich untypisches, extremes Hochwasser reagieren und wie schnell sich die Gemeinschaften wieder regenerieren können. Als Datenbasis dienten dabei faunistische Daten, die sowohl vor, als auch nach dem Hochwasser auf exakt denselben Probeflächen erhoben wurden. Das Extremhochwasser führte kurzfristig zu einem starken Arten- und Individuenverlust, aber bereits ein Jahr nach der Flut konnte eine deutliche Regeneration der Laufkäfergemeinschaften beobachtet werden. Einige Arten zeigen jedoch noch mehrere Jahre nach dem Hochwasser starke Abundanzveränderungen, was den nachhaltigen Effekt solcher Störungen dokumentiert.

Literatur

- BEYER, W. & R. GRUBE (1997): Einfluss des Überflutungsregimes auf die epigäische Spinnen- und Laufkäferfauna an Uferabschnitten im Nationalpark Unteres Odertal (Arach.: Araneida, Col.: Carabidae). - Verh. Ges. Ökol. 27: 349-356.
- BONN, A., HAGEN, K. & B. HELING (1997): Einfluss des Überschwemmungsregimes auf die Laufkäfer- und Spinnengemeinschaften in Uferbereichen der Mittleren Elbe und Weser. - Arbeitsber. Landschaftsökologie Münster 18: 177-191.
- DESENDER, K. (1989): Ecomorphological adaptations of riparian carabid beetles. - Proceedings of the Symposium "Invertebrates of Belgium". - Brussels, 25.-26. November 1988: 309-314.
- GAC - GESELLSCHAFT FÜR CARABIDOLOGIE (Hrsg.) (1999): Laufkäfer in Auen. - Angewandte Carabidologie, Supplement 1: 1-144.
- GEBERT, J. (2003): Kommentiertes Verzeichnis der Sandlaufkäfer und Laufkäfer des Freistaates Sachsen (Coleoptera: Cicindelidae, Carabidae) (Stand 2003). - Mitteilungen der Sächsischen Entomologen 63: 3-17.
- 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. - International Review of Hydrobiology 91: 326-340.
- HENLE, K., DZIOCK, F., FOECKLER, F., FOLLNER, K., HUSING, V., HETTRICH, A., RINK, M., STAB, S. & 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. - International Review of Hydrobiology 91: 292-313.
- HERING, D., GERHARD, M., MANDERBACH, R. & M. REICH (2004): Impact of a 100-year flood on vegetation, benthic invertebrates, riparian fauna and large woody

- debris standing stock in an alpine floodplain. - *River Research and Applications* 20: 445-457.
- IPCC (2007): *Climate Change 2007 - Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the IPCC*. - Cambridge (University Press).
- JENTSCH, A., KREYLING, J., SCHMID, N., GRANT, K., GOMMOLA, J. & C. BEIERKUHNEIN (2008): Dürre und Starkregen verschieben Blühphänologie und Produktivität von Pflanzen - ein Klimaexperiment zur Auswirkung extremer Wetterereignisse auf Biodiversität und Ökosystemfunktionen. - *Naturschutz und Ökologie*: 81-86.
- JUNK, W. (2005): Flood pulsing and linkages between terrestrial, aquatic, and wetland systems. - *Proceedings of the International Society of Theoretical and Applied Limnology* 29: 11-38.
- LAKE, P. S. (2000): Disturbance, patchiness, and diversity in streams. - *Journal of the North American Benthological Society* 19: 573-592.
- LINDROTH, C. H. (1985): The Carabidae (Col.) of Fennoscandia and Denmark. - *Fauna Entomol. Scand.* 15(1): 1-225.
- LINDROTH, C. H. (1986): The Carabidae (Col.) of Fennoscandia and Denmark. - *Fauna Entomol. Scand.* 15(2): 226-497.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (Hrsg.) (2004): Bd. 2 Adephaga 1: Carabidae (Laufkäfer). - In: FREUDE, H., HARDE, K. W., LOHSE, G. A. & B. KLAUSNITZER: *Die Käfer Mitteleuropas*. - Heidelberg/Berlin (Spektrum-Verlag): 530 S.
- ROTHENBUECHER, J. & M. SCHAEFER (2006): Submersion tolerance in floodplain arthropod communities. - *Basic and Applied Ecology* 7: 398-408.
- SCHANOWKSI, A., FIGURA, W. & B. GERKEN (2009): Laufkäfer als Indikatoren. - In: SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & F. FOECKLER (Hrsg.): *Entwicklung von Indikationssystemen in der Elbaue*. - Stuttgart (Ulmer-Verlag): 244-264.
- SCHNITZER, P., GRILL, E. & M. TROST (2001): Laufkäfer (Carabidae). - In: LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (Hrsg.): *Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt. Landschaftsraum Elbe*. - Berichte des Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, SH 3: 390-403.
- SCHNITZER, P. & M. TROST (2004): Rote Liste der Laufkäfer (Coleoptera Carabidae) des Landes Sachsen-Anhalt. - *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt* 39: 252-263.
- THIELE, H. U. (1977): *Carabid beetles in their environment - A study on habitat selection by adaptations in physiology and behaviour*. - Berlin (Springer).
- TURIN H. (2000): *De Nederlandse Loopkevers, verspreiding en oecologie (Coleoptera: Carabidae)*. - Leiden.

Anhang im Internet

Tab.: Gesamtartenliste der von 1998 bis 2005 auf den Schöneberger Wiesen bei Steckby, Schleusenheger bei Wörlitz und dem Dornwerder bei Sandau nachgewiesenen Carabiden
 unter: <http://www.ufz.de/index.php?de=18870>

Mollusken im Auengrünland des Biosphärenreservates MittelElbe vor und nach dem extremen Sommerhochwasser 2002

FRANCIS FOCKLER, OSKAR DEICHNER, CHRISTIANE ILG, HANS SCHMIDT, MATHIAS SCHOLZ & KLAUS HENLE



1 Einleitung

Hochwasserereignisse sind von besonderer Bedeutung, da sie die Auenlandschaft räumlich und zeitlich strukturieren und so eine große Vielfalt an Habitaten schaffen (GERKEN 1992).

Mollusken sind von großem Artenreichtum, der in den mitteleuropäischen Flussauen am höchsten ist. Sie sind relativ leicht zu determinieren und besitzen zudem eine geringe Mobilität und dementsprechend kleine Minimalareale. Darüber hinaus sind Ökologie und Habitatansprüche der meisten Arten gut bekannt. Dadurch eignen sich Mollusken sehr gut zur ökologischen Charakterisierung (Indikation) und zur naturschutzfachlichen Bewertung von Auenökosystemen (vgl. CEJKA 2006, DEICHNER et al. 1996, FALKNER 1990, FOCKLER 1990, FOCKLER et al. 2000, 2006, 2009, KÖRNIG in diesem Heft, TÄUSCHER 1997). Obwohl in zahlreichen Studien bereits Molluskenzönosen in Auen beschrieben wurden (CASTELLA 1987, FOCKLER 1990, OBRDLIK et al. 1995, RICHARDOT-COULET et al. 1987, SCHMID 1978, SPANG 1996), ist mit Ausnahme von KÜNDEL (1930) und KERKHOFF (1989) über die Reaktion von Mollusken auf Hochwasser, insbesondere Extremhochwasser, wenig bekannt, zumal kaum Daten vorliegen, die den Zustand vor und nach einem Extremereignis beschreiben.

In diesem Beitrag werden die kurz- und mittelfristigen Auswirkungen des Sommerhochwassers 2002 auf Molluskengemeinschaften im Auengrünland der Mittleren Elbe beschrieben.

Es war zu erwarten, dass Mollusken stärker von diesem sommerlichen Extremhochwasser als von einem durchschnittlichen Winter- oder Frühjahrshochwasser betroffen sind, da es von der langjährigen hydrologischen Periodizität abwich



Abb. 1: Die für Auen charakteristische Gemeine Bernsteinschnecke lebt bevorzugt in Schilf- und Hochstaudenfluren an Gewässerufeln, in feuchten Wiesen und Auenwäldern. Foto: H. Schmidt.

und zu einem im jahreszeitlichen biologischen Entwicklungsverlauf der Mollusken untypischen Zeitpunkt eintrat. Mollusken gelten als sehr langsame Wiederbesiedler ihrer Lebensräume und es war zu vermuten, dass der anschließende sehr warme und trockene Sommer 2003 diese Wiederbesiedlung zusätzlich verzögern würde.

2 Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungen wurden in drei Gebieten durchgeführt: der Schöneberger Wiese bei Steckby, dem Schleusenheger bei Wörlitz und dem Dornwerder bei Sandau. Alle drei Gebiete liegen in der rezenten, d. h. der aktiven Überflutungsau im Biosphärenreservat MittelElbe. Zur Gebietscharakterisierung, zum Probeflächenaufbau und

zur allgemeinen Methodik der Datenerhebung sei auf SCHOLZ et al. in diesem Heft (S. 58 ff) verwiesen.

Für alle drei Gebiete lagen Daten von 1998 und 1999 sowie von 2002 bis 2005 vor. Eine Ausnahme hierbei bildet der Dornwerder, wo eine Beprobung erst wieder ab 2003 stattfand. Somit sind Daten vor und nach dem Extremhochwasser vom August 2002 vorhanden. Proben aus dem Jahr 2006 werden noch aufbereitet.

3 Probenahme und -bearbeitung

Je Probesträhle erfolgte die Erfassung von 5 Probestellen nach einem einheitlichen Schema (STAB & RINK 2001, HENLE et al. 2006, 2009). Die 1.000 cm² großen und 5 cm tiefen Bodenproben wurden im Labor nass geschlämmt, in mehreren Fraktionen gesiebt und getrocknet. Anschließend wurden sowohl die aquatisch als auch die terrestrisch lebenden Mollusken aus den Proben ausgelesen, in Ethanol konserviert und soweit möglich bis zur Art bestimmt (DEICHNER et al. 2003). Einige Tiere konnten nur auf Gattungs- oder Familienniveau angesprochen werden. Zur besseren Lesbarkeit werden im Folgenden die festgestellten Taxa als Arten bezeichnet. Die Nachdetermination einiger Individuen nahm Herr Dr. M. ADLER (Gomaringen) vor. Nomenklatur und Systematik folgen FALKNER (1990), GLÖER (2002), GLÖER & MEIER-BROOK (2003) und KÖRNIG (2001). Bei der Bestimmung von leeren Gehäusen und Schalen wurde zwischen den Erhaltungszuständen lebendfrisch, verwittert und subfossil unterschieden. Somit ist es mit Einschränkungen möglich, zwischen „Totfunden mit Verdacht auf Lebendvorkommen“ und „lokal erloschenem Vorkommen“ zu unterscheiden.

4 Ergebnisse

Insgesamt konnten in allen drei Untersuchungsgebieten 24 neue Arten gegenüber den Untersuchungen von 1998/99 (FOECKLER et al. 2006, 2009) nachgewiesen werden (Tab. 1). Neu sind auf der Schöneberger Wiese nach dem Extremhochwasserereignis insgesamt 15 Arten hinzu gekommen, auf dem Schleusenheger und dem Dornwerder jeweils acht Arten (Tab. 1). Im Vergleich zu Jahren 1998/99 steigen sowohl die Arten- als auch die

Individuenzahlen nach dem Sommerhochwasser 2002 in der Herbstbeprobung 2002 deutlich an, wobei die Zahlen für 2002 sicherlich noch höher wären, wenn auch der Dornwerder bei Sandau im Herbst 2002 beprobt worden wäre. Der steigende Trend in den Artenzahlen bleibt bis zum Frühjahr 2004 bestehen. Erst ab Herbst 2004 nehmen sowohl die Arten- als auch die Individuenzahlen wieder vergleichbare Werte wie in den Jahren 1998/99 an (Tab. 2). Die vollständigen Ergebnisse der Erfassungen von 1998 bis 2005 im Einzelnen sind, jahresweise zusammengefasst, den Tabellen im Internetanhang zu diesem Beitrag (s. u.) zu entnehmen. Diese enthalten auch Angaben zu den bundes- und landesweiten Rote Liste-Einstufungen. In Tabelle 2 im Internetanhang sind die Arten- und Individuenzahlen gemäß den einzelnen Aufsammlungen im Frühjahr und Herbst aufgelistet.

Bei den meisten Rote Liste-Arten, die erst nach dem Sommerhochwasserereignis nachgewiesen wurden, handelt es sich um ein- oder zweimalige Nachweise (s. Tab. 1 und 2 im Internetanhang). Lediglich die Gemeine Federkiemenschnecke (*Valvata piscinalis*) konnte sich nach dem Extremhochwasser auf der Schöneberger Wiese dauerhaft etablieren (s. Tab. 1 im Internetanhang).

Die Zahl der nachgewiesenen Arten ist seit 1998/99 auf der Schöneberger Wiese von 30 auf 46, auf dem Schleusenheger von 22 auf 28 und im Dornwerder (vgl. DEICHNER et al. 2000) von 33 auf 42 gestiegen. Zugleich nahm die Zahl der Arten nach der Roten Liste Deutschlands von 5 auf 11 (Schöneberger Wiese), von 3 auf 4 (Schleusenheger Wiese) und von 6 auf 11 (im Dornwerder) zu.

Die Anzahl von Mollusken mit Rote Liste-Status für Sachsen-Anhalt ist mit drei Molluskenarten gering (Tab. 1 im Internetanhang). In allen sechs Untersuchungsjahren wurde die Weißmündige/Gelippte Tellerschnecke (*Anisus leucostoma* cf. *spirorbis*) nachgewiesen. Die 1998 nur als Gehäusefund nachgewiesene Stumpfe Erbsenmuschel (*Pisidium obtusale*) konnte nach dem Sommerhochwasser im Herbst 2003 mit vitalen Individuen bestätigt werden, ebenso 2004 die Glänzende Tellerschnecke (*Segmentina nitida*).

Kurz- und mittelfristige Veränderungen bei den Mollusken nach dem Sommerhochwasser 2002

Aufgrund der Datenlage des Jahres 2002 (nur Herbstfänge von der Schöneberger Wiese bei

| Wissenschaftlicher Name | Deutscher Name | Status | | Untersuchungsgebiet | | |
|---------------------------------|-------------------------------|--------|-------|---------------------|----|----|
| | | RL D | RL ST | St | Wö | Sa |
| <i>Anisus vortex</i> | Scharfe Tellerschnecke | | | | • | |
| <i>Anodonta spec.</i> | Teichmuschel | | | | • | |
| <i>Aplexa hypnorum</i> | Moosblasenschnecke | | | | | • |
| <i>Bithynia leachi</i> | Bauchige Schnauzenschnecke | 2 | | • | | |
| <i>Bithynia tentaculata</i> | Gemeine Schnauzenschnecke | | | • | | • |
| <i>Carychium tridentatum</i> | Schlanke Zwerghornschncke | | | • | | |
| <i>Cochlodina laminata</i> | Glatte Schließmundschnecke | | | • | | |
| <i>Corbicula fluminea</i> | Grobgerippte Körbchenmuschel | | | • | | |
| <i>Gyraulus albus</i> | Weißes Posthörnchen | | | • | | |
| <i>Gyraulus crista</i> | Zwergposthörnchen | | | • | | • |
| <i>Gyraulus parvus</i> | Kleines Posthörnchen | | | • | | |
| <i>Lymnaea stagnalis</i> | Spitzhornschncke | | | | • | |
| <i>Monachoides incarnatus</i> | Rötliche Laubschncke | | | • | | |
| <i>Potamopyrgus antipodarum</i> | Neuseeland-Zwergdeckelschncke | | | | • | • |
| <i>Physa fontinalis</i> | Quellblasenschnecke | V | | | | • |
| <i>Pisidium henslowanum</i> | Falten-Erbsenmuschel | V | | • | | • |
| <i>Radix auricularia</i> | Ohrschlammchncke | V | | • | | • |
| <i>Radix ovata</i> | Eiförmige Schlammchncke | | | • | | |
| <i>Segmentina nitida</i> | Glänzende Tellerschnecke | 3 | 3 | • | • | • |
| <i>Sphaerium corneum</i> | Gemeine Kugelmuschel | | | | • | |
| <i>Stagnicola spec.</i> | Sumpfschncke | | | | • | |
| <i>Valvata cristata</i> | Flache Federkiemenschnecke | | | • | | |
| <i>Valvata piscinalis</i> | Gemeine Federkiemenschnecke | | | • | | |
| <i>Vitrina pellucida</i> | Kugelige Glasschncke | | | | • | |

Tab. 1: Neu nachgewiesene Arten nach dem Sommerhochwasserereignis 2002 bis einschließlich Herbst 2005 in den 3 Untersuchungsgebieten. Rote Liste-Status in Deutschland (RL D) nach JUNGBLUTH & KNORRE (1998) und in Sachsen-Anhalt (RL ST) nach KÖRNIG et al. (2004); Untersuchungsgebiete: Schöneberger Wiese bei Steckby (St), Schleusenheger bei Wörlitz (Wö) und Dornwerder bei Sandau (Sa).

Steckby und dem Schleusenheger bei Wörlitz) und daraus resultierender statistischer Einschränkungen können die Auswirkungen auf die Artengemeinschaften durch das Sommerhochwasser 2002 lediglich mit den Herbst-Daten dieser beiden Wiesen, nach Anspruchstypen, genauer betrachtet werden.

Die Anzahl der Landmolluskenarten (Abb. 2) ist direkt nach dem Hochwasserereignis 2002 mit denen der Jahre 1998/99 vergleichbar. Die Artenzahlen nahmen dann bis Herbst 2004 leicht ab, sind aber seit 2005 wieder im Anstieg begriffen. Insgesamt hat die Anzahl an Molluskenarten (Abb. 2) nach dem Extremhochwasser zuge-

nommen, wobei dies im Wesentlichen auf die Zunahme der Artenzahl der Wassermollusken zurückzuführen ist. Bei den Wassermollusken stiegen sowohl die Arten- als auch Individuenzahl (Abb. 2) nach dem extremen Hochwasser signifikant an, gingen aber ab 2003 wieder stark zurück und stiegen 2005 erneut auf eine mit 1998 vergleichbare Zahl.

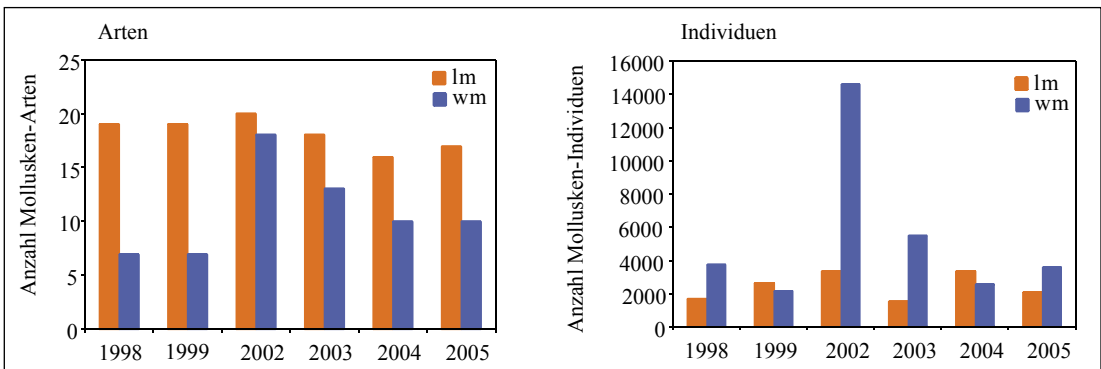
Zur weiteren Analyse wurden die Arten und deren Individuenzahlen nach den von ihnen bevorzugt bewohnten Lebensraumtypen (=Anspruchstypen) eingeteilt (siehe auch Abb. 3 und 4, zur Zuordnung der Arten zu Anspruchstypen siehe im Internetanhang). Hierbei wird deutlich, dass die

| | 1998 | 1999 | 2002* | 2003 | 2004 | 2005 |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------|-------|--------|--------|--------|-------|
| Artenanzahl | | | | | | |
| - Gesamt | 36 | 32 | 43 | 46 | 35 | 35 |
| - Frühjahr | 28 | 21 | - | 38 | 31 | 25 |
| - Herbst | 23 | 28 | 43 | 32 | 24 | 24 |
| Individuenanzahl | | | | | | |
| - Gesamt | 8.398 | 8.483 | 17.953 | 14.839 | 15.866 | 1.646 |
| - Frühjahr | 2.871 | 3.374 | - | 7.288 | 9.073 | 3.930 |
| - Herbst | 5.527 | 5.109 | 17.953 | 7.551 | 6.793 | 7.716 |
| Anzahl Rote Liste-Arten (aufgeführt ist jeweils die höchste Kategorie in D oder ST) | | | | | | |
| 0 | - | - | - | - | - | - |
| 1 | - | - | - | - | - | - |
| 2 (<i>Anisus spirorbis</i> , <i>Bithynia leachi</i> , <i>Pseudotrichia rubiginosa</i>) | 2 | 2 | 3 | 2 | 2 | 2 |
| 3 (<i>Aplexa hypnorum</i> , <i>Segmentina nitida</i> , <i>Pisidium obtusale</i>) | 1 | 1 | 2 | 2 | 2 | 1 |
| R | - | - | - | - | - | - |
| V (<i>Physa fontinalis</i> , <i>Pisidium henslowanum</i> , <i>Radix auricularia</i> , <i>Valvata cristata</i> , <i>Valvata piscinalis</i>) | 1 | - | 3 | 3 | 1 | 1 |

Tab. 2: Arten- und Individuenzahlen sowie Anzahl an Arten mit Rote Liste-Status der Mollusken auf der Schöneberger Wiese und dem Schleusenheger bei Wörlitz in den Jahren 1998, 1999, 2002, 2003, 2004 und 2005. Rote Liste-Status in Deutschland (D) nach JUNGBLUTH & KNORRE (1998) und in Sachsen-Anhalt (ST) nach KÖRNIG et al. (2004): 0 - verschollen, 1 - vom Aussterben bedroht, 2 - stark gefährdet, 3 - gefährdet, R - extrem selten, V - Vorwarnliste.

* Herbstfänge 2002 nur von der Schöneberger Wiese bei Steckby und dem Schleusenheger bei Wörlitz

Abb. 2: Anzahl Mollusken-Arten und -Individuen vor und nach dem Hochwasserereignis im August 2002. Herbstdaten der Untersuchungsgebiete Schöneberger Wiese und Schleusenheger: lm - Landmollusken, wm - Wassermollusken.



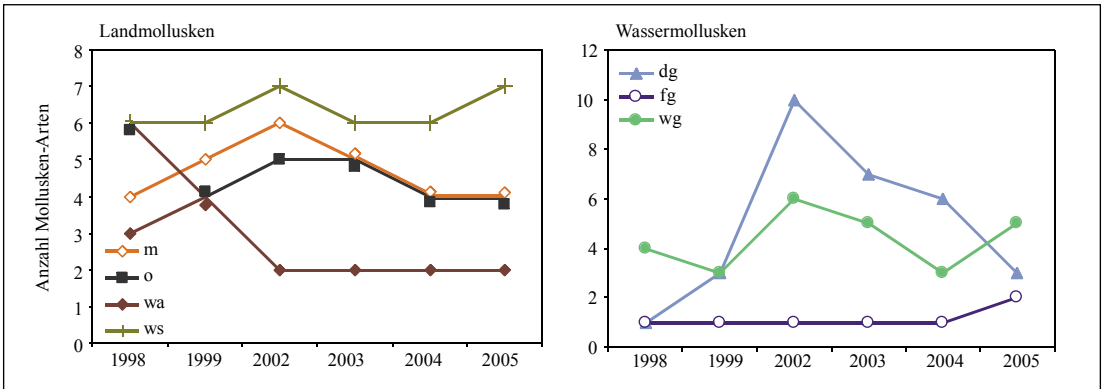


Abb. 3: Anzahl der Mollusken-Arten vor und nach dem Hochwasserereignis im August 2002; Landmollusken: m - Mollusken des mesophilen Grünlands, o - Mollusken der offenen Flächen, wa - Waldmollusken, ws - Mollusken der wechselfeuchten Flächen; Wassermollusken: dg - Mollusken der Dauergräber, fg - Fließgräbermollusken, wg - Mollusken der wechselfeuchten Gräber.

Artenanzahl der mit hoher Trockenheitsresistenz das Offenland (o) besiedelnden Landschnecken 2003 nach dem extremen Hochwasser im August 2002 leicht ansteigt, aber in den Jahren 2004 und 2005 wieder zurückgeht (Abb. 3). Ihre Nachweisdichten nehmen jedoch leicht ab. Die Artenanzahl der mittelfeuchte Lebensräume bewohnenden Landmollusken (m) nimmt nach dem Hochwasserereignis geringfügig zu, um jedoch 2003 wieder vergleichbare Werte wie vor dem Hochwasser anzunehmen (Abb. 2). Ihre Abundanz steigt im Herbst 2002 an und sinkt 2003 wieder auf geringere Nachweisdichten ab (Abb. 4). Die Anzahl der als Wald bewohnenden Landschnecken gekennzeichneten Arten sind nach dem Hochwasser deutlich zurückgegangen. In den folgenden Jahren (2003 bis 2005) bleibt die Artenzahl niedrig und erholt sich nicht (Abb. 3). Allerdings steigt die Abundanz dieser Tiere nach dem Hochwasser an, um im Zuge des trockenen Sommers 2003 wieder deutlich abzunehmen (Abb. 4). In den Jahren 2004 und 2005 steigt die durchschnittliche Abundanz der „Waldarten“ wieder an. Diese Arten stammen vermutlich aus den unmittelbar an die Untersuchungsgebiete angrenzenden Waldlebensräumen und besiedeln vor allem die mit Hochstaudenfluren bestandenen, nicht gemähten, feuchten Probestellen (Abb. 3). Bei den Landschneckenarten, die wechselfeuchte Standorte bewohnen, kann ein Anstieg der Artenzahl

(Abb. 3) und deren Nachweisdichten (Abb. 4) nach dem Hochwasserereignis festgestellt werden. Auch bei dieser Artengruppe kann im Jahr 2003 eine Abnahme der Nachweisdichten beobachtet werden (Abb. 4), um anschließend wieder anzusteigen.

Markante Veränderungen durch das Extremhochwasser stellten sich bei der Betrachtung der besiedelten Lebensraumtypen der Wassermollusken heraus (FÖECKLER et al. 2005). Die Zahl der Arten der wechselfeuchten Standorte (wg, meist Flutrinnen), die sich z.B. durch Arten wie Weißmündige/Gelippte Tellerschnecke (*Anisus leucostoma/spirorbis*), Kleine Sumpfschnecke (*Galba truncatula*), Glänzende Tellerschnecke (*Segmentina nitida*) und Sumpfschnecke (*Stagnicola sp.*) auszeichnen, stieg nach dem Hochwasser an und blieb bis 2003 relativ hoch, sank 2004 deutlich ab, um 2005 wieder einen vergleichbaren Wert wie 1999 anzunehmen (Abb. 3). Die Nachweisdichte dieser Molluskengruppe (Abb. 4) stieg direkt nach dem Hochwasser im August 2002 sogar um das Sechsfache an (2.129 Individuen im Jahr 1999, 14.110 Individuen in 2002). Auch 2003 - trotz des sehr trockenen Sommers - und 2004 nahm diese hohe Dichte nur geringfügig ab und 2005 sogar ein wenig wieder zu.

Die größte Zunahme an Arten verzeichneten die Wassermollusken der dauerhaften Gewässer (dg). Hier waren neu hinzugekom-

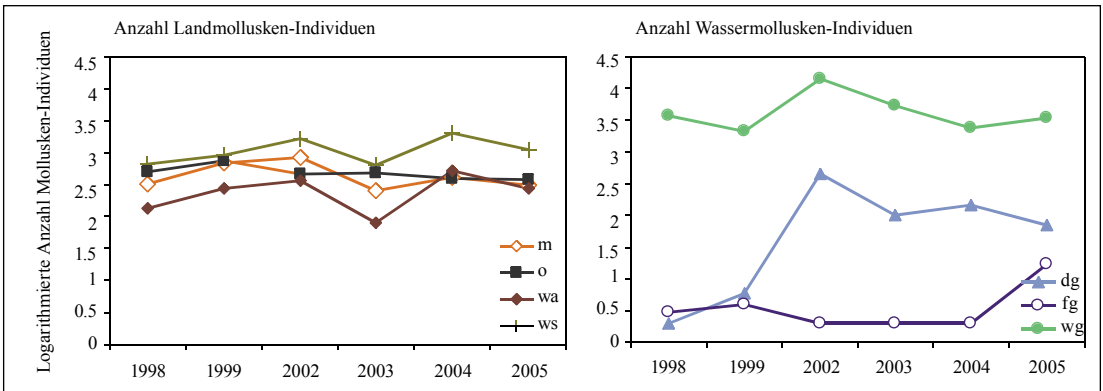


Abb. 4: Anzahl Mollusken-Individuen vor und nach dem Hochwasserereignis im August 2002. Die Erläuterung der verwendeten Abkürzungen ist der Abbildung 3 zu entnehmen.

men: Teichmuschel (*Anodonta spec.*), Bauchige Schnauzenschnecke (*Bithynia leachi*), Gemeine Schnauzenschnecke (*B. tentaculata*), Weißes Posthörnchen (*Gyraulus albus*), Zwergposthörnchen (*G. crista*), Kleines Posthörnchen (*G. parvus*), Spitzhornschncke (*Lymnaea stagnalis*), Ohrschlammuschnecke (*Radix auricularia*), Eiförmige Schlammuschnecke (*R. ovata*), Flache Federkiemenschnecke (*Valvata cristata*) und Gemeine Federkiemenschnecke (*V. piscinalis*). Die Artenzahl in diesem Lebensraumtyp nahm ab 2003 ab, war jedoch trotz des extrem trockenen Sommers 2003 noch doppelt so hoch wie im Jahr 1999. Diese relativ hohe Anzahl an Arten hielt sich bis 2004, nahm aber 2005 ab (Abb. 3). Auch die sehr stark gestiegenen Abundanzen dieser Molluskengruppe blieben deutlich höher als sie 1998/99 festgestellt wurden (Abb. 4).

Die Artenzahl der Fließgewässer bewohnenden Mollusken (fg) blieb nach dem Hochwasserereignis 2002 unverändert (Abb. 3), stieg aber 2005 wieder leicht an. Auch ihre Abundanz blieb nach dem sommerlichen Hochwasserereignis 2002 gleich. Lediglich 2005 stieg sie deutlich an, was auf das Vorkommen der Neuseeland-Zwergdeckelschnecke (*Potamopyrgus antipodarum*), eine Flüsse und Aue besiedelnde Wasserlungenschnecke mit einem hohen Fortpflanzungspotenzial aus der Gruppe erst jüngst eingewanderter Arten, zurückgeht (ALONSO & CASTRO-DÍEZ 2008).

5 Diskussion und Ausblick

Die nachgewiesenen Molluskenarten zeugen vom hohen malakologischen Potenzial der Elbe (vgl. PETERMEIER et al. 1996, JÄHRLING 1997) und ihrer Auen (vgl. KÖRNIG 1989, 1999, 2000, 2001 und TÄUSCHER 1997, 1998a, b, c). Die Artenvielfalt ist trotz der landwirtschaftlichen Nutzung der Grünländer in der naturnahen Flussdynamik der Elbe, die regelmäßig das gesamte Deichvorland überflutet, begründet. Die Artenliste erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit, da nur ein begrenztes Lebensraumspektrum untersucht wurde. In den hier dargestellten Untersuchungen wurde nur Auengrünland beprobt. Vielversprechend wären zusätzliche Erfassungen in Gewässern, Auenwäldern, Ruderalflächen sowie dem Elbeufer und in der eingedeichten Altaue mit zum Teil großflächigen, auenwaldartigen Baumbeständen. Diese Bereiche sind meist nur über das Grundwassersystem in Form von Qualmwasser an der Flussdynamik der Elbe beteiligt und stellen dadurch nährstoffärmere Lebensräume dar (siehe auch KÖRNIG in diesem Heft).

Insgesamt wurden verhältnismäßig wenige Rote Liste-Arten gefunden. Dies ist zum einen vermutlich methodisch, im eingeschränkten Spektrum an untersuchten Lebensräumen begründet. Andererseits ist dies möglicherweise auf Vorbelastungen der Elbeauen (hohe Schadstoffeinträge

und intensive landwirtschaftliche Nutzung der Grünländer in früheren Jahren) zurückzuführen (vgl. SCHOLZ et al. 2005). Im Nachhinein ist dieser Nachweis allerdings schwierig, da historische Molluskendaten nur im geringen Umfang in aufbereiteter Form mit genauer Fundortangabe vorliegen. Die Gefährdung der aufgelisteten Arten ist insbesondere durch den Rückgang der für sie geeigneten Lebensräume (meist wechselseuchte Auenbiotope), durch Austrocknung der Aue oder auch durch direkten Verlust der Lebensräume selbst bedingt. Hinzu kommt, dass manche Arten nahezu ausschließlich in Flussauen vorkommen, wie die Weißmündige/Gelippte Tellerschnecke (*Anisus leucostoma/spirorbis*), die Moosblauschnecke (*Aplexa hypnorum*), die Bauchige Schnauzenschnecke (*Bithynia leachi*), die Glänzende Tellerschnecke (*Segmentina nitida*), die Flache Federkiemenschnecke (*Valvata cristata*) oder die als „Stromtalart“ geltende Behaarte Laubschnecke (*Pseudotrichia rubiginosa*).

In Gegensatz zu den in gleicher Weise untersuchten Laufkäfer-Gemeinschaften haben die Mollusken insgesamt vom Hochwasserereignis 2002 profitiert (vgl. GERISCH et al. in diesem Heft, FOECKLER et al. 2005, GLAESER et al. 2007, ILG et al. 2008). Somit entsteht der Eindruck, dass sich weder das Extremhochwasser im August 2002 noch die Trockenheit 2003 verschlechternd auf Artenzahl und Abundanz ausgewirkt haben.

Interessanter Weise bedingen die Wassermollusken den hohen signifikanten Unterschied in der Artenzahl vor und nach dem Extremhochwasser vom August 2002. Bei den Unterschieden der Abundanzen über die Jahre besitzen die Arten der dauerhaften Gewässer neben jenen der wechselnden bzw. fließenden Gewässer ein größeres Gewicht. Gerade unter den Fließgewässer-Arten zeugen die invasiven Formen, wie Grobgerippte Körbchenmuschel (*Corbicula fluminea*) und Neuseeland-Zwergdeckelschnecke (*Potamopyrgus antipodarum*), von der großen Ausbreitungsfähigkeit solcher Molluskenarten, die im Wesentlichen passiv durch Transport (z.B. Wasservogel, Schiffe) sowie durch Verdriftung (Hochwasser), weniger durch aktives „Wandern“, gefördert werden (vgl. DÖRGE et al. 1999). Dies ist Ursache dafür, dass diese Arten schnell und in großer Anzahl die Lebensräume besiedeln.

Landmollusken waren mit Ausnahme der Wald bewohnenden Schnecken kaum vom Hochwas-

ser des Sommers 2002 betroffen. Landmollusken überstehen kurze Überflutungsphasen nach KÜNKEL (1930) gut. Feuchte liebende Landarten profitieren davon, dass sie passiv in Mulden zusammen gespült werden, wo sie ein ideales Milieu (feuchte Bedingungen, viele Artgenossen) vorfinden, um sich zu vermehren (JUNGBLUTH et al. 1986).

Die von BALLINGER et al. (2007) aufgestellte These, dass der häufig nach Hochwasser beobachtete Rückgang der Artenvielfalt durch die Artengemeinschaften bis auf wenige widerstandsfähige und regenerationsfähige Arten reduziert wird, konnte für diese Artengruppe in den hier dargestellten Erfassungen nicht bestätigt werden. Die Vielfalt von Auenhabitaten sowie deren räumliche und zeitliche Dynamik sind die wesentlichen Umweltfaktoren für die Artenvielfalt von Mollusken, da sie die Koexistenz von diversen Molluskengemeinschaften auf kleiner Fläche erlauben. Es ist zu vermuten, dass gerade die in naturnahen Auenlandschaften vorhandene hohe Lebensraumvielfalt im Fall von Extremereignissen die Überlebenswahrscheinlichkeit erhöht und die Auswirkungen puffert. Es muss berücksichtigt werden, dass im Rahmen dieser Arbeit lediglich das Grünland, nicht die weiteren umliegenden Auenhabitate (Auenwald, Altwässer, Nebengerinne u. s. w.) untersucht werden konnten. Zudem ist die Nutzungsform und -intensität des Grünlandes für das Vorkommen von Mollusken von wesentlichem Einfluss (HERDAM 1983, NEUMANN & IRMLER 1994).

Zur weiteren Klärung all dieser Zusammenhänge sind vertiefende Forschungsansätze zu verfolgen. Dazu gehört die Analyse von biologischen Merkmalen (Überflutungstoleranz, Austrocknungsresistenz, Reproduktionszeit und -art, Lebensdauer der einzelnen Arten u. v. m.) durch Nutzung entsprechender Datenbanken (z.B. FALKNER et al. 2001), die Rückschlüsse auf die Zusammensetzung, aber auch auf die ökologische Funktion und die Prozesse von Artengemeinschaften und Vergleiche mit Flussgebieten anderer biogeographischer Regionen ermöglichen. Des Weiteren wäre die Einrichtung von Langzeit-Monitoringprogrammen notwendig, um den Effekt von häufigeren, vermutlich durch die Klimaänderung bedingten, hydrologischen Extremereignissen besser analysieren und noch stärker gesicherte Aussagen treffen zu können.

Danksagung

Allen Mitarbeiter(innen), die bei den Feldarbeiten tatkräftig mitgewirkt haben, danken die Autoren herzlich, ebenso den landwirtschaftlichen Betrieben und der Biosphärenreservatsverwaltung „Mittelelbe“ für ihre freundliche Unterstützung und ihr Interesse am Projekt.

Zusammenfassung

Das Sommerhochwasser 2002 bot die einmalige Gelegenheit, die Auswirkungen eines solchen Extremereignisses auf die in den Jahren zuvor intensiv untersuchten Mollusken der Elbeauen zu erforschen. Wider Erwarten ist die Anzahl der Landmolluskenarten direkt nach dem Hochwasserereignis im August 2002 mit denen der Jahre 1998/99 vergleichbar. Die Artenzahlen nahmen dann bis Herbst 2004 leicht ab, sind aber seit 2005 wieder ansteigend. Insgesamt hat die Anzahl an Molluskenarten nach dem Extremhochwasser zugenommen, wobei dies im Wesentlichen auf die Zunahme der Artenzahl der Wassermollusken zurückzuführen ist. Die Wassermollusken stiegen sowohl in der Arten- als auch in der Individuenanzahl nach dem Hochwasser im Sommer 2002 signifikant an, gingen aber ab 2003 wieder stark zurück und stiegen im Jahr 2005 auf eine mit dem Jahr 1998 vergleichbare Zahl an.

Literatur

- ALONSO, A. & P. CASTRO-DÍEZ (2008): What explains the invading success of aquatic mud snail *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae, Mollusca)? - *Hydrobiologia* 614: 107-116.
- BALLINGER, A., LAKE, P. S. & R. MACNALLY (2007): Do terrestrial invertebrates experience floodplains as landscape mosaics? Immediate and longer-term effects of flooding on ant assemblages in a floodplain forest. - *Oecologia* 152: 227-238.
- CASTELLA, E. (1987): Apport des macroinvertébrés aquatique au diagnostic écologique des écosystèmes abandonnés par les fleuves. Recherches méthodologiques 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.
- CEJKA, T. (2006): Use of terrestrial molluscs for bioindication of the impact of the Gabčíkovo hydraulic structures. - In: MUCHA I. & M. J. LISICKÝ (Hrsg.): Slo-

- vak-Hungarian Environmental on the Danube 1995 - 2005. - Danube Monitoring Scientific Conference, Mosonmagyaróvár 25-26 May 2006: 127-131.
- DEICHNER, O., ADLER, M. & F. FOECKLER (1996): Erfassung der Molluskenfauna zweier Mooregebiete des Landkreises Neumarkt in der Oberpfalz. - *Acta Albertina Ratisbonensia*, Bd. 50: 155-172.
- DEICHNER, O., FOECKLER, F., ADLER, M. & H. SCHMIDT (2000): Land- und Wassermollusken im Bereich der Elbe-Auen „Dornwerder“ bei Sandau südlich Havelberg. - Havelberg. - Untere Havel - Naturkundliche Berichte 10: 58-63.
- DEICHNER, O., F. FOECKLER, K. GROH & K. HENLE (2003): Anwendung und Überprüfung einer Rüttelmaschine zur Schlämmung und Siebung von Mollusken-Bodenproben. - *Mitteilung der Deutschen Malakozoologischen Gesellschaft* 69/70: 71-77.
- DÖRGE, N., WALTHER, C., BEINLICH, B. & H. PLACHTER (1999): The significance of passive transport for dispersal in terrestrial snails (Gastropoda, Pulmonata). - *Z. Ökologie u. Naturschutz* 8: 1-10.
- FALKNER, G. (1990): Vorschlag für eine Neufassung der Roten Liste der in Bayern vorkommenden Mollusken (Weichtiere). - *Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz* 97: 61-112.
- FALKNER, G., OBRDLIK, P., CASTELLA, E. & M. C. D. SPEIGHT (2001): Shelled Gastropoda of Western Europe. - München (Friedrich Held Gesellschaft): 267 S.
- FITTKAU, E. J. & F. REISS (1983): Versuch einer Rekonstruktion der Fauna europäischer Ströme und ihrer Auen. - *Arch. Hydrobiol.* 97(1): 1-6.
- FOECKLER, F. (1990): Charakterisierung und Bewertung von Augewässern des Donauraums Straubing durch Wassermolluskengesellschaften. - *Berichte der ANL Laufen/Salzach Beiheft* 7: 154 S.
- FOECKLER, F., DEICHNER, O., SCHMIDT, H. & K. FOLLNER (2000): Weichtiergemeinschaften als Indikatoren für Wiesen- und Rinnen-Standorte der Elbe-Auen. - In: FRIESE, K., WITTER, B., MIEHLICH, G. & M. RODE (Hrsg.): Stoffhaushalte von Auenökosystemen - Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. - Heidelberg (Springer): 434 S.
- FOECKLER, F., DEICHNER, O., SCHMIDT, H. & E. CASTELLA (2001): Eignung von Mollusken (Schnecken und Muscheln) als Bioindikatoren für Wiesen- und Rinnen-Standorte der Elbauen. - In: SCHOLZ, M., STAB & K. HENLE (Hrsg.): Indikation in Auen. Präsentation der Ergebnisse aus dem RIVA-Projekt. - Leipzig. - *UFZ-Bericht* 2001(8): 97-102.
- FOECKLER, F., DEICHNER, O., SCHMIDT, H., SCHOLZ, M., HETRICH, A., FUCHS, E. & K. HENLE (2005): Auswirkungen von extremen Hoch- und Niedrigwasserereignissen auf Mollusken in Flussauen am Beispiel der Mittleren Elbe. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL). - *Tagungsbericht 2004 (Potsdam)*. - Berlin (Weißensee Verlag): 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. - *International Review of Hydrobiology* 91: 314-325.

- FOECKLER, F., DEICHNER, O., SCHMIDT, H. & E. CASTELLA (2009): Weichtiergemeinschaften als Indikatoren für Wiesen- und Rinnen-Standorte der Elbauen. - In: SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & F. FOECKLER (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. - Stuttgart (Ulmer Verlag): 203-243.
- GERKEN, B. (1992): Fluß- und Stromauen als Ökosysteme - Standortcharakteristika, Lebensgemeinschaften und Sicherungserfordernisse. - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt Heft 5: 2-11.
- GLAESER, J., FOLLNER, K., HOFACKER, A., DZIOCK, F., FOECKLER, F., GERISCH, M., SCHANOWSKI, A., SCHOLZ, M. & K. HENLE (2007): Zeitliche Übertragbarkeit eines Bioindikationssystems nach dem Jahrhunderthochwasser der Elbe 2002. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL). - Tagungsband 2006 (Dresden): 156-161.
- GLÖER, P. (2002): Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas. - In: Die Tierwelt Deutschlands, Bd. 73. - Hackenheim (Conch-Books): 327 S.
- GLÖER, P. & C. MEIER-BROOK (2003): Süßwassermollusken. - Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung (DJN). - Hamburg: 138 S.
- HENLE, K., DZIOCK, F., FOLLNER, K., HÜSING, V., HETTRICH, A., RINK, M., STAB, S. & M. SCHOLZ (2006): Study design for assessing species environmental relationships and developing indicator systems for ecological changes in floodplains - The approach of the RIVA Project. - International Review of Hydrology 91: 292-313.
- HENLE, K., DZIOCK, F., RINK, M., FOECKLER, F., FOLLNER, K., FUCHS, E., HETTRICH, A., KLOTZ, S., ROSENZWEIG, S., SCHANOWSKI, A., 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. - Stuttgart (Ulmer Verlag): 85-100.
- HERDAM, V. (1983): Zum Einfluß der Grünlandintensivierung auf Artenvielfalt und Siedlungsdichte von Mollusken. - Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg 19(2): 42-48.
- ILG, C., DZIOCK, F., FOECKLER, F., FOLLNER, K., GERISCH, M., GLAESER, J., RINK, A., SCHANOWSKI, A., SCHOLZ, M., DEICHNER, O. & K. HENLE (2008): Long-term differential reactions of plants and macroinvertebrates to extreme floods in floodplain grasslands. - Ecology 89(9): 2392-2398.
- ILG, C., FOECKLER, F., DEICHNER, O. & K. HENLE (2009): Extreme flood events favour floodplain mollusc diversity. - Hydrobiologia 621: 63-73.
- JÄHRLING, K.-H. (1997): Ein neues Konzept für die Havel? - Beitrag zu einer interdisziplinären Diskussion aus Sicht des Gewässerschutz. - Magdeburg (Staatliches Amt für Umweltschutz). - Mskr.: 61 S.
- JUNGBLUTH, J. H., FALKNER, G. & K. V. SCHMALZ (1986): Kartierung der Mollusken (Weichtiere). - In: ORNITHOLOGISCHE ARBEITSGEMEINSCHAFT OSTBAYERN (Hrsg.): Ökologische Grundlagenermittlung Stauhaltung Straubing. - Laufen an der Salzach: 457-501.
- JUNGBLUTH, H. & D. VON KNORRE, (1998): Rote Liste der Mollusken. - In: BINOT, M., BLESS, R., BOYE, P., GRUTKE, H. & P. PRETSCHER (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. - Schriftenreihe für Landschaftsplanung und Naturschutz 55: 283-289.
- KERKHOFF, C. (1989): Untersuchungen an Gastropodenzönosen von Auwäldern in Süddeutschland. - Dissertation, Universität Ulm: 137 S.
- KÖRNIG, S. (1989): Die Mollusken der Biosphärenreservate „Steckby-Lödderitzer Forst“ und „Vessertal“. - Diplomarbeit an der Universität Halle/Saale.
- KÖRNIG, G. (1999): Bestandsentwicklung der Weichtiere (Mollusca). - In: FRANK, D. & V. NEUMANN (Hrsg.): Bestandssituation der Pflanzen und Tiere Sachsen-Anhalt. - Stuttgart (Ulmer Verlag): 457-466.
- KÖRNIG, G. (2000): Die Gastropodenfauna mitteleuropäischer Auenwälder. - Hercynia N. F. 33: 257-279.
- KÖRNIG, G. (2001): Weichtiere (Mollusca). - In: LANDESAMTES FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt. Landschaftsraum Elbe. - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 3, Teil 2: 288-300 und Teil 3: 743-745.
- KÖRNIG, G., GOHR, F., HARTENAUER, K., HOHMANN, M., JÄHRLING, M., KLEINSTEUBER, W., LANGNER, T., LEHMANN, B., TAPPENBECK, L. & M. UNRUH (2004): Rote Liste der Weichtiere (Mollusken) des Landes Sachsen-Anhalt. - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 39: 155 - 160.
- KÜNKEL, K. (1930): Ausdauer der Landpulmonaten im Wasser. - Archiv für Molluskenkunde 62: 116-123.
- NEUMANN, F. & U. IRMLER (1994): Auswirkungen der Nutzungsintensität auf die Schneckenfauna (Gastropoda) im Feuchtgrünland. - Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 3(1): 11-18.
- OBDRLIK, P., FALKNER, G. & E. CASTELLA (1995): Biodiversity of gastropoda in European floodplains. - Verh. Auenkonzepte und Fließgewässerrenaturierung in Europa. - Archiv für Hydrobiologie Supplement 101: 339-356.
- PETERMEIER, A., SCHÖLL, F. & T. TITTIZER (1996): Die ökologische und biologische Entwicklung der deutschen Elbe - ein Literaturbericht. - Lauterbornia 24: 1-95.
- 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.
- SCHMID, G. (1978): Schnecken und Muscheln vom Rußheimer Altrhein. - In: Der Rußheimer Altrhein, eine nordbadische Auenlandschaft. - Natur- und Landschaftsschutzgebiete Baden-Württemberg 10: 269-363.
- SCHOLZ, M., STAB, S., DZIOCK, F. & K. HENLE (Hrsg.) (2005): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. Bd. 4 der Reihe „Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft“, Berlin (Weißensee Verlag, Ökologie), 380 S.
- SPANG, W. D. (1996): Die Eignung von Regenwürmern (Lumbricidae), Schnecken (Gastropoda) und Laufkäfern (Carabidae) als Indikatoren für auentypische Standortbedingungen. - Eine Untersuchung im

Oberrheintal. - Geograph. Institut Universität Heidelberg (Selbstverlag): 240 S.

STAB, S. & M. RINK (2001): Planung und Durchführung von Felduntersuchungen zur Entwicklung von Indikationssysteme in Auen. - In: SCHOLZ, M., STAB, S. & K. HENLE (Hrsg.): Indikation in Auen. Präsentation der Ergebnisse aus dem RIVA-Projekt. - Leipzig. - UFZ-Bericht 2001(8): 9-23.

TÄUSCHER, L. (1997): Bemerkungen zum Vorkommen von Wassermollusken im Elb-Havel-Winkel. - Havelberg. - Untere Havel - Naturkundliche Berichte 6/7: 52-54.

TÄUSCHER, L. (1998a): Wassermollusken-Funde im brandenburgischen Naturpark Elbtalau. - Auenreport 4: 101-104.

TÄUSCHER, L. (1998b): Hydrobotanische und ökologische Untersuchungen an und in Gewässern des nördlichen Elb-Havel-Winkels. - Havelberg. - Untere Havel - Naturkundliche Berichte 8: 39-51.

TÄUSCHER, L. (1998c): Veränderungen der Phytoplankton-Artstruktur und Wiederbesiedlung des Kamernschen Sees (Elb-Havel-Winkel) mit submersen Makrophyten als Zeichen einer Reoligotrophierung. - Havelberg. - Untere Havel - Naturkundliche Berichte 8: 35-38.

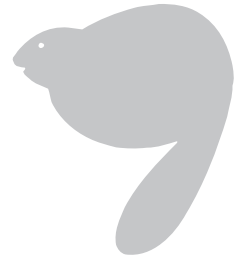
Anhang im Internet

Tab. 1: Taxa der 1998 bis 2005 auf den Schöneberger Wiesen bei Steckby vorkommenden Wasser- und Landmollusken

Tab. 2: Taxa der 1998 bis 2005 auf dem Schleusenheger bei Wörlitz vorkommenden Wasser- und Landmollusken

unter: <http://www.ufz.de/index.php?de=18870>

Auswirkungen des Elbehochwassers 2002 auf die Auengrünlandvegetation an der Mittleren Elbe



JUDITH GLAESER, FRANZISKA KONJUCHOW & MATHIAS SCHOLZ

1 Einleitung

Das Vorkommen von Pflanzenarten sowie die Zusammensetzung der Pflanzenartengemeinschaften in Auen wird von der Überflutungstoleranz der Arten sowie der Überflutungsdauer, -häufigkeit und dem Überflutungszeitpunkt der Standorte, aber auch der sommerlichen Austrocknung und der damit im Zusammenhang stehenden Wirkung der Bodeneigenschaften bestimmt (HÜGIN & HEINRICHFREISE 1992, LEYER 2002). Pflanzenarten in den Auen haben sich durch ihre biologischen Eigenschaften (z.B. Lebensrhythmus und Wuchsform) an diese Bedingungen angepasst (BLOM & VOESENEK 1996, LITTLE & POFF 2004). Überflutungstolerante Pflanzenarten, z.B. der Flutende Hahnenfuß (*Ranunculus fluitans*), dominieren auf Standorten, die sehr oft und lange überflutet werden. Im Gegensatz dazu sind Pflanzenarten mit einer geringeren Überflutungstoleranz, wie der Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*), auf selten und kurzzeitig überschwemmten Auenbereichen zu finden (s. a. YIN 1998, VERVUREN et al. 2003, HERING et al. 2004, VAN ECK et al. 2005). Neben Überflutungsdauer und -häufigkeit ist der Überflutungszeitpunkt ebenfalls entscheidend für das Vorkommen von Pflanzenarten in Auen (JUNK 2005). So verursachten die extremen Sommerhochwasser am Rhein in den 1970er und 1980er Jahren ein Verdrängen von überflutungssensitiven Arten auf selten überflutete Wuchstandorte oder sogar deren teilweises Verschwinden (VAN DE STEEG & BLOM 1998, VERVUREN et al. 2003). Diese Veränderungen im Vorkommen und in der Verbreitung von überflutungssensitiven Pflanzenarten zeigte sich auch noch einige Jahre nach dem Sommerhochwasser (VERVUREN et al. 2003, VAN ECK et al. 2005). Damit scheint die Verteilung der Arten auf selten und kurzzeitig

überfluteten Auenstandorten mehr durch extreme, aber seltene, Sommerhochwasser beeinflusst zu sein (z.B. KLIMEŠOVÁ 1994, VAN ECK et al. 2004, 2005, 2006) als durch regelmäßige Winter- oder Frühjahrshochwasser, an die sich die Arten angepasst haben.

Die bisher bekannten Untersuchungen fokussierten auf Auswirkungen von extremen Ereignissen auf das Vorkommen einzelner überflutungsintoleranter Pflanzenarten im selten und kurzzeitig überschwemmten Auengrünland (z.B. VAN ECK et al. 2004, 2005, 2006). Aussagen zu Veränderungen im Vorkommen von Pflanzenarten in den Flutrinnen sowie auf feuchtem Auengrünland und zu Veränderungen in den Artengemeinschaften wurden bisher fast nicht betrachtet.

Das Ziel der hier dargestellten Untersuchung war, die kurz- und mittelfristigen Auswirkungen des Sommerhochwassers der Elbe 2002 auf das Vorkommen und die Abundanzen der Pflanzenarten in den Flutrinnen, auf dem feuchten und dem mesophilen Auengrünländern zu erfassen sowie die Ursachen der Veränderungen zu analysieren.

2 Methoden und Kurzcharakterisierung

Die Erfassung der Vegetation erfolgte auf insgesamt 59 Probeflächen in den drei Untersuchungsgebieten Schöneberger Wiesen bei Steckby (36 Probeflächen), Schleusenheger bei Wörlitz (11 von 12 RIVA-Probeflächen - eine konnte aufgrund von Wartungsarbeiten an der angrenzenden Bodenstation nicht kartiert werden) und Dornwerder bei Sandau (12 Probeflächen). Die Probeflächen besaßen eine quadratische Fläche von 10 m x 10 m. Nur in den schmaleren Flutrinnen wurde eine rechteckige Form von 5 m x 20 m gewählt (siehe auch SCHOLZ et al. in diesem Heft,

| Klasse/Biotoptyp | jährliche Überflutungsdauer [Wochen] | mittlerer Grundwasserflurabstand während der Vegetationsperiode [m] | Anzahl der Probeflächen |
|-------------------------|--------------------------------------|---------------------------------------------------------------------|-------------------------|
| Flutrinnen | 30,2 bis 11,8 | +0,6 bis -1,2 | 24 |
| feuchtes Auengrünland | 8,3 bis 3,5 | -1,0 bis -2,5 | 17 |
| mesophiles Auengrünland | 3,3 bis 0,7 | -1,2 bis -3,6 | 18 |

Tab. 1: Klassifizierung der 59 Probeflächen auf Grundlage der jährlichen Überflutungsdauer und des mittleren Grundwasserflurabstandes während der Vegetationsperiode von 1998/99 und 2003 bis 2006 sowie Anzahl der Probeflächen je Klasse/Biotoptyp.

S. 58 ff). Auf jeder Probefläche fand jeweils eine Vegetationsaufnahme im Frühjahr und Herbst der Jahre 1998 und 1999 vor dem Sommerhochwasser (AMARELL & KLOTZ 2009) sowie in den Folgejahren 2003 bis 2006 statt. In den Flutrinnen erfolgte aufgrund des hohen Wasserstandes im Frühjahr die erste Vegetationserhebung erst im Juli eines jeden Beprobungsjahres. Als Bestimmungsliteratur dienten ROTHMALER et al. (1999)

sowie KLAPP & OPITZ VON BOBERFELD (1990). Die Benennung der Gefäßpflanzen richtet sich nach WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998). Zur Schätzung des Deckungsgrades wurde die Braun-Blanquet-Skala (BRAUN-BLANQUET 1964) verwendet.

Um den Effekt des Sommerhochwassers 2002 auf unterschiedlich lange überflutete Auengröndlebensräume differenziert analysieren zu können, wurden alle 59 Probeflächen aus den

Abb. 1: Wassergefüllte Flutrinne im Frühjahr 1999 mit flutendem Hahnenfuß (*Ranunculus fluitans* agg.) auf den Schöneberger Wiesen. Foto: F. Dziöck.



| | 1998 | 1999 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 |
|---------------------------------------------------|------|------|------|------|------|------|
| Gesamtartenzahl | 161 | 165 | 139 | 160 | 165 | 162 |
| Artenanzahl nach Biotoptyp | | | | | | |
| Flutrinnen | 114 | 103 | 99 | 101 | 99 | 86 |
| feuchtes Auengrünland | 73 | 94 | 92 | 99 | 107 | 98 |
| mesophiles Auengrünland | 78 | 87 | 62 | 91 | 93 | 102 |
| Artenanzahl pro Gefährdungskategorie (Rote Liste) | | | | | | |
| 2 | - | - | - | 1 | - | - |
| 3 | 3 | 2 | 1 | 4 | 3 | 3 |

Tab. 2: Gesamtartenzahl und Artenanzahl pro Biotoptyp sowie Artenanzahl nach Roter Liste (Sachsen-Anhalt) für die Jahre 1998, 1999, 2003, 2004, 2005 und 2006; Gefährdungskategorien: 2 - stark gefährdet, 3 - gefährdet, (Rote Liste-Angaben nach FRANK et al. 2004).

Untersuchungsgebieten auf Grundlage der Mittelwerte von jährlichen Überflutungsdauern und mittleren Grundwasserflurabständen während der Vegetationsperiode aus dem Untersuchungszeitraum in drei Klassen gruppiert (Tab. 1). Diese Klassen korrespondieren mit den Biotoptypen Flutrinnen, feuchtes und mesophiles Auengrünland. Die Clusteranalyse erfolgte anhand der Ward Methode unter Verwendung der Euklidischen Distanz mit dem Programm STATISTICA (Version 5.5).

Die Charakterisierung der Biotoptypen folgt SCHOLZ et al. (2009). Der Biotoptyp der Flutrinnen ist in den Bereichen mit sehr langer Überflutungsdauer vor allem von der Wasserhahnenfuß-Gesellschaft (Ranunculetum aquatilis Sauer 1945), der Sumpfkresse-Wasserpferdesaat-Gesellschaft (Rorippo-Oenanthetum aquatica Lohmeyer 1950), der Gesellschaft aus Gewöhnlicher Sumpfbirse (Eleocharietum palustris Schennikow 1919) oder dem Schwanenblumen-Kleinröhricht (Butometum umbellati Konczak 1968) geprägt. Die Überleitung zu den kürzer überfluteten Bereichen der Flutrinnen wird durch einen schmalen Saum aus Wasserschwaden-Röhricht (Glycerietum maximae Hueck 1931), Schlankseggen-Ried (Caricetum gracilis Almquist 1929) und Rohrglanzgras-Röhricht (Phalaridetum arundinaceae Libbert 1931) gebildet. Eine klare pflanzensoziologische Zuordnung der Pflanzengesellschaften auf den Probeflächen der Flutrinnen ist aufgrund der Flächengröße von 100 m² meist nicht möglich, da die Gesellschaften mosaikartig ineinander übergehen und im Jahresverlauf den hydrologischen Verhältnissen

folgen. Flächige Bestände des Rohr-Glanzgrases (*Phalaris arundinacea*) bilden häufig den wenig genutzten Übergangsbereich zum Biotoptyp des feuchten Auengrünlandes. Außerdem kommen im feuchten Auengrünland fragmentarisch die Silgen-Wiesenkopf-Wiese (=Brenndoldenwiese) (Sanguisorbo-Silaetum Klapp 1951), Dominanzbestände von Gemeiner Quecke (*Elymus repens*) sowie die Ampfer-Queckengesellschaft (Rumici-Agropyretum Hejny 1979) vor. Das mesophile Auengrünland mit Fuchsschwanz-Wiese (Galio molluginis-Alopecuretum pratensis Hundt 1958) deckt den flächenmäßig größten Anteil der Untersuchungsgebiete ab. Auf den am kürzesten und seltensten überschwemmten Auenstandorten des mesophilen Auengrünlandes schließen sich Bereiche der verarmten Glatthafer-Wiesen (*Daucus carotae-Arrhenatherum elatioris* Görs 1966) an.

Um die Veränderungen in der Zusammensetzung der Pflanzengesellschaften je Biotoptyp durch das Sommerhochwasser 2002 analysieren zu können, wurden sowohl Artenanzahl als auch durchschnittliche Deckungsgrade der einzelnen Arten pro Probefläche und Jahr betrachtet. Arten, die in den Aufnahmen vor dem Sommerhochwasser fehlten, aber regelmäßig mit $n \geq 5$ in den Folgejahren vorhanden waren, wurden bezogen auf den jeweiligen Biotoptyp als „neue Pflanzenarten“ der entsprechenden Probeflächen bezeichnet. Pflanzenarten, die mit $n \geq 5$ vor dem Sommerhochwasser und $n = 0$ in den Folgejahren je Biotoptyp vorhanden waren, wurden als „verschwundene Pflanzenarten“ der Probeflächen bezeichnet.

Um die Effekte des Sommerhochwassers auf die Vegetationsstruktur zu differenzieren, erfolgte eine Zuordnung aller Arten nach KLOTZ et al. (2002) in die Kategorien Gräser bzw. grasartige (Cyperaceae, Juncaceae, Poaceae) und krautige Pflanzenarten. Für beide Kategorien wurden die mittlere Artenanzahl je Probestfläche mit Standardabweichung pro Biotoptyp und Jahr berechnet sowie auf signifikante Unterschiede zwischen den Jahren getestet.

Alle statistischen Analysen erfolgten, soweit nicht anders angegeben, mit der GPL-Software R 2.7.1 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2008). Als Signifikanztest fand der Paarweise Wilcoxon Test mit Bonferroni-Holm Korrektur Anwendung.

3 Ergebnisse

Während die Flutrinnen und das feuchte Auengrünland in den Jahren vor dem Sommerhochwasser (1998/99) und den Folgejahren (2003 bis 2006) durch vergleichbare Gesamtartenzahlen charakterisiert sind, weist das mesophile Auengrünland im Jahr 2003 mit einem Verlust von über 20 Pflanzenarten die geringste Gesamtartenzahl auf (Tab. 2). Die Gesamtartenzahl näherte sich in den Folgejahren allerdings wieder schnell der Gesamtartenzahl der Vorflutjahre an bzw. lag deutlich darüber. Die Gesamterfassung aller Pflanzenarten für die einzelnen Untersuchungsgebiete und betrachteten Jahre kann dem Anhang zu diesem Beitrag im Internet entnommen werden.

Als neue Arten nach dem Sommerhochwasser 2002 kamen auf den Probestflächen der Flutrinnen Nordamerikanische Seide (*Cuscuta campestris*), Europäische Seide (*Cuscuta europaea*), Acker-Schachtelhalm (*Equisetum arvense*) und Knoblauch-Gamander (*Teucrium scordium*) hinzu. Im mesophilen Auengrünland traten Vertreter von Pionierstandorten als auch Vertreter feuchterer Standorte, wie z.B. Sumpf-Labkraut (*Galium palustre*), Krauser Ampfer (*Rumex crispus*) und Ufer-Spitzklette (*Xanthium albinum*) auf. Zusätzlich konnte der Weinbergs-Lauch (*Allium vineale*) auf diesen Probestflächen nachgewiesen werden. Wiesen-Knäuelgras (*Dactylis glomerata*) und Wiesen-Bärenklau (*Heracleum sphondylium*) waren nach dem Sommerhochwasser 2002 nicht mehr in den Vegetationsaufnahmen des feuchten Auengrünlandes nachweisbar.



Abb. 2: Knoblauch-Gamander (*Teucrium scordium*), eine in Sachsen-Anhalt gefährdete Art (RL 3). Foto: M. Scholz.

Insgesamt wurden im Untersuchungszeitraum nur auf den Probestflächen der Schöneberger Wiesen acht Pflanzenarten der Roten Liste Sachsen-Anhalts nachgewiesen. Auf den Probestflächen der beiden anderen Untersuchungsgebiete konnten keine Nachweise gefährdeter Pflanzenarten der aktuellen Roten Liste erbracht werden.

Vor dem Sommerhochwasser war der Kantige Lauch (*Allium angulosum*, RL 3) in beiden Jahren vorhanden. Zusätzlich wurde 1998 der Sumpfpfequendel (*Peplis portula*, RL 3) und das Niedrige Fingerkraut (*Potentilla supina*, RL 3) sowie 1999 der Vielblütige Hain-Hahnenfuß (*Ranunculus polyanthemos*, RL 3) als Pflanzenarten der Roten Liste für Sachsen-Anhalt nachgewiesen. Nach dem Sommerhochwasser wurde das Dunkelgrüne Weidenröschen (*Epilobium obscurum*, RL 3) nur im Jahr 2003 auf Probestflächen in den Flutrinnen vorgefunden. Im darauffolgenden Jahr 2004 konnten die bereits 1998 nachgewiesenen drei gefährdeten Arten, *Allium angulosum*, *Peplis por-*

| Biototyp | Signifikante Zunahme | Signifikante Abnahme |
|------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Flutrinnen | <i>Lycopus europaeus</i> ** <i>Lythrum salicaria</i> * <i>Rorippa amphibia</i> * <i>Rumex obtusifolius</i> * <i>Stachy palustris</i> ** <i>Vicia cracca</i> * ² <i>Xanthium albinum</i> ** | <i>Agrostis stolonifera</i> * ¹ <i>Alopecurus aequalis</i> * ¹ <i>Alopecurus geniculatus</i> * ¹ <i>Ranunculus aquatilis agg.</i> * <i>Tripleurospermum perforatum</i> * |
| mesophiles Auengrünland | <i>Alopecurus pratensis</i> * ² <i>Euphorbia esula</i> * <i>Holcus lanatus</i> * ² <i>Leontodon autumnalis</i> * <i>Plantago major subsp. major</i> * <i>Ranunculus ficaria</i> ** <i>Veronica serpyllifolia</i> * <i>Xanthium albinum</i> * | <i>Arrhenatherum elatius</i> ** ² <i>Galium album</i> ** ² <i>Ornithogalum umbellatum</i> ** ² |

Tab. 3: Langfristige Änderung des durchschnittlichen Deckungsgrades von Pflanzenarten pro Probefläche der Jahre vor dem Sommerhochwasser (1998/1999) zu den Folgejahren (2003-2006) in den Flutrinnen und im mesophilen Auengrünland.

Wilcoxon Test mit Bonferroni-Holm Korrektur: *; $p < 0.025$, **: $p < 0.005$.

1 - Pflanzen gehören nur zum Potentillo-Polygonetalia Tx. 1947,

2 - Pflanzen gehören nur zum Arrhenatherion elatioris W. Koch /Arrhenatheretalia Tx. 1931.

tula und *Potentilla supina* wieder nachgewiesen werden; hinzu kamen Acker-Hahnenfuß (*Ranunculus arvensis*, RL 2) sowie Knoblauch-Gamander (*Teucrium scordium*, RL 3). Der Knoblauch-Gamander ist besonders hervorzuheben, da er von 2004 bis 2006 an der gleichen Stelle in der Flutrinne vorhanden war. Es kann angenommen werden, dass diese Art durch das Sommerhochwasser 2002 auf die Probeflächen einwandern und sich seitdem dort etablieren konnte (Abb. 2). Obwohl der Kantige Lauch 2003/2004 auf den Probeflächen fehlte, war er 2005/2006 wieder kontinuierlich vorhanden. Als weitere gefährdete Pflanzenart konnte im Jahr 2005 das Gottes-Gnadenkraut (*Gratiola officinalis*, RL 3) nachgewiesen werden. Der Sumpfwendel wurde im Jahr 2006 wieder auf einer Probefläche gefunden, auf der er bereits 1998 vorkam.

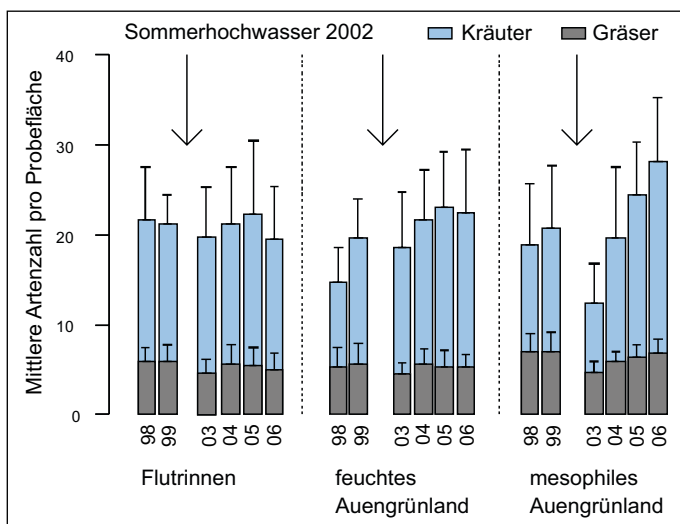
Die in Abbildung 3 dargestellten mittleren Artenzahlen zeigen insbesondere Veränderungen bei den krautigen Pflanzenarten. Die durchschnittliche Artenzahl der Gräser pro Probefläche ist in den Flutrinnen nur im Jahr 2003 signifikant ge-

ringer als 1998. Im feuchten Auengrünland wurden für die krautigen Pflanzenarten signifikante Unterschiede in der durchschnittlichen Artenzahl zwischen 1998 und den Jahren 1999, 2004, 2005 und 2006 festgestellt. Die meisten signifikanten Unterschiede waren in der durchschnittlichen Artenzahl im mesophilen Auengrünland für die Gräser und krautigen Pflanzenarten zwischen 2003 und allen Jahren vor bzw. nach dem Sommerhochwasser vorhanden (Abb. 3). Hier kam es nach dem Hochwasserereignis zu einem deutlichen Anstieg in der mittleren Artenzahl insbesondere bei den krautigen Pflanzenarten. Ob dieser Anstieg ausschließlich auf eine hochwasserbedingte Ausbreitung von Diasporen zurückzuführen ist, müssen Folgeuntersuchungen mit längeren Datenreihen klären.

Das Sommerhochwasser 2002 hatte nicht nur Auswirkungen auf die Artenzahlen der Pflanzen, sondern auch auf die durchschnittlichen Deckungsgrade der Pflanzenarten und damit auf die Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaften.

In den Jahren 1998/1999, vor dem Sommerhochwasser, war die Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaften der Probeflächen in allen drei Biotoptypen ähnlich. Während sich die Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaften im feuchten Auengrünland in den Jahren vor und nach dem Sommerhochwasser kaum unterschieden, hat sich die Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaften in den Flutrinnen und im mesophilen Auengrünland vor und nach dem Sommerhochwasser deutlich verändert. Dies ist auf Abundanzänderungen einzelner Pflanzenarten in den jeweiligen Biotoptypen nach dem Sommerhochwasser 2002 zurückzuführen. In den Flutrinnen ist eine kurzfristige signifikante Abnahme des durchschnittlichen Deckungsgrades (2003 im Vergleich zu den Jahren vor dem Sommerhochwasser) für den Flutenden Schwaden (*Glyceria fluitans*) ($p < 0.025$), den Großen Schwaden (*Glyceria maxima*) ($p < 0.005$) und den Wasserpfeffer (*Persicaria hydropiper*) ($p < 0.025$) nachweisbar. Im mesophilen Auengrünland konnten für den Gewöhnlichen Rot-Schwingel (*Festuca rubra*) und den Wiesen-Löwenzahn (*Taraxacum sect. Ruderalia*) ($p < 0.005$) signifikante Deckungsgradabnahmen nur im Jahre 2003 festgestellt werden.

Abb. 3: Mittlere Artenzahlen je Probefläche und Standardabweichung der Gräser und krautigen Pflanzenarten zusammengefasst nach Biotoptypen für die Jahre 1998, 1999 sowie 2003 bis 2006.



Obwohl sich diese oben genannten Pflanzenarten in ihren Abundanzen schnell wieder erholt haben und ab 2004 wieder vergleichbare Deckungsgrade wie 1998/1999 erreichten, zeigen andere Pflanzenarten über einen längeren Zeitraum geringere Deckungsgrade als vor dem Sommerhochwasser. Diese Veränderungen sind im Wesentlichen auf die signifikante Zunahme des durchschnittlichen Deckungsgrades pro Probefläche von acht Pflanzenarten in den Flutrinnen und acht Pflanzenarten im mesophilen Auengrünland sowie auf die signifikante Abnahme der Abundanzen von fünf Pflanzenarten in den Flutrinnen und drei Pflanzenarten im mesophilen Auengrünland zurückzuführen (Tab. 3).

Alle Pflanzenarten im mesophilen Auengrünland mit deutlich geringeren durchschnittlichen Deckungsgraden in den Jahren nach dem Sommerhochwasser im Vergleich zu 1998/1999 gehören zu den typischen Arten der Glatthafer-Wiesen. Obwohl die durchschnittlichen Deckungsgrade dieser Arten bis zum Jahr 2006 langsam wieder anstiegen, blieben sie doch insgesamt unter den Werten von vor dem extremen Sommerhochwasser zurück.

Überraschend in den Flutrinnen ist der Rückgang der durchschnittlichen Deckung der überflutungstoleranten Arten Weißes Straußgras (*Agrostis stolonifera*), Rotgelbes Fuchsschwanzgras (*Alopecurus aequalis*) und Knick-Fuchsschwanzgras (*Alopecurus geniculatus*), die zu den Flutrasenarten gehören und durch eine hohe Überflutungstoleranz gekennzeichnet sind.

4 Diskussion

In den Auen wird die Pflanzenartenzusammensetzung durch die hydrologischen Faktoren Überflutungszeitpunkt, -dauer und -häufigkeit der Standorte sowie die Überflutungstoleranz der Pflanzenarten bestimmt (HÜGIN & HEINRICHFREISE 1992, LEYER 2002). Die drei betrachteten Untersuchungsgebiete sind durch eine relativ naturnahe Überflutungs-

dynamik, d. h. regelmäßige Frühjahrshochwasser sowie gelegentliche Winterhochwasser, charakterisiert (siehe SCHOLZ et al. in diesem Heft, S. 58 ff). Die hier vorkommenden Pflanzenarten sind an diese hydrologischen Bedingungen angepasst (BLOM & VOESENEK 1996, LYTLE & POFF 2004). Die Schwankung der Hochwasserintensität bewirkt allerdings, dass sich der Besiedlungsbereich überflutungssensitiver Pflanzenarten in Jahren mit kurzzeitigen Hochwassern erweitert, während er in Jahren mit längeren und intensiveren Hochwassern verkleinert wird (z.B. TÜXEN 1954, VERVUREN et al. 2003). Ein weiterer Faktor, der die Ausbreitung von Pflanzenarten in der Aue bestimmt, ist der Zeitpunkt des Hochwassers. Sommerhochwasser verringern die Ausbreitungsfähigkeit von überflutungssensitiven Pflanzenarten auf selten überschwemmten Standorten (KLIMEŠOVÁ 1994, VAN ECK et al. 2002, 2005, 2006), während Frühjahrshochwasser kaum Einfluss auf diese Arten haben.

So tolerieren hochwassersensitive Pflanzenarten, wie der Glatthafer (*Arrhenatherum elatius*) und das Wiesen-Knäuelgras (*Dactylis glomerata*), Winterhochwasserereignisse, während sich bei Sommerhochwasserereignissen ihre Vorkommen deutlich in höher gelegene Bereiche verschieben (VAN ECK et al. 2006). Dies spiegelt sich auch in der vorliegenden Untersuchung wider. Infolge der Sensitivität vieler Pflanzenarten im mesophilen Auengrünland gegenüber Sommerhochwasser ist der unmittelbare Rückgang der Pflanzenartenanzahl im Jahr 2003, ein Jahr nach dem Sommerhochwasser, in dieser Untersuchung erwartungsgemäß eingetreten und steht im Einklang mit den Ergebnissen von BALÁTOVÁ-TULAKOVÁ (1968), VAN DE STEEG & BLOM (1998) sowie REDECKER (2004). Obwohl die Pflanzenartenanzahl im mesophilen Auengrünland schnell wieder das Niveau vor dem Sommerhochwasser erreichte (Abb. 3), sind die durchschnittlichen Deckungsgrade sensitiver Pflanzenarten gegenüber dem Sommerhochwasser auch noch vier Jahre später deutlich geringer. Untersuchungen aus den Niederlanden am Rhein belegen auch noch nach 14 Jahren vergleichbare Auswirkungen in der Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaften, verursacht durch ein Sommerhochwasser (VAN ECK et al. 2006).

Pflanzenarten der Flutrinnen, beispielsweise der Große Schwaden (*Glyceria maxima*), die sehr

gut an die anoxischen (Sauerstoff zehrende) Bedingungen im Frühjahr angepasst sind und damit eine hohe Überflutungstoleranz aufweisen (CRAWFORD & BRAENDLE 1996), zeigen einen deutlichen Rückgang in der durchschnittlichen Deckung je Probefläche in 2003 im Vergleich zu den Jahren vor dem Sommerhochwasser. HELLWIG et al. (1999) charakterisierten den Großen Schwaden als sensitiv gegenüber direkter Überströmung in der Vegetationsperiode, wodurch der unmittelbare Rückgang in der durchschnittlichen Deckung unmittelbar nach dem Sommerhochwasser erklärt werden kann. Bereits im Jahr 2004 gibt es keinen Unterschied in der durchschnittlichen Deckung des Großen Schwadens im Vergleich zu den Jahren vor dem extremen Sommerhochwasser, was auf eine schnelle Erholung des Bestandes schließen lässt.

Pflanzenarten des Flutrasens, wie Weißes Straußgras (*Agrostis stolonifera*), Rotgelbes Fuchsschwanzgras (*Alopecurus aequalis*) und Knickfuchsschwanzgras (*Alopecurus geniculatus*), sind durch eine hohe Überflutungstoleranz gekennzeichnet (ELLENBERG et al. 2001). Trotzdem zeigen sie in dieser Untersuchung in den Jahren nach dem Sommerhochwasser im Vergleich zu 1998/1999 in den Flutrinnen eine deutliche Abnahme in der durchschnittlichen Deckung. Das überrascht, da Flutrasen-Gesellschaften durch ein Sommerflutereignis in Untersuchungen von BALÁTOVÁ-TULAKOVÁ (1968) in Südmähren und in der Südwestslowakei profitiert haben. Deshalb müssen weitere Faktoren als die Überflutungstoleranz betrachtet werden: Das Jahr 2003 war durch eine extreme Sommertrockenheit in Deutschland gekennzeichnet (BFG 2006). Extreme Trockenheit lässt den Oberboden austrocknen und schnell härten. Dies hat negative Auswirkungen auf die Etablierung von Sämlingen und auf die Überlebensrate der hygrophytischen Arten (RYSER 1993, STAMPFLIE & ZEITER 1999, DONATH et al. 2006), womit die deutliche Abnahme des durchschnittlichen Deckungsgrades dieser Flutrasenarten erklärt werden kann. Zusätzlich können in extrem trockenen Zeiten trockenheitstolerante Pflanzenarten durch die Keimbildung Standorte für trockenheitssensitive Arten blockieren (DONATH et al. 2006).

Außergewöhnliche Hochwasserereignisse während der Vegetationsperiode sind meist mit einer radikalen Änderung der Pflanzenartenzu-

sammensetzung verbunden (BROCK et al. 1987, BENDIX 1998, SPARKS et al. 1998). Obwohl das Sommerhochwasserereignis 2002 an der Elbe als 100-jähriges Hochwasserereignis eingestuft wurde (SCHIERMEIER 2003, PETROW et al. 2007), konnte in den hier dargestellten Beobachtungen der Auengrünländer nur ein geringer Effekt auf die Pflanzenartenzusammensetzung nachgewiesen werden. Ein Hauptgrund für den geringen Einfluss auf die Pflanzengemeinschaften ist wahrscheinlich das Fehlen fluvial-geomorphologischer Prozesse, wie Bodenerosion und -akkumulation. Diese Prozesse sind eine wichtige Voraussetzung für Veränderungen sowohl der Artenzusammensetzung als auch der Vegetationsmuster (HUPP & OSTERKAM 1985, SALO et al. 1986, ROOD et al. 1998). Allerdings wurden fluvial-geomorphologische Prozesse an anderen Auenabschnitten an der Elbe beobachtet (HAASE et al. 2004).

5 Schlussfolgerung

Obwohl Pflanzen in Auen an Überflutung und Trockenheit angepasst sind, führen Extremereignisse, wie außergewöhnliche Sommerhochwasser und ausgeprägte Trockenheit, zu Veränderungen in der Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaften. Durch das großflächige Fehlen von fluvial-geomorphologischen Prozessen in den Untersuchungsgebieten waren diese Veränderungen im Wesentlichen nur auf die Flutrinnen und das mesophile Auengrünland beschränkt. Durch Klimaveränderungen wird ein Anstieg von außergewöhnlichen Sommerhochwassern (MUDELSE et al. 2003, JENTSCH et al. 2007) und Sommertrockenheit (SOLOMON et al. 2008) angenommen, so dass sich die Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaften im gesamten Auengrünland grundlegend verändern kann. Bisher kann jedoch auf Grund der Komplexität der Pflanzengemeinschaften weder die Richtung noch die Geschwindigkeit der Veränderungen quantifiziert werden. Deshalb ist ein Langzeitmonitoring mit standardisierten Methoden wichtig, um die langfristigen Effekte von Sommerhochwasser und Trockenheit auf die Auenbiodiversität erfassen und bewerten zu können.

Zusammenfassung

Für die Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaften des Auengrünlandes sind Dauer, Höhe und Zeitpunkt der Überflutungen sowie Grundwasserflurabstände die entscheidenden Parameter. Bisher gibt es kaum Untersuchungen, die den Einfluss von extremen Hochwasserereignissen quantifizieren. Der vorliegende Beitrag untersucht umfassend die Auswirkungen des Elbehochwassers 2002 auf die Pflanzengemeinschaften im Auengrünland an der Mittleren Elbe. Dazu wurden die floristischen Daten vor dem Sommerhochwasser (1998/1999) mit denen der Folgejahre (2003 bis 2006) auf exakt denselben Probestellen verglichen. Nur das mesophile Auengrünland weist im Jahr 2003 einen deutlichen Artenverlust auf, während in den Flutrinnen und im feuchten Auengrünland in den Folgejahren vergleichbare Artenzahlen wie vor dem Sommerhochwasser erreicht werden. Bezüglich des durchschnittlichen Deckungsgrades der Pflanzenarten je Probestelle zeigen sich sowohl in den Flutrinnen als auch im mesophilen Auengrünland deutliche Veränderungen nach dem Sommerhochwasser. Die Ursachen für diese Deckungsgradunterschiede sind einerseits im extremen Sommerhochwasser 2002 und andererseits in der extremen Trockenheit 2003 begründet.

Literatur

- AMARELL, U. & S. KLOTZ (2009): Struktur und Dynamik charakteristischer Pflanzenpopulationen und Vegetationstypen mitteldeutscher Auen als Indikatoren der Standortbedingungen. - In: SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & F. FOECKLER (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. - Stuttgart (Ulmer Verlag): 171-202.
- BENDIX, J. (1998): Impact of a flood on southern California riparian vegetation. - *Physical Geography* 19: 162-174.
- BfG - BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (Hrsg.) (2006): Niedrigwasserperiode 2003 in Deutschland. Ursachen - Wirkungen - Folgen. - Koblenz. - BfG-Mitteilungen 27.
- BLOM, C. W. P. M. & L. A. C. J. VOESENEK (1996): Flooding: The survival strategies of plants. - *Trends in Ecology and Evolution* 11: 290-295.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. - Berlin/ Wien/ New York (Springer).

- BALATOVA-TULAKOVA (1967): Grundwasserganglinien und Wiesengesellschaften (Vergleichende Studien der Wiesen aus Südmähren und der Südwestslowakei). - Brno. - Acta Sc. nat. 2: 1-37.
- BROCK, T. C. M., VAN DER VELDE, G. & H. M. VAN DE STEEG (1987): The effects of extreme water level fluctuations on the wetland vegetation of a nymphaeid-dominated oxbow lake in The Netherlands. - Archiv für Hydrobiologie, Beiheft 27: 57-73.
- CRAWFORD, R. M. M. & R. BRAENDLE (1996): Oxygen deprivation stress in a changing environment. - Journal of Experimental Botany 47: 145-159.
- DONATH, T. W., HOLZEL, N. & A. OTTE (2006): Influence of competition by sown grass, disturbance and litter on recruitment of rare flood-meadow species. - Biological Conservation 130: 315-323.
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V. & W. WERNER (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - Göttingen (Golze). - Scripta Geobotanica 18.
- FRANK, D., HERDAM, H., JAGE, H., JOHN, H., KISON, H.-U., KORSCH, H., STOLLE, S., BRÄUTIGAM, S., THIEL, H., UHLMANN, I., WEBER, H. E. & E. WELK (2004): Rote Liste der Farn- und Blütenpflanzen des Landes Sachsen-Anhalt. - Ber. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 39: 91-110.
- HAASE, D., WEICHEL, T., BÜTTNER, L., VOLK, M., GLÄßER, C., BIRGER, J., ZOBEL, D., REINARTZ, P., HEEGE, T., MÜLLER, R., HEBLINSKI, J. & M. SCHRÖDER (2004): Flächenhafte Erfassung der Hochwassergebiete mittels Fernerkundungsdaten. - In: GELLER, W., OCKENFELD, K., BÖHME, M. & A. KNÖCHEL (Hrsg.): Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002. - Nürnberg (Kompetenzzentrum Digitaldruck): 37-69.
- HELLWIG, M., KUNITZ, T., SPEIER, M. & R. POTT (1999): Untersuchungen zur Syndynamik und Bioindikation von Pflanzengesellschaften im potentiellen Rückdeichungsgebiet Lenzen-Wustrow an der Unteren Mittellelbe. - Auenreport - Beiträge aus dem Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe (Brandenburg), Sonderband 1/5: 55-67.
- HERING, D., GERHARD, M., MANDERBACH, R. & M. REICH (2004): Impact of a 100-year flood on vegetation, benthic invertebrates, riparian fauna and large woody debris standing stock in an alpine floodplain. - River Research and Applications 20: 445-457.
- HÜGIN, G. & A. HENRICHFREISE (1992): Vegetation und Wasserhaushalt des rheinnahen Waldes. - Bonn-Bad Godesberg (Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie).
- HUPP, C. R. & W. R. OSTERKAMP (1985): Bottomland vegetation distribution along Passage Creek, Virginia, in relation to fluvial landforms. - Ecology 66: 670-681.
- JENTSCH, A., KREYLING, J. & C. BEIERKUHNLEIN (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.
- KLAPP, E. & W. O. VON BOBERFELD (1990): Taschenbuch der Gräser. - 12. Aufl., Hamburg/ Berlin (Paul Parey).
- KLIMEŠOVÁ, J. (1994): The effects of timing and duration of floods on growth of young plants of *Phalaris arundinacea* L. and *Urtica dioica* L. - an experimental study. - Aquatic Botany 48: 21-29.
- KLOTZ, S., KÜHN, I. & W. DURKA (Hrsg.) (2002): BIOLFLORE - Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. - Schriftenreihe für Vegetationskunde 38.
- LEYER, I. (2002): Auengrünland an der Mittellelbe-Niederung. - Stuttgart (Cramer Verlag).
- LYTLE, D. A. & N. L. POFF (2004): Adaptation to natural flow regimes. - Trends in Ecology and Evolution 19(2): 94-100.
- MUDELSE, M., BORNGEN, M., TETZLAFF, G. & U. GRUNEWALD (2003): No upward trends in the occurrence of extreme floods in central Europe. - Nature 425: 166-169.
- PETROW, T., MERZ, B., LINDENSCHMIDT, K. E. & A. H. THIEKEN (2007): Aspects of seasonality and flood generating circulation patterns in a mountainous catchment in south-eastern Germany. - Hydrology and Earth System Sciences 11: 1455-1468.
- REDECKER, B. (2004): Vegetationsveränderung eines Grünlandgebietes an der Elbe unter Berücksichtigung einer Nutzungsänderung zwischen 1976 und 1999 und der Auswirkung des extremen Sommerhochwassers 2002. - Tuexenia 24: 265-276.
- ROOD, S. B., KALISCHUK, A. R. & J. M. MAHONEY (1998): Initial cottonwood seedling recruitment following the flood of the century of the Oldman River, Alberta, Canada. - Wetlands 18: 557-570.
- ROTHMALER, W., BÄßLER, M., JÄGER, E. J. & K. WERNER (1999): Exkursionsflora von Deutschland. Band 2. Gefäßpflanzen. Grundband. - Berlin (Spektrum Akademie Verlag).
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2008): An Introduction to R. - <http://cran.r-project.org/doc/manuals/R-intro.pdf>.
- RYSER, P. (1993): Influences of neighboring plants on seedling establishment in limestone grassland. - Journal of Vegetation Science 4: 195-202.
- SALO, J., KALLIOLA, R., HAKKINEN, I., MAKINEN, Y., NIEMELA, P. PUHAKKA, M. & P. D. COLEY (1986): River dynamics and the diversity of Amazon Lowland Forest. - Nature 322: 254-258.
- SCHIERMEIER, Q. (2003): Analysis pours cold water on flood theory. - Nature 425: 111.
- SCHOLZ, M., FOLLNER, K. & K. HENLE (2009): Übertragung des Indikationssystems auf Biotoptypen. - In: SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & F. FOECKLER, (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. - Stuttgart (Ulmer Verlag): 335-347.
- SOLOMON, S., QUIN, D., HANNING, M., CHEN, Z., MARQUIS, M., AVERTY, K. B. & M. M. B. TIGNOR (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.
- SPARKS, R. E., NELSON, J. C. & Y. YIN (1998): Naturalization of the flood regime in regulated rivers the case of the upper Mississippi river. - Bioscience 48: 706-720.

- STAMPFLI, A. & M. ZEITER (1999): Plant species decline due to abandonment of meadows cannot easily be reversed by mowing. A case study from the southern Alps. - *Journal of Vegetation Science* 10: 151-164.
- TÜXEN, R. (1954): Pflanzengesellschaften und Grundwasser-Ganglinien. - Stolzenau. - *Angew. Pflanzensoz.* 8: 64-98.
- VAN DE STEEG, H. M. & C. W. P. M. BLOM (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. & A. M. J. RAGAS (Hrsg.): *New concepts for sustainable management of river basins.* - Leiden (Backhuys): 131-144.
- VAN ECK, W. H. J. M., LENSSEN, J. P. M., VAN DE STEEG, H. M., BLOM, C. W. P. M. & H. DE KROON (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. & H. DE KROON (2005): Recruitment limitation along disturbance gradients in river floodplains. - *Journal of Vegetation Science* 16: 103-110.
- VAN ECK, W. H. J. M., VAN DE STEEG, H. M., BLOM, C. W. P. M. & H. DE KROON (2004): Is tolerance to summer flooding correlated with distribution patterns in river floodplains? A comparative study of 20 terrestrial grassland species. - *OIKOS* 107: 393-405.
- 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.
- WISSKIRCHEN, R. & H. HAEUPLER (1998): *Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands.* - Stuttgart (Ulmer).
- YIN, Y. (1998): Flooding and forest succession in a modified stretch along the Upper Mississippi River. - *Regulated Rivers-Research and Management* 14: 217-225.

Anhang im Internet

Tab.: Gesamterfassung aller Pflanzenarten für die einzelnen Untersuchungsgebiete und betrachteten Jahre

unter: <http://www.ufz.de/index.php?de=18870>

Der Einfluss des Elbehochwassers 2002 auf die Schmetterlingsfauna eines Sandtrockenrasens in der Muldeae bei Dessau

TIMM KARISCH



1 Einführung

Südlich von Wurzen verlässt die Vereinigte Mulde das Sächsische Hügelland und strömt in einer flachen, meist drei bis vier Kilometer breiten Talwanne nach Norden, oftmals eingerahmt von Tal-sandterrassen. Oberhalb von Dessau weitet sich das Muldetal in Richtung Osten und vereinigt sich mit der Elbeae. Nördlich von Dessau mündet die Mulde in die Elbe.

Für die zwischen den Deichen gelegenen Auenabschnitte an der Mulde war eine Wiesen- und Weidenutzung sehr charakteristisch. Fand R. HUNDT während seiner vegetationskundlichen Untersuchungen Mitte der 1950er Jahre noch ein reiches Spektrum an verschiedenen Wiesen- und Weidengesellschaften vor (HUNDT 1958, 2001, 2007), so prägt die „moderne“ Muldeae homogenes, queckenreiches Intensivgrünland (KARISCH 2005).

Schon HUNDT (1958) verweist auf die Ausbildung von sandtrockenrasenähnlichen Wiesengesellschaften auf wasserzügigem Substrat (sandige Lehme oder lehmige Sande), die in dieser Form der Überflutungsae der Elbe mit ihren schweren Böden weitgehend fehlen. Gepaart mit einer gewissen Nährstoffarmut etablierten sich auf solchen Standorten die Pechnelken-Rotschwingelwiesen. Düngung, Bewässerung und intensive Nutzung führten in den vergangenen 50 Jahren dazu, dass auch auf die meisten dieser Standorte die heute weit verbreiteten, queckenreichen Intensivgrünländer übergriffen (vgl. HUNDT 2001, KARISCH 2005). Nur auf sehr ausgeprägt sandig-kiesigen, besonders grundwasserfernen Plätzen finden sich heute noch Sandtrockenrasen der Armerion-Gesellschaften. Während sie z.B. bei Hohenprießnitz durch intensive Beweidung sehr artenarm sind, hielten sie sich in artenreicher Ausprägung in einem relativ großen Bereich der

Überschwemmungsae am Südrand von Dessau, östlich der Mulde.

Überflutungen des Auengrünlandes zwischen den Deichen kommen regelmäßig vor, wobei erwartungsgemäß die grundwassernahen Flächen deutlich häufiger betroffen sind als die grundwasserfernen. Werden Letztere überstaut, so ist die gesamte Überflutungsae wassergefüllt. Kleine, wenig bewegungsaktive Tierarten haben kaum Rückzugsmöglichkeiten und viele ertrinken im Wasser. Dies gilt z.B. für Schmetterlingsraupen und bei längerer Dauer der Überstauung auch für Eier, Puppen und Falter. Darum erschien es sehr interessant, die Folgen der ausgedehnten und hohen Überflutung der Muldeae im August 2002 am Beispiel der Schmetterlingsfauna eines Sandtrockenrasens in der Aue östlich von Dessau zu studieren.

2 Charakterisierung des Untersuchungsgebietes

Die den Kiebitz- und Trockenheger bildende Sandauflage der Mulde liegt etwa 30 bis 70 cm über dem Niveau der angrenzenden Aue. Sie wird folglich nur bei überdurchschnittlichem Hochwasser tatsächlich nennenswert überstaut. Das Gebiet wurde in der Vergangenheit extensiv genutzt. Seit etwa 20 Jahren liegen die Flächen brach und verbuschen zunehmend. Auf größeren Abschnitten dehnen sich mittlerweile auch Land-Reitgras-Fluren aus. Eine detaillierte vegetationskundliche Kartierung der Sandtrockenrasen des Kiebitzhegers erfolgte in den 1990er Jahren (KARISCH 2005). Teilweise sind die Trockenrasen der Heidenelken-Grasnelkenflur (*Diantho deltoides-Armerietum elongatae* KRAUSCH EX PÖTSCH 1962) zuzuordnen, z. T. sind es aber auch nicht



Abb. 1: Sandtrockenrasen und angrenzende Laubgebüschflur auf dem Kiebitzheger bei Dessau. Foto: T. Karisch (1995).

näher klassifizierbare Fragmente von Grasnelkenfluren (*Armerion elongatae* KRAUSCH 1961), die vielleicht zu der von sandigen Uferteilen an der Elbe von HUNDT (1958) beschriebenen *Festuca ovina*-*Thymus serpyllum*-Gesellschaft tendieren. Charakteristische Gefäßpflanzenarten sind Grasnelke (*Armeria maritima* ssp. *elongata*), Behaarte Segge (*Carex hirta*), Acker-Hornkraut (*Cerastium arvense*), Sand-Hornkraut (*Cerastium semidecandrum*), Heide-Nelke (*Dianthus deltoides*), Karthäuser-Nelke (*Dianthus carthusianorum*), Zypressen-Wolfsmilch (*Euphorbia cyparissias*), Rot-Schwingel (*Festuca rubra* agg.), Schaf-Schwingel (*F. ovina*), Rauhlblatt-Schwingel (*F. brevipila*), Kleines Schillergras (*Koeleria macrantha*), Schmalblättriges Rispengras (*Poa angustifolia*), Kleiner Ampfer (*Rumex acetosella*), Kleiner Klee (*Trifolium dubium*) und Wildes Stiefmütterchen (*Viola tricolor*). Punktuell finden sich auch größere Bestände von Echem Labkraut (*Galium verum*) und Sand-Thymian (*Thymus serpyllum*). Letzterer ist in der Überflutungsau der Mulde extrem selten geworden und wird auch auf dem Kiebitzheger stark durch konkurrenzstärkere Gräser bedrängt.

3 Material und Methoden

Im Rahmen des Anfang der 1990er Jahre initiierten Forschungsprogrammes des Museums für Naturkunde und Vorgeschichte Dessau zur vegetati-

onskundlichen und entomologischen Kartierung der Auengebiete von Elbe, Mulde und Saale fanden von 1994 bis 1996 Untersuchungen zur Schmetterlingsfauna auf dem Sandtrockenrasen des Kiebitzhegers statt. Für die Studien wurde eine mit einem Diantho-Armerietum bestandene Referenzfläche im Nordteil des Kiebitzhegers ausgewählt, die mit einzelnen Rosen (*Rosa* spp.), Weißdorn (*Crataegus* spec.) und Wildbirnen (*Pyrus pyraeaster*) durchsetzt ist. Es wurden Tagbeobachtungen und Lichtfänge durchgeführt. Zum Lichtfang wurde eine knapp über dem Bewuchs installierte Lichtquelle (125 W HQL) benutzt, um die Lichtwirkung auf den Trockenrasen zu begrenzen.

Die Lichtfangdauer betrug drei bis vier Stunden. Die Anzahl der beobachteten Exemplare einer Art wurde geschätzt.

Die in diesem Beitrag besprochenen Großschmetterlinge sind hinsichtlich der Biologie und Ökologie recht gut bekannt. Darum sind sie sehr gut für synökologische Untersuchungen geeignet. Die angewandte Methodik der Lichtfänge orientiert sich an BEMBENEK & KRAUSE (1984). Zwischenzeitlich bestätigte WIROOKS (2005) durch Vergleichsuntersuchungen von Raupenlebensräumen und Lichtfangergebnissen die noch in BEMBENEK & KRAUSE (1984) diskutierte Auffassung, dass auch mit dieser Methode geeignete Daten zu den Schmetterlingen eines Lebensraumes erhoben werden können, wenn insbesondere schwierig zu interpretierende Randeffekte minimiert werden sollen. Bei der Auswahl der Untersuchungsfläche auf dem Kiebitzheger wurde dieser Forderung Rechnung getragen.

Für die Prüfung von Anhaltspunkten für eine Beeinflussung der Fauna durch das August-Hochwasser 2002 werden 46 der nachgewiesenen Arten nicht berücksichtigt, da von ihnen nur Einzelnachweise vorlagen. Weitere sieben Arten werden aus der Betrachtung ausgeschlossen, da sie aufgrund der Lage der Exkursionstermine nur vor oder nach dem Hochwasser beobachtet werden konnten.

Durch das Extremhochwasser im August 2002 wurde auch der Trockenrasen des Kiebitzhegers

überflutet. Hier stand das Wasser vom 14. bis zum 18. August ca. 30 bis 50 cm hoch. Da krautige Pflanzen zumeist von der Last des strömenden Wassers niedergedrückt wurden, standen den Insekten nur Bäume und Sträucher als Fluchtquartiere zur Verfügung. Ausgehend von den Erhebungen in den 1990er Jahren bestand die Möglichkeit, den Einfluss des Hochwasserereignisses auf die Schmetterlingsfauna festzustellen. Leider erlaubten die Rahmenbedingungen am Naturkundemuseum Dessau aber nur noch wenige Untersuchungstermine. Somit können in der vorliegenden Arbeit nur Tendenzen erkannt und diskutiert werden.

4 Ergebnisse

Während der Erfassungen konnten 193 Arten der so genannten Großschmetterlinge nachgewiesen werden (siehe Anlage im Internet). Die Artengemeinschaft des untersuchten Sandtrockenrasens setzt sich erwartungsgemäß aus Vertretern des Grün- bzw. Offenlandes und aus Arten der Gebüsche, Auengehölze und Waldränder zusammen und widerspiegelt so die Vegetationsverhältnisse. Durch Anwendung der beschriebenen Methode wurden dabei etwa doppelt so viele Arten des Offen- und Grünlandes wie Spezies der Gehölzfluren erfasst.

Auf der Grundlage umfangreicher Erhebungen gliederte KARISCH (2005) die im Grünland der mitteldeutschen Auen nachgewiesenen Schmetterlingsarten entsprechend der Schwerpunkte ihres Vorkommens. In dieser Arbeit wurde festgestellt, dass gerade die Grasnelfluren und halbtrockenen Wiesengesellschaften, verglichen mit ähnlichen oder gleichen Pflanzengesellschaften außerhalb der Auen, nur sehr schwach durch charakteristische Schmetterlingsarten besiedelt werden. Dies bestätigen auch die auf dem Kiebitzheger erhobenen Daten. Lediglich 22 der insgesamt 133 festgestellten Arten des Offen- und Grünlandes haben wenigstens etwas spezifischere Lebensraumansprüche, während alle anderen als euryök zu bezeichnen sind. Von diesen 22 Arten sind nur acht als wirklich typische Vertreter der Halbtrocken- und Sandtrockenrasen anzusprechen (Abb. 2; vgl. auch Anlage im Internet). Bis auf *Scopula ornata* und *Apamea sublustris* werden diese Arten von KÖPPEL (1997) nicht er-

wähnt. KÖPPEL konnte in der Rastatter Rheinaue allerdings auch keine trockenen Auenwiesen (mehr) untersuchen, sondern nur trockene Hochwasserdämme. Insofern scheinen trockene Hochwasserdämme auch kein ausreichender Ersatzlebensraum für verloren gegangene trockene Auenwiesen zu sein.

Der geringe Anteil stenotoper Elemente an der Zusammensetzung der Fauna des untersuchten Sandtrockenrasens auf dem Kiebitzheger implementiert auch eine geringe Anzahl bestandsgefährdeter Arten. Tatsächlich sind in der Roten-Liste Sachsen-Anhalts (SCHMIDT et al. 2004) nur wenige Spezies enthalten (siehe Anlage im Internet). Von *Boloria dia* wurde nur vor dem Hochwasser ein Exemplar beobachtet. Diese Art breitet sich aus bisher nicht bekannten Gründen seit etwa zehn Jahren im Bereich der Muldeau, Dübener Heide (KELLNER 2006) und im angrenzenden Sachsen (REINHARDT 2007) aus, so dass die regionale Gefährdung derzeit anders zu bewerten ist. Die als „gefährdet“ eingestuft Arten sind bis auf *Aetheria bicolorata* charakteristische Vertreter von Trockenrasen. *Melitaea cinxia* bevorzugt Waldlichtungen und -schneisen außerhalb der Auen. *Aetheria bicolorata* ist eher für die Saumbereiche der lichten Gebüsche und Gehölzgruppen in etwas feuchteren Grünlandbereichen typisch (BERGMANN 1954). Von den sonstigen Rote Liste-Arten sind nur noch *Amphipoea oculea* und *Heliophobus reticulata* als charakteristisch für Halbtrockenrasen anzusehen. Die flugfreudige *Heliopsis viriplaca* wird vermutlich nicht in der Nähe des Untersuchungsgebietes zur Entwicklung kommen und *Earias clorana* ist den Weichholz-Auenwaldresten entlang der Mulde und den größeren Altarmen in der Aue zuzurechnen.

Insgesamt konnten 102 Arten sowohl vor als auch nach dem Hochwasserereignis auf dem Sandtrockenrasen des Kiebitzhegers nachgewiesen werden, während ausschließlich 18 Arten vor und 27 Arten nach den Überschwemmungen kartiert wurden. Schließt man von diesen Spezies noch jene Vertreter aus, die nur maximal zweimal im Untersuchungsraum beobachtet wurden bzw. deren Raupen-Nahrungspflanzen weit außerhalb des untersuchten Standortes vorkommen, so verbleiben 36 Arten, die möglicherweise auf das Hochwasserereignis reagiert haben.

Nach den Überschwemmungen blieben mit *Thalera fimbrialis*, *Idaea ochrata*, *Idaea muricata*,

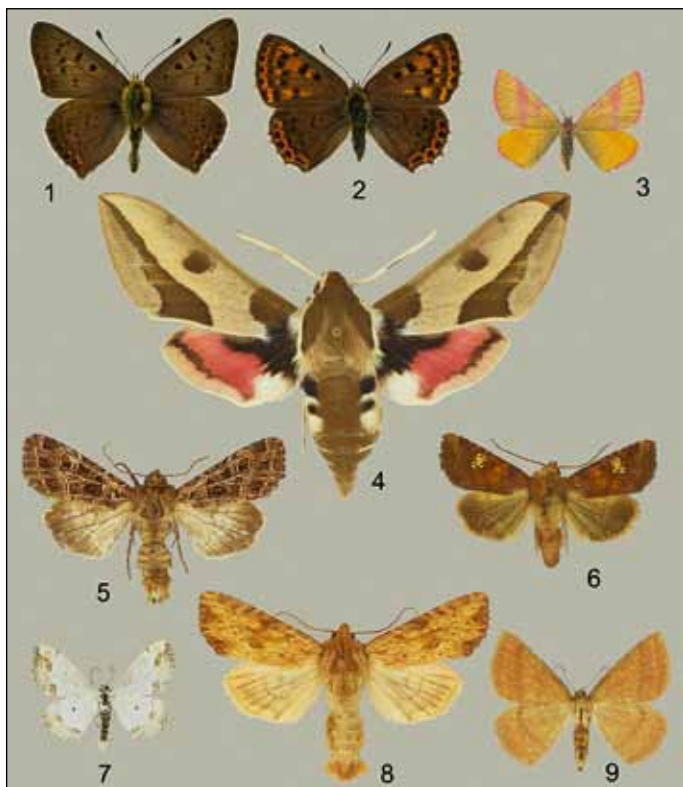


Abb. 2: Typische Schmetterlingsarten des untersuchten Sandtrockenrasens. Foto: Museum für Naturkunde und Vorgeschichte Dessau.

1 - *Lycaena tityrus* (♂), 2 - *Lycaena tityrus* (♀), 3 - *Lythria cruentaria*, 4 - *Hyles euphorbiae*, 5 - *Heliophobus reticulatus*, 6 - *Amphipoea oculata*, 7 - *Scopula ornata*, 8 - *Apamea sublustris*, 9 - *Aplasta ononaria*

Idaea deversaria, *Camptogramma bilineata* und *Hoplodrina octogenaria* Arten aus, die zum Zeitpunkt des Ereignisses als Jungraupe oligophag an Kräutern der Grasnelkenflur bzw. angrenzender Säume gefressen haben. Da die ersten Larvenstadien empfindlich sind und naturgemäß nur kleinere Strecken auf der Flucht vor dem Wasser kriechen können, scheint das Verschwinden dieser Arten plausibel und nicht nur auf die vergleichsweise geringe Untersuchungsichte zurückzuführen zu sein. Gleiches gilt für die als Raupe an Hochstauden fressende *Eupithecia subfuscata*. Da die genannten Arten – mit Ausnahme von *Th. fimbrialis* – aber ebenfalls in unmittelbar

an die Aue angrenzenden, nicht überfluteten Bereichen auftreten, wird eine Wiederbesiedlung des Kiebitzhegers nur eine Frage der Zeit sein. Die nächsten Fundpunkte von *Th. fimbrialis* liegen in der Mosisgkauer bzw. Oranienbaumer Heide. Von *Coenonympha pamphilus* ist die Generationsfolge im Gebiet noch nicht geklärt. Zum Zeitpunkt des Hochwassers dürften hauptsächlich Imagines vorgekommen sein. Die Überflutungsdauer des Geländes von 4 Tagen war offenbar zu lang, um ein Überdauern der Falter zu gewährleisten. Tagexkursionen zur Flugzeit ab 2003 fehlen. Von einer Wiederbesiedlung des Gebietes durch die auch außerhalb der Aue weit verbreiteten Art ist auszugehen. Die vor dem Hochwasser auf dem Sandtrockenrasen regelmäßig gefundene *Aplocera plagiata* müsste zum Zeitpunkt der Überflutung als Puppe oder frisch geschlüpfter Falter vorhanden gewesen sein. Die vorgelegten Daten sprechen stark dafür, dass beide Stadien empfindlich auf die Überstauung reagierten. *Philereme transversata* erlebte das Hochwasser im Ei- oder Jungraupe stadium. Die Art frisst ausschließlich an Kreuzdorn (*Rhamnus cathartica*), dessen nächstgelegener Standort nicht bekannt ist, so dass für das Nichtauffinden der Art noch keine

plausible Erklärung gefunden werden konnte. Die Bewertung des Auftretens von 24 Arten ausschließlich nach dem Hochwasserereignis 2002 ist schwierig. Ein „Einschwemmen“ neuer Arten dürfte eher eine große Ausnahme sein. Darum sei an die Tatsache erinnert, dass die Untersuchungsichte vor dem Hochwasser zu gering war, um ein annähernd vollständiges Bild der Fauna des betrachteten Gebietes aufzeigen zu können. Viele Arten, die nur dort oder in der näheren Umgebung suboptimale Entwicklungsbedingungen finden, können einfach übersehen worden sein. Dies wird angenommen für die an Gehölzen lebenden *Macaria liturata*, *Plagodis dolabraria*,

Biston betularia sowie für die im Grün- und Offenland euryöken *Macrothylacia rubi*, *Eupithecia centaureata*, *E. succenturiata*, *Hoplodrina blanda*, *Dipterygia scabriuscula*, *Mesapamea spec.*, *Diarsia rubi* und *Xestia triangulum* bzw. die etwas trockenere Grünlandbereiche präferierenden *Actinotia polyodon* und *Sideridis albicolon*. *Cucullia umbra-tica* ist mit Tagexkursionen und Lichtfang schwer nachzuweisen und *Thaumetopoea processionea* unterliegt ausgesprochenen Bestandsschwankungen, die alljährliche Nachweise erschweren. Bemerkenswert ist, dass nach dem Hochwasserereignis verstärkt Arten beobachtet wurden, die eher für frische Grünländer bzw. Hochstaudenfluren typisch sind: *Scopula immutata*, *Xanthorhoe spadicearia*, *Euphyia unangulata*, *Amphipoea fucosa*, *Lacanobia suasa*, *Mamestra brassicae*, *Tholera decimalis* und *Spilosoma lubricipeda*. Ein Einfluss des Hochwassers ist hier nicht erkennbar. Vielmehr waren Frühjahr und Sommer 2003 ausgesprochen trocken und dürften den Beständen mesophiler Arten nicht besonders zuträglich gewesen sein. Darum werden hier „normale“ Einflussfaktoren (insbesondere Witterung) vermutet, auf die diese Erscheinung zurückzuführen ist, wenngleich veränderte Prädatorenverhältnisse durch die Überflutung und nachfolgende Trockenheit nicht ausgeschlossen werden können. Die drei lebensraumtypischen Rote Liste-Arten *Aplasta ononaria*, *Scopula ornata* sowie *Costaconvexa polygrammata* wurden durch das Hochwasserereignis im August 2002 nicht nachhaltig in ihrem Bestand geschädigt und konnten auch danach im Gebiet gefunden werden. Zumindest *Aplasta ononaria* muss während des Hochwassers ebenfalls im Ei- oder Jungraupenstadium (an Kriechender Hauhechel) vorgekommen sein, ebenso *Costaconvexa polygrammata* als Raupe an Labkrautarten. Auch andere Arten, wie z. B. *Chiasmia clathrata* oder *Ochropleura plecta*, müssen die Überflutung als Jungraupe überlebt haben. Dies ist ein Hinweis darauf, dass die Beeinflussung dieser Artengruppe zwar besonders stark war, die „Auswahl“ für das zeitweilige Auslöschen einzelner Arten aber durchaus auch eine zufällige gewesen sein kann. Die Generationsfolge von *Scopula ornata* ist im Untersuchungsgebiet unklar. Sie scheint zwei Generationen zu bilden, so dass die Art während der Überflutung möglicherweise auch im Ei- oder Jungraupen-Stadium vorkam (Raupe an Sand-Thymian).

5 Schlussfolgerungen

Schmetterlinge können säkulare Ereignisse, wie das Auguthochwasser vom Jahre 2002 mehr oder weniger tolerieren. Voraussagen über die tatsächlichen Auswirkungen eines Hochwassers auf die Schmetterlingsfauna sind schwierig zu treffen. Darum sind außerhalb des Überschwemmungsgebietes gelegene, gleichartige Lebensräume wichtig, von denen aus die Wiederbesiedlung des Auenbereiches nach einem Extinktionsereignis möglich ist. Eine wesentliche Voraussetzung zur nahezu vollständigen Etablierung der Fauna bis hin zum Zustand vor dem Hochwasser ist jedoch ein komplexer und funktionsfähiger Biotopverbund, der sich nicht nur auf die Aue beschränkt, sondern sowohl Auenlebensräume als auch Lebensräume außerhalb der Auen miteinander vernetzt. In diesem Zusammenhang ist ein funktionsfähiger Biotopverbund von entscheidender Bedeutung.

Zusammenfassung

Auf einem Sandtrockenrasen (Diantho-Armerietum) einer Niederterrasse in der Überflutungsau der Mulde bei Dessau (Kiebitzheger) wurde zwischen 1994 und 1996 sowie nach dem Auguthochwasser 2002 bis zum Jahr 2005 die Großschmetterlingsfauna kartiert. Dabei wurden 193 Arten nachgewiesen. Von diesen sind 133 als Grün- und Offenlandarten zu charakterisieren, von denen lediglich 22 engere Bindungen an bestimmte Lebensräume zeigen. Nur acht Arten davon sind typisch für Sandtrockenrasen. Sechs der nachgewiesenen Spezies haben lt. Roter Liste Sachsen-Anhalts (SCHMIDT et al. 2004) einen Gefährdungsstatus, drei stehen in der Vorwarnliste. 138 der aufgefundenen Großschmetterlingsarten wurden hinsichtlich ihres Auftretens vor und nach dem extremen Hochwasser betrachtet. Die große Mehrzahl hat die viertägige, ca. 50 cm hohe Überstauung überstanden und war weiterhin auf dem Sandtrockenrasen nachweisbar. 12 Arten scheinen tatsächlich nur bis zum Hochwasserereignis vorgekommen zu sein. Die meisten erlebten die Überflutung im Ei- oder frühen Larvenstadium, was eine Bestandsbeeinflussung durch die Überstauung als plausibel erscheinen lässt. Einige Arten überdauerten aber offenbar

die Überstauung im frühen Larvenstadium, so dass, die Selektion wohl eher zufällig erfolgte. 24 Arten wurden nur nach dem Hochwasserereignis gefunden. Die ökologischen Ansprüche dieser Spezies lassen allerdings keinen Zusammenhang mit dem Ereignis erkennen.

Das spätsommerliche Extremhochwasser hatte nach den vorliegenden Ergebnissen nur geringe Einflüsse auf die Großschmetterlingsfauna des untersuchten Sandtrockenrasens in der Mulde. Es waren hauptsächlich Arten betroffen, die zu jenem Zeitpunkt im Ei- oder frühen Raupestadium vorkamen. Dass die lebensraumtypischen, bestandsgefährdeten Arten *Aplasta ononaria*, *Scopula ornata* und *Costaconvexa polygrammata* das Hochwasser überdauerten, ist möglicherweise dem Zufall geschuldet.

Eine wesentliche Voraussetzung zur nahezu vollständigen Etablierung der Fauna bis hin zum Zustand vor dem Hochwasser ist jedoch ein komplexer und funktionsfähiger Biotopverbund, der sich nicht nur auf die Aue beschränkt, sondern sowohl Auenlebensräume als auch Lebensräume außerhalb der Auen miteinander vernetzt.

KÖPPEL, C. (1997): Die Großschmetterlinge (Makrolepidoptera) der Rastatter Rheinaue: Habitatwahl sowie Überflutungstoleranz und Überlebensstrategien bei Hochwasser. - Neue Ent. Nach. 39: 1-624.

REINHARDT, R., SBIESCHNE, H., SETTELE, J., FISCHER, U. & G. FIEDLER (2007): Tagfalter von Sachsen. - In: KLAUSNITZER, B. & R. REINHARDT (Hrsg.): Beiträge zur Insektenfauna Sachsens. Bd. 6. - Entomologische Nachrichten u. Berichte, Beiheft 11: 1-696.

SCHMIDT, P., SCHÖNBORN, C., HÄNDEL, J., KARISCH, T., KELLNER, J. & D. STADIE (2004): Rote Liste der Schmetterlinge (Lepidoptera) des Landes Sachsen-Anhalt. - In: LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (Hrsg.): Rote Listen Sachsen-Anhalt. - Ber. Landesamt f. Umweltschutz Sachsen-Anhalt 39: 389-402.

WIROOKS, L. (2005): Die ökologische Aussagekraft des Lichtfanges. Eine Studie zur Habitatbindung und kleinräumigen Verteilung von Nachtfaltern und ihren Raupen. - Havixbeck (Verlag Wolf & Kreuels).

Anhang im Internet

Tab.: Zwischen 1994 und 2005 auf dem Sandtrockenrasen des Kiebitzhegers bei Dessau erfasste Großschmetterlingsarten mit Angabe der beobachteten Individuenzahlen

unter: <http://www.ufz.de/index.php?de=18870>

Literatur

BEMBENEK, H. & R. KRAUSE (1984): Ergebnisse des quantitativen Lichtfanges von Noctuiden in verschiedenen Biozöosen der Hinteren Sächsischen Schweiz. - Faun. Abh. Mus. Tierk. Dresden 11(4): 67-104.

BERGMANN, A. (1954): Die Großschmetterlinge Mitteldeutschlands. Band 4/1: Eulen. - Jena (Urania Verlag).

HUNDT, R. (1958): Beiträge zur Wiesenvegetation Mitteleuropas. - I. Die Auwiesen an der Elbe, Saale und Mulde. - Nova Acta Leopoldina N.F. 20(135): 1-206.

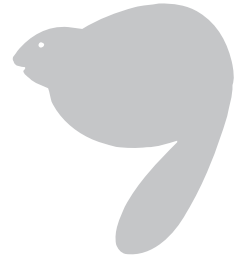
HUNDT, R. (2001): Ökologisch-geobotanische Untersuchungen an den mitteldeutschen Wiesengesellschaften unter besonderer Berücksichtigung ihres Wasserhaushaltes und ihrer Veränderung durch die Intensivbewirtschaftung im Rahmen der Großflächenproduktion. - Mitt. Biosphärenres. Rhön 3. - Monografie: 1-366.

HUNDT, R. (2007): Die Silauwiesen des Biosphärenreservates Mittelelbe. - BfN-Skripten 214: 178 S.

KARISCH, T. (2005): Zöologische und naturschutzfachliche Untersuchungen im Auengrünland Nordost-Mitteldeutschlands unter besonderer Berücksichtigung von Gefäßpflanzen, Wolfsspinnen und Schmetterlingen. - Unveröff. Diss. - Tharandt.

KELLNER, J. (2006): Die Großschmetterlingsfauna von Dessau und Umgebung (Insecta: Lepidoptera). - Naturw. Beiträge Museum Dessau 18: 1-286.

Themenkomplex 3: Untersuchungen zur Deichrückverlegung im Roßlauer Oberluch



Altwasser in der Überschwemmungsaue auf Höhe der Versuchsstraße mit Deichschlitzung.
Foto: M. Scholz.

Deichrückverlegungen in Sachsen-Anhalt und wissenschaftliche Begleituntersuchungen am Beispiel des Roßlauer Oberluchs



MATHIAS SCHOLZ, HOLGER RUPP, GUIDO PUHLMANN, CHRISTIANE ILG, MICHAEL GERISCH, FRANK DZIOCK, KLAUS FOLLNER, FRANCIS FOCKLER, JUDITH GLAESER, FRANZISKA KONJUCHOW, FRANK KRÜGER, ANDREAS REGNER, ECKARD SCHWARZE, WOLF VON TÜMPLING, SABINE DUQUESNE, MATTHIAS LIESS, ULRIKE WERBAN, STEFFEN ZACHARIAS & KLAUS HENLE

1 Deichrückverlegungen in Sachsen-Anhalt

Hunderte Jahre Deichbau und andere flussbautechnische Maßnahmen haben dazu geführt, dass die Mittlere Elbe heute ca. 80 % ihres ursprünglichen Überschwemmungsgebietes verloren hat (SCHOLZ et al. 2005, SCHOLTEN et al. 2005, BMU & BfN 2009). Um die Auswirkungen der alljährlich auftretenden Hochwasserereignisse einzudämmen, wurden bereits seit dem Mittelalter bis in die jüngste Vergangenheit große Bereiche der Talniederung durch Deiche vom Überflutungsgeschehen abgetrennt. Diese Eingriffe in den Naturhaushalt ermöglichten gleichfalls eine intensive ackerbauliche Nutzung oder eine hochwassersichere Bebauung der ehemals extensiv als Wälder, Wiesen und Weiden genutzten Auen. Die natürliche Auendynamik ist heute weitestgehend auf einen schmalen Bereich entlang der Elbe beschränkt. Nur hier finden sich noch aktive Überschwemmungsflächen mit auentypischen Arten- und Lebensgemeinschaften. Hinter den Deichen sind die für die Elbeauen typischen Lebensräume, wie Auenwälder, Auenwiesen oder Altwasser, von der lebenswichtigen Auendynamik abgeschnitten. Der Wechsel von Hoch- und Niedrigwasser beschränkt sich auf eine gedämpfte Dynamik des Grundwasserleiters, die bei lang anhaltenden Hochwasserereignissen durch Qualm- bzw. Drängewasser zu Überstauungen führen kann. Wesentliche auentypische Prozesse, wie regelmäßige Überflutungen, Sedimentation und Erosion, finden nicht mehr statt. Angepasste

Auenarten und -lebensgemeinschaften treten zugunsten von Allerweltsarten zurück bzw. sind in ihrer Selbstregulations- und Regenerationsfähigkeit gefährdet. Eine Wiederanbindung von Altauenbereichen an das Überflutungsgeschehen ist deshalb eine der vordringlichsten Maßnahmen zur Revitalisierung gefährdeter Auenlebensräume. Durch den erneuten Anschluss ehemaliger Auen an das direkte Überflutungsgeschehen des Flusses wird die den Lebensraum bestimmende Auendynamik wiederhergestellt, wodurch gleichzeitig eine Vielzahl an Auenfunktionen (z.B. Retention, Sedimentation, Hydrodynamik, etc.) reaktiviert wird. Gleichzeitig können höhere Nähr- und Schadstofffrachten Beeinträchtigungen von bestehenden Lebensraumfunktionen zur Folge haben (LAMERS et al. 2006). Aus diesen Gründen ist eine Kurz- und Langzeitüberwachung der stattfindenden Effekte eine wesentliche Voraussetzung für eine gezielte Ausdeichung von weiteren Überschwemmungsräumen. So stellt die Vorgehensweise, dem Fluss mehr Raum durch Anbindung ehemaliger Auenbereiche zu geben, eine Chance dar, einen nachhaltigen und modernen Hochwasserschutz mit Naturschutzzielen zu verbinden. Gerade in den letzten Jahren gerieten zahlreiche Flüsse durch zum Teil katastrophale Hochwasserereignisse in die Schlagzeilen. Als Schutzmaßnahmen werden immer wieder die Sicherung von Überflutungsflächen und die Schaffung von neuen Retentionsräumen gefordert (BUNDESREGIERUNG 2002). Auch an der Elbe entspricht das aktuelle Hochwasserschutzsystem in einigen Bereichen nicht den heutigen

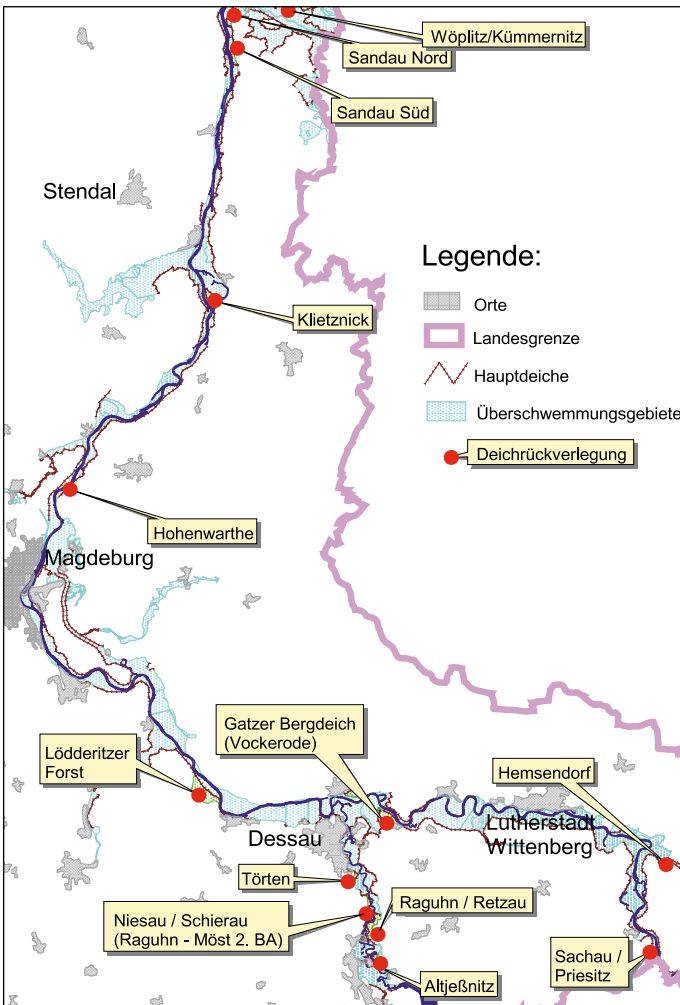


Abb. 1: Aktuell geplante Rückdeichungsgebiete in Sachsen-Anhalt. Grafik: LHW Sachsen-Anhalt (Stand 2009).

Anforderungen an den Hochwasserschutz, wie das Auguthochwasser 2002 gezeigt hat (BFG 2002, IKSE 2004). Um jederzeit auf mögliche große Hochwasserereignisse reagieren bzw. entsprechende Vorkehrungen treffen zu können, reichen deshalb die laufende Erhöhung und Erneuerung der bestehenden Deichanlagen nicht aus. Anfang der 1990er Jahre entstanden deshalb in den Anliegerländern der Elbe zahlreiche Pläne für Deichrückverlegungen. Nach Recherchen von NEUSCHULZ & PURPS (2000) wurden insgesamt über 50 Rückdeichungsvorhaben gezählt.

Darin enthalten waren auch Öffnungen von Sommerpoldern. Der überwiegende Teil der Vorschlagsgebiete liegt in Sachsen-Anhalt (PUHLMANN & JÄHRLING 2003). Aber auch in Brandenburg und Niedersachsen sind verschiedene Vorhaben in Planung. Bei einer Realisierung aller Vorhaben könnten rund 23.250 ha bisher eingedeichter Altaue als Auenökosysteme reaktiviert werden. Dies würde eine Zunahme der aktuellen Überschwemmungsflächen von knapp 30 % bedeuten (ebd.). Die Umsetzung dieser Vorhaben in den Elbeauen gestaltet sich jedoch problematisch. In der lokalen Öffentlichkeit werden solche Vorhaben häufig kritisch diskutiert, da mit einer Deichrückverlegung zum Beispiel Nutzungsänderungen in der Landwirtschaft notwendig werden könnten oder die Angst vor negativen Folgen des ansteigenden Grundwasserspiegels (z. B. vernässte Keller) besteht.

Auch an der Mittleren Elbe stellen sich zahlreiche Akteure in verschiedenen Projekten der Herausforderung einer aktiven Auenreaktivierung. In Sachsen-Anhalt arbeiten der Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft (früher Staatliche Ämter für Umweltschutz Magdeburg und Dessau/Wittenberg) und die Biosphärenreservatsverwaltung Mittelelbe gemeinsam schon seit

Anfang der 1990er Jahre systematisch an der Planung und Realisierung kleinerer und größerer Vorhaben an Elbe, Mulde, Saale und Schwarzer Elster (PUHLMANN & JÄHRLING 2003). Ein Großteil der Überschwemmungsgebiete ist durch die Landes- und Regionalplanung in Sachsen-Anhalt raumordnerisch als Vorranggebiet für den Hochwasserschutz gesichert. Entlang der Mittleren Elbe, Unteren Mulde und Havel sind derzeit durch den Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft (LHW) Sachsen-Anhalt 13 Deichrückverlegungen mit einer Gesamtfläche

von ca. 2.300 ha in Planung (siehe Abb. 1). Der Planungsprozess ist häufig sehr langwierig, da eine Vielzahl an Beteiligten einbezogen wird.

Nur wenige Vorhaben sind bisher in der Umsetzungsphase oder bereits abgeschlossen. Eine kleinere Rückdeichung (40 ha) wurde im Jahre 2001 im Rahmen einer Ausgleichsmaßnahme bei Boos im Landkreis Wittenberg realisiert. Das erste umgesetzte, großflächige Projekt dieser Art ist die Deichrückverlegung des Roßlauer Oberluchs (Stadt Dessau-Roßlau) im Biosphärenreservat Mittelelbe. Im Rahmen einer Deichrekonstruktion wurde hier nach mehr als 10 Jahren Vorbereitung im Jahr 2006 eine Überschwemmungsfläche von ca. 140 ha reaktiviert. Weitere Vorhaben, für die im Rahmen des BMBF-Forschungsverbundes „Elbe-Ökologie“ beispielhafte Untersuchungen vorgenommen wurden, befinden sich bei Sandau und im Bereich der Ohremündung (LAU 2001). Das Rückdeichungsprojekt Lenzener Wische in Brandenburg mit ca. 420 ha (PURPS et al. 2004) wurde im Sommer 2009 mit der Öffnung des Altdeiches realisiert. Ein weiteres größeres Vorhaben ist im Rahmen eines Naturschutzgroßprojektes des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) in Trägerschaft des WWF Deutschland oberhalb der Saalemündung geplant. Im Lödderitzer Forst, dem größten Auenwaldkomplex an der Elbe, werden größere Waldbereiche in der Altaue (ca. 600 ha) durch Rückdeichung wieder an das Überflutungsgebiet angeschlossen (EICHORN et al. 2004).

2 Das Roßlauer Oberluch

2.1 Abgrenzung und Hochwasserschutzfunktion

Entsprechend der Landschaftsgliederung Sachsen-Anhalts ist das Roßlauer Oberluch ein etwa 350 ha großer Ausschnitt der Landschaftseinheit Dessauer Elbetal (MRLU 2001). Südöstlich von Roßlau liegend wird das Gebiet im Süden von der Elbe (Elbe-km 253,0 bis 257,5) und im Norden von der B 187 auf der natürlichen Geländekante des Roßlau-Wittenberger Vorflämings begrenzt (Abb. 2). Vom ehemaligen Militärgelände ‚Schlangengrube‘ im Osten erstreckt es sich über 3,5 km bis zur Rosselmündung mit der ‚Bachspitze‘ im Westen und ist maximal 1,5 km breit. Ausgehend von der Roßlauer Wasserburg bis

zum Militärgelände teilte ein ca. 3,8 km langer Hochwasserdeich die Auenwälder, Auenwiesen und Flutrinnen der rezenten Aue von der nördlichen, ehemals als Acker genutzten Altaue. Nach SCHULZE & SCHLEGEL (2007) erfolgte die Schließung dieser Deichlinie um das Jahr 1830. Allerdings wurde der Deich bei den Elbehochwassern 1954 und 2002 überströmt. Bereits zu Beginn der 1970er Jahre war eine Rekonstruktion vorgesehen (BÖHM et al. 1999). Diese wurde allerdings aus Kostengründen nicht durchgeführt. Eine im Jahr 1990 begonnene Bestandsaufnahme zum Zustand der Deichanlagen in Sachsen-Anhalt kam zu der Einschätzung, dass die Hochwasserschutzanlagen im Bereich des Roßlauer Oberluchs den statischen Anforderungen zur Abwehr eines 100jährigen Hochwassers nicht entsprechen. In diesem Zusammenhang wurde eine Studie der Abteilung Wasserbau des damaligen Staatlichen Umweltamtes Dessau-Wittenberg zu möglichen Deichrückverlegungen entlang der Elbe in Sachsen-Anhalt erstellt (PUHLMANN 1993). Dabei wurde auch eine Deichrückverlegung bei Roßlau vorgeschlagen, die neben einer Verbesserung des Hochwasserschutzes auch Chancen für eine ökologische Aufwertung der Auenlandschaft (z. B. Bestandssicherung und Erweiterung autotypischer Lebensräume) bieten sollte. Entscheidend für die Wiederanbindung des Roßlauer Oberluchs war, dass den hohen Sanierungskosten des Altdeiches wesentlich geringere Kosten einer kürzeren, näher an der Ortslage gelegenen Deichlinie gegenüberstanden.

Die planerische Vorbereitung erfolgte in den nachfolgenden Jahren. Komplizierte Eigentumsverhältnisse und zu berücksichtigende Nutzungsinteressen, wie z. B. die bauliche Anpassung einer Brunnenanlage oder zu sanierende Altlasten im Bereich der neuen Deichtrasse, führten zu Verzögerungen bei der Umsetzung, so dass der ursprünglich vorgesehene Termin der Deichöffnung im Jahr 2000 nicht eingehalten werden konnte (vgl. BÖHM et al. 1999). Das Sommerhochwasser 2002 vergegenwärtigte dann erneut die Dringlichkeit dieses Vorhabens und so wurde 2003 mit dem Bau eines neuen Deiches begonnen. Um Massentransporte für den Deichneubau zu minimieren, wurden Auenlehme aus dem östlichen Teil des Rückdeichungsgebietes verwendet. Im Nachgang erfolgte die Gestaltung der Fläche als Flachwasserbiotop. In den Jahren 2003 bis 2006 wurde

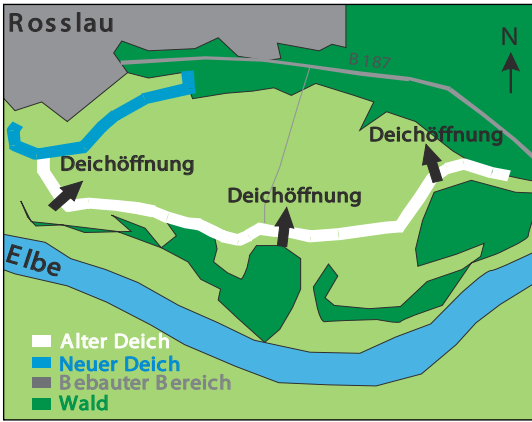


Abb. 2: Rückdeichungsgebiet Rosslauer Oberluch.

ein neuer ca. 900 m langer Deich ausgehend von einem alten Ringdeich um die Wasserburg bis an die nördlich gelegene natürliche Geländekante angeschlossen.

Die alte Deichtrasse konnte nun aufgegeben werden. Insgesamt wurde der Altdeich an drei Stellen geöffnet. Neben zwei Schlitzungen im östlichen Teil (50 und 100 m breit), befindet sich eine Einströmöffnung im westlichen Teil mit einer Öffnungsbreite von 200 m (Abb. 2). Die zwei östlichen Öffnungen sind erstmals vom Frühjahrshochwasser 2009 überspült worden (Abb. 3 und 4). Zur Vermeidung von zu hohem Drängewasser im angrenzenden besiedelten Bereich an

Abb. 3: Überschwemmte Deichöffnung an der „Versuchsstraße“ während des Hochwassers am 11. März 2009. Foto: G. Puhlmann.



der Küchenbreite wurde ein Schöpfwerk errichtet. Neben einem verbesserten Hochwasserschutz für die Ortslage Rosslau (Stadt Dessau-Rosslau) erhielt die Elbe durch diese Maßnahme ca. 140 ha ihrer natürlichen Überschwemmungsfläche als Retentionsraum zurück. Bei einem Mittleren Hochwasser entspricht das einem Aufnahmevermögen von 3,6 Mio m³.

2.2 Trinkwasserversorgung

Bereits um das Jahr 1900 wurde im mittleren Bereich des Rosslauer Oberluchs eine Trinkwasserfassung mit acht Tiefbrunnen erschlossen, die Rohwasser aus dem 2. Grundwasserleiter zur Aufbereitung in das zeitgleich im Nordwesten des Oberluchs am Hochuferstrand errichtete Wasserwerk förderten (SCHULZE & SCHLEGEL 2007). Eine modernisierte hochwassersichere Wasserfassung sichert die Versorgung der Ortslage Rosslau mit Trinkwasser.

2.3 Natur und Landschaft

Das Rosslauer Oberluch war und ist ein Mosaik verschiedener Landschaftselemente. Offenes Grünland wechselt heute mit parkartigen Hartholzlauen-Restwäldern. Ebenso sind Weidenbestände mit Weichholzlauencharakter, altholzreichem Bruchwald und quelligem Hangmischwald vorhanden. An der natürlichen Hangkante bestehen Übergänge zu den Kiefernforsten des Fläming. Mehrere temporär wasserführende Flutrinnen durchziehen das Gebiet. Am neuen Deich befindet sich ein stark verlandender Altarm, der

Abb. 4: Während des Frühjahrshochwassers (2009) überschwemmter Einströmungsbereich in unmittelbarer Nähe der Wasserburg Rosslau. Foto: G. Puhlmann.





Abb. 5: Historische Kartendarstellung des Roßlauer Oberluchs aus der Mitte des 19. Jahrhunderts. Ausschnitt aus dem Preußischen Urmeßtischblatt von 1852 (Kartenblatt 2314, Originalmaßstab 1:25.000).

einen flächigen Röhrichtbestand aufweist. Relikte früherer militärischer Nutzung sind ein laubbaum- und heckengesäumter Straßendamm, die sogenannte „Versuchsstraße“, die in der Überschwemmungsaue mit Brückenresten am Elbeufer abschließt. Dieser Damm durchschneidet das Oberluch an seiner breitesten Stelle von Nord nach Süd und ist in der Mitte mit einem neuen Rohrdurchlass versehen, so dass im Hochwasserfall Wasseraustausch möglich ist. Ein weiterer Durchlass liegt in Richtung B 187 und kann bei extremen Hochwasserereignissen über einen Graben vor der Hangkante im östlichen Bereich nach Westen entwässern.

Die Entwässerung der Aue erfolgt über ein umfangreiches Graben- und Rinnensystem, das über einen Vorfluter mit der Rossel verbunden ist. Die Rossel fließt parallel am südlichen Stadtrand von Roßlau in Richtung B 187 und mündet an der Straßenbrücke in die Elbe. Bereits vor der Deichöffnung im Roßlauer Oberluch war im Hochwasserfall der Qualmwassereinfluss sehr hoch, so dass in den vergangenen Jahren die Ackernutzung, trotz eines umfangreichen Drainagesystems, recht problematisch war. Das war auch einer der Gründe dafür, dass bereits in den 1990er Jahren, also geraume Zeit vor der geplanten Deichöffnung, eine Umwandlung in eine standortgerechtere Nutzungsform, d. h. von der Acker- zur

Grünlandnutzung, erfolgte. Wie historische Kartendarstellungen zeigen, dominierte schon 1852 die Ackernutzung mit einem kleinen Grünlandanteil in den Senken und Flutrinnen (Abb. 5). Sie war dann auch bis zu Beginn der 1990er Jahre vorherrschende Landnutzung im deichgeschützten Roßlauer Oberluch. Das seit der Umwandlung das Gebiet prägende Grünland wird heute meist zweimal im Jahr gemäht. Seit 1994 erfolgte darüber hinaus, insbesondere im Rahmen verschiedener Projekte sowie von Ausgleich- und Ersatzmaßnahmen zum Autobahnausbau der A9, die Neubegründung von Auenwald im östlichen Rückdeichungsbe- reich. Insgesamt wurde eine Fläche von 34,4 ha mit standorttypischen Baumarten der Hartholzaue auf-

geforstet. Aus einer ehemaligen Bodenentnahmestelle entstand eine qualmwasserbeeinflusste Flachwasserzone, die nunmehr der Sukzession überlassen ist. Nach ersten Untersuchungen des UFZ wurden die tiefer gelegenen Bereiche sehr gut als Amphibienlaichgewässer angenommen (KERUZORÉ 2007).

Während sich der Überschwemmungsbereich bereits in der Vergangenheit als ein Standortmosaik auentypischer Lebensräume und Artengemeinschaften auszeichnete, weist heute auch das Rückdeichungsgebiet eine Vielzahl auentypischer, naturschutzfachlich wertvoller Lebensräume und entsprechender Tier- und Pflanzenarten auf. Als Beispiel sei hier auf die Übersicht der Brutvogelarten (Tab. 1) verwiesen. Weitere Details zur Avifauna sind SCHWARZE & KOLBE (2006) zu entnehmen. Insgesamt konnten im Gebiet 10 Amphibienarten nachgewiesen werden, darunter u. a. die für den Naturschutz bedeutsamen Arten Rotbauchunke, Laubfrosch und Kammmolch. Der Elbebiber ist mit mehreren Revieren im gesamten Gebiet vertreten. Insbesondere die alten Eichen der parkartigen Landschaft in der Überschwemmungsaue bieten gute Lebensraumbedingungen für den Heldbock (siehe auch DZIOCK et al. in diesem Heft, S. 176 ff). Bei den Heuschrecken konnte in ersten Untersuchungen mit 26 Arten das charakteristische Artenspektrum an der Mittel- elbe

| Art | wissenschaftlicher Name | Anzahl BP | Abundanz (BP/10 ha) |
|-------------------|-----------------------------------|-----------|---------------------|
| Höckerschwan | <i>Cygnus olor</i> | 1 | 0,03 |
| Wespenbussard | <i>Pernis apivorus</i> | 1 | 0,03 |
| Rohrweihe | <i>Circus aeruginosus</i> | 1 | 0,03 |
| Rotmilan | <i>Milvus milvus</i> | 1 | 0,03 |
| Schwarzmilan | <i>Milvus migrans</i> | 2 | 0,06 |
| Mäusebussard | <i>Buteo buteo</i> | 3 | 0,09 |
| Turmfalke | <i>Falco tinnunculus</i> | 2 | 0,06 |
| Teichralle | <i>Gallinula chloropus</i> | 2 | 0,06 |
| Blessralle | <i>Fulica atra</i> | 3 | 0,09 |
| Hohltaube | <i>Columba oenas</i> | 2 | 0,06 |
| Kuckuck | <i>Cuculus canorus</i> | 3 | 0,09 |
| Waldkauz | <i>Strix aluco</i> | 2 | 0,06 |
| Eisvogel | <i>Alcedo atthis</i> | 1 | 0,03 |
| Neuntöter | <i>Lanius collurio</i> | 7 | 0,20 |
| Aaskrähe | <i>Corvus [corone]</i> | 3 | 0,09 |
| Beutelmeise | <i>Remiz pendulinus</i> | 3 | 0,09 |
| Heidelerche | <i>Lullula arborea</i> | 1 | 0,03 |
| Feldlerche | <i>Alauda arvensis</i> | 5 | 0,14 |
| Feldschwirl | <i>Locustella naevia</i> | 7 | 0,20 |
| Schlagschwirl | <i>Locustella fluviatilis</i> | 1 | 0,03 |
| Schilfrohrsänger | <i>Acrocephalus schoenobaenus</i> | 1 | 0,03 |
| Sumpfrohrsänger | <i>Acrocephalus palustris</i> | 33 | 0,94 |
| Teichrohrsänger | <i>Acrocephalus scirpaeus</i> | 18 | 0,51 |
| Drosselrohrsänger | <i>Acrocephalus arundinaceus</i> | 1 | 0,03 |
| Gelbspötter | <i>Hippolais icterina</i> | 14 | 0,40 |
| Gartengrasmücke | <i>Sylvia borin</i> | 12 | 0,34 |
| Sperbergrasmücke | <i>Sylvia nisoria</i> | 5 | 0,14 |
| Dorngrasmücke | <i>Sylvia communis</i> | 22 | 0,63 |
| Trauerschnäpper | <i>Ficedula hypoleuca</i> | 15 | 0,43 |
| Braunkehlchen | <i>Saxicola rubetra</i> | 4 | 0,11 |
| Nachtigall | <i>Luscinia megarhynchos</i> | 23 | 0,66 |
| Gartenrotschwanz | <i>Phoenicurus phoenicurus</i> | 7 | 0,20 |
| Heckenbraunelle | <i>Prunella modularis</i> | 12 | 0,34 |
| Baumpieper | <i>Anthus trivialis</i> | 5 | 0,14 |
| Goldammer | <i>Emberiza citrinella</i> | 4 | 0,11 |
| Rohrhammer | <i>Emberiza schoeniclus</i> | 5 | 0,14 |

Tab. 1: Ausgewählte Brutvogelarten 1996 im Roßlauer Oberluch. Zusammenstellung: E. Schwarze, nach SCHUBERT (1996) verändert.

festgestellt werden (HERING et al. in diesem Heft). Auch bei Mollusken und Laufkäfern wurden zahlreiche auentypische Indikatorarten nachgewiesen (ILG et al. und GERISCH & SCHANOWSKI in diesem Heft, S. 134 ff). Das Elbeufer zeichnet sich, obwohl zum Teil durch Buhnen und Deckwerke befestigt, als Lebensraum für gefährdete Libellenarten aus, die DZIOCK et al. (siehe in diesem Heft, S. 169 ff) näher untersucht haben.

Floristisch erwähnenswert sind insbesondere fragmentarisch erhaltene Stromtalwiesen mit Sibirischer Schwertlilie (*Iris sibirica*), Gräben-Veilchen (*Viola persicifolia*), Langblättrigem Blauweiderich (*Pseudolysimachion longifolium*), Kantigem Lauch (*Allium angulosum*), Großem Wiesenknopf (*Sanguisorba officinalis*), Sumpfbrenndolde (*Cnidium dubium*) oder Glänzender Wiesenraute (*Thalictrum lucidum*). In den Grabensystemen konnten u. a. die Wasserfeder (*Hottonia palustris*) und die Sumpf-Wolfsmilch (*Euphorbia palustris*) nachgewiesen werden. Auf dem alten Deich wurde mit der Aufrechten Waldrebe (*Clematis recta*) eine weitere, für das Mittelbegebiet bedeutsame Art erfasst (H. PAN-NACH, mündl. Mitt.).

Insgesamt repräsentiert das Roßlauer Oberluch einen Querschnitt auentypischer Lebensräume des Mittelbegebietes und besitzt eine hohe naturschutzfachliche Bedeutung. Das Gebiet selbst ist Teil des FFH-Gebietes „Dessau-Wörlitzer Elbauen“ (FFH0067LSA, DE 4140 304) und des EU SPA-Gebietes „Mittlere Elbe einschließlich Steckby-Lödderitzer Forst“ (SPA0001LSA, DE 4139 401), besitzt zahlreiche nach §37 NatSchG LSA gesetzlich geschützte Biotope und ist im Biosphärenreservat Mittelbe als Schutzzone III (Landschaftsschutzgebiet) ausgewiesen. Aufgrund der Nähe zu Roßlau, eines attraktiven Landschaftsbildes und eines guten Wegenetzes wird das Gebiet häufig von Erholungssuchenden frequentiert. Naturinteressierte Besucher können von der Wasserburg Roßlau über einen sehr gut ausgeschilderten Auenpfad mit zahlreichen Informationstafeln das Gebiet selbständig erkunden.

3 Interdisziplinäre Forschungsplattform

Mit der Deichöffnung am Roßlauer Oberluch ergab sich für die Forschung im Biosphärenreservat Mittelbe die Gelegenheit, das erste großflächig

realisierte Auenrenaturierungsprojekt an der Mittleren Elbe wissenschaftlich zu begleiten. Aus diesem Grund wurde eine interdisziplinäre Forschungsplattform für Auenforschung im Rahmen des UFZ-TERENO-Observatoriums eingerichtet. TERENO (Terrestrial Environmental Observatories), eine Initiative der Helmholtz-Gemeinschaft, ist ein Verbund von derzeit drei Umweltobservatorien in Deutschland, deren Ziel es ist, Langzeitbeobachtungsdaten zu den Wirkungen von Landnutzungs- und Klimawandel auf die Umwelteigenschaften zu erheben und damit verbundene wissenschaftliche Fragen zu klären. Durch das UFZ wird eines der drei TERENO-Observatorien, das Observatorium „Harz/Mitteldeutsches Tiefland“, betrieben. Forschergruppen verschiedener Institutionen, insbesondere des UFZ, der TU Berlin, der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) und der Hochschule Anhalt arbeiten in der Auenplattform gemeinsam mit der Biosphärenreservatsverwaltung Mittelbe, um ökologische Fragestellungen zu beantworten, funktionale Zusammenhänge zu erforschen und das Management in Auen zu verbessern. Die Plattform selbst entstand auf der Grundlage einer erfolgreichen interdisziplinären Zusammenarbeit und bündelt verschiedene Auenaktivitäten am UFZ, wie z. B. das RIVA- und das HABEX-Projekt (vgl. DZIOCK et al. 2006, SCHOLZ et al. 2009, SCHOLZ et al. in diesem Heft, S. 58 ff). In diesen Projekten wurden abiotische und biotische Daten auf ausgewählten Auenstandorten im Biosphärenreservat Mittelbe in den Jahren 1998, 1999 und kontinuierlich seit 2002 erhoben.

Eine Schlüssellaktivität ist die Deichrückverlegungsmaßnahme im Roßlauer Oberluch, unter Wissenschaftlern auch als ‚Rosslau-Experiment‘ bezeichnet. Dieses Projekt ermöglicht es in einzigartiger Weise, die Auswirkungen des Hochwassers nach Deichrückverlegung auf die Auenfunktionen (Lebensraumfunktion für Pflanzen und Tiere, Rückhaltefunktion für Hochwasser und Fluss-Sedimente, Erholungsfunktion für den Menschen) zu untersuchen. Obwohl bereits in verschiedenen Vorhaben diverse Prognosemodelle als Entscheidungshilfe für geplante Deichrückverlegungen entwickelt wurden (z. B. NEUSCHULZ et al. 2002, LAU 2001 oder BAUFELD 2005), konnte bisher aufgrund fehlender Praxisbeispiele keine konkrete Umweltbeobachtung vorgenommen werden. Es wird erwartet, dass sich in renaturier-

ten Auengebieten auentypische Lebensräume wieder entwickeln, sich Arten wieder ansiedeln und sich gleichzeitig Auenfunktionen, wie z.B. die Hochwasserrückhaltefunktion, regenerieren können. Um die Auswirkungen einer solchen Maßnahme wissenschaftlich zu erfassen, ist ein interdisziplinärer Langzeitforschungsansatz notwendig. Dieser wurde gewählt, um die Auedynamik und die komplexen Zusammenhänge zwischen Tier- und Pflanzenarten sowie den Umweltfaktoren zielführend im sozio-ökonomischen Kontext zu untersuchen. Neben wissenschaftlichen Fragestellungen sollen auf diese Weise vor allem auch Entscheidungshilfen für zukünftige Renaturierungsmaßnahmen erarbeitet werden.

3.1 Untersuchungsgebiete und Auswahl der Probeflächen

Die Umweltbeobachtung wurde im Roßlauer Oberluch im Sommer 2006 mit der Zielstellung begonnen, die kurz-, mittel- und langfristigen ökologischen Auswirkungen der Deichrückverlegung zu erforschen. Um entsprechend abgesicherte Erkenntnisse durch vergleichende Untersuchungen

zu gewinnen, wurden Probeflächen in drei Teiluntersuchungsgebieten (a-c, Abb. 6) ausgewählt:

a Rezente Elbeaue im Roßlauer Oberluch

(Abb. 7: Probeflächen 71–82)

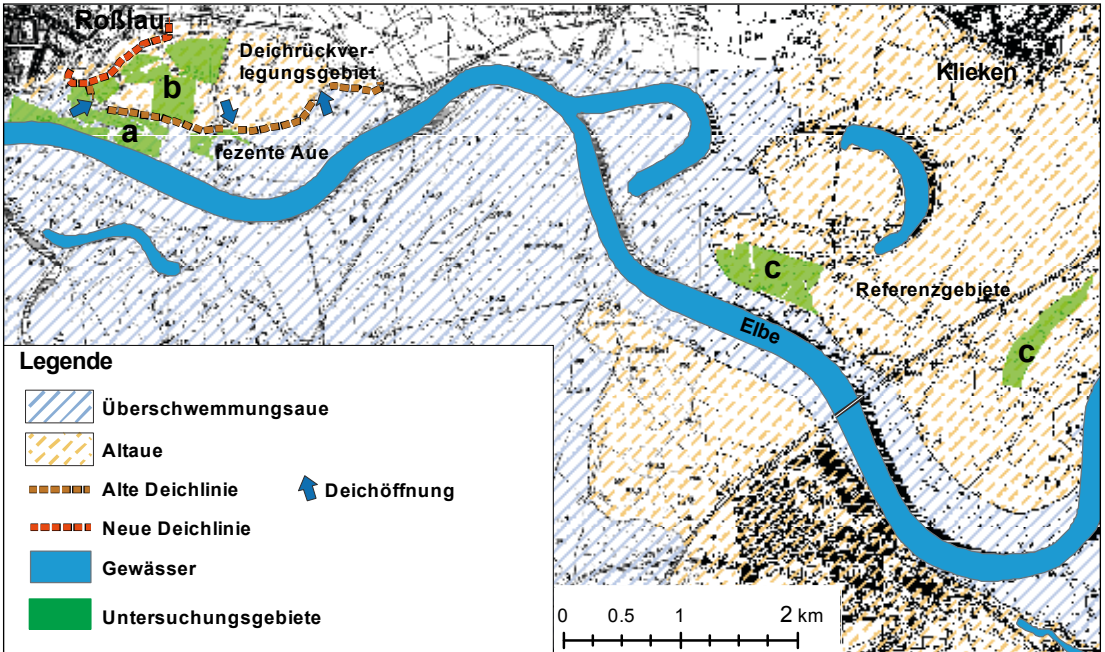
Das Deichvorland im Roßlauer Oberluch (Elbekm 253 bis 258) war immer ein Teil der aktiven, rezenten Überflutungsau und wird durch zahlreiche Flutrinnen, Hartholzauenkomplexe und Auenwiesen gegliedert.

b Rückdeichungsgebiet (ehemalige Altaue) im Roßlauer Oberluch

(Abb. 7: Probeflächen 83–94)

Bis zur Schließung der Deichlinie um 1830 gehörte dieses Gebiet zur aktiven Überflutungsau der Elbe. Durch den Deichbau von 1830 wurde es für 176 Jahre zur deichgeschützten Altaue. Das Gebiet entspricht der Fläche zwischen dem alten, nunmehr aufgegebenen Deich von 1830 und dem neuen, im Jahr 2006 zurückverlegten Deich bzw. der Terrassenkante als natürliche Überflutungsgrenze (vgl. auch Abb. 2). Durch Deichschlitzung des alten Deiches ist dieses Gebiet

Abb. 6: Übersicht der Teiluntersuchungsgebiete: rezente Elbeaue (a), Rückdeichungsgebiet (b) im Roßlauer Oberluch sowie Referenzgebiete in der Kliekener Altaue (c). Kartengrundlage: TK25 (Blätter 4139 und 4140).



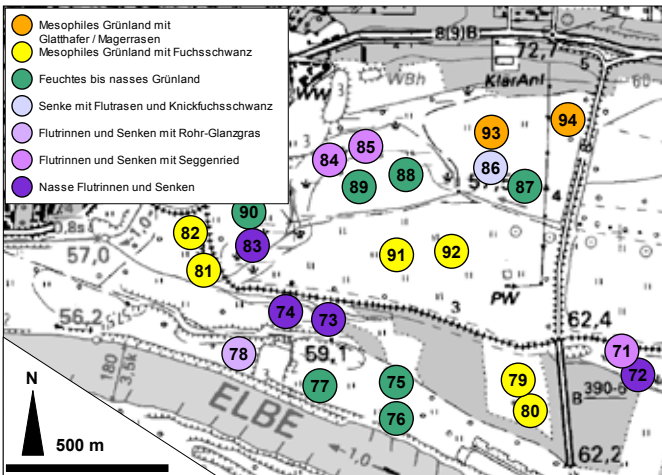


Abb. 7: Probeflächen nach Bio-
toptypen in den Teiluntersuchungs-
gebieten: rezente Aue (a) und Rück-
deichungsgebiet (b) im Roßlauer
Oberluch. Kartengrundlage: TK25
(Blatt 4139).

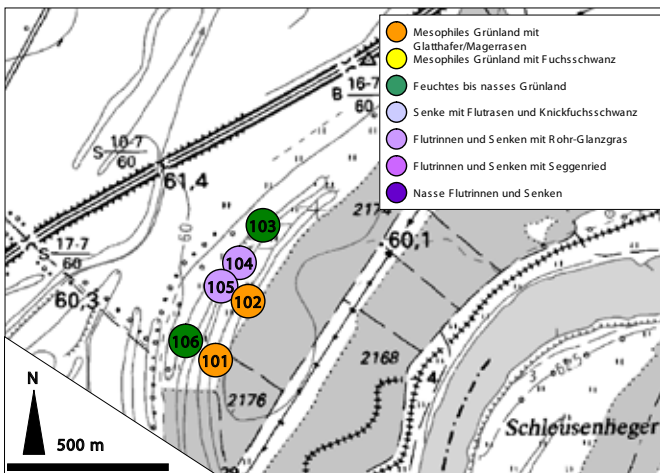


Abb. 8: Probeflächen nach Bio-
toptypen im Teiluntersuchungs-
gebiet: Alttau (c) südwestlich von
Klieken. Kartengrundlage: TK25
(Blatt 4140).

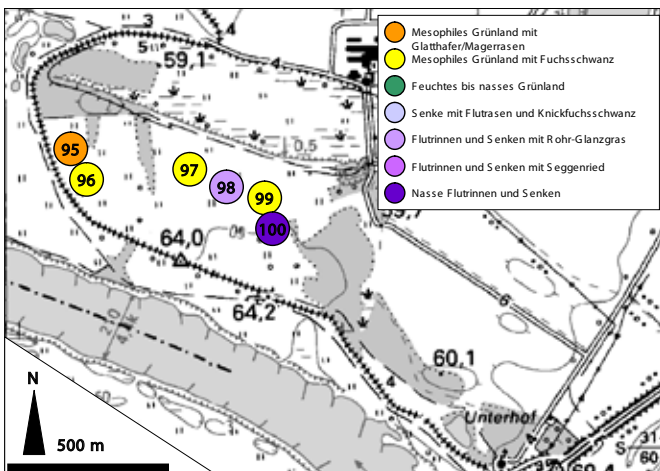


Abb. 9: Probeflächen nach Bio-
toptypen im Teiluntersuchungs-
gebiet Alttau (c) südöstlich von
Klieken. Kartengrundlage: TK25
(Blatt 4140).

nun wieder direkt dem Hochwassergeschehen der Elbe ausgesetzt und gehört damit auch wieder zur rezenten Aue bzw. zum Deichvorland. Nach Deichschlitzung wurde dieses Gebiet erstmalig wieder im Frühjahr 2009 überschwemmt.

c Referenzgebiete in der Altaue bei Klieken

(Abb. 8 und 9)

Als deichgeschützte Referenzgebiete dienen zwei Grünlandkomplexe in der Altaue etwa 9 km weiter östlich, flussaufwärts in Elbenähe bei Klieken. Dieser Teiluntersuchungsraum, der sich südöstlich (Elbe-km 243) und südwestlich von Klieken (Elbe-km 247–248) befindet, ist nach wie vor vom Hochwassergeschehen ausgeschlossen.

Die Probeflächenauswahl in allen drei Teilgebieten erfolgte mit einem geschichteten (stratifizierten) Zufallsdesign und einem Probeflächenaufbau, der die unterschiedlichen fachspezifischen Anforderungen erfüllt. Dieser wurde bereits im RIVA- und HABEX-Projekt entwickelt und getestet (siehe auch HENLE et al. 2006, SCHOLZ et al. 2009 und diesem Heft, S. 58 ff). Zur Eingrenzung der Probeflächen sollten Wiesenbereiche ausgewählt werden, die mit den RIVA- und HABEX-Untersuchungsgebieten vergleichbar waren. Die Suche konzentrierte sich deshalb auf Grünlandstandorte unterschiedlicher Ausprägungsformen und insbesondere auf Bereiche der Senken und Flutrinnen. Zunächst erfolgte eine Grobauswahl in der rezenten Aue (a), im westlichen Teil des Rückdeichungsgebietes (b) und im Referenzsuchraum Kliekener Altaue (c). Auf diesen Flächen wurden mittels eines geographischen Informationssystems Zufallspunkte generiert, von denen 36 Probeflächen, verteilt auf die drei Teiluntersuchungsräume und unter Berücksichtigung der drei Biotoptypen (Flutrinnen, feuchtes und frisches Grünland), ausgewählt wurden (Abb. 7 bis 9). Der Aufbau einer Probefläche ist bei SCHOLZ et al. in diesem Heft (S. 58 ff) beschrieben. Die Probeflächen bilden die Grundlage der Feldarbeit aller Fachdisziplinen und ermöglichen gemeinsame, aufeinander abgestimmte Untersuchungen von ausgewählten Tierartengruppen (Schnecken, Laufkäfer, Heuschrecken, Mücken) und Pflanzen sowie der abiotischen Standortfaktoren (z. B. Boden, Nährstoffverhältnisse, Schwermetallanteil, Grund- und Oberflächenwasserstände).

3.2 Hydrologisches Monitoring

Die hydrologischen Verhältnisse, insbesondere das oberflächennahe Grund- und Drängewasser, die Überschwemmungsdauer sowie die Dynamik der Wasserstände sind wesentliche ökologische Umweltfaktoren für die Vegetation, die Tiere sowie für die Bodenprozesse in Auen. Um diese möglichst umfassend bewerten zu können, wurde auf den Probeflächen im Roßlauer Oberluch im Oktober 2006 ein Messnetz von oberflächennahen Grundwassermessstellen eingerichtet. Diese erreichen eine maximale Tiefe von bis zu 5 Metern. Je nach Lage der Grundwasseroberfläche in der Aue können sich, insbesondere bei Hochwassersituationen, leicht Zustände mit gespanntem Grundwasser ausbilden, so dass aus den gemessenen Grundwasserständen nicht sicher auf die Wasserstände im Boden, also die für Tiere und Pflanzen verfügbaren Wasserstände, geschlossen werden kann (HENRICHFREISE 2000). Um die Komplexität des Auftretens von gespannten Wasserständen in der Aue zu berücksichtigen, wurde bei höheren Deckschichtmächtigkeiten ein zweites, kürzeres und in der Auenlehmdecke endendes Beobachtungsrohr eingebaut. In einigen Senken und Flutrinnen ist zusätzlich eine Pegelmesslatte aufgestellt worden, um auch hier das oft lang anstehende Oberflächenwasser, das häufig nicht mit dem Wasserstand der Elbe korreliert, berücksichtigen zu können. Die Pegellatten wurden so angebracht, dass sie in Trockenzeiten auf landwirtschaftlich genutzten Flächen entfernt werden können und somit kein Mähhindernis darstellen. Das Ablesen der Grundwassermessstellen der einzelnen Probeflächen erfolgt seit Dezember 2006 mit einem Lichtlot, einmal wöchentlich. Erste Auswertungen der Messreihen zeigen, dass die Messstellen in Elbenähe sehr stark mit den Wasserständen des Flusses korrelieren. Elbeferne Messstellen werden hingegen durch die Rossel und durch von der Terrassenkante zufließendes Grundwasser beeinflusst. Dies weist darauf hin, dass direkte Rückschlüsse über die hydrologische Situation in der Aue durch die Auswertung amtlicher Messpegel im Strom oft kaum möglich sind (siehe auch BÖHNKE 2002, BÖHNKE & FOLLNER 2002). Die Erhebung zusätzlicher, langfristiger und räumlich hoch aufgelöster Messreihen hydrologischer Daten ist daher für die hier angestrebte interdisziplinäre Auswertung und Interpretation unerlässlich.

Aufgrund fehlender Hochwasser konnten die im Jahre 2006 begonnen Status-Quo-Erhebungen in den nachfolgenden Jahren, bis zum Eintreten der ersten Überflutung im Jahr 2009, wiederholt werden. In den folgenden Beiträgen werden erste Ergebnisse dieser Untersuchungen für den Boden (KRÜGER & RUPP) sowie für die Artengruppen Mollusken (ILG et al.), Laufkäfer (GERISCH & SCHANOWSKI), Heuschrecken (HERING et al.) und Mücken (KRÖGER et al.) vorgestellt. Über die Auswirkungen der direkten Überflutung im Rückdeichungsgebiet kann erst nach Auswertung der Ergebnisse des Hochwassers im Frühjahr 2009 und folgende berichtet werden. Dies muss späteren Veröffentlichungen vorbehalten bleiben.

4 Schlussfolgerungen

Bisherige Forschungsergebnisse weisen darauf hin, dass an Überflutungen angepasste Pflanzen, Laufkäfer und Mollusken unter den Bedingungen einer intakten Auendynamik eine höhere Artenvielfalt besitzen. Wichtige Voraussetzungen für die Erhaltung und Entwicklung von Natur und Landschaft, insbesondere für die Sicherung der auentypischen Artenvielfalt, sind durch die in der Planungs- und Bauphase umgesetzten, angepassten Nutzungsverhältnisse und durch zahlreiche Renaturierungsmaßnahmen geschaffen worden. Allerdings kann sich erst nach mehrjähriger interdisziplinärer Beobachtung zeigen, inwieweit Fauna und Flora insgesamt die positiven Indizes bestätigen und auf die Deichrückverlegung reagieren. Im Jahr 2009 erfolgte erstmals bei einem leichten Frühjahrshochwasser eine direkte Flutung des Rückdeichungsgebietes als Folge der Deichschlitzungen. Die Ergebnisse des Monitorings werden mit Spannung erwartet.

Insgesamt zeigte sich auch bei der Deichrückverlegung in Roßlau, dass eine transparente Darstellung aller Planungsinhalte und Konsequenzen sowie die frühzeitige Einbeziehung der Öffentlichkeit, insbesondere von Anwohnern und Landnutzern, unabdingbar sind, um eine möglichst breite Akzeptanz zu finden. Die zu erwartenden Änderungen der Grundwasserstände müssen begutachtet und ggf. Schöpfwerke eingerichtet werden (wie in Roßlau geschehen), damit es nicht zu Beeinträchtigungen für die Anwohner (z.B. feuchte Keller in deichnahen Ortschaften)

kommt. Gemeinsam mit den Landwirtschaftsbetrieben und unter Einbeziehung aller Förderprogramme muss eine möglichst auengerechte Nutzungsform für die neu geschaffenen Überschwemmungsgebiete gefunden werden. Auf der Suche nach einvernehmlichen Lösungen sind neben ökologischen und wirtschaftlichen deshalb auch sozio-ökonomische und kulturelle Aspekte zu berücksichtigen.

Angesicht der Kosten und des Gesamtaufwandes ist der nachhaltige Hochwasserschutz an der Elbe zwangsläufig als Generationsaufgabe zu verstehen. Unsere Generation stellt die Weichen und leistet die ersten Beiträge.

Danksagung

Großer Dank gilt den Mitarbeitern der Biosphärenreservatsverwaltung Mittelelbe, dem Landesamt für Umweltschutz und Naturschutzbehörden im Land Sachsen-Anhalt, der Stadt Dessau-Roßlau, der Stadtwerke Dessau (früher Roßlauer Wasserwerke) für ihre Unterstützung bei Geländearbeiten und Genehmigungen. Des Weiteren möchten wir uns bei den Bewirtschaftern der Untersuchungsgebiete für Ihre Zusammenarbeit bedanken. Ein weiterer Dank gilt zahlreichen Personen, die im Rahmen von Praktika, universitären Belegarbeiten oder kollegialer und freundschaftlicher Unterstützung die Forschungsarbeiten bei der Probennahme als auch der Analyse durch ihr Engagement unterstützt haben.

Zusammenfassung

Im März 2009 wurde das Roßlauer Oberluch seit mehr als 100 Jahren wieder bei Hochwasser überschwemmt. Möglich wurde das durch eine im Jahr 2006 vom Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft (LHW) abgeschlossene Deichrückverlegung. Diese erste große Deichrückverlegung an der Elbe verbessert sowohl den Hochwasserschutz als auch die ökologischen Bedingungen im Biosphärenreservat Mittelelbe. Mit der Deichöffnung im Roßlauer Oberluch war die einmalige Möglichkeit gegeben, das erste großflächige Auenrenaturierungsprojekt an der Mittleren Elbe wissenschaftlich zu begleiten. Durch Dauerbeobachtung, an der

mehrere Wissenschaftsdisziplinen beteiligt sind, werden in zwei Teiluntersuchungsgebieten im Roßlauer Oberluch, d. h. in der rezenten Elbeaue und im Rückdeichungsgebiet, die kurz-, mittel und langfristigen Auswirkungen dieser Deichrückverlegung untersucht. Als Referenzgebiete dienen zwei Standorte in der deichgeschützten Altaue bei Klieken. Der Beitrag geht zunächst allgemein auf die aktuelle Situation im Zusammenhang mit Rückdeichungsprojekten an der Mittelelbe ein, um dann das Roßlauer Oberluch als Landschaftsteil und das konkrete Projekt der Deichrückverlegung näher vorzustellen. Darüber hinaus übernimmt dieser Artikel die Funktion der Einführung und Grundlagenerläuterung für die folgenden Beiträge.

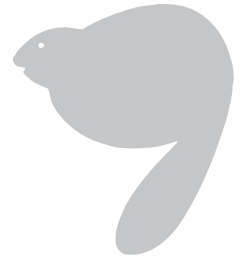
Literatur

- BAUFELD, R. (2005): GIS-gestützte Prognose der Biotopentwicklung auf Grundlage von Biotoptypen- und Vegetationserhebungen auf geplanten Rückdeichungsflächen an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt. - Universität Potsdam. - Dissertation: 241 S.
- BMU & BfN - BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT & BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) (2009): Auenzustandsbericht - Flussauen in Deutschland. - <http://www.bfn.de/fileadmin/MDb/documents/themen/wasser/Auenzustandsbericht.pdf>.
- BUNDESGESUNDHEIT (2002): 5-Punkte-Programm der Bundesregierung: Arbeitsschritte zur Verbesserung des vorbeugenden Hochwasserschutzes. - 15. September 2002. - <http://www.bmu.de/gewaesserschutz/doc/3114.php>.
- BFG - BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (Hrsg.) (2002): Das Augusthochwasser im Elbegebiet. - Koblenz. - <http://elise.bafg.de/?3967>.
- BÖHM, H. R., HEILAND, P., DAPP, K., MENGEL, A., ZANKE, U., SAENGER, N., KÄMPF, M., HAUPTER, B. & J. BLÖCHER (1999): Anforderungen des vorsorgenden Hochwasserschutzes an Raumordnung, Landes-/ Regionalplanung, Stadtplanung und die Umweltfachplanungen - Empfehlungen für die Weiterentwicklung. - UBA Texte: 45-99.
- BÖHNKE, R. (2002): Hydrodynamik und Stofftransport in Auensedimenten der Mittleren Elbe unter Berücksichtigung eines ökosystemaren Bewertungskonzeptes. - Dissertation. - UFZ-Berichte 2002(19).
- BÖHNKE, R. & K. FOLLNER (2002): Wasserstände in Auen - Möglichkeit der Rückrechnung aus Flusspegel- und Wetterdaten. - In: GELLER, W., PUNCOHAR, P., GUHR, H., VON TÜMPLING, W., MEDEK, J., SMRT'AK, J., FELDMANN, H. & O. UHLMANN (Hrsg.): Die Elbe - neue Horizonte des Flussgebietsmanagements. - Stuttgart/Leipzig (Teubner): 267-268.
- DZIOCK, F., FOECKLER, F., SCHOLZ, M., STAB, S. & K. HENLE (Hrsg.) (2006): Bioindication and functional response in flood plain systems - based on the results of the project RIVA. - International Review of Hydrobiology - Special issue 91(4): 269-388.
- EICHHORN, A., RAST, G. & L. REICHHOFF (2004): Naturschutzgroßprojekt Mittlere Elbe, Sachsen-Anhalt. - Natur und Landschaft 79(9): 423-429.
- HENLE, K., DZIOCK, F., FOECKLER, F., FOLLNER, K., HUESING, V., HETRICH, A., RINK, M., STAB, S. & 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. - International Review of Hydrobiology 91: 292-313.
- 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.
- JÄHRLING, K.-H. (1994): Mögliche Deichrückverlegungen im Bereich der Mittelelbe - Vorschläge aus ökologischer Sicht als Beitrag zu einer interdisziplinären Diskussion. - Magdeburg (Staatliches Amt für Umweltschutz). - Information.
- IKSE - INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE (2004): Dokumentation des Hochwassers vom August 2002 im Einzugsgebiet der Elbe. - http://www.ikse-mkol.org/fileadmin/download/ge-scannete_Publikationen/DE/IKSE-Dokumentation_Hochwasser_2002.pdf.
- KERUZORÉ, A. (2007): First amphibian inventory in the recently reconnected floodplain of Rosslau, Saxony Anhalt, Germany. - Universität Montpellier. - Masterarbeit: 63 S.
- LAU - LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (Hrsg.) (2001): Rückgewinnung von Retentionsflächen und Altauenreaktivierung an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt. - Abschlussbericht des BMBF-Forschungsvorhabens (FKZ 0339576). - Halle. - <http://elise.bafg.de/?3939>.
- LAMERS, L. P. M., LOEB, R., ANTHEUNISSE, A. M., MILETTO, M., LUCASSEN, E. C. H. E. T., BOXMAN, A. W., SMOLDERS, A. J. P. & J. G. M. ROELOFS (2006): Biogeochemical constraints on the ecological rehabilitation of wetland vegetation in river floodplains. - Hydrobiologia 565: 165-186.
- MRLU - MINISTERIUM FÜR RAUMORDNUNG, LANDWIRTSCHAFT UND UMWELT DES LANDES SACHSEN-ANHALT (2001): Die Landschaftsgliederung Sachsens-Anhalts. Ein Beitrag zur Beschreibung des Landschaftsprogrammes des Landes Sachsen-Anhalt (Stand 01.01.2001). - CD-ROM.
- NEUSCHULZ, F. & J. PURBS (2000): Rückverlegung von Hochwasserschutzdeichen zur Wiederherstellung von Überflutungsflächen. - In: FRIESE, K., WITTER, B., MIELICH, G. & M. RODE (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen. - Berlin/ Heidelberg/ New York (Springer): 421-430.
- NEUSCHULZ, F., PURBS, J. & M. HAPE (Hrsg.) (2002). Mög-

- lichkeiten und Grenzen der Auenwaldentwicklung und Auenregeneration am Beispiel von Naturschutzprojekten an der Unteren Mittel-Elbe (Brandenburg). - Abschlussbericht des BMBF-Forschungsvorhabens (FKZ 0339571). - LAGS (Landesanstalt für Großschutzgebiete). - Rühstädt. - <http://elise.bafg.de/?3819>.
- PURPS, J., DAMM, C. & F. NEUSCHULZ (2004): Naturschutzgroßprojekt Lenzener Elbtalaue, Brandenburg – Auenregeneration durch Deichrückverlegung an der Elbe. - *Natur und Landschaft* 79 (9): 408-415.
- PUHLMANN, G. (1993): Bereiche möglicher Deichrückverlegungen im Gebiet der mittleren Elbe zwischen Hirschmühle/Prettin und Domburg (Elbe-km 168 bis 301) als Grundlage für eine interdisziplinäre Diskussion. - Wittenberg (Staatliches Amt für Umweltschutz). - Unveröffentlichtes Gutachten.
- PUHLMANN, G. & K.-H. JÄHRLING (2003): Erfahrungen mit „nachhaltigem Auenmanagement“ im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Mittlere Elbe“. - *Natur und Landschaft* 78(4): 143-149.
- SCHOLZ, M., STAB, S., DZIOCK, F. & K. HENLE (Hrsg.) (2005): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. - Reihe: Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 4. - Berlin (Weißensee Verlag, Ökologie).
- SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & F. FOECKLER (Hrsg.) (2009): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. - Stuttgart (Ulmer Verlag): 480 S.
- SCHUBERT, P. (1996): Zusammenfassung ausgewählter Brutvogel-Kartierungsergebnisse aus dem Roßlauer Oberluch (Anhalt-Zerbst) anlässlich der geplanten Rekonstruktion des Hochwasserschutzdeiches. - Unveröffentlichtes Gutachten.
- SCHULZE, M. & T. SCHLEGEL (2007): Deichrückverlegung im Oberluch Roßlau. - *Wasser und Abfall* 5: 36-40.
- SCHWARZE, E. & H. KOLBE (2006): Die Vogelwelt der zentralen Mittel-Elbe-Region. - Halle (Ampyx-Verlag).

Bodenkundliche Sondierung ausgewählter Standorte im Roßlauer Oberluch und bei Klieken

FRANK KRÜGER & HOLGER RUPP



1 Einleitung

Die bodenkundliche Sondierung von 24 Standorten im Roßlauer Oberluch und 12 Probeflächen im Referenzgebiet bei Klieken dient der Standortcharakterisierung ausgewählter Untersuchungsflächen in der Elbeaue. Sie stellt die Grundlage für begleitende faunistische und floristische Untersuchungen dar, die im Zuge der Deichrückverlegung im Roßlauer Oberluch durchgeführt werden (s. a. SCHOLZ et al. in diesem Heft, S. 103 ff). Die Untersuchungsflächen befinden sich in der rezenten Elbeaue und im Rückdeichungsgebiet des Roßlauer Oberluchs sowie in der Altaue (historischen Aue) bei Klieken. Das Rückdeichungsgebiet des Roßlauer Oberluchs, welches durch die erfolgte Deichrückverlegung nun auch wieder zur rezenten Aue gehört, wird hydrologisch durch die Elbe und vor allem durch den Abfluss der Rossel geprägt. Die 3 Teiluntersuchungsgebiete sowie die dazugehörigen Probeflächen sind ausführlich in SCHOLZ et al. in diesem Heft (S. 103 ff) beschrieben.

Das Roßlauer Oberluch ist geologisch der holozänen Aue zuzuordnen, die an ihrem Nordrand direkt gegen saalezeitliche Moränen stößt (REICHHOFF & REUTER 1978) und im Süden durch die Elbe begrenzt wird.

Die in den topografischen Karten dargestellte Deichlinie (vgl. z.B. Abb. 1, 5, 11) teilt die Aue in einen Bereich, der in der Zeit der Eindeichung (von ca. 1830 bis 2006) vor dem hochwasserbedingten Sedimenteintrag geschützt war und den elbenahen Bereich, der nach wie vor einer bodenbildenden Sedimentation ausgesetzt ist. Durch die Deichrückverlegung gehört nun wieder das gesamte Roßlauer Oberluch zum aktiven Überflutungsbereich (vgl. Abb. 6 in SCHOLZ et al. in diesem Heft, S. 110). Die Untersuchungsflächen bei Klieken liegen in der

eingedeichten holozänen Aue, geschützt vor Hochwasser und Sedimenteintrag.

2 Methodik

Die Sondierungsarbeiten im Roßlauer Oberluch und bei Klieken wurden überwiegend im Oktober/November 2006 als Handbohrungen durchgeführt. Vier Standorte, die zum Zeitpunkt der ersten Kartierarbeiten noch unter Wasser standen, konnten erst im September 2007 nachuntersucht werden. Die maximale Bohrtiefe betrug vier Meter. Der obere Meter wurde mittels Edelmanbohrer beprobt, die folgenden Meter mittels Peilstange erbohrt. Die Bestimmung der bodenkundlichen Parameter sowie die anschließende Ableitung von Horizonten orientierten sich an der bodenkundlichen Kartieranleitung (AD-HOC AG BODEN 2005). Die bodenkundliche Ansprache differenziert Horizonte entsprechend ihrer Tiefenlage, Korngrößenzusammensetzung, Farbe, Fleckung, ihres Gefüges, Carbonatgehaltes und Humusanteiles. Die Bestimmung der Bodenart erfolgte mittels Fingerprobe, die Farbe der Horizonte wurde mittels Munsell-Farbtafel bestimmt. Die Abschätzung des Carbonatgehaltes wurde mit 10 %iger HCl vorgenommen. Des Weiteren wurde der aktuelle Grundwasserstand erfasst. Aus der Horizontabfolge wurden Bodentypen abgeleitet. Im Folgenden werden ausgewählte Parameter dargestellt.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Grundwasser-/Bodenwasserstände

Die Grundwasser- und Bodenwasserstände in Auen sind durch unterschiedliche Einflüsse

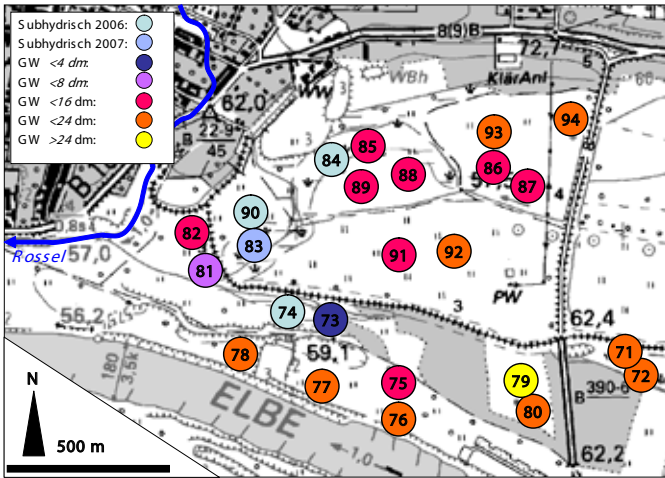


Abb. 1: Klassifizierung der Grundwasserflurabstände (GW) für die Probeflächen im Roßlauer Oberluch zum Zeitpunkt der Erstsondierung im Oktober 2006 und September 2007. Als subhydrisch werden die Standorte bezeichnet, die überwiegend unter Wasser liegen; dort herrschen meist reduzierende Bedingungen. Kartengrundlage: TK25 (Blatt 4139).

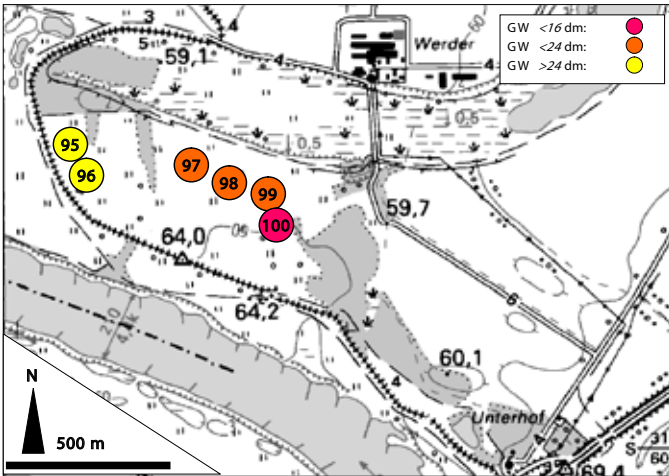


Abb. 2: Klassifizierung der Grundwasserflurabstände (GW) für die Probeflächen südwestlich von Klieken zum Zeitpunkt der Erstsondierung im November 2006. Kartengrundlage: TK25 (Blatt 4140).

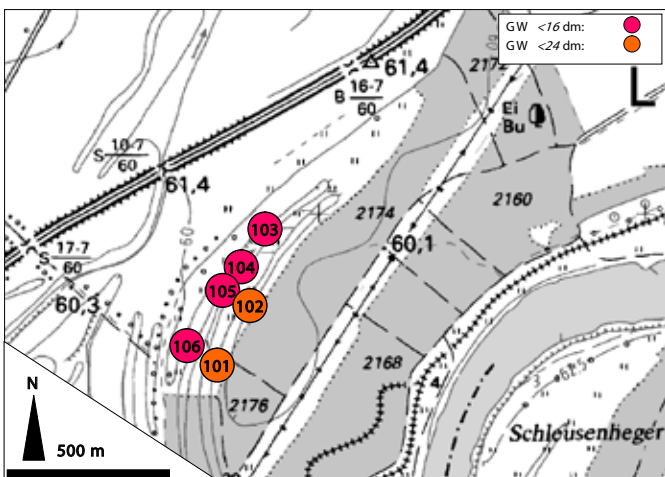


Abb. 3: Klassifizierung der Grundwasserflurabstände (GW) für die Probeflächen südöstlich von Klieken zum Zeitpunkt der Erstsondierung im November 2006 und September 2007. Kartengrundlage: TK25 (Blatt 4140).

geprägt. Neben dem Niederschlagsgeschehen werden sie hier durch das Abflussregime der Elbe bestimmt. Zusätzlich wirkt im Untersuchungsgebiet Roßlauer Oberluch der Abfluss der Rossel auf die Bodenwasser- und Grundwasser- verhältnisse. Während der Sondierarbeiten im Roßlauer Oberluch im Oktober 2006 betrug die Wasserstände der Elbe am oberstromig gelegenen Pegel in Wittenberg ca. 155 cm. Eine Überflutung der tiefstgelegenen Flächen im elbenahen Vorland erfolgt bei ca. 400 cm am Pegel Wittenberg. Während der Kartierung bei Klieken im November 2006 schwankten die Wasserstände der Elbe zwischen 260 und 280 cm. Die Nachuntersuchung von vier Standorten in Roßlau erfolgte bei Wasserständen von 180 cm. Der Mittelwasserstand am Elbepiegel in Wittenberg beträgt 255 cm (www.pegelonline.wsv.de). Die Tatsache, dass die Nachkartierung einzelner Standorte bei höheren Wasserständen als zum Zeitpunkt der Erstuntersuchung erfolgen konnte, unterstreicht, dass die hydrologischen Verhältnisse in Auen durch weit mehr Bedingungen als nur den Elbewasserstand geprägt sein können (vgl. auch BÖHNKE & GEYER 2009). Dabei kann der Grundwasserflurabstand ein Indiz für die topografische Geländehöhe darstellen oder auch Hinweise auf einen variablen Untergrundaufbau oder weitere Zuflüsse liefern. Abbildung 1 veranschaulicht die Tatsache, dass sich im Roßlauer Oberluch einerseits die feuchtesten Standorte zum Zeitpunkt der Erstprobennahme im Oktober 2006 und September 2007 (Nr. 74, 83, 84 und 90) in unmittelbarer Nähe des Gewässersystems der Rossel befinden und dass andererseits die Standorte mit dem größten Grundwasserflurabstand der Elbe am nächsten liegen. Die Abbildungen 2 und 3 zeigen die Grundwasserflurabstände auf den Probeflächen bei Klieken im November 2006. Im Vergleich zum Roßlauer Oberluch ist erkennbar, dass die Grundwasserflurabstände bei Klieken, trotz höherer Wasserführung der Elbe im November 2006, eine geringere Spannbreite aufweisen. Während im Roßlauer Oberluch die Variabilität von fast permanent überflutet (Probefläche 83) bis hin zu einem Grundwasserstand von 275 cm unter Flur (Probefläche 79) reicht, wurden auf den Probeflächen bei Klieken Grundwasserstände zwischen 100 und 265 cm unter Flur gemessen. Vor allem die nassen Standorte fehlen hier.

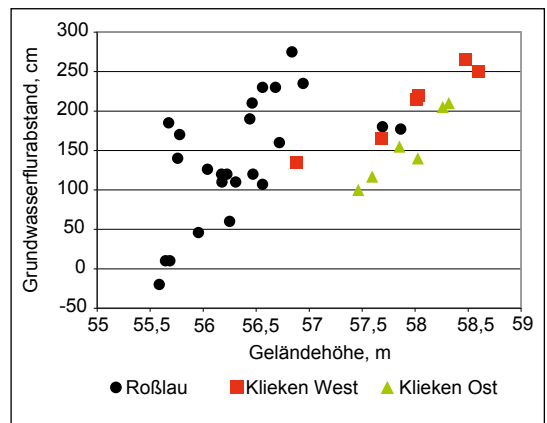


Abb. 4: Zusammenhang von Geländehöhe und Grundwasserflurabstand.

In Abbildung 4 wird der Zusammenhang von Geländehöhe einer Probefläche und ermitteltem Grundwasserstand zum Zeitpunkt der Sondierarbeiten dargestellt. Da es sich um absolute Höhenangaben [m] über NN handelt, haben die Standorte bei Klieken und im Roßlauer Oberluch aufgrund des Gefälles der Elbe unterschiedliche Höhenlagen. Auffällig ist einerseits die geringere Spannbreite der erfassten Grundwasserflurabstände bei Klieken und andererseits das Ausscheren der Werte einiger Standorte im Roßlauer Oberluch. Bei den Probeflächen 71, 72 und 84 ist dies mit den gespannten Grundwasser- verhältnissen zu erklären, bei den relativ hangnahen Probeflächen 93 und 94 wird angenommen, dass eine Beeinflussung durch hangziehendes Wasser vorliegt.

3.2 Bodenarten

Die Böden der Aue stehen in enger Wechselbeziehung zum Fluss, nicht nur hinsichtlich ihres hydrologischen Anschlusses. Substrat- und Bodenbildung stehen in engen Wechselbeziehungen zu den Auenprozessen. So ist die Entstehung der Auenböden an Überschwemmungsereignisse gebunden. Bei Hochwasser treten Flüsse über ihre Ufer und verfrachten die mitgeführten Schwebstoffe ins Überschwemmungsgebiet, wo sie sedimentieren. Diese Sedimentablagerungsprozesse haben an der Elbe zur Entstehung einer Auenlehmdecke unterschiedlicher Mächtigkeit und

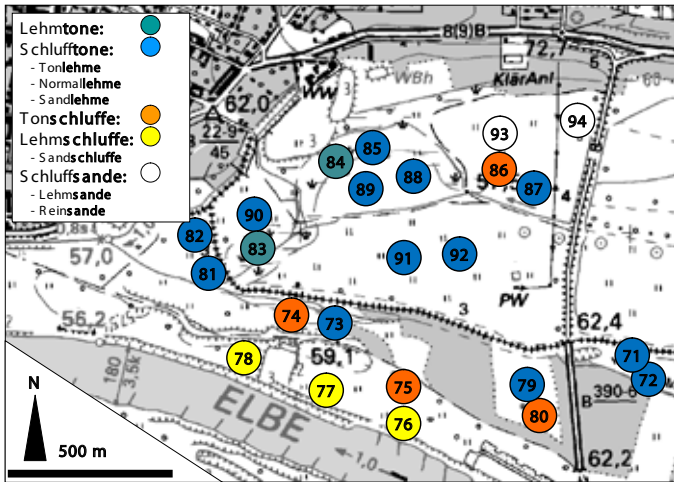


Abb. 5: Dominierende Bodenarten im oberen Profilmeter an den Standorten im Roßlauer Oberluch. Kartengrundlage: TK25 (Blatt 4139).

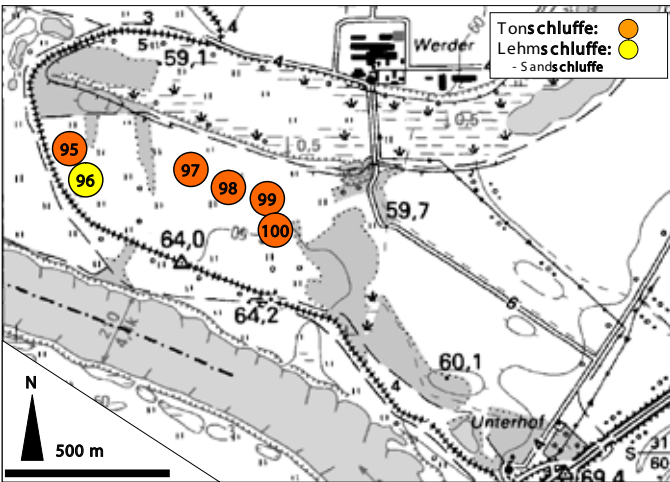


Abb. 6: Dominierende Bodenarten im oberen Profilmeter an den Standorten im Teiluntersuchungsgebiet südwestlich von Klieken. Kartengrundlage: TK25 (Blatt 4140).

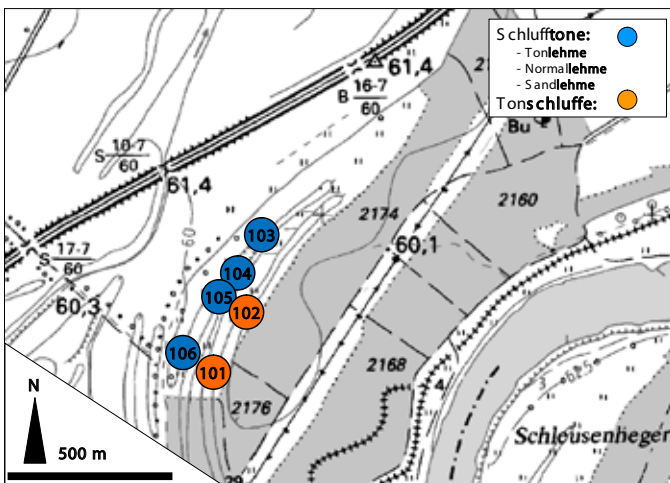


Abb. 7: Dominierende Bodenarten im oberen Profilmeter an den Standorten im Teiluntersuchungsgebiet südöstlich von Klieken. Kartengrundlage: TK25 (Blatt 4140).

| Teiluntersuchungsgebiete | Roßlauer Oberluch | | Referenzgebiete in der Altaue bei Klieken | gesamt |
|----------------------------------------|-------------------|---------------------|-------------------------------------------------|---------------|
| | rezente Aue | Rückdeichungsgebiet | | |
| Probeflächen Boden-Subtypen | 71–82 | 83–94 | 95–106 | 71–106 |
| Tschernitza | 3 | – | – | 3 |
| Norm-Vega | 1 | 2 | 5 | 8 |
| Gley-Vega | 3 | 2 | 2 | 7 |
| Vega-Gley | – | – | 2 | 2 |
| Auengley | 1 | 1 | 1 | 3 |
| Anmoorgley | 4 | 6 | 2 | 12 |
| Dy | – | 1 | – | 1 |

Tab. 1: Verteilung der Boden-Subtypen in den Teiluntersuchungsgebieten.

Korngrößenzusammensetzung geführt, wobei an flussnahen Standorten in der Regel die grobkörnigeren Partikel abgelagert werden, während in größerer Entfernung zum Fluss Feinstschwebstoffe aussinken (vgl. GRÖNGRÖFT & SCHWARTZ 1999, MIEHLICH 2000, SCHWARTZ 2001).

In den verschiedenen Teiluntersuchungsgebieten wurden überwiegend sehr feinkörnige, schluffdominierte Bodenarten vorgefunden. Als Bodenartengruppen der bodentypbestimmenden Horizonte im obersten Profilmeter wurden Lehm- und Schlufftone, Tonschluffe, Lehmschluffe und Schluffsand kartiert, in größeren Tiefen auch Reinsande mit unterschiedlichen Kiesanteilen. Schon auf dem Niveau der Bodenartengruppen lassen sich unterschiedliche Bereiche differenzieren.

Das Rückdeichungsgebiet im Roßlauer Oberluch ist gekennzeichnet durch sehr feinkörnige Böden. Nur hier wurden neben den dominierenden Schlufftonen an den Standorten 83 und 84 auch Lehmtone gefunden (Abb. 5).

Die höhergelegenen Probeflächen 93 und 94 weisen dagegen die grobkörnigsten Substrate auf. Hier wurden schwach- bis mittelschluffige Sande erfasst. Das Rückdeichungsgebiet kann aufgrund der nachgewiesenen Bodenarten von den flussnahen Standorten abgegrenzt werden. Der Schluffanteil der flussnahen Böden ist höher, so dass hier Ton- und sehr nah am Ufer auch Lehmschluffe großer Mächtigkeit sondiert wurden. Das Roßlauer Oberluch unterscheidet sich sowohl hinsichtlich der Bodenart als auch des Grundwas-

serstands deutlich von den Flächen bei Klieken. Die Böden im Teiluntersuchungsgebiet südwestlich von Klieken (Abb. 6) sind durch die Bodenarten Ton- und Lehmschluff, die südöstlich von Klieken (Abb. 7) durch Tonschluffe und Schlufftone gekennzeichnet. Die Bodenarten Schluffsand und Lehmton konnten nicht nachgewiesen werden.

3.3 Bodentypen

Die Böden in Auen werden im Wesentlichen entsprechend ihrer hydromorphologischen Merkmale, ihres Substrates sowie ihres Kohlenstoffanteils und Gefüges differenziert (ALTERMANN et al. 2001, EISENMANN 2002, RINKLEBE et al. 2009). Im Ergebnis der bodenkundlichen Sondierung wurden autentypische Böden und ein Unterwasserboden (Dy) kartiert. Das Ergebnis der Ansprache der Böden auf Subtypenniveau ist Tabelle 1 zu entnehmen (siehe auch Abb. 11–13).

Abbildung 8 veranschaulicht die Bodenansprache und das Differenzierungsschema für die o. g. Böden aus Auenlehm (Fluvischluff, Fluvilehm oder Fluviton). Insbesondere der hydrologische Gradient ließ sich auch mittels der Messung des Grundwasserflurabstandes belegen (Abb. 9), wobei dies mit Sorgfalt zu interpretieren ist, da für einige Boden-Subtypen zu wenige Beispiele vorlagen und auch die Erhebung des Grundwasserstandes auf einem einzigen Tageswert beruht. Auf die Darstellung von Dy und Vega-Gley wurde aufgrund der geringen Anzahl verzichtet.

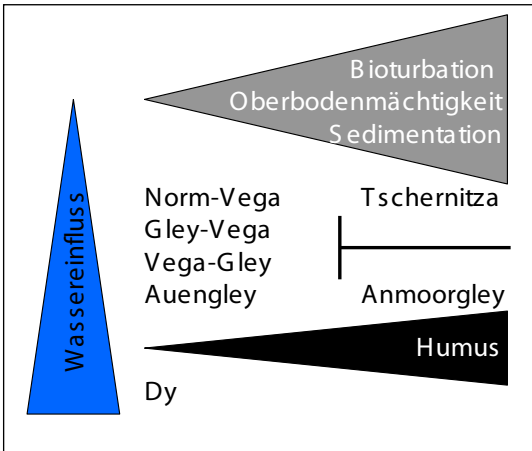


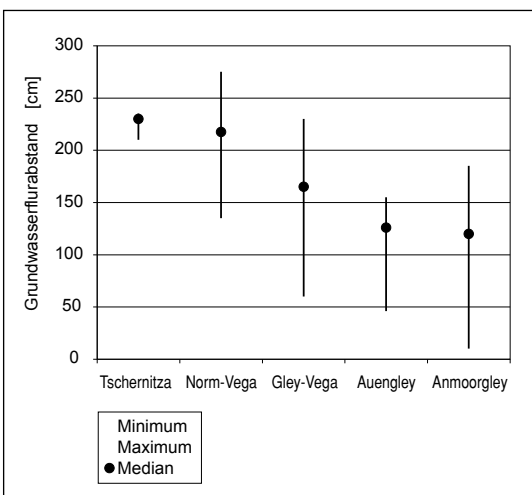
Abb. 8: Vereinfachtes Differenzierungsschema zur Ansprache von Auenböden.



Abb. 10: Schumpfrisse auf der Probefläche 91 im Roßlauer Oberluch (Sommer 2008).

Der hohe Tonanteil der Böden verleiht den Böden hohe Quellungs- und Schrumpfungsneigung, so dass die Böden auch als „Minutenböden“ bezeichnet werden können. Diese Eigenschaft, die Tonböden (Pelosole) charakterisiert, wurde im Oktober/November 2006 nicht explizit untersucht, kann aber für den überwiegenden Teil der Böden aus Lehm- und Schluffton angenommen werden, wie Abb. 10 für die Probefläche 91 belegt.

Abb. 9: Boden-Subtypen und Grundwasserflurabstände zum Zeitpunkt der Kartierung.



Die räumliche Verteilung der Boden-Subtypen im Roßlauer Oberluch zeigt Abbildung 11. Die Böden, die dem stärksten Wassereinfluss ausgesetzt sind, befinden sich im Einflussbereich der Rossel. Der sehr langfristig überstaute Standort 83 wurde als Unterwasserboden angesprochen. Er war durch einen reduzierten, schwarzen und sehr stark nach Schwefelwasserstoff riechenden Oberboden charakterisiert. Auengleye und vor allem Anmoorgleye finden sich ebenfalls an feuchten Standorten in morphologischen Senken oder Flutrinnen. Der höhere Humusanteil der anmoorigen Böden wird auf die gehemmte Mineralisationsleistung der Böden unter Wassereinfluss zurückgeführt. Charakteristisch sind die hochgelegenen Norm-Vegen in der zentralen Aue und die ebenfalls hochgelegenen, ufernahen Tschernitzen, die mächtige, lockere Oberbodenhorizonte aufweisen und die durch starke Sedimentation entstanden sind. Die Abbildungen 12 und 13 zeigen die räumliche Verteilung der Boden-Subtypen im Referenzgebiet südwest- und südöstlich von Klieken. Während südwestlich von Klieken die hochgelegenen Norm-Vegen dominieren, ist das Untersuchungsgebiet südöstlich von Klieken durch eine langgezogene Senke charakterisiert, in der sich typische Anmoorgleye ausgebildet haben. An den Senkenrändern entwickelten sich Auengleye und Vega-Gleye, die hochgelegenen Standorte sind wiederum durch Norm- und Gley-Vegen gekennzeichnet.

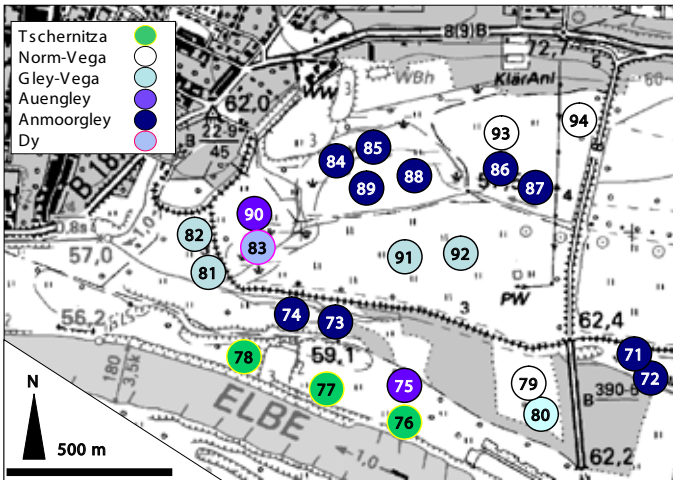


Abb. 11: Die Verteilung der Boden-Subtypen im Roßlauer Oberluch. Kartengrundlage: TK25 (Blatt 4139).

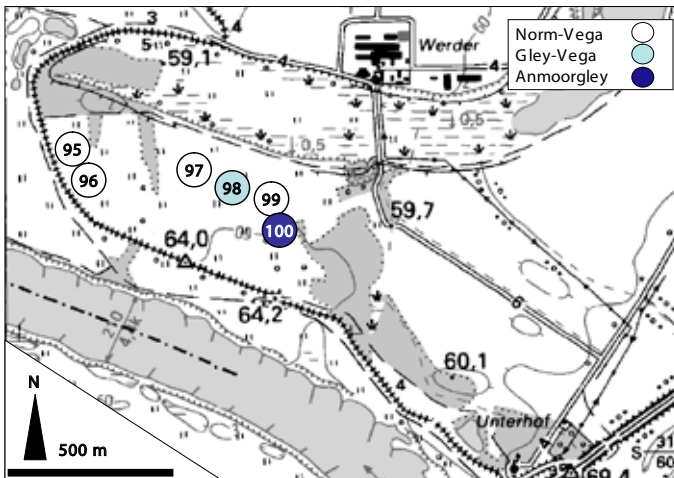


Abb. 12: Die Verteilung der Boden-Subtypen im Teiluntersuchungsgebiet südwestlich von Klieken. Kartengrundlage: TK25 (Blatt 4140).

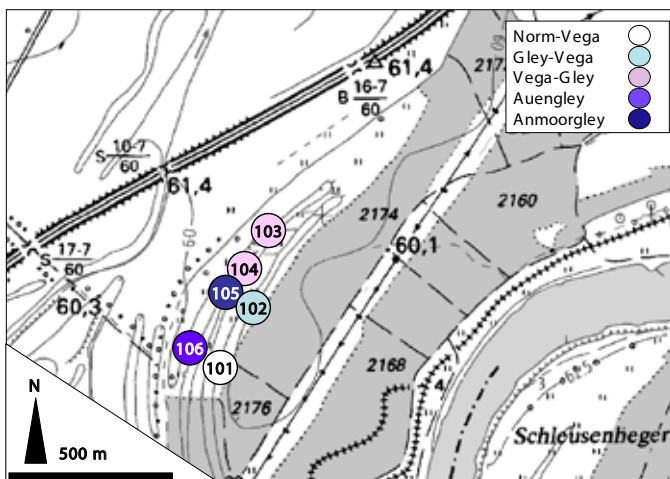


Abb. 13: Die Verteilung der Boden-Subtypen im Teiluntersuchungsgebiet südöstlich von Klieken. Kartengrundlage: TK25 (Blatt 4140).

4 Schlussfolgerungen

Die bodenkundlichen Untersuchungen haben gezeigt, dass insgesamt eine große Standortvariabilität vorliegt. Es wurden ebenso relativ sandige, trockene Böden kartiert, wie sehr nasse und tonreiche. Einige der Untersuchungsflächen sind durch sehr starke Grundwasser- und Flusswasserschwankungsamplituden gekennzeichnet, andere sind permanent feucht. Diese Standortvielfalt kann als Grundlage für den floristischen und faunistischen Artenreichtum im Untersuchungsgebiet betrachtet werden (siehe ILG et al., GERISCH & SCHANOWSKI oder HERING et al. in diesem Heft). Das Roßlauer Oberluch wird hydraulisch sowohl von der Elbe als auch von der Rossel und zum Teil zusätzlich durch hangziehendes Grundwasser beeinflusst. Hohe Elbewasserstände haben auch schon vor der Deichschlitzung zu einem Rückstau der Rossel und damit zu einer Überflutung der Standorte im Rückdeichungsgebiet geführt. Die Deichbaumaßnahme wird demzufolge kaum auf die Überflutungshäufigkeit der Standorte im Roßlauer Oberluch wirken und dadurch auch kaum bodenkundliche Veränderungen verursachen. Es muss allerdings geprüft werden, ob durch die zukünftige Beeinflussung des Oberluchs mit Elbewasser auch ein Sedimenteintrag stattfindet, der bodenkundliche Veränderungen verursachen kann. Aus diesem Grund wurden die 36 Standorte so beprobt, dass eine Überprüfung ihrer stofflichen Qualität erfolgen kann. Des Weiteren wird mit Hilfe von Sedimentfallen sowohl im Rückdeichungsgebiet als auch an Standorten des ufernahen Vorlandes der aktuelle hochwassergebundene Sediment- und Stoffeintrag gemessen.

Zusammenfassung

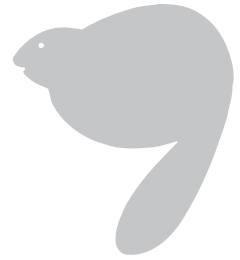
Im Rahmen der Untersuchungen zur Deichrückverlegung wurden 24 Standorte im Roßlauer Oberluch und als Referenzstandorte 12 Probeflächen bei Klieken bodenkundlich beschrieben. Sowohl auf den Probeflächen im Roßlauer Oberluch als auch bei Klieken konnten ausschließlich auentypische Böden nachgewiesen werden. Viele Böden im Roßlauer Oberluch können auch als Minutenböden bezeichnet werden. Ihre z. T. ausgeprägte Hydromorphierung ist neben den schwankenden Elbewasserständen auch auf den Einfluss der Rossel zurückzuführen.

Literatur

- AD-HOC AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. (KA 5), 5. Aufl. - BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN U. ROHSTOFFE U. STAATLICHE GEOLOGISCHE DIENSTE D. BR DEUTSCHLAND (Hrsg.). - Stuttgart (E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung).
- ALTERMANN, M., WIECHMANN, H., RINKLEBE, J., ROSCHE, O. & V. EISENMANN (2001): Zur Klassifikation von Böden in Auen. - Mitt. der Deut. Bodenkundl. Gesell. 96(2): 467-468.
- BÖHNKE, R. & S. GEYER (2009): Veränderung von Umweltfaktoren in Auen. - In: SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & F. FOECKLER (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. - Stuttgart (Ulmer Verlag): 101-129.
- EISENMANN, V. (2002): Die Bedeutung der Böden für das Renaturierungspotential von Rückdeichungsgebieten an der Mittleren Elbe. - Hamb. Bodenkundl. Arbeiten 51. - Dissertation (Universität Hamburg).
- GRÖNGRÖFT, A. & R. SCHWARTZ (1999): Eigenschaften und Funktionen von Auenböden an der Elbe. - Hamb. Bodenkundl. Arbeiten 44: 180 S.
- 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. - Berlin/Heidelberg/New York (Springer-Verlag): 3-17.
- REICHHOFF, L. & B. REUTER (1978): Die Landschaft an Mittel- und unterer Mulde. I. Eiszeitliche Fluß- und Landschaftsgeschichte und landschaftsformende Prozesse. - Dessauer Kalender 22: 66-76.
- RINKLEBE, J., FRANKE, C. & H.-U. NEUE (2009): Verbreitung, Eigenschaften und Klassifikation von Auenböden - Auenbodenformen als Indikatoren für Nähr- und Schadstoffkonzentrationen. Kap. 5.2. - In: SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & F. FOECKLER (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. - Stuttgart (Ulmer Verlag): 130-153.
- SCHWARTZ, R. (2001): Die Böden der Elbaue bei Lenzen und ihre möglichen Veränderungen nach Rückdeichung. - Hamb. Bodenkundl. Arbeiten. - Dissertation (Universität Hamburg).

Differenzierung von Laufkäfergemeinschaften (Col., Carabidae) an der Mittleren Elbe am Beispiel des Roßlauer Oberluchs

MICHAEL GERISCH & ARNO SCHANOWSKI



1 Einleitung

Im Rahmen der wissenschaftlichen Begleitforschung zum Deichrückverlegungsvorhaben im Roßlauer Oberluch (siehe SCHOLZ et al. in diesem Heft) wurden auch die Laufkäfer untersucht. Aufgrund ihrer hohen Mobilität reagieren Laufkäfer relativ schnell auf sich ändernde Umweltbedingungen, vor allem in dynamischen Lebensräumen wie Auen (BONN & KLEINWÄCHTER 1999, ROTHENBÜCHER & SCHAEFER 2006). Darüber hinaus weisen viele Arten eine spezielle Habitatbindung auf und eignen sich daher sehr gut als Bioindikatoren für hydrologische Veränderungen in Auen (GERISCH et al. 2006, SCHANOWSKI et al. 2009). Da auch die Biologie und die Ökologie dieser Artengruppe relativ gut bekannt sind, wurden die Laufkäfer als Modelltiergruppe ausgewählt, um die Auswirkungen von Rückdeichungen zu quantifizieren. Bisher weiß man relativ wenig darüber, wie Laufkäfer auf solche Maßnahmen reagieren. GÜNTER & ASSMANN (2005) zeigten, dass vier Jahre nach einer Deichrückverlegung an der Hase, einem Zufluss zur Ems, keine sichtbaren Veränderungen in den Artengemeinschaften sichtbar waren, was sie auf eine geringe Überflutungsdynamik zurückgeführt haben. Von anderer Seite wird angenommen und argumentiert, dass Deichrückverlegungen die Biodiversität von Flora und Fauna positiv beeinflussen können (UNRUH 2007). Der vorliegende Artikel soll weniger auf die Auswirkungen von Rückdeichungen eingehen, sondern vielmehr einen Überblick über den Status-Quo-Zustand der Laufkäferfauna vor der Deichöffnung geben. Die vorgestellten Ergebnisse gestatten somit einen ersten Einblick bezüglich der unterschiedlichen Ausprägung der Laufkäfergemeinschaften im Vergleich von regelmäßig aktiv überfluteten Auenbereichen (vordeichs) und

eingedeichten Altauenbereichen (hinterdeichs) im Roßlauer Oberluch. Als Referenzgebiet dient dabei die Altaue bei Klieken.

Laufkäfer in Auen sind häufig flugfähig, d. h. hoch mobil, und weisen einen besonders hohen Anteil feuchtigkeitsliebender Arten auf (zusammenfassend z. B. in GAC 1999). Die vorliegende Untersuchung geht von der Annahme aus, dass der Anteil flugfähiger Arten in der aktiven Überflutungsaue höher ist als im deichgeschützten Hinterland, da dort die direkte Störung durch periodische Überschwemmungen größer ist. Ferner wurde angenommen, dass sich feuchteliebende Arten häufiger in der aktiven (rezenten) Aue, also vor dem Deich, nachweisen lassen, da der Anteil auentypischer Habitatstrukturen, wie z. B. Flutrinnen und bodenfeuchte Grünlandstandorte, dort größer ist als in der Altaue.

Darüber hinaus sollen naturschutzfachlich wertvolle Arten vorgestellt und die erwarteten Auswirkungen einer erhöhten Überflutungsdynamik auf die Artengemeinschaften diskutiert werden.

2 Methodik

Die Datenerhebung erfolgte mit dem standardisierten Schema des RIVA- und des HABEX-Projektes (GERISCH et al. 2006, HENLE et al. 2006, SCHANOWSKI et al. 2009). Es wurden auf insgesamt 36 Probeflächen Barberfallen installiert und mit 7 %iger Essigsäure versetzt. Von den 24 Probeflächen im Roßlauer Oberluch befinden sich 12 in der aktiven Überflutungsaue (vordeichs) und 12 im bis zum Zeitpunkt der Untersuchung deichgeschützten Hinterland (Rückdeichungsgebiet). Die restlichen 12 sind Referenzprobeflächen und liegen in der nach wie vor eingedeichten Altaue (hinterdeichs) bei Klieken (siehe SCHOLZ et al. in

diesem Heft, S. 103 ff). Bisher liegen Status-Quo-Daten aus der Herbstbeprobung des Jahres 2006 vor, die den Zustand der Artengemeinschaften vor dem Schlitzen des Deichs dokumentieren.

Zur Datenanalyse wurde die Nichtmetrische Multidimensionale Skalierung (NMDS) genutzt, um die Differenzierung der Artengemeinschaften in der aktiven Elbeaue und in der (noch) deichgeschützten Altaue des Roßlauer Oberluches und den Referenzflächen (hinterdeichs) bei Klieken zu visualisieren. Diese Ordinationsmethode ermittelt eine „ökologische Distanz“ der Probeflächen zueinander, indem die Unterschiede der relativen Artabundanzen und der Artidentität der Probeflächen ermittelt werden. Die multivariate „ökologische Distanz“ wird dann im zweidimensionalen Diagramm dargestellt.

Dabei befinden sich Probeflächen mit ähnlicher Artenzusammensetzung nah beieinander, während die Entfernung zwischen Probeflächen unterschiedlicher Artenzusammensetzung mit steigender „ökologischer Distanz“ wächst. Für die Analysen wurden die Abundanzen der Arten durch Logarithmierung transformiert, um den Einfluss hochdominanter Arten zu verringern. Als Distanzmaß wurde der Morisita-Horn-Index verwendet.

Die Güte der Ordination, d. h. das Maß, wie gut die Variabilität der Daten in dem Diagramm abgebildet wird, wird als „stress“ angegeben. Je geringer dieser Wert ist, desto besser ist die Abbildungsleistung der Analyse (stress-Werte unter 10 gelten generell als sehr gut, Werte über 15 als unbefriedigend).

Die Daten zur Flugfähigkeit und Feuchtevalenz der Arten stammen aus TURIN (2000), HURKA (1996) und LINDROTH (1985, 1986). Die Arten wurden als flugfähig betrachtet, sobald sie in der Literatur als makropter (=flugfähig) beschrieben wurden. Den Autoren dieses Beitrages ist bewusst, dass nicht alle makropteren Arten auch tatsäch-

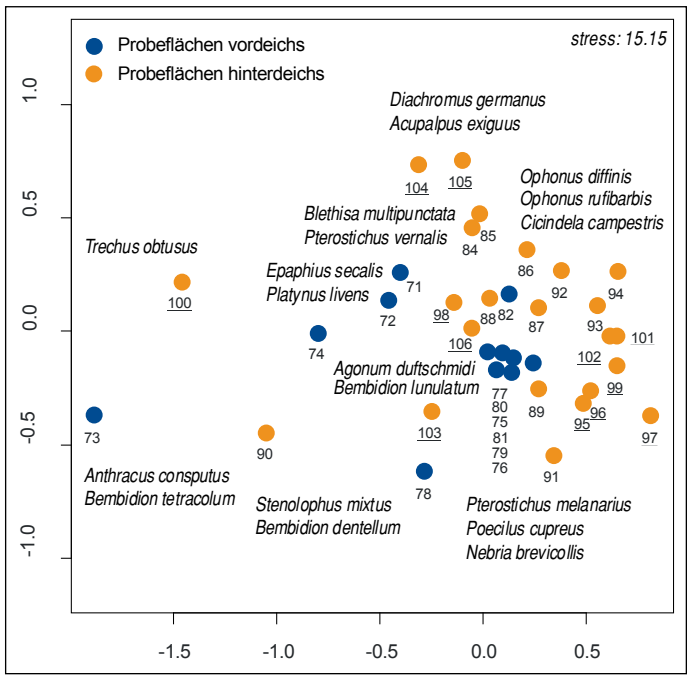


Abb. 1: Nichtmetrische Multidimensionale Skalierung (NMDS) der 36 Probeflächen der drei Teiluntersuchungsgebiete: aktive Elbeaue (71-82) und Altaue (83-94) im Roßlauer Oberluch sowie Referenzfläche in der Altaue bei Klieken (95-106), basierend auf den Artabundanzen und der Artidentität der Probeflächen. Die Ziffern stellen die Probeflächennummerierung dar, zur besseren Unterscheidbarkeit sind die Probeflächennummern des Referenzgebietes Klieken unterstrichen (siehe SCHOLZ et al. in diesem Heft, S. 103 ff). Die dargestellten Arten sind besonders bedeutsam für die Ordination der Probeflächen.

lich fliegen, jedoch ist die Datenlage diesbezüglich sehr gering und geografische Unterschiede erschweren eine deutliche Zuordnung. Die Taxonomie der Arten folgt MÜLLER-MOTZFELD (2004).

3 Ergebnisse

In den drei Teiluntersuchungsgebieten (siehe SCHOLZ et al. in diesem Heft, S. 103 ff) konnten insgesamt 9.124 Individuen aus 81 Arten nachgewiesen werden. Im Roßlauer Oberluch wurden 6.908 Individuen aus 69 Arten gefangen (siehe Internetanhang). Darunter befanden sich sieben Arten der

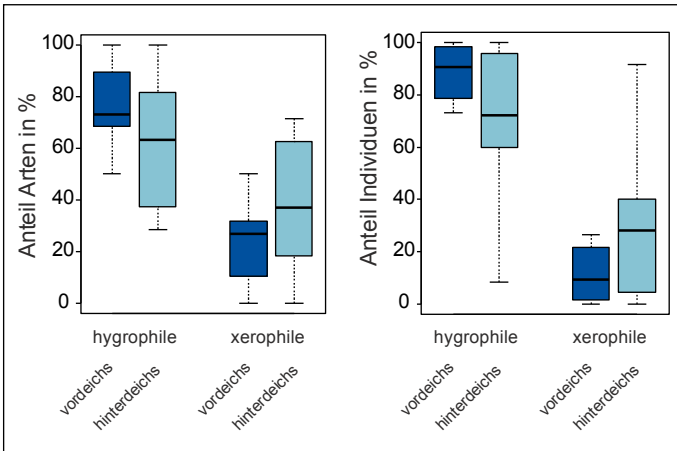


Abb. 2: Vergleich der Art- und Individuenanteile xerophiler und hygrophiler Laufkäfer der aktiven Elbeaue (vordeichs) und der Altaue (hinterdeichs) im Roßlauer Oberluch. Boxplots mit Median, 25 %- und 75 %-Quartil.

Roten Liste des Landes Sachsen-Anhalts (SCHNITZER & TROST 2004): *Harpalus melancholicus* (RL 1), *Platynus livens* (RL 2), *Agonum duftschmidi* (RL 3), *Blethisa multipunctata* (RL 3) sowie *Amara strenua*, *Diachromus germanus* und *Ophonus diffinis* (alle in der Kategorie R - extrem selten).

Die NMDS zeigt keine deutliche Differenzierung der Laufkäfer in typische Gemeinschaften der aktiven Aue und der deichgeschützten Altaue (Abb.1). Die Durchmischung der orangen und blauen Symbole im Ordinationsdiagramm zeigt deutlich, dass sich die Probeflächen vor- und hinterdeichs bezüglich ihrer Artenzusammensetzung sehr ähnlich sind. Die relativ niedrige Güte der Ordination (ausgedrückt als „stress“) ist überwiegend der Größe des Datensatzes geschuldet. Dennoch kann die Ordination als gutes und brauchbares Ergebnis interpretiert werden. Der Abbildung ist außerdem zu entnehmen, dass vor allem die Flutrinnenlebensräume (insbesondere die Probeflächen 71–74, 90 und 100) deutlich von trockeneren Habitaten separiert werden, wobei keine Unterschiede zwischen den Artengemeinschaften der aktiven und eingedeichten Auen erkennbar sind. Kennzeichnende Arten dieser Flutrinnenhabitats sind vor allem hygrophile *Agonum*- und *Bembidion*-Arten. Habitatgeneralisten wurden in diesen Lebensräumen in vergleichsweise niedrigen Abundanzen gefangen

(siehe Internetanhang). Gleichzeitig ist erkennbar, dass sich die Flutrinnenlebensräume untereinander sehr unähnlich sind, da sie im Ordinationsdiagramm relativ weit voneinander entfernt liegen.

Die Artenzusammensetzung der mesophilen und trockenen Grünlandstandorte der aktiven Aue (vordeichs) unterschieden sich in dieser Studie nicht deutlich von denen der Altaue (hinterdeichs). In allen Bereichen haben vorrangig eurytope Generalistenarten, wie z.B. *Poecilus cupreus* oder *Pterostichus melanarius*, die Artengemeinschaften bestimmt. Die trockensten Lebensräume werden überwiegend von *Ophonus*- und *Harpalus*-Arten besiedelt. Für eine detaillierte Artenliste der einzelnen Lebensräume sei auf den Internetanhang verwiesen.

Abbildung 2 vergleicht die Anteile hygrophiler (feuchtigkeitspräferenzierender) Arten und Individuen der aktiven Aue (vordeichs) und der Altaue im Roßlauer Oberluch. Es wird deutlich, dass auf den 24 Probeflächen der Anteil hygrophiler Arten und Individuen deutlich höher ist als der Anteil xerophiler (trockenheitspräferenzierender) Arten. Hinterdeichs war der Anteil hygrophiler Laufkäfer geringer als in der aktiven Aue, wobei die Unterschiede in den Individuenanteilen deutlicher ausfielen als in den Artanteilen. Im Gegensatz dazu konnte ein deutlich höherer Anteil xerophiler Arten und Individuen in den eingedeichten Lebensräumen nachgewiesen werden.

Neben der Feuchtevalenz wurde untersucht, wie sich das Vorkommen flugfähiger Laufkäferarten im Untersuchungsgebiet verteilt. Generell ist zu sagen, dass die Laufkäferfauna des Roßlauer Oberluchs überwiegend aus flugfähigen Arten besteht. Im Mittel sind über 90 % der nachgewiesenen Arten flugfähig. Entgegen den Erwartungen konnte eine deutliche Zunahme der makropteren (flugfähigen, also hoch mobilen) Arten hinter dem Deich festgestellt werden, wo durchschnittlich 95 % der Arten flugfähig sind (Abb. 3). Gleichzeitig sind vor dem Deich deutlich mehr brachyptere (nicht flugfähige) Arten vertreten.

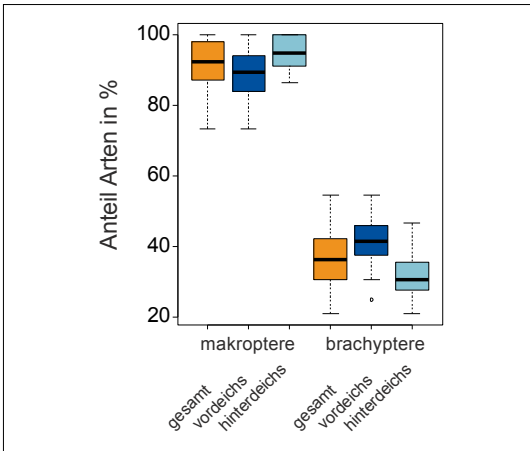


Abb. 3: Anteile an makropteren (flugfähigen) und brachypteren (nicht flugfähigen) Laufkäferarten in der aktiven Elbeaue (vordeichs) und in der Altaue (hinterdeichs) im Roßlauer Oberluch. Boxplots mit Median, 25 %- und 75 %-Quartil. Extremwerte sind als Punkt dargestellt.

4 Diskussion und Ausblick

Die Laufkäfergemeinschaften des Roßlauer Oberluchs differenzieren sich nur undeutlich in typische Zönosen der aktiven Aue (vordeichs) und der Altaue (hinterdeichs). Es konnte lediglich eine Gruppierung zwischen Flutrinnenhabitaten und trockeneren Bereichen festgestellt werden. Dabei spielt es keine große Rolle, ob diese Lebensräume vor oder hinter dem Deich liegen. Es wird vermutet, dass die ähnlichen Umweltbedingungen dieser Lebensräume auch ähnliche Artengemeinschaften bedingen. Die relativ hohe Unähnlichkeit der Artengemeinschaften der Flutrinnenhabitate untereinander wird überwiegend auf fehlende Arten bzw. unterschiedliche Dominanzen einzelner Arten zurückgeführt. So wurden in den Flutrinnen (Probeflächen 73 und 74) nur sehr wenige bis keine Individuen der charakteristischen Arten *Bembidion dentellum*, *B. biguttatum*, *Agonum micans* und *Anisodactylus binotatus* nachgewiesen, dafür aber der Verbreitungsschwerpunkt der Waldart *Pterostichus niger*. Mit zunehmender Beprobungsintensität in den Folgejahren sollte sich die Abweichung in den Daten aber relativieren. Es kann daher zu diesem Zeitpunkt noch

nicht von generellen Mustern in der Artenverteilung ausgegangen werden.

Im Allgemeinen lassen das Arteninventar und die Artenverteilung darauf schließen, dass auch in der Altaue für viele feuchtigkeitsgebundene Arten geeignete Habitate vorhanden sind, obwohl die hydrologischen Bedingungen dort nicht primär von direkter Überflutung, sondern von Qualmwasser beeinflusst werden. So kommen viele hygrobionte (streng an Feuchtigkeit gebundene) Arten sowohl vor als auch hinter dem Deich in ähnlich hohen Abundanzen vor. Dies ist z. B. bei den Arten *Epaphius secalis*, *Bembidion gilvipes* und *Oodes helopioides* zu beobachten (siehe Internetanhang). Es konnten jedoch auch deutliche Muster festgestellt werden. Während die Art *Bembidion guttula* ausschließlich in eingedeichten Lebensräumen nachgewiesen wurde, konnte *Bembidion dentellum* hauptsächlich in der aktiven Überflutungsau gefangen werden.

Die geringe Differenzierung der Laufkäfergemeinschaften in typische Gemeinschaften der aktiven Aue und der Altaue lässt daher vermuten, dass es für viele Arten weniger entscheidend ist, ob der Lebensraum überflutet wird oder nicht. Vielmehr scheint der Umweltfaktor „Bodenfeuchte“ ein Schlüsselparameter für Auenarten zu sein (siehe auch HENLE et al. 2006). Dieser Parameter spiegelt aber nur einen Teil der ökologischen Ansprüche von Laufkäfern in Auen wider, da neben der Feuchte auch die physischen Störungen, wie z. B. Überflutungen oder anthropogene Nutzungen, und ihr jahreszeitliches Auftreten von besonderer Wichtigkeit sind. So geht man z. B. davon aus, dass mit steigender Habitatstörung der Anteil hoch mobiler Arten zunimmt (DEN BOER et al. 1986). In dieser Studie war überraschenderweise der Anteil der makropteren (flugfähigen) Arten in der Altaue deutlich höher als im Überflutungsbereich. Es kann derzeit nicht belegt werden, ob eventuell Unterschiede im Nutzungsregime (z. B. unterschiedliche Mahdtermine) oder eine Kombination aus Nutzung und Überflutung diese biologische Eigenschaft der Arten steuern oder ob andere Faktoren für dieses Phänomen verantwortlich sind. Diese Fragestellung wird erst zukünftig im Rahmen weiterer Untersuchungen des Deichrückverlegungsprojektes beantwortet werden können.

Für die Laufkäfer haben die Untersuchungsflächen des Rückdeichungsgebietes eine sehr hohe

naturschutzfachliche Bedeutung. Obwohl der vorliegende Datensatz nicht das gesamte Artenspektrum des Gebietes widerspiegelt, konnten doch mehrere gefährdete Arten nachgewiesen werden. Es wird erwartet, dass mit zukünftigen Frühjahrsbeprobungen - das Frühjahr ist die Hauptaktivitätszeit von Laufkäfern in Auen - das Arteninventar steigen wird. Die Untersuchungsergebnisse sowohl aus dem RIVA- als auch aus dem HABEX-Projekt zeigten, dass im Frühjahr deutlich mehr Spezialistenarten nachgewiesen werden können als im Herbst, oft sind zudem stark gefährdete Arten darunter. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass die hohe naturschutzfachliche Wertigkeit der Probeflächen hinsichtlich der Laufkäferfauna zukünftig sogar noch steigen wird.

Interessanterweise konnte ein Großteil der gefährdeten Arten ebenfalls in der Altaue festgestellt werden. Daraus könnte sich durchaus ein naturschutzfachliches Konfliktpotenzial ergeben, wenn durch erhöhte Überflutungsdynamik stark gefährdete Arten wie *Harpalus melancholicus* verschwinden würden. Ein sorgfältiges Monitoring muss daher gewährleisten, die Bestandstrends solcher Arten wirkungsvoll zu dokumentieren.

Die vorliegende Studie beruht auf ersten Daten einer Herbstbeprobung. Gerade in Auenhabitaten sind die meisten Laufkäferarten und -individuen aufgrund biologischer Anpassungsstrategien jedoch hauptsächlich in der Frühjahrszeit zu beobachten. Inwieweit die hier getroffenen Aussagen auch für Frühjahrsarten zutreffen, kann daher an dieser Stelle nicht beantwortet werden. Kurzfristiges Ziel wird es jedoch sein, Daten der Status-Quo-Frühjahrsbeprobung in diese Voranalysen einfließen zu lassen, um das Arteninventar der Laufkäfer möglichst umfassend beschreiben zu können. Dadurch werden genauere Aussagen zur Differenzierung der Laufkäfergemeinschaften im Rückdeichungsgebiet erwartet.

Zusammenfassung

Mit der vorliegenden Untersuchung wird am Beispiel des Roßlauer Oberluchs im Biosphärenreservat Mittlere Elbe der Frage nachgegangen, ob sich die Laufkäferfauna in Artengemeinschaften der periodisch überfluteten Grünlandlebensräume,

also der aktiven Aue (vordeichs) und der eingedeichten Altaue (hinterdeichs) differenzieren lassen. Die Beprobung erfolgte im Herbst 2006 auf insgesamt 36 Probeflächen der aktiven Aue und der Altaue im Roßlauer Oberluch sowie auf einem Referenzstandort der Altaue bei Klieken. Die Laufkäfergemeinschaften im Roßlauer Oberluch unterschieden sich nicht deutlich in typische Zö-nosen vor- und hinterdeichs. Die deutlichste Abgrenzung gab es zwischen Artengemeinschaften von Flutrinnen und trockeneren Standorten, wobei sich die Artenzusammensetzung der Flutrinnenlebensräume im Deichvorland und in der Altaue nicht deutlich voneinander unterschied. Es wird vermutet, dass für viele Laufkäfer abiotische Parameter, wie z.B. Bodenfeuchte oder die Struktur der Mikrohabitate, eine ebenso bedeutsame Rolle spielen wie periodische Überflutungen.

Literatur

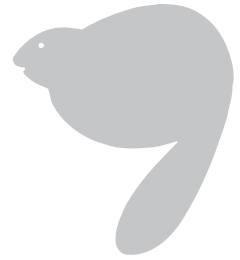
- BONN, A. & M. KLEINWÄCHTER (1999): Microhabitat distribution of spider and ground beetle assemblages (Araneae, Carabidae) on frequently inundated river banks of the River Elbe. - *Z. Ökologie u. Naturschutz* 8: 109-123.
- DEN BOER, P. J., LUFF, M. L., MOSSAKOWSKI, D. & F. WEBER (1986): Carabid beetles – Their adaptations and dynamics. - XII Int. Congr. of Entomol., Hamburg 1984. - Stuttgart/New York: 549 S.
- GAC - GESELLSCHAFT FÜR ANGEWANDTE CARABIDOLOGIE (Hrsg.) (1999): Laufkäfer in Auen. - *Angewandte Carabidologie*, Supplement 1: 144 S.
- 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. - *International Review of Hydrobiology* 91: 326-340.
- GÜNTER J. & T. ASSMANN (2005): Restoration ecology meets carabidology: effects of floodplain restitution on ground beetles (Coleoptera, Carabidae). - *Biodiv. Cons.* 14: 1583-1606.
- HENLE, K., DZIOCK, F., FOECKLER, F., FOLLNER, K., HUSING, V., HETTRICH, A., RINK, M., STAB, S. & 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. - *International Review of Hydrobiology* 91: 292-313.
- HURCA, K. (1996): Carabidae of the Czech and Slovak republics. - *Zlin*: 565 S.
- LINDROTH, C. H. (1985): The Carabidae (Coleoptera) of Fennoskandia and Denmark. - *Fauna Entomologica Scandinavia* 15: 1-232.
- LINDROTH, C. H. (1986): The Carabidae (Coleoptera) of Fennoskandia and Denmark. - *Fauna Entomologica Scandinavia* 15: 233-497.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (Hrsg.) (2004): Bd. 2 Adepaga 1: Carabidae (Laufkäfer). - In: FREUDE, H., HARDE, K. W., LOHSE, G. A. & B. KLAUSNITZER (Hrsg.): *Die Käfer Mitteleuropas*. - Heidelberg/Berlin (Spektrum-Verlag): 530 S.
- ROTHENBÜCHER, J. & M. SCHAEFER (2006): Submersion tolerance in floodplain Arthropod communities. - *Basic and Applied Ecology* 7(5): 398-408.
- SCHANOWSKI, A., FIGURA, W. & B. GERKEN (2009): Laufkäfer als Indikatoren. - In: FOECKLER, F., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & M. SCHOLZ (Hrsg.): *Entwicklung von Indikationssystemen in der Elbaue*. - Stuttgart (Ulmer-Verlag): 244-264.
- SCHNITZER, P. & M. TROST (2004): Rote Liste der Laufkäfer (Coleoptera Carabidae) des Landes Sachsen-Anhalt. - *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt*, Heft 39: 252-263.
- TURIN, H. (2000): De Nederlandse Loopkevers. Verspreiding en oecologie (Coleoptera: Carabidae). - *Nederlandse Fauna* 3: 666 S.
- UNRUH, M. (2007): Deichrückverlegungen zur Wiedervernässung an der mittleren Elbe (Biosphärenreservat Mittel Elbe, Sachsen-Anhalt). - *Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal* 4: 83-95.

Anhang im Internet

Tab.: Darstellung der Gesamtnachweise der Einzelarten nach Untersuchungsgebieten und Haupt-Habitattypen
unter: <http://www.ufz.de/index.php?de=18870>

Molluskengemeinschaften im Deichrückverlegungsgebiet Roßlauer Oberluch im Biosphärenreservat Mittelelbe

CHRISTIANE ILG, OSKAR DEICHNER, FRANCIS FOECKLER,
HANS SCHMIDT, KLAUS HENLE & MATHIAS SCHOLZ



1 Einleitung

Mollusken eignen sich aufgrund ihrer spezifischen Eigenschaften sehr gut zur ökologischen Charakterisierung, naturschutzfachlichen Bewertung und Beweissicherung bei bevorstehenden Veränderungen innerhalb ihrer Lebensräume (FALKNER 1990). Durch ihre geringe aktive Mobilität sind sie sehr stark an ihren Lebensraum gebunden. Ihre Biologie, Ökologie und Habitatansprüche sind gut bekannt. Gerade in Flussauen erreichen Mollusken sehr hohe Arten- und je nach standörtlichen Verhältnissen (z.B. bei hohen Kalziumgehalten im Wasser und Boden) sehr hohe Individuenzahlen (vgl. FOECKLER 1990, DEICHNER et al. 2000, KÖRNIG 2000, KÖRNIG in diesem Heft). Wie von SCHOLZ et al. (in diesem Heft, S. 103 ff) dargestellt, konnten die Auenwiesen im Roßlauer Oberluch durch Deichöffnungen wieder an das Hochwassergeschehen angebunden werden. Da diese Renaturierung ideale Ausgangsbedingungen für ein Feldexperiment bietet, wurden im Herbst 2006 sowie im Frühjahr und Herbst 2007 Molluskenproben auf den Wiesen im Roßlauer Oberluch und auf zwei Referenzstandorten in der Kliekener Altaue entnommen. Das Ziel ist, den Status Quo vor der Deichöffnung festzuhalten und die Entwicklung dieser Artengruppe nach der Deichrückverlegungsmaßnahme zu analysieren. Bislang liegen die Status-Quo-Ergebnisse der Herbst- und Frühljahrsaufsammlungen aus den Jahren 2006 und 2007 vor. Die Herbstproben aus dem Jahr 2007 befinden sich noch in Bearbeitung.

2 Methodik

Die Probenahme und -bearbeitung erfolgte nach den in den RIVA- und HABEX-Projekten entwi-



Abb. 1: Posthornschnecke (links) und Spitzschlammschnecke (rechts) – zwei charakteristische Wasserschneckenarten in Auengewässern – hier auf einem Blatt der Gelben Teichrose neben Wasserlinsen. Foto: F. Foeckler.

ckelten Methoden (s. HENLE et al. 2006 und DEICHNER et al. 2003). Auf jeder der 36 Probeflächen erfolgte die Molluskenbeprobung an 5 Probestellen, auf einer Fläche von je 1.000 cm² und bis zu einer Tiefe von 5 cm. Die Tiere wurden soweit möglich bis zur Art bestimmt. Nomenklatur und Systematik folgen FALKNER (1990), KÖRNIG (2001), GLÖER (2002) und GLÖER & MEIER-BROOK (2003).

3 Arteninventar

Insgesamt wurden 5.887 Individuen von 31 Taxa gefunden, wovon 23 bis auf Artniveau bestimmt wurden (siehe Tab. im Internetanhang). Taxa sind in diesem Zusammenhang systematische Einheiten erkannter Molluskenindividuen Gruppen, die nicht alle bis zur Art differenziert werden konn-

| Anzahl | Roßlauer Oberluch | | Altaue bei Klieken (Referenzgebiet) |
|----------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------|
| | rezente Elbeaue (Vorland) | Rückdeichungsgebiet (ehemalige Altaue) | |
| Arten (Taxa) | | | |
| Gesamt | 21 | 14 | 18 |
| Herbst 2006 | 15 | 11 | 10 |
| Frühjahr 2007 | 17 | 8 | 15 |
| Individuen | | | |
| Gesamt | 1.538 | 642 | 3.703 |
| Herbst 2006 | 1.144 | 240 | 2.841 |
| Frühjahr 2007 | 398 | 402 | 862 |
| Rote Liste | | | |
| Sachsen-Anhalt (KÖRNIG et al. 2004) | <i>A. spirorbis</i> (V) <i>G. rossmaessleri</i> (1) | <i>A. spirorbis</i> (V) <i>G. rossmaessleri</i> (1) | <i>A. spirorbis</i> (V) |
| Deutschland (JUNGBLUTH et al. 1998) | <i>A. septemgyratus</i> (V) <i>A. spirorbis</i> (2) <i>G. rossmaessleri</i> (1) <i>P. rubiginosa</i> (2) | <i>A. spirorbis</i> (2) <i>G. rossmaessleri</i> (1) <i>P. fontinalis</i> (V) <i>P. rubiginosa</i> (2) | <i>A. spirorbis</i> (2) <i>C. lubricella</i> (V) <i>P. muscorum</i> (V) |

Tab. 1: Arten- (Taxa-) und Individuenzahlen sowie Rote Liste-Arten in den drei Teiluntersuchungsgebieten. Kategorie der Roten Liste in Klammern: 1 - von Aussterben bedroht, 2 - stark gefährdet, V - Vorwarnliste.

ten. Zur besseren Lesbarkeit des Beitrages werden im Folgenden die festgestellten Taxa als Arten bezeichnet.

Es dominieren Vertreter der wechselfeuchten Gewässer und Sümpfe, z.B. die Behaarte Laubschnecke (*Pseudotrichia rubiginosa*) und Rossmässlers Posthörnchen (*Gyraulus rossmaessleri*), gefolgt von sechs Arten, die bevorzugt stehende Gewässer bewohnen, wie die Spitzschlamm-schnecke (*Lymnaea stagnalis*) und die Posthornschnecke (*Planorbarius corneus*, s. Abb. 1). Weitere charakteristische Arten sind die auf den Wiesen lebenden Offenlandarten, wie die Schiefe Grasschnecke (*Vallonia excentrica*) und die Gemeine Windelschnecke (*Vertigo pygmaea*), beide auch Bioindikatorarten der am höchsten gelegenen Wiesenstandorte im RIVA-Projekt (FOECKLER et al. 2006, 2009), und die Kleine Bernsteinschnecke (*Succinella oblonga*), die typisch für mittelfeuchte bis trockene Standorte ist. Wenig vertreten sind die Wald bewohnenden Arten, z.B. die Streifenglanzschnecke (*Perpolita hammonis*), die in Fließgewässern lebende Grobgestreifte Körbchenmuschel (*Corbicula fluminea*) und die auf trocken-warme Standorte spezialisierte Kleine Glattschnecke (*Cochlicopa lubricella*).

Die Artenzahl ist in der rezenten Aue (Deichvorland) und die Individuenzahl in der Altaue bei Klieken am höchsten (Tab. 1). Beide Wiesen zeigen auch sehr starke Schwankungen innerhalb der Individuenzahl, was durch die wesentlich geringere Populationsdichte im Frühjahr 2007 gegenüber der im Herbst 2006 zum Ausdruck kommt. Die Vorkommen von Arten der Roten Liste für Mollusken ist mit zwei für Sachsen-Anhalt (KÖRNIG et al. 2004) und sieben für Deutschland (JUNGBLUTH & KNORRE 1998) gering (siehe Tab. im Internetanhang). Eine Besonderheit stellt das Vorkommen von Rossmässlers Posthörnchen (*Gyraulus rossmaessleri*) dar. Die Art gilt in Sachsen-Anhalt und in Deutschland als „vom Aussterben bedroht“. Hervorzuheben sind auch die Vorkommen von Weißmündiger Tellerschnecke (*Anisus septemgyratus*), Quellblasenschnecke (*Physa fontinalis*) und Behaarter Laubschnecke (*Pseudotrichia rubiginosa*). Bei allen Arten der Roten Liste Sachsens-Anhalts handelt es sich um charakteristische Auenbewohner, die sich an die dynamischen Bedingungen der Flussaue angepasst und zum Teil in diesen Nischen gegenüber anderen Arten einen Konkurrenzvorteil besitzen. Gerade die „stark gefährdete“ *Pseudotrichia rubiginosa*

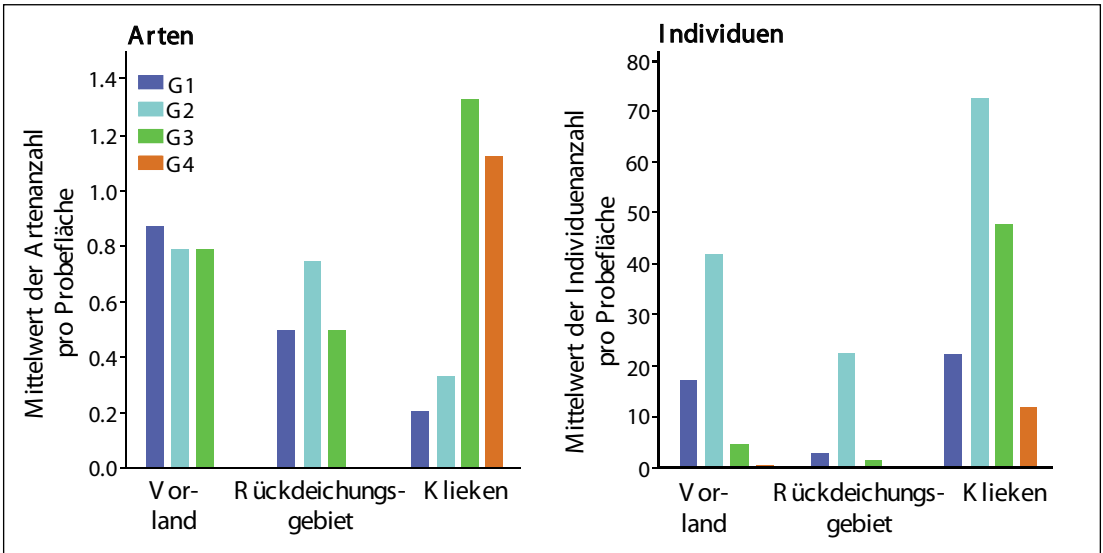


Abb. 2: Mittelwerte der Anzahl an Arten und Individuen der verschiedenen, nach ihren ökologischen Ansprüchen gruppierten Molluskenarten (G1-G4) im Roßlauer Oberluch (rezente Elbe/ Rückdeichungsgebiet) sowie im Referenzgebiet Altaue bei Klieken.

gilt als „Stromtalart“, da sie nahezu ausschließlich in Flussauen vorkommt. *Anisus septemgyratus*, *Gyraulus rossmaessleri* und *Physa fontinalis* kommen vor allem in Kleingewässern der Aue vor, beide erstgenannten eher in wechselfeuchten, letztere bevorzugt in Grundwasser gespeisten, klaren Gewässern.

4 Charakterisierung der Mollusken-gemeinschaften im Roßlauer Oberluch und in der Altaue bei Klieken

Zur weiteren Analyse wurden in Anlehnung an FALKNER et al. (2001) die Arten nach Feuchtigkeitspräferenzen, Überschwemmungs- und Austrocknungstoleranz in die vier folgenden Gruppen eingeteilt:

- Wassermollusken mit niedriger Austrocknungstoleranz (G1)
- Wassermollusken mit großer Austrocknungstoleranz (G2)
- Landmollusken mit großer Überschwemmungstoleranz (G3)

- Landmollusken mit niedriger Überschwemmungstoleranz (G4).

In der Abbildung 2 wird deutlich, dass die Anzahl der Wassermolluskenarten im Roßlauer Oberluch höher ist, wohingegen die Landmollusken-Arten die Molluskenvielfalt in der Altaue bei Klieken prägen.

In der rezenten Elbeaue finden sich unter den Wassermollusken viele Arten mit niedriger Austrocknungstoleranz (G1). Unter diesen finden sich Mollusken der dauerhaft Wasser führenden Altwasser, z.B. die Spitzschlamm Schnecke (*Lymnaea stagnalis*) und die Posthornschncke (*Planorbarius corneus*, s. Abb. 1), oder Mollusken der Fließgewässer, wie die Grobgestreifte Körbchenmuschel (*Corbicula fluminea*). Diese Arten profitieren von der wirksamen Flussdynamik der Elbe, die sich durch regelmäßige Überflutung der rezenten Aue ausdrückt.

Im Rückdeichungsgebiet dominieren Wassermolluskenarten mit großer Austrocknungstoleranz (G2), charakteristische Arten der temporären Gewässer, zu denen z.B. die Gemeine Tellerschnecke (*Planorbis planorbis*) oder die Schlamm Schnecke (*Stagnicola sp.*) gehören. Aber auch die große An-

zahl von Mollusken der Dauergewässer und die im Rückdeichungsgebiet festgestellte Quellblauschnecke (*Physa fontinalis*), die Grundwasser-einfluss anzeigt, sind Anzeichen für die feuchten, teils vom Grundwasserhaushalt geprägten Bedingungen hinter dem Deich.

In der Altaue bei Klieken überwiegen Landmolluskenarten mesophiler Standorte mit großer Überschwemmungstoleranz (G₃), z.B. die Schiefe Grasschnecke (*Vallonia excentrica*) oder die Glänzende Dolchschncke (*Zonitoides nitidus*), die sowohl an feuchte als auch an trockene, vorwiegend an mittelfeuchte Standorte gebunden sind. Andererseits weisen die Vorkommen von Arten mit niedriger Überschwemmungstoleranz (G₄), wie die Streifenglanzschnecke (*Perpolita hammonis*) und die Gemeine Windelschnecke (*Vertigo pygmaea*), auf deutlich trockenere Bedingungen der Altauenstandorte bei Klieken hin. Im Gegensatz zur Artenzahl ist die Individuenzahl der Wassermolluskengruppe mit großer Austrocknungstoleranz (G₂) in allen drei Teiluntersuchungsgebieten am größten (Abb. 2). Dies fällt besonders auf den trockeneren Standorten bei Klieken auf. Dort ist die hohe Individuenanzahl aber nur auf das Vorkommen der Gattung *Anisus* (*A. septemgyratus* und *A. spirorbi*, der Weißmündigen und der Gellipten Tellerschnecke) zurückzuführen, von der im Spätsommer 2006 auf einer Probestfläche 1.175 Individuen gefunden wurden.

5 Ausblick

Die dargestellten Ergebnisse belegen die Eignung bestimmter Molluskenarten als Indikatorarten für den Zustand und die Entwicklung von Auenlandschaften. Die charakteristischen Arten geben aufgrund ihrer ökologischen Ansprüche insbesondere Auskunft über die Wirkung von standörtlichen Faktoren und über die hydrologischen Verhältnisse der von ihnen bewohnten Biotope und deren Veränderungen (vgl. FOECKLER 1990, FOECKLER et al. 2001, 2005, 2006, 2009, HILDEBRANDT et al. 2005, ILG et al. 2008, 2009). Aus der Dokumentation und dem Langzeitmonitoring lassen sich praktische Anwendungsmöglichkeiten ableiten. Sie sind Grundlage für notwendige Renaturierungsmaßnahmen in Auen.

Dabei ist auch die Frage zu beantworten, ob und wie sich die Molluskenzönosen im Bereich des

ehemaligen Polders im Roßlauer Oberluch nach der erstmaligen, in Folge der Deichrückverlegung, direkten Überflutung im Frühjahr 2009 und weiteren Hochwassern verändern. Hierzu wurden in der Zeit vom 8. bis 12. Mai 2009 auf den oben beschriebenen Flächen Bodenproben entnommen. Es wird vermutet, dass hier die autotypischen, an die Flusssdynamik angepassten Arten, ähnlich wie auf den Flächen bei Steckby, Wörlitz und Sandau durch das extreme Sommerhochwasserereignis 2002, von der Wiederanbindung an die Überflutungsdynamik profitieren werden (ILG et al. 2008, 2009). Es ist davon auszugehen, dass die autotypischen Arten höhere Reproduktions- und Abundanzraten aufweisen werden, während die weniger überflutungstoleranten Arten im Bestand zurückgehen dürften. Darüber hinaus ist zu erwarten, dass neue Arten einwandern, die über Verdriftung durch Hochwasser in das Gebiet gelangen. Ob diese Prognosen eintreffen, kann erst nach der Aufarbeitung und Auswertung der sicher gestellten Proben überprüft werden. In diesem Zusammenhang kann auch das Einwandern von invasiven Arten in die Elbe untersucht werden, so z.B. der Fließgewässerart *Corbicula fluminea*, die erst kürzlich in der rezenten Elbeaue bei Roßlau nachgewiesen wurde (vgl. SCHÖLL 1998).

Zusammenfassung

Die Deichrückverlegung bei Roßlau bietet die Gelegenheit, am Beispiel der Mollusken die Entwicklung einer ehemaligen Altaue nach deren Renaturierung zu verfolgen und die Auswirkungen auf die Besiedlung der Artengemeinschaften zu untersuchen. In diesem Beitrag wird der Zustand vor dem ersten, nach der Deichrückverlegung wirksamen Hochwasser, gewissermaßen als Status-Quo-Zustand, anhand von Molluskensammlungen aus den Jahren 2006 und 2007 vorgestellt. Bei dieser Bestandsaufnahme wurde festgestellt, dass die Wiesen in der rezenten Aue artenreicher besiedelt sind als die im Rückdeichungsgebiet, das bis zu diesem Zeitpunkt zur Altaue gehörte, und zum Teil seltene Arten, wie Rossmässlers Posthörnchen (*Gyraulus rossmaessleri*), beherbergen. Die vorgestellte Zustandserfassung ist die Grundlage für das Langzeitmonitoring von Deichrückverlegungsmaßnahmen in der Elbeaue.

Literatur

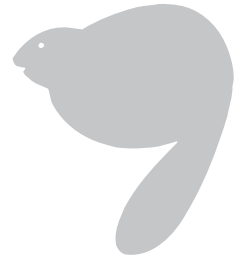
- DEICHNER, O., FOECKLER, F., ADLER, M. & H. SCHMIDT (2000): Land- und Wassermollusken im Bereich der Elbe-Auen "Dornwerder" bei Sandau südlich Havelberg. - Havelberg. - Untere Havel - Naturkundliche Berichte 10: 58-63.
- DEICHNER, O., FOECKLER, F., GROH, K. & K. HENLE (2003): Anwendung und Überprüfung einer Rüttelmaschine zur Schlammung und Siebung von Mollusken-Bodenproben. - Mitteilungen der Deutschen Malakozoologischen Gesellschaft 69/70: 71-77.
- FALKNER, G. (1990): Vorschlag für eine Neufassung der Roten Liste der in Bayern vorkommenden Mollusken (Weichtiere). - Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz 97: 61-112.
- FALKNER, G., OBRDLIK, P., CASTELLA, E. & M. C. D. SPEIGHT (2001): Shelled Gastropoda of Western Europe. - München (Friedrich Held Gesellschaft): 267 S.
- FOECKLER, F. (1990): Charakterisierung und Bewertung von Augewässern des Donaauraums Straubing durch Wassermolluskengesellschaften. - Berichte ANL, Beiheft 7: 154 S.
- FOECKLER, F., DEICHNER, O., SCHMIDT, H. & E. CASTELLA (2001): Eignung von Mollusken (Schnecken und Muscheln) als Bioindikatoren für Wiesen- und Rinnen-Standorte der Elbauen. - In: SCHOLZ, M., STAB, S. & K. HENLE (Hrsg.): Indikation in Auen. Präsentation der Ergebnisse aus dem RIVA-Projekt. - Leipzig. - UFZ-Berichte 2001(8): 97-102.
- FOECKLER, F., DEICHNER, O., SCHMIDT, H. & E. CASTELLA (2006): Suitability of Molluscs as Bioindicators for Meadow- and Flood-Channels of the Elbe-Floodplains. - In: DZIOCK, F., FOECKLER, F., SCHOLZ, M., STAB, S. & K. HENLE (Hrsg.): Bioindication and Functional Response in Flood Plains Systems - Based on the Results of the Project RIVA. - Special issue, International Review of Hydrobiology 91(4): 314-325.
- 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. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2004 (Potsdam). - Berlin (Weißensee Verlag): 319-324.
- FOECKLER, F., DEICHNER, O., SCHMIDT, H. & E. CASTELLA (2009): Weichtiergemeinschaften als Indikatoren für Wiesen- und Rinnen-Standorte der Elbauen. - In: SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & F. FOECKLER (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. - Stuttgart (Ulmer Verlag): 203-243.
- GLAESER, J., FOLLNER, K., HOFACKER, A., DZIOCK, F., FOECKLER, F., GERISCH, M., SCHANOWSKI, A., SCHOLZ, M. & K. HENLE (2007): Zeitliche Übertragbarkeit eines Bioindikationssystems nach dem Jahrhunderthochwasser der Elbe 2002. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsband 2006 (Dresden): 156-161.
- GLÖER, P. (2002): Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas. - In: Die Tierwelt Deutschlands, Bd. 73. - Hackenheim (Conch-Books): 327 S.
- GLÖER, P. & C. MEIER-BROOK (2003): Süßwassermollusken. - Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg (DJN). - Hamburg: 138 S.
- HENLE, K., DZIOCK, F., FOLLNER, K., HÜSING, V., HETTRICH, A., RINK, M., STAB, S. & M. SCHOLZ (2006): Study design for assessing species environmental relationships and developing indicator systems for ecological changes in floodplains - The approach of the RIVA Project. - International Review of Hydrology 91: 292-313.
- HILDEBRANDT, J., DZIOCK, F., BÖHMER, H. J., BRUNKE, M., FOECKLER, F., SCHOLTEN, M., SCHOLZ, M. & K. HENLE (2005): Ökologische Konzepte und Theorien zu Fluss- und Auenlebensräumen. - In: SCHOLZ, M., STAB, S., DZIOCK, F. & K. HENLE (Hrsg.): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. - Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 4. - Berlin (Weißensee Verlag): 49-66.
- ILG, C., DZIOCK, F., FOECKLER, F., FOLLNER, K., GERISCH, M., GLAESER, J., RINK, A., SCHANOWSKI, A., SCHOLZ, M., DEICHNER, O. & K. HENLE (2008): Long-term Reactions of Plants and Macroinvertebrates to Extreme Floods in Floodplain Grasslands. - Ecology 89(9): 2392-2398.
- ILG, C., FOECKLER, F., DEICHNER, O. & K. HENLE (2009): Extreme flood events favour floodplain mollusc diversity. - Hydrobiologia 621: 63-73.
- JUNGBLUTH, J. 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. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55: 283-289.
- KÖRNIG, G. (1999): Bestandentwicklung der Weichtiere (Mollusca). - In: FRANK, D. & V. NEUMANN (Hrsg.): Bestandssituation der Pflanzen und Tiere Sachsen-Anhalts. - Stuttgart (Ulmer Verlag): 457-466.
- KÖRNIG, G. (2000): Die Gastropodenfauna mitteleuropäischer Auenwälder. - Hercynia N. F. 33: 257-279.
- KÖRNIG, G. (2001): Weichtiere (Mollusca). - In: LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt. Landschaftsraum Elbe. - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 3, Teil 2: 288-300, Teil 3: 743-745.
- KÖRNIG, G., GOHR, F., HARTENAUER, K., HOHMANN, M., JÄHRLING, M., KLEINSTEUBER, W., LANGNER, T., LEHMANN, B. & M. UNRUH (2004): Rote Liste der Weichtiere (Mollusken) des Landes Sachsen-Anhalt. - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Heft 39: 155-160.
- SCHÖLL, F. (1998): Bemerkenswerte Makrozoobenthosfunde in der Elbe: Erstnachweis von *Corbicula fluminea* (O. F. MÜLLER 1774) bei Krümmel sowie Massenvorkommen von *Oligoneuriella rhenana* (IMHOFF 1852) in der Oberelbe. - Lauterbornia 33: 23-24.

Anhang im Internet

Tab. : Artenliste und Individuenzahlen der Molluskenaufsammlungen vom Herbst 2006 und Frühjahr 2007 im Rahmen der Deichrückverlegung bei Roßlau - Oberluch mit Referenzgebieten.
unter: <http://www.ufz.de/index.php?de=18870>

Heuschreckengemeinschaften im Roßlauer Oberluch an der Mittleren Elbe

ISABEL HERING, MATHIAS SCHOLZ, MICHAEL GERISCH,
CHRISTIANE ILG & FRANK DZIOCK



1 Einleitung

Deichrückverlegungsprojekte, wie das im Roßlauer Oberluch an der Mittleren Elbe (siehe SCHOLZ et al. in diesem Heft, S. 103 ff), stellen für den Naturschutz sowohl Chance als auch Herausforderung dar. Es wird argumentiert, dass solche Maßnahmen einerseits dem Hochwasserschutz, auf der anderen Seite auch dem Arten- und Biotopschutz dienen sollen. Die Auswirkungen von Deichrückbauvorhaben auf Natur und Landschaft sind bisher jedoch nur unzureichend bekannt. Dies ist primär der Tatsache geschuldet, dass für viele Arten die Kenntnisse über die Wechselwirkungen mit ihrer Umwelt noch immer defizitär sind und somit die Auswirkungen von Umweltveränderungen auf Flora und Fauna nicht effektiv quantifiziert werden können.

Das gilt auch und gerade für Heuschrecken in Feuchtlebensräumen, wie z.B. in Flussauen. Es gibt zahlreiche Studien zu den spezifischen Habitatansprüchen von Heuschreckenarten (Übersicht in INGRISCH & KÖHLER 1998). Dagegen sind nur wenige Studien bekannt, die direkt Umweltvariablen nutzen, um das Vorkommen von Heuschreckenarten zu erklären (z.B. KLAPKAREK 1996, LANDECK et al. 1999, GARDINER & DOVER 2008). Besonders Untersuchungen zu den Wechselwirkungen zwischen Überschwemmungen und Heuschreckenvorkommen sind bislang kaum vorhanden. Es ist jedoch bekannt, dass Heuschrecken in Auen durch jahreszeitlich abhängiges Auftreten und durch spezielle Fortpflanzungsstrategien an Überflutungen angepasst sind (z.B. MÜLLER et al. 1999, FISCHER 2007). Durch die enge Bindung vieler Arten an spezifische ökologische Bedingungen, die leichte Erfassbarkeit aufgrund der artspezifischen Gesänge und durch die gut bekannten ökologischen Ansprüche werden Heuschrecken



Abb. 1: Nachtigall-Grashüpfer (*Chorthippus biguttulus*), rote Färbungsvariante. Foto: F. Dziock.

oft als Bioindikatoren verwendet (MAAS et al. 2002). Dadurch eignet sich die Artengruppe sehr gut, um die ökologischen Auswirkungen eines Renaturierungsprojektes, wie die Deichrückverlegung im Roßlauer Oberluch, zu dokumentieren. In der vorliegenden Arbeit werden erste Status-Quo-Erhebungen der Heuschreckenfauna des Rückdeichungsgebietes im Roßlauer Oberluch vorgestellt, die zum Ziel hatten, das bestehende Arteninventar als Datengrundlage für weitergehende Forschungen zu dokumentieren (siehe SCHOLZ et al. S. 103 ff in diesem Heft). Es sollte primär untersucht werden, ob sich die Heuschreckenfauna im Rückdeichungsgebiet in typische Gemeinschaften der aktiven Elbeaue (vordeichs) und der Altaue (hinterdeichs) differenziert. Es wird vermutet, dass aufgrund der regelmäßigen Überflutung in der aktiven Aue andere Artengemeinschaften vorkommen als in den eingedeichten Lebensräumen. Um diese Unterschiede zu



Abb. 2: Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*).
Foto: F. Dziock.



Abb. 3: Heide-Grashüpfer (*Stenobothrus lineatus*). Foto: F. Dziock.

erklären, wurden die Zusammenhänge zwischen wichtigen Umweltvariablen und den Vorkommen von Heuschrecken genauer betrachtet.

2 Methodik

Die Erhebung der Heuschreckendaten erfolgte auf exakt denselben Probeflächen, auf denen auch die anderen Artengruppen Laufkäfer, Mollusken und Pflanzen erfasst wurden (siehe SCHOLZ et al. in diesem Heft, S. 103 ff). Im August und September 2006 fanden Begehungen der 36 Probeflächen in den 3 Teiluntersuchungsgebieten: aktive Elbeaue (vordeichs) und Altaue (hinterdeichs) im Roßlauer Oberluch sowie Referenzfläche in der Altaue bei Klieken (hinterdeichs) statt. Da die Adultstadien der einzelnen Arten zeitversetzt auftreten, gewährleisteten wiederholte Aufnahmen einen größtmöglichen Erfolg bei der Artenerfassung.

Für die Datenerhebung wurde die halbquantitative Verhörmethode nach WALLASCHEK (1996) angewandt, um möglichst das gesamte Spektrum der tagaktiven Arten zu erfassen. Die Methode basiert auf der Identifikation der artspezifischen Gesänge der Männchen und der anschließenden Schätzung der Populationsgröße der Art nach definierten Häufigkeitsklassen. Die Abundanz einer Art auf einer Probefläche ergab sich aus der Summe der stridulierenden Männchen und der nachfolgenden Einteilung in eine Abundanzklasse (siehe Tab. 1). Weibchen konnten bei dieser Me-

thode nicht berücksichtigt werden, da sie nicht oder nur sehr leise singen (BELLMANN 2006). Die Erfassung von Heuschreckenarten, deren Stridulationsfrequenz jenseits der menschlichen Hörschwelle liegt, konnte durch den Einsatz eines Ultraschall-Detektors (Bat-Detektor) gewährleistet werden. Die Suche nach nachtaktiven Arten war nicht notwendig, da sich diese vorwiegend in Gehölzen aufhalten, die auf den Probeflächen nicht vorhanden sind. *Tetrix*-Arten kamen nur als Larven vor und wurden daher nicht bis zur Art bestimmt.

Die 36 Probeflächen, die zu je 12 in den drei Teiluntersuchungsgebieten verteilt sind, wurden dem entsprechenden Biotoptyp: feuchtes Grünland, mesophiles Grünland oder Flutrinnen/Senken zugeordnet. Es wurde eine Korrespondenzanalyse (CA - Correspondence Analysis) durchgeführt, um die Ähnlichkeiten der Probeflächen und der Biotoptypen bezüglich ihrer Artenzusammensetzungen darzustellen. Für die Analyse wurden die Maximalwerte der Abundanzen aus den zwei Probedurchgängen verwendet.

Die Durchführung einer Hauptkomponentenanalyse (PCA - Principal Component Analysis) diente der Erfassung und Bewertung der Umweltbedingungen auf den jeweiligen Probeflächen. Für die PCA wurden Daten zu folgenden Umweltvariablen erhoben:

- geschätzte Überflutungsdauer (in Wochen)
- Vegetationshöhe (in cm)
- Nutzung (in Klassen, n=6).

| Wissenschaftl. Artname | RL LSA | Roßlauer Oberluch | | | | | | Referenzgebiet Altaue bei Klieken (hinterdeichs) | | |
|-----------------------------------|--------|----------------------------|----|----|-----------------------|----|----|--------------------------------------------------|----|----|
| | | aktive Elbeaue (vordeichs) | | | Altaue (hinterdeichs) | | | FR | FG | MG |
| | | FR | FG | MG | FR | FG | MG | | | |
| <i>Conocephalus dorsalis</i> | 3 | ◆ | ♦ | ♦ | ♦ | ♦ | | ♦ | | ♦ |
| <i>Conocephalus fuscus</i> | - | ❖ | ♦ | ♦ | ♦ | ♦ | ♦ | ♦ | | ♦ |
| <i>Leptophyes albovittata</i> | 3 | ♦ | | | | | | | | |
| <i>Metrioptera roeselii</i> | - | ❖ | ♦ | ♦ | ♦ | ❖ | ♦ | ♦ | ❖ | ♦ |
| <i>Pholidoptera griseoaptera</i> | - | ♦ | | | ♦ | | | | | |
| <i>Tettigonia viridissima</i> | - | ♦ | ♦ | ♦ | | | | ♦ | | |
| <i>Chorthippus albomarginatus</i> | - | | ♦ | ♦ | ♦ | ♦ | ♦ | ♦ | | ♦ |
| <i>Chorthippus apricarius</i> | - | | ♦ | | | | | | | |
| <i>Chorthippus biguttulus</i> | - | | ❖ | ❖ | | ❖ | ❖ | | | ♦ |
| <i>Chorthippus dorsatus</i> | - | ♦ | ◆ | ◆ | ♦ | ❖ | ♦ | ♦ | ❖ | ❖ |
| <i>Chorthippus mollis</i> | - | | ♦ | ♦ | | ♦ | ♦ | | | |
| <i>Chorthippus montanus</i> | 3 | ♦ | | | | ♦ | | | ♦ | |
| <i>Chorthippus parallelus</i> | - | ♦ | ◆ | ◆ | ♦ | ❖ | ❖ | ♦ | ♦ | ♦ |
| <i>Chrysochraon dispar</i> | - | ♦ | ♦ | | | ♦ | | | | |
| <i>Omocestus haemorrhoidalis</i> | V | | | | | ♦ | ♦ | | | |
| <i>Stethophyma grossum</i> | 3 | ♦ | ♦ | ♦ | ♦ | ♦ | ♦ | ◆ | ❖ | ♦ |

Tab. 1: In den Teiluntersuchungsgebieten nachgewiesene Arten nach Biotoptypen mit Angaben zur Gefährdung nach Roter Liste Sachsen-Anhalts (RL LSA) und zur Häufigkeit. Biotoptypen: Flutrinnen und Senken (FR), feuchtes Grünland (FG), mesophiles Grünland (MG). Die Klassen des Verhörens wurden der Übersichtlichkeit halber zusammengefasst: Klasse 1 u. 2: ♦ wenige (Ensifera: 1–10, Caelifera: 1–30 Individuen), Klasse 3: ❖ mäßig viele (Ensifera: 11–20, Caelifera: 31–70 Individuen), Klasse 4 u. 5: ◆ viele (Ensifera: über 21, Caelifera: über 71 Individuen). Angaben nach Roter Liste (RL) Sachsen-Anhalts (WALLASCHEK 2004): 3 - gefährdet, V - Vorwarnliste.

| Artname | | RL LSA | Fundort | Jahr des Nachweises |
|---------------------------------|-----------------------------|--------|--------------------------------------------------------------------|---------------------|
| wissenschaftlich | deutsch | | | |
| <i>Chorthippus brunneus</i> | Brauner Grashüpfer | - | im Gebiet weit verbreitet | 2006, 2007, 2008 |
| <i>Decticus verrucivorus</i> | Warzenbeißer | 2 | Ruderalfläche hinter dem Deich | 2006 |
| <i>Gryllus campestris</i> | Feldgrille | 3 | Sandweg Polder | 2008 |
| <i>Myrmeleotettix maculatus</i> | Gefleckte Keulenschrecke | - | vegetationsarme Militärfäche nahe der Brückenelemente | 2006 |
| <i>Oedipoda caerulescens</i> | Blaufügelige Ödlandschrecke | V | vegetationsarme Militärfäche nahe der Brückenelemente | 2006, 2007, 2008 |
| <i>Platycleis albopunctata</i> | Westliche Beißschrecke | - | neuer Deich, vegetationsarme Militärfäche nahe der Brückenelemente | 2006, 2007, 2008 |
| <i>Phaneroptera falcata</i> | Gemeine Sichelschrecke | - | vegetationsarme Militärfäche nahe der Brückenelemente | 2006 |
| <i>Stenobothrus lineatus</i> | Heidegrashüpfer | - | neuer Deich | 2008 |
| <i>Stenobothrus stigmaticus</i> | Kleiner Heidegrashüpfer | 2 | vegetationsarme Militärfäche nahe der Brückenelemente | 2006 |
| <i>Tettigonia cantans</i> | Zwitscherschrecke | - | vordeichs an Eiche sitzend | 2006 |

Tab. 2: Funde weiterer Heuschrecken-Arten im Roßlauer Oberluch außerhalb der Probeflächen, insbesondere bei Geländepraktika der TU Berlin (22.-24.6.2006, 28.7.-1.8.2007, 28.7.-1.8.2008, det. DZIÖCK). Angaben nach Roter Liste (RL) Sachsen-Anhalts (WALLASCHEK 2004): 2 - stark gefährdet, 3 - gefährdet, V - Vorwarnliste.

Die unterschiedlich skalierten Umweltvariablen wurden vor der Analyse standardisiert, um die Vergleichbarkeit der Daten zu gewährleisten. In einem anschließenden, indirekten Vergleich der Ergebnisse der CA und der PCA können Aussagen zum Einfluss der Umweltvariablen auf die Artenzusammensetzung der Heuschrecken getroffen werden. Für die Analyse der Daten wurde das Statistikprogramm „R“ und das Programmpaket „vegan“ genutzt.

3 Ergebnisse

Insgesamt konnten auf den Probeflächen der Teiluntersuchungsgebiete 16 Heuschreckenarten nachgewiesen werden (Tab. 1), fünf davon sind

Arten der Roten Liste Sachsen-Anhalts (WALLASCHEK 2004). Außerhalb der Probeflächen wurden in den Teiluntersuchungsgebieten zusätzlich, auch im Rahmen von Geländepraktika der TU Berlin, noch zehn weitere Arten erfasst (siehe Tab. 2), von denen vier in der Roten Liste Sachsen-Anhalts enthalten sind. In Sachsen-Anhalt sind bislang insgesamt 61 Heuschreckenarten bekannt (Ensifera: 27, Caelifera: 34; WALLASCHEK et al. 2004). Damit entsprechen die 26 nachgewiesenen Heuschreckenarten 43 % der in Sachsen-Anhalt vorkommenden Arten. Im Landschaftsraum Elbe in Sachsen-Anhalt wurden insgesamt 43 Heuschreckenarten nachgewiesen (WALLASCHEK 2001), davon sind über 60 % in den Teiluntersuchungsgebieten vertreten. Für eine probeflächengenaue Darstellung und weitergehende

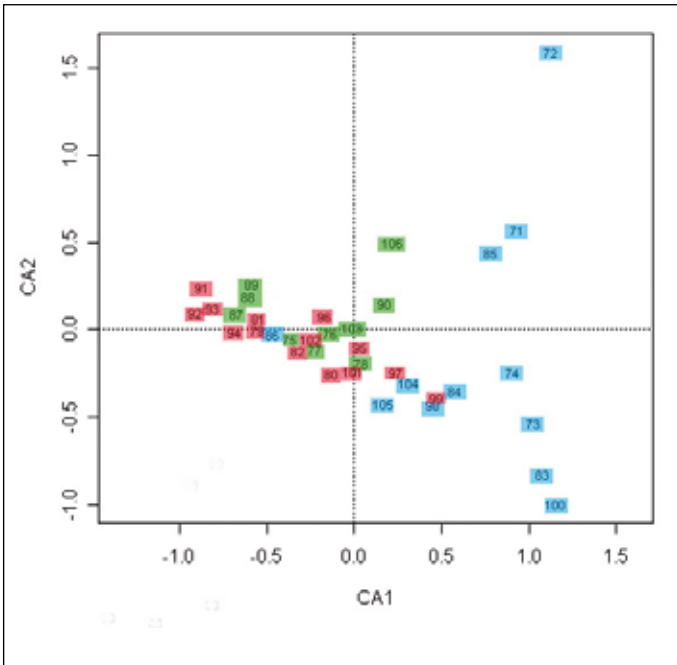


Abb. 4: Ordinationsdiagramm einer Korrespondenzanalyse der Probeflächen basierend auf den ermittelten Häufigkeitsklassen der Verhörmethode. Die Biotoptypen werden farblich unterschieden (blau - Flutrinnen, grün - Feuchtgrünland, rot - frisches Grünland). Die Ziffern entsprechen den Probeflächennummern (vgl. SCHOLZ et. al, S. 103 ff in diesem Heft). Die erklärte Varianz der ersten beiden Achsen beträgt 47 % (1. Achse = 31 %; 2. Achse = 16 %).

Ausführungen sei auf HERING (2008) verwiesen. Auf den Probeflächen kamen Heuschreckenarten mit unterschiedlichsten Habitatpräferenzen vor. Das Spektrum reichte von wärmeliebenden (thermophilen) Arten, wie Verkanntem Grashüpfer (*Chorthippus mollis*) und Rotleibigem Grashüpfer (*Omocestus haemorrhoidalis*) bis hin zu feuchtigkeitsliebenden (hygrophilen) stenöken Arten, z. B. Sumpfgrashüpfer (*Chorthippus montanus*) oder Kurzflügeliger Schwertschrecke (*Conocephalus dorsalis*). Dominant waren jedoch Generalisten mit weniger spezifischen Lebensraumansprüchen, wie der Weißrandige Grashüpfer (*Chorthippus albomarginatus*) oder der Nachtigall-Grashüpfer (*Chorthippus biguttulus*).

Bereits auf den ersten Blick in Tabelle 1 fällt auf, dass das Arteninventar der aktiven Über-

flutungsaue (vordeichs) und der eingedeichten Lebensräume der Altaue im Roßlauer Oberluch (hinterdeichs) sowie des Referenzgebietes bei Klieken (hinterdeichs) sehr ähnlich ist. Während 9 der 16 Arten sowohl vor als auch hinter dem Deich nachgewiesen wurden, kamen die Arten *Chorthippus apricarius* und *Leptophyes albovittata* nur in der aktiven Aue vor. Demgegenüber konnte *Omocestus haemorrhoidalis* nur hinter dem Deich nachgewiesen werden. Für das Referenzgebiet Klieken konnte keine exklusive Art festgestellt werden.

Abbildung 4 zeigt die Ähnlichkeit der Probeflächen hinsichtlich ihrer Heuschreckengemeinschaften in Form eines Ordinationsdiagramms. Die ersten beiden Achsen der Korrespondenzanalyse (CA) erklären die Varianz der Heuschreckendaten zu insgesamt 47 % (F_1 : 31 %, F_2 : 16 %). Die Analyse zeigt keine klare Trennung zwischen den Probeflächen der aktiven Aue und den eingedeichten Probeflächen. Das lässt eine hohe Ähnlichkeit der Artengemeinschaften vor und hinter dem Deich vermuten. Bei biotoptypenbezogener Betrachtung ist jedoch eine deutliche Trennung

zwischen den Flutrinnen/Senken und den Probeflächen des mesophilen und feuchten Grünlandes, also ein Feuchtgradient, erkennbar. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass im Untersuchungsgebiet die Flutrinnen eine charakteristische Heuschreckenfauna aufweisen, die sich deutlich unterscheidet von der Heuschreckenfauna höher gelegener Flächen. Im Gegensatz dazu sind die Artengemeinschaften des mesophilen Grünlands und des feuchten Grünlands relativ ähnlich, was sich in der Position der Probeflächen im Ordinationsdiagramm widerspiegelt. Die Gruppierung der Probeflächen entlang der x-Achse lässt einen Feuchtgradienten vermuten, wobei die trockensten Probeflächen am linken und die feuchtesten am rechten Rand des Diagramms liegen (Abb. 4). Um diesen Gradienten zu visualisieren, wurde zu-

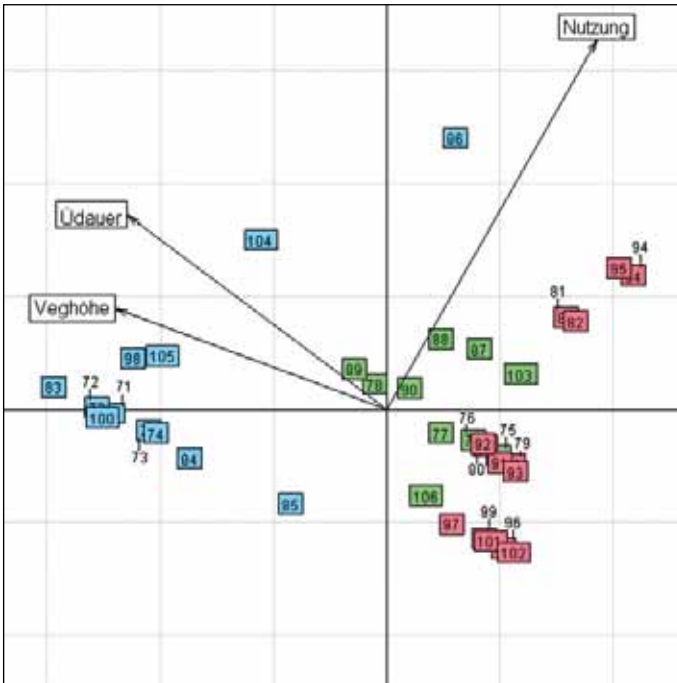


Abb. 5: Ordinationsdiagramm der Hauptkomponentenanalyse der Probestellen basierend auf den Umweltvariablen: Überflutungsdauer (Üdauer), Vegetationshöhe (Veghöhe) und Nutzung. Die Biotoptypen werden wie in Abb. 4 farblich unterschieden. Die Ziffern entsprechen den Probestellennummern (vgl. SCHOLZ et al. S. 103 ff in diesem Heft). Die erklärte Varianz der ersten beiden Achsen beträgt 94 % (1. Achse = 72 %; 2. Achse = 22 %).

sätzlich eine PCA auf Basis der genannten Umweltvariablen durchgeführt. Die ersten beiden Achsen der PCA erklären die Varianz der Umweltdaten zu insgesamt 94 % (F_1 : 72 %, F_2 : 22 %). Diese Analyse bestätigt den beobachteten Feuchtegradienten der ersten Achsen der CA, da auch hier die Flutrinnen und Senken auf der x-Achse nah beieinander liegen und sich deutlich von den Probestellen der anderen Biotoptypen separieren (Abb. 5). Die Probestellen werden demnach auf der x-Achse vorwiegend von den Umweltvariablen „geschätzte Überflutungsdauer“ und „Vegetationshöhe“ beeinflusst, die jedoch relativ stark miteinander korrelieren (d. h. länger überflutete Bereiche weisen eine höhere Vegetation auf, da sie in der Regel keiner Mahdnutzung unterliegen). Die PCA zeigt ferner einen starken Einfluss des Nutzungsregimes

auf die Probestellen. Es wird deutlich, dass auf mesophilem Grünland der Nutzungseinfluss durch Mahd oder Beweidung wesentlich höher ist als in den Flutrinnen und Senken.

Da sowohl PCA als auch CA ähnliche Muster zeigen, kann mit einem indirekten Vergleich beider Analysen ein starker Einfluss von Vegetationshöhe und Überflutungsdauer auf die Artenzusammensetzung der Heuschrecken vermutet werden.

4 Diskussion

In der Artenzusammensetzung und -häufigkeit konnten nur geringe Unterschiede zwischen den drei Teiluntersuchungsgebieten und insbesondere zwischen den Probestellen der aktiven Elbeue (vordeichs) und der Altaue (hinterdeichs) im Roßlauer Oberluch festgestellt werden. Dies lässt vermuten, dass für die Verbreitung der Arten direkte Überflutungen weniger entscheidend sind als zum Beispiel das Vorhandensein spezieller Habitatstrukturen oder das Kriterium der Bodenfeuchte der Probestellen.

Eine Differenzierung der Heuschreckengemeinschaften in typische Gemeinschaften vor- oder hinterdeichs konnte nicht festgestellt werden. Jedoch können spezielle Zönosen für bestimmte Biotoptypen identifiziert werden: Die Artengemeinschaften der Flutrinnen und Senken bestehen hauptsächlich aus stenöken, hygrophilen Heuschreckenarten, die an hohe, dichte Strukturen gebunden sind. Auf den mesophilen sowie feuchten Grünländern dominieren Artengemeinschaften aus euryöken meso- bis xerophilen Feldheuschrecken. In den Flutrinnen haben die seltene bzw. fehlende Nutzung sowie die hohe Bodenfeuchte vermutlich einen größeren Einfluss als direkte Überschwemmungen. Wahrscheinlich ist es auf den Qualmwassereinfluss in den eingedeichten Habitaten zurückzuführen, dass hier

vergleichbare hydrologische und auch strukturelle Verhältnisse wie vor dem Deich existieren. Auch bieten gerade die Flutrinnen den Lebensraum für naturschutzfachlich bedeutende Arten, wie z.B. die Kurzflügelige Schwertschrecke (*Conocephalus dorsalis*) und den Sumpfgrashüpfer (*Chorthippus montanus*), die diese Heuschreckenfauna häufig dominierten. Dagegen bestand auf den feuchten und mesophilen Grünländern der Großteil der Arten aus Generalisten. In der Artenzusammensetzung des mesophilen und feuchten Grünlandes konnten nur geringe Unterschiede zwischen vor- und hinterdeichs gelegenen Probestflächen beobachtet werden. Hier wurden überwiegend Arten mit einer hohen ökologischen Valenz bezüglich der Nutzungsintensität nachgewiesen, da sie auf stärker bewirtschafteten Flächen ebenso häufig anzutreffen waren, wie auf Flächen mit geringerer Nutzungsintensität. Diese überwiegend euröken Arten waren in den nassen Flutrinnen und Senken nur mit wenigen Individuen vorhanden. Während OSCHMANN (1973) belegte, dass Heuschrecken keine Nahrungsspezialisten sind, ist das Eiablage substrat neben dem Mikroklima wohl ein entscheidender Habitatfaktor (ebd., GARDINER & DOVER 2008). Da die meisten Feldheuschrecken für die Eiablage trockene bis mittelfeuchte Böden bevorzugen, wie sie auf den kurzrasigen Grünländern vorhanden sind (INGRISCH & KÖHLER 1998), meiden sie die sehr feuchten, beziehungsweise nassen Böden der Flutrinnen und Senken. Dagegen waren die Laubheuschrecken, die ihre Eier bevorzugt in Stängel ablegen, wie *Conocephalus*-Arten (WALLASCHEK et al. 2004), in den brach liegenden Flutrinnen und Senken mit hoher Vegetation zu finden.

Das Vorkommen der Heuschrecken im Roßlauer Oberluch (vordeichs mit 15, hinterdeichs mit 13 Arten) und auf den Referenzstandorten bei Klieken (hinterdeichs mit 10 Arten) war vergleichbar mit anderen Untersuchungen des mesophilen bis feuchten Grünlands (vgl. MORITZ 1990, FEDERSCHMIDT 1999, MÜLLER et al. 1999). Das hier nachgewiesene Artenspektrum gilt als typisch für Auengrünländer der Mittleren Elbe (z.B. MORITZ 1990). Dem Untersuchungsgebiet kann ein hoher naturschutzfachlicher Wert bescheinigt werden, da hier auf relativ kleinem Raum verschiedene Heuschreckenzönosen vorkommen. Dies ist dem kleinräumigen Mosaik unterschiedlich feuchter und unterschiedlich genutzter Grünlandhabita-

te im Roßlauer Oberluch zu verdanken. Gleichzeitig stellen diese Ergebnisse ein Resultat der seit Beginn der Rückdeichungsplanungen vorgenommenen Anpassungen der Landnutzung in den 1990er Jahren dar. Zu dieser Zeit wurde die Nutzungsform im damaligen Polder (heute Rückdeichungsgebiet) von der einst vorherrschenden Ackernutzung in eine relativ extensive Grünlandnutzung umgewandelt (vgl. SCHOLZ et al. in diesem Heft, S. 103 ff).

Über die Auswirkungen der Deichöffnung im Roßlauer Oberluch können hier nur prognostische Aussagen getroffen werden: Es wird davon ausgegangen, dass der Rückdeichungsbereich in den nächsten Jahren regelmäßiger überflutet wird und dadurch auch im Jahresverlauf stärker vernässt. Damit verbunden wäre eine weiter abnehmende Nutzungsintensität im Gebiet, wodurch sich potenziell mehr hygrophile, nutzungsempfindliche Arten, auch im weiteren Hinterland, ausbreiten könnten. Da das insbesondere Arten mit einem hohen naturschutzfachlichen Wert betrifft, würde dies zu einer naturschutzfachlichen Aufwertung des Gebietes führen. Darüber hinaus würde das Roßlauer Oberluch wichtige Habitatfunktionen für Auenheuschrecken übernehmen können.

Zusammenfassend lassen die hier dargestellten Untersuchungen den Rückschluss zu, dass direkte Überschwemmungen vermutlich einen ähnlichen Einfluss auf die Heuschreckenfauna haben wie Überstauungen, die durch Qualmwasser verursacht werden. Das Vorkommen von Heuschreckenarten ist außerdem stark an vorhandene Vegetationsstrukturen und die Nutzungsintensität gebunden, was vorhandene Kenntnisse über Arten-Umweltbeziehungen von Heuschrecken bestätigen (z.B. INGRISCH & KÖHLER 1998). Ferner hat diese Studie bestätigt, dass Heuschrecken in Auen allgemein sehr gut an Überschwemmungen angepasst sind, da in allen regelmäßig überschwemmten Habitaten relativ viele Arten nachgewiesen wurden. Es ist bisher jedoch nicht geklärt, welche biologischen Strategien sich hinter diesen Anpassungen verbergen. Die dafür notwendigen Kenntnisse zur Biologie und Ökologie können nur durch Freilanduntersuchungen erforscht werden. Sie ermöglichen es, im Rahmen längerfristiger Monitoringprogramme, die Entwicklung von Artengemeinschaften bei sich ändernden Umweltbedingungen vorherzusagen.

Zusammenfassung

Mit dem vorliegenden Beitrag werden im Rahmen komplexer Untersuchungen zur Deichrückverlegung Ergebnisse erster Erhebungen der Heuschreckenfauna im Roßlauer Oberluch, in der aktiven Elbeaue und im Rückdeichungsgebiet, im Sinne einer Status-Quo-Zustandserfassung vorgestellt. Insgesamt konnten 26 Heuschreckenarten nachgewiesen werden, von denen acht Arten in der Roten Liste Sachsen-Anhalts aufgeführt sind. Die Heuschreckenfauna im Rückdeichungsgebiet differenziert sich nicht deutlich in typische Gemeinschaften vor- und hinterdeichs. Direkte Überschwemmungen haben daher vermutlich einen ähnlichen Einfluss auf die Heuschreckenfauna wie durch Qualmwasser verursachte Überstauungen. Das Vorkommen der Heuschreckenarten wird außerdem stark durch die Vegetationsstrukturen und die Nutzungsintensität bestimmt. Längerfristige Monitoringprogramme sind notwendig, um die Veränderungen der Heuschreckenfauna unter sich ändernden Umweltbedingungen, wozu die Deichrückverlegung zu rechnen ist, weiter zu dokumentieren.

Literatur

- BELLMANN, H. (2006): Der KOSMOS-Heuschreckenführer - Die Arten Mitteleuropas sicher bestimmen. - Stuttgart (Franckh-Kosmos-Verlags-GmbH & Co. KG): 350 S.
- FEDERSCHMIDT, A. (1999): Das geplante Naturschutzgebiet „Raumerwiese“ bei Dessau. Teil 3: Laufkäfer und Heuschrecken. - Naturwissenschaftliche Beiträge Museum Dessau 11: 71-179.
- FISCHER, N. (2007): Untersuchungen zur Populationsdynamik der Heuschrecken (Ensifera, Caelifera) auf Feuchtgrünland in der Überflutungsauwe bei Dessau. - Diplomarbeit. - Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg: 96 S.
- GARDINER, T. & J. DOVER (2008): Is microclimate important for Orthoptera in open landscapes. - *Journal of Insect Conservation* 12: 705-709.
- HERING, I. (2008): Naturschutzfachliche Bewertung von Auengrünland mit Hilfe von Heuschreckengemeinschaften am Beispiel der Auswirkungen einer Deichrückverlegung im „Biosphärenreservat Mittelbe“. - Diplomarbeit. - TU Berlin, Fachgebiet Biodiversitätsdynamik terrestrischer Ökosysteme: 67 S. u. Anhang.
- INGRISCH, S. & G. KÖHLER (1998): Die Heuschrecken Mitteleuropas. - Magdeburg (Westarp Wissenschaften-Verlagsgesellschaft mbH): 460 S.
- KLAPKAREK, N. (1996): Beitrag zur Heuschreckenfauna des geplanten Naturschutzgebietes „Lönnewitzer Heide“ (Elbe-Elster-Kreis, Brandenburg). - *Articulata* 11(2): 47-57.
- LANDECK, I., BIMÜLLER, E. & D. WIEDEMANN (1999): Die Heuschreckenfauna (Orthoptera) des Naturschutzgebietes Forsthaus Prösa (Landkreis Elbe-Elster/Brandenburg). - *Articulata* 14(2): 101-125.
- MAAS, S., DETZEL, P. & A. STAUDT (2002): Gefährdungsanalyse der Heuschrecken Deutschlands. Verbreitungsatlas, Gefährdungseinstufung und Schutzkonzepte. - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.). - Bonn-Bad Godesberg (Landwirtschaftsverlag): 401 S.
- MORITZ, C. (1990): Ökofaunistische Untersuchungen in wechselfeuchten Wiesenbiotopen unter Berücksichtigung der Chloropidae (Diptera: Brachycera) und Saltatoria (Orthoptera). - Dissertation. Pädagogische Hochschule Halle-Köthen: 120 S.
- MÜLLER, S., KALZ-KAPROLAT, J. & H. WILKENS (1999): Vergleich faunistischer Artengemeinschaften in vor- und hinterdeichs gelegenen Auenbereichen der Unteren Mittelbe am Beispiel der Laufkäfer, Spinnen, Heuschrecken und Kleinsäuger. - In: LANDESANSTALT FÜR GROßSCHUTZGEBIETE BIOSPHÄRENRESERVAT FLUSSLANDSCHAFT ELBE-BRANDENBURG (Hrsg.): Ergebnisse des Forschungsvorhabens: Möglichkeiten und Grenzen der Auenregeneration und Auenwaldentwicklung am Beispiel von Naturschutzprojekten an der Unteren Mittelbe (Brandenburg). - Auenreport Sonderband 1: 79-87.
- OSCHMANN, M. (1973): Untersuchungen zur Biotopbindung der Orthopteren. - Faunistische Abhandlungen Staatliches Museum für Tierkunde in Dresden 4(21): 177-206.
- WALLASCHEK, M. (1996): Tiergeographische und zoologische Untersuchungen an Heuschrecken (Saltatoria) in der Haleschen Kuppenlandschaft. - *Articulata Beiheft* 6: 1-191.
- WALLASCHEK, M. (2001): Heuschrecken (Saltatoria). - In: LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (Hrsg.): Arten und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt - Landschaftsraum Elbe. - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 3: 357-369.
- WALLASCHEK, M. (2004): Rote Liste der Heuschrecken (Ensifera et Caelifera) des Landes Sachsen-Anhalt. - In: LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (Hrsg.): Rote Listen Sachsen-Anhalt. - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 39: 223-227.
- WALLASCHEK, M., LANGNER, T. J. & K. RICHTER (2004): Die Geradflügler des Landes Sachsen-Anhalt (Insecta: Dermaptera, Mantodea, Blattoptera, Ensifera, Caelifera). - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 5: 290 S.

Charakterisierung von Mückenbrutplätzen im Roßlauer Oberluch



IRIS KRÖGER, MATTHIAS LIESS & SABINE DUQUESNE

1 Einleitung

Das Roßlauer Oberluch bietet mit seinen Feuchflächen ideale Lebensräume für eine artenreiche Fauna und Flora (siehe auch SCHOLZ et al. in diesem Heft, S. 103 ff). Auch Stechmücken finden hier gute Reproduktionsbedingungen. Auf Grund der prognostizierten Klimaerwärmung könnten sich diese Bedingungen sogar noch verbessern, denn starke Regenfälle, Überschwemmungen und hohe Temperaturen begünstigen die Fortpflanzung von Stechmücken.

Neben den Faktoren, die die Entwicklung der Mücken fördern, wirken natürlich auch regulierende Mechanismen. Neben Fressfeinden spielen Nahrungskonkurrenten eine wichtige Rolle für den Bestand einer Art. Während die Fressfeinde der Mückenlarven bereits gut untersucht sind (BEKETOV & LIESS 2007, STAV et al. 2005), ist über die Nahrungskonkurrenten der Mückenlarven bislang wenig bekannt. Mückenlarven filtern organische Partikel aus dem Wasser und beanspruchen demnach dieselben Nahrungsressourcen wie filternde Kleinkrebse. In wenigen Studien konnte nachgewiesen werden, dass Kleinkrebse ernstzunehmende Nahrungskonkurrenten für Mückenlarven sind (CHASE & KNIGHT 2003, BLAUSTEIN & CHASE 2007). Bisher fehlten jedoch Daten aus Freilandversuchen und es stellen sich folgende Fragen:

- Wie schnell besiedeln Mückenlarven und Kleinkrebse unterschiedliche Biotope?
- Unter welchen Umständen kommt eine Konkurrenzsituation zwischen den zwei Artengruppen überhaupt zustande?
- Können alle Mückenarten gleichermaßen von Kleinkrebsen kontrolliert werden?

Um diese Fragen beantworten zu können, wurde 2007 im Rahmen komplexer Untersuchungen



Abb. 1: Tümpel im Wald. Foto: I. Kröger.

im Zusammenhang mit der Deichrückverlegung eine Studie zur Charakterisierung von Mückenbrutplätzen im Roßlauer Oberluch durchgeführt. Die Ergebnisse werden im Folgenden dargestellt.

2 Untersuchungsmethoden

2.1 Klassifizierung der Probestellen

Insgesamt wurden 13 Wasserstellen im Zeitraum von März bis September 2007 untersucht. Die hier dargestellten Ergebnisse beziehen sich auf jeweils zwei neunwöchige Zeitabschnitte im Frühjahr (1. März bis 9. Mai) und Sommer (2. Juli bis 7. September), da diese das Maximum der Mückenpopulation in der jeweiligen Jahreszeit repräsentieren.

Die untersuchten Wasserflächen befanden sich einerseits im Wald (6 Probestellen im Frühjahr bzw. 3 Probestellen im Sommer) und andererseits im Offenland (7 Probestellen). Sie erreich-



Abb. 2: Probenahme auf einer Wiesenfläche.
Foto: I. Kröger.



Abb. 3: Probenaufbereitung im Labor. Foto: I. Kröger.

ten eine Ausdehnung von 20 bis 800 m² und eine Wassertiefe von 3 bis 30 cm. Durch die höhere Verdunstung im Sommer trockneten die Wasserflächen schneller aus als im Frühjahr. So hielt die Wasserbedeckung der Probenflächen im Frühjahr 6,5 Wochen (Wald) bzw. 5,3 Wochen (Offenland), im Sommer hingegen nur 4,6 Wochen (Wald) bzw. 3,7 Wochen (Offenland) an. Das die Gewässer umgebende Grünland wurde im Sommer zwei Mal gemäht, während die Waldbiotope keiner Pflege unterlagen.

2.2 Probenahme

Die Beprobung der Wasserstellen erfolgte einmal wöchentlich. Dabei wurden 1-3 l Wasser durch ein Planktonsieb (Maschenweite: 50 µm) gefiltert und die entnommenen Organismen für taxonomische Bestimmungen in 70%igem Ethanol aufbewahrt. Zusätzlich wurden die abiotischen Parameter pH-Wert, Sauerstoffgehalt, Trübung und Wassertemperatur gemessen sowie die Wassertiefe und Wasserflächenausdehnung geschätzt. Es konnte allerdings kein statistisch relevanter Zusammenhang zwischen den erfassten Parametern und den Vorkommen von Mückenlarven bzw. Kleinkrebsen nachgewiesen werden, weshalb diese Parameter nicht weiter berücksichtigt worden sind.

2.3 Zielorganismen

Die Studie war auf die Erfassung von Stechmückenlarven (Culiciden) und ihren potenziellen

Nahrungskonkurrenten ausgerichtet. Es wurden alle vorhandenen Culiciden erfasst und die Arten bestimmt. Als Nahrungskonkurrenten wurden alle filtrierenden Kleinkrebse (Crustacean) angesehen, die dasselbe Nahrungsspektrum wie die Mückenlarven beanspruchen. Die untersuchten Kleinkrebse wurden in die Klassen Daphniidae (mit den Unterordnungen Daphnia, Ceriodaphnia, Simocephalus und Scapheloberis), Chydoridae, Ostracoda und Copepoda (mit den Unterordnungen Harpacticida und Calanoida) unterteilt. Für die statistische Analyse wurde der nicht-parametrische Kruskal-Wallis-Test angewandt.

Abb. 4: Mückenlarven *Culex pipiens*. Foto: A. Künzelmann und I. Kröger.



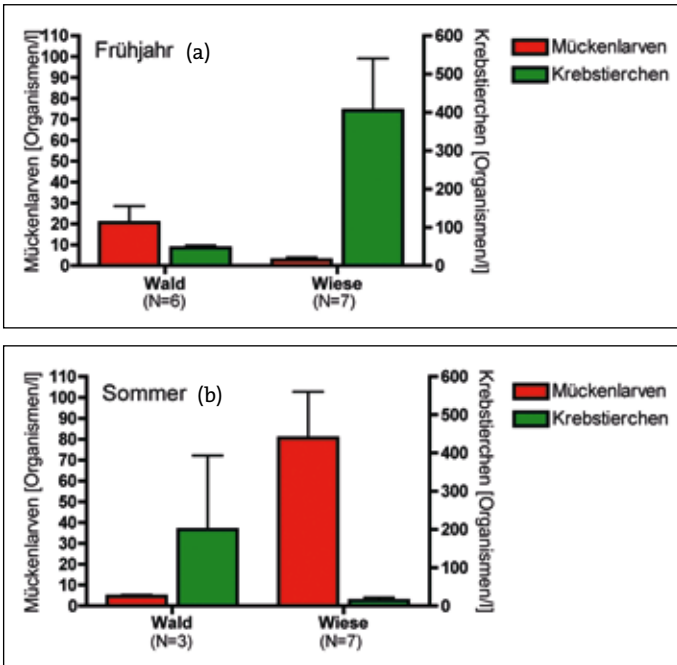


Abb. 5: Biotopbindung von Mückenlarven und ihren Nahrungskonkurrenten im Frühjahr (a) und im Sommer (b). Die Anzahl von Mückenlarven und Kleinkrebse ist hier in verschiedenen Skalen aufgetragen, da Kleinkrebse (Größe ca. 0,5 mm) in weit höherer Dichte vorkommen als Mückenlarven (Größe ca. 5 mm).

3 Ergebnisse

3.1 Das Verhältnis von Mückenlarven und Nahrungskonkurrenten

Sowohl im Frühjahr als auch im Sommer sind Mückenlarven bevorzugt in Gewässern mit geringer Kleinkrebsdichte (<100 Individuen/l) zu finden (Abb. 5a und 5b).

Im Frühjahr sind diese Unterschiede für Mückenlarven (Kruskal-Wallis-Test: $p=0,004$, $N=13$) und Kleinkrebse (Kruskal-Wallis-Test: $p=0,046$, $N=13$) zwischen den Biotopen signifikant (Abb. 5a). Im Sommer kann aufgrund der geringen Anzahl von Wasserstellen im Wald keine signifikante Aussage getroffen werden. Es ist aber offensichtlich, dass Mückenlarven in extrem hoher Dichte (durchschnittlich 80 Individuen/l) in den Offenlandgewässern vorkommen, wo die Kleinkrebsdichte gering ist (< 50 Individuen/l). Bei den Was-

serstellen im Wald ist die Kleinkrebsdichte deutlich höher (durchschnittlich 200 Individuen/l) und die Anzahl der Mückenlarven gering (< 10 Individuen/l) (Abb. 5b).

3.2 Betrachtung der Mückenarten

Im Frühjahr dominierten die Arten *Ochlerotatus cantans*, *Oc. euedes* und *Oc. annulipes* (Tab. 1). Alle drei Arten vermehren sich primär monozyklisch, entwickeln also nur eine Generation im Jahr. Die Larven schlüpfen nach der Schneeschmelze aus den Eiern vom Vorjahr. Alle drei Arten könnten sich gleichermaßen in Gewässern im Wald und im Offenland entwickeln (BECKER et al. 2003). In dieser Studie waren aber deutlich mehr Mückenlarven in den beschatteten Gewässern im Wald (mit geringer Kleinkrebsdichte) zu finden.

Im Sommer dominierten im Roßlauer Oberluch die polyzyklischen Arten *Aedes vexans* und *Culex pipiens*. Auch Individuen von *Culex territans* wurden oft aufgefunden (Tab. 1). Alle drei Arten könnten sich in Gewässern, sowohl im Wald als auch im Offenland, fortpflan-

zen (BECKER et al. 2003, VINOGRADOVA 2000). Nach den Ergebnissen dieser Studie bevorzugten aber alle drei Arten Gewässer im Offenland, wo kaum Kleinkrebse nachgewiesen wurden.

3.3 Betrachtung der Kleinkrebs-Klassen

Sowohl im Frühjahr als auch im Sommer dominierte im Wald die Klasse der Daphnia, während im Offenland die Klasse der Ostracoda am häufigsten anzutreffen war (Tab. 2). Insgesamt änderte sich im Offenland die Zusammensetzung der Kleinkrebsarten im Laufe des Jahres nur wenig, während im Wald die Ostracoden im Sommer weitgehend durch Ceriodaphnien ersetzt wurden. Die untersuchten Kleinkrebs-Klassen sind primär lebendgebärend, können aber auch Dauereier ausbilden, die in der Erde Trockenphasen überstehen können (MEISCH 2000). Eier und lebende Kleinkrebse können passiv von anderen Wirbel-

| Frühjahr | | Sommer | |
|----------------------------|----------------------------|---------------------------|----------------------------|
| Gewässer im Wald | Gewässer im Offenland | Gewässer im Wald | Gewässer im Offenland |
| <i>Oc. cantans</i> (35%) | <i>Oc. annulipes</i> (69%) | <i>Ae. vexans</i> (78%) | <i>Ae. vexans</i> (54%) |
| <i>Oc. euedes</i> (33%) | <i>Oc. euedes</i> (16%) | <i>Cx. territans</i> (8%) | <i>Cx. pipiens</i> (33%) |
| <i>Oc. annulipes</i> (16%) | <i>Oc. cantans</i> (15%) | <i>Cs. annulata</i> (5%) | <i>Cx. territans</i> (13%) |
| <i>Oc. rusticus</i> (4%) | | <i>Cx. pipiens</i> (3%) | |
| <i>Oc. riparius</i> (3%) | | <i>Cx. martinii</i> (3%) | |
| <i>Oc. surcoufi</i> (2%) | | | |
| andere Arten (<1%) | | andere Arten (<1%) | |

Tab. 1: Jahreszeitliches Vorkommen der Mückenarten im Larvenstadium in Gewässern im Wald und Offenland (*Oc* - *Ochlerotatus*, *Ae* - *Aedes*, *Cx* - *Culex*, *Cs* - *Culiseta*).

losen (z.B. Rückenschwimmer Notonecta), Wirbeltieren (z.B. Enten) oder dem Wind von einer Wasserstelle zur nächsten übertragen werden (JANETZKY et al. 1996, MEISCH 2000, MEUTTER et al. 2008).

4 Diskussion

Die Studie hat gezeigt, dass sich entweder Tümpel mit hoher Kleinkrebs-Dichte (>100 Individuen/l) und wenigen Mückenlarven (<10 Individuen/l) oder mit niedriger Kleinkrebs-Dichte (<100 Individuen/l) und vielen Mückenlarven (>10 Individuen/l) fanden. Besonders auffällig war diese Beziehung im Sommer, wo die meisten Mückenlarven nachgewiesen wurden.

Welcher Faktor entscheidet nun, ob ein Tümpel überwiegend von Kleinkrebsen besiedelt wird oder vornehmlich von Mücken? Wahrscheinlich spielt der Zeitfaktor dabei eine entscheidende Rolle. Im Sommer trockneten die Wasserstellen im Offenland nach nur 3 Wochen aus, im

Wald führten sie hingegen länger Wasser (siehe Kap. 2.1). Mückenlarven können einen neuen Lebensraum sehr schnell besiedeln, denn die flugfähigen Mückenweibchen suchen zielgerichtet nach neuen Brutplätzen, wo sie über 100 Eier ablegen können (BECKER et al. 2003). Kleinkrebse hingegen werden nur in geringer Anzahl zufällig von anderen Tieren oder Wind in neue Wassertümpel eingeschleppt (siehe Kap. 3.3). Es dauert daher einige Zeit, ehe sich Kleinkrebse etablieren können. Wenn der Tümpel dann auch noch vorzeitig austrocknet, haben Kleinkrebse kaum eine Chance. Haben sich aber erst einmal Kleinkrebse entwickelt, so werden Mückenlarven effektiv aus dem Gewässer verdrängt.

Der negative Effekt von Kleinkrebsen auf Mückenlarven bezieht sich grundsätzlich auf alle Mückenarten, die in dieser Studie nachgewiesen wurden. Im Frühjahr dominierten die Mückenarten *Ochlerotatus cantans*, *Oc. euedes* und *Oc. annulipes*. Alle drei Arten wurden bevorzugt in beschatteten Gewässern im Wald gefunden, obwohl alle drei Arten auch in Gewässern im Offenland

Tab. 2: Jahreszeitliches Vorkommen der Kleinkrebs-Klassen in Gewässern im Wald und Offenland.

| Frühjahr | | Sommer | |
|-------------------|-----------------------|----------------------|-----------------------|
| Gewässer im Wald | Gewässer im Offenland | Gewässer im Wald | Gewässer im Offenland |
| Daphnia (51%) | Ostracoda (65%) | Daphnia (68%) | Ostracoda (90%) |
| Ostracoda (40%) | Daphnia (17%) | Ceriodaphnia (21%) | Daphnia (3%) |
| Simocephalus (4%) | Calanoida (8%) | Ostracoda (4%) | Simocephalus (3%) |
| Harpacticida (3%) | Simocephalus (4%) | Simocephalus (4%) | Calanoida (2%) |
| Chydoridae (2%) | andere Klassen (<1%) | andere Klassen (<1%) | andere Klassen (<1%) |

brüten könnten. Diese Verlagerung der Arten in die Waldgebiete deutet darauf hin, dass die Mückenlarven im Wald aufgrund der geringeren Konkurrenzdichte verbesserte Lebensbedingungen vorfanden. Möglicherweise spielt aber auch das günstigere Nahrungsangebot in diesen Gewässern eine Rolle. Besonders *Ochlerotatus annulipes* bevorzugt Wasserstellen, in denen sich totes Blattwerk angesammelt hat (BECKER et al. 2003). Diese Voraussetzungen sind im Wald naturgemäß eher gegeben als auf offener Fläche. Wahrscheinlich ist die Kombination aus höherem Nahrungsangebot und vermindertem Konkurrenzdruck Ursache für das vermehrte Auftreten von Mückenlarven in Waldgebieten.

Im Sommer dominierte die Mückenart *Aedes vexans*, gefolgt von den Arten *Culex pipiens* und *Culex territans*. In Deutschland zählt *Aedes vexans* zu den häufigsten Stechmückenarten und brütet typischerweise in überschwemmten Gebieten, bevorzugt auf Wiesenflächen (BECKER et al. 2003). Es ist daher nicht verwunderlich, diese Art in großer Zahl in temporären Gewässern der Offenlandbereiche nachzuweisen. *Ae. vexans* besitzt darüber hinaus ein hohes Migrationspotenzial, das heißt diese Art legt nach dem Schlüpfen als Imago große Strecken zurück, um einen neuen Brutplatz zu finden (HORSFALL 1954). Es ist durchaus wahrscheinlich, dass diese Art auch in die angrenzenden Waldgebiete vordringt, um dort in geeigneten Wasserstellen zu brüten. Tatsächlich wurden in dieser Untersuchung einige Larven von *Ae. vexans* in Gewässern im Wald gefunden, allerdings in weit geringerer Anzahl als in den Gewässern im Offenland. Möglicherweise wirkt sich hier das Vorhandensein von Nahrungskonkurrenten negativ auf die Entwicklung der Mückenlarven aus. *Culex pipiens* ist eine weit verbreitete Stechmückenart, die unspezifisch in allen potenziellen Brutbiotopen existiert (BECKER et al. 2003, VINOGRADOVA 2000). Auch *Cx. territans* ist nicht an ein spezielles Biotop gebunden, bevorzugt aber beschattete Gewässer. Beide Arten könnten demnach Gewässer sowohl im Wald als auch im Offenland zur Reproduktion nutzen, kommen aber nach den Ergebnissen dieser Studie bevorzugt im Offenland vor. Da im Offenland nur sehr wenige Kleinkrebse nachgewiesen wurden (< 100 Individuen/l), ist es naheliegend, dass der fehlende Konkurrenzdruck den Mückenlarven dort einen Fortpflanzungsvorteil verschaffte.

5 Schlussfolgerung

Das Vorhandensein von Kleinkrebsen wirkt sich nachteilig auf Mückenlarven aus. Kleinkrebse besitzen den Vorteil, dass sie in großen Massen auftreten und daher eine starke Futterkonkurrenz zu den zahlenmäßig geringeren Mückenlarven sind. Mückenlarven hingegen verfügen besonders im Sommer über einen zeitlichen Entwicklungsvorteil gegenüber Kleinkrebsen, da sie neue Brutplätze schneller besiedeln können.

Die untersuchte Konkurrenzbeziehung zwischen Stechmücken und Kleinkrebsen ist nicht nur für das Erfassen biologischer Zusammenhänge von Bedeutung, sie zeigt auch neue Möglichkeiten für die Stechmückenbekämpfung auf. Im Gegensatz zu Insektiziden stören Kleinkrebse das biologische Gleichgewicht nicht und könnten in Zukunft dabei helfen, Mückenpopulation zu regulieren. Dafür müsste allerdings der zeitliche Entwicklungsvorteil der Mückelarven ausgeglichen werden, indem Kleinkrebse beispielsweise aktiv in die Gewässer eingebracht werden. Weitere Untersuchungen sind nötig, um diese natürliche Kontrollstrategie nutzbar zu machen.

Danksagung

Wir danken den Mitarbeitern des Biosphärenreservats Mittelbe für die Unterstützung und gute Zusammenarbeit sowie dem Landesverwaltungsamt Sachsen-Anhalt für die Genehmigung des Projektes.

Zusammenfassung

Stechmücken werden vom Menschen meist als lästige Plage empfunden, als Krankheitsüberträger werden sie gefürchtet. Dabei spielen Mücken in der Ökologie von Flussauen eine wichtige Rolle. Die Mücken benötigen die Feuchflächen zur Fortpflanzung und dienen vielen Tieren als Nahrung. Über das Zusammenspiel zwischen Mückenlarven und anderen aquatischen Organismen ist bisher wenig bekannt.

Die folgende Studie untersucht das Verhältnis zwischen Mückenlarven und Kleinkrebsen, den potenziellen Nahrungskonkurrenten der Mückenlarven. Über 7 Monate hinweg wurden Po-

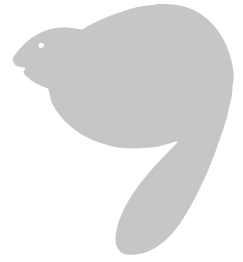
pulationsdaten von Mücken bzw. Kleinkrebsen in temporären Wasserstellen erhoben. Es zeigte sich, dass Mückenlarven bevorzugt kurzzeitig existierende Wasserstellen mit geringer Kleinkrebs-Dichte (<100 Individuen/l) besiedeln. In länger bestehenden Wasserstellen mit hohem Kleinkrebs-Besatz (>100 Individuen/l) konnten kaum Mückenlarven nachgewiesen werden.

Mückenlarven können neue Lebensräume schnell besiedeln, weichen aber natürlichem Konkurrenzdruck aus. Dieses Verhalten der Mückenlarven könnte die Basis für ein ökologisch unbedenkliches Mückenmanagement liefern, wobei Kleinkrebse statt Insektizide die Mückenpopulation kontrollieren.

Literatur

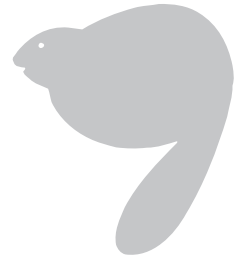
- BECKER, N., PETRIC, D., ZGOMBA, M., BOASE, C., DAHL, C., LANE, J. & A. KAISER (2003): Mosquitoes and their control. - New York (Kluwer Academic/Plenum Publishers).
- BEKETOV, M. A. & M. LIESS (2007): Predation risk perception and food scarcity induce alterations of life cycle traits of the mosquito *Culex pipiens*. - *Ecological Entomology* 32: 405-410.
- BLAUSTEIN, L. & J. M. CHASE (2007): Interactions between mosquito larvae and species that share the same trophic level. - *Annu. Rev. Entomol.* 52: 489-507.
- CHASE, J. M. & T. M. KNIGHT (2003): Drought-induced mosquito outbreak in wetlands. - *Ecology Letters* 6: 1017-1024.
- HORSFALL, W. R. (1954): A migration of *Aedes vexans* Meigen. - *Journal of Economic Entomology* 47: 544.
- JANETZKY, W., ENDERLE, R. & W. NOODT (1996): Crustacea: Copepoda. - In: Süßwasserfauna von Mitteleuropa, Bd. 8/4-2. - Stuttgart (Gustav Fischer Verlag).
- MEISCH, C. (2000): Crustacea: Ostracoda. - In: Süßwasserfauna von Mitteleuropa, Bd. 8/3. - Heidelberg/Berlin (Spektrum Akademischer Verlag).
- MEUTTER, F., STOKS, R. & L. MEESTER (2008): Size-selective dispersal of *Daphnia* resting eggs by backswimmers (*Notonecta maculata*). - *Biological Letters* 4(5): 494-496.
- STAV, G., BLAUSTEIN, L. & Y. MARGALIT (2005): Individual and interactive effects of a predator and controphic species on mosquito populations. - *Ecological Applications* 15: 587-598.
- VINOGRADOVA, E. B. (2000): Mosquitoes *Culex pipiens pipiens*: taxonomy, distribution, ecology, physiology, genetics and control. - Sofia (PenSoft): 280 S.

Themenkomplex 4: Ausgewählte Tierarterenerfassungen im Biosphärenreservat Mittelelbe



Ufer der Mittelelbe bei Breithagen im BR Mittelelbe. Foto: M. Scholz. Grüne Keiljungfer (*Ophiogomphus cecilia*): Larve nach dem Schlupf aus der Exuvie. Foto: T. Briesenick.

Zur Situation der Urzeitkrebse und Rückenschaler im Biosphärenreservat Mittelelbe



MICHAEL UNRUH, ANDREAS BERBIG & AXEL ZEHLE

1 Einleitung

Lebensräume, die unmittelbar der Flusssdynamik ausgesetzt sind, werden durch eine Reihe von Variablen determiniert. Die Schneeschmelze in Verbindung mit Starkregenereignissen im Frühjahr lässt den Wasserspiegel steigen und führt zu Hochwasser. Die nach dem Rückgang der Überschwemmung zurück bleibenden Stillgewässer in der Aue unterliegen im Jahresgang bestimmten Umweltgradienten. Steigende Wassertemperaturen führen dazu, dass sich der Trübungsgrad erhöht, der Sauerstoffgehalt fällt und das Nahrungsangebot zunimmt bis schließlich das Standgewässer in den niederschlagsarmen Sommermonaten austrocknet.

Zu den Leitarten dieser temporären Gewässer zählen die Kiemen- und Blattfüßer der Klasse der Crustaceen, die umgangssprachlich als Urzeitkrebse bezeichnet werden. Diese Relikte der mesozoischen Tierwelt - Crustaceen existieren immerhin seit dem Kambrium - haben schon seit jeher das Interesse von Naturforschern geweckt. Ihre Lebensdauer und Kolonisierung, selbst kleinster Gewässer, ist auf nur wenige Wochen bis Monate begrenzt. Dabei sind die teils komplizierten Überlebensstrategien in dem nur zeitweise vorhandenen Lebensraum bisher nur ansatzweise erforscht. Von einer wissenschaftlich fundierten Übersicht zum Vorkommen der kosmopolitisch verbreiteten Formen kann selbst in Mitteleuropa keine Rede sein.

Es kann davon ausgegangen werden, dass landschaftsverändernde Maßnahmen entlang der Flüsse, die mit Eingriffen in das hydrologische Regime, Gewässerverschmutzung, baulichen Maßnahmen und schließlich dem Verlust an Auenlebensräumen verbunden waren, nicht ohne Auswirkungen auf die aktuelle Verbreitung und das

Vorkommen von Urzeitkrebsen und Rückenschälern geblieben sind. Es liegt in der Biologie dieser Tiere und in der bisher unzureichenden Kenntnis begründet, dass fehlende Nachweise nicht in jedem Fall Verbreitungslücken darstellen.

Im Biosphärenreservat (BR) Mittelelbe wurde ab dem Jahr 2004 damit begonnen, die geeigneten Gewässerlebensräume am Mittellauf der Elbe sowie am Unterlauf der Havel auf das Vorhandensein von Urzeitkrebsen zu untersuchen.

2 Zielstellung

Um Aussagen zur aktuellen Bestandsentwicklung der Branchiopoden zu treffen, sind Angaben zur Verbreitung und Eignung der Habitate notwendig. Mit der Kartierung (vgl. Kap. 5) wurde dem Ansatz von NEUMANN (1999, 2001) gefolgt, wonach Bestandseinschätzungen eine kontinuierliche Kontrolle der Gewässer über mehrere Jahre voraussetzen, wenn man über die Sammlung von Zufallsbeobachtungen hinauskommen will.

Die im Zusammenhang mit der Kontrolltätigkeit der Naturwachtmitarbeiter im Zeitraum von 2004 bis 2008 erstellte Übersicht zur Verbreitung der Branchiopoden erhebt nicht den Anspruch auf Vollständigkeit, sondern dokumentiert den Erkenntnisstand einer begonnenen Erfassung. Damit wurde ein systematisches Kataster als Voraussetzung detaillierter Kartierungen geschaffen.

3 Biologie und Ökologie

Sporadisches Auftreten unter geeigneten Bedingungen, rasche Individualentwicklung und flexible Verbreitungs- und Überlebensstrategien

zählen zu den wichtigsten Eigenschaften der Urzeitkrebse.

Die „ursprünglich organisierten“ Krebse (NEUMANN & HEINZE 2004) zeichnet eine morphologische Konstanz über Jahrmillionen aus, ihre evolutionäre Strategie indessen ist ungeachtet vielfältig. Das Überleben unter Extrembedingungen zwingt sie zur räumlich und zeitlich begrenzten Ressourcennutzung, die ihnen als Opportunisten bei der Kolonisierung des Lebensraumes gelingt. Kosmopolitische Verbreitung mit winzigen Dauereiern, die Frost genauso widerstehen wie Jahrzehnte völliger Trockenheit und die von Wind, Wasser oder Tieren verdriftet bzw. verschleppt werden können, sichern ihnen Präsenz in konkurrenzarmen, episodisch wasserführenden Stillgewässern.

Rückenschaler, als ursprünglicherer Zweig der Phyllopoden und die Zweischaler mit abgeleiteten Merkmalen der Morphologie und Funktion kennzeichnet eine direkte Entwicklung vom Ei über Embryonal- zum Adultstadium. Sobald die Umgebungstemperatur im Gewässer steigt, wächst die geschlüpfte Generation innerhalb weniger Wochen unter Nutzung aller verfügbaren Nahrungsressourcen zum geschlechtsreifen Krebs heran. Nur die Kiemenfüßer haben deutlich ausgebildeten Sexualdimorphismus, der die Bestimmung der ♂♂ durch die 2–3 gliedrigen Kopulationsorgane ermöglicht. Blattfüßer haben entgegen verbreiteter Meinung keine Parthenogenese (Jungfernzeugung), sondern realisieren die sexuelle Fortpflanzung als selbstbefruchtende Hermaphroditen (SIEWING 1985). Die Rückenschaler sind filtrierende Detritusfresser oder Räuber und zerreiben ihre Nahrung mit den Endopoditen, bevor sie über die ventral gelegene Nahrungsrinne der Verdauung zugeführt wird. Kiemenfüßer dagegen filtern die Nahrungspartikel mittels Filterborstenkämme (ursprünglicher Spaltfuß der Krebstiere) und nutzen die synchrone Schlagbewegung der Spaltbeine. Diese haben als multifunktionale Extremitäten die Aufgaben der Atmung, Ernährung und Fortbewegung in vollendeter Weise übernommen.

4 Zum Kenntnisstand der Urzeitkrebse an der Mittleren Elbe

Von den zwölf Arten in Deutschland (SIMON 1998) wurden nach NEUMANN & HEINZE (2004) bisher

sieben in Sachsen-Anhalt nachgewiesen. Im Untersuchungsgebiet kommen mindestens vier Arten vor: *Triops cancriformis* (Bosc, 1801), *Lepidurus apus* (L., 1758), *Eubbranchipus (Siphonophanes) grubii* (DYBOWSKI, 1860) und *Branchipus schaefferi* FISCHER, 1834. Vorkommen von *Tanymastix stagnalis* (L., 1758) werden vermutet.

Bisher erstellte Übersichtswerke (HEIDECHE & NEUMANN 1987, NEUMANN & HEIDECHE 1989, JACOBS 1996, TÄUSCHER 1996, NEUMANN 1999 und 2001, HEINZE 2003, STEPHAN & SCHWARTZ 2004, ZUPPKE 2005 und 2007) lassen eine Häufung der beiden Arten *Lepidurus apus* (Schuppenschwanz) und *Eubbranchipus (Siphonophanes) grubii* (Kiemenfuß) im Elbe-Havel-Gebiet sowie um die Städte Magdeburg und Wittenberg erkennen. Dies bestätigen eigene Schätzungen zu Häufigkeiten beider Arten im Süden des BR Mittelbe sowie auch die Auswertung verfügbarer Literatur. Ob die Nachweise die tatsächlichen Verhältnissen repräsentieren oder eher subjektiv die Nähe zu Orten widerspiegeln, die Zoologen aufgrund der Nähe zum Wohnort auch früher schon häufiger aufsuchten, entzieht sich einer Beurteilung. NEUMANN fasste die bis 2001 bekannten Nachweise zusammen und macht die Defizite der zugrunde liegenden Befunde deutlich. ENGELMANN et al. (2004) veröffentlichten unter Berücksichtigung aller gesicherten Nachweise eine komplette Übersicht der Verbreitung der Blatt- und Kiemenfüßer für Deutschland und Österreich.

Diese gelang ZUPPKE (2007), der die Vorkommen von *L. apus* aus dem Untersuchungsgebiet zwischen Coswig und Pratau zusammenstellte, nachdem JACOBS bereits 1996 eine erste Bestandsaufnahme zur Verbreitung von *S. grubii* veröffentlichte. RANA (2009) fand im Frühjahr 2009 *L. apus* sehr zahlreich in kleinen Pfützen der Elbeaue bei Sandfurth und Parchau. Erst kürzlich konnte ZUPPKE (2005) *Branchipus schaefferi* im Süden des Mittelbegebietes, und zwar in der Teucheler Heide bei Wittenberg, nachweisen. Die im Rahmen dieser Ersterfassung nachgewiesenen Individuen von *B. schaefferi* und *Triops cancriformis* bestätigten die bereits von HEINZE (2003) veröffentlichten Funde im Norden Sachsen-Anhalts. Wesentliche Erkenntnisse zur Verbreitung der Urzeitkrebse, speziell im Bereich des Elbe-Havel-Winkels im ehemaligen Landkreis Havelberg, lieferten HEINZE (2003), TÄUSCHER (1996) und MÜHLE (1994). Im Rahmen eines EU-LIFE-Projektes

ermittelten MANZKE & DANKELMANN (2009) eine Reihe von Vorkommen der Frühjahrsformen *L. apus* und *E. grubii* an der unteren Elbe in Niedersachsen. Der Vollständigkeit halber wird an dieser Stelle auf die Zusammenstellung der Funde in Mecklenburg-Vorpommern durch KÖNIGSTEDT & KÖNIGSTEDT (1993) verwiesen. In dem nordwestlich an das BR Mittelelbe angrenzenden Bereich bei Rühstedt im Land Brandenburg erbrachten STEPHAN & SCHWARTZ (2004) in ihren Untersuchungen den aktuellen Nachweis von *Tanyastix stagnalis*. Die unmittelbare Nähe zum BR legt die Vermutung nach weiteren Vorkommen im Großschutzgebiet nahe.

Die bestehenden Kenntnislücken im Bereich des BR Mittelelbe, einerseits im Südteil zwischen Magdeburg und Wittenberg und andererseits im Nordbereich, zu schließen, ist auch Anliegen dieses Beitrages.

5 Material und Methoden

Die hervorragende Ortskenntnis einiger Mitarbeiter der Naturwacht des BR war eine wesentliche Voraussetzung zum gezielten Aufsuchen der potenziellen Lebensräume der Urzeitkrebse und Rückenschaler: Flutrinnen, Grünländer, Äcker und flussbegleitende Auenwälder der Elbe-, Havel- und Garbeniederung.

Insgesamt wurden rund 470 Gewässer unterschiedlichster Struktur und Genese zwischen Rühstedt und Pretzsch mittels Kescher untersucht. Zur geeigneten Zeit, in der Regel nach der Schneeschmelze im Vorfrühling, wurden die Gewässer vor allem in der rezenten Aue beprobt. Die Geländebegehungen hatten nicht vordergründig die Bestandserhebung der Urzeitkrebse zum Ziel, vielmehr wurden diese Untersuchungen in der Regel mit den jeweils anstehenden Tagesaufgaben der Naturwacht verbunden. Die Artdiagnose erfolgte bereits im Gelände mittels durchsichtiger Behälter, um anschließend die Krebstiere wieder in die Probegewässer zurück zu setzen. Eine Einzelentnahme erfolgte nur, wenn eine Artdiagnose auf diese Weise nicht zweifelsfrei vorgenommen werden konnte.

Waren in der geborgenen Probe Urzeitkrebse vorhanden, wurden diese erst nach Verfügbarkeit des geeigneten Feldbestimmungsschlüssels (ENGELMANN o. J.) bis zur Art bestimmt. Allerdings

muss an dieser Stelle angefügt werden, dass die Artbestimmung bei den Kiemenfüßern bis 2007 nicht in jedem Fall gesichert vorgenommen wurde. Eine gewisse Unsicherheit bei der Determination einzelner Exemplare vor 2007 ist bei der großen morphologischen Ähnlichkeit von *Triops* und *Lepidurus* sowie den Feenkrebschen *E. grubii* und *B. schaefferi* nicht auszuschließen. Die in der verfügbaren Literatur erwähnten, phänologisch differenzierten Frühjahrs- und Sommerformen boten jedoch eine höhere Sicherheit.

Aufgrund der Gewässervielfalt und der teilweisen Unzugänglichkeit war die jeweils vorhandene Individuenzahl in der Regel nur grob zu ermitteln. Im Feld wurden die Lage der zumeist von *L. apus* und *E. grubii* bevorzugten Gewässertypen, das Erfassungsdatum und prägende Standorteigenschaften notiert. Diese Angaben wurden mit dem Artenerfassungsprogramm „Winart“ des Landesamtes für Umweltschutz (LAU) erhoben.

Abweichend von den Geländebegehungen durch die Naturwachtmitarbeiter im Süden des UG stand im Norden nicht die rezente Aue im Mittelpunkt der Untersuchungen, sondern die vernässelten Flächen der deichgeschützten Altaue. Ansonsten waren die Untersuchungsmethoden, wie das Keschern in Abhängigkeit von Phänologie sowie die Artbestimmung und Dokumentation, identisch mit denen im Südteil des BR.

6 Ergebnisse

Von Frühjahr 2004 bis April 2008 wurden zwischen der Elbeaue bei Wittenberg und der Landesgrenze entlang der Hohen Garbe Nachweise der beiden Rückenschaler *L. apus* (Abb. 1) und *T. cancriformis* und der Kiemenfüßer *E. grubii* (Abb. 2) und *B. schaefferi* erbracht, wobei 89 Nachweise des Schuppenschwanzes in beiden Untersuchungsräumen die der übrigen Arten fast um das Doppelte übertrafen. Wesentlich seltener waren die Beobachtungen von *E. grubii*. Im Untersuchungszeitraum konnte diese Frühjahrsform in 56 Gewässern nachgewiesen werden. Damit wird zwar noch nicht das nach HEIDECHE & NEUMANN (1987): nahezu geschlossene Areal an der mittleren und unteren Elbe sowie an der unteren Saale und im Havel-Spree-Gebiet bestätigt, aber eine Häufung der Funde im Bearbeitungsgebiet gegenüber den von NEUMANN (1999) veröffentlichten Daten wur-



Abb. 1: *Lepidurus apus* L. Foto: A. Berbig.

de deutlich. Die Aufschlüsselung der Nachweise der häufigsten Arten nach ihren wichtigsten Lebensräumen ist Tab. 1 zu entnehmen. Die Ergebnisse sind in den Abb. 3 und 4 dargestellt.

Im Elbetal zwischen Steckby und der Dornburger Aue wies jedes sechste der ca. 300 kartierten Gewässer Urzeitkrebse auf. Im Nordbereich waren nach grober Schätzung in 80 von 250 aufgesuchten Stillgewässern Urzeitkrebse nachzuweisen. Bei der Angabe der absoluten Zahlen der beprobten Gewässer ist zu berücksichtigen, dass die Überschwemmungsflächen, beispielsweise im Gebiet östlich von Werben, in zahlreiche Einzelgewässer gegliedert sind.

Die 20 im Jahr 2008 untersuchten Gewässer zwischen Lutherstadt Wittenberg und Pretzsch enthielten weder Anzeichen von Blattfuß- noch von Kiemenfußkrebsen.

Abb. 2: *Eubbranchipus grubii* DUB. Foto: V. Neumann.



Allgemein ist im Süden eine Häufung der Vorkommen vor dem Deich, also im aktiven Überflutungsbereich der Aue zu konstatieren. Ob die Häufung der Nachweise von *L. apus* und *E. grubii* im Grünland den tatsächlichen Verhältnissen entspricht oder methodisch bedingt ist, müssen weitere Untersuchungen klären. Diese Häufung kann auch auf die besseren Licht- und damit Beobachtungsverhältnisse im Grünland gegenüber dem Auenwald zurückzuführen sein.

Im Gebiet nördlich von Magdeburg konnten für *L. apus* 43 und für *E. grubii* 35 Nachweise dokumentiert werden. Dabei war nur letztgenannte Art in vergleichbarer Größenordnung wie im Südbereich (absolut 21 bzw. 28 Nachweise) vertreten; *L. apus* war im Norden mit 21 Nachweisen nur halb so häufig wie im Südteil des Untersuchungsgebietes.

Die im Betrachtungsraum höchsten Abundanzen von *L. apus* wurden auf den Überschwemmungsflächen östlich von Werben am 19. März 2008 mit mehreren tausend Exemplaren ermittelt. Die Überschwemmungsfläche wies eine Ausdehnung von 0,3 ha bei einer durchschnittlicher Tiefe von 0,7 m auf. *E. grubii* erreichte im Qualmwaserbereich nördlich von Neukirchen/Wendemark gleich hohe Häufigkeiten mit weit über 1.000 Tieren, hier betrug die Flächengröße 0,5 ha.

Mit *B. schaefferi* und *T. cancriformis* wurden im Nordbereich, im Gebiet um Kamern, in Fahrspurrinnen und temporären Pfützen die Beobachtungen von HEINZE (2003) bestätigt.

6.1 Lebensdauer und Phänologie

Für beide Arten wurden erste Nachweise jeweils am 6. März 2004 gemeldet, das Datum der letzten Beobachtung war Ende Mai (28.05.2005). Zeitgleiches Erscheinen beider kaltstenothermer Arten ist den Kartierungsunterlagen zu entnehmen.

6.2 Vergesellschaftung

In 25 untersuchten Gewässern kamen beide Arten vor. Davon wiesen zwölf Flutrinnen im Auenwald sowie acht Gewässer in staunassen Senken im Grünland gemeinsame Vorkommen von *L. apus* und *E. grubii* auf. Syntopie konnte auch in fünf Schmelzwassertümpeln, die sich auf Ackerflächen gebildet hatten, festgestellt werden. Die betrachteten Lebensräume (siehe Tab. 1) sind offensichtlich unterschiedlich geeignet. Sicher fördert die höhere Dynamik, die die rezente Aue

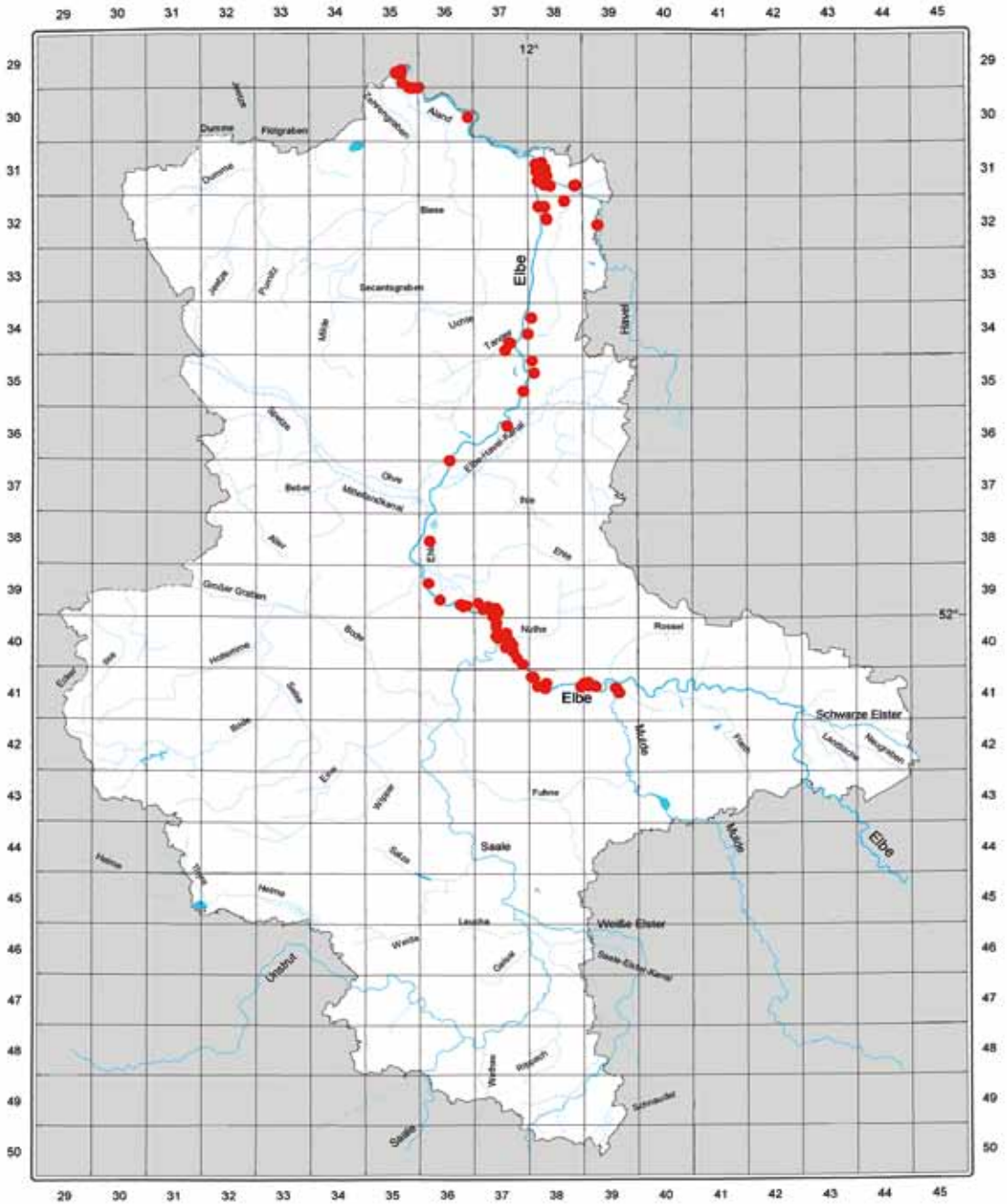


Abb. 3: Verbreitung von *Lepidurus apus* L. Quelle: Kartierungsergebnisse 2004-2008, zusammengestellt von A. Berbig unter Verwendung der Kartengrundlage des LAU.

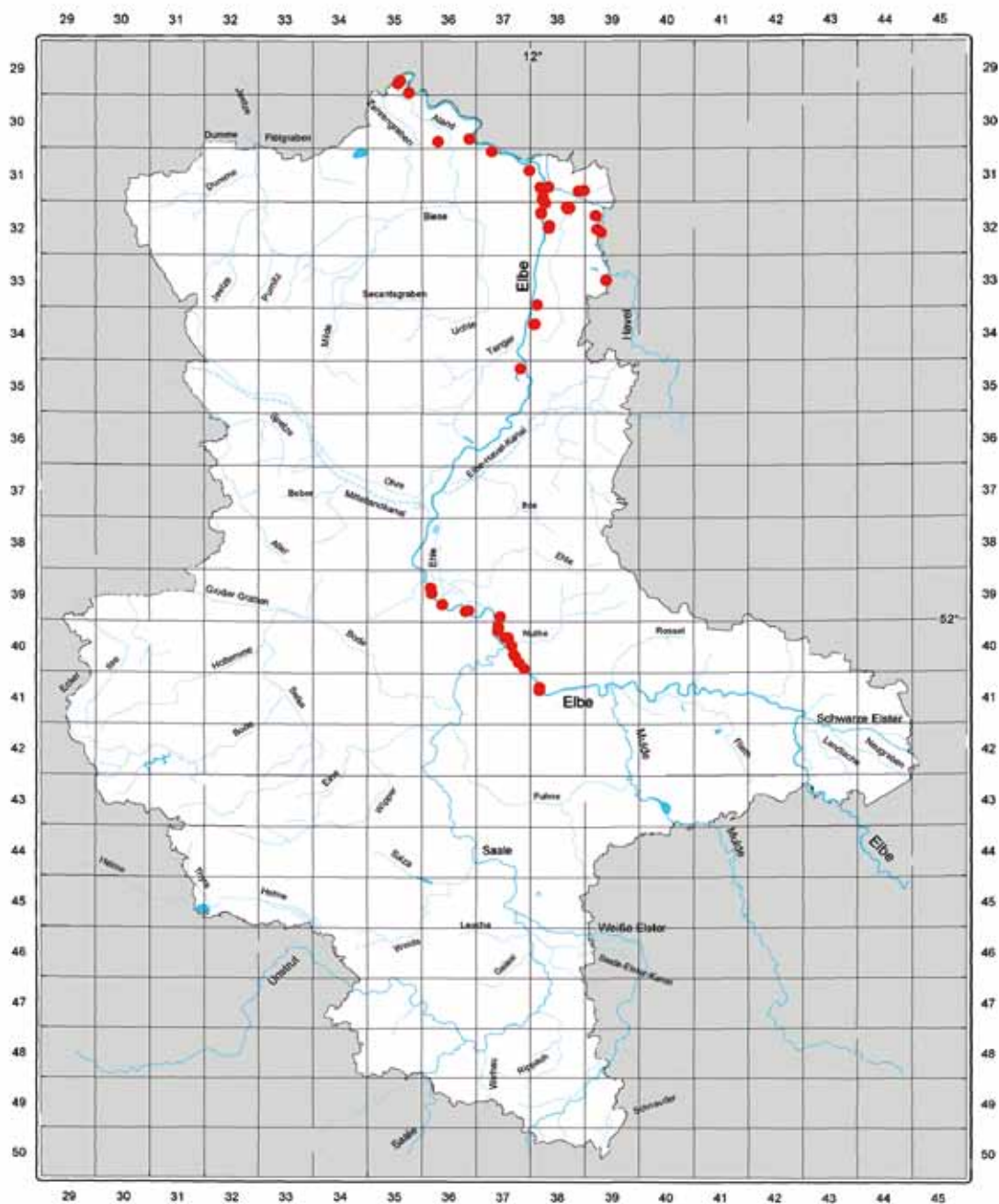


Abb. 4: Verbreitung von *Eubranchipus (Siphonophanes) grubii* (DUB.). Quelle: Kartierungsergebnisse 2004-2008, zusammengestellt von A. Berbig unter Verwendung der Kartengrundlage des LAU.

| Art Lebensraum | <i>Lepidurus apus</i> | <i>Eubbranchipus grubii</i> |
|------------------------------------------|-----------------------|-----------------------------|
| rezente Aue (Deichvorland) | | |
| Grünland | 59 | 10 |
| Auenwald | 7 | 21 |
| Acker | 5 | 1 |
| deichgeschützte Altaue (Deichhinterland) | | |
| Grünland | 25 | 28 |
| Auenwald | 12 | 13 |
| Acker | 7 | 3 |
| Summe | 115 | 76 |

Tab. 1: Nachweise von *Lepidurus apus* und *Eubbranchipus grubii*, klassifiziert nach den wichtigsten Lebensräumen in der rezenten Aue und deichgeschützten Altaue im Untersuchungszeitraum 2004-2008, zusammengestellt nach den Ergebnissen aus den beiden Untersuchungsräumen Nord und Süd. Die auf den Ackerflächen untersuchten Gewässer verdanken ihre Entstehung der Schneeschmelze oder Qualmwasser aus dem Deichfuss.

infolge periodisch auftretender Überschwemmungen prägt, die Entstehung von Restgewässern nach abklingendem Hochwasser. Dabei ist zu unterscheiden zwischen durchströmten Hohlformen in der Initialphase und solchen, die als permanent gefüllte Wasseransammlungen im Grünland verbleiben und die durch hohe Nährstoffeinträge gekennzeichnet sind. Letztere sind die bevorzugten Habitate beider vorzugsweise im Frühjahr auftretender Formen *L. apus* und *E. grubii*. Zumindest gilt diese Beobachtung für den Südteil des Betrachtungsraumes.

6.3 Diskussion und Bewertung der Ergebnisse

Die Fundorte von *E. grubii* und *L. apus* korrelieren offensichtlich eng mit den Frühjahrswasserständen der Flüsse. Diese Vermutung bestätigen auch die Nachweise von BÖßNECK (2006), wobei in dieser Arbeit auf einen erheblichen Teil der Funde aus den Auen größerer Flüsse und Ströme verwiesen wird. Statisch scheinen die Gewässer zu sein, die GRABOW (1998) für eine Reihe von Fundorten von *E. grubii* aus der Umgebung von Braunschweig in Niedersachsen aufzählt. Von den neun in diesem Beitrag genannten Fundorten ist lediglich einer, ein neu angelegter Waldweiher, als konkurrenzarmer Pionierstandort zu bezeichnen. Ein Blick auf die von NEUMANN (1999) dokumentierten wenigen Funde der Arten *T. cancriformis* und *B. schaefferi* zeigt, dass beide Arten auch im

Bereich der Mittelelbe bei Magdeburg vorkommen können. Deshalb ist bei diesen Arten eine weitere Verbreitung anzunehmen, die bei künftigen Kartierungen zu berücksichtigen ist.

Deutliche Präferenzen für einzelne Habitattypen lassen sich aus den wenigen Angaben nicht ableiten. Wie anpassungsfähig die beiden häufigsten Arten *L. apus* und *E. grubii* sind, bestätigen die Funde auf Ackerflächen. Es handelt sich um intensiv bewirtschaftete Äcker.

Zur Vergesellschaftung beider Arten im Untersuchungsgebiet bemerken ZUPPKE & ELZ (2008): „Das oftmals beschriebene gemeinsame Vorkommen mit Vertretern der Blattfußkrebse konnte hier im Mittelbegebiet noch nie festgestellt werden“. Die Autoren implizieren damit eine strikte Trennung der Lebensräume beider Arten im Mittelbegebiet, die durch die vorliegenden Untersuchungen nicht bestätigt werden kann. Wie bereits erwähnt, teilen sich beide Arten mehr als die Hälfte aller bisher untersuchten Gewässer.

7 Schlussfolgerungen zum Schutz der Krebse und ihrer Lebensräume

Der Wiederanbindung einst durchströmter Flutmulden und -rinnen zählt zu den Aufgabenbereichen der BR-Verwaltung Mittelelbe und wurde in den letzten Jahren mit mehreren Projekten, teils selbständig, teils als Maßnahme im Rahmen des

“Naturschutzgroßprojektes Mittlere Elbe“ zwischen Mulde und Saale mehrfach umgesetzt. Bis 2013 wird auf einer Länge von 36 Fluss-Kilometern entlang der Elbe zur Reaktivierung von Hochflutrinne eine Wiedervernässung bisher nur noch sporadisch gefluteter Areale unter Nutzung der Dynamik erfolgen (EICHORN 2004, UNRUH 2007). Der Stellenwert dieses Maßnahmenbündels, dass auch im Nordbereich des BR Mittelbe entsprechend den Möglichkeiten an Havel und Elbe Schritt für Schritt realisiert wird, geht über die von ENGELMANN et al. (2004) mit Recht beklagten etablierten Schutzstrategien, die für die temporären Gewässer ohnehin nicht greifen, hinaus. Zumindest werden wenigstens in den Projektgebieten Bedingungen initiiert, die sich unter Berücksichtigung der Lebensstrategie und Ökologie der Blattfuß- und Kiemenfußkrebse zur Kompensation stattfindender Eingriffe eignen. Dabei sind die bevorzugten Lebensräume nicht die stark durchströmten Flutmulden in unmittelbarer Flussnähe, sondern permanent bespannte Temporärgewässer der Auen. Zweifellos werden auch solche Gewässertypen durch die geplanten Deichrückverlegungen in Zahl und Ausdehnung zunehmen.

Als Aufgaben der Verwaltung des BR Mittelbe sind die kontinuierlich fortzuführenden Kontrollen in den kommenden Jahren zu nennen, wobei der Ermittlung entscheidender biotischer und abiotischer Parameter hohe Bedeutung beizumessen ist. Besonders aber die Erfassung der im Laufe eines Jahres wechselnden Artengemeinschaften (Lurche, Fische, Libellen, Wasserkäfer u. a.) in den wassergefüllten Geländevertiefungen im Jahresgang (Schlammmächtigkeit, Zeitpunkt der Austrocknung) könnten zum besseren Verständnis der bisher nur unzureichend geklärten ökologischen Einnischung beitragen.

Die in diesem Beitrag aufgezeigten Schwierigkeiten beim kontinuierlichen Nachweis der Urzeitkrebse, auch als Folge ihrer besonderen Biologie, führen dazu, dass Ökologie und Schutzbedürftigkeit dieser Krebstiere bisher kaum im Zuge von Eingriffsvorhaben und entsprechenden Verträglichkeitsprüfungen berücksichtigt werden konnten.

„Wir können deshalb nur dazu ermutigen, bekannte und potenzielle Vorkommen beim Vorliegen entsprechend günstiger hydrologischer Situationen zu kartieren und zusammen mit Schutz-

vorschlägen publik und behördenzugänglich zu machen“ (ENGELMANN et al. 2004).

Zusammenfassung

Die im Biosphärenreservat Mittelbe 2004 begonnene und bis 2008 fortgesetzte Kartierung der Qualmwasserkrebse aus den Ordnungen Anostraca und Notostraca wird als Zwischenergebnis vorgestellt. Bei den Untersuchungen hat sich herausgestellt, dass die beiden häufigsten Arten im Gebiet, der Feenkrebs *Eubbranchipus grubii* und der Rückenschaler *Lepidurus apus* sowohl in der rezenten Aue als auch in der Altaue des Elbetales und der Nebengewässer vorkommen. Eine Reihe neuer Fundorte werden vorgestellt wie auch Angaben zur Vergesellschaftung beider Arten mitgeteilt. Die Präferenz für vegetationsfreie, konkurrenzlose Flachgewässer entlang von Quellwasseraustritten am Deichfuß wird erkennbar. Das Biosphärenreservat Mittelbe hat insbesondere in der intensiv genutzten Agrarlandschaft zwischen Mulde und Aller eine große Bedeutung für den Bestandsschutz und die Bestandsentwicklung der Arten.

Literatur

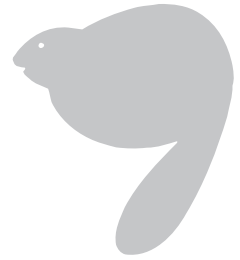
- BÖßNECK, U. (2006): Verbreitung und Ökologie des Feenkrebse *Eubbranchipus grubii* (DYBOWSKI, 1860) in Thüringen (Crustacea: Anostraca). - Abhandlungen und Berichte Museum der Natur Gotha 24: 69-72.
- ENGELMANN, M., HAHN, M., BURMEISTER, E.-G., HEIDECHE, D., NEUMANN, V., ROTHE, U. & L. SIMON (2004): Vorkommen von *Lepidurus apus*, *Triops cancriformis*, *Eubbranchipus (Siphonophanes) grubii*, *Tanyastix stagnalis* und *Branchipus schaefferi* in Deutschland und Österreich (Crustacea: Notostraca und Anostraca). - Faunistische Abhandlungen 25: 3-67.
- ENGELMANN, M. (o. J.): Bestimmung der Großbranchiopoden Deutschlands. - Unveröff. Mskr. - Magdeburg.
- EICHORN, A. (2004): Naturschutzgroßprojekt Mittlere Elbe-Fördergebiet von gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung. - Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 41(2): 49-54.
- GRABOW, K. (1998): Urzeitkrebse (Crustacea: Anostraca, Notostraca) in der Umgebung von Braunschweig, Niedersachsen. - Braunschweiger naturkundliche Schriften 5(3): 523-530.
- HEIDECHE, D. & V. NEUMANN (1987): Zur Verbreitung und Ökologie von *Triops cancriformis* Bosc. und *Lepidurus apus* L. in der DDR. - Hercynia N.F. 24(2): 166-173.
- HEINZE, B. (2003): Lebende Fossilien im Extrem-Lebens-

- raum: Urkrebse in der Altmark. Untere Havel. - Naturkundliche Berichte aus Altmark und Prignitz 13: 33-37.
- JACOBS, W. (1996): Zum Vorkommen des Kiemenfußes, *Siphonophanes grubei* (DYBOWSKI 1860), (Crustacea, Anostraca) im Landkreis Wittenberg. - Naturwiss. Beitr. Mus. Dessau 9: 169.
- KÖNIGSTEDT, B. & D. KÖNIGSTEDT (1993): Zum Vorkommen der großen Blattfußkrebse *Lepidurus apus* und *Triops cancriformis* (Crustacea, Notostraca) in Mecklenburg-Vorpommern. - Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 39(1): 15-19.
- MANZKE, U. & M. DANKELMANN (2009): Branchiopoden im Amt Neuhaus, Niedersachsen: Funde des Kiemenfußes *Eubbranchipus grubii* (DYBOWSKI, 1860) und des Schuppenschwanzes *Lepidurus apus* (LINNÉ, 1758) in der Unteren Mittelelbeniederung. - RANA. - Mitteilungsblatt für Feldherpetologie und Ichthyofaunistik 10: 49-63.
- MÜHLE, R. U. (1994): Makroskopische Bodentiere als Indikatoren für den Gewässerzustand an der Unteren Havel. - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 4: 30.
- NEUMANN, V. & D. HEIDECHE (1989): Die Verbreitung von *Lepidurus apus* L. und *Triops cancriformis* Bosc. in der DDR. - Hercynia N.F. 26(4): 387-399.
- NEUMANN, V. (1999): Bestandssituation der Kiemenfüßer (Anostraca) und ausgewählter Gruppen der Blattfüßer (Phyllopoa). - In: FRANK, D. & NEUMANN, V. (Hrsg.): Bestandssituation der Pflanzen und Tiere Sachsen-Anhalts. - Stuttgart: 454-456.
- NEUMANN, V. (2001): Kiemen- und Blattfüßer (Anostraca et Phyllopoa). - In: LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt. Landschaftsraum Elbe, Teil 2: 317-321.
- NEUMANN, V. & B. HEINZE (2004): Rote Liste der Kiemenfüßer (Anostraca) und ausgewählter Gruppen der Blattfüßer (Phyllopoa) (Klasse: Crustacea) des Landes Sachsen-Anhalt. - In: LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (Hrsg.): Rote Listen Sachsen-Anhalts. - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 39: 165-168.
- RANA (2009): Managementplan für das FFH-Gebiet „Elbaue bei Bertingen“ und dem dazugehörigen Ausschnitt des EU SPA „Elbaue bei Jerichow“. - Unveröff. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt.
- SEWING, R. (1985): Lehrbuch der Zoologie, Bd. 2 Systematik. - Stuttgart/ New York.
- SIMON, L. (1998): Rote Liste ausgewählter Gruppen der Blattfußkrebse (Branchiopoda: Anostraca, Notostraca, Conchostraca). - In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55: 280-282.
- STEPHAN, S. & R. SCHWARTZ (2004): Biologie, Verbreitung und Schutz von Großbranchiopoden (Crustacea, Branchiopoda) in den Auen der Unteren Mittelelbe. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL). Tagungsberichte (Köln), Berlin: 233-238.
- TÄUSCHER, L. (1996): Zum Vorkommen von „Urzeitkrebse“ in Gewässern des Elb-Havel-Winkels. Untere Havel. - Naturkundliche Berichte aus Altmark und Prignitz 5: 70f.
- UNRUH, M. (2007): Deichrückverlegung zur Wiedervernässung an der mittleren Elbe. Biosphärenreservat Mittelelbe, Sachsen-Anhalt. - Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal: 83-95.
- ZEHLE, A. (2006): „Urkrebse“ im Biosphärenreservat Mittelelbe. - Unveröff. Bericht (Biosphärenreservatsverwaltung Mittelelbe).
- ZUPPKE, U. & R. HENNIG (1993): Der Schuppenschwanz *Lepidurus apus* (L.) im Mittelelbegebiet. - Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 30(2): 48f.
- ZUPPKE, U. (2005): *Branchipus schaefferi* in der Teucheler Heide bei Wittenberg. - Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 42(1): 51f.
- ZUPPKE, U. (2007): Zum Vorkommen des Blattfußkrebses *Lepidurus apus* in der Elbaue bei Wittenberg. - Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 44(2): 58-61.
- ZUPPKE, U. & I. ELZ (2008): Die Aue der Biber, Störche und Urzeitkrebse. - Norderstedt.

Anhang im Internet

Tab.: Fundortübersicht der Nachweise von *Lepidurus apus*, *Triops cancriformis* sowie *Eubbranchipus (Siphonophanes) grubii* und *Branchipus schaefferi* im Biosphärenreservat Mittelelbe der Jahre 2004-2008. unter: <http://www.ufz.de/index.php?de=18870>

Die Mollusken des Naturschutzgebietes Steckby-Lödderitzer Forst



SEBASTIAN KÖRNIG

1 Einleitung

Den hier vorgestellten Ergebnissen liegt die Erfassung der Molluskenarten und -gesellschaften des Biosphärenreservats „Steckby-Lödderitzer Forst“ im Rahmen einer Diplomarbeit (KÖRNIG 1989) zu Grunde. Der Untersuchungszeitraum erstreckte sich von Oktober 1987 bis Juli 1989. Zum Zeitpunkt der Fertigstellung der Arbeit bestanden auf dem Territorium der DDR das damalige Biosphärenreservat „Steckby-Lödderitzer Forst“ und das Biosphärenreservat „Vessertal“ in Thüringen, welches ebenfalls Gegenstand der Arbeit war, bereits zehn Jahre. Mit der vorliegenden Arbeit wurde erstmals eine vollständige Inventur der für die Auenbiotope charakteristischen Organismengruppe vorgenommen.

Die Ergebnisse geben einen Überblick über die damalige Arbeit, bei der auch quantitative Erfassungs- und Auswertungsmethoden (siehe Sammelmethode) angewandt und Vegetationsanalysen auf den einzelnen Untersuchungsflächen durchgeführt wurden. Bei wiederholter Anwendung der Probenauswahl und Methodik sind die Voraussetzungen gegeben, jederzeit Veränderungen der Malakofauna zu ermitteln.

2 Methoden

2.1 Sammelmethode

Zur Erfassung erwies sich das Absammeln der Landmollusken von 50 Untersuchungsflächen (s. Abb. 1) der Größe 50 cm x 50 cm als geeignete Methode. Bodenstreu wurde, soweit möglich, aufgenommen und anschließend ausgesiebt, um kleinere Arten nachzuweisen. Die Unterteilung der Untersuchungsgebiete erfolgte anhand der sechs wichtigsten Biototypen:

- Hartholzau
- Weichholzau
- Kiefern-Stieleichen-Birken-Mischwald
- Schilfröhricht
- Auenwiese
- Gewässer.

Die Unterteilung dieser Einheiten wurde nach DORNBUSCH & HEIDECCKE (1983) vorgenommen. Wassermollusken konnten nur durch Absammeln der Spülsäume und Untersuchung des Gewässergrundes im Uferbereich erfasst werden, da andere technische Möglichkeiten nicht zur Verfügung standen. Für die Arbeit in den geschützten Bereichen wurden Sondergenehmigungen erteilt, die Bereiche des Totalreservates wurden nur mit zwei Probenquadraten erfasst.

2.2 Auswertungsmethoden

Neben der Angabe der Artenliste beschränken sich die Auswertungsmethoden auf die vergleichende Bewertung der Mollusken der untersuchten Standorte und der Zuordnung zu verschiedenen Molluskengesellschaften. Anhand des Vorkommens wurden Stetigkeitswerte als prozentuales Maß der Häufigkeit des Auftretens einer Art (unabhängig von der Individuenzahl) in einer bestimmten Vegetationseinheit bestimmt. Nach KLIMT et al. (1985) wurden folgende Stetigkeitsklassen unterteilt:

- eukonstante Arten: > 75% Stetigkeit
- konstante Arten: > 50% Stetigkeit
- akzessorische Arten: > 25% Stetigkeit
- akzidentielle Arten: < 25% Stetigkeit.

Die Zuordnung der Molluskengesellschaften auf Grund der Stetigkeit des Auftretens erfolgte nach KÖRNIG (1966, 1981, 1984, 1985).

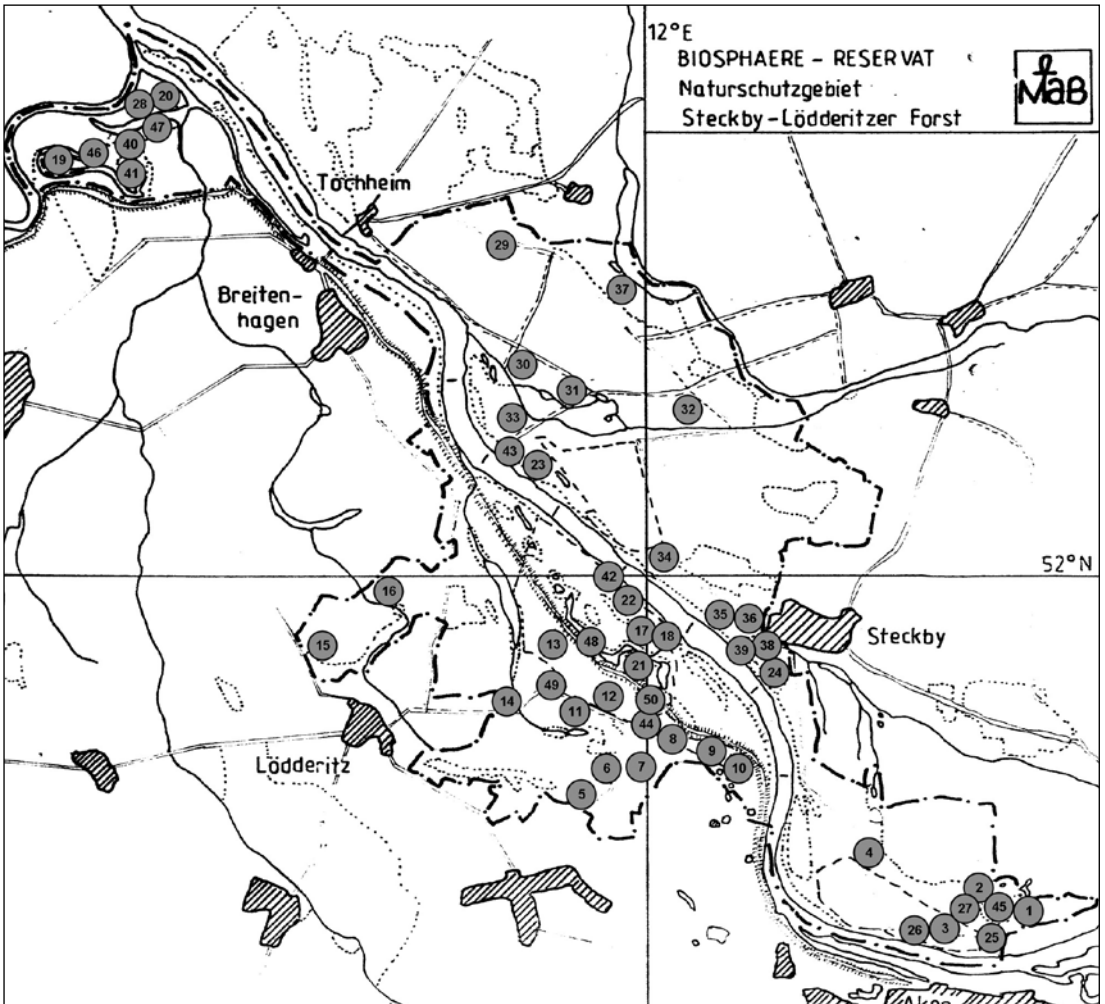


Abb. 1: Lage der untersuchten Bereiche im damaligen Biosphärenreservat „Steckby-Lödderitzer Forst“, das Untersuchungsgebiet ist heute Teil des Biosphärenreservates Mittelelbe.

Die Untersuchungsflächen sind folgenden Biotoptypen zuzuordnen:

- 1–20 Hartholzau
 - 1–4 Stutzer Aue
 - 5–16 Lödderitzer Forst (innendeichs)
 - 17–18 Lödderitzer Forst (außendeichs)
 - 19–20 Saalemündung
- 21–28 Weichholzau
- 29–36 Kiefern-Eichen-Birken-Mischwald
- 37–41 Schilfröhricht
- 42–45 Auenwiese
- 46–50 Gewässer.

3 Ergebnisse

Die angegebenen Arten (Artenliste, siehe Tab. 1) wurden während des Untersuchungszeitraums 1987 bis 1989 vom Autor gefunden, die in eckige Klammern gesetzten (Nr. 27, 43, 49, 54) konnten in den 1980er Jahren nur von ZEISSLER (1984) nachgewiesen werden.

3.1 Mollusken der Hartholzauen

In der Hartholzau wurden 30 Molluskenarten nachgewiesen. Die Hartholzau ist die flächenmäßig größte der untersuchten Vegetationseinheiten und stellt den artenreichsten Biotop im Untersuchungsgebiet dar (Abb. 2, innendeichs und Abb. 3, außendeichs). In dieser Vegetationseinheit wurden insgesamt 20 Probenquadrate untersucht. Die Angaben zur Stetigkeit beziehen sich auf alle 20 Probenflächen. Die Stetigkeit ist den Artnamen als Prozentangabe in Klammer beigefügt.

- Eukonstante Arten: *Arianta arbustorum* (95%)
- Konstante Arten: *Succinea putris* (55%), *Balea biplicata* (70%), *Nesovitrea hammonis* (65%), *Arion rufus* (70%), *Bradybaena fruticum* (55%), *Perforatella incarnata* (70%), *Cepaea hortensis* (65%)
- Akzessorische Arten: *Cochlicopa lubrica* (35%), *Acanthinula aculeata* (30%), *Cochlodina laminata* (50%), *Aegopinella n.* (50%), *Vitina pellucida* (35%), *Arion subfuscus* (30%), *Trichia hispida* (50%), *Helix pomatia* (30%)
- Akzidentielle Arten: *Carychium minimum* (15%), *Carychium tridentatum* (5%), *Columella edentula* (15%), *Punctum pygmaeum* (25%), *Zonitoides nitidus* (10%), *Vitrea crystallina* (15%), *Arion circumscriptus* (5%), *Arion silvaticus* (10%), *Arion intermedius* (10%), *Euconulus fulvus* (5%), *Deroceras sturanyi* (10%), *Perforatella rubiginosa* (10%), *Cepaea nemoralis* (5%).

Der Vergleich mit KÖRNIG (1966), der *Arianta arbustorum* und *Succinea putris* als Charakterarten sowie *Carychium minimum*, *Cochlicopa lubrica*, *Balea biplicata*, *Bradybaena fruticum* und *Vitrea crystallina* als Leitarten des Auenwaldes bezeichnet, zeigt, dass es sich hier um eine typische Auenwaldfauna handelt. Auch die bei KÖRNIG (1966) als Differenzialarten der feuchten Auenwaldsenken bezeichneten Arten *Zonitoides nitidus* und *Perforatella rubiginosa* fehlen hier nicht. Wie schon ZEISSLER (1984) feststellte, fehlt *Discus ro-*

tundatus als gemeine Waldart im Untersuchungsgebiet völlig. Die Angabe der *Aegopinella*-Arten (*nitens* und *nitidula*) als „*Aegopinella n.*“ beruht auf der Tatsache, dass es sich bei den anatomisch untersuchten Exemplaren um *A. nitens* handelte, Schalenfunde und makroskopisch bestimmte Exemplare jedoch nicht genau zuzuordnen waren. Dass einige von KÖRNIG (1966) als Charakter- bzw. Leitarten des Auenwaldes bezeichneten Arten mit nicht so großer Stetigkeit im gesamten Gebiet auftraten, ist mit dem „reduzierten“ Auenwaldcharakter der innendeichs liegenden Probenflächen (Lödderitzer Forst, Flächen Nr. 5–16) zu erklären. Diese wurden im Gegensatz zu den Flächen in der Steutzer Aue (Nr. 1–4), im Lödderitzer Forst, außendeichs (Nr. 17, 18) und im Bereich der Saalemündung durch das Elbe- bzw. Saalehochwasser nicht mehr beeinflusst. Da der außendeichs liegende Teil des Lödderitzer Forstes im Zeitraum der Untersuchung schon als Totalreservat ausgewiesen war, konnten dort nur zwei Flächen untersucht werden.

Berechnungen der Artenidentitätswerte nach SÖRENSEN ergaben deutliche Abweichungen zwischen Ost- und Westufer der Elbe; die größten Unterschiede zeigten sich zwischen den außen- und innendeichs liegenden Flächen des Lödderitzer Forstes.

3.2 Mollusken der Weichholzauen

Die Weichholzauenbereiche des Untersuchungsgebietes sind ausschließlich an die Ufersäume der Fließgewässer von Elbe und Saale gebunden und unterliegen als außendeichs gelegene Flächen dem Hochwassereinfluss (Abb. 2). Zumeist bildeten sie inselartige Strukturen. Die Untersuchungsflächen befinden sich in folgenden Bereichen: Lödderitzer Forst (Nr. 21, 22), Ufersaum unterhalb der Steckbyer Heide (Nr. 23, 24), Steutzer Aue (Nr. 25–27) und Saalemündung (Nr. 28).

Die Molluskenfauna stellte sich hier sehr ähnlich der Fauna der Hartholzauengebiete dar, es traten jedoch häufiger die Differenzialarten der feuchten Auenwaldsenken *Zonitoides nitidus*, *Perforatella rubiginosa* und *Deroceras laeve* (KÖRNIG 1966) auf.

Nach ihrer Stetigkeit lassen sich die gefundenen Molluskenarten folgendermaßen unterteilen:

- Eukonstante Arten: *Cochlicopa lubrica* (87,5%), *Arianta arbustorum* (87,5%)
- Konstante Arten: *Succinea putris* (75%), *Arion*

| Wissenschaftlicher Name | Deutscher Name |
|---------------------------------------------------------------------|--------------------------------|
| GASTROPODA | |
| Viviparidae | |
| 1. <i>Viviparus contectus</i> (MILLET 1813) | Spitze Sumpfdeckelschnecke |
| 2. <i>Viviparus viviparus</i> (LINNAEUS 1758) | Stumpfe Flussdeckelschnecke |
| Valvatidae | |
| 3. <i>Valvata piscinalis piscinalis</i> (O.F.MÜLLER 1774) | Gemeine Federkiemenschnecke |
| Bithyniidae | |
| 4. <i>Bithynia leachi</i> (SHEPPARD 1823) | Bauchige Schnauzenschnecke |
| 5. <i>Bithynia tentaculata</i> (LINNAEUS 1758) | Gemeine Schnauzenschnecke |
| Ellobiidae | |
| 6. <i>Carychium minimum</i> (O. F. MÜLLER 1774) | Bauchige Zwerghornschncke |
| 7. <i>Carychium tridentatum</i> (RISSO 1826) | Schlanke Zwerghornschncke |
| Acroloxidae | |
| 8. <i>Acroloxus lacustris</i> (LINNAEUS 1758) | Teichnapfschnecke |
| Lymnaeidae | |
| 9. <i>Galba (Galba) truncatula</i> (O. F. MÜLLER 1774) | Kleine Sumpfschnecke |
| 10. <i>Stagnicola corvus</i> (GMELIN 1786) sensu (JACKI-EWICZ 1959) | Große Sumpfschnecke |
| 11. <i>Stagnicola palustris</i> (O. F. MÜLLER 1774) | Gemeine Sumpfschnecke |
| 12. <i>Radix auricularia</i> (LINNAEUS 1758) | Ohrschlamm-schnecke |
| 13. <i>Radix peregra</i> (O. F. MÜLLER 1774) | Gemeine Schlamm-schnecke |
| 14. <i>Lymnea stagnalis</i> (LINNAEUS 1758) | Spitzhorn (- Schlamm-schnecke) |
| Planorbidae | |
| 15. <i>Planorbis planorbis</i> (LINNAEUS 1758) | Gemeine Tellerschnecke |
| 16. <i>Anisus spirorbis</i> (LINNAEUS 1758) | Gelippte Tellerschnecke |
| 17. <i>Anisus vortex</i> (LINNEUS 1758) | Scharfe Tellerschnecke |
| 18. <i>Anisus vorticulus</i> (TROSCHEL 1834) | Zierliche Tellerschnecke |
| 19. <i>Gyraulus albus</i> (O. F. MÜLLER 1774) | Weißes Posthörnchen |
| 20. <i>Gyraulus crista</i> (LINNAEUS 1758) | Zwergposthörnchen |
| 21. <i>Planorbarius corneus</i> (LINNAEUS 1758) | Posthornschncke |
| Succineidae | |
| 22. <i>Succinea oblonga</i> (DRAPARNAUD 1801) | Kleine Bernsteinschnecke |
| 23. <i>Succinea putris</i> (LINNAEUS 1758) | Gemeine Bernsteinschnecke |
| 24. <i>Oxyloma elegans</i> (RISSO 1826) | Schlanke Bernsteinschnecke |
| Cochlicopidae | |
| 25. <i>Cochlicopa lubrica</i> (O. F. MÜLLER 1774) | Gemeine Achatschnecke |
| 26. <i>Cochlicopa lubricella</i> (PORRO 1838) | Kleine Achatschnecke |
| 27. [<i>Cochlicopa nitens</i> (GALLENSTEIN 1848)] | [Glänzende Achatschnecke] |
| Vertiginidae | |
| 28. <i>Columella edentula</i> (DRAPARNAUD 1805) | Zahnlose Windelschnecke |
| 29. <i>Columella aspera</i> (WALDEN 1966) | Rauhe Windelschnecke |
| 30. <i>Vertigo pusilla</i> (O. F. MÜLLER 1774) | Linksgewundene Windelschnecke |
| 31. <i>Vertigo substriata</i> (JEFFREYS 1833) | Gestreifte Windelschnecke |
| 32. <i>Vertigo pygmaea</i> (DRAPARNAUD 1801) | Gemeine Windelschnecke |
| 33. <i>Vertigo angustior</i> JEFFREYS 1830 | Schmale Windelschnecke |
| Valloniidae | |
| 34. <i>Vallonia costata</i> (O. F. MÜLLER 1774) | Gerippte Grasschnecke |
| 35. <i>Vallonia pulchella</i> (O. F. MÜLLER 1774) | Glatte Grasschnecke |
| 36. <i>Vallonia excentrica</i> (STERKI 1892) | Schiefe Grasschnecke |
| 37. <i>Acanthinula aculeata</i> (O. F. MÜLLER 1774) | Stachelschnecke |
| Endodontidae | |
| 38. <i>Punctum pygmaeum</i> (DRAPARNAUD 1801) | Punktschnecke |
| Arionidae | |
| 39. <i>Arion rufus</i> (LINNAEUS 1758) | Große Wegschnecke |
| 40. <i>Arion subfuscus</i> (DRAPARNAUD 1805) | Braune Wegschnecke |
| 41. <i>Arion circumscriptus</i> (JOHNSTON 1828) | Graue Wegschnecke |
| 42. <i>Arion silvaticus</i> (LOHMANDER 1937) | Waldwegschnecke |
| 43. [<i>Arion fasciatus</i> (NILSSON 1822)] | [Gelbstreifige Wegschnecke] |
| 44. <i>Arion intermedius</i> (NORMAND 1852) | Kleine Wegschnecke |
| Vitrinidae | |
| 45. <i>Vitrina pellucida</i> (O. F. MÜLLER 1774) | Kugelige Glasschnecke |
| 46. <i>Eucobresia diaphna</i> (DRAPARNAUD 1805) | Ohrförmige Glasschnecke |
| Zonitidae | |
| 47. <i>Vitrea crystallina</i> (O. F. MÜLLER 1774) | Gemeine Kristallschnecke |
| 48. <i>Aegopinella pura</i> (ALDER 1830) | Kleine Glanzschnecke |

| Wissenschaftlicher Name | Deutscher Name |
|-------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------|
| 49. <i>Aegopinella minor</i> (STABILE 1864)] | [Wärmeliebende Glanzschnecke] |
| 50. <i>Aegopinella nitens</i> (MICHAUD 1831) | Weitmündige Glanzschnecke |
| 51. <i>Aegopinella nitidula</i> (DRAPARNAUD 1805) sensu (ROSSMÄSSLER 1835) | Rötliche Glanzschnecke |
| 52. <i>Nesovitrea hammonis</i> (STRÖM 1765) | Streifenglanzschnecke |
| 53. <i>Zonitoides nitidus</i> (O. F. MÜLLER 1774) | Glänzende Dolchschncke |
| Limacidae | |
| 54. [<i>Lehmannia marginata</i> (O. F. MÜLLER 1774)] | [Baumschnegel] |
| Agriolimacidae | |
| 55. <i>Deroceras laeve</i> (O. F. MÜLLER 1774) | Wasserschnegel |
| 56. <i>Deroceras sturanyi</i> (SIMROTH 1894) | Hammerschnegel |
| 57. <i>Deroceras reticulatum</i> (O. F. MÜLLER 1774) | Genetzte Ackerschnecke |
| Euconulidae | |
| 58. <i>Euconulus fulvus</i> (O. F. MÜLLER 1774) | Helles Kegelchen |
| 59. <i>Euconulus alderi</i> (GRAY 1840) | Dunkles Kegelchen |
| Clausiliidae | |
| 60. <i>Cochlodina laminata</i> (MONTAGU 1803) | Glatte Schließmundschnecke |
| 61. <i>Balea biplicata</i> (MONTAGU 1803) | Gemeine Schließmundschnecke |
| Bradybaenidae | |
| 62. <i>Bradybaena fruticum</i> (O. F. MÜLLER 1774) | Genabelte Strauchschncke |
| Helicidae | |
| 63. <i>Perforatella incarnata</i> (O. F. MÜLLER 1774) | Rötliche Laubschncke |
| 64. <i>Perforatella rubiginosa</i> (A. SCHMIDT 1853) | Uferlaubschncke |
| 65. <i>Trichia hispida</i> (LINNAEUS 1758) | Gemeine Haarschncke |
| 66. <i>Arianta arbustorum</i> (LINNAEUS 1758) | Gefleckte Schnirkelschncke |
| 67. <i>Cepaea nemoralis</i> (LINNAEUS 1758) | Schwarzmündige Bänderschncke (Hainschnirkelschncke) |
| 68. <i>Cepaea hortensis</i> (O. F. MÜLLER 1774) | Weißmündige Bänderschncke (Gartenschnirkelschncke) |
| 69. <i>Helix pomatia</i> (LINNAEUS 1758) | Weinbergschncke |
| BIVALVIA | |
| Unionidae | |
| 70. <i>Anodonta cygnaea</i> (LINNAEUS 1758) | Gemeine Teichmuschel (Schwanenmuschel) |
| 71. <i>Anodonta anatina</i> (LINNAEUS 1758) | Flache Teichmuschel (Entenmuschel) |
| 72. <i>Unio tumidus</i> (RETZIUS 1788) | Große Flussmuschel |
| 73. <i>Unio pictorum pictorum</i> (LINNAEUS 1758) | Malermuschel |
| Sphaeriidae | |
| 74. <i>Sphaerium corneum</i> (LINNAEUS 1758) | Gemeine Kugelmuschel |
| 75. <i>Musculium lacustre</i> (O. F. MÜLLER 1774) | Häubchenmuschel |
| 76. <i>Pisidium amnicum</i> (O. F. MÜLLER 1774) | Große Erbsenmuschel |
| 77. <i>Pisidium casertanum</i> (POLI 1791) | Gemeine Erbsenmuschel |
| Dreissenidae | |
| 78. <i>Dreissena polymorpha</i> (PALLAS 1771) | Wandermuschel |

Tab. 1: Im Untersuchungsgebiet nachgewiesene Molluskenarten.

- subfuscus* (62,5%), *Zonitoides nitidus* (62,5%), *Trichia hispida* (75%)
- **Akzessorische Arten:** *Succinea oblonga* (37,5%), *Arion rufus* (50%), *Cochlodina laminata* (37,5%), *Balea biplicata* (50%), *Perforatella rubiginosa* (37,5%)
 - **Akzidentielle Arten:** *Carychium minimum* (12,5%), *Vallonia pulchella* (12,5%), *Vallonia excentrica* (12,5%), *Punctum pygmaeum* (12,5%), *Arion intermedius* (12,5%), *Eucobresia diaphana* (12,5%), *Aegopinella nitens* (12,5%), *Aegopinella nitidula* (12,5%), *Nesovitrea hammonis* (12,5%), *Deroceras laeve* (12,5%), *Deroceras sturanyi* (12,5%), *Bradybaena fruticum* (12,5%), *Perforatella incarnata* (12,5%), *Cepaea hortensis* (25%), *Helix pomatia* (12,5%).
- Alle Charakter- und Leitarten der Auenwälder (KÖRNIG 1966), außer *Vitrea crystallina*, konnten in den Weichholzauenbereichen gefunden werden. *Balea biplicata* als Leitart (KÖRNIG 1966) war in den Bereichen unterhalb der Steckbyer Heide und an der Saalemündung nicht nachweisbar. Bei diesen Standorten handelte es sich um schmale Streifen entlang von Gewässeruferrn, die an Auenwiesen grenzten.

3.3 Mollusken der Kiefern-Eichen-Birken-Mischwälder

Diese Waldgesellschaft bildete die vorherrschende Vegetationseinheit im Gebiet der Steckbyer Heide (Abb. 1, Flächen Nr. 29–36), welche jedoch von zahlreichen reinen Kiefernforsten und anderen, kleinflächigeren Waldgesellschaften unterbrochen wurde (Abb. 3, rechter Bildrand).

Bei KÖRNIG (1984) wird *Columella aspera* als eine Charakterart dieser trockenen Wälder auf sauren Sandböden angegeben. Eine weitere Charakterart, *Euomphalia strigella*, war im Gegensatz zu *Columella aspera* im Untersuchungsgebiet nicht nachweisbar. Weitere häufige Arten dieser Waldgesellschaft sind nach KÖRNIG (1984): *Vallonia costata*, *Punctum pygmaeum*, *Nesovitrea hammonis*, *Euconulus fulvus*, *Vitrina pellucida*, *Acanthinula aculeata* und *Arion intermedius*. Alle diese Kleinmolluskenarten konnten im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden. Bemerkenswert ist auch das Auftreten von *Vertigo substriata*, welche auch in der Dölauer und der Dübener Heide vorkommt, sonst aber auf Wiesen häufig ist (KÖRNIG 1984, 1985). Das geringe Auftreten von Großschneckenarten ist mit der Trockenheit und der Kalkarmut des Gebietes zu erklären. Nach ihrer Stetigkeit lassen sich die gefundenen Molluskenarten folgendermaßen unterteilen:

- Eukonstante Arten: *Nesovitrea hammonis* (87,5%)
- Konstante Arten: *Punctum pygmaeum* (75%), *Euconulus fulvus* (75%), *Vitrina pellucida* (62,5%)
- Akzessorische Arten: *Arion subfuscus* (37,5%)
- Akzidentielle Arten: *Succinea oblonga* (25%), *Cochlicopa lubricella* (25%), *Columella aspera* (25%), *Vertigo substriata* (25%), *Vertigo pusilla* (12,5%), *Vallonia pulchella* (12,5%), *Vallonia costata* (12,5%), *Vallonia excentrica* (12,5%), *Acanthinula aculeata* (25%), *Arion intermedius* (12,5%), *Bradybaena fruticum* (12,5%), *Perforatella incarnata* (25%), *Cepaea hortensis* (25%), *Cepaea nemoralis* (25%).

3.4 Mollusken der Schilfröhrichte

Die Molluskengesellschaften der Schilfröhrichte setzen sich aus Landmollusken, die zeitweise im Wasser oder an Wasserpflanzen existieren können und Wassermollusken, die ständig im Wasser leben oder bis zur nächsten Überflutung im feuchten Boden auszuharren vermögen, zusam-

men (Abb. 2, Bildmitte). Als einzige Charakterart ist *Oxyloma elegans* bei KÖRNIG (1981) angegeben. *Galba truncatula*, *Stagnicola corvus* und *Planorbis planorbis* sind Wasserschnecken flacher, pflanzenreicher Gewässer. Als Arten lichter Nassbiotope und Differenzialarten feuchter Auenwäldchen treten hier *Deroceras laeve*, *Zonitoides nitidus* und *Perforatella rubiginosa* auf. Schnecken anderer Feuchtbiopte sind *Carychium minimum*, *Cochlicopa lubrica* und *Succinea putris*. Arten von Wiesenstandorten wie *Succinea oblonga*, *Vertigo angustior*, *Vallonia pulchella* und *Vallonia costata* waren nur am Standort Nr. 37 zu finden, welcher wegen seiner Lage auf der Hochfläche der Steckbyer Heide (Nordrand) eine Sonderstellung einnimmt. Die anderen Schilfröhricht-Standorte befanden sich unterhalb des Ortes Steckby (Nr. 38, 39) und im Bereich der Saalemündung (Nr. 40, 41). Nach der Stetigkeit ihres Auftretens lassen sich die gefundenen Molluskenarten folgendermaßen unterteilen:

- Eukonstante Arten: *Carychium minimum* (80%), *Succinea putris* (80%), *Zonitoides nitidus* (100%), *Perforatella rubiginosa* (80%)
- Konstante Arten: *Oxyloma elegans* (60%), *Euconulus alderi* (60%), *Deroceras laeve* (60%), *Galba truncatula* (60%), *Stagnicola corvus* (60%)
- Akzessorische Arten: *Carychium tridentatum* (40%), *Planorbis planorbis* (40%)
- Akzidentielle Arten: *Succinea oblonga* (20%), *Cochlicopa lubrica* (20%), *Vertigo angustior* (20%), *Vallonia pulchella* (20%), *Vallonia costata* (20%), *Punctum pygmaeum* (20%), *Vitrina pellucida* (20%), *Euconulus fulvus* (20%), *Arianta arbustorum* (20%), *Cepaea hortensis* (20%), *Cepaea nemoralis* (20%), *Deroceras sturanyi* (20%), *Deroceras reticulatum* (20%).

3.5 Mollusken der Auenwiesen

Die Molluskenfaunen der vier untersuchten Wiesenbereiche zeigten in Abhängigkeit von der Nutzung der Wiesen deutliche Unterschiede, waren jedoch insgesamt die artenärmsten Standorte im Untersuchungsgebiet (Abb. 3, Bildmitte). Die Wiesenstandorte Nr. 42 und 43 stellten typische, als Mähwiesen oder Weiden genutzte Flächen dar. Demzufolge waren die Artenzahlen von zwei bzw. drei Arten pro Untersuchungsfläche äußerst gering. Auf Probefläche Nr. 44, einer trockenen Grünlandbrache im Bereich des Lödritzer Forstes, wurden 5 Arten nachgewiesen.

| Molluskenarten | Gewässer | | | | | Stetigkeit [%] |
|---------------------------------------|----------------------------------|-------------------------|------------------------|------------------|-------------------------|-------------------|
| | Alter Saale- arm Nr. 46 | Tote Saale Nr. 47 | Alte Elbe Nr. 48 | Tümpel Nr. 49 | Kreuz- see Nr. 50 | |
| <i>Viviparus contectus</i> | | | x | | x | 40 |
| <i>Viviparus viviparus</i> | x | | | | | 20 |
| <i>Valvata piscinalis</i> | x | | | | | 20 |
| <i>Bithynia leachi</i> | | | x | | x | 40 |
| <i>Bithynia tentaculata</i> | x | | x | | | 40 |
| <i>Acroloxus lacustris</i> | | | | | x | 20 |
| <i>Galba (Galba) truncatula</i> | | | | x | | 20 |
| <i>Stagnicola corvus</i> | x | | | | | 20 |
| <i>Stagnicola palustris</i> | | | x | x | | 40 |
| <i>Radix auricularia</i> | x | | x | | | 40 |
| <i>Radix peregra</i> | | | x | | | 20 |
| <i>Lymnea stagnalis</i> | x | x | x | | | 60 |
| <i>Planorbis planorbis</i> | x | x | x | | x | 80 |
| <i>Anisus vortex</i> | | | x | | | 20 |
| <i>Anisus spirorbis</i> | | | x | x | | 40 |
| <i>Anisus vorticulus</i> | | | x | | | 20 |
| <i>Gyraulus albus</i> | | | x | | | 20 |
| <i>Gyraulus crista (f. cristatus)</i> | | | x | | | 20 |
| <i>Planorbarius corneus</i> | x | | x | | | 40 |
| <i>Anodonta cygnaea</i> | x | | | | | 20 |
| <i>Anodonta anatina</i> | x | | | | | 20 |
| <i>Unio pictorum pictorum</i> | x | | | | | 20 |
| <i>Unio tumidus</i> | x | | | | | 20 |
| <i>Sphaerium corneum</i> | | x | x | | | 40 |
| <i>Musculium lacustre</i> | | | x | | | 20 |
| <i>Dreissena polymorpha</i> | x | | | | | 20 |
| Artenzahlen der einzelnen Gewässer | 13 | 3 | 16 | 3 | 4 | |

Tab. 2: Mollusken der Gewässer im BR Steckby-Lödderitzer Forst

Eine etwas höhere Artenzahl enthielt ein Wiesenbereich am Rand einer Viehweide, jedoch außerhalb der Umzäunung im Bereich der Steutzer Aue (Nr. 45) mit neun Arten. Die Unterteilung der Arten in Stetigkeitsklassen ergab keine eukonstanten Arten, die anderen unterteilten sich wie folgt:

- **Konstante Arten:** *Cochlicopa lubrica* (75%)
- **Akzessorische Arten:** *Nesovitrea hammonis* (50%), *Vitrina pellucida* (50%), *Bradybaena fruticum* (50%), *Trichia hispida* (50%), *Arianta arbustrorum* (50%)

- **Akzidentielle Arten:** *Succinea oblonga* (25%), *Succinea putris* (25%), *Cochlicopa lubricella* (25%), *Vertigo pygmaea* (25%), *Arion subfuscus* (25%).

In den untersuchten Bereichen fehlten sowohl die Charakterart *Vallonia excentrica* (KÖRNIG 1981) wie auch alle anderen *Vallonia*-Arten. Die typischen Wiesenarten *Vertigo pygmaea* und *Succinea oblonga* wurden zwar im Biosphärenreservat nachgewiesen, konnten aber ebenso wie die beiden Mollusken *Cochlicopa lubrica* und *Succinea putris* auf den beprobten Wiesenstandorten nicht gefunden werden.

| HARTHOLZAUE (ALTAUE) | ALTARM | SCHILFRÖHRICHT WEICHHOLZAUE | |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <p><i>Succinea putris</i> <i>Cochlicopa lubrica</i> <i>Columella edentula</i> <i>Acanthinula aculeata</i> <i>Punctum pygmaeum</i> <i>Arion rufus</i> <i>Arion subfuscus</i> <i>Arion sylvaticus</i> <i>Arion intermedius</i> <i>Vitrina pellucida</i> <i>Aegopinella nitidula</i> <i>Nesovitrea hammonis</i> <i>Deroceras sturanyi</i> <i>Euconulus fulvus</i> <i>Cochlodina laminata</i> <i>Balea biplicata</i> <i>Bradybaena fruticum</i> <i>Perforatella incarnate</i> <i>Perforatella rubiginosa</i> <i>Trichia hispida</i> <i>Arianta arbustorum</i> <i>Cepaea hortensis</i> <i>Cepaea nemoralis</i> <i>Helix pomatia</i></p> | <p><i>Viviparus contectus</i> <i>Viviparus viviparus</i> <i>Valvata piscinalis</i> <i>Bithynia leachii</i> <i>Bithynia tentaculata</i> <i>Acroloxus lacustris</i> <i>Galba truncatula</i> <i>Stagnicola corvus</i> <i>Stagnicola palustris</i> <i>Radix auricularia</i> <i>Radix peregra</i> <i>Lymnaea stagnalis</i> <i>Planorbis planorbis</i> <i>Anisus vortex</i> <i>Anisus spirorbis</i> <i>Anisus vorticulus</i> <i>Gyraulus albus</i> <i>Gyraulus crista</i> <i>Planorbarius corneus</i> <i>Anodonta cygnea</i> <i>Anodonta anatina</i> <i>Unio pictorum</i> <i>Unio tumidus</i> <i>Sphaerium corneum</i> <i>Musculium lacustre</i> <i>Dreissena polymorpha</i></p> | <p><i>Carychium minimum</i> <i>Carychium tridentatum</i> <i>Galba truncatula</i> <i>Stagnicola corvus</i> <i>Planorbis planorbis</i> <i>Succinea oblonga</i> <i>Succinea putris</i> <i>Oxyloma elegans</i> <i>Cochlicopa lubrica</i> <i>Vertigo angustior</i> <i>Vallonia costata</i> <i>Vallonia pulchella</i> <i>Punctum pygmaeum</i> <i>Vitrina pellucida</i> <i>Zonitoides nitidus</i> <i>Deroceras leave</i> <i>Deroceras sturanyi</i> <i>Deroceras reticulatum</i> <i>Euconulus fulvus</i> <i>Euconulus alderi</i> <i>Perforatella rubiginosa</i> <i>Arianta arbustorum</i> <i>Cepaea nemoralis</i> <i>Cepaea hortensis</i></p> | <p><i>Carychium minimum</i> <i>Succinea oblonga</i> <i>Succinea putris</i> <i>Cochlicopa lubrica</i> <i>Vallonia pulchella</i> <i>Vallonia excentrica</i> <i>Punctum pygmaeum</i> <i>Arion rufus</i> <i>Arion subfuscus</i> <i>Arion intermedius</i> <i>Eucobresia diaphana</i> <i>Aegopinella nitens</i> <i>Aegopinella nitidula</i> <i>Nesovitrea hammonis</i> <i>Zonitoides nitidus</i> <i>Deroceras leave</i> <i>Deroceras sturanyi</i> <i>Cochlodina laminata</i> <i>Balea biplicata</i> <i>Bradybaena fruticum</i> <i>Perforatella incarnate</i> <i>Perforatella rubiginosa</i> <i>Trichia hispida</i> <i>Arianta arbustorum</i> <i>Cepaea hortensis</i> <i>Helix pomatia</i></p> |

Abb. 2: Molluskenarten der untersuchten Biotoptypen (Teil 1).

3.6 Mollusken der Gewässer

Im Untersuchungsgebiet wurden sechs verschiedene Gewässerstandorte untersucht, die sich in ihrer Lage und in der Wasserführung deutlich unterscheiden (Abb. 2, Bildmitte und Abb. 3, linker Bildrand).

Da je nach Untersuchungszeitraum und der damit verbundenen Wasserführung die Sammelmethode variiert werden mussten, war hier nur eine qualitative Erfassung möglich. Die Ergebnisse wichen entsprechend stark voneinander ab und lassen die Vermutung zu, dass bei intensiveren Untersuchungen eine reichere Gewässermolluskenfauna nachweisbar gewesen wäre. Insgesamt wurden 28 Wassermolluskenarten gefunden. Die Arten *Anisus spirorbis* und *Anisus vorticulus* werden bei GLOER et al. (1985) als zwar verbreitet, aber selten angegeben, desgleichen *Unio pictorum*. In

der Elbe konnten nur drei Molluskenarten nachgewiesen werden, was unter anderem auf den Belastungszustand zum Zeitpunkt der Untersuchung zurückzuführen ist. Dabei handelte es sich um *Pisidium amnicum*, *Pisidium casertanum* und *Sphaerium corneum*. Die Ergebnisse der beprobten Gewässer sind in Tabelle 2 dargestellt.

Die untersuchten Gewässer kennzeichnen folgende Merkmale:

- Nr. 46: Alter Saalearm - völlig von der Saale getrennt, außendeichs liegend, dadurch von Saalehochwasser beeinflusst
- Nr. 47: Tote Saale - alter Saalearm in direkter Verbindung mit der Saale, Ufer teilweise befestigt
- Nr. 48: Alte Elbe - von der Elbe völlig getrennt, alter Flussarm im Lödderitzer Forst, außendeichs liegend; wird bei Hochwasser

| HARTHOLZAUEN (rezente AUE) | | KIEFERN-EICHEN- BIRKEN-MISCHWALD | |
|-----------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| ELBE | WIESE | | |
| <i>Sphaerium corneum</i> <i>Pisidium amnicum</i> <i>Pisidium casertanum</i> | <i>Carychium minimum</i> <i>Carychium tridentatum</i> <i>Succinea putris</i> <i>Cochlicopa lubrica</i> <i>Columella edentula</i> <i>Punctum pygmaeum</i> <i>Arion rufus</i> <i>Arion subfuscus</i> <i>Arion intermedius</i> <i>Eucobresia diaphna</i> <i>Aegopinella nitens</i> <i>Aegopinella nitidula</i> <i>Nesovitrea hammonis</i> <i>Zonitoides nitidus</i> <i>Deroceras laeve</i> <i>Deroceras sturanyi</i> <i>Cochlodina laminata</i> <i>Balea biplicata</i> <i>Bradybaena fruticum</i> <i>Perforatella incarnate</i> <i>Perforatella rubiginosa</i> <i>Trichia hispida</i> <i>Arianta arbustorum</i> <i>Cepaea hortensis</i> <i>Helix pomatia</i> | <i>Succinea oblonga</i> <i>Succinea putris</i> <i>Cochlicopa lubrica</i> <i>Cochlicopa lubricella</i> <i>Vertigo pygmaea</i> <i>Arion subfuscus</i> <i>Vitrina pellucida</i> <i>Nesovitrea hammonis</i> <i>Balea biplicata</i> <i>Bradybaena fruticum</i> <i>Trichia hispida</i> <i>Arianta arbustorum</i> | <i>Succinea oblonga</i> <i>Cochlicopa lubricella</i> <i>Columella aspera</i> <i>Vertigo pusilla</i> <i>Vertigo substriata</i> <i>Vallonia costata</i> <i>Vallonia pulchella</i> <i>Vallonia excentrica</i> <i>Acanthinula aculeata</i> <i>Punctum pygmaeum</i> <i>Arion subfuscus</i> <i>Arion intermedius</i> <i>Vitrina pellucida</i> <i>Eucolulus fulvus</i> <i>Bradybaena fruticum</i> <i>Perforatella incarnata</i> <i>Cepaea nemoralis</i> <i>Cepaea hortensis</i> |

Abb. 3: Molluskenarten der untersuchten Biotoptypen (Teil 2).

überflutet und bildet bei Niedrigwasser verschiedene kleine Gewässer

- Nr. 49: Tümpel an der Lödderitzer Holzstraße (zwischen Goldberger und Schmiedesee) - innendeichs liegend, grundwasserreguliert; dieses Gewässer lag zum Untersuchungszeitpunkt fast völlig trocken
- Nr. 50: Kreuzsee - durch Deichbruch im 19. Jahrhundert entstandenes Spülloch im Lödderitzer Forst, innendeichs, grundwasserreguliert
- Elbe: durch Buhnen und Deckwerke regulierter Strom, relativ hohe Fließgeschwindigkeit; in den Buhnenzwischenfeldern Bildung von Kolken und Flachwasserzonen.

4 Schlussfolgerungen

Zum Zeitpunkt der Fertigstellung der Arbeit, im Jahre 1989, waren 78 Land- und Wassermolluskenarten im damaligen Biosphärenreservat Steckby-Lödderitzer Forst nachgewiesen worden. Das Arteninventar der Hart- und Weichholzauenbereiche stellte dabei eine typische Molluskenfauna der mitteldeutschen Auenwälder dar, welche der *Arianta arbustorum*-*Succinea putris*-Gesellschaft entsprechen (KÖRNIG 1966). Dabei zeigten sich jedoch Unterschiede, die vor allem von der Lage zum Elbedeich bestimmt waren. Auch die Schilfröhrichte enthielten eine Artenzusammensetzung, die der *Oxyoloma elegans*-Gesellschaft (KÖRNIG 1981) entsprach. Die Wiesengesellschaften zeigten ein sehr unterschiedliches Bild, da sie teilweise durch Nutzung stark überformt waren

und nur Verarmungsstufen der *Vallonia excen-trica-Succineaoblonga*-Gesellschaft aufwiesen (KÖRNIG 1981). Die Kiefern-Eichen-Birken-Mischwaldbereiche der Steckbyer Heide entsprachen den Heidegesellschaften mit der Charakterart *Columella aspera* (KÖRNIG 1984).

Große Unterschiede in Artenzahl und -zusammensetzung zeigten die Gewässer, die im Untersuchungszeitraum einer höheren Belastung ausgesetzt waren und aufgrund fehlender technischer Möglichkeiten nicht vollständig untersucht werden konnten. Deshalb wurde am Ende der Arbeiten weiterer Forschungsbedarf für vertiefende Untersuchungen der Gewässerbereiche, der Nachweis weiterer Vorkommen von *Anisus vorticulus* sowie die genauere Zuordnung der *Aegopinella*-Arten (*nitens* und *nitidula*) als notwendig erachtet.

Danksagung

Ich danke vor allem meinem Vater, Herrn Dr. Gerhard Körnig, für die Unterstützung und Anleitung während der Untersuchungen. Des Weiteren danke ich Herrn Dr. Dietrich Heidecke und Herrn Prof. Dr. Michael Stubbe vom Institut für Zoologie der Martin-Luther-Universität Halle als meinen damaligen Betreuern.

Zusammenfassung

Zwischen 1987 und 1989 wurde im NSG „Steckby-Lödderitzer Forst“ an der Elbe erstmalig systematisch die Molluskenfauna der typischen Lebensräume Hartholzau, Weichholzau, Kiefern-Eichen-Birken-Mischwälder, Schilfröhricht, Auenwiese, Gewässer (Elbe, Altarm) untersucht. Dabei konnten unter den streng wasserlebenden Arten 28 nachgewiesen werden. In den terrestrischen Lebensräumen waren 50 Arten verbreitet.

Damit war das Artenspektrum ermittelt worden, das für die mitteleuropäischen Auen großer Flussniederungen typisch ist. Besonders wertvoll war der Nachweis von *Anisus vorticulus*, die inzwischen in Sachsen-Anhalt als ausgestorben gilt.

Literatur

- DORNBUSCH, M. & D. HEIDECKE (1983): Biosphärenreservat Steckby-Lödderitzer Forst. - Naturschutz-Komitee für das Programm der UNESCO „Mensch und Biosphäre“ beim Ministerium für Umweltschutz und Wasserwirtschaft der DDR (Hrsg.). - Berlin.
- GLOER, P., MEIER-BROOK, W. & E. NIEMANN (1985): Süßwassermollusken – ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland. - Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung (Hrsg.). - Hamburg.
- JUNGBLUTH, J. H. (1985): Deutsche Namen für einheimische Schnecken und Muscheln. - Malakologische Abhandlungen des Museums für Tierkunde Dresden, Bd. 10: 79-94.
- KERNEY, M. P., CAMERON, R. A. D. & J. H. JUNGBLUTH (1983): Die Landschnecken Nord- und Mitteleuropas. - Hamburg und Berlin (Verlag Paul Parey).
- KLIMT, K., PALISSA, A. & E.-M. WIEDENROTH (1985): Anleitung zum ökologischen Geländepraktikum. - Wissenschaftliches Zentrum der pädagogischen Hochschule Potsdam.
- KÖRNIG, G. (1966): Die Molluskengesellschaften des mitteldeutschen Hügellandes. - Malakologische Abhandlungen des Museums für Tierkunde Dresden, Bd. 2: 1-112.
- KÖRNIG, G. (1981): Die Molluskengesellschaften im Gebiet des Süßen Sees. - Malakologische Abhandlungen des Museums für Tierkunde Dresden, Bd. 7: 155-181.
- KÖRNIG, G. (1984): Die Gastropodenfauna der Eichenwälder im herzynischen Raum. - Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung, Bd. 1: 57-77.
- KÖRNIG, G. (1985): Die Gastropodenfauna des Landschaftsschutzgebietes „Dölauer Heide“ bei Halle (Saale). - Malakologische Abhandlungen des Museums für Tierkunde Dresden, Bd. 10: 69-77.
- KÖRNIG, S. (1989): Die Mollusken der Biosphärenreservate „Steckby-Lödderitzer Forst“ und „Vessertal“. - Diplomarbeit, Martin-Luther-Universität Halle.
- ZEISSLER, H. (1984): Mollusken im Biberschutzgebiet Steckby (Bezirk Magdeburg). - Malakologische Abhandlungen des Museums für Tierkunde Dresden, Bd. 10: 19-28.

Erfassung und Bewertung der Vorkommen der Asiatischen Keiljungfer und der Grünen Flussjungfer an der Elbe bei Roßlau

FRANK DZIOCK, KAMILA WACOWSKA, STEFAN SIEGL,
THOMAS BRIESENICK & RAFFAEL ERNST



Abb. 1: Grüne Keiljungfer (*Ophiogomphus cecilia*): links - Larve kurz vor dem Schlupf, rechts - Larve nach dem Schlupf aus der Exuvie. Fotos: T. Briesenick.

1 Einleitung

Die Asiatische Keiljungfer (*Gomphus flavipes*) und die Grüne Flussjungfer (*Ophiogomphus cecilia*) sind Fließgewässer bewohnende Libellenarten mit hoher Naturschutzrelevanz. Beide Arten sind im Anhang IV der FFH-Richtlinie aufgeführt, *O. cecilia* zusätzlich im Anhang II. Sie sind in ihrem Vorkommen sowohl in Sachsen-Anhalt als auch deutschlandweit gefährdet (Tab. 1).

Nach fast vollständigem Erlöschen der Populationen von *G. flavipes* in Mitteleuropa vor 70 Jahren wird in Sachsen-Anhalt seit Anfang der 1990er Jahre die Elbe von dieser Art wiederbesiedelt, vermutlich aufgrund der gestiegenen Wasserqualität (MÜLLER 1999, MÜLLER & STEGLICH 2001a). Bei *O. cecilia* (Abb. 1) liegen keine ausreichend belastbaren historischen Daten vor, wahr-

scheinlich ist die Situation bei dieser Art jedoch ähnlich. Es wird vermutet, dass beide Arten mittlerweile die Mittlere Elbe wieder weitgehend vollständig besiedeln (ELLWANGER et al. 2006, STEGLICH 2001b). Das Elbegebiet besitzt daher europaweite Bedeutung als Reservoir für den Erhalt der beiden Arten (MÜLLER 1999, STERNBERG & BUCHWALD 2000).

In der Elbe leben beide Arten vor allem in den strömungsberuhigten Bereichen der Buhnen. Die Larven sind im feinsandigen Substrat zu finden, wobei *O. cecilia* auch grobkörnigere Substrate besiedelt. Beide Arten meiden verschlammte Bereiche (KLEINWÄCHTER et al. 2005, MÜLLER 2002, SALM & MÜLLER 2001). Die strömungsarmen Buhnenfeldbereiche können als Sekundärbiotope für Gleithangverhältnisse angesehen werden. Solche kommen in naturnahen Gewässern vor, in denen

| Art | RL Sachsen-Anhalt | RL BRD | FFH-Anhang | Berner Konvention |
|-----------------------------|-------------------|--------|------------|-------------------|
| <i>Gomphus flavipes</i> | V | G | IV | ja |
| <i>Ophiogomphus cecilia</i> | 2 | 2 | II und IV | ja |

Tab. 1: Gefährdung und Schutzstatus der beiden Gomphiden-Arten Asiatische Keiljungfer (*Gomphus flavipes*) und Grüne Flussjungfer (*Ophiogomphus cecilia*). Rote Liste (RL): V-Vorwarnliste, G-Gefährdung anzunehmen, 2-stark gefährdet.

Flussdynamik noch zugelassen wird (MÜLLER 1999, 2002).

Im Rahmen eines Studienprojektes am Fachgebiet Biodiversitätsdynamik der TU Berlin wurde auf Bühnenfeldern im Roßlauer Oberluch gezielt nach Exuvien der beiden Libellenarten gesucht. Die Arten waren bislang nicht im Roßlauer Oberluch nachgewiesen, ein Vorkommen schien jedoch aufgrund der Habitatansprüche der Arten und ihrer Ausbreitungstendenzen entlang der Elbe sehr wahrscheinlich. Folgende Fragestellungen wurden bearbeitet:

- Kommen die beiden Arten im Gebiet vor?
- Unterscheiden sie sich in ihrer Häufigkeit bzw. im räumlichen Auftreten?
- In welchem Erhaltungszustand befinden sich die Populationen der beiden FFH-Arten im Roßlauer Oberluch?

2 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet ist Teil des Roßlauer Oberluchs und liegt ca. 4 km nördlich von Dessau am nördlichen Ufer der Elbe. Zur Gebietsbeschreibung sei auf den Artikel von SCHOLZ et al. in diesem Heft (S. 103 ff) verwiesen.

Das Elbeufer im südwestlichen Teil des Gebiets ist vollständig mit Steinpackungen befestigt, der südöstliche Teil ist mit Bühnen versehen. Nur in den Bühnenfeldern zwischen den Bühnen finden sich für Flussjungfern geeignete offene, strömungsberuhigte und sandige Bereiche. Hier wurden die Untersuchungen durchgeführt (siehe Abb. 2).

Die Elbe ist in diesem Bereich ein typischer Sandstrom. Da der Hauptstrom verstärkt seit dem 19. Jahrhundert mit Bühnen und Deckwerken reguliert wird (SCHOLTEN et al. 2005), findet Seitenerosion kaum noch statt. Zusätzlich ist der

Geschiebehaushalt der Elbe durch zahlreiche Staustufen im Oberlauf (Tschechische Republik) sowie fast aller Zuflüsse gestört. Aufgrund des hierdurch verursachten nicht ausgeglichenen Geschiebehaushalts tritt an mehreren Abschnitten der Mittel- und Unterelbe Sohlenerosion auf (FAULHABER 2000, SCHOLZ et al. 2009). Dies führt zu einer problematischen Absenkung des Grundwasserspiegels in der Aue und zur Störung des Gleichgewichts zwischen Sedimentation von Feinsubstraten bei Niedrigwasser und Erosion bei Hochwasser. Hieraus resultiert eine ständige Bedrohung dieser von den beiden Flussjungfern genutzten Habitate.

3 Methoden

Es wurden zehn Bühnen mit ausgedehnten offenen Sandflächen ausgewählt (Abb. 2) und am 10. und 12. Juni 2008 auf das Vorhandensein von Libellenexuvien abgesucht. Drei Personen suchten dabei gleichzeitig den Uferbereich des Bühnenfeldes ab. Die Suche nach Exuvien beschränkte sich auf das Absuchen des Bodens und der ufernahen Vegetation von der Wasserkante bis zehn Meter ins Hinterland hinein. Die Untersuchungsdauer wurde auf jeweils 45 Minuten pro Bühnenfeld standardisiert. Die Fläche der jeweils abgesuchten Bühnenbereiche war hierbei annähernd identisch.

Die Bestimmung der Exuvien auf Artniveau erfolgte unter Zuhilfenahme eines Binokulars (Wild, M3, 16-fache Vergrößerung) im Labor. Die Artdetermination erfolgte nach GERKEN & STERNBERG (1999) sowie HEIDEMANN & SEIDENBUSCH (2002). Die Exuvien befinden sich in der Sammlung von FRANK DZIOCK, Potsdam.

Die Bühnenfelder bestanden zum Hauptteil aus sandigem Lehm. Dieser war mit unterschiedlich großen Kiesanteilen durchsetzt. Der Kiesanteil

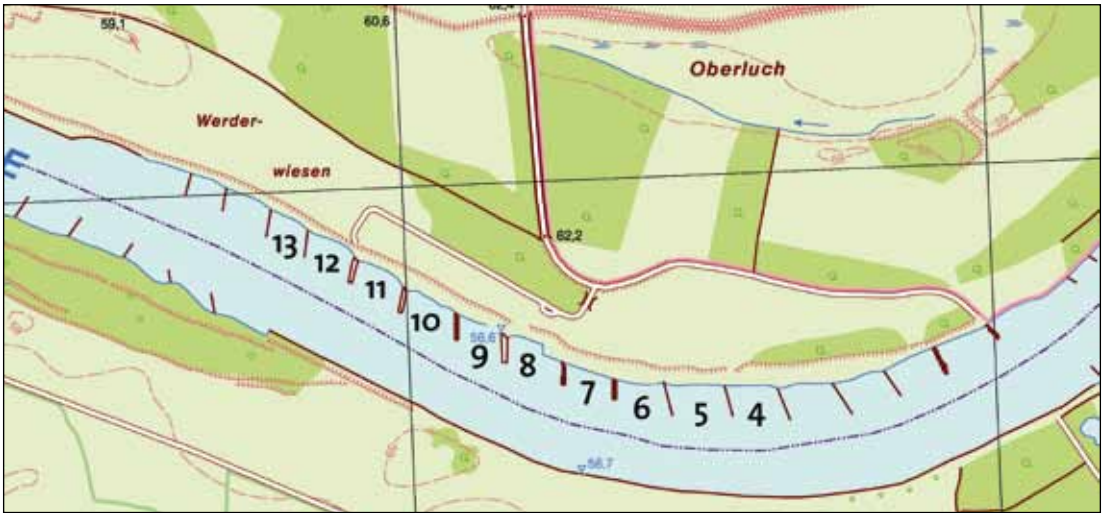


Abb. 2: Untersuchte Bühnenfelder im südlichen Teil des Roßlauer Oberluchs. Der Ausschnitt aus der Topographischen Karte 1:10.000 (Blatt 4139NO) wurde um fehlende Bühnen ergänzt.

| Bühne | B4 | B5 | B6 | B7 | B8 | B9 | B10 | B11 | B12 | B13 |
|------------|----|----|----|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Kiesanteil | II | IV | IV | IV | II | III | II | II | II | I |

Tab. 2: Kiesanteil der Bühnen nach Klassen. I: 0-10%, II: 11-20%, III: 21-30%, IV: 31-40%.

wurde näherungsweise vor Ort bestimmt (Tab. 2). Um den Einfluss des Kiesanteils auf das Vorkommen der beiden Arten zu analysieren, wurden generalisierte lineare Modelle (GLM) mit Poisson-verteilten Residuen (CRAWLEY 2002) erstellt. Unabhängige Variable war der Kiesanteil (Klasse), abhängige Variable die Anzahl der Exuvien pro Bühne.

4 Exuvienaufsammlungen

Insgesamt wurden 68 Exuvien an den zwei Untersuchungstagen gefunden, 22 gehörten zu *G. flavipes* und 46 zu *O. cecilia*. Abbildung 3 stellt die Individuenzahlen der beiden FFH-Arten nach Bühnenfeldern getrennt dar. Es sind deutliche Unterschiede in der Besiedlung der einzelnen Bühnenfelder zu erkennen.

Die Analyse der Verteilung der Arten in Abhängigkeit des geschätzten Kiesgehaltes der Bühnenfelder ergab weder für *G. flavipes* ($p > 0,96$) noch

für *O. cecilia* ($p > 0,1$) einen statistisch signifikanten Zusammenhang (Poisson-GLM).

Auch KLEINWÄCHTER et al. (2005) konnten keinen statistisch signifikanten Zusammenhang zwischen den von ihnen aufgenommenen Substrattypen und dem Vorkommen von *G. flavipes* nachweisen. Die Zusammenstellung der Literatur zur Substratbindung bei dieser Art in STERNBERG & BUCHWALD (2000) legt nahe, dass die Art nicht so streng substratspezifisch auftritt, jedoch überwiegend in Grob- und Feinsand lebt, aber anders als *O. cecilia* Kies meidet. Die Präferenz für das Schlupfhabitat scheint auch von anderen Habitatfaktoren abzuhängen, z.B. von der Fließgeschwindigkeit, so dass bei alleiniger Betrachtung des Substrates und des Vorkommens von *G. flavipes* zwangsläufig Fehlinterpretationen auftreten.

Ophiogomphus cecilia scheint wesentlich opportunistischer zu sein, die Art toleriert auch grobkörniges Substrat (MÜLLER 2002, STERNBERG & BUCHWALD 2000). Die Bestimmung des Kiesge-

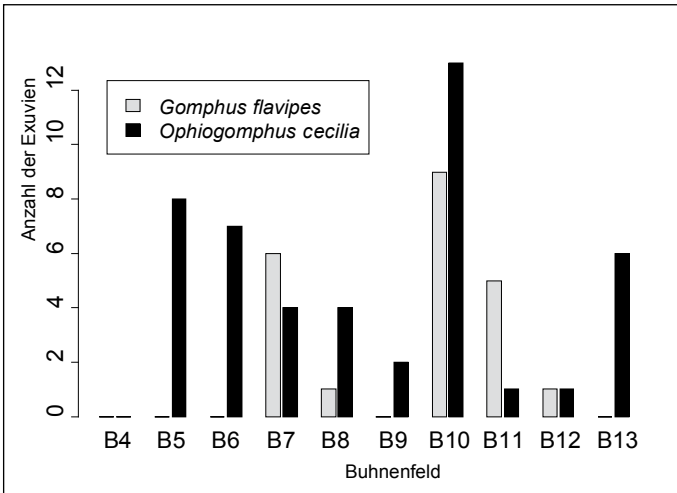


Abb. 3: Anzahl der gefundenen Exuvien auf den untersuchten Buhenfeldern (Suchzeitraum: 10. und 12.6. 2008).

haltes in der hier vorgestellten Untersuchung war vermutlich zu ungenau und die Stichprobengröße zu klein, um weitergehende Aussagen treffen zu können. Bei weiteren Untersuchungen sollte eine Korngrößenanalyse durchgeführt werden, um belastbare Daten zu erhalten (SALM & MÜLLER 2001).

5 Erhaltungszustand der Populationen der beiden Arten

Die Abschätzung des Erhaltungszustands der Populationen der beiden Arten erfolgte anhand der Kriterien für das FFH-Monitoring nach Artikel 11 und Artikel 17 der FFH-Richtlinie. Verbindliche Bewertungsschemata für beide Arten finden sich in ELLWANGER et al. (2006), die hier verwendeten Kriterien für die beiden Libellen-Arten und die Ergebnisse für die Einzelkriterien sind in Tabelle 3 aufgeführt. Allerdings sind diese Bewertungseinstufungen nicht direkt mit ELLWANGER et al. (2006) vergleichbar und stellen lediglich eine methodenspezifische Einschätzung dar.

Die Bewertung des Erhaltungszustandes setzt voraus, dass die Daten zur Populationsgröße (quantitative Exuvienaufnahme) zur Hauptschlupfzeit der jeweiligen Art durchgeführt werden (SALM & MÜLLER 2000, ELLWANGER et al. 2006).

Gomphus flavipes schlüpft in der Regel erst ab Anfang Juni, der Untersuchungstermin liegt also direkt am Anfang der Schlupfperiode der Art (STERNBERG & BUCHWALD 2000, SALM & MÜLLER 2001). *Ophiogomphus cecilia* schlüpft gewöhnlicherweise schon ab Mitte Mai, auch bei dieser Art liegt die Hauptschlupfzeit aber deutlich später im Jahr als der Untersuchungstermin. Dadurch wird in der Untersuchung bei beiden Arten die Populationsgröße deutlich unterschätzt, bei *G. flavipes* stärker als bei *O. cecilia*. ELLWANGER et al. (2006) fordern mindestens drei Begehungen der zu untersuchenden Uferstrecken. Bei dieser Untersuchung wurde nur eine Begehung durchgeführt, auch dies führt zu einer deutlichen Unterschätzung der Populations-

größe für die Bewertung des Erhaltungszustands. Erstaunlicherweise konnte unter Anwendung der Kriterien von ELLWANGER et al. (2006) für *O. cecilia* dennoch ein insgesamt guter Erhaltungszustand der Population im Roßlauer Oberluch nachgewiesen werden (siehe Tab. 3). Kein Einzelkriterium wurde schlechter als „B“ (gut) eingestuft. Da aufgrund der einmaligen Geländebegehung die Populationsgröße vermutlich eher unterschätzt wird, ist damit zu rechnen, dass der „gute Erhaltungszustand“ im Roßlauer Oberluch bei Anwendung o. g. Kriterien übertroffen wird.

Bei *G. flavipes* ist der Zustand der Population mit „C“ (mittel bis schlecht) zu bewerten, allerdings hat dies wahrscheinlich seine Gründe im frühen Untersuchungszeitpunkt: Mitte Juni befindet sich ein großer Teil der Population noch in der aquatischen Larvalphase. Larvenuntersuchungen wurden nicht durchgeführt. Allerdings fällt auf, dass bei *G. flavipes* die Habitatqualität mit „A“ (hervorragend) und auch die Beeinträchtigungen mit „B“ (gut) bewertet wurden. Aufgrund des hohen Potenzials des Larvalhabitats kann man annehmen, dass bei späterem Untersuchungstermin und höherer Begehungszahl auch der Populationszustand besser bewertet worden wäre. Diese Aussage ist durch zusätzliche Untersuchungen zu untermauern.

Zusammen mit Untersuchungen zu anderen Tierartengruppen (z.B. Heuschrecken, Amphibi-

| Kriterium | ermittelter Wert für <i>Gomphus flavipes</i> | ermittelter Wert für <i>Ophiogomphus cecilia</i> |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------|--------------------------------------------------|
| Zustand der Population | | |
| Anzahl besiedelter 100 m-Teilabschnitte (innerhalb der 1000 m-Gesamtstrecke) mit mindestens 5 Exuvien | 3 (C) | 9 (A) |
| maximale Anzahl Exuvien pro 100 m | 9 (C) | 13 (B) |
| Habitatqualität | | |
| Larvalhabitat: sandige Flachwasserzonen dominierend | ja (A) | - |
| Besonnung | - | > 70% (A) |
| Kiesanteil der Gewässersohle | - | 10–29% (B) |
| Sedimentsortierung | ? | ? |
| Beeinträchtigungen | | |
| Verschlammung / Veralgung | wenig (B) | wenig (B) |
| Uferausbau / Gewässerausbau | zeitweise durchströmte Bühnenfelder (B) | naturnah (B) |
| Wellenschlag durch Schiffe | mittel (B) | mittel (B) |

Tab. 3: Ermittelte Werte für die Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustands der Populationen von *G. flavipes* und *O. cecilia* im Roßlauer Oberluch. Kriterien nach ELLWANGER et al. (2006), Ampelsystem (ABC) für den Erhaltungszustand: A=hervorragend, B=gut, C=mittel bis schlecht. Kriterium nicht im Bewertungsschema enthalten (-), Kriterium nicht quantitativ aufgenommen (?).

bien, Heldbock (*Cerambyx cerdo*); HERING et al. in diesem Heft) belegt der Nachweis der zwei FFH-Libellenarten die hohe naturschutzfachliche Bedeutung des Roßlauer Oberluchs. Es bleiben jedoch zwei Gefährdungsfaktoren für beide Arten bestehen: die Absenkung des Wasserspiegels in der Elbe durch die Sohlenvertiefung und die Zerstörung von sandigen Flachwasserbereichen durch Lagerung bzw. Überschüttung mit Schottermaterial bei der Bühnensanierung im Zuge der Unterhaltung als Bundeswasserstraße (STEGGLICH 2001a). Neben den direkten Zerstörungen der Uferhabitate durch Instandhaltungsmaßnahmen sind es vor allem Sohlenvertiefungen, die gravierende Folgen für die ufernahen Habitate hätten. Die veränderte Strömungsdynamik würde das gestörte Verhältnis zwischen Sedimentation von Feinsubstraten bei Niedrigwasser und Erosion bei Hochwasser noch weiter aus dem labilen Gleichgewicht bringen (MÜLLER 2002). Dies würde dazu führen, dass die für die Libellenlarven notwendigen Substrate nicht mehr in ausreichender Anzahl zur Verfügung stehen. Andererseits besitzt die Elbe ein festgelegtes Abflussgerinne, so dass

dynamisches Flussverhalten hier nicht zugelassen wird. Somit sind die Primärhabitate der beiden Arten, die Gleithangzonen natürlich mäandrierender Flussabschnitte, an der Elbe nicht zu finden. Hier sind es erst die Bühnen, die zu einer Differenzierung der Uferbereiche und einer Sedimentsortierung führen, so dass Sekundärhabitate entstehen, die von den Arten besiedelt werden können. Für die beiden Libellenarten ist daher die Art der Gestaltung und Unterhaltung der Bühnen entscheidend für den Fortbestand der Populationen im Gebiet. KLEINWÄCHTER et al. (2005) haben nachgewiesen, dass ökologisch angepasste Bühnen zu höherer hydromorphologischer Dynamik und damit auch zur Förderung von *Gomphus flavipes* führen können.

Im Gebiet der Mittleren Elbe besitzt das Land Sachsen-Anhalt höchste Verantwortung für die Erhaltung der beiden Gomphiden-Arten (siehe auch STEGLICH 2000, 2001a, MÜLLER & STEGLICH 2001b). Im Biosphärenreservat Mittel Elbe sollte daher bei Unterhaltungsarbeiten an Bühnen und Böschungen höchstes Augenmerk auf die Schonung der sandigen Bühnenfelder und der angrenzenden

Sohlbereiche gerichtet werden. Der Schutzstatus als Anhang-IV-Arten der FFH-Richtlinie bietet dazu auch die rechtliche Verpflichtung zur Wahrung des günstigen Erhaltungszustands der Populationen dieser gefährdeten Libellenarten.

Danksagung

Die Autoren danken dem Landesverwaltungsamt für die Erteilung der naturschutzrechtlichen Ausnahmegenehmigung zum Sammeln von Exuvien der beiden FFH-Libellenarten und MATHIAS SCHOLZ, FRANZISKA KONJUCHOW und MICHAEL UNRUH für Zuarbeiten und Kommentare zum Manuskript.

Zusammenfassung

Im Roßlauer Oberluch wurden am Elbeufer die beiden im Anhang der FFH-Richtlinie aufgeführten Libellenarten Asiatische Keiljungfer (*Gomphus flavipes*) und Grüne Flussjungfer (*Ophiogomphus cecilia*) nachgewiesen. Quantitative Exuvienaufsammlungen ergaben auf insgesamt 10 Bühnenfeldern 22 Exuvien von *G. flavipes* und 46 von *O. cecilia*. Der Erhaltungszustand der Populationen der beiden Arten wird bewertet. *O. cecilia* besitzt einen guten Erhaltungszustand, der Zustand der Populationen von *G. flavipes* kann nicht zweifelsfrei eingeschätzt werden, da die Datengrundlage nicht ausreichend ist. Auf die europaweite Verantwortung des Landes Sachsen-Anhalts für die Erhaltung der Populationen der beiden Arten wird hingewiesen. Hauptgefährdungsursachen sind die Zerstörung von offenen feinsandigen Bühnenfeldern infolge von Aufschotterung im Zuge von Unterhaltungsmaßnahmen und die Schleintiefung der Elbe.

Literatur

CRAWLEY, M. J. (2002): Statistical Computing. An introduction to data analysis using S-Plus. - Chichester (Wiley & Sons).

ELLWANGER, G., BURBACH, K., MAUERSBERGER, R., OTT, J., SCHIEL, F.-J. & F. SUHLING (2006): Libellen (Odonata). - In: SCHNITZER, P., EICHEN, C., ELLWANGER, G., NEUKIRCHEN, M. & E. SCHRÖDER (Bearb.): 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, Sonderheft 2: 121-139.

FAULHABER, P. (2000): Untersuchung der Auswirkung von Maßnahmen im Elbevorland auf die Strömungssituation und die Flussmorphologie. - In: ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft (Hrsg.): Gewässerlandschaften-Aquatic Landscapes. - ATV-DVWK-Schriftenreihe, BMBF Symposium Elbeforschung, Tagungsband Teil 1: 297-320.

GERKEN, B. & K. STERNBERG (1999): The Exuviae of European Dragonflies. - Höxter/Jena (Arnika & Eisvogel).

HEIDEMANN, H. & R. SEIDENBUSCH (2002): Die Libellenlarven Deutschlands. - Tierwelt Deutschlands, Band 72. - Keltern (Goecke und Evers).

HIEKEL, I. (2006): Wassermangel in der Spree – ist *Ophiogomphus cecilia* noch zu retten? - NUA-Hefte 18: 36.

KLEINWÄCHTER, M., EGGERS, T. O., HENNING, M., ANLAUF, A., HENTSCHEL, B. & O. LARINK (2005): Distribution patterns of terrestrial and aquatic invertebrates influenced by different groyne forms along the River Elbe (Germany). - Archiv für Hydrobiologie Supplement Large Rivers 155(1-4): 319-338.

MÜLLER, J. (1999): Zur Naturschutz-Bedeutung der Elbe und ihrer Retentionsflächen auf der Grundlage steinöcker lebensraumtypischer Libellenarten (Insecta, Odonata). - Abh. Ber. Naturkd. Magdeburg 21: 3-24.

MÜLLER, J. & R. STEGLICH (2001a): Zum aktuellen Vorkommen der Flußjungfern (*Gomphus* et *Ophiogomphus* - Odonata) in der Elbe Sachsen-Anhalts. - Entomologische Nachrichten und Berichte 45(3/4): 145-150.

MÜLLER, J. & R. STEGLICH (2001b): Zur Indikation der „FFH-Tauglichkeit“ der Elbe durch die Flußjungfern (Gomphidae). - Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 73(1): 59-61.

MÜLLER, J. & R. STEGLICH (2004): Rote Liste der Libellen (Odonata) des Landes Sachsen-Anhalt. - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 39: 212-216.

MÜLLER, O. (2002): Die Habitate von Libellenlarven in der Oder (Insecta, Odonata). - Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 11(3): 205-212.

SALM, P. & O. MÜLLER (2001): Asiatische Keiljungfer (*Gomphus flavipes*) und Grüne Flussjungfer (*Ophiogomphus cecilia*). - In: FARTMANN et al. (Hrsg.): Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. - Angewandte Landschaftsökologie 42: 344-351.

SCHOLTEN, M., ANLAUF, A., BÜCHELE, B., FAULHABER, P., HENLE, K., KOFALK, S., LEYER, I., MEYERHOFF, J., NEUSCHULZ, F., RAST, G. & 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. & H. WOLFERT (eds.): The rehabilitation of large lowland rivers – Large Rivers Vol. 15, No. 1-4. - Arch. Hydrobiol. Suppl. 155(1-4): 579-602.

SCHOLZ, M., FOLLNER, K., FOCKLER, F., DZIOCK, F., SCHMIDT, H., HÜSING, V. & K. HENLE (2009): Einsatzmöglichkeiten des Indikationssystems im Naturschutz sowie der Landschafts- und Umweltplanung (Kap. 9.2). - In: SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB,

- S. & F. FOECKLER (Hrsg.): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. - Stuttgart (Ulmer Verlag): 386-408.
- SCHULZE, M. & T. SCHLEGEL (2007): Deichrückverlegung im Oberluch Roßlau. - Wasser & Abfall 5: 35-40.
- STEGELICH, R. (2000): Zum Vorkommen der "FFH-Libellen" *Ophiogomphus cecilia* und *Gomphus (Stylurus) flavipes* sowie von *Gomphus vulgatissimus* (Odonata, Gomphidae) in der "Magdeburger Stromelbe". - Entomol. Mitt. Sachsen-Anhalt 8(1): 3-6.
- STEGELICH, R. (2001a): 3.1.2 Odonata (Libellen). - In: LAU (Hrsg.): Die Tier- und Pflanzenarten nach Anhang II der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie im Land Sachsen-Anhalt. - Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 38: 15-21.
- STEGELICH, R. (2001b): Libellen (Odonata). - In: LAU (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzprogramm Sachsen-Anhalt - Landschaftsraum Elbe. - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 3: 342-352.
- STERNBERG, K. & R. BUCHWALD (2000): Die Libellen Baden-Württembergs, Band 2: Großlibellen (Anisoptera). - Stuttgart (Ulmer Verlag).

Habitatbindung und Erhaltungszustand des Heldbocks im Roßlauer Oberluch – Ergebnisse einer Habitatmodellierung

FRANK DZIOCK, SVEN SCHICKETANZ,
BETTINA GEIGER & ANNETT SCHUMACHER

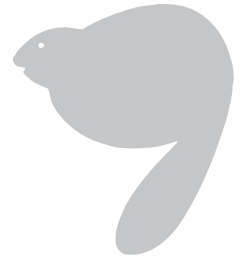


Abb. 1a: Heldbock (*Cerambyx cerdo*), Weibchen.
Foto: S. Schicketanz.



Abb. 1b: Frische und alte Heldbock-Löcher.
Foto: M. Pannach.

1 Einleitung

Der Heldbock, *Cerambyx cerdo* Linnaeus 1758, ist ein Baum bewohnender Bockkäfer (Abb. 1a u. 1b), der sich vorwiegend an Stieleiche (*Quercus robur*) und selten an Traubeneichen (*Q. petraea*) entwickelt und mit 30-56 mm Länge zu den größten heimischen Käferarten gehört (DÖHRING 1955, NEUMANN 1985, 2000). Die Art avancierte im Zuge ihrer Unterschutzstellung 1992 durch die FFH-Richtlinie (Anhang II und Anhang IV) zu einer sog. „Flaggschiffart“ (flagship species) des Naturschutzes. Es wird vermutet, dass der Heldbock durch seine Fraßstätigkeit in den Eichen Nischen für viele andere holzwohnende Tierarten schafft, also als eine Art „Ökosystemgestalter“ (ecosystem engineer) zu bezeichnen ist (BUSE et al. 2008). *Cerambyx cerdo* gilt europaweit als „vulnerable“ (gefährdet) und

in Deutschland sowie Sachsen-Anhalt als vom Aussterben bedroht (Tab. 1) (IUCN 2008, GEISER 1998, NEUMANN 2004). Im zweiten nationalen FFH-Bericht 2007 wurde der Erhaltungszustand in der atlantischen und kontinentalen Region mit ungünstig bis schlecht bewertet (BFN 2007). In Europa ist die Art weit verbreitet, wobei sie in großen Teilen Mitteleuropas nur noch sehr lokal in reliktiären Alteichenbeständen vorkommt. Die Bestandssituation und Verbreitung in Sachsen-Anhalt fasst NEUMANN (2000, 2006) zusammen. In Deutschland stellen die Auenwaldgebiete im Biosphärenreservat Mittelelbe einen Verbreitungsschwerpunkt dar (DÖHRING 1955, NEUMANN 2000, 2001). Der Großteil besiedelter Eichen befindet sich in den Naturräumen Elbetalniederung sowie dem Elbe-Mulde-Tiefland zwischen Crassensee (Lutherstadt Wittenberg) und der Saalemündung.

| RL Sachsen-Anhalt | RL Deutschland | RL IUCN 2010 | FFH-Richtlinie | Berner Konvention |
|-------------------|----------------|--------------|-------------------|-------------------|
| 1 | 1 | Vulnerable | Anhänge II und IV | Ja |

Tab. 1: Gefährdung und Schutzstatus des Heldbocks in Deutschland und Europa. Rote Liste (RL) Sachsen-Anhalt und Deutschland: 1 - vom Aussterben bedroht; IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources).

Die Elbeauen besitzen somit eine europaweite Bedeutung als Populationsreservoir, woraus sich für Sachsen-Anhalt und insbesondere das Biosphärenreservat „Mittelelbe“ eine besonders hohe Verantwortung für die Erhaltung des Heldbocks ergibt.

Bereits DÖHRING (1955) erkannte, dass die Besiedlung von Eichen durch *C. cerdo* auf besonnte Stieleichen mit einem Stammdurchmesser von zumindest 100 cm konzentriert ist, verbunden mit einer verminderten Stamm- und Kronenvitalität sowie geringem Unterwuchs (NEUMANN 2000, 2006, BUSE et al. 2007). Auffällig ist die Habitatbindung. Die Individuen verbringen häufig ihr gesamtes Leben an derselben Eiche. Die Hauptflugzeit liegt zwischen Mitte Juni und Mitte August (NEUMANN 1985). Während dieser Periode können einige Individuen Strecken von mehr als einem Kilometer zurücklegen. Dabei liegt die Distanz, innerhalb der sie weitere Eichen mit hoher Wahrscheinlichkeit besiedeln, zwischen 50 und 500 Metern (DÖHRING 1955, NEUMANN 1985, 1997). Mittlerweile sind somit viele Details der Lebensweise und der Habitatansprüche dieser Käferart bekannt. Das meiste Wissen liegt jedoch als verbale Experteneinschätzung vor. Sehr wenig ist z. B. über die minimalen zum Überleben erforderlichen Populationsgrößen (minimum viable population) und über quantitative Angaben zur Habitatqualität bekannt. Wie dick muss bspw. ein Baum sein, damit der Heldbock dort leben kann? Zur Lösung solcher Fragestellungen können Habitatmodelle beitragen (GUISAN & THUILLER 2005, SCHRÖDER & RICHTER 1999). Habitatmodelle formalisieren die Beziehung zwischen Umweltbedingungen und Habitatansprüchen von Arten. Auf der Grundlage einfach zu erhebender biotischer und abiotischer Schlüsselfaktoren erlauben solche Modelle, die Habitatqualität von Biotopen für ausgewählte Arten zu quantifizieren (KLEYER et al. 1999).

Im Folgenden soll über die Populationen des Heldbocks in den Alteichenbeständen der Hartholzaue des Roßlauer Oberluchs berichtet wer-

den. Für dieses Gebiet wurde 2007 eine Bestandsaufnahme des Vorkommens und des Habitates von *C. cerdo* im Rahmen einer Gelände-Übung am Fachgebiet Biodiversitätsdynamik der TU Berlin durchgeführt. Mit dem Projekt wurden insbesondere die folgenden Ziele verfolgt:

- Feststellung der Metapopulationsgröße und -struktur des Heldbockvorkommens
- Quantifizierung der Habitatansprüche des Heldbocks mit Hilfe eines Habitatmodells.

Letzteres stand unter der Leitfrage: Welche Habitatvariablen besitzen den größten Einfluss auf die Besiedelung?

2 Untersuchungsgebiet und Methoden

Der untersuchte Teil des Roßlauer Oberluchs liegt am Nordufer der Elbe rund 4 Kilometer nordöstlich von Dessau und ist von teilweise dichtem Wald, lichten Baumbeständen und Alleen in der bei Hochwasser überschwemmten Aue geprägt (Abb. 2). Der Verjüngungsgrad der Eichenbestände ist gering und die Vitalität der Bäume reicht von vital bis abgestorben. Zur weiteren Gebietsbeschreibung wird auf den Artikel von SCHOLZ et al. in diesem Heft, S. 103 ff verwiesen.

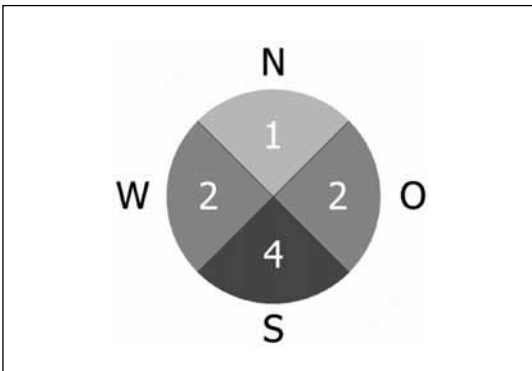
Die Vorgehensweise im Gelände lehnt sich eng an BUSE et al. (2007) an. Um möglichst valide Daten für die Habitatmodellierung zu erhalten, wurde jedoch der Ansatz einer flächendeckenden Vollerhebung in Kombination mit einer stratifizierten Zufallserfassung gewählt, d. h. außerhalb von geschlossenen Waldbereichen wurde jede Stiel-Eiche im südwestlichen Teil des Roßlauer Oberluchs kartiert. In Waldbereichen wurden die Eichen entlang zufällig definierter Transekte erfasst (Abb. 2). Insofern wurden hier die methodischen Probleme der Untersuchung von BUSE et al. (2007) umgangen, bei der selektiv zuerst nur die besiedelten Bäume gesucht wurden und dann die Transekte so gelegt wurden, dass sie alle besiedelten Bäume enthalten.



Abb. 2: Das Untersuchungsgebiet im Roßlauer Oberluch mit den kartierten Stieleichen und den Ergebnissen der Heldbockkartierung. Luftbild: BFG (2003).

Im Zeitraum vom 29. Juli bis zum 2. August 2007 wurden insgesamt 291 Eichen durch 6 Kartierer erfasst und analysiert. An jeder Eiche im Gebiet wurden 10 Baumvariablen erhoben (siehe Tab. 2). Einige der Variablen quantifizieren die Qualität des jeweiligen Baums für den Heldbock (z. B.

Abb. 3: Sonnenschein-Index



Stammumfang, Kronenvitalität, Sonnenschein-Index), andere charakterisieren die Landschaftsmatrix in der Umgebung des Baums (Position des Baums in der Landschaft, Abstand zum nächsten Baum) oder geben direkt Information über die Metapopulationsstruktur (Abstand zum nächsten vom Heldbock besiedelten Baum). Die meisten Variablen wurden durch visuelle Inspektion des Baumes im Gelände aufgenommen. Zur Erhebung des Sonnenschein-Index wurde für jede Himmelsrichtung, aus der der Baum unbeschattet Sonnenlicht erhält, eine Anzahl Punkte vergeben (Abb. 3). Aus der Summe der Punkte wurde dann der Index gebildet, welcher Werte von 0 bis 9 („von allen Seiten beschatteter“ bis „vollständig frei stehender, sonnenexponierter Baum“) annehmen kann. Jeder kartierte Baum wurde in einer Gelände-Karte verzeichnet und in einem GIS verortet. Dies ermöglichte es, für jeden Baum den Abstand zur nächsten Eiche bzw. den Abstand zur nächsten mit dem Heldbock besiedelten Eiche zu bestimmen.

| Baumvariable | Attribut-Ebene | Bewertungskategorie / Maßeinheit |
|-----------------------------------------------------|----------------|-----------------------------------------------------------------------|
| Eichensaft | B | 0 = kein Eichensaft 1 = Eichensaft vorhanden |
| Kronenvitalität | B | 0 = größtenteils tot 1 = teilweise tot 2 = vital |
| Stammvitalität | B | 0 = tote Teile ohne Rinde 1 = vital |
| Position in der Landschaft | L | 0 = solitär 1 = Waldrand 2 = Waldinsel 3 = Wald 4 = Allee |
| Unterwuchs | L | 0 = bis halbe Stammhöhe oder höher 1 = niedrigere Vegetation |
| Sonnenschein-Index (Strahlungsintensität/-dauer) | B | Stufen 0 bis 9 (siehe auch Abb. 3) |
| Stammumfang | B | [mm], gemessen in 130 cm Höhe |
| Borkendicke | B | [mm], gemessen in 130 cm Höhe |
| Abstand zur nächsten Eiche | L | [m] |
| Abstand zur nächsten Heldbock-Eiche | M | [m] |

Tab. 2: Übersicht über die an jeder Eiche erhobenen Baumvariablen, Zuordnung zur entsprechenden Attribut-Ebene (B = baumbezogene Ebene, L = landschaftsbezogene Ebene, M = Metapopulationsebene) und Bewertungskategorien.

An jedem Baum erfolgte vom Boden aus eine visuelle Kontrolle des Stamms und der sichtbaren Äste im Kronenbereich bezüglich einer Heldbockbesiedlung. Unterschieden wurde zwischen frisch besiedelten, alt besiedelten sowie nicht besiedelten Eichen. Visuell sind frische (diesjährige) Heldbocklöcher über die frischen Späne und rötlich gefärbten Lochränder einfach zu erfassen. Löcher ohne rötliche Färbung wurden als alte Besiedlung kartiert.

Für das Habitatmodell wurden alle besiedelten Eichen als Heldbock-Präsenz berücksichtigt. Aufgrund ihrer exzellenten Vorhersageeigenschaften (ELITH et al. 2006) wurden Regressionsbäume mit „boosting-Algorithmus“, sogenannte „boosted regression trees“ verwendet. Die Methodik folgt ELITH et al. (2008). Als Gütemaß wurde der AUC-Wert (des Trainingsdatensatzes) verwendet. Für die Validierung wurde der AUC-Wert einer 10-fachen Kreuzvalidierung mit geschichteten Stichproben berechnet.

3 Ergebnis des Habitatmodells

Von den 291 untersuchten Eichen waren 27 frisch vom Heldbock besiedelt, zusätzliche 22 Bäume wiesen ältere Löcher auf. Insgesamt waren somit 17 % der untersuchten Eichen vom Heldbock besiedelt. Bäume mit Heldbockbesiedlung weisen einen signifikant höheren Stammumfang und eine signifikant stärkere Besonnung auf als unbesiedelte Bäume (Abb. 4).

Das erstellte Habitatmodell hat einen sehr hohen AUC-Wert (Tab. 3), d. h. das Modell liefert exzellente Prognosen für die Bäume, die bei der Modellierung berücksichtigt wurden. Der kreuzvalidierte AUC-Wert ist kleiner, liegt aber auch im akzeptablen Bereich. Er gibt an, wie gut die Prognosewahrscheinlichkeit für die Präsenz des Heldbocks an unbekanntem Bäumen sein wird.

Für das Habitatmodell wurde für jede Baumvariable der Beitrag errechnet, den diese Variable für das Gesamtmodell hat (Tab. 3). Je höher dieser Beitrag, desto höher dessen Einfluss auf die

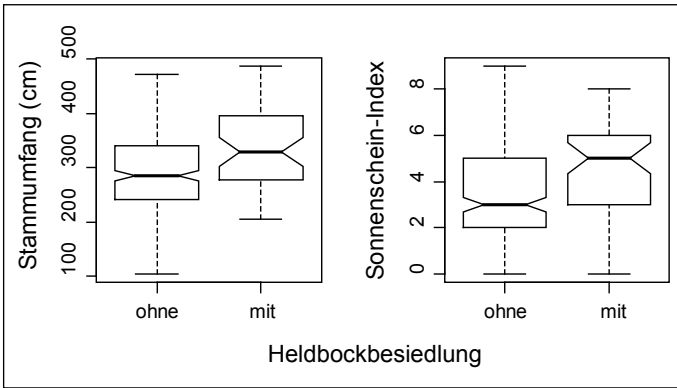


Abb. 4: Besiedlung von Eichen mit dem Heldbock in Abhängigkeit des Stammumfangs (links) und des Sonnenschein-Index (rechts). Anzahl der untersuchten Eichen: 242 ohne, 49 mit Heldbock. Die Box markiert die 25 % und 75 %-Quantile, der Mittelwert liegt als dicker Querstrich in der Box. Die Querstriche an den gestrichelten Linien sind die Maxima und Minima. Das 95 %-Vertrauensintervall ist als Einkerbung angegeben. Sofern die Einkerbungen der beiden Boxen nicht überlappen, ist der Mittelwert-Unterschied auf dem 5 %-Fehler-Niveau statistisch signifikant.

Tab. 3: Beitrag der an den Bäumen erhobenen Variablen zum Habitatmodell in absteigender Reihenfolge der Wichtigkeit für das Vorkommen des Heldbocks. Habitatmodell: boosted regression tree-Modell, training-AUC=0,974; Kreuzvalidierte (10-fach) AUC=0,807; learning rate 0,005; tree complexity 4; trees 800.

| Erklärende Baumvariable | Beitrag zum Modell [%] |
|-------------------------------------|------------------------|
| Abstand zur nächsten Heldbock-Eiche | 24,7 |
| Kronenvitalität | 20,9 |
| Stammumfang | 17,8 |
| Sonnenschein-Index | 8,6 |
| Stammvitalität | 8,2 |
| Borkendicke | 8,1 |
| Abstand zur nächsten Eiche | 6,4 |
| Unterwuchs | 3,0 |
| Position in der Landschaft | 1,5 |
| Eichensaft | 0,7 |

Prognosewahrscheinlichkeit und damit auch auf die Besiedlungswahrscheinlichkeit der Eiche durch den Heldbock. Die wichtigste Baumvariable ist der Abstand zur nächsten besiedelten Eiche, welcher etwas über die Metapopulationsstruktur aussagt. Je näher die nächsten Heldbockvorkommen, desto wahrscheinlicher, dass ein Baum durch den Heldbock besiedelt wird. Überraschend ist, dass diese Metapopulationsvariable einen höheren Beitrag zum Modell liefert als jede andere direkt baumbezogene Variable.

Die beiden Baumvariablen Kronenvitalität und Stammumfang liefern ebenfalls einen hohen Beitrag zum Modell. Auffällig ist, dass die Kronenvitalität (Rang 2) einen 2,5-fach höheren Beitrag liefert als die Stammvitalität (Rang 5). Der Sonnenschein-Index als Maß für die Wärmeversorgung eines Baumes rangiert auf Rang 4 mit deutlich

kleinerem Beitrag als die ersten drei Baumvariablen. Die Dicke der Borke eines Baumes ist hoch mit dem Stammumfang korreliert, liefert im Modell jedoch trotzdem einen mittelhohen Beitrag. Der Abstand zur nächsten Eiche, die Position des Baumes in der Landschaft und das Vorhandensein eines Saftflusses am Baum liefern nur geringe Beiträge zum Modell.

4 Diskussion

Der Erhaltungszustand der Art *C. cerdo* im Bundesgebiet wird gemäß FFH-Richtlinie im zweiten nationalen Bericht 2007 (Berichtsperiode 2001-2006) mit „ungünstig bis schlecht“ bewertet. Die Verbreitung des Heldbocks konzentriert sich auf zwei Regionen: in Süddeutschland entlang des Rheins bis einschließlich eines Gebiets am Main zwischen Mainz und Frankfurt a. M. und auf die Region Mittlere Elbe (BfN 2007). Zu einzelnen Standorten der Vorkommen im Biosphärenreservat Mittel Elbe, wie bspw. für das Gebiet des Roßlauer Oberluchs, liegen bisher keine Bewertungen vor. Die Abschätzung des Erhaltungszustandes

| Kriterium | Ermittelter Wert | |
|------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------|----------|
| Zustand der Population | | B |
| „Metapopulationsgröße“ Anzahl frisch besiedelter Eichen / 5 ha | > 10 besiedelte Bäume / 5 ha mit frischen Schlupflöchern | A |
| Reproduktion Schlupflochanzahl am Einzelbaum | selten mehr als 1-2 frische Schlupflöcher | C* |
| Reproduktivität Zunahme der Schlupflochanzahl pro Brutbaum und Jahr | Kriterium konnte nicht beurteilt werden | - |
| Habitatqualität | | B |
| Lebensstätte (besiedelte Bäume) | | |
| Vitalität | < 25 % der Bäume mit sichtbaren Absterberscheinungen | B |
| Beschattung | besiedelte Bäume sind sonnenexponiert | A |
| Lebensraum (Baumbestand) | | |
| Fläche/Habitat Alteichenanteil/ha | 5 ha mit > 60% Alteichenanteil (über 100 cm Umfang in Brusthöhe) | A |
| Struktur Bäume zueinander | > 60% des Baumbestandes ist locker strukturiert, Gebüschanteil 5-25 % | B |
| Vernetzung Entfernung besiedelter Strukturen | besiedelte bzw. besiedelbare Strukturen in < 1 km Entfernung | A |
| Beeinträchtigungen | | C |
| Verhältnis abgestorbener Eichen zu Neupflanzungen | stark gestört | C |
| Forstwirtschaftliche Nutzung nicht besiedelter Alteichen | keine | A |
| Anthropogene Einflüsse (bspw. starke Lichtquellen, Straßenbau) | nicht bekannt | A |
| Gesamt-Bewertung des Erhaltungszustands | gut | B |

Tab. 4: Ermittelte Werte für die Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen des Heldbocks im Roßlauer Oberluch. Kriterien nach Neumann (2006), Ampelsystem (ABC) für den Erhaltungszustand: A= hervorragend, B = gut, C = mittel bis schlecht. Aggregation nach den Regeln von ELLWANGER et al. (2006).

* Die Bewertung des Unterkriteriums Reproduktion mit „C“ führte nicht zu einer Abwertung des Gesamtkriteriums „Zustand der Population“, da es durch den Zeitpunkt der Bestandsaufnahme (innerhalb der Flugzeit) möglich ist, dass die Anzahl der diesjährigen (frischen) Löcher unterschätzt wurde.

der Metapopulation kann anhand der Kriterien für das FFH-Monitoring nach den Artikeln 11 und 17 der FFH-Richtlinie auf der Grundlage der vorgenommenen Bestandsaufnahme durchgeführt werden. Das Bewertungsschema ist NEUMANN (2006) zu entnehmen, die Aggregation der einzelnen Unterkriterien und Kriterien zum Gesamtbewertungsurteil folgt ELLWANGER et al. (2006). Die

Einzelergebnisse auf der Grundlage der Kriterien dieses Bewertungsschemas sind in Tabelle 4 dargestellt. Dabei ist zu beachten, dass die verwendete Methodik nicht vollständig den angeführten Anforderungen entspricht. Die Bewertung setzt voraus, dass die Bestandsaufnahme vor der Flugzeit, im Zeitraum zwischen September und April, stattfindet. Die Aufnahme im Roßlauer Oberluch

wurde stattdessen im Juli durchgeführt. Daher sind die Daten zur Reproduktion mit Vorsicht zu betrachten, da womöglich während der verbleibenden Saison noch frische Löcher entstehen. Hinzu kommt, dass es sich um eine einmalige Vollerhebung (vgl. Kap. 2) und keine sich jährlich wiederholende Aufnahme von ausgewählten Brutbäumen handelt. Daraus resultiert ein nicht direkt vergleichbares Ergebnis, welches dennoch tendenzielle Aussagen über den Erhaltungszustand der Population des Heldbocks zulässt.

Die Gesamt-Bewertung auf Grundlage der erhobenen Daten ergibt für den Heldbock im Roßlauer Oberluch einen mit „B“ (gut) zu bewertenden Erhaltungszustand. Bei den einzelnen Kriterien ergibt sich jedoch eine Differenzierung (Tab. 4). Der Zustand der Population (Tab. 4) ist mit „B“ (gut) zu bewerten, wobei die Angaben zur Reproduktion aufgrund der geringen Anzahl frischer Löcher pro besiedelter Eiche mit „C“ (mittel bis schlecht) bewertet wurden. Es wäre möglich, dass dies durch den Zeitpunkt der Bestandsaufnahme bedingt ist. Daher führte die Bewertung des Unterkriteriums Reproduktion mit „C“ nicht zu einer Abwertung des Gesamtkriteriums „Zustand der Population“, da es durch den Zeitpunkt der Bestandsaufnahme (innerhalb der Flugzeit) möglich ist, dass die Anzahl der diesjährigen (frischen) Löcher unterschätzt wurde. Über die Reproduktivität (die Zunahme der Schlupflöcher pro Brutbaum und Jahr) konnten keine Aussagen gemacht werden, da eine einmalige Erhebung durchgeführt wurde. Die Habitatqualität ist insgesamt mit „B“ (gut) zu bewerten. Im Gegensatz hierzu wurde das Kriterium Beeinträchtigungen als „C“ (mittel bis schlecht) eingeschätzt, da der Anteil an Jungeichen im Verhältnis zu Alteichen hier zu niedrig ist. Der Erhaltungszustand unter Aggregation aller drei Kriterien nach ELLWANGER et al. (2006) wurde mit B (gut) bewertet.

Über die Bewertung des Erhaltungszustands der Metapopulation von *C. cerdo* hinaus quantifizieren die Ergebnisse des Habitatmodells die Habitatansprüche der Art. Die entscheidenden Eigenschaften sind die Entfernung zum nächsten besiedelten Baum, die Kronenvitalität, der Stammumfang und der Sonnenschein-Index (Tab. 3). Ausschlaggebend für die Eignung als Lebensraum ist somit der Abstand eines potenziellen Brutbaums zum nächsten Heldbock-Baum. Insgesamt bietet die Darstellung eines Optimal-

habitats viele Möglichkeiten zur Verbesserung des Artenschutzes. Aufgrund dieser Erkenntnisse können insbesondere auch Gefährdungspotenziale besser eingeschätzt werden. Beispielsweise hätte eine Isolation und Fragmentierung der Eichenbestände über eine Entfernung von 50 bis 100 Metern hinaus einen erheblichen negativen Einfluss auf den Erhaltungszustand der Heldbockpopulation.

Rückschlüsse auf den Erhaltungszustand des Heldbocks im gesamten Biosphärenreservat Mittelbe lassen die Ergebnisse der Kartierung potenzieller Heldbockbäume zwischen 2004 und 2006 durch die Naturwacht zu. Diese Aufnahmen zeigen, dass der Vorkommensschwerpunkt der 1.900 potenziellen Bäume zwischen Lutherstadt Wittenberg und Schönebeck liegt. Von diesen weisen rund 1.500 Brutbäume zwischen sechs und 100 Schlupflöcher auf. Besiedelt sind Eichen mit einem Stammumfang zwischen 100 und 560 cm, ein Großteil der Eichen misst im Durchschnitt 300 cm. Letztlich zeigt die Vitalität der Brutbäume ein heterogenes Bild. Zwischen vitalen und großteils abgestorbenen Eichen besteht ein ausgeglichenes Verhältnis. Es ist wahrscheinlich, dass der Erhaltungszustand im gesamten Biosphärenreservat gemessen am Ausschnitt des Untersuchungsgebietes Roßlauer Oberluch ähnlich gut zu bewerten ist. Besonders die Besiedlung von jüngeren Eichen mit geringerem Stammumfang ist als positiv zu bewerten. Ebenso spricht die heterogene Vitalität der besiedelten Eichen für einen guten Erhaltungszustand.

Diese Erkenntnisse belegen, zusammen mit der Betrachtung weiterer Tierartengruppen in diesem Heft, die hohe naturschutzfachliche Bedeutung des Roßlauer Oberluchs. Allerdings weist ELLWANGER et al. (2008) darauf hin, dass, bedingt durch ungünstige Strukturen von Eichenbeständen, der bundesweite Trend des starken Rückgangs des Heldbocks *C. cerdo* anhalten wird. Inwiefern sich dieser Trend auf die Vorkommen im Biosphärenreservat auswirken wird, ist abzuwarten. Die sonst üblichen Gefährdungsursachen, wie forstbauliche Eingriffe und die Entnahme von Alt- und Totholz (NEUMANN 2000, 2001), scheinen im Roßlauer Oberluch nicht so entscheidend zu sein. Vergleichbare Auswirkungen, jedoch über einen weitaus längeren Zeitraum, hat mit großer Sicherheit das stark gestörte Verhältnis von Jung- und Alteichen auf die Metapopulation. Dies kann

dazu führen, dass nicht genug neue Brutbäume besiedelt werden können, um den Bestand der Metapopulation zu sichern. NEUMANN (2006) weist darauf hin, dass in Sachsen-Anhalt ohne schnelle Nachpflanzung in Bestandslücken die Erhaltung der Altersstruktur der entsprechenden Waldtypen und damit der generelle Erhalt der Art in Frage gestellt ist. Im Biosphärenreservat sollte daher eine aktive Verjüngung des Eichenbestands durch geeignete Maßnahmen vorangetrieben werden.

Auf der Grundlage empirischer Daten ergeben sich durch die Habitatmodellierung belastbare quantitative Daten zur Habitatbindung des Heldbocks. Die Resultate können daher im Weiteren auch zur Optimierung der Aufnahme- und Bewertungsmethodik beitragen. Mit den Ergebnissen wäre es möglich, bspw. quantifizierte Schwellenwerte zur Bewertung der Erhaltungszustände zu bestimmen. Auf dieser Basis könnte dann das vorliegende Bewertungsschema für den Heldbock zur Umsetzung der Berichtspflichten gemäß Art. 17 der FFH-Richtlinie (NEUMANN 2006) überprüft und ggf. optimiert werden.

Eine weitere Anwendung des Habitatmodells eröffnet sich bei der konkreten Auswahl von potenziellen Brutbäumen in einem Gebiet. Hier besteht die Möglichkeit, gezielt für einzelne Bäume Besiedlungswahrscheinlichkeiten für den Heldbock zu berechnen und so optimal geeignete potenzielle Brutbäume im Bestand frei zu stellen und langfristig zu sichern. Dieses Verfahren ist bereits für das überregional bedeutsame Heldbockvorkommen auf der Pfaueninsel in Berlin entwickelt und angewandt worden (NISCHIK & DZIOCK in Vorb.).

Danksagung

Die Autoren danken allen Teilnehmern der Gelände-Übung der TU Berlin für die Bestandsaufnahme und Mathias Scholz (UFZ) für die gute Zusammenarbeit und die Bereitstellung von Hintergrunddaten zum Roßlauer Oberluch. Hinweise von Georg Möller, Mathias Scholz und Michael Unruh haben sehr zur Verbesserung des Manuskriptes beigetragen.

Zusammenfassung

Für den in den Anhängen II und IV der FFH-Richtlinie aufgeführten Heldbock (*Cerambyx cerdo*) wurde eine Habitatmodellierung auf der Grundlage einer stratifizierten Kartierung von 291 Eichen im Roßlauer Oberluch durchgeführt. Der FFH-Erhaltungszustand der Metapopulation wird mit Hinweis auf die Gefährdungsfaktoren als „gut“ (B) eingestuft. Hauptgefährdungsursache ist das stark gestörte Verhältnis von Jung- und Alteichen. Dem zu begegnen werden für die nächsten Jahre intensive Maßnahmen zum Erhalt und zur Nachpflanzung von Eichen dringend empfohlen. Die europaweite Verantwortung des Landes Sachsen-Anhalts für den Erhalt des Heldbocks wird herausgestellt. Im Weiteren beinhalten die Ergebnisse der Habitatmodellierung neue Erkenntnisse über die Habitatbindung und das Optimalhabitat des Heldbocks. Entscheidendes Kriterium ist der Abstand zur nächsten besiedelten Eiche. Der Beitrag diskutiert auch die künftige Bedeutung sowie Möglichkeiten und Perspektiven der Anwendung von Habitatmodellen für den Heldbock.

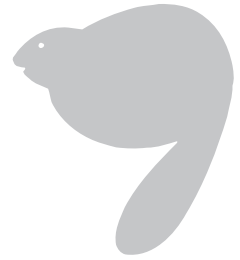
Literatur

- BFN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2007): Nationaler Bericht 2007 – Bewertung der FFH-Arten. - http://www.bfn.de/0316_bewertung_arten.html.
- BFG - BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (2003): Digitale multispektrale Luftbildbefliegung der Elbe von der tschechischen Grenz bis Geesthacht.
- BUSE, J., SCHRÖDER, B. & T. ASSMANN (2007): Modelling habitat and spatial distribution of an endangered longhorn beetle - A case study for saproxylic insect conservation. - *Biological Conservation* 137(3): 372-381.
- BUSE, J., RANIUS, T. & T. ASSMANN (2008): An endangered longhorn beetle associated with old oaks and its possible role as an ecosystem engineer. - *Conservation Biology* 22: 329-337.
- DÖHRING, E. (1955): Zur Biologie des Großen Eichenbockkäfers (*Cerambyx cerdo* L.) unter besonderer Berücksichtigung der Populationsbewegungen im Areal. - *Zeitschrift für angewandte Zoologie* 42: 251-373.
- ELITH, J. et al. (2006): Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. - *Ecography* 29: 129-151.
- ELITH, J., LEATHWICK, J. R. & T. HASTIE (2008): A working guide to boosted regression trees. - *Journal of Animal Ecology* 77: 802-813.
- ELLWANGER, G., NEUKIRCHEN, M., EICHEN, C., SCHNITZER, P. & E. SCHRÖDER (2006): Grundsätzliche Überle-

- gungen zur Bewertung des günstigen Erhaltungszustandes für die Arten der Anhänge II, IV und V der FFH-Richtlinie in Sachsen-Anhalt und in Deutschland. - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 2: 7-13.
- ELLWANGER, G., BALZER, S., ISSELBÄCHER, T., RATHS, U., SCHRÖDER, E., SSMYANK, A., VISCHER-LEOPOLD, M. & M. ZIMMERMANN (2008): Der nationale Bericht 2007 nach Art. 17 FFH-Richtlinie - Ein Überblick über die Ergebnisse unter besonderer Berücksichtigung der Käfer. - Naturschutz und Landschaftsplanung 40(1): 5-8.
- GEISER, R. unter Mitarbeit von APFELBACHER, F., BALKE, M., BELLSTEDT, R., BENSE, U., BRAASCH, D., BRANDL, P., BUCK, R., BUßLER, H., DÖBERL, M., FRANK, J., FRIESER, R., FRITZLAR, F., FÜRSCHE, H., GERSTMEIER, R., GRÜNWALD, M., GÜRLICH, S. & P. HAASE (1998): Rote Liste der Käfer (Coleoptera) (Bearbeitungsstand: 1997) (excl. Laufkäfer (Carabidae)). - In: BINOT, M., BLESS, R., BOYE, P., GRUTTKE, H. & P. PRETSCHER (zusammengestellt und bearbeitet) (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. - Bundesamt für Naturschutz (BfN) (Hrsg.). - Bonn-Bad Godesberg: 168-230.
- GUISAN, A. & W. THUILLER (2005): Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. - Ecology Letters 8: 993-1009.
- IUCN (2008): *Cerambyx cerdo* - 2008 IUCN Red List of Threatened Species. - <http://www.iucnredlist.org>.
- KLEYER, M., KRATZ, R., LUTZE, G. & B. SCHRÖDER (1999): Habitatmodelle für Tierarten: Entwicklung, Methoden und Perspektiven für die Anwendung. - Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 8: 177-194.
- NEUMANN, V. (1985): Der Heldbock: *Cerambyx cerdo*. - Luthertstadt Wittenberg (Ziemsen Verlag): 103 S.
- NEUMANN, V. (1997): Der Heldbockkäfer (*Cerambyx cerdo* L.). Vorkommen und Verhalten eines vom Aussterben bedrohten Tieres unserer Heimat. - Report der Umsiedlungsaktion in Frankfurt am Main. - Frankfurt a. M.
- NEUMANN, V. (2000): *Cerambyx cerdo* LINNAEUS 1758 - Heldbock. - In: ENTOMOLOGEN-VEREINIGUNG SACHSEN-ANHALT e. V. (Hrsg.): Zur Bestandssituation wirbelloser Arten nach Anhang II der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie im Land Sachsen-Anhalt. - Entomologische Mitteilungen Sachsen-Anhalt, Sonderheft: 62 S.
- NEUMANN, V. (2001): Bockkäfer (*Cerambycidae*). - In: Arten- und Biotopschutzprogramm Elbe (ABSP). - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 3: 413-419.
- NEUMANN, V. unter Mitwirkung von BÄSE, W., CIUPA, W., GRUSCHWITZ, W., HUTH, M., JENTZSCH, M., JUNG, M., KÜHNEL, H., LANGE, L., PIETSCH, T., RÖSSLER, A., SCHMIEDTCHEN, G., SCHNITZER, P. H., SCHORNACK, S., SIERING, G., STOLLE, E., TRAPP, W. & M. TROST (2004): Rote Liste der Bockkäfer (Coleoptera: Cerambycidae) des Landes Sachsen-Anhalt (2. Fassung, Stand: Februar 2004). - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 39: 299-304.
- NEUMANN, V. (2006): *Cerambyx cerdo* (Linnaeus, 1756). - In: SCHNITZER, P. H., EICHEN, C., ELLWANGER, G., NEU-
KIRCHEN, M. & E. SCHRÖDER (Bearb.): 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, Sonderheft 2: 143-144.
- SCHRÖDER, B. & O. RICHTER (1999): Are habitat models transferable in space and time? - Z. Ökol. Naturschutz 8: 195-205.

30 Jahre Biosphärenreservat Mittelelbe – Bericht über die Festveranstaltung am 19. Oktober 2009 im Bauhaus Dessau

SUSANNE REINHARDT



Als vor 30 Jahren, am 24. November 1979, eine Kommission der UNESCO in der DDR weilte, ereignete sich eine deutsche Premiere, eher unbeachtet von der breiten Öffentlichkeit: An der Mittleren Elbe und im Thüringer Wald erkannte das Gremium zwei naturräumlich äußerst wertvolle Schutzgebiete als erste deutsche UNESCO-Biosphärenreservate an. Die Erfolgsgeschichte dieser Schutzkategorie in Deutschland begründete sich mit diesem Tag. Das Biosphärenreservat Mittelelbe feierte sein 30-jähriges Jubiläum mit einer Festveranstaltung im Bauhaus Dessau. Der voll besetzte Bauhaussaal, die Gäste, die Redner, das Programm sowie die eher bauhausuntypische Foyergestaltung, ließen den Tag zu einem wirklichen Höhepunkt werden.

Unter den Gästen waren auch die Frauen und Männer der ersten Stunde, jene, die das Gebiet damals aus der Taufe hoben bzw. wissenschaftliche Vorarbeiten dazu leisteten, eine leistungsfähige Gebietsverwaltung einrichteten und mit Sachverstand und Weitblick die Entwicklung des Biosphärenreservates vordachten. Aber auch viele heute aktive Mitstreiter, darunter Bundes-, Landes- und Kommunalpolitiker, Mitarbeiter anderer deutscher Großschutzgebiete und Behörden, Vertreter aus Wirtschaft, Kultur und Wissenschaft sowie ehrenamtliche Naturschutzhelfer, waren erschienen, um 30 Jahre Biosphärenreservat noch einmal Revue passieren zu lassen und Erinnerungen zu beleben. Dazu bot insbesondere der festliche Empfang im Anschluss an das Programm Gelegenheit.

Das Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Sachsen-Anhalts, das zur Festveranstaltung geladen hatte, wurde durch den Abteilungsleiter und amtierenden Staatssekretär, Herrn Dr. Wolfgang Milch, vertreten.

Hochrangig besetzt war das Rednerpult. Sachsen-Anhalts Ministerpräsident, Herr Prof. Dr. Wolfgang Böhmer, leitete ins Thema ein, wies auf die Bedeutung des Großschutzgebietes an der Elbe hin und erinnerte daran, dass sich die Wasserqualität der Elbe in den vergangenen zwei Jahrzehnten deutlich verbessert habe, was auch auf die konsequente Anwendung von Umweltauflagen zurückzuführen sei. Milliardenbeträge, so betonte er, seien seit 1990 in die Chemieregion in und um Bitterfeld investiert worden, zum einen für attraktive Standortrahmenbedingungen und neue zeitgemäße Umweltschutztechnologien, zum anderen insbesondere auch zur Sanierung der Umweltschäden der Vergangenheit. Dies habe in der gesamten Region zu deutlich spürbaren Verbesserungen der Luft- und Gewässergüte geführt. Sachsen-Anhalt war und ist ein Industrieland, d.h. es wird auf die Ansiedlung umweltschonend wirtschaftender Firmen besonderes Augenmerk gerichtet.

Im Programm hatten die Juniorranger aus dem Landkreis Wittenberg ihren Bühnenauftritt mit einer originellen Vorführung und dem deutlich vernehmbaren Appell an alle anwesenden „Chefs“, Vorbild zu sein in Umweltschutzfragen und sich weiterhin stark zu machen für Umwelt(bildungs)projekte.

Per Videobotschaft meldete sich Herr Dr. Natara-Jan Ishwaran, Direktor der UNESCO-Abteilung für Umwelt- und Erdwissenschaften, zu Wort. Er bedauerte es sehr, wegen einer UNESCO-Konferenz nicht persönlich in Dessau zu sein. Ein Biosphärenreservat der ersten Generation sei die Mittelelbe, die Meilensteine in der internationalen Entwicklung der Biosphärenreservate, z. B. die Sevilla-Strategie und der Madrid-Aktionsplan, hätten in den vergangenen 30 Jahren auch seinen



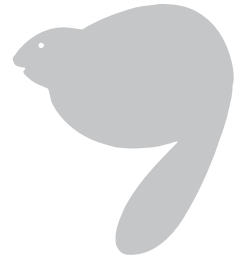
Abb. 1: Herr Prof. Dr. Wolfgang Böhmer (Ministerpräsident des Landes Sachsen-Anhalt), Herr Dr. Wolfgang Milch (Abteilungsleiter Naturschutz, Wasserwirtschaft, Bodenschutz, Altlasten im Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt; rechts) und Herr Guido Puhlmann (Leiter des Biosphärenreservates Mittelelbe; links) während der Festveranstaltung am 19.10.2009 in Dessau. Foto: A. Winger.

Weg begleitet. Neue Themen seien hinzugekommen, wie der Klimawandel, Probleme der Urbanisierung von Naturlandschaften und Fragen der nachhaltigen Regionalentwicklung. Als beispielhaft bezeichnete der Wissenschaftler, wie es im Biosphärenreservat Mittelelbe gelungen sei, ein Netzwerk aus Akteuren verschiedenster Lebens- und Wirtschaftsbereiche zu knüpfen und an der Gebietsentwicklung zu beteiligen. Von solchen Modellen können andere Gebiete lernen. Darüber hinaus gibt es weltweit einen reichen Erfahrungsschatz, an dem das Biosphärenreservat Mittelelbe teilhaben sollte. Hervorgehoben wurde auch die partnerschaftliche Zusammenarbeit mit den Biosphärenreservaten Lobau in Österreich und Volzhko Kamsky in Russland.

Der Präsident der Deutschen UNESCO-Kommission, Herr Walter Hirche, lobte in seiner Festrede die positive Gebietsentwicklung, insbesondere mit Blick auf das Naturschutzgroßprojekt Mittle-

re Elbe, bei dem erst kürzlich die Bauarbeiten zur Deichrückverlegung, einem Kernstück des Projektes, begonnen haben. Er zeichnete auch jenen Weg nach, den das Weltnetz der Biosphärenreservate seit 1976 ging (dem Jahr der Anerkennung der ersten Reservate) und unter sich verändernden natürlichen und gesellschaftlichen Bedingungen noch zu gehen hat.

In weiteren Redebeiträgen sprachen Herr Dr. Wolfgang Milch, Frau Gertrud Sahler, Vorsitzende des MAB-Nationalkomitees und Herr Klemens Koschig, Oberbürgermeister der Stadt Dessau-Roßlau dem Jubilar Biosphärenreservat Glückwünsche und Anerkennung aus und zeichneten ihre Bilder des Gebietes aus beruflicher Sicht und persönlicher Berührung.



Publikationsliste zum Biosphärenreservat Mittelelbe ab 2004 (Auswahl)

Die nachfolgende Literaturzusammenstellung enthält eine Auswahl von Publikationen mit Bezügen zum Biosphärenreservat Mittelelbe ab dem Jahr 2004.

Umfangreiche Literaturverzeichnisse **bis einschließlich 2004** sind in folgenden Monographien und Beiträgen (in zeitlicher Reihenfolge) enthalten:

- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (Hrsg.) (1997): Ausgewählte Literatur mit Zuordnung zu den Schutzgebieten. - In: Die Naturschutzgebiete Sachsen-Anhalts. - Jena/Stuttgart/ Lübeck/ Ulm (Gustav Fischer): 492-540.
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (Hrsg.) (2000): Literatur. - In: Die Landschaftsschutzgebiete Sachsen-Anhalts. - Halle: 432-487.
- MÜLLER, J. unter Mitarbeit von P. DORNBUSCH, L. REICHHOFF, U. RUGE, S. SCHLOSSER UND R. SCHÖNBRODT (2002): Publikationsliste zum Andenken an Herrn Prof. Dr. Peter Hentschel. - Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 39(1): 46-49.
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (Hrsg.) (2003): Fortsetzung der Literatur. - In: Die Natur- und Landschaftsschutzgebiete Sachsen-Anhalts. Ergänzungsband. - Halle: 240-308, 415-441.
- 25 Jahre Biosphärenreservat an der mittleren Elbe (2005): Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt, Sonderheft 2005: 18-19, 39-42, 49-50, 60-62.

Literatur ab 2004

- 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.
- BABOROWSKI, M., CLAUS, E., FRIESE, K., VON DER KAMMER, F., KASIMIR, P., PELZER, J. & P. HEININGER (2005): Comparison of different monitoring programs of the 2002 summer flood in the river Elbe. - Acta Hydroch. Hydrob. 33(5): 404-417.
- BABOROWSKI, M., MAGES, M., HILTSCHER, C., MATSCHULLAT, J. & H. GUHR (2005): Former mining activities influence Uranium concentrations in the Elbe river near Magdeburg. - In: MERKEL, B. J. & A. HASCHBERGER (Hrsg.): Uranium in the environment. Mining impact and consequences. - Berlin (Springer): 585-592.
- BABOROWSKI, M., BÜTTNER, O., MORGENSTERN, P., KRUGER, F., LOBE, I., RUPP, H. & W. VON TÜMPLING (2007): Spatial and temporal variability of sediment deposition on artificial-lawn traps in a floodplain of the River Elbe. - Environmental Pollution 148(3): 770-778.
- BABOROWSKI, M., KRÜGER, F., BÜTTNER, O., MORGENSTERN, P., LOBE, I., VON TÜMPLING, W., RUPP, H. & H. GUHR (2007): Transport and fate of dissolved and suspended particulate matter in the Middle Elbe region during flood events. - In: WESTRICH, B. & U. FÖRSTNER (Hrsg.): Sediment dynamics and pollutant mobility in rivers. An interdisciplinary approach. - Environmental Science and Engineering. - Berlin (Springer): 197-206.
- BABOROWSKI, M. & E. BOZAU (2008): Uran im Oberflächenwasser der Mittleren Elbe Wasser 2008. Jahrestagung der Wasserchemischen Gesellschaft, Trier, 28.-30.4.2008. Gesellschaft Deutscher Chemiker e.V. - GDCh. - Berlin: 336-340.

- BABOROWSKI, M., BÜTTNER, O. & P. KASIMIR (2008): Saisonale Variabilität der Wasserbeschaffenheit der Elbe und Monitoring nach EG Wasser-rahmenrichtlinie. - Magdeburger Gewässerschutzseminar 2008, Magdeburg, 7.-10.10.2008. - Magdeburg: 44-46.
- BABOROWSKI, M., SCHWANDT, D., GELLER, W. & P. HEININGER (2008): Tailor-made monitoring programs for hydrological extremes - case Elbe river. - 4th International symposium on flood defence: managing flood risk, reliability and vulnerability, Toronto, 6.-8.5.2008.
- BABOROWSKI, M., SCHÄFER, J., BLANC, G., PELZER, J., TERNES, T., VON TÜMPLING, W. & E. CLAUS (2009): Der Einfluss von Niedrigwasser auf Stofftransport und Umsetzungen in großen Flüssen - Beispiel Elbe Wasser 2009. Jahrestagung der Wasserchemischen Gesellschaft, Stralsund, 18.-20.05.2009. Kurzreferate, Gesellschaft Deutscher Chemiker e.V. - GDCh, Frankfurt/Main: 261-265.
- BANDOW, N., ALTENBURGER, R., LÜBCKE-VON VAREL, U., PASCHKE, A., STRECK, G. & W. BRACK (2009): Partitioning-based dosing: an approach to include bioavailability in the effect-directed analysis of contaminated sediment samples. - Environ. Sci. Technol. 43(10): 3891-3896.
- BARTH, J. A. C., KALBUS, E., SCHMIDT, C., BAYER-RAICH, M., REINSTORF, F., SCHIRMER, M., THIERY, D., DUBUS, I. G., GUTIERREZ, A., BARAN, N., PETELET-GIRAUD, E., NEGREL, P., BANTON, O., BATLLE AGUILAR, J., BROUYERE, S., GODERNIAUX, P., ORBAN, P., ROZEMEIJER, J. C., VISSER, A., BIERKENS, M. F. P., VAN DER GRIFF, B., BROERS, H. P., MARS- MAN, A., KLAVER, G., SLOBODNIK, J. & P. GRATHWOHL (2007): Selected groundwater studies of EU project AquaTerra leading to largescale basin considerations. - Water Practice & Technology 2(3).
- BARTH, J. A. C., STEIDLE, D., KUNTZ, D., GOCHT, T., MOUVET, C., VON TÜMPLING, W., LOBE, I., LANGENHOFF, A., ALBRECHTSEN, H. J., JANNICHE, G. S., MORASCH, B., HUNKELER, D. & P. GRATHWOHL (2007): Deposition, persistence and turnover of pollutants: first results from the EU project AquaTerra for selected river basins and aquifers. - Sci. Total Environ. 376(1-3): 40-50.
- BARTH, J. A. C., GRATHWOHL, P., FOWLER, H. J., BELLIN, A., GERZABEK, M. H., LAIR, G. J., BARCELO, D., PETROVIC, M., NAVARRO, A., NÉGREL, P., PETELET-GIRAUD, E., DARMENDRAIL, D., RIJNAARTS, H., LANGENHOFF, A., DE WEERT, J., SLOB, A., VAN DER ZAAAN, B. M., GERRITSE, J., FRANK, E., GUTIERREZ, A., KRETZSCHMAR, R., GOCHT, T., STEIDLE, D., GARRIDO, F., JONES, K. C., MEIJER, S., MOECKEL, C., MARS- MAN, A., KLAVER, G., VOGEL, T., BÜRGER, C., KOLDITZ, O., BROERS, H. P., BARAN, N., JOZIASSE, J., VON TÜMPLING, W., VAN GAANS, P., MERLY, C., CHAPMAN, A., BROUYÈRE, S., BATLLE AGUILAR, J., ORBAN, P., TAS, N. & H. SMIDT (2009): Mobility, turnover and storage of pollutants in soils, sediments and waters: achievements and results of the EU project AquaTerra. A review. - Agron. Sustain. Dev. 29(1): 161-173.
- BÄSE, W. (2008): Die Käfer des Wittenberger Raumes (Insecta: Coleoptera). - Naturwissenschaftliche Beiträge des Museums Dessau 20: 3-500.
- BAUFELD, R. (2005): GIS-gestützte Prognose der Biotopentwicklung auf Grundlage von Biotoptypen- und Vegetationserhebungen auf geplanten Rückdeichungsflächen an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt. - Dissertation Universität Potsdam: 241 S.
- BERLEKAMP, J., LAUTENBACH, S., GRAF, N. & M. MATTHIES (2005): A decision support system for integrated river basin management of the German Elbe. International Congress on Modelling and Simulation, Melbourne, 12.-15.12.2005. - Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand, Melbourne: 1518-1524.
- BERLEKAMP, J., LAUTENBACH, S., GRAF, N., REIMER, S. & M. MATTHIES (2007): Integration of MONE-RIS and GREAT-ER in the decision support system for the German Elbe river basin. - Environ. Modell. Softw. 22(2): 239-247.
- BETHGE-STEFFENS, D., MEISSNER, R. & H. RUPP (2004): Development and practical test of a weighable groundwater lysimeter for floodplain sites. - J. Plant Nutr. Soil Sci. 167(4): 516.
- BETHGE-STEFFENS, D. (2008): Der Bodenwasserhaushalt von zwei repräsentativen Flussauenstandorten der Mittel-Elbe - Untersuchungen mit wägbaren Grundwasserlysimetern. Dissertation, Universität Rostock, Dissertation 1, Falkenberg: 133 S.

- 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.
- BÖHME, M. (2006): Distribution of water quality parameters in two cross-sections of the river Elbe measured with high local, temporal, and analytic resolution. - *Acta Hydroch. Hydrob.* 34(3): 201-213.
- BOLZE, S., RUPP, H., MEISSNER, R., LEINWEBER, P., GRAU, M. & N. KOLOMIYTSEV (2008): Phytoremediation of contaminated floodplain soil by means of biotechnological optimized *Salix*- and *Populus*-clones - Concept and first results. - In: PROGRAMMKOMITEE MGS & IKSE (Hrsg.): Tagungsband Magdeburger Gewässerschutzseminar 07-10.10.2008 in der Johanniskirche Magdeburg: 177 S.
- BONGARTZ, K., STEELE, T. D., BABOROWSKI, M. & K. E. LINDENSCHMIDT (2007): Monitoring, assessment and modelling using water quality data in the Saale River Basin, Germany. - *Environ. Monit. Assess.* 135(1-3): 227-240.
- BRACK, W., BLAHA, L., GIESY, J. P., GROTE, M., MÖDER, M., SCHRADER, S. & M. HECKER (2008): Polychlorinated naphthalenes and other dioxin-like acting compounds in Elbe river sediments. - *Environ. Toxicol. Chem.* 27(3): 519-528.
- BRANDT, T., JÜLCH, C. & K. WASMER (2007): Das Biosphärenreservat MittelElbe in Sachsen-Anhalt. - *Der Falke - Das Journal für Vogelbeobachter* 54(5): 165-168.
- BRÄUER, G. (2005): Die Entwicklung, Aufgaben und Projekte des Biosphärenreservates "Mittlere Elbe" nach 1990. - *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* 42, Sonderheft: 51-62.
- BREUCKER, A. & D. ZACHARIAS (2008): Zur Biologie der Rot-Esche (*Fraxinus pennsylvanica* MARSH.) - Vergleich Nordamerika mit dem MittelElberaum. - *Veröff. der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH* 4: 33-40.
- BRUNKE, M. (2008): Hydromorphologische Indikatoren für den ökologischen Zustand der Fischfauna der unteren Forellenregion im norddeutschen Tiefland. - *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 52(5): 234-244.
- BÜCHELE, B., BUREK, P., BAUFELD, R. & I. LEYER (2005): Modelling floodplain vegetation based on long-term simulations of daily river-groundwater dynamics. - *IAHS Publications* 303: 318-333.
- BUCHENHORST, D., TOUFAR, H., KOPINKE, F.-D. & U. ROLAND (2006): Radiowellenerwärmung von Adsorbentien und Katalysatoren - Teil 1: Grundlagen und technische Realisierung. - *Chem. Ing. Tech.* 78(1-2): 45-51.
- BURKART, M., HÖLZEL, N. & I. LEYER (2004). *Cnidion dubii*, Brenndolden-Auenwiesen. - In: BURKART, M., DIERSCHKE, H., HÖLZEL, N., NOWAK, B. & T. FARTMANN (Hrsg.): *Molinio-Arrhenatheretea*. - *Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands* 9. - Göttingen: 46-61.
- BÜTTNER, O., OTTE-WITTE, K., KRÜGER, F., MEON, G. & M. RODE (2006): Numerical modelling of floodplain hydraulics and suspended sediment transport and deposition at the event scale in the middle river Elbe, Germany. - *Acta Hydroch. Hydrob.* 34(3): 265-278.
- DEVAL, 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.
- DIETRICH, R. A. (2007): Fließverhalten der Elbe bei Hochwasser unter Berücksichtigung der Verbuchung. - *Wasser und Abfall* 9(12): 20-24.
- DOCZKAL, D. & F. DZIOCK (2004): Two new species of *Brachyopa* Meigen from Germany, with notes on *B. grunewaldensis* Kassebeer (Diptera, Syrphidae). - *Volucella* 7: 35-60.
- DOMBROWSKY, I. (2008): Institutional design and regime effectiveness in transboundary river management - the Elbe water quality regime. - *Hydrol. Earth. Syst. Sc.* 12(1): 223-238.
- DRESCHER, A. & C. FREISL (2004): Standort und Struktur Südosteuropäischer Auenwälder. - *Veröff. der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH* 2: 11-28.
- DU LAING, G., RINKLEBE, J., VANDECASTEELE, B., MEERS, E. & F. M. G. TACK (2009): Trace metal behaviour in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: a review. - *Science of the Total Environment* 407: 3972-3985.

- DURING, A., RINKLEBE, R., OVERESCH, M., WENNRICH, R., MOTHES, S. & H.-U. NEUE (2007): Quantification of Mercury Volatilization from Floodplain Soils at the Elbe River. - Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 110(1): 183-184.
- DURING, A., RINKLEBE, J., BÖHME, F., WENNRICH, R., STÄRK, H.-J., MOTHES, S., DU LAING, G., SCHULZ, E. & H.-U. NEUE (2009): Mercury Volatilization from Three Floodplain Soils at the Central Elbe River (Germany). - Soil and Sediment Contamination - An International Journal 18(4): 429-444.
- DZIEWIATY, K. (2005): Nahrungserwerbsstrategien, Ernährungsökologie und Populationsdichte des Weißstorchs (*Ciconia ciconia*, L. 1758): untersucht an der Mittleren Elbe und im Drömling. Reihe Biologie. - Hamburg (ad fontes Verlag): 113 S.
- DZIOCK, F. & U. SCHMID (2004): Neue Schwebfliegenliteratur (7). - Volucella 7: 223-237.
- DZIOCK, F. (2006): Life-history data in bioindication procedures, using the example of hoverflies (Diptera, Syrphidae) in the Elbe Floodplain. - International Review of Hydrobiology 91(4): 341-363.
- DZIOCK, F., FOECKLER, F., SCHOLZ, M., STAB, S. & K. HENLE (2006): Preface. - 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): 269-700.
- DZIOCK, F., FOECKLER, F., SCHOLZ, M., STAB, S. & K. HENLE (Hrsg.) (2006): Bioindication and functional response in flood plain systems - based on the results of the project RIVA. - International Review of Hydrobiology - Special issue 91(4): 269-388.
- DZIOCK, F., HENLE, K., FOECKLER, F., FOLLNER, K. & M. SCHOLZ (2006): Bioindicator 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 - Special issue 91(4): 271-291.
- EGGERS, T. O. & A. ANLAUF (2005): *Obesogammarus crassus* (G. O. Sars, 1984) (Crustacea: Amphipoda) erreicht die Elbe. - Lauterbornia - Zeitschrift für Faunistik und Floristik des Süßwassers 55: 125-128.
- EGGERS, T. O. & A. ANLAUF (2008): *Hypania invalida* (Grube, 1860) (Polychaeta: Ampharetidae) in der Mittleren Elbe. - Lauterbornia - Zeitschrift für Faunistik und Floristik des Süßwassers 6(2): 11-13.
- EICHHORN, A. (2005): Das Untersuchungsprogramm zur Schaffung von Grundlagen für die Aufstellung des PEP für das Naturschutzgroßprojekt Mittlere Elbe. - Veröff. der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH 3: 7-8.
- EICHHORN, A. & G. RAST (2008): Die Rot-Esche (*Fraxinus pennsylvanica*) - eine invasive Baumart in den Hartholzauenwäldern des Mittelbegebietes? Anlass und Einführung in die Tagung. - Veröff. der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH 4: 7-8.
- ELIAS, D. & S. THIEDE (2008): Verfrachtung von Heuschrecken (Insecta: Ensifera et Caelifera) mit frischem Mähgut im Wulfener Bruch (Sachsen-Anhalt). - Hercynia N. F. - Beiträge zur Erforschung und Pflege der natürlichen Ressourcen 41(2): 253-262.
- FAULHABER, P. & M. ALEXY (2005): Artificial bed load supply at the River Elbe: investigation and realization. - Archiv für Hydrobiologie Supplementbände 155(1-4) Large Rivers Vol. 15: 539-547.
- FELINKS, B., DETER, A. & A. WENK (2008): Gehölaufwuchs auf einer Ganzjahresstandweide im Wulfener Bruch: Ersterfassung nach fünf Weidejahren auf einer zuvor intensiv landwirtschaftlich genutzten Fläche. - Naturschutz und Landschaftsplanung 40(7): 217-223.
- FLÄMIG, B. (2006): Erarbeitung handlungskonkreter Hinweise für Maßnahmen zur Etablierung bzw. Wiederherstellung von artenreichem Feuchtgrünland in Sachsen-Anhalt. - Diplomarbeit, Hochschule Anhalt, Bernburg.
- 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-Hrsg.) - Tagungsbericht 2004 (Potsdam) der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL). - Berlin (Weißensee Verlag): 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: 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): 314-325.
- 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 floodplain systems - based on the results of the project RIVA. - *International Review of Hydrobiology* 91(4): 364-379.
- FOLLNER, F., HOFACKER, A., GLAESER, J., DZIOCK, F., GERISCH, M., ILG, C., FOECKLER, F., SCHANOWSKI, A., SCHOLZ, M. & K. HENLE (2009): Precise environmental bioindication in spite of extreme flood events. *River Research and Application*. doi: 10.1002/rra.1300.
- FRIESE, K., SCHWARTZ, R. & F. KRÜGER (2007): Transport and storage of river sediment and associated trace metals into floodplains of the Elbe. - In: WESTRICH, B. & U. FÖRSTNER (Hrsg.): *Sediment dynamics and pollutant mobility in rivers. An interdisciplinary approach. Environmental sciences*. - Berlin (Springer): 287-296.
- GABEL, F., GARCIA, X.-F., BRAUNS, M., SUKHODOLOV, A., LESZINSKI, M. & M. T. Pusch (2008): Resistance to ship-induced waves of benthic invertebrates in various littoral habitats. - *Freshwater Biology* 53: 1567-1578.
- GAUMERT, T., SLAVIK, O. & M. HLADIK (2008): Die Fischfauna des Elbestroms: Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie. - *INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE* (Hrsg.). - Magdeburg: 31 S.
- 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 floodplain systems - based on the results of the project RIVA. - *International Review of Hydrobiology* 91(4): 326-340.
- GLAESER, J. (2007): Mitteldeutsche Auenwälder an Weißer Elster und Elbe. Die historische Entwicklung des Baumartenbestandes von Hartholz-Auenwäldern. - *Schriftenreihe der Freiburger Forstlichen Forschung* 70: 70-81.
- 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.
- GLAESER, J. (2008): Effects of extreme events on the species composition and life history traits - the example river Elbe. - In: MUCINA, L., KALWIJ, J., SMITH, V. R., CHYTR, M., WHITE, P. S., CILLIERS, S. S., PILLAR, V. D., ZOBEL, M. & I.-F. SUN (Hrsg.): *Frontiers of Vegetation Science - An Evolutionary Angle*. - Keith Phillips Images, Somerset. West: 63-64.
- GLAESER, J. (2008): Floodplain forests in the Middle Elbe (Saxony-Anhalt) region. - In: KLIMO, E., HAGER, H., MATI, S., ANI, I. & J. KULHAV (Hrsg.): *Floodplain forests of the temperate zone of Europe*. - *Lesnická práce, s.r.o.*: 480-489.
- GLAESER, J. (2008): Mitteldeutsche Hartholz-Auenwälder. Historische Entwicklung und Vergleich der Vegetation alter und neuer Waldstandorte. - Saarbrücken (VDM - Verlag Müller): 156 S.
- GLAESER, J. & M. WULF (2009): Effects of water regime and habitat continuity on the plant species composition of floodplain forests. - *Journal of Vegetation Science* 20: 37-48.
- GRAFAHREND-BELAU, E. & M. BRUNKE (2005): Die Besiedlung von Totholz und anderen Sohlsubstraten der unteren Mulde und mittleren Elbe durch aquatisch lebende Wirbellose. - *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* 42(2): 13-24.
- GRANITZKI, E. (2004): Hartholzauenwälder im Nordteil des Biosphärenreservates Flusslandschaft Elbe. - *Veröff. der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH* 2: 103-104.
- GRANITZKI, E. (2006): Auwaldinitialisierung an der Elbe. - *Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal*: 91-95.

- GRÖNGRÖFT, A., KRÜGER, F., GRUNEWALD, K., MEISSNER, R. & G. MIEHLICH (2005): Plant and soil contamination with trace metals in the Elbe floodplains: a case study after the flood in August 2002. - *Acta Hydroch. Hydrob.* 33(5): 466-474.
- GROTE, M., ALTENBURGER, R., BRACK, W., MO-SCHÜTZ, S., MOTHES, S., MICHAEL, C., NARTEN, G.-B., PASCHKE, A., SCHIRMER, K., WALTER, H. A., WENNRICH, R., WENZEL, K.-D. & G. SCHÜRMAN (2005): Ecotoxicological profiling of transect river Elbe sediments. - *Acta Hydroch. Hydrob.* 33(5): 555-569.
- GRUNEWALD, K. & C. WEBER (2007): Auenböden als Schadstoffsенke? Nutzungsrisiken im Elbe- und Muldegebiet. - *Ökologische Problemräume Deutschlands*: 181-204.
- GUHR, H. & R. SCHWARTZ (2006): Stoffliche Belastungen. - In: PUSCH, M. & H. FISCHER (Hrsg.): *Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. - Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft 5.* - Berlin (Weißensee Verlag): 19-26.
- GUHR, H., SPOTT, D. & U. DREYER (2006): Die Wiedergenesung der Elbe nach dem gesellschaftlichen Umbruch in Deutschland und Tschechien. - In: *Handbuch angewandte Limnologie. Grundlagen, Gewässerbelastung, Restaurierung, aquatische Ökotoxikologie, Bewertung, Gewässerschutz*: 1-56.
- HAASE, D. & K. FROTSCHER (2005): Topography data harmonisation and uncertainties applying SRTM, laser scanner and cartographic elevation models. - *Advances in Geosciences* 5: 65-73.
- HAASE, D., BOLZE, S. & C. OPP (2007): Kleinräumige Differenzierung („Regionalisierung“) der Schwermetallbelastung in Auenböden in einem Modellgebiet an der Mittleren Elbe. - *Mitt. Dt. Bodenk. Ges.* 110: 465-466.
- HAENSCHKE, W. (2007): Der Brutvogelbestand im Flächennaturdenkmal (FND) „Böhmenhau“ (Stadt Dessau-Roßlau) im Vergleich mit den Siedlungsdichten weiterer Eichenwiesen in der Dessau-Wörlitzer Kulturlandschaft (Stadt Dessau-Roßlau/Landkreis Wittenberg). - *Naturwissenschaftliche Beiträge des Museums Dessau* 19: 59-69.
- HEISE, S., FÖRSTNER, U., KRÜGER, F. & M. BABOROWSKI (2007): Risks from contaminated sediments to ecosystem services of a river catchment: Improved approaches and lessons learned from the Elbe case study. Risk assessment in European river basins, 12.-14.11.2007. - Leipzig: 126-127.
- HEISE, S., BABOROWSKI, M., FÖRSTNER, U., GÖTZ, R., HEININGER, P., KRÜGER, F., NETZBAND, A. & B. STACHEL (2008): Die Relevanz kontaminierter Sedimente im Elbe-Einzugsgebiet und Orte für potenzielle Maßnahmen. - *Magdeburger Gewässerschutzseminar 2008 v. 7.-10.10.2008.* - Magdeburg: 140-143.
- HEISE, S., KRÜGER, F., BABOROWSKI, M., STACHEL, B., GÖTZ, R. & U. FÖRSTNER (2008): Bewertung von Risiken durch feststoffgebundene Schadstoffe im Elbeeinzugsgebiet. - Im Auftrag der Flussgebietsgemeinschaft Elbe und Hamburg Port Authority erstellt durch Beratungszentrum für Integriertes Sedimentmanagement (BIS/TuTech) an der TU Hamburg-Harburg. - Hamburg: 349 S.
- HENLE, K., DZIOCK, F., FOECKLER, F., FOLLNER, K., HUSING, V., HETTRICH, A., RINK, M., STAB, S. & 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. - *International Review of Hydrobiology* 91: 292-313.
- HENLE, K., SCHOLZ, M., DZIOCK, F., STAB, S. & F. FOECKLER (2006): 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 - Special issue* 91(4): 380-387.
- HENRICHFREISE, A. (2008): Zu ökologischen Verhältnissen der Hartholzauenwälder an Elbe und Rhein - Ein Vergleich. - *Veröff. der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH* 4: 29-32.
- HILBIG, W. & U. WEGENER (2007): Die Entwicklung des Naturschutzes in Sachsen-Anhalt. - *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* 44(1): 3-48.

- HILDEBRANDT, G. (2007): Johann Andreas Naumanns „Naturgeschichte der Land- und Wasser-Vögel des nördlichen Deutschlands und angränzender Länder“ (1795-1817). - Avifaunistische Daten - Zusammenstellung und Kommentar von G. Hildebrandt. - Apus 13(3/4): 165 S.
- HOFMANN, T., WEIßKÖPPEL, G. & M. UNRUH (2007): Erste Ergebnisse des Monitorings der Rauhautfledermaus, *Pipistrellus nathusii* (Keyserling u. Blasius 1839), und der Mückenfledermaus, *Pipistrellus pygmaeus* (Leach 1825), im Biosphärenreservat Mittelbe. - Naturwissenschaftliche Beiträge des Museums Dessau 19: 5-18.
- HORN, H., HILLE, A., NEU, T. R. & C. OCHMANN (2008): Neue Biofilmverfahren zur Industrieabwasserreinigung. - GWF-Wasser/Abwasser 149(14): 67-72.
- HÖSER, N. (2005): Regenwürmer im geomorphologischen Relief der Aue des Mittelbegebietes. - Veröff. der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH 3: 71-76.
- HUNDT, R. (2007): Die Silauwiesen des Biosphärenreservates Mittelbe. - BfN-Skripten 214: 178 S.
- HUTH, J. (2005): Libellen (Odonata) im Gebiet der Mittleren Elbe unter besonderer Berücksichtigung der Altwasser. - Veröff. der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH 3: 53-62.
- ILG, C., DZIOCK, F., FOECKLER, F., FOLLNER, K., GERISCH, M., GLÄSER, J., RINK, A., SCHANOWSKI, A., SCHOLZ, M., DEICHNER, O. & K. HENLE (2008): Long-term reactions of plants and macroinvertebrates to extreme floods in floodplain grasslands. - Ecology 89(9): 2392-2398.
- ILG, C., FOECKLER, F., DEICHNER, O. & K. HENLE (2009): Extreme flood events favour floodplain mollusc diversity. - Hydrobiologia 621: 63-73.
- ILLE, D. & P. A. SCHMIDT (2008): Ausbreitungsstrategie der Rot-Esche (*Fraxinus pennsylvanica* MARSH.) - erste Ergebnisse zum Verhalten im Mittelbegebiet. - Veröff. der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH 4: 41-46.
- JÄGER, U. (2004): Struktur und Dynamik von Weichholzaue-Gesellschaften an der Mittleren Elbe. - Veröff. der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH 2: 39-54.
- JÄHRLING, K.-H. (2006): Maßnahmen der Auenentwicklung an der Elbe: Erfahrungen und Erkenntnisse. - Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 26(2): 103-109.
- JUNGE, F. W., NOVENKO, E., SEIFERT-EULEN, M. & T. BÖTTGER (2008): Early Saalian landscape dynamics in the Saale-Elbe region (Profen opencast mine, Central Germany): fluvial sedimentation, vegetation history and geochemistry. - Z. dt. Ges. Geowiss. 159(2): 221-235.
- KARRASCH, B., MEHRENS, M. & U. LINK (2009): Increased incidence of saprophytic bacteria, coliforms and *E. coli* following severe flooding requires risk assessment for human health: results of the River Elbe flood in August 2002. - Journal of Flood Risk Management 2(1): 16-23.
- KLEINWÄCHTER, M., EGGERS, T. O., HENNIG, M., ANLAUF, A., HENTSCHEL, B. & O. LARINK (2005): Distribution patterns of terrestrial and aquatic invertebrates influenced by different groyne forms along the River Elbe (Germany). - Archiv für Hydrobiologie 155(1-4): 319-338.
- KLEINWÄCHTER, M. & O. LARINK (2006): The larvae of the palearctic species of the subgenus *Bracteon* *Bedel*, 1879 (Coleoptera: Carabidae: Bembidion). - Braunschweiger naturkundliche Schriften 7(3): 653-660.
- KLEINWÄCHTER, M. & T. RICKFELDER (2007): Habitat models for a riparian carabid beetle: their validity and applicability in the evaluation of river bank management. - Biodiversity and Conservation 16: 1067-3081.
- KNEIS, P., GÄRTNER, T. & H. LUX (2008): Zwergseeschwalben (*Sternula albifrons*) wieder an der oberen Mittelbe. - Acta Ornithoecologica 6(2): 115-119.
- KNÖSCHE, R. (2008): Wiederfund von *Najas marina* L. ssp. *marina* im Schollener See (Elbe-Havel-Winkel, Sachsen-Anhalt). - Mitteilungen zur floristischen Kartierung in Sachsen-Anhalt 13: 41-51.
- KRAUSE, R. (2001): Erfassung, Bewertung und Sicherung der Biotope im "Großen Busch" bei Klieken Landkreis Anhalt-Zerbst. - Diplomarbeit, Hochschule Anhalt, Bernburg.
- KRAUSE, U. & U. PATZAK (2008): Nischenstruktur und Vogelbesiedlung von Rot-Eschenbeständen auf feuchten Auenstandorten. - Veröff. der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH 4: 47-55.
- KRÜGER, D. (2004): Kartierung und naturschutzfachliche Bewertung der Kühnauer Heide auf dem Gebiet der kreisfreien Stadt Dessau. - Diplomarbeit, Hochschule Anhalt: 154 S.

- KRÜGER, F., MEISSNER, R., GRÖNGRÖFT, A. & K. GRU-NEWALD (2005): Flood induced heavy metal and arsenic contamination of Elbe river floodplain soils. - *Acta Hydroch. Hydrob.* 33(5): 455-465.
- KRÜGER, F., SCHWARTZ, R., KUNERT, M. & K. FRIESE (2006): Methods to calculate sedimentation rates of floodplain soils in the middle region of the Elbe River. - *Acta Hydroch. Hydrob.* 34(3): 175-187.
- KRUMBIEGEL, A. (2006): *Bolboschoenus laticarpus*-Röhrichte an der Mittelbe, eine bisher verkannte Gesellschaft. - *Tuexenia*. - *Mitteilungen der Floristisch-Soziologischen Arbeitsgemeinschaft* 26: 325-338.
- KRUMBIEGEL, A. (2007): Wirtsspektrum, Soziologie und Standortansprüche der Amerikanischen Grob-Seide (*Cuscuta campestris* Yuncker) an der mittleren Elbe. - *Berichte des Botanischen Vereins zu Hamburg* 23: 27-51.
- KRUMBIEGEL, A. (2008): Aktuelle Nachweise von Nanocyperion-Arten an der Elbe zwischen Dessau Kornhaus und Saalemündung. - *Mitteilungen zur floristischen Kartierung in Sachsen-Anhalt* 13: 109-114.
- KRUMBIEGEL, A. (2008): Dynamik der Uferflora in einem Abschnitt der mittleren Elbe zwischen 1999 und 2007. - *Hercynia N. F.* 41: 63-82.
- KRYSAKOVA, V., BUIEVELD, H., HAASE, D., HATTERMANN, F., VAN NIEKERK, K., ROEST, K., MARTINEZ-SANTOS, P. & M. SCHLÜTER (2008): Practices and lessons learned in coping with climatic hazards at the river-basin scale: floods and droughts. - *Ecol. Soc.* 13(2): 32.
- LANGER, U. & J. RINKLEBE (2007): Microbial community composition in riverine sediments - examples from four study sites in the Rivers Neckar and Elbe (Germany/Czech Republic). - 10th International Symposium on Wetland Biogeochemistry 2007. Annapolis, Maryland, USA. pp. 75.
- LANGER, U. & J. RINKLEBE (2009): Lipid biomarkers for assessment of microbial communities in floodplain soils of the Elbe River (Germany). - *Wetlands* 29: 353-362.
- LAUTENBACH, S., BERLEKAMP, J., GRAF, N., SEPPELT, R. & M. MATTHIES (2009): Scenario analysis and management options for sustainable river basin management: application of the Elbe DSS. - *Environ. Modell. Softw.* 24(1): 26-43.
- LEYER, I. (2002). Auengrünland der Mittelbe-Niederung. Vegetationskundliche und -ökologische Untersuchungen in der rezenten Aue, Altaue und am Auenrand der Elbe. - *Dissertationes Botanicae* 363: 193 S.
- 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.
- LEYER, I. & S. PROSS (2009): Do seed and germination traits determine plant distribution patterns in riparian landscapes? - *Basic and Applied Ecology* 10(2): 113-121.
- LIEBMANN, S. & K. MATHE (2002): Maßnahmen zur Pflege und Gestaltung von Waldrändern und beispielhafte Bewertung ausgewählter Waldränder im Überflutungsbereich der Elbe (Wörlitzer Winkel). - *Diplomarbeit, Hochschule Anhalt*.
- LIENHOOP, N. & F. MESSNER (2009): The economic value of allocating water to post-mining lakes in East Germany. - *Water Resour. Manag.* 23(5): 965-980.
- LINDENSCHMIDT, K. E., HERRMANN, U., PECH, I., SUHR, U., APEL, H. & A. THIEKEN (2006): Risk assessment and mapping of extreme floods in non-dyked communities along the Elbe and Mulde Rivers. - *Advances in Geosciences* 9: 15-23.
- LINDENSCHMIDT, K. E., HUANG, S. & M. BABOROWSKI (2008): A quasi-2D flood modeling approach to simulate substance transport in polder systems for environment flood risk assessment. - *Sci. Total Environ.* 397(1-3): 86-102.
- LINDENSCHMIDT, K. E., PECH, I. & M. BABOROWSKI (2009): Environmental risk of dissolved oxygen depletion of diverted flood waters in river polder systems - A quasi-2D flood modelling approach. - *Sci. Total Environ.* 407(5): 1598-1612.

- LIPPERT, W. & R. AUDORF (2005): Brutvorkommen wertgebender Vogelarten und deren Erhaltungszustand im EU SPA Aland-Elbe-Niederung im Jahr 2004. - Vogelmonitoring in Sachsen-Anhalt 2004: 54-60.
- LIPPERT, W. (2007): Wald-Saatgänse (*Anser fabalis fabalis*) an der Elbe bei Tangermünde/Altmark. - Untere Havel - Naturkundliche Berichte aus Altmark und Prignitz 17: 14-18.
- LÜDERITZ, V., JÜPNER, R., MÜLLER, S. & C. K. FELD (2004): Renaturalization of streams and rivers - the special importance of integrated ecological methods in measurement of success. An example from Saxony-Anhalt (Germany). - Limnologica 34: 249-263.
- MALLÉN, G., TRETTIN, R., GEHRE, M., FLYNN, R., GRISCHKE, T. & W. NESTLER (2005): Influence of upwelling Zechstein sulphate on the concentration and isotope signature of sedimentary sulphides in a fluvioglacial sand aquifer. - Appl. Geochem. 20(2): 261-274.
- MATERN, A., DREES, C., KLEINWÄCHTER, M. & T. ASSMANN (2007): Habitat modelling for the conservation of a rare ground beetle species (Coleoptera, Carabidae) in the riparian zones of headwaters. - Biological Conservation 136: 618-627.
- MATTHIES, M., BERLEKAMP, J., GRAF, N. & S. LAUTENBACH (2006): Application of the Elbe-DSS to water quality issues iEMSs Third Biennial Meeting "Summit on Environmental Modelling and Software", Burlington, 9-13.7.2006. - International Environmental Modelling and Software Society. - Burlington/USA. - CD-ROM.
- MATTHIES, M., BERLEKAMP, J., LAUTENBACH, S., GRAF, N. & S. REIMER (2006): System analysis of water quality management for the Elbe river basin. - Environ. Modell. Softw. 21(9): 1309-1318.
- MAY, K. (2008): Analyse zum Diasporengelhalt von Mahdgut einer artenreichen, wechselfeuchten Wiese im Wulfener Bruch mittels Keimversuch im Gewächshaus. - Diplomarbeit, Hochschule Anhalt, Bernburg.
- MEISSNER, R., SEEGER, J., DOBRACHYEV, Y. P. & V. E. RAININ (2006): Kolicestvennaja ocenka difuzionnogo vynosa azota iz agrolandsaftov bassejnov oki i el'by (Quantitative evaluation of diffuse nitrogen output from the Oka and the Elbe river basins). - Melioracija i vodnoe chozjajstvo 47(5): 27-31.
- MEISSNER, R., SEEGER, J., RUPP, H., SEYFARTH, M. & H. BORG (2007): Measurement of dew, fog, and rime with a high-precision gravitation lysimeter. - J. Plant Nutr. Soil Sci. 170(3): 335-344.
- MEIßNER, R., BOLZE, S., RUPP, H., BAUM, C., ZIMMER, D. & P. LEINWEBER (2009): Schadstoffbelastung von Elbauen und Testung der Sanierung durch Phytoremediation. - WasserWirtschaft 99(6): 30-37.
- MESSNER, F., KALTOFEN, M., KOCH, H. & O. ZWIRNER (2005): Integrative wasserwirtschaftliche und ökonomische Bewertung von Flussgebietsbewirtschaftungsstrategien. - In: WECHSUNG, F., BECKER, A. & P. GRÄFE (Hrsg.): Auswirkungen des globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung 6. - Berlin (Weißensee Verlag): 260-272.
- MESSNER, F., KALTOFEN, M., ZWIRNER, O. & H. KOCH (2005): Exemplarische Umsetzung des integrativen methodischen Ansatzes am Oberlauf der Spree. - In: WECHSUNG, F., BECKER, A. & P. GRÄFE (Hrsg.): Auswirkungen des globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung 6. - Berlin (Weißensee Verlag): 234-241.
- MESSNER, F., WENZEL, V., BECKER, A. & F. WECHSUNG (2005): Der integrative methodische Ansatz von GLOWA-Elbe. - In: WECHSUNG, F., BECKER, A. & P. GRÄFE (Hrsg.): Auswirkungen des globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung 6. - Berlin (Weißensee Verlag): 59-70.
- MESSNER, F. (2007): Integrated assessment of water policy strategies in the context of global change: the integrative methodological approach and its application in the Spree and Schwarze Elster river basins. - In: ERICKSON, J. D., MESSNER, F. & I. RING (Hrsg.): Ecological economics of sustainable watershed management. Advances in the economics of environmental resources 7. - Elsevier, Amsterdam: 265-303.
- MESSNER, F. (2007): Scenario analysis in the Elbe river basin as part of integrated assessment. - In: ERICKSON, J. D., MESSNER, F. & I. RING (Hrsg.): Ecological economics of sustainable watershed management. Advances in the economics of environmental resources 7. - Elsevier, Amsterdam: 69-96.

- MEYER, M., NITSCHKE, K.-A. & W. SYKORA (2006): 80 Jahre staatlich unterstützter Biberschutz und wissenschaftliche Biberforschung in Mitteldeutschland - Rückblick, Zukunft und Kurzbeiträge. - In Vorbereitung der 6. Tagung zum Schutz des Elbebibers in Sachsen. - Mitteilungen für sächsische Säugetierfreunde. Sonderausgabe: 89 S.
- MICHELS, U. & U. ZUPPKE (2005): Ökologische Bewertung von Auengewässern im Mittelbegebiet auf der Grundlage des Floodplain-Index. - Veröff. der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH 3: 37-44.
- MOSS, T. & J. MONSTADT (Hrsg.) (2008): Restoring floodplains in Europe - policy contexts and project experiences. - IWA Publishing, London: 355 S.
- MÜLLER, R., ANLAUF, A. & M. SCHLEUTER (2005): Nachweise der Neozoe *Menetus dilatatus* (Gould, 1841) in der Oberelbe, Mittelbe, dem Mittellandkanal und dem Nehmitzsee (Sachsen, Sachsen-Anhalt, Brandenburg) (Gastropoda: Planorbidae). - Malakologische Abhandlungen 23: 77-85.
- NITSCHKE, K.-A. (2007): Die Grobgestreifte Körbchenmuschel *Corbicula fluminea* jetzt schon in der Elbe bei Dessau. - Mitteilungen der Zoologischen Gesellschaft Braunau 9(3): 221-222.
- NITSCHKE, K.-A. (2008): Anpassungsverhalten des Bibers (*Castor fiber albicus* MATSCHIE, 1907) an niedrige Wasserbestände im Auengebiet von Elbe und Mulde bei Dessau. - Beiträge zur Jagd- und Wildforschung 33: 223-233.
- OCKENFELD, K., BÖHME, M., KNOCHEL, A. & W. GELLER (2005): Displacement of pollutants during the river Elbe flood in August 2002. - Acta Hydroch. Hydrob. 33(5): 391-394.
- OELERICH, H.-M. & F. TIETZKE (2005): Laufkäferfauna des Mittelbegebietes. - Veröff. der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH 3: 63-70.
- ORENDT, C., WOLFRAM, G. & M. SCHMITT-JANSEN (2008): The chironomid communities (Pupal exuviae) of groyne fields in a large lowland river in central Europe (Elbe, Germany) and their potential use for ecotoxicological field studies. - Boletim do Museu Municipal do Funchal-Suplemento 13: 69-75.
- OSTERLOH, K. (2007): Beispielhafte Entwicklung und Erprobung eines methodischen Ansatzes zur Recherche, Erfassung und Dokumentation potentieller Spenderflächen für naturnahe Begrünungsmaßnahmen in ausgewählten Gebieten Sachsen-Anhalts. - Diplomarbeit, Hochschule Anhalt, Bernburg.
- OSTERLOH, S. (2007): Ersterfassung und Bewertung ausgewählter Waldränder im Rahmen einer Erfolgskontrolle der Hartholz-Auenwald-Wiederbegründung in der Kliekener Elb-Aue. - Bachelorarbeit, Hochschule Anhalt, Bernburg.
- OTTO, G. (2007): Das Augusthochwasser 2002 und seine Auswirkungen auf das Vorkommen des Dunklen Wiesenknopf-Ameisenbläulings, *Maculinea nausithous* (Bergsträsser 1779) im Raum Dessau. - In: Naturwissenschaftliche Beiträge des Museums Dessau 19: 102-125.
- OTTO, B. & T. BROCKHAUS (2008): Bemerkenswerte Pflanzenfunde aus dem Gebiet der „Döbrichauer Wiesen“ (Elbe-Elster-Winkel). - Sächsische floristische Mitteilungen 11: 73-88.
- OVERESCH, M., RINKLEBE, J., BROLL, G. & H.-U. NEUE (2007): Metals and arsenic in soils and corresponding vegetation at Central Elbe river floodplains (Germany). - Environ. Pollut. 145(3): 800-812.
- PADBERG, A. (2004): Bewirtschaftung der Hartholzauenwälder auf Grundlage der Forsteinrichtung im Leipziger Auenwald. - Veröff. der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH 2: 105-112.
- PANNACH, H. (2003): Botanischer Artenschutz durch die Naturwacht des Biosphärenreservates Flusslandschaft Mittlere Elbe. - Naturwissenschaftliche Beiträge des Museums Dessau 15: 15-20.
- PANNACH, H. (2008): Probebekämpfung der Rotesche in den Naturschutzgebieten „Untere Mulde“ und „Steckby-Lödderitzer Forst“. - Veröff. der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH 4: 63-66.
- PATZAK, P. (2003): Förderung von Wildobst und Feldulme - Beitrag zum Erhalt der Artenvielfalt der Auenwälder im Biosphärenreservat Flusslandschaft Mittlere Elbe. - Naturwissenschaftliche Beiträge des Museums Dessau 15: 21-46.
- PATZAK, U. (2004): Strukturen der Hartholzauenwälder im Mittelbegebiet. - Veröff. der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH 2: 55-92.

- PATZAK, U. & K.-J. SEELIG (2006): Die Brutvögel des Mittelbegebietes zwischen Mulde- und Saalemündung. - APUS 13, Sonderheft: 3-119.
- PATZAK, U. & K. GUTZWEILER (2008): Waldbauliche Möglichkeiten der Rückdrängung und Eindämmung der Rot-Esche in künftig nicht bewirtschafteten Waldbeständen. - Veröff. der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH 4: 55-62.
- PATZAK, U., KRAUSE, U. & P. PATZAK (2008): Erkenntnisse zur Dynamik des Hartholzauwaldes auf Walddauerbeobachtungsflächen im Biosphärenreservat "Mittelbe". - Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 45(1): 32-39.
- PATZAK, U. & L. REICHHOFF (2008): Exkursionsbericht - Vorstellung der Roteschenproblematik an Beispielflächen. - Veröff. der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH 4: 67-71.
- PEPELNIK, R., KARRASCH, B., NIEDERGESASS, R., ERBSLOH, B., MEHRENS, M., LINK, U., HERZOG, M. & A. PRANGE (2005): Influence of the flooding in 2002 on the plankton and quality of water and sediment of the river Elbe over its longitudinal profile. - Acta Hydroch. Hydrob. 33(5): 430-448.
- PETRY, D. (2008): Institutional change and the performance of river basin management: the implementation of the European Water Framework Directive in Germany. - In: Sustainability in river basins - a question of governance: 233-252.
- PLACHTER, H. & G. PUHLMANN (2004): Kulturlandschaften und Biodiversität. - In: Voller Leben. UNESCO- Biosphärenreservate - Modellregionen für eine Nachhaltige Entwicklung. - MAB-Nationalkomitee. - Berlin/ Heidelberg/ New York (Springer): 80-88.
- PRIKLER, S., BABOROWSKI, M. & J. W. EINAX (2009): Anwendung der Inversvoltammetrie zur Bestimmung von Cadmium in der Elbe Wasser 2009. Jahrestagung der Wasserchemischen Gesellschaft, Stralsund, 18.-20.05.2009. - Kurzreferate, Gesellschaft Deutscher Chemiker - GDCh, Frankfurt/Main: 257-260.
- PSCHORN, A. (2005): Erfassung der Carabidenfauna auf zwei Dauerbeobachtungsflächen im Biosphärenreservat Flusslandschaft Mittlere Elbe (BioRes FME). - Naturwissenschaftliche Beiträge des Museums Dessau 17: 33-44.
- PUHLMANN, G. (2003): Ökologische und wasserbauliche Erfordernisse im Dessauer Raum - eine rück- und vorausschauende Betrachtung. - Naturwissenschaftliche Beiträge des Museums Dessau 15: 5-14.
- PUHLMANN, G. (2004): Auenwälder im Biosphärenreservat Flusslandschaft Mittlerer Elbe - Status, Perspektiven und Naturschutzgroßprojekt - Veröff. der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH 2: 7-10.
- PUHLMANN, G. (2005): 25 Jahre Biosphärenreservat an der Elbe - frühere und heutige Aufgabenstellungen. - Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 42: 3-20.
- PUHLMANN, G. (2005): Erwartungen an die Forschung im Biosphärenreservat Flusslandschaft Mittlere Elbe und Gartenreich Dessau-Wörlitz. - Veröff. der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH 3: 77-79.
- PUHLMANN, G. (2007): Wandel durch Anpassung: UNESCO- Biosphärenreservate. - In: Innovationsoffensive für den Klimaschutz. Potsdamer Klimakonferenz 2007: 32-35.
- PUHLMANN, G. & S. REINHARDT (2007): Partnerschaften zwischen Fluss-Biosphärenreservaten. - UNESCO heute 2: 79-81.
- PUHLMANN, G. (2008): Partnerschaften zwischen Fluss-Biosphärenreservaten der UNESCO. - In: Leben an und mit der Elbe. Netzwerk Elbe Tagungsdokumentation 03.-04.12.2007. - Magdeburg: 35-36.
- PUSCH, M. & H. FISCHER (Hrsg.) (2006): Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Band 5. - Berlin (Weißensee-Verlag): 385 S.
- QUIEL, K., FISCHER, H., KIRCHESCH, V. & A. SCHÖL (2007): Modellierung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Gewässergüte der Elbe. - In: Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) und der deutschen und österreichischen Sektion der Societas Internationalis Limnologiae (SIL): 331-335.
- RAST, G. & A. EICHHORN (2008): Die Rot-Esche (*Fraxinus pennsylvanica*) - eine invasive Baumart in den Hartholzauenwäldern des Mittelbegebietes? Zusammenfassung der Ergebnisse des Workshops. - Veröff. der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH 4: 71-72.

- RATHMACHER, G. & F. DZIOCK (2004): Libellen-Beifänge (Insecta, Odonata) aus Malaisefallen von der Mittleren Elbe. - *Entomologische Mitt. Sachsen-Anhalt* 12(2): 96-102.
- REICHHOFF, L. (2004): Wasserlandschaften - Oberflächen- und Grundwasser im Raum Dessau. - *Mitt. des Vereins für Anhaltische Landeskunde* 13. - Köthen: 243-254.
- REICHHOFF, L. & F. BEISITZER (2004): Flusseiche als Lebensräume in den Auen an der mittleren Elbe. - *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* 41(2): 23-32.
- REICHHOFF, L., PATZAK, U. & G. WARTHEMANN (2004): Ursprüngliche und heutige Baumartenzusammensetzung der Hartholzauenwälder und ihre standörtlich-vegetationskundliche Gliederung im Mittelelbegebiet. - *Veröff. der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH*: 29-38.
- REICHHOFF, L. (2005): Die Weiterentwicklung des Biosphärenreservates an der mittleren Elbe zwischen 1985 und 1990. - *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* 42: 43-50.
- REICHHOFF, L. & P. NOACK (2005): Wasserlandschaften - Oberflächen- und Grundwasser im Raum Dessau - Teil II: Geschichte und Gegenwart des Deichbaus. - *Mitt. des Vereins für Anhaltische Landeskunde* 14: 93-111.
- REICHHOFF, L. (2006): Flussschleifen und -deiche. - *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege* 20(11): 1-14.
- REICHHOFF, L., REICHHOFF, K., PATZAK, U. & G. WARTHEMANN (2006): Auen und Heiden - die Dessauer Landschaft. Dessau Porträt einer Stadt. - *Dörsel* (Verlag Janos Stekovics): 49-65.
- REICHHOFF, L. & U. RIEMANN (2006): Wasserlandschaften - Oberflächen- und Grundwasser im Raum Dessau - Teil III. Grundwasser. - *Mitt. des Vereins für Anhaltische Landeskunde* 15. - Köthen: 199-210.
- REICHHOFF, L. & U. ZUPPKE (2009): Schutz und Revitalisierung von Auenaltwassern im Mittelelbegebiet. Zustandsbewertung der Fischvorkommen auf der Grundlage des Floodplain-Index und Handlungskonzeption. - *Natur und Landschaft* 84(8): 366-371.
- REUTER, M. (2005): Verbreitung und Bestand gefährdeter Amphibienarten an der Mittleren Elbe. - *Veröff. der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH* 3: 45-52.
- RIEMANN, U. (2005): Grund- und Oberflächenwasser in der Elbe zwischen Dessau und Barby. - *Veröff. der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH* 3: 17-28.
- 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*: 113 S. und Anhang.
- 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.
- RINKLEBE, J., STUBBE, A., STAERK, H.-J., WENNRICH, R. & H.-U. NEUE (2005): Factors controlling the dynamics of As, Cd, Zn, Pb in alluvial soils of the Elbe river (Germany). *Proceedings of the First International Conference on Environmental Science and Technology. New Orleans. Edited by W. G. Lyon, J. Hong, R. K. Reddy. - American Science Press, New Orleans, USA. Vol. 2: 265-270.*
- RINKLEBE, J. & U. LANGER (2006): Microbial diversity in three floodplain soils at the Elbe River (Germany). - *Soil Biology and Biochemistry* 38(8): 2144-2151.
- RINKLEBE, J., FRANKE, C. & H.-U. NEUE (2007): Aggregation of floodplain soils based on classification principles to predict concentrations of nutrients and pollutants. - *Geoderma* 141(3-4): 210-223.
- RINKLEBE, J., STÄRK, H.-J., WENNRICH, R. & H.-U. NEUE (2007): Dynamics of Arsenic in Floodplain Soils at the Elbe River. - *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 110: 243-244.
- RINKLEBE, J., STÄRK, H.-J., WENNRICH, R. & H.-U. NEUE (2007): Dynamics of Arsenic in Floodplain Soils at the Elbe River. 2nd International Symposium on Wetland Pollutant Dynamic and Control. WETPOL 2007. Tartu, Estland. Tartu Ülikool. Geograafia Instituut. Edited by: Ülo Mander, Margit Koiv, Christina Vohla. - *Publicationes Instituti Geographici. Universitatis Tartuensis*: 254-256.

- RINKLEBE, J. & U. LANGER (2008): Floodplain soils at the Elbe River (Germany) and their diverse microbial biomass. - *Archive of Agronomy and Soil Science* 54: 259-273.
- RINKLEBE, J., DURING, A., OVERESCH, M., WENNRICH, R., STÄRK, H.-J., MOTHES, S. & H.-U. NEUE (2009): Optimization of a simple field method to determine mercury volatilization from soils - Examples of 13 sites in floodplain ecosystems at the Elbe River (Germany). - *Ecological Engineering* 35: 319-328.
- RÖBER, G. (2007): Wiederansiedlungsprojekt baumbrütender Wanderfalken (*Falco peregrinus*) in den Forsten der Oranienbaumer Heide, Sachsen-Anhalt. Auswilderungsberichte 2005 und 2006. Ein Gemeinschaftsprojekt des Arbeitskreises Wanderfalkenschutz e. V. (AWS) und der Biosphärenreservatsverwaltung Mittelbe. - *Greifvögel und Falkneri*: 115-122.
- RODE, M. & U. SUHR (2007): Uncertainties in selected river water quality data. - *Hydrol. Earth Syst. Sc.* 11(2): 863-874.
- RODE, M., SUHR, U. & G. WRIEDT (2007): Multi-objective calibration of a river water quality model - information content of calibration data. - *Ecol. Model.* 204(1-2): 129-142.
- ROSCHKE, O. & M. ALTERMANN (2004): Zur Kennzeichnung der Auenböden des Mittelbegebietes. - *Veröff. der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH* 2: 93-96.
- ROSCHKE, O. & M. ALTERMANN (2005): Bodengesellschaften in der Elbeaue zwischen Dessau und Barby. - *Veröff. der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH* 3: 9-16.
- RUDLOFF, J.-P. (2007): Interessante Beobachtungen in der Phänologie des Kleinen Schillerfalters, *Apatura ilia* (DENIS u. SCHIFFERMÜLLER 1775), im Bereich des Biosphärenreservates "Mittelbe" (Sachsen-Anhalt) (Lepidoptera, Nymphalidae). - *Naturwissenschaftliche Beiträge des Museums Dessau* 19: 126-127.
- RUPP, H., BETHGE-STEFFENS, D. & R. MEIßNER (2003): Quantifizierung von Wasserhaushaltsgrößen auf Auenstandorten mit Hilfe eines wägbaren Grundwasserlysimeters. - *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch.* 102(1): 121.
- RUPP, H., MEISSNER, R., LEINWEBER, P., LENNARTZ, B. & M. SEYFARTH (2007): Design and Operability of a Large Weighable Fen Lysimeter. - *Water Air and Soil Pollution* 186: 323-335.
- SCHILLER, J., KLAUER, B., BRÄUER, I., PETRY, D., RODE, M. & D. WAGENSCHNEIN (2008): Defizitanalyse, Zielbestimmung und Vorauswahl von Maßnahmen: Methodische Vorgehensweise. - In: KLAUER, B., RODE, M. & D. PETRY (Hrsg.): *Flussgebietsmanagement nach EG-Wasserrahmenrichtlinie*. - *Ökologie und Wirtschaftsfor-*schung 75. Marburg (Metropolis): 77-98.
- SCHMIDT, T. G. (2007): Integration of agro-economic analysis and ecological modelling. - In: ERICKSON, J. D., MESSNER, F. & I. RING (Hrsg.): *Ecological economics of sustainable watershed management*. *Advances in the economics of environmental resources* 7. - Elsevier, Amsterdam: 143-166.
- SCHNEIDER, S., MOSNER, E., LEYER, I. & B. LEHMANN (2006). Weichholzauen-Etablierung an der Elbe. - *Forum der Geoökologie* 17: 20-23.
- SCHÖL, A., EIDNER, R., BÖHME, M. & V. KIRCHESCH (2006): Einfluss der Buhnenfelder auf die Wasserbeschaffenheit der Mittelbaren Elbe. - In: PUSCH, M. & H. FISCHER (Hrsg.): *Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe*. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft 5. - Berlin (Weißensee Verlag): 243-263.
- SCHÖL, A., EIDNER, R., BÖHME, M. & V. KIRCHESCH (2006): Integrierte Modellierung der Wasserbeschaffenheit mit Qsim. - In: PUSCH, M. & H. FISCHER (Hrsg.): *Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe*. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft 5. - Berlin (Weißensee Verlag): 233-242.
- SCHOLTEN, M., ANLAUF, A., BÜCHELE, B., FAULHABER, K., HENLE, K., KOFALK, S., LEYER, I., MEYERHOFF, J., NEUSCHULZ, F., RAST, G. & M. SCHOLZ (2005): The Elbe River in Germany - present state, conflicts, and perspectives of rehabilitation. - In: BUIJSE, A. D., KLIJN, F., LEUVEN, R. S. E. W., MIDDELKOOP, H., SCHIEMER, F. THORP J. H. & H. P. WOLFERT: *The Rehabilitation of Large Lowland Rivers*. *Large Rivers*. - *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 155 15(1-4): 579-602.
- SCHOLZ, M., SCHULZ, C. & T. HORLITZ (2004): 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.) (2005): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. - Bd. 4 der Reihe „Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft“ - Berlin (Weißensee Verlag, Ökologie): 380 S.
- SCHOLZ, M., HENLE, K., DZIOCK, F., STAB, S. & F. FOECKLER (Hrsg.) (2009): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. - Stuttgart (Ulmer Verlag): 485 S.
- SCHÖNBRODT, R. & F. JURGEIT (2008): Wie umgehen mit der Rot-Esche in den Schutzgebieten Sachsen-Anhalts? - Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 45(2): 57-59.
- SCHÖNFELD, M. (2004): Zur Situation der Beutelmäuse im Gebiet der Mittleren Elbe, Altkreis Wittenberg. - Apus 12(3): 170-175.
- SCHÖNFELD, M. (2004): Ansiedlungsversuch des Sprossers im Stadtgebiet Wittenberg. - Apus 12(3): 195-196.
- SCHÖNFELD, M. (2007): Vorkommen und Verbreitung von Waldbaumläufer (*Certhia familiaris macrodactyla* C. L. Brehm, 1831) und Gartenbaumläufer (*Certhia b. brachydactyla* C. L. Brehm, 1820) im Mittelbegebiet, Altkreis Wittenberg, vom Südrand des Fläming bis zum Nordrand der Dübener Heide. - Vertebrate Zoology 57(1): 83-102.
- SCHÖNFELD, M. & U. ZUPPKE (2008): Betrachtungen zum Status der Vogelarten im Altkreis Wittenberg. - Apus 13(6): 373-415.
- SCHUBOTH, J. & B. KRUMMHAAR (2008): Förderung von Wildobst und Feld-Ulme - Beitrag zum Erhalt der Artenvielfalt im Biosphärenreservat Mittelbe. - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 2: 58 S.
- SCHULZE, M. & T. SCHLEGEL (2007): Deichrückverlegung im Oberluch Roßlau. - Wasser und Abfall 5: 36-40.
- SCHULTZE, M., HILLE, W. & K.-H. POKRANDT (2008): Pit lakes in the Central German lignite mining district as part of the catchment area of tributaries of river Elbe. Magdeburger Gewässerschutzseminar 2008, 7.-10.10.2008. - Magdeburg: 166-168.
- SCHULZ-ZUNKEL, C. & F. KRUEGER (2009): Trace metal dynamics in floodplain soils of the River Elbe: a review. - J. Environ. Qual. 38: 1349-1362.
- SCHWAB, K., ALTENBURGER, R., LÜBCKE-VON VAREL, U., STRECK, G. & W. BRACK (2009): Effect-directed analysis of sediment-associated algal toxicants at selected hot spots in the river Elbe basin with a special focus on bioaccessibility. - Environ. Toxicol. Chem. 28(7): 1506-1517.
- SCHWARTZ, R., KRÜGER, F. & H. P. KOZERSKI (2003): Bilanzierung des Schwefelstoffschlusses der unteren Mittelbe in Fluss und Aue. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL). - Tagungsbericht (Köln). - Berlin: 239-244.
- SCHWARZE, E. & P. BIRKE (2006): Gelbschnabeltaucher - *Gavia adamsii*: Zweiter Nachweis in Sachsen-Anhalt. - Apus 13(2): 133-135.
- SCHWARZE, E. & H. KOLBE (Hrsg.) (2006): Die Vogelwelt der zentralen Mittelbe-Region. Stadtkreis Dessau, Altkreis Roßlau, Wörlitzer Winkel. - Ornithologischer Verein Dessau e. V.: 360 S.
- SEELIG, K.-J. & U. PATZAK (2005): Brutvorkommen ausgewählter Vogelarten im EU SPA Mittlere Elbe einschließlich Steckby-Lödderitzer Forst 2003/2004. - Vogelmonitoring in Sachsen-Anhalt 2004: 31-37.
- SHRESTHA, R. R., BARDOSSY, A. & M. RODE (2007): A hybrid deterministic-fuzzy rule based model for catchment scale nitrate dynamics. - J. Hydrol. 342(1-2): 143-156.
- SHRESTHA, R. R. & M. RODE (2008): Multi-objective calibration and fuzzy preference selection of a distributed hydrological model. - Environ. Modell. Softw. 23(12): 1384-1395.
- STEIN, H. & M. KUHNER (2006): Über die Lachmöwen des Schollener Sees. - Apus 13(2): 83-93.
- STRAUCH, G., BITTKAU, A., SCHLOSSER, D., PETZOLDT, H. & A. SBIESCHNI (2005): Assessing the pollution of water protection areas and river banks along Elbe and Mulde rivers after the flood event in August 2002. - Acta Hydroch. Hydrob. 33(5): 418-429.
- STUBBE, A., RINKLEBE, J. & H.-U. NEUE (2005): Temporal Variability of Cadmium in a Mollic Fluvisol of the Elbe River. - Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 107(1): 157-158.
- TÄUSCHER, L. (2007): Bibliographie naturkundlicher Beiträge in den Schriftenreihen "Unser Elb-Havelland", "Havelland", "Elb-Havelland" und "Zwischen Havel und Elbe". - Untere Havel - Naturkundliche Berichte aus Altmark und Prignitz 17: 71-76.

- TOCKNER, K., UEHLINGER, U. & C. T. ROBINSON (Hrsg.) (2009): Rivers of Europe. - Academic Press, London: 728 S.
- TÖRKELE, B. (2008): Bundeswasserstraßen - Verkehrswege und Lebensräume zugleich. - Wasser und Abfall 10(9): 37-39.
- TRAPP, W. & M. KUHNERT (2007): Die Schleiereule (*Tyto alba*) im Elbe-Havel-Winkel. - Untere Havel : Naturkundliche Berichte aus Altmark und Prignitz 17: 2-7.
- UNRUH, M. (2005): *Cyperus esculentus* L. (Erdmandel) an der Mittleren Elbe nordwestlich Dessau. - Mitteilungen zur floristischen Kartierung in Sachsen-Anhalt 10: 39-41.
- UNRUH, M. (2007): Deichrückverlegungen zur Wiedervernässung an der mittleren Elbe (Biosphärenreservat Mittel-Elbe, Sachsen-Anhalt). - Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal: 83-95.
- UNRUH, M. (2007): Zur Spinnenfauna eines Halbtrockenrasens des Naturschutzgebietes „Oranienbaumer Heide“, Untersuchungsergebnisse 2004 bis 2006 (Arachnida: Araneae). - Naturwissenschaftliche Beiträge des Museums Dessau 19: 80-101.
- UNRUH, M. (2008): Mollusken (Muscheln und Schnecken) im Elbe-Havel-Winkel. - Untere Havel - Naturkundliche Berichte aus Altmark und Prignitz 18: 26-42.
- UNRUH, M. (2008): Neue Nachweise der Listspinne *Dolomedes plantarius* (Clerck, 1757) im Gebiet der Mittel-Elbe, Sachsen-Anhalt (Araneida: Pisauridae). - *Hercynia* N. F. 41: 143-154.
- UNRUH, M. (2009): Wiederanbindung eines Altarmes: 12.6 Elbe in Klieken, 12.8 Wiederanbindung eines Totarmes: Kühnauer See bei Dessau. - DWA-Regelwerk Merkblatt DWA-M 607: Altgewässer-Ökologie, Sanierung und Neuanlage, Hennef: 71-75 und 80-85.
- VAN DER VEEN, A., AHLERS, C., ZACHMANN, D. W. & K. FRIESE (2006): Spatial distribution and bonding forms of heavy metals in sediments along the middle course of the River Elbe (km 287 ... 390). - *Acta Hydroch. Hydrob.* 34(3): 214-222.
- VON DER OHE, P. C., DE DECKERE, E., PRÜß, A., MUÑOZ, I., WOLFRAM, G., VILLAGRASA, M., GINEBREDA, A., HEIN, M. & W. BRACK (2009): Towards an integrated risk assessment of the ecological and chemical status of European river basins. - *Biotropica* 5(1): 50-61.
- WADAS, L. (2004): Bewirtschaftung der Hartholzauenwälder auf der Grundlage der Forsteinrichtung im Biosphärenreservat Flusslandschaft Mittlere Elbe. - Veröff. der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH 2: 97-102.
- WÄLDER, K., WÄLDER, O., RINKLEBE, J. & J. MENZ (2008): Estimation of Soil Properties with Geostatistical Methods in Floodplains. - *Archive of Agronomy and Soil Science* 54: 275-295.
- WARTHEMANN, G. & L. REICHHOFF (2004): Die Banater Segge (*Carex buekii* Wimm.) und das Caricetum *buekii* Kopecký et Hejný 1965 in Sachsen-Anhalt im Vergleich mit anderen Regionen Mitteleuropas. - *Mitt. florist. Kart. Sachsen-Anhalt* 9: 3-14.
- WARTHEMANN, G. (2005): Auswirkungen auendynamischer Prozesse auf die Vegetation. - Veröff. der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH 3: 29-36.
- WARTHEMANN, G. & H. PANNACH (2007): Bemerkenswerte Neu- und Wiederfunde von Farn- und Blütenpflanzen in Dessau-Roßlau und Umgebung. - *Naturwissenschaftliche Beiträge des Museums Dessau* 19: 149-160.
- WARTHEMANN, G. & L. REICHHOFF (2008): Vegetationskundlich-standortkundliche Kennzeichnung und Dynamik der Auen- und Feuchtwälder unter Berücksichtigung der Vorkommen der Rot-Esche an der mittleren Elbe. - Veröff. der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH 4: 9-28.
- WEBER, R.-P. (2005): Möglichkeiten und Grenzen der Integration des Vertragsnaturschutzes in die Grünlandbewirtschaftung - am Beispiel des Biosphärenreservates Flusslandschaft Mittlere Elbe. - Berlin (Weißensee Verlag): 201 S.
- WECHSUNG, F., BECKER, A. & P. GRÄFE (Hrsg.) (2005): Auswirkungen des globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Bd. 6. - Berlin (Weißensee Verlag, Ökologie): 416 S.
- WEICHEL, T., PAPPENBERGER, F. & K. SCHULZ (2007): Sensitivity and uncertainty in flood inundation modelling - concept of an analysis framework. - *Advances in Geosciences* 11: 31.
- WEIGOLD, F. & M. BABOROWSKI (2009): Consequences of delayed mixing for quality assessment of river water: example Mulde-Saale-Elbe. - *J. Hydrol.* 369(3-4): 296-304.

- WEIHERMÜLLER, L., SIEMENS, J., DEURER, M., KNOBLAUCH, S., RUPP, H., GOETTLEIN, A. & T. PUETZ (2007). Situ Soil Water Extraction: A Review. - *Journal of Environmental Quality* 36: 1735-1748.
- WEINITSCHKE, H. (2005): 25 Jahre Biosphärenreservat an der mittleren Elbe. - *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* 42: 21-24.
- WERNICKE, A., KUHNERT, M. & W. KERSTEN (2007): Weißflügel- (*Clidonias leucopterus*) und Weißbart-Seeschwalbe (*Clidonias hybrida*), zwei neue Brutvogelarten im Land Sachsen-Anhalt. - *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* 44(2): 2.
- WILCZEK, S., WÖRNER, U., PUSCH, M. T. & H. FISCHER (2007): Role of suspended particles for extracellular enzyme activity and biotic control of pelagic bacterial populations in the large lowland river Elbe. - *Archiv für Hydrobiologie* 169: 153-168.
- XIAO, H., MEISSNER, R., SEEGER, J., RUPP, H. & H. BORG (2009): Testing the precision of a weighable gravitation lysimeter. - *J. Plant Nutri. Soil Sci.* 172: 194-200.
- YU, K., BÖHME, F., RINKLEBE, J., NEUE, H.-U. & R. D. DELAUNE (2007): Major Biogeochemical Processes in Rice Soils - A Microcosm Incubation from Reducing to Oxidizing Conditions. - *Soil Science Society of America Journal* 71: 1406-1417.
- ZEHETMAIR, S., POHL, J., EHRLER, K., WÖLLECKE, B., GRÜNEWALD, U., MERTSCH, S., VOGT, R. & Y. WIECZORREK (2008): Hochwasservorsorge und Hochwasserbewältigung in unterschiedlicher regionaler und akteursbezogener Ausprägung. - *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 52(4): 203-211.
- ZIEGENHAGEN, B., RATHMACHER, G., LEYER, I., BIALOZYT, R., HEINZE, B., LIEPELT, S. (in press). A fast and simple genetic monitoring reveals the spread of poplar hybrids at a natural Elbe river site. *Conservation Genetics*. 9 (2): 373-379
- ZIELASKOWSKI, J. & V. LÜDERITZ (2005): Hochwasserschutz und Naturschutz - Synergien und Konflikte am Beispiel der Elbe in Sachsen-Anhalt. - *Magdeburger Wasserwirtschaftliche Hefte* 1: 119-138.
- ZUPPKE, U. (2006): Nachweis der Nase (*Chondrosoma nasus*) in der sachsen-anhaltischen Elbe. - *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* 43(1): 54-55.
- ZUPPKE, U. (2007): Zum Vorkommen des Blattfußkrebsses *Lepidurus apus* in der Elbaue bei Wittenberg. - *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* 44(2): 58-61.
- ZUPPKE, U. (2008): Das NSG "Alte Elbe bei Bösewig" - ein neuer Rast- und Sammelplatz des Kranichs. - *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt* 45(2): 54-55.
- ZUPPKE, U. & I. ELZ (2008): Die Aue der Biber, Störche und Urzeitkrebse: Natur und Landschaft der Aue an der mittleren Elbe bei der Lutherstadt Wittenberg. - *Norderstedt (Books on Demand)*: 194 S.

Weitere Schriftenreihen und Publikationen

- Biosphärenreservat Mittlere Elbe, Kulturstiftung Dessau-Wörlitz, Stiftung Bauhaus Dessau, Stiftung Luthergedenkstätten in Sachsen-Anhalt (Hrsg.) 2002: Stille.
- Biosphärenreservat Mittlere Elbe, Kulturstiftung Dessau-Wörlitz, Stiftung Bauhaus Dessau, Stiftung Luthergedenkstätten in Sachsen-Anhalt (Hrsg.) 2005: Genius Loci.
- Biosphärenreservat Mittlere Elbe, Kulturstiftung Dessau-Wörlitz, Stiftung Bauhaus Dessau, Stiftung Luthergedenkstätten in Sachsen-Anhalt (Hrsg.) 2006: Zeit.
- Biosphärenreservat Mittelbe, Kulturstiftung Dessau-Wörlitz, Stiftung Bauhaus Dessau, Stiftung Luthergedenkstätten in Sachsen-Anhalt (Hrsg.) 2007: Erinnerung.
- Biosphärenreservat Mittelbe, Kulturstiftung Dessau-Wörlitz, Stiftung Bauhaus Dessau, Stiftung Luthergedenkstätten in Sachsen-Anhalt (Hrsg.) 2008: Mythos.
- Biosphärenreservat Mittelbe, Kulturstiftung Dessau-Wörlitz, Stiftung Bauhaus Dessau, Stiftung Luthergedenkstätten in Sachsen-Anhalt (Hrsg.) 2009: Genuss.
- HOCHSCHULE ANHALT (FH) (Hrsg.): Halboffene Weidelandschaft auf dem ehemaligen Truppenübungsplatz „Oranienbaumer Heide“- Informationsflyer.
- Veröffentlichungen der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH (2004): Auenwaldtagung zur fachlichen Begleitung des Naturschutzgroßprojektes von gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung „Mittlere Elbe“. - Dessau, Heft 2: 76 S.
- Veröffentlichungen der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH (2005): Standortkundliche, ökofaunistische und vegetationsdynamische Untersuchungen im Rahmen des Naturschutzgroßprojektes „Mittlere Elbe“. - Dessau, Heft 3: 79 S.
- Veröffentlichungen der LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH (2008): Die Rot-Esche (*faxinus pennsylvanica*) – eine invasive Baumart in den Hartholzauenwäldern des Mittelbegebietes? - Dessau, Heft 4: 72 S.

Adressen der Autoren

Dr. ANDREAS ANLAUF

Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)
Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz
anlauf@bafg.de

ANDREAS BERBIG

Biosphärenreservatsverwaltung Mittelelbe
Postfach 1382, 06813 Dessau-Roßlau
andreas.berbig@lvwa.sachsen-anhalt.de

Prof. Dr. ARMIN BISCHOFF

Agrocampus Ouest, Centre d'Angers, Institut
National d'Horticulture et de Paysage (INHP)
Département Sciences Biologiques, 2
Rue André Le Nôtre, F-49045 Angers
(Frankreich)
armin.bischoff@agrocampus-ouest.fr

KITTY BLEßNER

Hochschule Anhalt (FH), Fachbereich
Landwirtschaft, Ökotropologie und
Landschaftsentwicklung
Strenzfelder Allee 28, 06406 Bernburg

THOMAS BRIESENICK

Fachgebiet Biodiversitätsdynamik der
TU Berlin, Sekr. AB1
Rothenburgstr. 12, 12165 Berlin

ARLENA BROSINSKY

UFZ – Helmholtz-Zentrum für Umweltfor-
schung, Department Naturschutzforschung
Permoserstraße 15, 04318 Leipzig

RENÉ CEKO

Hochschule Anhalt (FH), Fachbereich
Landwirtschaft, Ökotropologie und
Landschaftsentwicklung
Strenzfelder Allee 28, 06406 Bernburg

OSKAR DEICHNER

ÖKON Gesellschaft für Landschaftsökologie,
Gewässerbiologie und Umweltplanung mbH
Hohenfelser Str. 4, Rohrbach, 93183 Kallmünz
deichner@oekon.com

Dr. SABINE DUQUESNE

UFZ – Helmholtz Zentrum für Umweltfor-
schung, Department System-Ökotoxikologie,
Department Naturschutzforschung
Permoserstraße 15, 04318 Leipzig
sabine.duquesne@ufz.de

Prof. Dr. FRANK DZIOCK

Fachgebiet Biodiversitätsdynamik der
TU Berlin, Sekr. AB1
Rothenburgstr. 12, 12165 Berlin
frank.dziock@tu-berlin.de

Dr. RAFFAEL ERNST

Museum für Tierkunde, Senckenberg Natural
History Collections Dresden, A. B. Meyer
Building, 01109 Dresden
raffael.ernst@senckenberg.de

Prof. Dr. BIRGIT FELINKS

Hochschule Anhalt (FH), Fachbereich
Landwirtschaft, Ökotropologie und
Landschaftsentwicklung
Strenzfelder Allee 28, 06406 Bernburg
b.felinks@loel.hs-anhalt.de

Dr. FRANCIS FOECKLER

ÖKON Gesellschaft für Landschaftsökologie,
Gewässerbiologie und Umweltplanung mbH
Hohenfelser Str. 4, Rohrbach, 93183 Kallmünz
foeckler@oekon.com

Dr. KLAUS FOLLNER

Bundesamt für Naturschutz
Konstantinstr. 110, 53179 Bonn
klaus.follner@bfn.de

BETTINA GEIGER

Fachgebiet Biodiversitätsdynamik der
TU Berlin, Sekr. AB1
Rothenburgstr. 12, 12165 Berlin

MICHAEL GERISCH

UFZ - Helmholtz Zentrum für Umweltforschung, Department Naturschutzforschung
Permoserstraße 15, 04318 Leipzig
michael.gerisch@ufz.de

HELMUT GIEBEL

Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)
Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz
giebel@bafg.de

Dr. JUDITH GLAESER

UFZ – Helmholtz Zentrum für Umweltforschung, Department Naturschutzforschung
Permoserstraße 15, 04318 Leipzig
judith.glaeser@web.de

SVEN GUTTMANN

Hochschule Anhalt (FH), Fachbereich
Landwirtschaft, Ökotoxikologie und
Landschaftsentwicklung
Strenzfelder Allee 28, 06406 Bernburg

PD Dr. KLAUS HENLE

UFZ - Helmholtz Zentrum für Umweltforschung, Department Naturschutzforschung
Permoserstraße 15, 04318 Leipzig
klaus.henle@ufz.de

ISABEL HERING

Fachgebiet Biodiversitätsdynamik der
TU Berlin, Sekr. AB1
Rothenburgstr. 12, 12165 Berlin
isabel.hering@googlemail.com

VOLKER HÜSING

Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)
Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz
huesing@bafg.de

KARL-HEINZ JÄHRLING

Landesbetrieb für Hochwasserschutz
und Wasserwirtschaft des
Landes Sachsen-Anhalt
Otto-von-Guericke-Str. 5, 39104 Magdeburg
karl-heinz.jaehrling@lhw.mlu.sachsen-anhalt.de

Dr. CHRISTIANE ILG

UFZ - Helmholtz Zentrum für Umweltforschung, Department Naturschutzforschung
Permoserstraße 15, 04318 Leipzig
christiane.ilg@ufz.de

Dr. TIMM KARISCH

Museum für Naturkunde und
Vorgeschichte Dessau
Askanische Straße 32, 06842 Dessau-Roßlau

SEBASTIAN KÖRNIG

Schwalbenweg 2, 06110 Halle
Sebastiankoernig@aol.com

FRANZISKA KONJUCHOW

UFZ - Helmholtz Zentrum für Umweltforschung, Department Naturschutzforschung
Permoserstraße 15, 04318 Leipzig
franziska.konjuchow@ufz.de

MADLEN KREIBICH

UFZ - Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Department Naturschutzforschung
Permoserstraße 15, 04318 Leipzig

IRIS KRÖGER

UFZ - Helmholtz Zentrum für Umweltforschung, Department System-Ökotoxikologie
Permoserstraße 15, 04318 Leipzig
iris.kroeger@ufz.de

FRANK KRÜGER

ELANA Boden Wasser Monitoring
Dorfstr. 55, 39615 Falkenberg
frank.krueger@ufz.de

Dr. BORIS LEHMANN

Karlsruher Institut für Technologie (KIT)
Institut für Wasser und Gewässerentwicklung
Kaiserstr. 12, 76131 Karlsruhe
b.lehmann@kit.edu

Dr. ILONA LEYER

Universität Marburg, AG Naturschutzbiologie
Karl-von-Frisch-Straße 8, 35032 Marburg
leyer@staff.uni-marburg.de

Dr. MATTHIAS LIESS

UFZ - Helmholtz Zentrum für Umwelt-
forschung, Department System-Ökotoxikologie
Permoserstraße 15, 04318 Leipzig
matthias.liess@ufz.de

EVA MOSNER

Universität Marburg, AG Naturschutzbiologie
aktuelle Adresse:
Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)
Am Mainzer Tor 1, 56058 Koblenz
mosner@bafg.de

SUSANNE OSTERLOH

Hochschule Anhalt (FH), Fachbereich
Landwirtschaft, Ökotrophologie und
Landschaftsentwicklung
Strenzfelder Allee 28, 06406 Bernburg
s.osterloh@loel.hs-anhalt.de

ANDREAS PASSING

UFZ - Helmholtz-Zentrum für Umwelt-
forschung, Department Naturschutzforschung
Permoserstraße 15, 04318 Leipzig

GUIDO PUHLMANN

Biosphärenreservatsverwaltung Mittelelbe
Postfach 13 82, 06813 Dessau-Roßlau
bioresme@lvwa.sachsen-anhalt.de

ANDREAS REGNER

Biosphärenreservatsverwaltung Mittelelbe
Postfach 13 82, 06813 Dessau-Roßlau
andreas.regner@lvwa.sachsen-anhalt.de

SUSANNE REINHARDT

Biosphärenreservatsverwaltung Mittelelbe
Postfach 1382, 06813 Dessau-Roßlau
susanne.reinhardt@lvwa.sachsen-anhalt.de

Dr. HOLGER RUPP

UFZ - Helmholtz-Zentrum für Umwelt-
forschung, Lysimeterstation Falkenberg,
Department Bodenphysik
Dorfstr. 55, 39615 Falkenberg
holger.rupp@ufz.de

ARNO SCHANOWKSI

Institut für Landschaftsökologie und
Naturschutz (ILN)
Sandbachstraße 2, 77815 Bühl
arno.schanowski@ilnbuehl.de

SVEN SCHICKETANZ

Fachgebiet Biodiversitätsdynamik der
TU Berlin, Sekr. AB1
Rothenburgstr. 12, 12165 Berlin

HANS SCHMIDT

ÖKON Gesellschaft für Landschaftsökologie,
Gewässerbiologie und Umweltplanung mbH
Hohenfelder Str. 4, Rohrbach, 93183 Kallmünz
schmidt-wolfersdorf@t-online.de

Dr. SANDRA SCHNEIDER

Karlsruher Institut für Technologie (KIT)
Institut für Wasser und Gewässerentwicklung
Kaiserstr. 12, 76131 Karlsruhe
sandra.schneider@kit.edu

MATHIAS SCHOLZ

UFZ - Helmholtz Zentrum für Umwelt-
forschung, Department Naturschutzforschung
Permoserstraße 15, 04318 Leipzig
mathias.scholz@ufz.de

ANNETT SCHUMACHER

Biosphärenreservatsverwaltung Mittelelbe
Postfach 1382, 06813 Dessau-Roßlau
annett.schumacher@lvwa.sachsen-anhalt.de

ECKART SCHWARZE

Burgwallstr. 47, 06862 Dessau-Roßlau

SEBASTIAN SCHWÄBE

Hochschule Anhalt (FH), Fachbereich
Landwirtschaft, Ökotrophologie und
Landschaftsentwicklung
Strenzfelder Allee 28, 06406 Bernburg

STEFAN SIEGL

Fachgebiet Biodiversitätsdynamik der
TU Berlin, Sekr. AB1
Rothenburgstr. 12, 12165 Berlin

CHRISTIAN TIMPE

Hochschule Anhalt (FH), Fachbereich
Landwirtschaft, Ökotropologie und
Landschaftsentwicklung
Strenzfelder Allee 28, 06406 Bernburg

Dr. WOLF VON TÜMPLING

UFZ - Helmholtz Zentrum für Umwelt-
forschung, Department Fließgewässerökologie
Brückstraße 3a, 39114 Magdeburg
wolf.vontuempling@ufz.de

MICHAEL UNRUH

Biosphärenreservatsverwaltung Mittelbe
Postfach 1382, 06813 Dessau-Roßlau
michael.unruh@lvwa.sachsen-anhalt.de

KAMILA WACOWSKA

Fachgebiet Biodiversitätsdynamik der
TU Berlin, Sekr. AB1
Rothenburgstr. 12, 12165 Berlin

GUIDO WARTHEMANN

LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GbR
Zur Großen Halle 15, 06844 Dessau-Roßlau
guido.warthemann@lpr-landschaftsplanung.
com

Dr. ULRIKE WERBAN

UFZ – Helmholtz Zentrum für Umwelt-
forschung, Department Monitoring und
Erkundungstechnologie
Permoserstraße 15, 04318 Leipzig
ulrike.werban@ufz.de

ARMIN WERNICKE

Biosphärenreservat Mittelbe
Nr. 23, 14715 Schollene OT Ferchels
armin.wernicke@lvwa.sachsen-anhalt

NADJA WINTER

Katharinenstraße 15, 06886 Luth. Wittenberg
nadja_winter2002@yahoo.de

Dr. STEFFEN ZACHARIAS

UFZ - Helmholtz Zentrum für Umwelt-
forschung, Department Monitoring und
Erkundungstechnologie
Permoserstraße 15, 04318 Leipzig
steffen.zacharias@ufz.de

AXEL ZEHLE

Biosphärenreservatsverwaltung Mittelbe
Postfach 1382, 06813 Dessau-Roßlau

ISSN 0940-6638

NATURSCHUTZ IM LAND SACHSEN-ANHALT

Herausgeber:

Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt

Fachbereich Naturschutz

PF 200841 · 06009 Halle (Saale)

Tel.: (0345) 5704 601 · Fax: (0345) 5704 605

E-Mail: fachbereich4@lau.mlu.sachsen-anhalt.de

Internet: <http://www.lau-st.de>

Redaktion:

STEFFEN SZEKELY

Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt

Fachbereich Naturschutz

Reideburger Str. 47 · 06116 Halle (Saale)

in Zusammenarbeit mit MATHIAS SCHOLZ (UFZ - Helmholtz Zentrum für Umweltforschung Leipzig) und MICHAEL UNRUH (Biosphärenreservatsverwaltung Mittelbe Dessau)

Schriftleitung:

STEFFEN SZEKELY (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt), Dr. WOLFGANG BÖTTCHER (Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Sachsen-Anhalt), FRED BRAUMANN (Naturparkverwaltung Drömling), EGBERT GÜNTHER (Untere Naturschutzbehörde Landkreis Harz), Dr. MATHIAS JENTZSCH (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt), Dr. HANS-ULRICH KISON (Nationalparkverwaltung Harz), Dr. ULRICH LANGE (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt), Dr. LUTZ REICHHOFF (LPR Landschaftsplanung Dr. Reichhoff GmbH), ROBERT SCHÖNBRODT und Dr. UWE THALMANN (Landesverwaltungsamt Sachsen-Anhalt)

Gestaltung und Satz:

Satzstudio Borngräber

Johannisstraße 15 · 06844 Dessau-Roßlau

Druck:

Halberstädter Druckhaus GmbH

Osttangente 4 · 38820 Halberstadt

Kartendarstellung mit Genehmigung des Landesamtes für Vermessung und Geoinformation Sachsen-Anhalt. Geobasisdaten© LVerGeo LSA (www.lvermgeo.sachsen-anhalt.de) |10008

Hinweise für Autoren:

Für unaufgefordert eingereichte Manuskripte wird keine Haftung, insbesondere keine Verpflichtung zur Veröffentlichung übernommen. Grundsätzlich werden nur bisher unveröffentlichte Beiträge angenommen. Es wird gebeten, die Manuskripte als Fließtext auf Datenträger an die Redaktion einzureichen. Grafiken und Abbildungen sollen im Originalformat geliefert und nicht in den Text integriert werden. Der Umfang des Manuskriptes sollte zehn Seiten (ca. 4.200 Zeichen) nicht überschreiten. Die Autoren sind für den fachlichen Inhalt ihrer Beiträge selbst verantwortlich. Die von ihnen vertretenen Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen. Eine redaktionelle Überarbeitung wird abgestimmt. Die Beiträge können nicht honoriert werden, es werden zehn Exemplare des jeweiligen Heftes zur Verfügung gestellt.

Vertrieb:

Naturschutz- und andere Behörden und Dienststellen sowie haupt- und nebenamtliche Naturschutzmitarbeiter/innen im Land Sachsen-Anhalt erhalten die Zeitschrift kostenlos. Alle kostenlos abgegebenen Hefte dürfen auch nur kostenlos weitergegeben werden. Käuflicher Bezug gegen eine Schutzgebühr über Bestellung bei NATURA Fachbuchhandlung · Adolf-Grimme-Ring 12 · 14532 Kleinmachnow
Tel.: (033203) 22468




Schutzgebühr: 5,00 €

Nachdrucke – auch auszugsweise – sind nur mit ausdrücklicher Genehmigung des Herausgebers gestattet.

Gedruckt auf Papier mit 50 % Altpapieranteil.

Titelbild: Altwasser im Hartholz-Auenwald bei Dessau-Groß Kühnau. Foto: M. Scholz.

Biosphärenreservat "Mittelelbe"

-  Kernzone
-  Pflegezone
-  Entwicklungszone

Rechtsgrundlage:
Allgemeinverfügung über die Erklärung zum
BR "Mittelelbe" vom 02.02.2006 (MBl. LSA Nr. 10/2006)
1. Änderung vom 26.10.2006 (MBl. LSA Nr. 45/2006)
2. Änderung vom 15.04.2008 (MBl. LSA Nr. 18/2008)

Kartengestaltung:
Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt

Kartengrundlage:
Topographische Übersichtskarte 1 : 300 000

UK 300 / 2000
© LvermGeoLSA (www.lvermgeo.sachsen-anhalt.de) / 10008

