

Nationalpark Unteres Odertal (Hrsg.)

BEITRÄGE AUS DEM NATIONALPARK UNTERES ODERTAL - BAND 1/2016

**Daten vom Fluss: Wissenschaftliche Untersuchungen
und aktuelle Anwendungsaspekte in Auenlandschaften**

Unter der Schirmherrschaft der Ministerin für Wissenschaft, Forschung und Kultur des Landes Brandenburg, Frau Dr. Münch

Nationalpark
Unteres Odertal





Liebe Nationalparkfreunde,

nun hat er das Licht der Welt erblickt – der erste Band in der Reihe „Beiträge aus dem Nationalpark Unteres Odertal“. Dies ist ein besonderer Moment für den einzigen Flussauen-Nationalpark Deutschlands – wir verfügen nun, wie viele andere Nationalparks auch, über eine eigene Schriftenreihe. Das Thema passt zu diesem besonderen Anlass: „Daten vom Fluss – Wissenschaftliche Untersuchungen und aktuelle Anwendungsaspekte in Auenlandschaften“. Sie finden in diesem Heft die Vorträge einer internationalen Fachtagung, die vom 22. bis zum 24. September 2016 im Nationalparkzentrum Criewen stattgefunden hat. Die Nationalparkverwaltung hat diese gemeinsam mit zwei wichtigen Partnern vorbereitet und durchgeführt: Der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde (HNE) und dem Förderverein Nationalpark Unteres Odertal, der sich erst Anfang 2015 gegründet hat.

Die wissenschaftliche Organisation der Tagung lag in den Händen von Dr. Jana Chmielecki, sie lehrt an der HNE und ist gleichzeitig Vorstandsvorsitzende unseres Fördervereins. Ihr ist es zu verdanken, dass viele renommierte Wissenschaftler und erfahrene Praktiker den Weg ins untere Odertal gefunden haben und die Veranstaltung dadurch dem Anspruch gerecht wurde, eine weitere wichtige Wegmarke auf dem oft steinigen und beschwerlichen Weg zu sein, den wir zum Schutz unserer letzten großen naturnahen Auenlandschaften in Europa beschreiten.

Die Bandbreite der Themen ist groß: Während wir im Nationalpark Unteres Odertal in einem langfristigen Projekt eine Kulturlandschaft wieder großflächig in eine wilde Auenlandschaft überführen, gilt es in anderen Teilen Europas ursprüngliche, vom Menschen noch nicht überprägte Flussauen für uns und die nachfolgenden Generationen zu erhalten. Auch zu der Frage, wie Auenlandschaften naturverträglich und nachhaltig genutzt werden können, hat die Tagung wichtige Beiträge geliefert.

Wissen und Fakten sind das Fundament für gewichtige Argumente, die wir sowohl für unsere Schutzbemühungen wie auch in unserer täglichen Arbeit im Management von Flusslandschaften benötigen. Deshalb kommt der Forschung eine zentrale Bedeutung beim Schutz und Erhalt von Auenlandschaften zu.

Ich wünsche mir von ganzem Herzen, dass es uns gemeinsam gelingt, die Ursprünglichkeit und die besondere Naturnähe der Oder und der angrenzenden Landschaft zu erhalten – drohende Gefahren wie den angestrebten Ausbau der Oder und die geplanten Eingriffe im polnischen Zwischenoderland gibt es genug.

Zum Abschluss möchte ich dem engagierten Team der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde - allen voran Laura Danzeisen und Dr. Jana Chmielecki -, Christel Brade vom Nationalparkkladen und meinen Mitarbeitern/-innen danken, ohne sie hätte es diese Veranstaltung nie gegeben.



Dirk Treichel

Leiter Nationalpark Unteres Odertal

Schwedt/Oder ist Nationalparkstadt ...

... und bekennt sich gerne dazu!

Schwedt ist die erste Stadt in Deutschland, die - seit 2013 - die zusätzliche Bezeichnung „Nationalparkstadt“ auf den Ortseingangsschildern trägt. Mit dem Aufdrucken auf Schildern ist es natürlich nicht getan. Die Stadt Schwedt weist vor Ort mit Infotafeln und einem kompletten Leitsystem vom Bahnhof bis zur Nationalparkgrenze Besuchern den Weg, wirbt auf Messen und Ausstellungen mit dem Standortfaktor Nationalpark. Die intensive Mitarbeit in den verschiedenen Gremien des Nationalparks, insbesondere im Kuratorium, ist zur Selbstverständlichkeit geworden, ebenso wie die Unterstützung von Veranstaltungen des Großschutzgebiets.

Seit 2010 verkehrt die Nationalpark-Linie der Uckermärkischen Verkehrsgesellschaft mbH mit der Nummer 468 nahezu stündlich zwischen der Stadt Schwedt, dem Ortsteil Criewen mit dem Sitz des Nationalparkzentrums und der Stadt Angermünde.

Die Schwedter Stadtverordneten hatten am 5. September 2013 beschlossen, dass die Stadt Schwedt/Oder künftig die zusätzliche Bezeichnung „Nationalparkstadt“ führen soll. Damit möchte die Stadt auf ihre exponierte Lage am Nationalpark Unteres Odertal aufmerksam machen, seine besondere Bedeutung für Schwedt hervorheben, die positive Imagewirkung des Nationalparks nutzen und sich als Tourismusstandort und Tor zum Nationalpark weiter profilieren.

Was wäre eine Nationalparkstadt Schwedt/Oder ohne den Anspruch, auch wissenschaftliche Themen in diesem Zusammenhang zu fördern und auch zu nutzen? Eine internationale Auentagung mit einer Exkursion in die Oderaue ist doch schon mal ein gelungener Auftakt.

Deutschlands einziger Flussauen-Nationalpark hat sich zu den Themen Erhalt und Schutz, Verbesserung und Renaturierung sowie Landwirtschaft und Tourismus bereits einen Erfahrungsschatz erarbeitet. Schutzziele und Akzeptanz der Interessengruppen sind in einem verabschiedeten Nationalparkplan formuliert.

Ein neu gegründeter, gemeinnützig tätiger Förderverein Nationalpark Unteres Odertal e.V. unterstützt als Bindeglied auch Projekte, die der Öffentlichkeitsarbeit dienlich sind. Bedingt durch die regionale Lage auf der Entwicklungsachse Berlin – Szczecin gebührt dem deutsch-polnischen Fokus eine besondere Aufmerksamkeit.

Schwedt/Oder ist stolz auf seinen Titel Nationalparkstadt.



Jürgen Polzehl

Bürgermeister der Stadt Schwedt/Oder

AUTORINNEN UND AUTOREN

Dr. Albrecht Bauriegel, Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe (LBGR), Dez. Bodengeologie, Inselstraße 26, 03046 Cottbus, albrecht.bauriegel@lbgr.brandenburg.de

Birgit Beckers, ABU – Biologische Station Soest, Teichstraße 19, 50595 Bad Sassendorf, b.beckers@abu-naturschutz.de

Dipl.-Ing. (FH) Oliver Brauner, Büro für Zoologie, Vegetation und Naturschutz, Rudolf-Breitscheid-Straße 62, 16225 Eberswalde, oliver.brauner@gmail.com

Dr. Jana Chmielecki, Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Fachbereich Landschaftsnutzung und Naturschutz, Schicklerstr. 5, 16225 Eberswalde, Jana.Chmielecki@hnee.de

Joachim Drüke, ABU – Biologische Station Soest, Teichstraße 19, 50595 Bad Sassendorf, j.drueke@abu-naturschutz.de

Dipl.-Geogr. Peter Fischer, Aueninstitut Neuburg, Schloss Grünau, 86633 Neuburg a.d.Donau, peter.fischer@ku.de

Dr. Beate Gall, NaturschutzKonzepte, Eisenbahnstraße 85, 14542 Werder/Havel, kontakt@naturschutzkonzepte.de

Dr. Katja Geißler, Institut für Biochemie und Biologie der Universität Potsdam, AG Vegetationsökologie und Naturschutz, Am Mühlenberg 3, 14476 Potsdam-Golm, kgeissle@uni-potsdam.de

Prof. Dr. Axel Gzik, Institut für Biochemie und Biologie der Universität Potsdam, AG Vegetationsökologie und Naturschutz, Am Mühlenberg 3, 14476 Potsdam-Golm, gzik@uni-potsdam.de

Dr. Sarah Harvolk-Schöning, Professur für Landschaftsökologie und Landschaftsplanung, Justus-Liebig-Universität Gießen, Heinrich-Buff-Ring 26-32, 35392 Gießen, sarah.harvolk-schoening@umwelt.uni-giessen.de

B.Sc. Lisa Hauer, Professur für Landschaftsökologie und Landschaftsplanung, Justus-Liebig-Universität Gießen, Heinrich-Buff-Ring 26-32, 35392 Gießen, lisamariehauer@web.de,

Dipl.-Ing. (FH) Ninett Hirsch, Stiftung NaturSchutzFonds Brandenburg, , Heinrich-Mann-Allee 18/19, 14473 Potsdam, Ninett.Hirsch@naturschutzfonds.de

Dr. Peter J. Horchler, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Referat Ökologische Wirkungszusammenhänge, Am Mainzer Tor 1, 56068 Koblenz, horchler@bafg.de

Jörn Horn, Schwedt/Oder, Joern.Horn@gmx.net

Dr. Aleksandra Ibragimow, Deutsch-Polnisches Forschungsinstitut am Collegium Polonicum in Słubice, Adam Mickiewicz Universität in Poznań, Europa Universität Viadrina Frankfurt (Oder) Collegium Polonicum, Ul. Kościuszki 1,69-100 Słubice, aleksandra.ibragimow@amu.edu.pl

Dr. Andrzej Jermaczek, Klub Przyrodników, ul. 1 Maja, 22 66-200 Świebodzin, andjerma@wp.pl

Dr. Olaf Juschus, Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde (HNEE), Fachbereich Landschaftsnutzung und Naturschutz, Schicklerstr. 5, 16225 Eberswalde, Olaf.Juschus@hnee.de

Dipl.-Biol. Timm Kabus, Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH, Schlunkendorfer Str. 2e, 14554 Seddiner See, kabus@gmx.de

B.Sc. Philipp Kohler, Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Fachbereich Landschaftsnutzung und Naturschutz, Schicklerstr. 5, 16225 Eberswalde, ph.kohler@web.de

Dr. hab. Rafał Kozłowski, Lehrstuhl für Umweltschutz und Umweltgestaltung, Institut für Geografie, Jan-Kochanowski-Universität Kielce, Świętokrzyska 15, 25-406 Kielce, rafal.kozlowski@ujk.edu.pl

Dr. Dieter Kühn, Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe (LBGR), Dez. Bodengeologie, Inselstraße 26, 03046 Cottbus, dieter.kuehn@lbgr.brandenburg.de

Roland Loerbroks, ABU – Biologische Station Soest, Teichstraße 19, 50595 Bad Sassendorf,
r.loerbroks@abu-naturschutz.de

Dipl.-Ing. (FH) Thomas Lüdicke, Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Fachbereich
Landschaftsnutzung und Naturschutz, Schicklerstr. 5, 16225 Eberswalde, Thomas.Luedicke@hnee.de

Prof. Dr. Vera Luthardt, Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Fachbereich
Landschaftsnutzung und Naturschutz, Schicklerstr. 5, 16225 Eberswalde, Vera.Luthardt@hnee.de

Dipl.-Geogr. Jens Meisel, Institut für angewandte Gewässerökologie GmbH, Schlunkendorfer Str. 2e, 14554
Seddiner See, jens.meisel@iag-gmbh.info

Dipl.-Ing. Nanett Nahs, Nationalpark Unteres Odertal, Verwaltung, Landwirtschaft/Artenschutz, Park 2,
16303 Schwedt/Oder OT Criewen, Nanett.Nahs@nlpvuo.brandenburg.de

Dr. Stephanie Natho, Universität Potsdam, Institut für Erd- und Umweltwissenschaften, Geographie und
Naturrisikenforschung, Karl-Liebknecht-Str. 24-25, 14476 Golm, natho@uni-potsdam.de

Peter Pauschert, Naturschutzstation Ems, NLWKN Betriebsstelle Brake-Oldenburg, Regionaler Naturschutz
(GB IV), Westerende 2-4, 26789 Leer, peter.pauschert@nlwkn-ol.niedersachsen.de

Dipl.-Geogr. Robert Probst, Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Fachbereich
Landschaftsnutzung und Naturschutz, Schicklerstr. 5, 16225 Eberswalde, Robert.Probst@hnee.de

Mag. Joanna Przybylska, Institut für Geografie, Jan-Kochanowski-Universität Kielce, Świętokrzyska 15, 25-
406 Kielce, joanna.przybylska@tbop.org.pl

Dipl.-Geogr. Niko Roßkopf, Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe (LBGR), Dez. Bodengeologie,
Inselstraße 26, 03046 Cottbus, niko.rosskopf@lbgr.brandenburg.de

Dr. Marcin Siepak, Adam Mickiewicz Universität in Poznań, Institut für Geologie, Abteilung Hydrogeologie
und Wasserschutz, Marcin.Siepak@amu.edu.pl

B.Sc. Julia Stäps, Universität Osnabrück, jstaeps@uni-osnabrueck.de

B.Sc. Marius Stapelfeldt, Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Fachbereich
Landschaftsnutzung und Naturschutz, Schicklerstr. 5, 16225 Eberswalde, marius.Stapelfeldt@hnee.de

Dr. Michael Tautenhahn, Nationalpark Unteres Odertal, Verwaltung, Stellv. Leiter, Park 2, 16303
Schwedt/Oder OT Criewen, michael.tautenhahn@nlpvuo.brandenburg.de

Jens Thormann, Landesamt für Umwelt (LfU) Brandenburg, Abteilung W2 / Referat W26, Seeburger
Chaussee 2, 14476 Potsdam OT Groß Glienicke, Jens.Thormann@lfu.brandenburg.de

Dirk Treichel, Nationalpark Unteres Odertal, Verwaltung, Leiter, Park 2, 16303 Schwedt/Oder OT Criewen,
dirk.treichel@nlpvuo.brandenburg.de

M.Sc. Michael Voigt, Nationalpark Unteres Odertal, Verwaltung,
Flächenmanagement/Gewässerrenaturierung, Park 2, 16303 Schwedt/Oder OT Criewen,
michael.voigt@nlpvuo.brandenburg.de

Prof. Dr. Barbara Walna, Adam Mickiewicz University in Poznań, Ökologische Station der Adam
Mickiewicz Universität in Poznań, barbara.walna@amu.edu.pl

Aldert van Weeren, Blumenthal (Eifel), Kamp (Vorpommern), Fuchsloch 1, 53940 Hellenthal-Blumenthal,
aldert@WetlandProducts.com

M.Sc. Inga Willecke, LIFE-Feuchtwälder, Stiftung NaturSchutzFonds Brandenburg, Heinrich-Mann-Allee
18/19, 14473 Potsdam, Inga.Willecke@naturschutzfonds.de

Prof. dr. hab. Lesław Wolejko, West Pomeranian Technological University in Szczecin, ul. Słowackiego
17,71-434 Szczecin, Leslaw.wolejko@zut.edu.pl

INHALTSVERZEICHNIS

1	Internationale Auentagung im Nationalpark Unteres Odertal "Daten vom Fluss".....	1
	<i>Jana Chmielecki</i>	
2	Renaturierung des Wasserhaushalts im Nationalpark Unteres Odertal.....	3
	<i>Michael Tautenhahn, Michael Voigt</i>	
3	Zur Eiszeitlichen und Nacheiszeitlichen Genese des Unteren Odertals zwischen Hohensaaten und Gartz	11
	<i>Olaf Juschus</i>	
4	Deutsch-polnische Zusammenarbeit.....	15
	<i>Jana Chmielecki, Jens Meisel</i>	
5	Versuch der naturschutzfachlichen Bewertung von Fließgewässern mittels eines einfachen Verfahrens.....	19
	<i>Andrzej Jermaczek</i>	
6	Auweg - eine bundesweite Datenbank der Vegetation von Flussauen.....	26
	<i>Peter J. Horchler</i>	
7	Erfassungsmethoden für sich schnell ändernde Systeme - der "dynamische Methodenmix".....	32
	<i>Peter Fischer</i>	
8	Auenböden in Brandenburg.....	37
	<i>Beate Gall, Niko Roßkopf, Albrecht Bauriegel, Dieter Kühn</i>	
9	Spuremetalle in Auensedimenten des mittleren Abschnitts des Flusses Oder.....	42
	<i>Aleksandra Ibragimow, Barbara Walna, Marcin Siepak</i>	
10	Daten vom Fluss - Grenzen und Möglichkeiten einer Stickstoff- und Phosphorretentionsmodellierung in Auen auf Landschaftsebene.....	47
	<i>Stephanie Natho</i>	
11	Protection of alluvial wetlands in the mouth of the Warta river valley.....	53
	<i>Lesław Wolejko</i>	
12	Fledermäuse im Nationalpark Unteres Odertal.....	59
	<i>Jörn Horn</i>	
13	Ökosystemare Umweltbeobachtung in den Gewässern des Biosphärenreservates "Flusslandschaft Elbe - Brandenburg".....	63
	<i>Timm Kabus</i>	

14	Vegetationsentwicklung in der Aue des Nationalparks Unteres Odertal.....	67
	<i>Ninett Hirsch, Philipp Kohler, Jana Chmielecki</i>	
15	Lebensstrategien seltener Strompflanzen.....	74
	<i>Katja Geißler, Axel Gzik</i>	
16	Dynamische Graslandbiozönosen an der Elbe.....	79
	<i>Thomas Lüdicke, Oliver Brauner, Robert Probst, Vera Luthardt</i>	
17	Das Dynamische Grünlandmanagement im Nationalpark Unteres Odertal.....	85
	<i>Nanett Nahs</i>	
18	Master Plan Ems 2050.....	91
	<i>Peter Pauschert</i>	
19	Auwaldentwicklung im Deichvorland der Oder.....	96
	<i>Jens Thormann</i>	
20	Primärsukzessin und Initialbodenbildung.....	101
	<i>Marius Stapelfeldt</i>	
21	Analyse der Einnischung der Hohen Weide (Salix rubens) in den hydrologischen Gradienten an der Unteren Mittel- elbe.....	107
	<i>Julia Stäps, Peter Horchler</i>	
22	Die Entwicklung der Ufervegetation an Bundeswasserstraßen nach Einstellung anthropogener Aktivitäten.....	112
	<i>Sarah Harvolk-Schöning, Lisa Hauer</i>	
23	Was die Aue für uns leistet.....	118
	<i>Inga Willecke</i>	
24	Wetland products: Nachhaltiges Baumaterial aus Schilf und Rohrkolben.....	123
	<i>Aldert van Weeren</i>	
25	Einfluss der Landbedeckung auf die hydromorphologische Qualität ausgewählter Fließgewässer des Hügellandes in Polen.....	127
	<i>Rafał Kozłowski, Joanna Przybylska</i>	
26	Verbesserung des Auenwasserhaushaltes am Beispiel der Lippeaue im Kreis Soest.....	132
	<i>Joachim Drüke, Birgit Beckers, Roland Loerbrocks</i>	

1 Internationale Auentagung im Nationalpark Unteres Odertal "Daten vom Fluss": Schutz und Erhalt von Auenlandschaften

Vom 22. - 24. September 2016 fand im NATURA 2000 Haus im Nationalparkzentrum Unteres Odertal in Criewen eine internationale Auentagung statt. Donnerstag und Freitag waren zahlreiche Vorträge zu den Themen Ökologie und Zustand von Flussauen sowie integratives Management von grenzüberschreitenden Schutzgebieten in Flusskorridoren und Auenlandschaften. vorgehen, am Sonnabend dann eine Exkursion für alle TeilnehmerInnen der Tagung. Die Tagung hatte einen deutsch-polnisch-europäischen Fokus, mit Schwerpunkt Oder und Oderaue.

Während dieser drei fachlich intensiven und anspruchsvollen Tage wurden von ca. 80 Teilnehmerinnen und Teilnehmern in 35 Vorträgen vielfältige Erfahrungen zu den Themen Erhalt und Schutz, Verbesserung und Renaturierung, aber auch der landwirtschaftlichen und touristischen Nutzung aus verschiedenen Flussgebieten präsentiert und diskutiert.



Foto: Hans-Jörg Wilke

Die Veranstaltung wurde am Donnerstagvormittag mit einem Referat von Dr. Tobias Salathé, RAMSAR (Vereinigung zum Schutz von Feuchtgebieten von internationaler Bedeutung) eröffnet. Im Anschluss wurden methodische Aspekte zum Monitoring von Auenlandschaften, zu Erfassung und

Austausch wissenschaftlicher Daten diskutiert. Auen als Flächenfilter für Stofffrachten und Retentionsgebiet für Wasser waren ein weiteres Thema. Den Abschluss der fachlichen Präsentationen bildete ein Vortrag über die beeindruckende Niederung der Warta in Polen.

Den wissenschaftlichen Fokus des Tages erweiterte und bereicherte am Abend Uwe Rada, Journalist und Autor der Tageszeitung TAZ. Zusammen mit Anna Sprusinska lasen sie zu fortgeschrittener kühler Stunde zweisprachig – deutsch und polnisch - aus seinem Buch „Die Oder: Lebenslauf eines Flusses“ und luden so zu einer kulturellen Spurensuche beidseitig der Oder ein. Der vielseitige Tag wurde mit einem vorzüglichen Abendessen in der Gaststätte „Zur Linde“ in Criewen mit Wildschwein, Wels, Gemüse, Milchreis und Apfelwein aus der Region abgeschlossen.

Der zweite Tag begann mit einem Vortrag von Stephan Gunkel, Flussbüro Erfurt, über die Ausweitung der türkischen Stadt Diyarbakir mit den in der Aue des Tigris gelegenen Hevsel-Gärten als UNESCO-Weltkulturerbe.

Der fachliche Fokus lag an diesem Tag auf Arbeiten zur faunistischen und floristischen Ausstattung sowie auf der Dynamik und Veränderung von Auenökosystemen. Beispielhaft wurden dabei u.a. das Untere Odertal sowie die Elb-, Rhein- und Havelaue betrachtet. AbsolventInnen und WissenschaftlerInnen verschiedener Universitäten und Hochschulen stellten ihre Abschlussarbeiten in Form von Postern vor. Ein langer erkenntnisreicher Tag endete mit erfolg- und aussichtsreichen Beispielen zur Renaturierung von Auwäldern und Auenlandschaften.



Fotos: Tim Bornholdt



Auf der Exkursion am Sonnabend bei strahlendem Sonnenschein zwischen Criewen und Stützkow wurden charakteristische Landschaftsausschnitte und erfolgreiche integrative Maßnahmen der Nationalparkverwaltung zum Schutz und der Wiederherstellung von Lebensräumen, z.B. durch ein abgestimmtes dynamisches Grünlandmanagement vorgestellt.

Rückblickend auf die Veranstaltung möchte ich mich sehr herzlich bei allen ReferentInnen und Diskutanten für die hervorragenden Beiträge, für die Diskussionen, für das Teilen von Erkenntnissen und Erfahrungen und für die Teilnahme bedanken. Mit der Exkursion am Sonnabend hat sich das Odertal von seiner schönsten Seite präsentiert.

Marcin Dziubek und sein Kollege haben in einem Übersetzungsmarathon höchst konzentriert die deutsch-polnische Sprachbarriere zu überwinden geholfen. Respekt und vielen Dank!

Ja, die gesteckten Ziele für die Tagung haben wir erreicht: eben einen deutsch-polnischen Erfahrungsaustausch von Experten aus dem gesamten Bundesgebiet und Polen über Auenökosysteme, verbunden mit einem gegenseitigen Kennenlernen im Nationalpark Unteres Odertal, zu initiieren.

An dieser Stelle möchte ich ganz herzlich Laura Danzeisen und den Studierenden und AbsolventInnen des Studienganges Landschaftsnutzung und Naturschutz an der HNEE danken: Rosa Wallow, Lisa Herzog, Johannes Wentz und Jenny Grünwald, die die Tagung so gut gemanagt haben. Ein ganz herzlicher Dank geht auch an Christl Braude vom Nationalparkladen und an Heike Flemming, Nationalparkverwaltung, für die umsichtige Organisation von Technik und Veranstaltungsraum.

Ich freue mich auf die nächste Tagung im Jahr 2017!

2 Renaturierung des Wasserhaushalts im Nationalpark Unteres Odertal: Verpflichtung – Planung – Umsetzung

Michael Tautenhahn und Michael Voigt

Zusammenfassung

Der Nationalpark Unteres Odertal ist Deutschlands einziger Flussaue-Nationalpark, der vor allem eine noch naturnahe Flussaue schützen und in ihrer natürlichen Funktion entwickeln soll. Wichtiges Entwicklungsziel des Nationalparks ist die Renaturierung des Wasserhaushalts, der durch komplexe Wasserbaumaßnahmen stark anthropogen verändert ist. Ausgehend von den moralischen und rechtlichen Verpflichtungen zur Renaturierung wurden konkrete Maßnahmen im Nationalparkplan behördenverbindlich festgeschrieben, die im Einzelnen kurz beschrieben werden. Für diese Maßnahmen wird der Stand der Umsetzung dargestellt. Eine einzelne, komplexe Staumaßnahme wird exemplarisch im Detail vorgestellt.

Keywords: Nationalpark Unteres Odertal, Flussaue, Renaturierung, Nationalparkplan, Stauregime

Einleitung

Der Nationalpark Unteres Odertal liegt im Nordosten von Brandenburg unmittelbar an der Grenze zu Polen und umfasst Teile der Oderaue sowie die das Tal im Westen begrenzenden, teilweise bewaldeten Oderhänge und Trockenrasen. Jeder Nationalpark in Deutschland repräsentiert eine andere und für sich typische Landschaft. Der Nationalpark Unteres Odertal wird durch eine naturnahe Flussaue-Landschaft im Unterlauf der Oder charakterisiert - er ist Deutschlands einziger Flussaue-Nationalpark.

Im Nationalparkplan wurde dementsprechend folgendes Leitbild für die Nationalparkentwicklung formuliert: „Er bewahrt und entwickelt langfristig diese Landschaft mit ihrer durch den Fluss und die letzte Eiszeit geprägten Vielfalt an Feuchtlebensräumen, Altarmen und Altwässern, Auwäldern. Das Wasser ist der bestimmende Faktor im Auen-Nationalpark Unteres Odertal. Die Überflutung der Auenflächen in Abhängigkeit von den Oderwasserständen entspricht natürlichen, zumindest jedoch naturnahen Bedingungen. Soweit eine künstliche Steuerung der Wasserverhältnisse verbleibt, ist diese sowohl mit den Schutzziele als auch den sozioökonomischen Belangen abgestimmt. Maßnahmen zur Gewährleistung des Hochwasserschutzes und der Schiffbarkeit der Bundeswasserstraßen werden ohne bleibende und nachteilige Auswirkungen auf die besonderen Schutzgüter des Natio-

nalparks durchgeführt.“ (Nationalparkverwaltung Unteres Odertal (Hrsg.) 2014).

Renaturierungsvorhaben spielen in der weiteren Entwicklung des Nationalparks Unteres Odertal eine entscheidende Rolle. Dies ergibt sich aus dem oben zitierten Leitbild einerseits und den komplexen Eingriffen in die natürlichen Auenverhältnisse in der Vergangenheit andererseits. So wurde nach dem „Gesetz zur Verbesserung der Vorflut in der unteren Oder“ aus dem Jahr 1904 die gesamte Flussaue des unteren Odertals in den Jahren von 1906 bis 1928 komplex umgestaltet. Im Ergebnis ist die frei fließende Oder an den östlichen Talrand verlegt, ausgebaut und begradigt worden. Am westlichen Talrand wurden Teile der ehemaligen Oder verbunden und zu einem Schifffahrtskanal, der Hohensaaten-Friedrichsthaler Wasserstrasse (HoFrieWa) ausgebaut. Die Auenflächen wurden von Hochwasserschutzdeichen umschlossen und nach niederländischem Vorbild in sogenannte Polder umgestaltet, die als Nasspolder über Ein- und Auslassbauwerke von der Oder geflutet werden können oder als Trockenpolder permanent vom Fluss getrennt sind. Die zahlreichen Altwässer der Aue wurden mit Vorflutgräben verbunden und dienen der Entwässerung der Polderflächen, indem sie den Schöpfwerken das Wasser zuführen (Abbildung 1).



Abbildung 1: Regulierung des Oderverlaufs im unteren Odertal (Quelle: Spezialkarte der Uckermark von 1796. In: Die Uckermark – Beiträge zur Kulturgeschichte einer Region. Gesellschaft für Heimatgeschichte Frankfurt (Oder), 2002).



Abbildung 2: Großflächige Auenüberflutung im Nasspolder A/B bei Schwedt/O. Foto: Michael Tautenhahn

Die Flutung der großen Nasspolder A/B und 10 zwischen Stützkow und Friedrichsthal erfolgt seit deren Errichtung nach einer Betriebsanleitung (LUA Brandenburg 2001) zu festen Terminen vom Herbst über den Winter bis zum Frühjahr sowie bei starken Hochwässern auch außerhalb dieser Zeiten. Vom Frühjahr bis zum Herbst werden die Flutpolder dann geschlossen und entwässert, um eine landwirtschaftliche Grünlandnutzung zu ermöglichen. Durch dieses Flutungsregime haben sich bis heute naturnahe Auenverhältnisse halten können, die letztendlich auch zur Etablierung des Nationalparks führten (Abbildung 2). Dies darf jedoch nicht darüber hinweg täuschen, dass die hydrologischen Verhältnisse in der Flussaue ausschließlich nach wirtschaftlichen Gesichtspunkten gestaltet wurden und aus auenökologischer Sicht sowohl Potenzial als auch dringender Bedarf für eine hydrologische Optimierung besteht.

Verpflichtung zur Renaturierung des Wasserhaushalts

Die Verpflichtung zur Renaturierung des Wasserhaushalts im Nationalpark Unteres Odertal ist zunächst eine ethisch – moralische. Nachdem sich aufgrund neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse und einem veränderten Wertebewusstsein in der Bevölkerung der Schwerpunkt der ausschließlich wirtschaftlichen Auennutzung hin zu einer stärkeren ökologischen Wertschätzung verschoben hat, ist die Gesellschaft verpflichtet, dieser Verände-

rung auch Rechnung zu tragen. So stehen heute die Umweltdienstleistungen naturnaher Flussauen wie der Nährstoffrückhalt (Flächenfilterfunktion), die Speicherung von klimaschädlichen Gasen, der Wasserrückhalt, die Grundwasserneubildung, der Schutz der biologischen Vielfalt und nicht zuletzt der Erholungswert der Naturlandschaft stärker im Fokus. Bei der wirtschaftlichen Flächennutzung wird verstärkt die Nachhaltigkeit zum Kriterium der langfristigen Ausrichtung. Gerade bei der landwirtschaftlichen Nutzung entwässerter Niedermoorböden wurde in der Vergangenheit die Nachhaltigkeit oft nicht ausreichend berücksichtigt.

Die hier skizzierten Veränderungen im gesellschaftlichen Bewusstsein haben folgerichtig einen entsprechenden Eingang in die einschlägigen Rechtsetzungen gefunden. Da ist zunächst das Nationalparkgesetz Unteres Odertal aus dem Jahr 1995, novelliert 2006, zu nennen. Dort ist zum Schutzzweck u. a. Folgendes festgelegt:

„Schutzzweck des Nationalparks ist es, das untere Odertal mit seiner in Mitteleuropa besonderen Auenlandschaft, ihrem artenreichen Tier- und Pflanzenbestand, den zahlreichen Feuchtbiotopen, Wiesen und Auwäldern ... zu schützen, zu pflegen, zu erhalten und in ihrer natürlichen Funktion zu entwickeln.“ (§ 3 Abs. 1)



Abbildung 3: Nur hinter den Einlassbauwerken der Nasspolder findet noch reliefbildende Bodenumlagerungen durch fließendes Wasser statt. Foto: Michael Tautenhahn



Abbildung 4: Schöpfwerk Schwedt I, eines der beiden Schöpfwerke des Nasspolders A/B. Foto: Michael Tautenhahn

„Der Nationalpark dient insbesondere der Erhaltung und Regeneration eines naturnahen Wasserregimes und des natürlichen Selbstreinigungspotenzials des Stromes und der Aue (Flächenfilterfunktion)“ (§ 3 Abs. 2)

Die Gebote des Gesetzes schreiben in diesem Zusammenhang vor:

„Die Nationalparkverwaltung ... haben zu gewährleisten, dass die Gewässer im Nationalpark, soweit sie nicht der natürlichen Entwicklung überlassen bleiben, naturnah bewirtschaftet und naturiert werden, so dass periodische Überflutungen in den Nasspoldern als natürliche Lebensstätten einer spezialisierten Tier- und Pflanzenwelt sowie zur Aufrechterhaltung der Funktion des Gebietes als großräumiger Flächenfilter gewährleistet sind.“ (§ 7 Abs. 1)

Neben dem nationalen Recht bestehen auch Verpflichtungen nach internationalen Richtlinien der Europäischen Union. Maßgeblich sind hier vor allem die Fauna-Flora-Habitatrichtlinie (FFH-Richtlinie) und die Wasserrahmenrichtlinie der EU (WRRL). Nach der FFH-Richtlinie soll in den gemeldeten Gebieten der "günstige" Erhaltungszustand, der für die Auswahl als Natura 2000-Gebiet maßgeblich war, dauerhaft gesichert bleiben.

Laut Wasserrahmenrichtlinie der EU besteht für die Mitgliedstaaten die Verpflichtung zum Erreichen des guten ökologischen und chemischen Zustands aller natürlichen Oberflächengewässer in

der EU (Art. 4.1 WRRL). Die entsprechenden Verpflichtungen nach diesen Richtlinien wurden in deutsches Recht überführt (Wasserhaushaltsgesetz, Brandenburgisches Wassergesetz, Bundesnaturschutzgesetz, Nationalparkgesetz Unteres Odertal) und sind damit verbindlich.

Planung der Renaturierung des Wasserhaushalts im Nationalpark

Als Instrument zur Planung der Renaturierung ist der Nationalparkplan vorgesehen (Nationalparkverwaltung Unteres Odertal (Hrsg.) 2014). Der Nationalparkplan wurde in einem öffentlichen Verfahren von der Nationalparkverwaltung aufgestellt und im Jahr 2014 mit der öffentlichen Bekanntmachung durch das zuständige Umweltministerium in Kraft gesetzt. Er erfüllt zugleich auch die Funktion eines FFH-Managementplanes für das FFH-Gebiet Unteres Odertal und ist für alle Behörden und öffentlichen Stellen verbindlich.

Laut Nationalparkplan liegt der Schwerpunkt der erforderlichen Renaturierungsmaßnahmen auf der Wiederherstellung natürlicherer Überflutungsverhältnisse in der Flussaue, die in der Vergangenheit durch komplexe wasserbauliche Maßnahmen stark verändert wurde. Wenngleich eine völlige Wiederherstellung der natürlichen Gewässerhältnisse aus heutiger Sicht vor allem wegen der vielfachen, fortbestehenden Nutzungsansprüche (Siedlungshochwasserschutz, z. T. Landwirtschaft, Schiff-

fahrt) nicht realistisch erscheint, so sind doch wesentliche Veränderungen hin zu einem möglichst naturnahen hydrologischen Regime erforderlich und grundsätzlich machbar.

In erster Linie ist die Verlängerung der Öffnung der Überflutungspolder 10 und A/B im Frühjahr zu nennen. Das nach geltendem Recht (LUA Brandenburg 2001) praktizierte Schließen der Deichöffnungen um den 15. April mit nachfolgender Polderentwässerung ist vor allem für zahlreiche Brutvögel und die Fischfauna problematisch und führt zu umfassender Habitatentwertung. Eine bis zum 15. Mai verlängerte Öffnung der Polder und die Reduzierung des Pumpbetriebes ist ein wichtiger Schritt zur Renaturierung des Wasserregimes, der nach den Ergebnissen einer wissenschaftlichen Machbarkeitsstudie (WASY 2006) realisierbar ist. Bedingung ist jedoch der Ausgleich einhergehender landwirtschaftlicher Ertragseinbußen, der im Wesentlichen mit dem Instrument der Flurneueordnung erreicht werden soll. Dieses Ziel ist mittelfristig erreichbar.

Günstiger als eine Verlängerung der Polderöffnungsdauer ist die dauerhafte Öffnung. Diese ist ebenfalls nach der genannten Studie im Polder 10 untersucht und für machbar befunden worden. Die dauerhafte Öffnung der vorhandenen Bauwerke im Polder 10 stellt das vordringlichste Renaturierungsprojekt im Nationalpark dar, das aufgrund der bereits eingeschränkten landwirtschaftlichen Nutzung des Polders mittelfristig umsetzbar ist. Im Polder 10 ist aufgrund der höheren Überflutungswahrscheinlichkeit gegenüber dem Polder A/B das größere naturschutzfachliche Potenzial einer dauerhaften Öffnung vorhanden.

Soweit die sozioökonomischen und gesamtgesellschaftlichen Rahmenbedingungen es zulassen, wird als langfristiges Ziel für den Polder A/B eine weitere, stetige Annäherung an naturnahe Wasserhältnisse angestrebt. Unter diesen Voraussetzungen soll auch der Wiederanschluss der von der Flussaue vollständig getrennten, hochwasserfreien Trockenpolder erfolgen. Vor allem der Lunow-Stolpe-Polder besitzt ein großes Potenzial, auch für den Hochwasserschutz, allerdings hätte eine solche Maßnahme auch Auswirkungen auf landwirtschaftlich genutzte Polderteile außerhalb des Na-

tionalparks. Hier müssten zuvor Ackerflächen in Grünland umgewandelt werden. Neben dem Lunow-Stolpe-Polder fallen noch die Randpolder 4 und 5/6 in diese Kategorie. Während der kleine Polder 4 bereits nutzungsfrei ist und im Zuge einer Ausgleichs- und Ersatzmaßnahme kurzfristig an die HoFrieWa angeschlossen werden könnte, sind die aktuellen Nutzungsverhältnisse bei den vorgenannten, langfristigen Renaturierungszielen unbedingt zu berücksichtigen. Eine Umsetzung dieser Ziele ist erst vorgesehen, wenn die Nutzungsansprüche dies zulassen.

Ein weiteres Renaturierungsziel in der Flussaue besteht in der Anbindung von Altarmen im Sinne eines Anschlusses an die Hauptgewässer, insbesondere nach der Wiederöffnung von Trockenpoldern. Kurzfristig wäre dieses Ziel mit dem Anschluss der Tieflanke im Polder 4 an die HoFrieWa umsetzbar. Dies könnte zur Verbesserung des Biotopverbunds in der Aue, insbesondere für obligatorisch aquatische Organismen beitragen.

Auch die Wiederherstellung und der Erhalt von Altwässern in der Aue sind von Bedeutung. Die autotypischen Verlandungsprozesse führen sukzessive zum Verschwinden dieser Gewässer, die unter anderem den besonderen Wert einer Flussaue ausmachen. Da die erosiven Kräfte des Flusses infolge der Wasserbaumaßnahmen wie Eindeichung, Begradigung und Uferbefestigung fehlen, können diese Gewässertypen in der Aue nicht mehr neu entstehen (Abbildung 3). Daher ist es erforderlich, nach und nach ausgewählte Altwässer zu entlanden, d. h. auszubaggern. Dies sollte sich auf einzelne Gewässer im Abstand mehrerer Jahre beschränken und ausschließlich in der Schutzzone II geschehen. Diese Maßnahmen sind naturnah durchzuführen und sollten neben dem offenen Gewässer auch zu größeren Rohbodenflächen führen, die von autotypischer Vegetation spontan besiedelt werden könnten. Diese Maßnahmen sind kurzfristig zu beginnen und langfristig weiterzuführen (Nationalparkverwaltung Unteres Odertal (Hrsg.) 2014).



Abbildung 5: Bühnenausbau in der Oder mit relativ strukturreichen Abschnitten wie Kolken und Flachwasserbereichen mit Muschelbänken. Foto: Michael Tautenhahn

Die Renaturierung des Wasserhaushalts im Nationalpark Unteres Odertal kann zusammengefasst in drei Komplexe unterteilt werden:

Komplex I - Erreichung naturnaher Überflutungsverhältnisse

Dauerhafte Öffnung von Poldern:

- Polder 8 (ehemaliger Trockenpolder, im Jahr 2009 als Ausgleich für Eingriffe im Rahmen der Deichertüchtigung umgesetzt)
- Polder 4 (ehemaliger Trockenpolder, als Ausgleich für Eingriffe im Rahmen der Deichertüchtigung aktuell in der Phase der Umsetzung, Maßnahme ist planfestgestellt)
- Polder 10 (wichtigstes mittelfristiges Projekt der Nationalparkverwaltung, aktuell ist der Schöpfwerksbetrieb schon eingestellt, vorbereitendes Monitoring in der Phase der Erfassung des status quo, landwirtschaftliche Betroffenheit mit vorläufiger Besitzeinweisung im Unternehmensflurbereinigungsverfahren Unteres Odertal gelöst, nächster Schritt: Beantragung der Eröffnung des Planfeststellungsverfahrens)

Verlängerte Öffnung von Poldern:

- Polder A / B - Verlängerung um einen Monat (statt bis zum 15.04. Öffnung bis zum 15.05. – in deutsch-polnischer Grenzgewässerkommission bereits bestätigt und in Arbeitsanleitung zur Regelung der Abflüsse integriert, Umsetzung nach der dauerhaften Öffnung des Polders 10 geplant)

Maßnahmen zur Anhebung des Wasserstandes in Poldern:

- Dynamisches Schöpfwerksmanagement (im Polder 10 bereits kein regulärer Schöpfwerksbetrieb mehr, im Polder A/B seit Frühjahr 2016 eingeführt, Staubeirat ist arbeitsfähig) (Abbildung 4)
- Betriebsregime Schöpfwerke (mit Sanierung des Schöpfwerks Gartz Einführung drehzahlgesteuerter Pumpen bereits in Vorplanung)
- Gewässerunterhaltung (Umsetzung optimierter Unterhaltung läuft seit Jahren in enger Abstimmung mit dem Wasser- und Bodenverband über Gewässerschauen, Vor-Ort-Abstimmungen und einvernehmliche Unterhaltungspläne)
- Stauanlagen in Poldern (zwei beschädigte Grabenstau im Polder A/B wurden 2015 und 2016 ertüchtigt, im Polder 5/6 wurden vier neue Grabenstau im Rahmen eines Projektes errichtet und in Betrieb genommen, Beschreibung der Maßnahme s. u.)

Komplex II - Wiederherstellung von Auengewässern

Wiederanbindung von Altwässern:

- alle Altwässer in Polder 10 nach dauerhafter Öffnung des Polders (s.o.)
- Tiefanke (Polder 4) (in Umsetzung mit der o. g. Maßnahme der dauerhaften Öffnung des Polders 4)
- Altarmanschluss Langer Trog bei Stützkow / Alt Galow (aktuell Vorplanung abgeschlossen, weitere Planung und Ausführung in der Projektbeantragung)

Entlandung/Sedimententnahme/Neuanlage von Poldergewässern

- Bladzopf im Polder A / B (vorbereitendes Monitoring im Rahmen eines studentischen Projektes, noch keine weiteren Planungsschritte erfolgt)
 - Neuanlage Kleingewässer (Gem. Schöneberg) im Lunow-Stolpe-Polder (als Ausgleich für Eingriffe im Rahmen der Deichertüchtigung aktuell in der Phase der Planung und Genehmigung, Planfeststellung beantragt)
- Komplex III - Renaturierung von Fließgewässern

An großen Fließgewässern (Oder, Westoder, HofriWa):

- routinemäßige Gewässerunterhaltung (Abstimmung mit der Nationalparkverwaltung, schonender Eingriff in Ufergehölze)
- partielle Einstellung bzw. Reduzierung der Gewässerunterhaltung (keine Fortschritte)
- Stromregulierungskonzeption Oder (Nach einer aktuellen Konzeption der Bundesanstalt für Wasserbau aus dem Jahr 2014, abgestimmt mit Polen, soll die gesamte Grenzoder einheitlich ausgebaut werden, um Eisabfuhr und Schifffahrt zu verbessern. Ökologische Aspekte wurden nicht untersucht, die Arbeiten sollen weitgehend genehmigungsfrei als Gewässerunterhaltung deklariert und durchgeführt werden. Diese Aktivitäten bedrohen massiv die ökologische Vielfalt (Strukturvielfalt) der Oder als „Lebensader des Flussauen-Nationalparks“ und werden aktuell kritisch bezüglich der Natur- und Gewässerträglichkeit hinterfragt sowie erforderliche Genehmigungsverfahren eingefordert.) (Abbildung 5)

Hangrandbäche zwischen Gellmersdorf und Criewen:

- Strukturgütekartierung zur Defizitanalyse (vorliegend für Gellmersdorfer Grenzgraben)
- Genehmigungsplanung und Umsetzung (Vorplanung zur Renaturierung vorliegend, weitere Planung und Ausführung aktuell in der Projektbeantragung)
- Umsetzung der Renaturierung des Wasserhaushalts im Nationalpark – Praxisbeispiel Stauregime im Polder 5/6

Von 2009 bis 2014 wurde das E+E-Vorhaben „Erhaltung und Wiederherstellung von Lebensräumen des global bedrohten Seggenrohrsängers durch neue Wege im Management am Beispiel des Nationalparks Unteres Odertal“ realisiert. Die Projektflächen stellten das einzige Vorkommen des Seggenrohrsängers in Deutschland dar. In den Jahren 2010 und 2012 bis 2014 wurden jeweils zwei bis drei singende Männchen festgestellt.

Gemäß dem Nationalparkplan ist die Stauhaltung im Polder 5/6 eine Maßnahme zur Anhebung der Wasserstände in den Poldern, die seit zwei Jahren aktiv durch die Nationalparkverwaltung gesteuert

wird. Die wasserrechtliche Erlaubnis zur Bedienung der Stauanlagen wurde 2014 auf die Nationalparkverwaltung übertragen. Darin sind minimale und maximale Stauhöhen festgelegt.

Das Untersuchungsgebiet befindet sich in der Schutzzone II auf genutzten Grünlandflächen im nördlichen Teil des Nationalparks. Der Polder 5/6 ist ein Trockenpolder, der vom natürlichen Überflutungsregime der Westoder seit über 100 Jahren durch Deichanlagen abgetrennt ist. Die Zuführung von Wasser in den Polder erfolgt durch Sicker-, Dränge- und Niederschlagswasser. Die Niedermoorflächen mit Torfmächtigkeiten von bis zu 7 m unter Geländeoberkante werden über das Schöpfwerk Gartz entwässert und weisen Geländehöhen von -0,4 bis 0,3 m DHHN auf. Mithilfe von vier regelbaren Grabenstauen ist eine flächenspezifische Steuerung der Wasserstände und Abkopplung vom Schöpfwerksbetrieb möglich. Im Frühjahr können somit die Grundwasserflurabstände auf + 0,10 bis -0,10 m angehoben werden. Gleichzeitig besteht die Möglichkeit einer Absenkung auf mindestens 0,40 m unter Flur, um insbesondere die Mahd der Flächen zu gewährleisten.

Ergebnisse

Durch Anhebung der Wasserstände und angepasste Grünlandnutzung (Dynamisches Grünlandmanagement, siehe Artikel N. Nahs) konnten die Lebensraumbedingungen für den Seggenrohrsänger auf ca. 200 ha verbessert werden. Der verbesserte Wasserrückhalt schützt die Niedermoorböden zusätzlich vor Austrocknung und Torfverlust.

Zur permanenten Überwachung der Grundwasserstände werden sechs Grundwasserpegellogger sowie ein Regenmesser im Abstand von drei Monaten regelmäßig ausgelesen und ausgewertet. Die Pegelstände an den Stauanlagen (Pegellatten) werden



Abbildung 6: Stauanlage 1a1 vom Typ „Welse“ wird für den Volleinstau vorbereitet. Foto: J. Brodersen

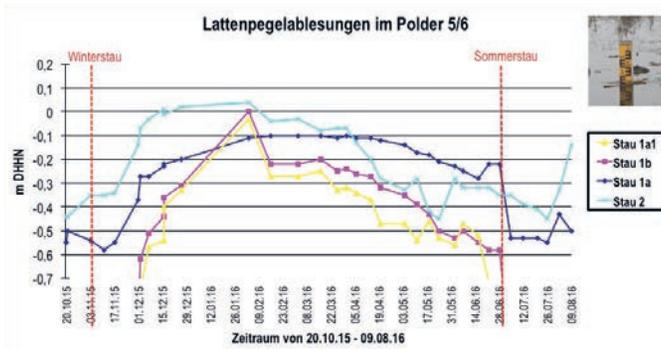


Abbildung 7: Diagramm Lattenpegelablesungen der Stauanlagen mit erkennbarem Beginn des Winter- und Sommerstaus (rot gestrichelte Linien).

im zweiwöchigen Rhythmus durch die Mitarbeiter der Naturwacht abgelesen und in Staubüchern registriert.

Im Winterhalbjahr 2015/2016 konnten die Flächen mithilfe der Stauanlagen erstmalig von Ende Oktober 2015 bis Ende Juni 2016 unverändert hoch eingestaut werden (siehe Abbildung 7 und 8). Durch den Volleinstau der Stauanlage 1a entwickelten sich im Frühjahr 2016 an den Altgewässern Trebesch und Zeppin großflächige Überflutungen mit Wassertiefen zum Teil von bis zu 60 cm über Flur (siehe Abbildung 9). Ende Juni erfolgte die Absenkung der Staue um ca. 50 cm zur Gewährleistung der Nutzbarkeit der Flächen. Die tiefsten Flächen waren noch bis Ende Juli flach überstaut und trockneten nur langsam ab.

Bei Flächen mit geringer Grundwasserversorgung sanken die Grundwasserstände mit Beginn der Vegetationsperiode durch Evapotranspiration schneller ab und stiegen durch Niederschläge wieder an (Bellebaum & Tanneberger 2016).



Abbildung 9: Großflächige Überflutungen im Polder 5/6, Aufnahme vom 16.03.2016. Foto: D. Wiedig

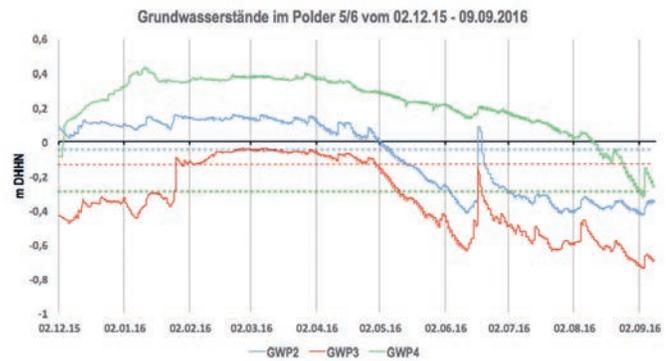


Abbildung 8: Diagramm Grundwasserstände von 3 Messpegeln, gestrichelte Linien zeigen Geländehöhen an Messstellen.

Durch die überstauten Flächen wurden gute Bedingungen besonders für Watvögel, Gänse und Kleinrallen geschaffen. Hervorzuheben sind hier vor allem neue Reviere von Bekassine, Rotschenkel, Tüpfelralle und Kiebitz, die auf verlängerte Überflutungszeiten und höhere Wasserstände im Frühjahr 2016 zurückzuführen sind.

Die Vegetation ist vorrangig durch Großseggen, Kräuter und Süßgräser mit geringen Artenzahlen (<10 Arten) gekennzeichnet. Auf den länger überfluteten Flächen ist die Zunahme von Schlanksegge (*Carex acuta*) und Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) zu beobachten.

Literatur

Bellebaum, J. & Tanneberger, F. (2016): Wasser und Wiesen für den Seggenrohrsänger im Nationalpark Unteres Odertal. Natur und Landschaft. Zeitschrift für Naturschutz und Landschaftspflege. Heft 8, Seiten 353-358

Brandenburgisches Wassergesetz (BbgWG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 08. Dezember 2004 (GVBl.I/05, [Nr. 05], S.50), zuletzt geändert durch Artikel 2 des Gesetzes vom 15. Juli 2010 (GVBl.I/10, [Nr. 28])

Gesetz über den Nationalpark Unteres Odertal (Nationalparkgesetz Unteres Odertal – NatPUOG) vom 9. November 2006. – GVBl I S. 142-154.

Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz – BNatSchG) vom 29. Juli 2009, BGBl. I, S. 2542

Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz - WHG) Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), geändert durch Artikel 12 des Gesetzes vom 11. August 2010 (BGBl. I S. 1163)

LUA Brandenburg (2001): Arbeitsanleitung für die Regelung der Abflüsse und der Wasserverteilung im Wasserlauf der Oder vom Strom-km 667,1 (Verbindungskanal Hohensaaten) bis Strom-km 730,0 (Querverbindung Klütz (Klucz) / Güstow (Ustowo)), Anlage 25 zum Protokoll der 10. Sitzung der Deutsch Polnischen Grenzgewässerkommission, 17.-20.06.2002 in Dychow. unveröff.

Nationalparkverwaltung Unteres Odertal (Hrsg.) (2014): Nationalparkplan gemäß § 7 Abs. 2 Nationalparkgesetz Unteres Odertal in der Fassung der Bekanntmachung vom 19.08.2014, www.nationalpark-unteres-odertal.eu

Richtlinie 2000/60/EG (Wasserrahmenrichtlinie) des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.

Richtlinie 92/43/EWG (FFH-Richtlinie) des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen.

WASY (2006): Wasserwirtschaftlichen Machbarkeitsstudie für die geplanten Maßnahmen im Nationalpark Unteres Odertal, unveröff.

3 Zur Eiszeitlichen und Nacheiszeitlichen Genese des Unteren Odertals zwischen Hohensaaten und Gartz

Olaf Juschus

Die Genese des Unteren Odertals gliedert sich in die ältere, eiszeitliche Anlage des Talzuges und in die jüngere, rein fluviale Entwicklung der Talaue. Während der Talzug vor allem im Pleistozän (1,6 Mio. - 11.570 Jahre vor heute) während der Vergletscherungsphasen seine Hauptanlage erfuhr, begann die Entwicklung der Aue erst im ausgehenden Pleistozän (15.000 - 11.570 Jahre vor heute) und setzte sich im Holozän (11.570 Jahre vor heute bis Gegenwart) fort.

Auch wenn in der Literatur wiederholt eine tektonische Vorzeichnung des Unteren Odertals diskutiert wird (Piotrowski 2012), so steht doch unzweifelhaft fest, dass der Talzug seine Hauptformung den skandinavischen Vereisungen verdankt. Dabei zeichnete sich erst mit der zweiten von drei Vereisungsphasen, der Saalevereisung (ca. 140.000 Jahre vor heute), ein Vorgänger des Unteren Odertals ab. Die erste Vereisungsphase während der Elsterkaltzeit (ca. 330.000 Jahre vor heute) hinterließ zwar im Schwedter Raum eine tiefe, durch subglaziale Schmelzwassererosion ausgeformte Rinne. Diese Rinne weicht aber sowohl im Norden bei Gartz als auch südöstlich von Angermünde vom heutigen Odertal merklich ab. Der gemeinsame Verlauf der Rinne mit dem Odertal im Schwedter Abschnitt kann daher als elsterzeitliche Anlage gedeutet werden, umgekehrt aber auch zufälliger Natur sein. Erst nach der Saalevereisung tritt eine ausgedehnte Tiefenzone entlang des heutigen Odertals deutlich hervor. Eine Anlage durch subglaziale Schmelzwassererosion, sowohl in der Saale- als auch in der Weichseiszeit, gilt dabei als wahrscheinlich. Das Untere Odertal weist damit Parallelen zu anderen ausgeprägten Talzügen in Nordbrandenburg und Mecklenburg-Vorpommern auf. Zu nennen sind hier das Ucker- und das Tollensetal. Hauptunterschied im Odertal ist der vorhandene Anschluss an ein großes Flusstal.

Die jüngsten Eisvorstöße der Weichselvereisung haben die Landschaft zwar noch stark nachgeformt, an den grundlegenden Reliefverhältnissen aber nichts mehr geändert. Auch sind die weichselzeitlichen Ablagerungen (ca. 20.000 Jahre alt) auf den Hochflächen relativ geringmächtig. Im Odertal selbst fielen weichselzeitliche Geschiebemergel und Schmelzwassersande weitgehend der Erosion durch den jüngeren Urstrom und der Oder zum Opfer. Saalezeitliche Ablagerungen bilden daher an vielen Stellen den Untergrund der Flussablagerungen.

Dabei gibt es zwischen den Hochflächen und der Aue deutliche Unterschiede im geologischen Aufbau. Auf den Hochflächen finden sich meist mächtige Sedimentstapel mit Ablagerungen aller drei Eiszeiten. Es treten dabei sowohl Geschiebemergel als auch Schmelzwassersande und Eisstauseeablagerungen auf. In der Aue, unterhalb der Flussablagerungen, sind die quartären Sedimente meist deutlich geringmächtiger und weniger vollständig ausgebildet. Geschiebemergel und sanderartige Schmelzwasserablagerungen aus der Weichselvereisung sind in der Aue nicht zu finden.

Geomorphologisch erscheint das Untere Odertal als eine langgestreckte Tiefenzone, die von NNE nach SSW verläuft (siehe Abbildung 1). Auch hier finden sich wieder Ähnlichkeiten zu den kleineren Flusstälern. Das Untere Odertal ist aber nicht gleichmäßig in die benachbarten Hochflächen eingeschnitten. Es existiert eine auffällige Gliederung in Becken und Engstellen (Piotrowski 2012). Während sich das Tal an den Engstellen auf ca. 2 km verengt, weitet es sich in den Becken auf bis zu 10 km auf. Typisch ist, dass in den Becken auch noch ältere, höhere Terrassen erhalten sind, die an den Engstellen fehlen. Dort nimmt die Aue die gesamte Talbreite ein. Die Ursache der Gliederung in Becken und Engstellen ist hingegen noch unerforscht.

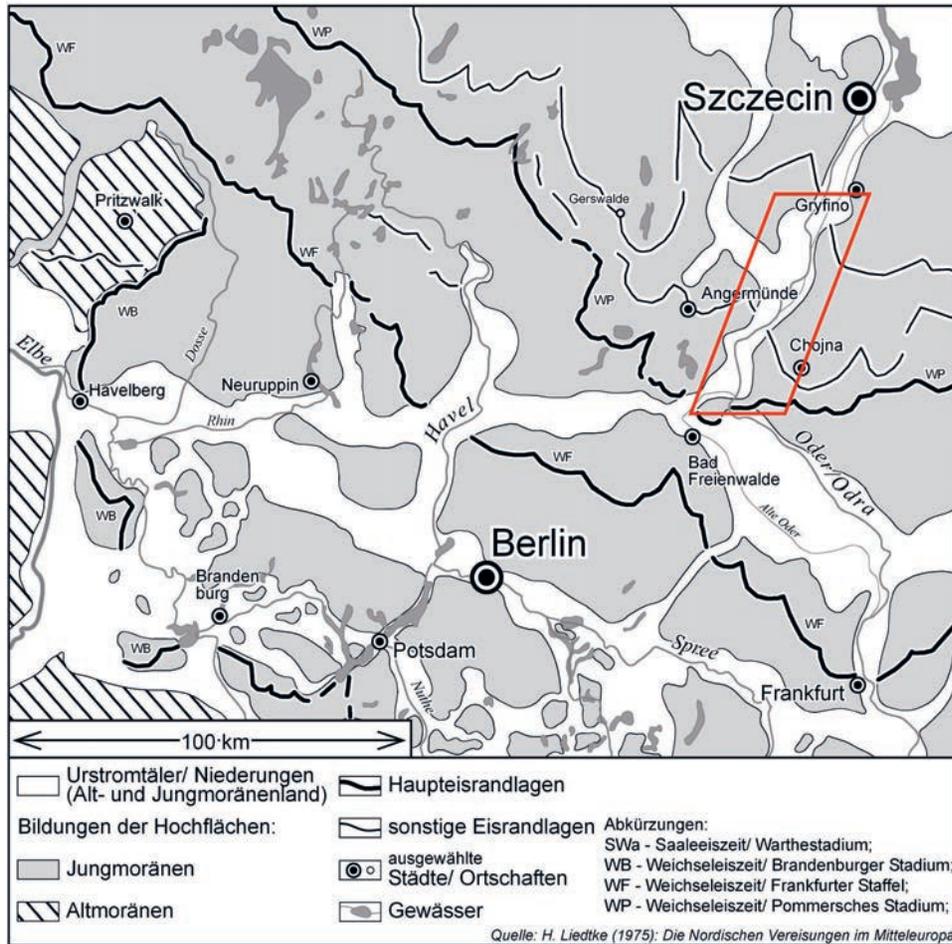


Abbildung 1: Lage des Unteren Odertals.

Recht gut verstanden ist hingegen die jüngste Phase der eiszeitlichen Entwicklung in der Abschmelzphase der Weichseleiszeit. Mit dem Durchbrechen der Schmelzwässer durch die Pommersche Eisrandlage bei Oderberg verlagerte sich der Eberswalder Urstrom nach Norden ins spätere Untere Odertal. Einerseits schüttete er große Mengen an Schmelzwassersanden und -kiesen in die nun eisfrei gewordene Senke. Die Ablagerungen sind im Bereich der höheren Terrassen (z.B. bei Hohensaaten oder bei Bielinek) bis heute zu finden. Andererseits legte er aber durch Erosion den Boden des Odertals sukzessive tiefer und bereitete so den Weg für die Oder vor. Dabei nahm der Urstrom zunächst ab Schwedt einen abweichenden Verlauf. Er floss über das heutige Randowtal deutlich weiter westlich nach Norden ab. Erst später verlagerte sich der Hauptabfluss der Schmelzwässer in das heutige Odertal in Richtung Szczecin.

Im Spätglazial vor ca. 14.000 Jahren, mit den ersten Wärmeschwankungen, die den Übergang zur Nach-

eiszeit ankündigen, war der Talzug des Unteren Odertals im Wesentlichen ausgeformt. Hauptunterschied im Vergleich zur heutigen Landschaft war die Aue. Sie lag in dieser Zeit ca. 9-10 m tiefer als heute (Piotrowski 2012). Das ist zwar heute deutlich unterhalb des aktuellen Meeresspiegels gelegen, damals lag aber auch dieser deutlich tiefer. Erst vor ca. 6.000 Jahren wurde etwa das heutige Meeresspiegelniveau erreicht. Folge dessen war eine sukzessive Aufhöhung der Aue innerhalb der letzten ca. 14.000 Jahre durch Ablagerungen der Oder. Die Flusssedimente bestehen dabei überwiegend aus Sanden und Kiesen, in die häufig die Füllungen von Altarmen des Flusses eingeschaltet sind. Diese bestehen aus Mudden und Torfen.

Vor allem innerhalb der jüngsten Ablagerungen finden sich verstärkt Auenlehme. Direkt an der Erdoberfläche nimmt er große Areale ein. Seine Entstehung knüpft sich bereits an den verstärkten menschlichen Einfluss im Einzugsgebiet der Oder (Ackerbau und damit einhergehende Bodenerosion).

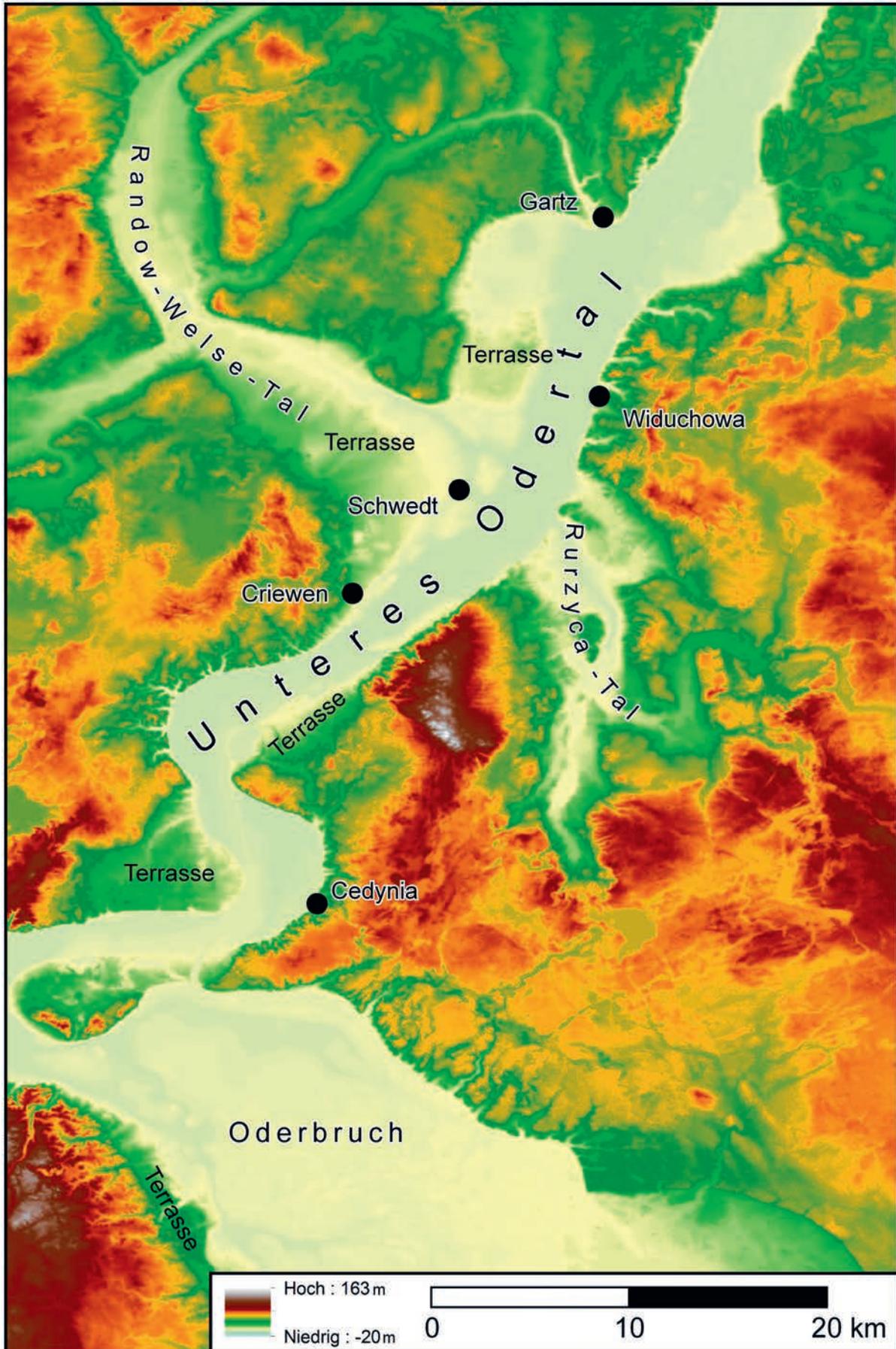


Abbildung 2: Digitales Geländemodell des Unteren Odertals. Quelle: Olaf Juschus.

Literatur

Piotrowski, A., Pisarska-Jamroży, M., Schlaak, N., Brose, F., Juschus, O., Przybylski, B., Relisko-Rybak, J., Sydor, P., Krzywińska, J. (2012): Referaty Wprowadzające. Wysoczyzna Pojezierza Mysliborskiego i Dolina Dolnej Odry w okolicy Cedyni. In: Państwowy Instytut Geologiczny Warszawa [Hrsg.]: XIX Konferencja Stratygrafia Plejstocenu Polski „Korelacja osadów plejstocenu na pograniczu polsko-niemieckim w Dolinie Dolnej Odry“. Cedynia, 3-7.09.2012 r. - Warszawa: S. 164-169.

4 Deutsch-polnische Zusammenarbeit: Harmonisierung der Bewertung von Natura 2000-Lebensraumtypen am Beispiel des Unteren Odertals

Jana Chmielecki und Jens Meisel

Zusammenfassung

Im Rahmen eines deutsch-polnischen INTERREG IVA Projektes war die Harmonisierung und Optimierung von Flächen-Monitoring, Management und Erhaltungsmaßnahmen zur Umsetzung der NATURA 2000 Richtlinien (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und Vogelschutz-Richtlinie) im Naturraum des Unteren Odertals ein wesentliches Ziel. Für das gesamte Projektgebiet (deutsche und polnische Teilflächen) wurden harmonisierte Methoden für das Monitoring und Management ausgewählter Lebensraumtypen (LRT) erarbeitet und diese Methoden auf ausgewählten Teilflächen erprobt. Auf dieser Basis erfolgte die Erarbeitung von Empfehlungen zu Managementmaßnahmen zur Erhaltung oder Verbesserung des Erhaltungszustandes. Das Projekt zum harmonisierten deutsch-polnischen Monitoring und Management von NATURA 2000 Gebieten im grenzübergreifenden Naturraum Unteres Odertal ist gleichzeitig ein innovatives Modell für andere europäische Grenzregionen. Ein zweites, hier nicht dargestelltes, Teilprojekt befasste sich mit der Harmonisierung und dem Monitoring von Rotbauchunke und Laubfrosch.

Das Vorhaben wurde in einer Arbeitsgemeinschaft, bestehend aus Klub Przyrodnikow (KP), Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde (HNEE), Institut für angewandte Gewässerökologie (IaG) GmbH, Planland GbR und Luftbild Brandenburg GmbH durchgeführt.

Keywords: FFH-Lebensraumtypen, Monitoring, deutsch-polnische Zusammenarbeit, Harmonisierung

Zielstellung

Nach Artikel 11 der FFH-Richtlinie sind die Mitgliedstaaten zur Überwachung des Erhaltungszustandes der in den Anhängen aufgeführten Schutzgüter und somit zur Einrichtung eines Monitoringsystems verpflichtet. Die Mitgliedsstaaten sind hinsichtlich der Wahl ihrer Methoden des Monitorings frei. Daraus ergeben sich Unterschiede sowohl in den Erfassungsmethoden als auch in der Bewertung des Erhaltungszustandes zwischen Deutschland und Polen. Dies wird besonders ersichtlich, wenn es, wie hier im Unteren Odertal, um die Erfassung eines grenzüberschreitenden Naturraumes geht, der auf beiden Seiten der Oder bezüglich der standörtlichen Bedingungen und Naturraumausstattung nahezu gleich ist und sich vor allem hinsichtlich der historischen Landnutzung unterscheidet. So ergaben vergleichende Untersuchungen und Bewertungen der selben Untersuchungsfläche nach polnischer Methode oftmals einen schlechteren Erhaltungszustand als bei Anwendung des Brandenburger Bewertungsschlüssels. Gründe sind beispielsweise die z.T. höheren

Anforderungen an das Inventar wertgebender Arten als auch eine abweichende Priorisierung von Bewertungskriterien.

Um das von den Schutzgebietsverwaltungen beiderseits der Oder verfolgte Ziel einer einheitlichen Erfassung und Bewertung bedeutender (prioritärer) Lebensraumtypen (LRT) und Arten (z.B. Rotbauchunke und Laubfrosch) im gemeinsamen Naturraum Unteres Odertal zu erreichen, wurden im Zuge des Projektes harmonisierte Erfassungs- und Bewertungsmethoden erarbeitet (Meisel et al. 2013). Neben den fachlichen Zielen hatte die Zusammenarbeit von polnischen und deutschen Partnern auf unterschiedlichen institutionellen (und freundschaftlichen) Ebenen eine herausragende Stellung im Projekt, was sich in der gemeinsamen Arbeit von Wissenschaftlern, Naturschützern und Planern niederschlug.

6440 Brenndolden-Auenwiesen (Cnidion dubii)

Nr.	Kriterien / Wertstufe	A (FV)	B (U1)	C (U2)
A	Vollständigkeit der Lebensraum-typischen Habitatstrukturen	hervorragende Ausprägung	gute Ausprägung	mittlere bis schlechte Ausprägung
A1	Vegetationsstruktur (Struktur beschreiben, Bewertung als Expertenvolum)	hohe Strukturvielfalt: vorherrschend vielfältig geschichtete bzw. mosaikartig strukturierte Wiesen aus niedrig-, mittel und hochwüchsigen Gräsern und Kräutern	mittlere Strukturvielfalt: teilweise gut geschichtete bzw. mosaikartig strukturierte Wiesen aus niedrig-, mittel und hochwüchsigen Gräsern und Kräutern	geringe Strukturvielfalt: geringe Schichtung, meist Dominanz hochwüchsiger Arten (z. B. Wiesenfuchsschwanz)
A2	typische Auenstrukturen und -relief (Strukturen beschreiben, Bewertung als Expertenvolum mit Begründung)	Auenstrukturen vorhanden (temporäre Wasserstellen, Rinnen u. ä.)	verarmt an typischen Auenstrukturen	keine typischen Auenstrukturen
A3	Räumliche Struktur der Lebensraumflächen	keine oder geringe Zerstückelung, bedingt hauptsächlich durch die natürliche Struktur des Talbodens	schwacher oder mittlerer Zerstückelungsgrad, manchenorts deutliche Zerstückelung, dann aber bedingt hauptsächlich durch die natürliche Struktur des Talbodens	starke Zerstückelung, bedingt hauptsächlich durch anthropogene Verhältnisse oder fortgeschrittene Rück-Sukzession und nur teilweise durch die Struktur des Talbodens
A4	Erhaltung lokal typischer Teilflächen	großer Anteil lokal typischer und gut erhaltener Teilflächen (>40-50%)	mittlerer Anteil lokal typischer und gut erhaltener Teilflächen (10-40%)	sehr geringer Anteil lokal typischer und gut erhaltener Teilflächen (<5-10%)
A5	Streuschicht [tote Biomasse]	nicht vorhanden oder eine sehr geringe Schicht (durchschnittlich <0,5 cm)	Schicht mit einer mittlerer Mächtigkeit (durchschnittlich 0,5-2 cm)	Schicht mit einer erheblichen Mächtigkeit (durchschnittlich >2 cm)

6440 Łąki selenicowe (All. Cnidion dubii)

Nr	Kryteria / stopień oceny	FV (A)	U1 (B)	U2 (C)
A	Kompletność struktur typowych dla siedliska	bardzo dobre wykształcenie	dobre wykształcenie	wykształcenie średnie do złego
A1	Struktura szaty roślinnej (opisać strukturę, ocena jako stanowisko eksperckie)	Duża różnorodność strukturalna: dominujące łąki ze zróżnicowanymi warstwami lub mozaikową strukturą złożoną z niskich, średnich i wysokich traw oraz roślin zielnych	Przeciętna różnorodność strukturalna: łąki z częściowo dobrze wykształconymi warstwami lub z częściowo mozaikową strukturą złożoną z niskich, średnich i wysokich traw oraz roślin zielnych	Niewielka różnorodność strukturalna: warstwy nieznacznie wykształcone, przeważnie dominacja gatunków wysokopiennych (np. wycyzinek łąkowy)
A2	Typowe struktury obszarów zalewowych i typowa rzeźba terenu obszarów zalewowych (opisać struktury, ocena jako stanowisko eksperckie z uzasadnieniem)	Występują struktury obszarów zalewowych (miejsca okresowego występowania wody, rynny itp.)	Zubozałe typowe struktury obszarów zalewowych	Brak typowych struktur obszarów zalewowych
A3	Struktura przestrzenna płatów siedliska	Brak fragmentacji lub fragmentacja nieznaczna, wynikająca głównie z naturalnego ukształtowania dna doliny	Słaby lub średni stopień fragmentacji, niekiedy fragmentacja wyraźna, ale wówczas wynikająca głównie z ukształtowania dna doliny	Silna fragmentacja, wynikająca głównie z uwarunkowań antropogenicznych lub zaawansowanej sukcesji wtórnej, a tylko częściowo z ukształtowania dna doliny
A4	Zachowanie płatów lokalnie typowych	Udział płatów lokalnie typowych i dobrze zachowanych duży (>40-50%)	Udział płatów lokalnie typowych i dobrze zachowanych średni (10-40%)	Udział płatów lokalnie typowych i dobrze zachowanych bardzo mały (<5-10%)
A5	Wojłok (martwa materia organiczna)	Brak lub warstwa znikoma (średnio <0,5 cm)	Warstwa średniej miąższości (średnio 0,5-2 cm)	Warstwa znacznej miąższości (średnio >2 cm)

Abbildung 1: Beispiel für einen harmonisierten Bewertungsbogen für den LRT 6120 (Ausschnitt).

Flächenkulisse

Für die Flussaue wurden folgende im Naturraum Unteres Odertal vorkommenden LRT berücksichtigt:

- 3150: Natürliche eutrophe Seen mit Vegetation des Magnopotamions und Hydrocharitions
- 3270: Flüsse mit Schlammhängen mit Vegetation des *Chenopodium rubri* p.p. und des *Bidens* p.p.
- 6440: Brenndolden-Auenwiesen (*Cnidion dubii*)
- 91Eo*: Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior* (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae)
- 91Fo: Hartholzauenwälder mit *Quercus robur*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *Fraxinus angustifolia* (Ulmion minoris)

Methoden

Im Zuge der Erarbeitung des harmonisierten Monitoringkonzeptes wurden folgende Harmonisierungs- und Anpassungsschritte vollzogen:

- 1) Literaturrecherchen zu Monitoringkonzepten, -richtlinien und einzelnen Methoden auf EU-, Länder-

und Bundesland- sowie Wojewodschaftsebene, mit dem Ziel einen Überblick über potenziell einzubeziehende Ansätze und Verfahren zu erhalten und zu verwendende Quellen zu identifizieren,

- 2) Herausarbeitung der Kernparameter, Methoden sowie der Unterschiede in Bezug auf Konzept und Methoden sowie
- 3) Zusammenführung bzw. Harmonisierung von deutschen und polnischen Ansätzen.

Harmonisierungsbedarf

Im Ergebnis wurde ein Harmonisierungsbedarf bei der Methode der Flächenabgrenzungen von LRT und deren Differenzierung in Erhaltungszuständen, bei den Aufnahmemethoden der Vegetation sowie bei den Bewertungsverfahren und Aggregation der Bewertungskriterien festgestellt.

Es wurden Unterschiede in der Kartier- und Bewertungsmethodik auf deutscher und polnischer Seite herausgearbeitet. In Deutschland erfolgt die Ausweisung von LRT und Erhaltungszuständen auf Biotopenebene, d.h. es erfolgt eine biotopbezogene Differenzierung unterschiedlicher Erhaltungszustände innerhalb einer größeren Fläche, ggf. aus

Tabelle 1: Drei-Wege-Berechnung des Erhaltungszustands (Brandenburger, polnisches und harmonisiertes Verfahren).

C1	Veränderungen der lebensraumtypischen Standortverhältnisse, Strukturen und Artenzusammensetzung	Störung durch Angler (Trittstellen, Eutrophierung), Acer negundo	C	Acer negundo	C
C2	Fremdländische Arten im Baumbestand	Acer negundo	C	Acer negundo	C
C3	Invasive fremde Arten in der Kraut und Strauchschicht	Acer negundo, Impatiens parviflora	B	Acer negundo, Impatiens parviflora	B
C4	Einheimische expansive Arten (Apoohvten) im Unterholz		A		A
C5	Zerstörung des Unterholzes und des Bodens in Zusammenhang mit der Holzernte		A		A
C6	Andere Beeinträchtigungen	Angler (Totholzentnahme für Lagerfeuer, Trittstellen, Müll)	B		B
D	Lebensraumfläche am Standort	stabil, aber inselartige Bestände, anthropogen zerschnitten, durch Fluss und Weg in Ausbreitung begrenzt	B	stabil, aber nur baumreihenartig entlang des Walls, kaum geschlossener Bestand	B
Gesamtbewertung des Erhaltungszustandes (de)		B + C + C	C	B + C + C	C
Spezifische Funktion und Struktur des Lebensraums am Standort (pl)		A + C + B + C + B	C	A + C + C + C + B	C
Harmonisierte Gesamtbewertung des Erhaltungszustand		B + C + B + B	B	B + C + B + B	B

 - Parameter aus der polnischen Bewertung
 - Parameter der gemeinsamen Bewertung
A - Parameter der gemeinsamen Bewertung
! - Kardinal-Indikator in Polen

mehreren Biotopen bestehend, die jedoch dem gleichen LRT zugeordnet ist. Bis zum jetzigen Zeitpunkt werden in Polen Flächen mit gleichen Lebensraumtypen unabhängig von deren Erhaltungszustand arrondiert, d.h. zu einer Fläche zusammengefasst. So werden häufig keine abweichenden Erhaltungszustände unterschieden, auch wenn diese innerhalb einer LRT-Fläche auftreten.

Wichtigste Unterschiede zwischen deutscher und polnischer Aufnahmemethodik sind: In Polen werden entlang eines Transektes drei Pflanzenaufnahmen nach Braun-Blanquet erstellt, in Brandenburg werden alle Arten auf der gesamten Fläche erfasst und keine Pflanzenaufnahmen nach Braun-Blanquet durchgeführt. Die Ableitung des Erhaltungszustandes erfolgt in Polen für das Transekt, in Deutschland für die Gesamtfläche.

Die Bewertung von FFH-LRT erfolgt europaweit grundsätzlich nach den Kategorien Erhaltungszustand (D)/Spezifische Struktur und Funktion (PL), Änderung der Flächenausdehnung und Schutzperspektiven. Nach welchen Verfahren diese Kategorien jedoch bewertet werden, ist Sache der Mitgliedsstaaten und führt deshalb zu Abweichungen in den Bewertungsverfahren in Polen und Deutschland. Dies soll beispielhaft am Kriterium „lebensraumtypisches Arteninventar“, bei dem gravierende Unterschiede zwischen Polen und Deutschland bestehen, dargestellt werden: Hier gibt das polnische Bewertungsschema häufig mehr

Arten vor, die zur Erfüllung des jeweiligen Erhaltungszustandes/Spezifische Struktur und Funktion auf der Fläche vorhanden sein müssen. So ist beispielsweise für die Ausweisung als LRT 6440 in Polen ein umfangreicheres Vorkommen an die gesellschaftstypischen Arten erforderlich, weshalb viele Stromtalwiesen auf deutscher Seite nach polnischer Bewertung die Anforderungen dieses LRT nicht erfüllen würden, aber als LRT 6440 ausgewiesen sind. Daraus ergibt sich eine erhebliche Diskrepanz in den Flächenangaben für diesen LRT. In Polen werden den LRT teilweise andere Assoziationen zugeordnet als in Deutschland, weshalb sich die Liste der lebensraumtypischen Arten unterscheidet.

Erstellung von harmonisierten Erfassungs- und Bewertungsformularen

Es wurden harmonisierte Erfassungs- und Bewertungsformulare in deutscher und polnischer Sprache erstellt (siehe Abbildung 1), die folgenden Grundsätzen entsprechen:

- ein harmonisierter Grundbogen, der genügend Informationen abfragt, um die Anforderungen der nationalen Standards zu erfüllen,
- in dem harmonisierten Bewertungsbogen werden sich ergänzende Parameter aus dem deutschen und dem polnischen Schema übernommen,
- sich im deutschen wie polnischen Schema ähnelnde Parameter werden zu harmonisierten Parametern zusammengefasst,
- die Bewertung muss a) dem deutschen und b) dem polnischen Verfahren der Berichtserstellung dienstbar sein sowie c) eine gleiche Bewertung für den deutschen und den polnischen Teil ergeben (z.B. zur Ausweisung eines LRT bzw. dessen Erhaltungszustands muss eine gemeinsame Artenliste verwendet werden)
- bei dem Bewertungspunkt lebensraumtypische Arten wurden in der harmonisierten Bewertung für die LRT 6120 und 6440 gemeinsame Artenlisten aus der „Addition“ der deutschen und der polnischen Artenlisten zusammengestellt, weil sich die nationalen Listen zu sehr unterscheiden,

- die Pflanzenaufnahmen für die harmonisierte Bewertung werden nach der Methode von Braun-Blanquet, mit einer Häufigkeitsskala nach Braun-Blanquet mit der Erweiterung nach Reichelt & Wilmanns (2m, 2a und 2b) durchgeführt.
- für die harmonisierte Bewertung wird eine Gesamtartenliste mit einfacher Häufigkeitsskala nach Braun-Blanquet (1-5) erstellt.

Bei der Ermittlung der Gesamtnote kann alternativ nach dem polnischen, dem deutschen oder nach dem gemeinsamen Verfahren vorgegangen werden, um im Ergebnis der harmonisierten Geländeerfassung die nationalen Anforderungen genauso zu erfüllen, wie die Anforderungen der harmonisierten Bewertung im Naturraum des Unteren Odertales (siehe Abbildung 2). Grundsätzlich werden damit auf deutscher Seite die harmonisierten und die deutschen Kriterien bewertet und in Polen die harmonisierten und die polnischen Kriterien.

Die harmonisierte Bewertung berücksichtigt fast alle Kriterien der jeweiligen nationalen Bewertungen, nur bei direkten Überschneidungen wurde, in gemeinsamer Abstimmung zwischen den polnischen und deutschen Partnern, ein Mittelweg gefunden. Dann gilt entweder die deutsche, die polnische oder eine harmonisierte A-B-C- Bewertungsskala.

Diskussion

Für die zukünftigen nationalen Biotop- und Lebensraumtypen-Kartierungen im Unteren Odertal sollten die entwickelten harmonisierten Erfassungs- und Bewertungsbögen genutzt werden.

Die Literaturrecherche erwies sich zum Teil als kompliziert, konnte aber durch die polnischen und deutschen Partner realisiert werden.

Auch stellten die inhaltlichen Abstimmungen, zum Beispiel bei der Erarbeitung einer harmonisierten Bewertung, die Bearbeiter auf Grund der z.T. komplexen und detailreichen Ableitungsverfahren auf eine (Kommunikations-)Probe.

Trotz der formalen Harmonisierung der Erfassungs- und Bewertungsbögen, erfolgt die Erfassung und Bewertung durch einzelne Personen aus Deutschland oder Polen, die in ihren nationalen

Bewertungssystemen als Kartierer „sozialisiert“ wurden. Die Diskussionen bei der Bewertung der LRT oder die grundsätzlich unterschiedliche Ausweisungspraxis des LRT 6440 in Deutschland und Polen könnte dazu führen, dass trotz der harmonisierten „Infrastruktur“ (Erfassungs- und Bewertungsbögen) die Gefahr besteht, dass letztlich doch keine harmonisierte Bewertung erfolgt.

Das neben den fachlichen Zielen gestellte Ziel, die Zusammenarbeit auf beiden Seiten der Oder zu intensivieren und ein gemeinsames Verständnis fachlicher Abläufe herzustellen, ist gelungen, wie auch die Auentagung 2016 zeigt, an der zahlreiche Mitglieder des Projektteams aktiv teilnehmen.

Literatur

Meisel, J., Jermaczek, A., Chmielecki, J., Langer, A. et al. (2013): „Harmonisierung und Optimierung des Managements von NATURA 2000-Gebieten im grenzüberschreitenden Naturraum Unteres Odertal“, Teilprojekt Deutsch-polnisches Monitoringkonzept und Managementplan für ausgewählte FFH-Lebensraumtypen der Trockenrasen und der Flussaue im Naturraum Unteres Odertal. Projektbericht.

5 Versuch der naturschutzfachlichen Bewertung von Fließgewässern mittels eines einfachen Verfahrens:

Am Beispiel der Fließgewässer der polnischen Woiwodschaft Lebuser Land

Andrzej Jermaczek

Zusammenfassung

Der Beitrag beschreibt die Bewertung von Fließgewässern in der polnischen Woiwodschaft Lebuser Land [województwo lubuskie] mit Hilfe von einfach zugänglichen und interpretierbaren Daten und Parametern. Die Bewertung erfolgte 2015 und stützte sich auf die Auswertung von fünf Parametern: der Landnutzung im Tal, der Gewässermorphologie (mit dem Krümmungsgrad als Indikator), dem Vorkommen von FFH-Lebensraumtypen, dem Vorkommen von ausgewählten störungsempfindlichen Tierarten sowie dem Schutzstatus. Die Bewertung der Parameter erfolgte mittels Punktsystem.

Analysiert wurden 362 Auswertungseinheiten (Fließgewässer, bzw. Fließgewässerabschnitte) mit einer Gesamtlänge von 4660,4 km. Die Gesamtbewertung der Fließgewässer, die sich aus der Summe der Kennwerte der einzelnen Parameter ergibt, bewegte sich in einer Spanne zwischen 4 und 61 Punkten. In der Gruppe der Fließgewässer, bzw. Fließgewässerabschnitte, die mit über 30 Punkten bewertet wurden, befinden sich insgesamt 67 Auswertungseinheiten, 104 weitere Gewässer erhielten 15 und weniger Punkte. Die durchgeführte Bewertung hat einen vorläufigen Charakter und dient als Anstoß einer weitergehenden Diskussion. Es erscheint notwendig, dass in ganz Polen eine detaillierte Fließgewässerbewertung auf der Basis von Feldarbeiten erfolgt. Nur auf diese Art und Weise ist es möglich, reale Probleme, Gefährdungen und Bedürfnisse zu identifizieren sowie Grundlagen für eine Gewässerbewirtschaftung zu schaffen, die mit dem nationalen und dem EU-Recht konform gehen.

Keywords: naturschutzfachliche Bewertung, naturschutzfachlicher Wert von Fließgewässern, Fließgewässerschutz, Gewässerbewirtschaftung, Westpolen

Einführung

Im Jahr 2015 wurde auf der Basis einer am 30.03.2015 zwischen der Stiftung WWF Polen (Warschau), und dem Naturschutzverein Klub Przyrodników (Świebodzin) sowie dem Verein Towarzystwo Badań i Ochrony Przyrody [Gesellschaft für Naturschutz- und Forschung] (Kielce) abgeschlossenen Kooperationsvereinbarung, die am 30.03.2015 zwischen den genannten drei Partnern abgeschlossen wurde, ein vereinfachtes Bewertungsverfahren für die Naturnähe von Fließgewässern in Polen im Rahmen einer Studie entwickelt. Ziel der Studie war es, Fließgewässer in den polnischen Woiwodschaften Lebuser Land [województwo lubuskie] und Heiligkreuz [województwo świętokrzyskie] mit Hilfe von einfach zugänglichen und interpretierbaren Parametern zu bewerten. Die Studie war Bestandteil eines umfangreichen Programms, in dem eine Methodik zur Bewertung

von Fließgewässern in Polen entwickelt und erprobt werden sollte.

Die Bewertung konnte im Schnellverfahren und auf ehrenamtlicher Basis innerhalb kurzer Zeit durchgeführt werden. Dabei wurde eine stark vereinfachte Methodik angewandt. Nichtsdestotrotz ist die vorliegende Bewertung einer der wenigen wissenschaftlichen Beiträge zur Diskussion über die Notwendigkeit, die wasserwirtschaftlichen Planungen auf naturschutzfachliche Grundlagen zu stützen und Vorhaben zum Flussgebietsmanagement unter Berücksichtigung der Naturnähe der Gewässer zu planen. Der folgende Beitrag konzentriert sich auf die methodischen Grundlagen der Studie. Die Ergebnisse werden kurz und nur für einen der polnischen Bezirke, die Woiwodschaft Lebuser Land, dargestellt.

Methoden

Einteilung der „einheitlichen Oberflächenwasserkörper“ in Auswertungseinheiten

Im ersten Schritt wurde die gemäß der Wasserrahmenrichtlinie erstellte Gliederung der sog. „einheitlichen Oberflächenwasserkörper“ der polnischen Wasserwirtschaft ausgewertet. Sie wurde der Datenbank der Nationalen Verwaltung für Wasserwirtschaft entnommen. Bewertet wurden alle Fließgewässer innerhalb der Woiwodschafsgrenzen, die in dieser Gliederung enthalten sind. Wenn es aus methodischen Gründen erforderlich war, wurden sie nochmals in kleinere Abschnitte unterteilt. Von grenzüberschreitenden Wasserläufen wurden nur die innerhalb der Woiwodschafsgrenzen liegenden Fließgewässerabschnitte betrachtet.

Zur Bewertung der Fließgewässer wurden fünf Parameter ausgewählt, von denen angenommen wurde, dass sie zum einen zuverlässige Aussagen über die Naturnähe von Fließgewässern ermöglichen und dass sie zudem direkte und indirekte Indikatoren für die Natürlichkeit der Gewässer und ihre Sensitivität gegenüber dem Einfluss von hydrotechnischen Maßnahmen sind. Die Bewertung der Parameter erfolgte nach Punkten.

Landnutzung im Gewässerumfeld

Als ein Parameter zur Bewertung der Natürlichkeit von Fließgewässern wurde die Landnutzung des Gewässerumfelds herangezogen. Dabei wurde davon ausgegangen, dass der Grad der Natürlichkeit proportional sinkt, je intensiver die Landnutzung im Umfeld des Fließgewässers ist, insbesondere wenn der Anteil von Acker- und Siedlungsflächen hoch ist. Eine natürliche und halbnatürliche Landbedeckung im Umfeld des Fließgewässers - wie Wald, Dauergrünland, Feuchtgebiete und Gewässer - spricht für einen höheren Natürlichkeitsgrad. Diese Verhältnisse spiegeln auch die Intensität der Notwendigkeit von Gewässerunterhaltungs- oder -regulierungsmaßnahmen wider.

Die Arten der Landnutzung wurden der Datenbank CORINE Land Cover (2006) entnommen. Die Auswertung erfolgte nach folgenden Kategorien der Landnutzung, bzw. Landbedeckung: 3. Wälder, 2.3. Grünland, 4. Feuchtflächen, 5.1. Wasserflä-

chen im Landesinneren, 2. Landwirtschaftliche Flächen, ausgenommen 2.3, Sonstige anthropogen beeinflusste Flächen. Die Analyse der Landnutzung im Umfeld der Gewässer erfolgte je nach Größe des Fließgewässers innerhalb von 10 - 100 m breiten Pufferstreifen, die um die Mittellinie des Wasserlaufs gelegt wurden. Je nach der Summe des prozentualen Anteils der Landnutzungstypen, die natürliche und halbnatürliche Lebensräume repräsentieren (Wälder, Dauergrünland, Gewässer und Feuchtgebiete), an der Gesamtfläche des Puffers wurden Punkte vergeben, und zwar: 1 Punkt bei einem Flächenanteil natürlicher und halbnatürlicher Lebensräume von bis 10 %, 2 Punkte - 10 % bis 20 % der Fläche, 3 Punkte - 20 % bis 30 % der Fläche usw.

Gewässermorphologie

Bei der Bewertung der Gewässermorphologie wurde davon ausgegangen, dass der Krümmungsgrad der einzige Indikator ist, der nach dem aktuellen Stand der Kenntnisse über die Hydromorphologie aller betrachteten Fließgewässer anwendbar ist. Dieser Indikator spiegelt in den meisten Fällen den Charakter und die Veränderung des Zustandes der Gewässer gut wider. Für jedes der ausgewerteten Fließgewässer, bzw. jeden der Fließgewässerabschnitte wurde der Krümmungsgrad als Quotient aus der Fließlänge und der Länge einer Geraden, die die Endpunkte des Abschnittes verbindet, berechnet. Für die Gesamtbewertung wurde der Krümmungsgrad in Punkte umgerechnet, indem für jeden begonnenen 0,1-Schritt oberhalb der 1,0-Grenze des Krümmungsgrades ein Punkt vergeben wurde: 1 Punkt für Krümmungsgrade von 1,1 bis 1,2, 2 Punkte bei einem Krümmungsgrad von 1,2 bis 1,3 usw. Für Wasserläufe mit einem Krümmungsgrad von über 2,0 wurden unabhängig vom Wert 10 Punkte vergeben.

FFH-Lebensraumtypen

Von Vorteil für die Erprobung der Bewertungsmethode erschien es, dass die FFH-Lebensraumtypen (FFH-LRT) entlang der auszuwertenden Fließgewässer verhältnismäßig gut erfasst sind, denn sie sind ein anerkanntes Kriterium für die naturschutzfachliche Bewertung. Eine große Vielfalt und/oder ein großer Flächenanteil an FFH-Lebensraumtypen in einem Gebiet spiegeln dessen hohen naturschutzfachlichen Wert wider. Für je-

des der zu bewertenden Fließgewässer wurde die Zahl der aquatischen und der semiaquatischen Lebensräume, die mit ihm hydrologisch zusammenhängen, ermittelt. Ausgewertet wurden sowohl die Fließgewässer-LRT als auch die LRT, die in den Niederungen, bzw. in Tälern der jeweiligen Fließgewässer erfasst wurden. Je nach Flussgröße wurden die FFH-LRT in 50, 100 oder 200 m breiten Pufferstreifen ab der Gewässermittellinien gezählt. Insgesamt konnten 17 FFH-LRT festgestellt werden - Codes 3130, 3140, 3150, 3160, 3260, 3270, 6410, 6430, 6440, 6510, 7140, 7210, 7220, 7230, 91DO, 91EO, 91FO. Angewandt wurde eine einfache Punktwertung: für das Vorkommen eines LRT im Pufferstreifen wurde 1 Punkt vergeben.

Ausgewählte störungsempfindliche Tierarten

Als vierter Parameter für den naturschutzfachlichen Wert eines Fließgewässers wurde die Anzahl der vorkommenden störungsempfindlichen Tierarten gewählt. Es wurde angenommen, dass die Artenvielfalt in naturnahen Fluss- und Bachtälern höher ist als in anthropogen veränderten Tälern und Fließgewässern, so dass eine hohe Artenzahl einen hohen naturschutzfachlichen Wert und eine erhebliche Sensitivität gegen Veränderungen anzeigt.

Für alle zu bewertenden Fließgewässer, bzw. Fließgewässerabschnitte wurden Indikatorarten ausgewählt, die gegen Gewässerunterhaltungs- oder Gewässerregulierungsmaßnahmen, hydromorphologische Veränderungen, Querbauwerke, Verunreinigungen und andere Eingriffe empfindlich sind. Berücksichtigt wurden auch Arten der Wiesen- und Feuchtgebiete der Flusstäler. Die Lebensräume, in denen die ausgewählten Indikatorarten vorkommen, sind aufgrund der Entwässerung infolge von Maßnahmen zur Gewässerregulierung, der Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung, der Versiegelung trocken gelegter Flächen oder der Errichtung von Stauseen gefährdet. Anzumerken ist, dass nicht alle der ausgewählten Tierarten in den beiden betrachteten polnischen Woiwodschaften zu finden sind.

Kommt eine Indikatorart im auszuwertenden Gewässerabschnitt oder in seinem Tal vor, erhält sie eine „1“. Dies entspricht einem Punkt bei der Bewertung. Tierarten, die im Auswertungsgebiet

nicht vorkommen oder zu denen keine Kenntnisse zum Vorkommen vorliegen, bekommen eine „0“.

Aus der Summe von Punkten aller Indikatorarten errechnet sich der Kennwert für den Parameter „störungsempfindliche Tierarten“. Die Liste der ausgewählten 55 Indikatorarten setzt sich aus 16 Arten der Fische und Rundmäuler, 26 Vogelarten, 1 Reptilienart und 12 Wirbellosenarten zusammen:

- Fische und Rundmäuler: Flussneunauge, Bachneunauge, Ukrainisches Bachneunauge, Zährte, Nase, Elritze, Schneider, Bitterling, Lachs, Meerforelle, Groppe, Europäische Äsche, Bachforelle, Europäischer Schlammpeitzger, Steinbeißer, Gold-Steinbeißer,
- Vögel: Löffelente, Knäkente, Spießente, Schnatterente, Schellente, Gänsesäger, Wachtelkönig, Tüpfelsumpfhuhn, Kiebitz, Uferschnepfe, Rotschenkel, Waldwasserläufer, Bekassine, Flussregenpfeifer, Fluss-Seeschwalbe, Zwergseeschwalbe, Weißbartseeschwalbe, Trauerseeschwalbe, Weißflügelseeschwalbe, Eisvogel, Bergstelze, Uferschwalbe, Beutelmeise, Karmingimpel, Schlagschwirl, Seggenrohrsänger,
- Wirbellose: Kleine Flussmuschel, Zierliche Teller-schnecke, Schmale Windelschnecke, Bauchige Windelschnecke, Grüne Flussjungfer, Zweigestreifte Quelljungfer, Asiatische Keiljungfer, Großer Feuerfalter, Blauschillernder Feuerfalter, Heller Wiesenknopf-Ameisen-Bläuling, Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläuling, Edelkrebs,
- Reptilien: Europäische Sumpfschildkröte.

Flächennaturschutzinstrumente

Als weiterer Parameter wurde geprüft, ob die zu bewertenden Fließgewässer, bzw. Fließgewässerabschnitte innerhalb von Schutzgebieten liegen. Dieser Auswahl liegt die Hypothese zugrunde, dass die Unterschutzstellung sowohl einen hohen naturschutzfachlichen Wert, der über den Wert der zuvor beschriebenen Parameter hinausgeht, als auch eine hohe Sensitivität gegenüber anthropogenen Eingriffen anzeigt. Ausgewertet wurde, ob die betroffenen Fließgewässer, bzw. Fließgewässerabschnitte Bestandteil von Schutzgebieten sind oder in der Nähe von Schutzgebieten liegen. Dabei wurde nach folgenden Schutzgebietskategorien unterschieden: Nationalpark, Naturpark, Naturschutz-

gebiet, FFH- und Vogelschutzgebiet sowie Landschaftsschutzgebiet. Als Raumbezug wurde analog zur Analyse der FFH-Lebensraum- und Landnutzungstypen von 50, 100, 200 und 400 m breiten Pufferstreifen ab Gewässermittellinie ausgegangen. Für jede der Auswertungseinheiten wurde der Flächenanteil der genannten Schutzgebietskategorien am jeweiligen Pufferstreifen geschätzt. Liegen mehrere Schutzkategorien übereinander, wurde nur eine Schutzkategorie gezählt. 1 Punkt wurde bei einem Flächenanteil bis 10 % vergeben, 2 Punkte - 10 bis 20 % usw.

Ergebnisse

Ausgewertete Fließgewässer

Die polnische Wasserwirtschaft hat in der Woiwodschaft Lebus Land 207 „einheitliche Oberflächenwasserkörper“ differenziert. Diese wurden in der vorliegenden Methode in 362 Fließgewässer, bzw. Fließgewässerabschnitte eingeteilt und stellen die Grundeinheiten für die Bewertung dar. Die Gesamtlänge der behandelten Wasserläufe beträgt 4.660,4 km, die 56 Fließgewässer, bzw. Fließgewässerabschnitte mit einer Länge von über 20 km (darunter 10, die länger als 40 km sind), 116 Gewässer mit einer Länge von 10 bis 20 km und 190 Gewässern, die kürzer als 10 km sind, umfassen.

Landnutzung

Die Auswertung der Landnutzung im Umfeld der Fließgewässer ergab, dass in der Woiwodschaft Lebus Land insgesamt 41,2 % der ausgewerteten Fließgewässer durch weitgehend natürliche und halbnatürliche Lebensräume fließen. Bei 98 von insgesamt 362 Auswertungsflächen nehmen natürliche oder halbnatürliche Lebensräume (Wälder, Dauergrünland, Gewässer oder Feuchtgebiete) über 90 % der Landbedeckung in unmittelbarer Nähe der Fließgewässer ein. Bei weiteren 51 Gewässerabschnitten besteht die Landbedeckung zu über 80 % aus diesen Lebensräumen. Im Umfeld von 277 Fließgewässern, bzw. Fließgewässerabschnitten (75,5 % aller ausgewerteten Fließgewässer) überwiegen mit über 50% Flächenanteilen natürliche oder halbnatürliche Lebensräume.

Bei 85 Gewässerabschnitten (24,5 % aller ausgewerteten Fließgewässer) wird das unmittelbare Gewässerumfeld durch eine intensive Landnutzung

als Siedlungen oder als Ackerland dominiert. Davon fließen 7 dieser Gewässerabschnitte durch Flächen, die zu 90 % intensiv genutzt werden, 9 weitere Gewässerabschnitte sind von Flächen mit 80 bis 90 % intensiver Landnutzung umgeben. Damit ist das Umfeld von nur 4,4 % der ausgewerteten Fließgewässer, bzw. Fließgewässerabschnitte anthropogen stark überprägt.

Gewässermorphologie

Der berechnete Krümmungsgrad war für die einzelnen Untersuchungseinheiten unterschiedlich und schwankte zwischen 1,01 und 3,02. Bei 68 Fließgewässern war er höher als 1,5, bei 41 Fließgewässern war er geringer als 1,1, bei den übrigen 253 Untersuchungseinheiten lag er zwischen den genannten Werten.

FFH-Lebensraumtypen

Nach der Auswertung des Vorkommens von FFH-Lebensraumtypen im Umfeld der untersuchten Fließgewässer erreicht dieser Parameter bei den großen und mittelgroßen Flüssen die höchsten Werte. In der Woiwodschaft Lebus Land sind es die Oder - von Czarna Struga bis Lausitzer Neiße, die Warthe - von Noteć bis zur Mündung, die Warthe - von Obra bis Noteć. Im Umfeld dieser Gewässer wurden 8 der insgesamt 17 LRT nachgewiesen. Im Umfeld von weiteren 16 Fließgewässerabschnitten der Warthe, Oder, Obra, Bóbr, Ilanka, Pliszka, Gryżyna, Noteć, Płociczna und Postomia kamen jeweils 7 LRT vor. In 51 Auswertungseinheiten wurden keine FFH-Lebensraumtypen nachgewiesen. Für sie wurde der Wert 0 vergeben.

Ausgewählte störungsempfindliche Tierarten

Die Zahl der störungsempfindlichen, an Fließgewässer gebundenen Tierarten unterschied sich zwischen den Auswertungseinheiten in der Woiwodschaft Lebus Land stark und schwankte zwischen 0 und 30. Die Fließgewässerabschnitte mit der höchsten Artenzahl (Kennwert 30) decken sich mit den Fließgewässerabschnitten, die die höchste Anzahl von Lebensraumtypen aufwiesen: Oder - von Czarna Struga bis Lausitzer Neiße, Warthe - von Noteć bis zur Mündung, Warthe - von Obra bis Noteć. Alle drei Abschnitte zeichnen sich durch ihre Bedeutung für die Ichthyofauna (10 bis 11 wertgebende Arten), die Avifauna (18 bis 21 wertgebende Arten) und andere Tiere (jeweils 5

Arten) aus. Über 20 wertgebende Tierarten kommen im Umfeld von 9 weiteren Fließgewässerabschnitten der Pliszka, Ilanka, Postomia, Płociczna, Drawa und Oder vor.

Bei 130 ausgewerteten Fließgewässern, bzw. Fließgewässerabschnitten wurden keine der aufgelisteten störungsempfindlichen Tierarten innerhalb der Pufferflächen nachgewiesen. Bei 130 ausgewerteten Fließgewässern, bzw. Fließgewässerabschnitten wurden keine der aufgelisteten störungsempfindlichen Tierarten innerhalb der Pufferflächen nachgewiesen. In den meisten Fällen ist dies jedoch vermutlich auf eine unzureichende Datenlage und nicht auf das mangelnde Vorkommen zurück zu führen.

Flächennaturschutzinstrumente

Die Auswertung des Flächenanteils von nationalen Schutzgebieten oder Natura 2000-Gebieten an den untersuchten Pufferflächen um die zu bewertenden Fließgewässer, bzw. Fließgewässerabschnitte ergab, dass in der Woiwodschaft Lebuser Land in 61 untersuchten Pufferflächen sowohl das Fließgewässer als auch sein direktes Umfeld zu 100 % einen Schutzstatus aufwies. 79 weitere Auswertungseinheiten liegen zumindest zu 90 % innerhalb von Schutzgebieten. Ferner wurde festgestellt, dass das Umfeld von 92 ausgewerteten Fließgewässern, bzw. Fließgewässerabschnitten keinem Schutzstatus unterlag.

Gesamtbewertung

Die Gesamtbewertung der Fließgewässer, die sich aus der Summe der Kennwerte der einzelnen Parameter ergibt, bewegte sich in der Woiwodschaft Lebuser Land in einer Spanne zwischen 4 und 61 Punkten. Die höchste Punktzahl (61) erhielt der Abschnitt der Oder von Czarna Struga bis Lausitzer Neiße. Ebenfalls hohe Gesamtwerte (über 50) erreichten der Reihe nach folgende Auswertungseinheiten: Warthe von Noteć bis zur Mündung (58), Warthe von Obra bis Noteć (58), Pliszka von Konotop bis zur Mündung (56), Kanał Postomski von Rudzianka bis zur Mündung (55), Ilanka von Rzepia bis zur Mündung, Ilanka von den Quellen bis Rzepia, Płociczna von Runica bis zur Mündung und Drawa von Drawica bis Mierzęcka Struga. Bei Warthe und Postomia (Kanał Postomski) sowie Drawa und Płociczna handelt es sich um die vier

Hauptwasserläufe der ausgewiesenen Nationalparks in der Woiwodschaft.

In der Gruppe der Fließgewässer, bzw. Fließgewässerabschnitte, die mit über 30 Punkten bewertet wurden, befinden sich insgesamt 67 Auswertungseinheiten, 104 weitere Gewässer erhielten 15 und weniger Punkte. Anhand der Ergebnisse wurden 4 Fließgewässerkategorien unterschieden. Diese sind in der nachstehenden Abbildung dargestellt.

Diskussion

Die dargestellte Bewertung ist ein vorläufiger und sehr allgemeiner Versuch, den Zustand von Fließgewässern, ihren naturschutzfachlichen Wert sowie deren Sensitivität gegenüber Veränderungen infolge von Gewässerunterhaltungs- oder Gewässerregulierungsmaßnahmen zu bewerten. Gleichzeitig kann die Bewertung einen bedeutenden Ausgangspunkt zur Diskussion über die dringende

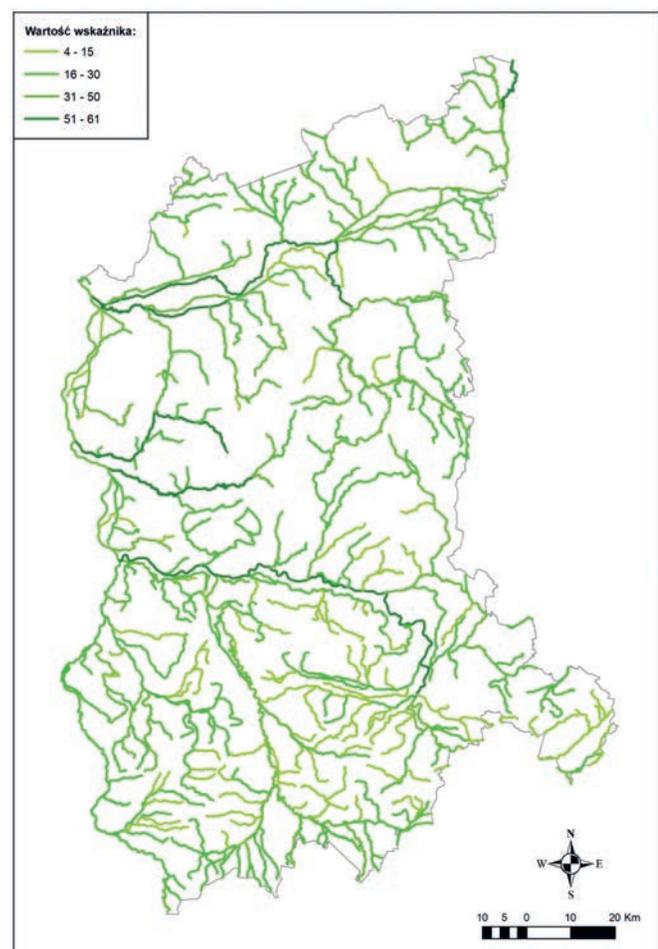


Abbildung 1: Die Bewertung von Fließgewässern der polnischen Woiwodschaft Lebuser Land. Die Farben kennzeichnen die Spannen der Gesamtbewertung von Fließgewässern, bzw. Fließgewässerabschnitten. „Wartość wskaźnika“ = Gesamtbewertung

Notwendigkeit darstellen, die wasserwirtschaftliche Planungen in Polen auf naturschutzfachliche Grundlagen zu stützen und Vorhaben zum Flussgebietsmanagement unter Berücksichtigung der Erhaltung und Entwicklung der Naturnähe bzw. eines guten ökologischen Zustands der Fließgewässer zu planen.

Die in der Studie angewandte kennzahlbezogene Vergleichsmethode, die auf unterschiedlich große und lange Fließgewässer und ihre Umgebung angewendet wird, wird in einigen Punkten den tatsächlichen Verhältnissen nicht ganz gerecht. Größere Fließgewässer oder längere Fließgewässerabschnitte werden in diesem Bewertungsverfahren begünstigt, weil ihre Biotop- und Artenvielfalt größer ist. Im Prinzip scheinen sie wertvoller zu sein und empfindlicher auf anthropogene Veränderungen zu reagieren. Dieser Zusammenhang muss aber nicht zwingend sein. Daher sollte die Methodik vielleicht dahingehend optimiert werden, dass die Bewertung differenziert nach Fließgewässerkategorien erfolgt.

Die durchgeführte Bewertung nutzt ca. 60 - 70 % des verfügbaren Wissens zu diesem Thema. Ausgewertet wurden Literaturangaben, nicht publizierte Arbeiten und Felddaten, über die die vor Ort tätigen Personen und Nichtregierungsorganisationen verfügen. Möchte man alle der vorhandenen Daten recherchieren und damit schließlich auch die Bewertung wesentlich verbessern, wird sich der Arbeits- und Zeitaufwand um ein Mehrfaches steigern.

Obwohl die Bewertungsmethode nur auf stark vereinfachten Kenngrößen basiert, waren für einige Auswertungseinheiten dennoch nur sehr lückenhafte naturschutzfachliche Daten verfügbar. Daher wird davon ausgegangen, dass das Bewertungsergebnis teilweise erheblich zu schlecht ausfällt. Das trifft insbesondere auf kleinere Fließgewässer zu, bei denen die Datenlage zu den bewerteten naturschutzfachlichen Kennwerten eindeutig unzureichend ist. Dieser Zustand lässt sich auch durch eine intensivere Datenrecherche nicht verbessern. Die fehlenden Daten müssen vor Ort zunächst erfasst werden. Das bedeutet einen zusätzlichen mehrfachen Anstieg des Arbeits- und Mittelaufwandes.

Der in der Studie angewandte Indikator zur Lage der Auswertungseinheiten in Schutzgebieten veranschaulicht zwar die Sensitivität der betreffenden Fließgewässerabschnitte gegenüber Gewässerunterhaltungs- oder Gewässerregulierungsmaßnahmen. Wird jedoch ein bestehender Schutzstatus als Bewertungskriterium genutzt, werden Fließgewässer ohne Schutzkategorie bei der Bewertung benachteiligt. Bei der Erstellung einer Liste von Fließgewässern, die unter Naturschutz gestellt werden sollten, ist daher eine zu schlechte Bewertung wenig hilfreich.

Obwohl Studien, die auf vereinfachten, verallgemeinernden Methoden beruhen, viele Nachteile aufweisen, bringt ihre Umsetzung auch viele Vorteile. Sie erfüllen wesentliche Bedürfnisse, von denen in diesem Fall das wichtigste ist, den Stand der Kenntnisse über Fließgewässer auf der Ebene der Woiwodschaften und der Landesebene in Polen in Ordnung zu bringen. Sie ist damit eine Grundlage für den Beginn einer notwendigen Fachdiskussion über die Methoden der Fließgewässerunterhaltung und über die Entwicklungstendenzen in der Wasserwirtschaft. Die dargestellte Bewertung hat einen vorläufigen Charakter, ihre Ergebnisse zeigen lediglich die wichtigsten Probleme auf. Es erscheint jedoch notwendig, dass in den nächsten Jahren eine detaillierte Fließgewässerbewertung auf der Basis von Feldarbeiten durchgeführt wird, die jeden Wasserlaufkilometer von den Quellen bis zur Mündung einbeziehen sollten. Nur auf diese Art und Weise ist es möglich, reale Probleme, Gefährdungen und Bedürfnisse zu identifizieren sowie Grundlagen für eine naturschutzgerechte Gewässerbewirtschaftung zu schaffen, die die Erhaltung, bzw. Wiederherstellung des guten Zustandes der Gewässer und der gewässergebundenen Lebensräume gemäß dem nationalen und dem EU-Recht ermöglicht.

Literatur

Jermaczek A., Przybylska J., Kwaśny Ł., Maniarski R., Stańko R., Zieleniewski W. (2015): Wstępna waloryzacja przyrodnicza rzek w woj. lubuskim i świętokrzyskim pod kątem oceny aktualizacji Programu Wodno-Środowiskowego Kraju, aktualizacji Planów Gospodarowania Wodami w dorzeczach, Planów Zarządzania Ryzykiem Powodziowym oraz Planów Utrzymania Rzek. [Vorläufige natur-schutzfachliche Bewertung von Fließgewässern in den polnischen Woiwodschaften Lebusen Land und Heiligkreuz unter dem Gesichtspunkt der Beurteilung der Aktualisierung des Nationalen Umwelt-Gewässerprogramms, der Aktualisierung der Bewirtschaftungspläne für Einzugsgebiete, der Hochwasserrisikomanagementpläne und der Flussunterhaltungspläne] WWF, Klub Przyrodników, Towarzystwo Badań i Ochrony Przyrody, Świebodzin – Kielce.

6 Auveg - eine bundesweite Datenbank der Vegetation von Flussauen

Peter J. Horchler

Zusammenfassung

Die Datenbank „AuVeg“ der Bundesanstalt für Gewässerkunde enthält Vegetations- und Standortaufnahmen aus den Flussauen der großen, schiffbaren Flüsse Deutschlands. Sie liefert eine solide Grundlage zur Abschätzung der pflanzlichen Diversität der Flussauen. Erste Analysen zeigen, dass die Flussauen mindestens 27 % aller Pflanzenarten Deutschlands aufweisen. Ein Vergleich der Vegetation der Hartholzauenwälder von Rhein, Elbe und Donau zeigt deutliche Unterschiede in der lokalen (Alpha-) und regionalen (Gamma-) Diversität sowie der Heterogenität der Vegetationsausprägung (Beta-Diversität). Während an der Elbe die höchste und an der Donau die niedrigste Alpha-Diversität anzutreffen ist, weist die Donau die höchste Gamma- und Beta-Diversität auf.

Keywords: Flussauen, Vegetation, Datenbank, Diversität

Einleitung

Flussauen werden gerne als Hotspots der Biodiversität bezeichnet. Doch was bedeutet das in konkreten Zahlen? Trifft diese Aussage in einer anthropogen sehr stark überformten Landschaft zu? Brunotte et al. (2009) stellten eine ernüchternde Bilanz auf, nach der die Flussauen Deutschlands im Durchschnitt über 70 % ihrer ehemaligen Auenfläche durch Eindeichung verloren haben. Nur noch 2500 Kilometer von etwa 7300 Kilometern schiffbarer Flüsse sind in Deutschland freifließend. Selbst diese Abschnitte sind in ihrem Lauf erheblich verkürzt worden und in ihrem Bett fixiert. Sind die verbliebenen Auen also wirklich noch Hotspots der Biodiversität? Um diese Fragen beantworten zu können, bedarf es einer systematischen, verlässlichen und repräsentativen Erfassung der Organismenwelt der Auen. In der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) wurde 2009 mit der Erfassung der Gefäßpflanzen von Flussauen begonnen. Die seither gesammelten Daten ermöglichen erste Aussagen zu den oben genannten Fragen.

Methoden

Erfassungsstandard

Da der Faktor „Wasser“ die prägende Umweltvariable für die räumlichen Anordnungsmuster der Pflanzen und Tierarten in Flussauen ist, wird als Mindestanforderung für die Erfassung der Pflan-

zenvorkommen eine möglichst genaue Verortung gefordert. Hierdurch wird es möglich, die Ergebnisse von flächendeckenden hydrologischen Modellrechnungen mit den Vorkommen der Arten in einem Geographischen Informationssystem (GIS) zu verschneiden. Seit 2009 wurden daher bundesweit Vegetationsaufnahmen zusammengetragen, die fast alle mit einem satellitengestützten Ortungssystem (GPS) verortet waren. In Einzelfällen wurden Aufnahmen verwendet, die manuell in einer Karte oder einem Luftbild eingetragen wurden. Die Aufnahmen wurden überwiegend nach der Standardmethode der Pflanzensoziologie (Braun-Blanquet 1964) oder leichten Abwandlungen (z.B. Londo 1975, Reichelt & Wilmanns 1973) erfasst.

Datenherkunft

Der größte Teil der Daten stammt aus wissenschaftlichen Vorhaben von Universitäten und Forschungseinrichtungen. Zu nennen sind hier zahlreiche Dissertationen (Baufeld 2005, Franke 2002, Harvolk 2015, Kosack 2014, Leyer 2002, Ludewig 1999, Mosner 2012, Redecker 2001, Schmitz 2002, Weber 2005), eine Masterarbeit (Kahlert 2014), sowie andere Forschungsarbeiten z.B. vom Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung UFZ (Elbe), der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg FVA (Oberrhein) und dem Bundesamt für Naturschutz (Oberrhein). Ein weiterer großer Teil der Daten wurde im Rahmen von Ausbau- und Unterhal-

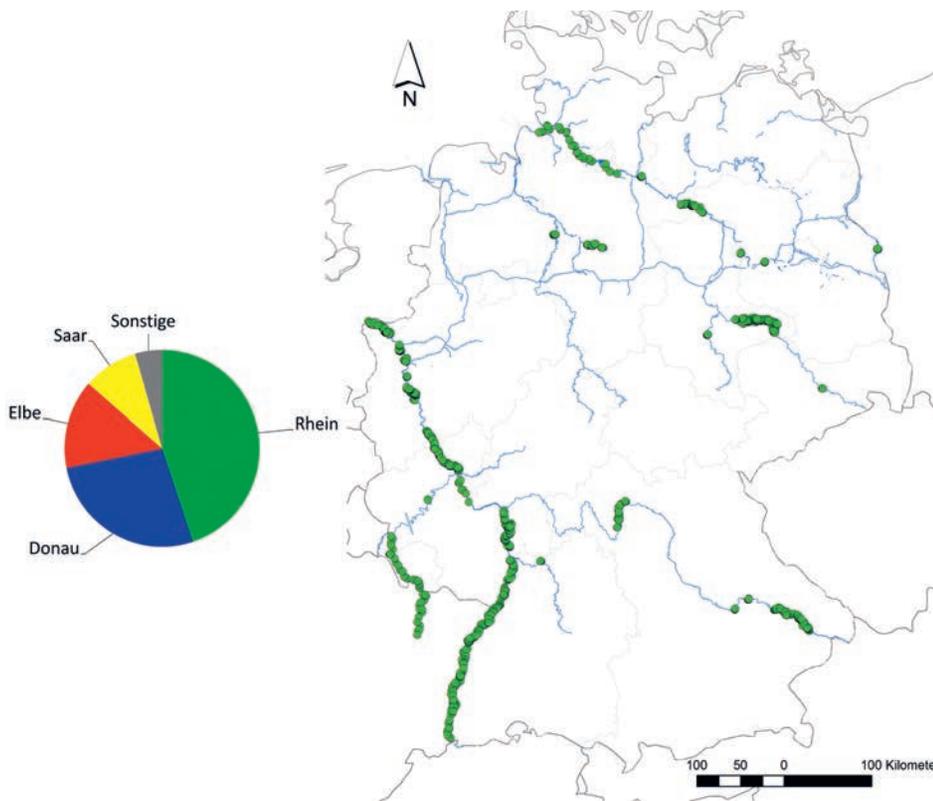


Abbildung 1: Datenbank AuVeg (Stand: August 2016). Links: Anteile der Vegetationsaufnahmen an den Flüssen. Rechts: Karte der räumlichen Verteilung der Vegetationsaufnahmen im Untersuchungsgebiet.

tungsmaßnahmen der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) an Rhein, Main, Donau und Elbe erfasst.

Datenhaltung

Fast alle Daten, die nicht von der BfG selbst erfasst wurden, lagen als MS-Excel Tabelle oder MS-Access Datenbank vor. Alle Daten wurden in eine Turboveg-Datenbank (Hennekens & Schaminee 2001, <http://www.synbiosys.alterra.nl/turboveg/>) importiert. Wo es erforderlich war, wurden handschriftlich vorliegende Daten manuell eingegeben.

Taxonomische Harmonisierung

Da die Daten unterschiedlich alt sind und die Bearbeiter unterschiedliche Vorlieben bei der Benennung der Artnamen haben, musste eine taxonomische Harmonisierung erfolgen. Dies geschah mit Hilfe der Software R (R Core Team 2016) und dem Paket „vegdata“ (Jansen & Dengler 2010). Alle Vegetationsaufnahmen aus Turboveg wurden in R importiert und die Artnamen mit Hilfe des Paktes „vegdata“ mit der Referenzliste GermanSL 1.3 (<http://geobot.botanik.uni-greifswald.de/reflist>) verglichen. Als Zwischenprodukt

wurde eine von „vegdata“ erzeugte Tabelle mit Vorschlägen für die Umwandlung von Artnamen vom Datenbankhalter überprüft und manuell geändert. Im zweiten Arbeitsschritt erfolgte die endgültige Anpassung der Artnamen der unterschiedlichen Bearbeiter in eine gemeinsame Bezeichnung und die Erzeugung einer konsistenten Vegetationstabelle. Hierbei mussten Arten (z.B. *Galium mollugo* ssp. *mollugo* und *Galium mollugo* ssp. *album*) teilweise auf das Niveau von Artaggregaten „angehoben“ werden, falls bestimmte Bearbeiter nur auf diesem Niveau (z.B. *Galium mollugo* agg.) erfasst haben.

Berechnung der Artenarealkurve und anderer Diversitätsindices

Da bei zunehmender Fläche die Artenzahl nicht linear, sondern zumeist asymptotisch zunimmt, kann eine Artenarealkurve (z.B. Arrhenius 1921, Rosenzweig 1995) u.a. einen Hinweis darauf geben, wie komplett ein Gebiet erfasst wurde. Artenarealkurven sind Summenkurven, die den Zuwachs der Artenzahlen mit zunehmender Flächengröße zeigen. Berechnet werden zumeist geglättete Artenarealkurven. Hierbei wird der Zuwachs der Artenzahl zufällig ausgewählter Aufnahmeflächen unterschiedlicher Flächengröße aufsummiert und gegen die anwachsende Flächengröße grafisch aufgetragen. Das Ganze wird einhundertmal wiederholt und anschließend eine mittlere Summenkurve berechnet. Diese bildet die Grundlage für den Vergleich z. B. von unterschiedlichen Flussgebieten wie Rhein, Donau und Elbe. Hierdurch kann eine grobe Abschätzung der jeweiligen (erfassten) Gesamt-Diversität getroffen werden. Whittaker (1960) bezeichnet diese als Gamma-Diversität. Durch den Vergleich der mittleren Artenzahlen auf einer bestimmten Flächengröße (hier 100 m²) wird die lokale Alpha-Di-

versität (Whittaker 1960) abgeschätzt. Nach Whittaker (1960) kann ferner durch das Verhältnis $\text{Gamma} / \text{Alpha} - 1$ die Beta-Diversität, ein Maß für die Vielfalt der Artengemeinschaften bestimmt werden.

Klassifikation der Daten

Für die Betrachtung der Diversität ist es sinnvoll, homogene Vegetationsklassen getrennt voneinander zu betrachten. Daher wurde der Datensatz aller betrachteten Flüsse mit transformierten Deckungsgraden (Bray-Curtis 1957) einer Clusteranalyse unterzogen. Hierbei kam das Ward-Verfahren zum Einsatz (Ward 1963). Der Datensatz wurde in vier große Cluster geteilt. Mit Hilfe der Indikatoranalyse (De Cáceres & Legendre 2009) wurden typische Arten für die Cluster identifiziert.

Verwendete Software

Alle Analysen wurden mit Hilfe der Software R und den Paketen „base“ (R Core Team 2016), „vegdata“ (Jansen & Dengler 2010), „vegan“ (Oksanen et al. 2016), „cluster“ (Maechler et al. 2015) und „indicspecies“ (De Cáceres & Legendre 2009) durchgeführt. Für die Berechnung der geglätteten Artenarealkurven unter Berücksichtigung unterschiedlicher Flächengrößen wurde von Daniel Esser (BfG) ein R-Skript geschrieben.

Ergebnisse

Im August 2016 umfasste die Datenbank 7841 Vegetationsaufnahmen mit 1131 Arten an Gefäßpflanzen. Die ältesten Aufnahmen stammen aus dem Jahr 1981. Die meisten Aufnahmen wurden jedoch ab den 1990er Jahren erfasst. Die räumliche Verteilung der Aufnahmen sowie die Zuordnung zu den Flüssen ist in Abbildung 1 dargestellt.

Zu erkennen ist, dass allein der Rhein und die Saar einigermaßen repräsentativ erfasst wurden. Durch die notwendige Harmonisierung der Taxonomie der Arten wurde die Artenzahl der Rohdaten von über 1500 auf 1131 reduziert. Dies entspricht etwa 27 % der Gesamtartenzahl (4100) der Gefäßpflanzenflora Deutschlands (Wisskirchen & Haeupler 1998). Von den 1131 Arten in der Datenbank sind 10 % Neophyten, von denen ca. 1 % als invasiv eingestuft wird.

4492 der Vegetationsaufnahmen (mit 1013 Arten)

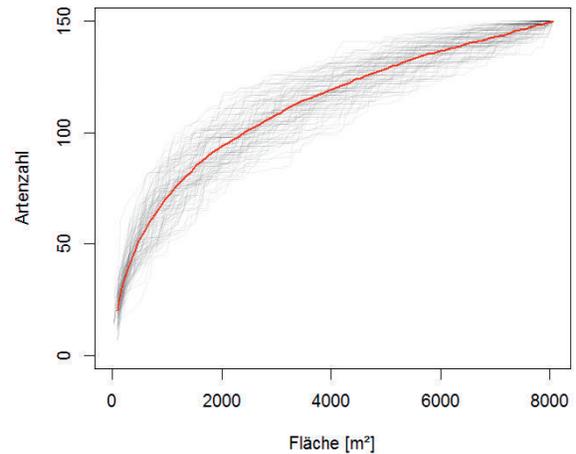


Abbildung 2: Artenarealkurven für die Vegetation des Hartholzwaldes am Rhein. Graue Linien: Summenkurven, die den Zuwachs der Artenzahlen mit zunehmender Flächengröße zeigen. 100 Kurven mit zufälliger Auswahl der Aufnahmeflächen. Rote Linie: Mittelwert der 100 Summenkurven.

hatten eine ausreichende Erfassungsqualität sowie eine Angabe zur Aufnahmefläche. Anhand dieser Daten konnten korrekte Artenarealkurven ermittelt werden. Die asymptotische Kurve für alle 4492 Vegetationsaufnahmen (nicht abgebildet) weist zwar eine deutliche Abflachung auf, erreicht jedoch keine Sättigung. Vier Großgruppen konnten durch die automatische Clusterung unterschieden werden: Ufervegetation und Wasserpflanzen, Weidenbestände und ruderal Hochstauden, Hartholzwald und Grünland. Aufgrund der relativ großen Homo-

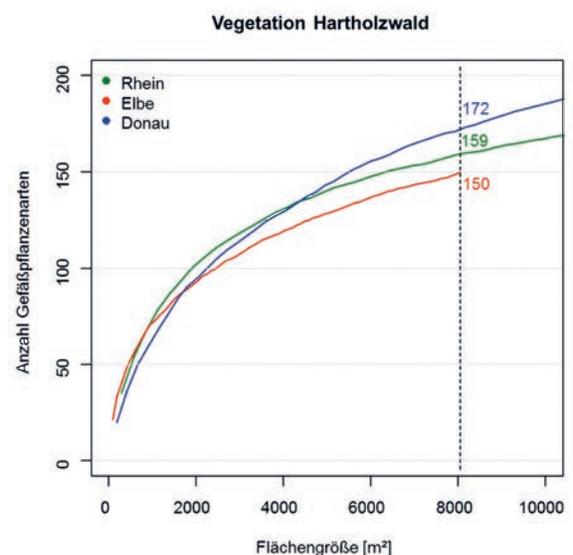


Abbildung 3: Vergleich der geglätteten Artenarealkurven für die Vegetation des Hartholzwaldes an Rhein, Elbe und Donau. Gestrichelte Linie: Schnittlinie entlang der kleinsten Flächengröße (Elbe). Hier ist ein absoluter Vergleich der Artenzahlen möglich.

genität (d.h. Ähnlichkeit der Artenzusammensetzung) innerhalb der Gruppe Hartholzwälder, wurde diese Gruppe für Diversitätsunterschiede zwischen den Flussgebieten Rhein, Donau und Elbe herangezogen. Abbildung 2 verdeutlicht das Prinzip der geglätteten Artenarealkurve.

Abbildung 3 zeigt den Vergleich der Artenarealkurven der drei Flussgebiete: Bei gleicher Fläche an Hartholzaue weist die Donau die höchste Artenanzahl und die Elbe die niedrigste Artenanzahl auf. Die Alphadiversität zeigt jedoch auf einer kleinen Fläche (hier 100 m²) einen umgekehrten Trend (Abbildung 4, links): An der Elbe findet sich die höchste Vielfalt (22 Arten), während an der Donau, im Mittel, nur 12 Arten angetroffen werden. Am Rhein sind es ca. 16 Arten. Die Betadiversität ähnelt wiederum dem Trend der Gamma-Diversität (bei 8000 m²). Sie ist an der Donau (13,9) am höchsten, gefolgt vom Rhein (9,6). und an der Elbe am niedrigsten (Abbildung 4 rechts).

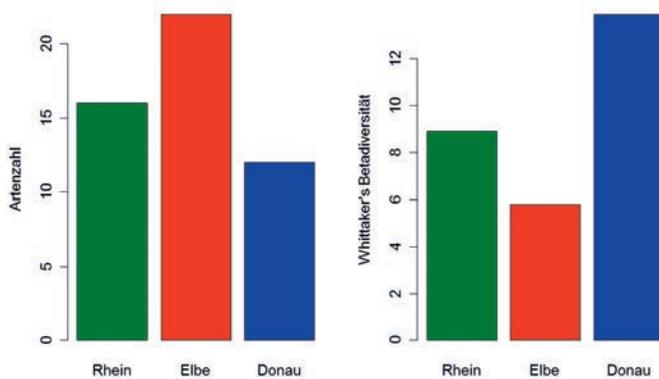


Abbildung 4: Links: Vergleich der mittleren Artenzahlen (Alphadiversität, auf einer Fläche von 100 m²) sowie rechts, der Betadiversität (nach Whittaker 1960) der Vegetation von Hartholzwald an Rhein, Elbe und Donau.

Diskussion

Die eingangs erwähnte allgemeine Einschätzung, dass Flussauen Hotspots der Biodiversität seien, lässt sich nicht abschließend klären, da dem Autor weder repräsentative Vergleichsdaten außerhalb der Flussauen noch Vegetationsdaten aus von Menschen ungestörten, vergleichbaren Flussauen Mitteleuropas vorliegen. Der vorliegende Datensatz ermöglicht aber den Vergleich von Artenzahlen in unterschiedlichen Flussgebieten. Hier wird als Beispiel die Vegetation der Hartholzaue des

Rheins, der Elbe und der Donau verglichen. Da an der Elbe nur recht wenige Aufnahmen dieses Vegetationstyps (83) vorliegen, muss der Vergleich der „Gesamtartenzahl“ auf einer relativ kleinen Fläche von 8000 m² vorgenommen werden. Die Daten (Abbildung 3) zeigen, dass insgesamt eine ähnlich hohe Zahl an Gefäßpflanzenarten zu erwarten ist, an der Donau jedoch die meisten Arten (172) auftreten, gefolgt vom Rhein (159) und der Elbe (150). Hierfür können folgende Erklärungsansätze in Betracht gezogen werden: Alle Daten der Donau stammen aus einem einzigen Gebiet, dem letzten freifließenden Abschnitt (Flusskilometer 2330-2248). Dieser Auenabschnitt liegt in der Nähe eines biogeographischen Übergangsbereiches mit alpinen, subkontinentalen, pannonischen und submediterranen Florenelementen. Er hat zudem zahlreiche Zuflüsse aus den Alpen aber auch aus dem Bayerischen Wald, die jeweils Arten als Schwemmlinge (z. B. *Carduus personata*, *Carex alba*, *Chaerophyllum aureum*, *Gentiana verna*) mitführen können.

Auf der räumlichen Skala der einzelnen Aufnahmefläche (100 m², Alphadiversität) werden jedoch deutlich mehr Arten an der Elbe (22) gefunden gefolgt vom Rhein (16) und der Donau (12). Es ist denkbar, dass dieser Befund zum Teil durch die extensivere Forstwirtschaft an der Elbe begründbar ist. Außerdem sind viele Hartholzwälder an der Elbe relativ licht, so dass eine höhere Anzahl an Arten in der Krautschicht angenommen werden kann. Dies bedarf einer genaueren Überprüfung.

Die deutlich höhere Betadiversität an Donau und Rhein im Vergleich zur Elbe spiegelt zweifellos die Einflüsse der umgebenden heterogenen Landschaft (z.B. Gebirge, kalkreiche und kalkarme Zuflüsse) an Donau und Rhein wider.

Die aufgrund der taxonomischen Harmonisierung reduzierte Gesamtartenzahl von 1131 Gefäßpflanzenarten ist sicher deutlich unterschätzt. Da die Daten jedoch eine unterschiedliche taxonomische Bearbeitungstiefe aufweisen und die Bearbeiter zudem persönliche Schwerpunkte der Datensammlung hatten, ist eine genaue Angabe der Gesamtartenzahl nicht möglich. Der Anteil von ca. 27 % der Gesamtflora Deutschlands erscheint recht hoch. Es muss jedoch angenommen werden, dass

Flussauen aufgrund ihrer standörtlichen Heterogenität und Vielfalt per se viele Arten aufweisen. Um dieses zu bewerten, würde eine Analyse von Vergleichsdaten aus intakten Auenlandschaften sowie Nicht-Auenlandschaften Klärung bringen.

Ausblick

Trotz der Mängel aufgrund der unterschiedlichen heterogenen Datenquellen, bietet die Datenbank AuVeg zweifellos ein hohes Potenzial für weitere Analysen der pflanzlichen Diversität. Ferner eröffnet die Verschneidung der verorteten Vegetationsaufnahmen mit hydrologischen Daten und Daten der Landnutzung weitere Möglichkeiten der standortkundlichen Analyse. Zahlreiche Aufnahmen weisen zudem eine parallele Bodenansprache (z. B. Textur, Humusgehalt) auf, so dass auch lokal kalibrierbare Nischenmodelle erstellt werden können (siehe Guisan & Zimmermann 2000, Booth & Loheide 2012, Mosner et al. 2015, Horchler 2016). Diese können wertvolle Beiträge z. B. zu Renaturierungsmaßnahmen oder bei der Abschätzung von Vegetationsänderungen durch den Klimawandel liefern.

Danksagung

Dank gebührt vor allem allen Datenlieferanten, auch denen, die von der Bundesanstalt für Gewässerkunde beauftragt wurden. Zu nennen sind hier u.a. Antje Birger, Rainer Cezanne, Udo Christiansen, Volker Dittmann, Judith Gläser, Alfons Heinrichfreise, Sylvain Hodvina, Franziska Löffler, Katharina Nabel, Mathias Scholz, Peggy Seltmann, André Terwei, Immo Vollmer und Guido Warthemann. Ein ganz besonderer Dank gilt meinem Kollegen Daniel Esser, der das R-Skript zur Berechnung der Artenarealkurven unter Berücksichtigung unterschiedlicher Flächengrößen der Vegetationsaufnahmen geschrieben hat. Wertvolle Kommentare zur taxonomischen Harmonisierung und zur Verwendung des R-Paketes „vegdata“ kamen von Florian Jansen.

Literatur

- Arrhenius, O. (1921): "Species and Area" *J. Ecol.* 9: 95–99.
- 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 an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Potsdam. 229 S.
- Booth, E.G. & Loheide, S.P. (2012): Hydroecological model predictions indicate wetter and more diverse soil water regimes and vegetation types following floodplain restoration. *Journal of Geophysical Research - Biogeosciences*. 117(G2).
- Braun-Blanquet, J. (1964): *Pflanzensoziologie, Grundzüge der Vegetationskunde*. (3. Auflage). Springer Verlag, Wien, 865 Seiten.
- Bray, J.R. & Curtis, J.T. (1957): An ordination of upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27:325-349.
- Brunotte, E., Dister, E., Günther-Diringer, D., Koenzen, U. & Mehl, D. (2009): Flussauen in Deutschland - Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 87.
- De Caceres, M. & Legendre, P. (2009): Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*, URL <http://sites.google.com/site/miqueldecaceres/>.
- Franke, C. (2002): Grünland an der unteren Mittelelbe - Vegetationsökologie und landwirtschaftliche Nutzbarkeit. Dissertation im Fachbereich Ökologische Agrarwissenschaften der Universität Gesamthochschule Kassel. 185 S.
- Guisan, A. & Zimmermann, N.E. (2000): Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, Volume 135, Issues 2–3, 5 December 2000, Pages 147–186.
- Harvolk, S. (2015): Anthropogenic influence on the distribution patterns of plant species and habitat diversity along German Federal Waterways. Dissertation an der Justus-Liebig-Universität Gießen, 129 S.
- Hennekens, S.M. & Schaminee, J.H.J. (2001): Turboveg, a comprehensive database management system for vegetation data. *Journal of Vegetation Science* 12: 589–591.

- Horchler, P. (2016): Modellierung der Veränderung von Pflanzenhabitaten im Untersuchungsgebiet des Pilotprojektes „Klöden“ Elbe-Km: 185,5 – 196,7. Bericht der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG-1900) im Auftrag des Wasser- und Schifffahrts-amtes Dresden. 49 Seiten mit Anhang.
- Jansen, F., Dengler, J. (2010): Plant names in vegetation databases - a neglected source of bias. *Journal of Vegetation Science*, 21 (6), 1179-1186.
- Junk, W.J., Bayley, P.B., Sparks, R.E. (1989): The flood pulse concept in riverfloodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 106: 110–127.
- Kahlert, Y. (2014): Änderung der Pflanzenartenzusammensetzung entlang von drei Staustufen am Main – ein Effekt der Stauregulierung? Masterarbeit an der Universität Koblenz-Landau.
- Kosack, L. (2014): Hemerobe Uferstrukturen des Unteren Mittelrheins und ihre vegetationskundliche Bedeutung. Dissertation an der Landwirtschaftlichen Fakultät der Rheinischen-Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn. 285 S.
- 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.
- Londo, G. (1975): De decimale schaal voor vegetatiekundige opnamen van permanente kwadraten. *Gorteria* 7: 101–106.
- Ludewig, E. (1999): Direkte und indirekte anthropogene Beeinflussung und Veränderung der Ufervegetation der Saar; *Dissertationes Botanicae*, Band 301.
- Maechler, M., Rousseeuw, P., Struyf, A., Hubert, M., Hornik, K. (2015): Cluster: Cluster Analysis Basics and Extensions. R package version 2.0.3.
- Mosner, E. (2012): Habitat distribution and population genetics of riparian *Salix* species in space and time – a restoration framework for softwood forests along the Elbe River. Dissertation am Fachbereich Biologie der Philipps-Universität Marburg. 178 S.
- Mosner, E., Weber, A., Carambia, M., Nilson, E., Schmitz, U., Zelle, B., Donath, T., Horchler, P. (2015): Climate change and floodplain vegetation – future prospects for riparian habitat availability along the Rhine River. *Ecological Engineering* 82, 493-511. doi:10.1016/j.ecoleng.2015.05.013
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H. & Wagner, H. (2016): *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.3-4. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- R Core Team (2016): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Reichelt, G. & Wilmanns, O. (1973): *Vegetationsgeographie*. Westermann, Braunschweig.
- Redecker, B. (2001): Schutzwürdigkeit und Schutzperspektive der Stromtal-Wiesen an der unteren Mittelbe – Ein vegetationskundlicher Beitrag zur Leitbildentwicklung. 186 S.
- Rosenzweig, M. (1995): *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge University Press.
- Schmitz, U. (2002): Untersuchungen zum Vorkommen und zur Ökologie neophytischer *Amaranthaceae* und *Che-nopodiaceae* in der Ufervegetation des Niederrheins. *Dissertationes Botanicae* 364, 140 S., Cramer (Berlin, Stuttgart).
- Tockner, K., Stanford, J.A. (2002): Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation* 29(3): 308–330.
- Weber, R.P. (2005): Möglichkeiten und Grenzen der Integration des Vertragsnaturschutzes in die Grünlandbewirtschaftung am Beispiel des Biosphärenreservates Flusslandschaft Mittlere Elbe Berlin 2005, 201 S.
- WARD, J.H., Jr. (1963): Hierarchical Grouping to Optimize an Objective Function, *Journal of the American Statistical Association*, 48: 236–244.
- Whittaker, R.H. (1960): Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30, 279-338.
- Wisskirchen, R. & Haeupler, H. (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Mit Chromosomenatlas. Herausgegeben vom Bundesamt für Naturschutz (= Die Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Band 1). Eugen Ulmer, Stuttgart (Hohenheim) 1998, ISBN 3-8001-3360-1.

7 Erfassungsmethoden für sich schnell ändernde Systeme - der "dynamische Methodenmix"

Peter Fischer

Zusammenfassung

Gerade in hochdynamischen und mannigfaltigen Ökosystemen, zu denen Auen zweifelsfrei gehören, erfordert auch das Monitoring eine gewisse Flexibilität. Die Wahl der Methoden wird durch räumliche und zeitliche Parameter bestimmt, die besonders am Fließgewässer einer ständigen Änderung unterworfen sind. Je kleiner die Betrachtungsebene oder je höher die Dynamik, desto häufiger sind Messungen nötig. Jede Erfassungsmethode hat allerdings ihre Möglichkeiten und Grenzen, so dass oft nur eine Kombination von unterschiedlichen Methoden zum Ziel führt. Der Erfassungszeitraum und -umfang sowie die Wahl der einzusetzenden Methoden müssen Fragestellung, ablaufende Prozesse und entstehende Formen berücksichtigen. Nur so kann eine belastbare Datengrundlage für die sich anschließende wissenschaftliche Analyse bereitgestellt werden. Um die Parameter über variierende Betrachtungsebenen hinweg zu erfassen, ist nicht nur die Kombination aus unterschiedlichen Methoden und Geräten, sondern auch ein zeitlich und räumlich flexibler Einsatz notwendig. Dies wird im vorliegenden Beitrag als „dynamischer Methodenmix“ vorgestellt. Die Fallstudie basiert auf der Anwendung im Rahmen des Monitoringprogrammes eines Renaturierungsprojektes.

Keywords: Renaturierung, Morphodynamik, Monitoring, Terrestrisches Laserscanning

Einleitung

Für die Betrachtung der verschiedenen Dimensionen des Fließgewässer-Auen-Systems und die damit einhergehende Vielzahl an benötigten Messparametern ist ein breitgefächertes Methodenspektrum notwendig, welches an den individuellen Möglichkeiten und situationsbedingt an den Bedürfnissen der Messkampagne ausgerichtet werden muss. Dabei kann die Orientierung (und ehrliche Beantwortung) an den sechs W-Fragen auch für den Aufbau und die Gestaltung von Messnetzen Zeit und Kosten sparen:

- Warum: Mit welchem konkreten Ziel bzw. unter welchem Gesichtspunkt wird beobachtet?
- Was: Was ist zu tun? Welche Parameter/Vorgänge sind zu beobachten?
- Wer: Wer führt die Beobachtung durch?
- Wann: Zu welchen Zeitpunkten und mit welcher Frequenz ist zu beobachten?
- Wo: An welchen Standorten ist zu beobachten?
- Wie: Mit welchen Verfahren ist zu beobachten? Wie lange ist zu beobachten?

Erst durch die wissenschaftlich begründete Beantwortung dieser Fragen ist nach Gräber (2005) eine Überwachung des Grundwassers „personell, technisch und ökonomisch transparent sowie entscheidbar und tragbar“.

Ziel des Monitoringprogrammes von Teilprojekt II (MONDAU – MONitoring DonauAUen; www.mon-dau.de) war es nicht, nur einen Prozess an einem Standort zu erfassen und zu beschreiben, sondern vielmehr die Gesamtentwicklung eines neuen Fließgewässers zu verfolgen. Damit ergibt sich eine große Spannweite, angefangen von einer relativ kleinen Betrachtungsebene mit hoher Dynamik und häufigen Messungen bis hin zur Ausbreitung der Überflutungsflächen, die sich über das ganze Untersuchungsgebiet erstrecken.

Untersuchungsgebiet und Dynamisierungsprojekt

Das vom Wasserwirtschaftsamt Ingolstadt geleitete Projekt „Dynamisierung der Donauauen zwischen Neuburg und Ingolstadt“ ist nur eines von vielen Renaturierungsprojekten innerhalb Bayerns; jedoch eines der wenigen – deutschland- und europaweit – das mit einem umfassenden und in-

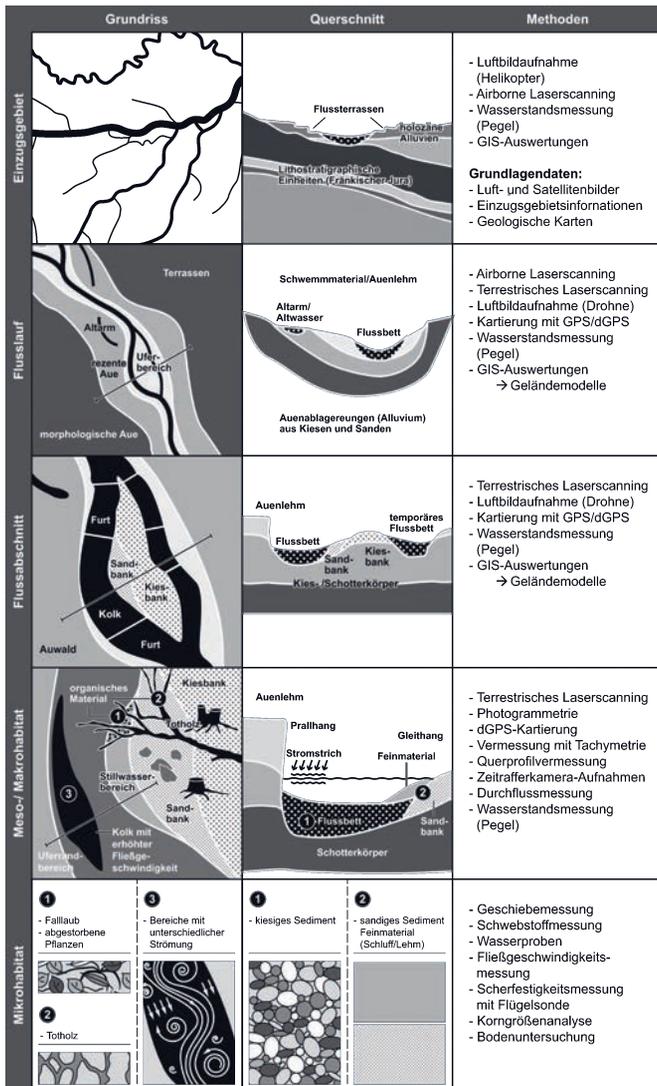


Abbildung 1: Maßstabebenen und Methoden in Auen (schematisch), stark verändert nach Poole (2002), erweitert mit den im MONDAU Teilprojekt II eingesetzten Methoden und Werkzeugen (Fischer & Cyffka 2016).

terdisziplinär angelegten Monitoringprogramm („MONDAU“) begleitet wurde. Kennzeichnend sind die drei Teilvorhaben.

1. Gestaltung einer Fischaufstiegsanlage (Wiederherstellung der Durchgängigkeit der Donau auf der Stufe Bergheim) durch ein permanentes Auengewässer (Dotierung: 1,0-5,0 m³/s, Länge: 8,4 km),
2. Ökologische Flutung des Auwaldes bei Hochwasserereignissen geringer Jährlichkeiten mit bis zu 30 m³/s Ausleitungsmenge,
3. Grundwasserabsenkung (GWA) bei Niedrigwasser der Donau (als Teil eines E+E-Vorhabens des Bundesamts für Naturschutz).

Die Kombination der drei Maßnahmen reicht von der Simulierung von niedrigen Wasserständen bis hin zu hochwasserähnlichen Zuständen. Ziel ist die Wiederherstellung bzw. Förderung autotypischer Biotope und Lebensgemeinschaften. Dabei sollen vor allem die dynamischen Prozesse aus hydrologischer und geomorphologischer Perspektive im bestehenden Auwald unterstützt oder gegebenenfalls neu angeregt werden (Fischer & Cyffka 2016).

Methoden

Um die abiotischen Parameter, Prozesse und Strukturen zu erfassen, wurde eine Kombination aus unterschiedlichen Methoden und Wissenschaftsdisziplinen gewählt. Was unter einem „dynamischen Methodenmix“ verstanden werden kann, soll konkret mit den im Projekt angewandten Methoden dargestellt werden. Dabei wird unterschieden zwischen den Disziplinen der Hydrologie und der Geomorphologie.

Im Ufer- und Gewässernahbereich (vgl. Niehoff 1996) scheint der Einsatz von terrestrischem Laserscanning (TLS) als hochauflösende, relativ schnelle Methode zur Quantifizierung von morphologischen Veränderungen prädestiniert. Jedoch erreicht das Verhältnis von Messdauer zu Datenverarbeitung, insbesondere bei größeren Bereichen, schnell ungünstige Dimensionen und die Qualität und Dauer der Datengewinnung hängt stark von der Bewuchsdichte der Ufervegetation oder dem variierenden Wasserstand ab (Fischer 2016). Mit dem Laserscanner wurden Oberflächenhöhenmodelle erstellt und so Veränderungen bei unterschiedlichen Zuständen detektiert. Ergänzend erfolgte im Überwasserbereich eine Aufnahme durch UAV-Befliegung (Drohne) von Teilbereichen aus der Luft, während andere Strukturen vom Boden aus mit Satellitennavigationssystemen erfasst wurden. Zusätzlich wurden für den Unterwasserbereich in unregelmäßigen Abständen Querprofile vermessen. Je nach eingesetzter Methode und Zielstellung erfolgte eine Auswertung mit unterschiedlichen Softwareprogrammen.

Um die hydrologischen und hydraulischen Parameter zu erfassen, wurden unterschiedliche Netzwerke aus Pegeln zur Erfassung des Wasserstandes eingesetzt. Die Basis bilden die sogenannten permanenten Pegel, welche automatisch den Wasser-

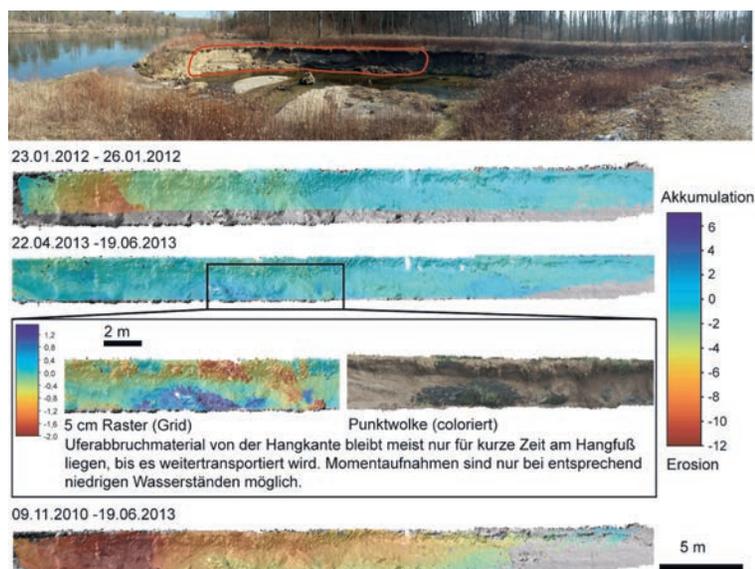


Abbildung 2: Untersucher Bereich am Scanstandort „1.Rückleitung-Prallhang“ (rot markiert, Foto: Peter Fischer, 18.03.2016) mit Veränderungen (Datengrundlage: TLS-Aufnahmen 09.11.2010 bis 19.06.2013) (leicht verändert nach Fischer & Cyffka 2016).

stand aufzeichnen, ergänzend kommen die mobilen, nur temporär im Einsatz verwendeten Pegel im Umgebungsgewässer hinzu. Es handelt sich hierbei um ein variables Messnetz, das heißt, Anzahl und Standorte der Messstellen können den jeweiligen Erfordernissen angepasst werden. Die Pegelmessnetze bestehen im Wesentlichen aus drei verschiedenen Messstellentypen, die sich durch die Datenaufzeichnung und -speicherung unterscheiden (automatisch, halbautomatisch oder manuell). Sondermessnetze wurden entweder über halbautomatische oder manuelle Pegelsysteme zur Beantwortung spezieller Fragestellungen eingerichtet, um beispielsweise Laufzeiten oder Schwellenwerte herauszufinden oder das Sinken der Wasserstände im Rahmen der Grundwasserabsenkung zu dokumentieren. Auch in anderen Auengewässern (Altarme, Altwasser) und im Grundwasser wurde die Wasserstandsdynamik erfasst. Darüber hinaus sind diverse Fließgeschwindigkeits- und Abflussmessungen, auf das jeweilige Fließgewässer und den Standort abgestimmt, durchzuführen. Zur Erfassung von Überflutungsflächen haben sich Kartierungen am Boden mit dGPS als praktikabel und eine Weiterverarbeitung im GIS als sinnvoll erwiesen. Die Auswertung erfolgte meist ereignisabhängig mit üblichen statistischen Verfahren. Eine Übersicht über die Methoden gibt Abbildung 1. Für das TLS und einen stationären Pegel werden exemplarisch Ergebnisse präsentiert, die besonders den zeitlichen Aspekt betrachten.

Ergebnisse

In der Zusammenschau der Ergebnisse lässt sich feststellen, dass das TLS sehr gut für die vielfältigen Fragestellungen an Fließgewässern eingesetzt werden kann. Insbesondere für die Bestimmung und Quantifizierung von morphologischen Veränderungen ist es eine inzwischen oft eingesetzte Anwendung (Heritage & Hetherington 2007, Nasermoaddeli & Pasche 2008, Heritage et al. 2009, Resop & Hession 2010, Kasvi et al. 2013). Besonders gut funktioniert die Methode bei neu angelegten naturnahen Fließgewässern, da zum einen die komplexe Morphologie über eine detaillierte Abbildung der Oberflächen entsprechend berücksichtigt werden kann, zum anderen kommt es aufgrund fehlender Vegetation kaum zu Abschattungen (Abbildung 2). Dieser Vorteil gegenüber natürlichen Fließgewässern nimmt mit entsprechender „Alterung“ ab, und durch aufkommende Pioniervegetation sinkt zwar nicht die Anwendungsmöglichkeit, aber die Weiterverarbeitung der Rohdaten wird immer zeitintensiver (Fischer 2016).

Für die Erfassung des Wasserstandes hat sich das flexibel einsetzbare mobile Pegelsystem (vgl. Fischer 2016) als besonders hilfreich erwiesen, da damit besonders gut auf die oft kurzfristig einsetzenden Ökologischen Flutungen und die unterschiedliche Reaktion in einzelnen Flussabschnitten reagiert werden konnte. In Kombination mit den stationären Messungen, meist an Brückenbauwerken, konnte eine umfangreiche hydrologische Datenbasis generiert werden. Dem Messintervall kommt dabei eine besondere Bedeutung zu. Das Intervall ist zwar grundsätzlich von der hydrogeologischen Fragestellung abhängig, allerdings schränkt ein klar definiertes Ziel die Flexibilität und Agilität ein. Unter speziellen Umständen, wenn z. B. Auswirkungen und Reaktionen im System noch unbekannt sind, ist es von Vorteil, wenn man in der Lage ist, sich jederzeit den veränderten Anforderungen anpassen zu können. Am Beispiel der ersten Ökologischen Flutung wird gezeigt, dass nur über hochfrequente Messungen (Aufzeichnungsintervall von 15 Minuten) eine Erfassung von steuerungsbedingten Wasserstandsänderungen möglich ist (Abbildung 3).

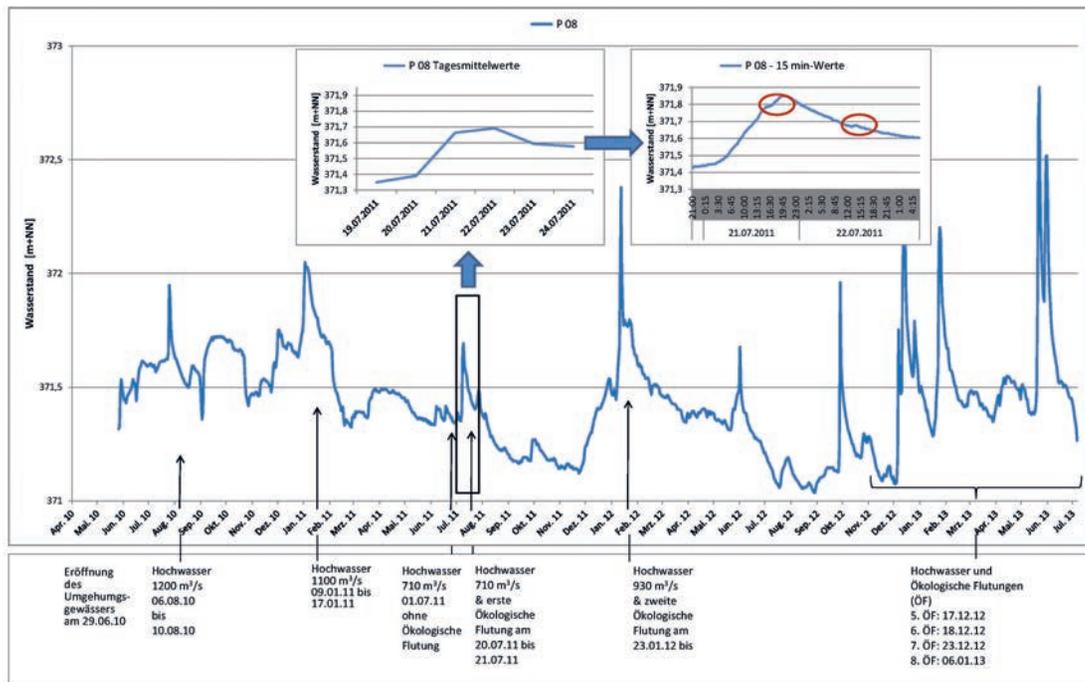


Abbildung 3: Ganglinie (Tagesmittelwerte) eines stationären Pegels (Po8) ergänzt um ausgewählte Ereignisse. Nur bei einer höheren zeitlichen Auflösung wie im kleinen Diagramm rechts (Logintervall von 15 min, in grau hinterlegt), wird eine kurzfristige Wasserstandsänderung messbar; rot markiert sind Veränderungen der Ausleitungsmenge die sich im Zuge der Steuerung der Bauwerke ergeben.

Diskussion

Vielperspektivität ist in der physischen Geographie ein eher selten gebrauchter Begriff, der aber gerade in Zusammenhang mit unterschiedlichen Aufnahmegegeräten und ihren Möglichkeiten zur Visualisierung nicht unpassend erscheint, gerade wenn die Messung oder Betrachtung des Untersuchungsobjektes aus unterschiedlichen Dimensionen und unter Zuhilfenahme verschiedener Messgeräte erfolgt. Williams et al. (2014) weisen zudem auf die drei physikalischen Faktoren hin, die die Arbeit am Fließgewässer erschweren: die komplexe Topographie, Überflutung des Flussbettes und die hohen Veränderungsraten.

Die raum-zeitlichen Veränderungen der hydrologischen Parameter eignen sich besonders, um die Notwendigkeit dynamischer Erfassungsmethoden zu veranschaulichen. Bereits ein geringer Wasserstandsanstieg kann die manuelle Erfassung stark limitieren und damit einen Methodenwechsel erfordern. Beispielsweise können Standorte für eine in situ-Messung nicht mehr erreicht werden (Messlattenablesung), oder das Untersuchungsobjekt befindet sich temporär unter Wasser (Uferbereiche) oder ist gar verdriftet worden (Totholz). Ein Methodenmix, also die ergänzende Verwen-

dung von unterschiedlichen Verfahren, um Fragestellungen zufriedenstellend beantworten zu können, ist nicht immer unproblematisch, da damit oft auch ein Sprung in der Datenqualität verbunden ist (Wenkel & Schultz 1999, Fischer 2016).

Generell sind räumlich und zeitlich höher aufgelöste Datenreihen für die Verknüpfung von geomorphologischen Prozessen, Landschaftsentwicklung und Hydrologie unumgänglich. Schon vor Jahren wurde dies von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser mit folgenden Worten gefordert: „Für die zuverlässige Ermittlung des nach Menge und Beschaffenheit zur Verfügung stehenden Wasserdargebots ist es notwendig, die relevanten Größen des Wasserhaushaltes in ausreichender räumlicher und zeitlicher Dichte auf Dauer zu erfassen. Nur so kann den Nutzungsansprüchen des Menschen und den Lebensraumanprüchen der Fauna und Flora in und an den Gewässern im erforderlichen Umfang Rechnung getragen werden“ (LAWA 2000).

Neben der Verfügbarkeit und Einsatzfähigkeit der Geräte und der Methodenkompetenz muss auch eine gewisse Flexibilität vorhanden sein, Messungen zielgerichtet und zum optimalen Zeitpunkt

durchführen zu können. Hierzu gehören neben einer gewissen Erfahrung auch umfangreiche Kenntnisse über das Untersuchungsgebiet, die über den Einsatz (Zeit und Ort) der jeweiligen Methoden entscheiden. Gerade weil, weder in der Natur noch in naturnahen Fließgewässern, die festzustellenden Veränderungen nicht eindeutig auf die eine Ursache zurückgeführt werden können, ist es nötig, möglichst viele Einflussfaktoren zu erfassen. In groß angelegten „Experimenten“ ist der Aufbau eines fundierten und umfassenden Basisdatensatzes entscheidend, was nur mit einer entsprechend großen Vielfalt an Methoden erreicht werden kann. Davon ausgehend kann dann einzelnen Faktoren nachgespürt werden, um das Prozessverständnis zu verbessern.

Für die Betrachtung der verschiedenen Dimensionen des Fließgewässer-Auen-Systems und die damit einhergehende Vielzahl an benötigten Messparametern ist nach Ansicht des Verfassers ein breitgefächertes Methodenspektrum notwendig, was an die individuellen und situationsbedingten Bedürfnisse der Messkampagne angepasst werden muss. Will man Dynamik messen, darf man sich nicht auf einen Standort und eine Methode festlegen, sondern muss eine ungefähre Vorstellung haben, wo man irgendwann, irgendwie und durch den Einsatz von Methoden aus seinem „Werkzeugkoffer“ diese erfassen wird.

Literatur

Fischer, P. (2016): Fluviale Morphodynamik und eigendynamische Entwicklung. Untersuchungen an einem naturnahen Umgehungsbach im Auwald zwischen Neuburg und Ingolstadt. Dissertation.

Fischer, P. & Cyffka, B. (2016): Messung und Erfassung abiotischer Parameter, Prozesse und Strukturen. In: Cyffka, B., Binder, F., Ewald, J., Geist, J., Gruppe, A., Hemmer, I. et al. (Hg.): Neue dynamische Prozesse im Auenwald. Monitoring der Auenrenaturierung an der Donau zwischen Neuburg und Ingolstadt (Naturschutz und biologische Vielfalt).

Gräber, W.P. (2005): Grundwassermesstechnik, Band 2, TU Dresden, Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften, Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten.

Heritage, G.L. & Hetherington, D. (2007): Towards a protocol for laser scanning in fluvial geomorphology. *Earth surface processes and landforms*, 32 (1), 66–74.

Heritage, G.L., Large, Andrew R.G., Charlton, M. (Hg.) (2009): *Laser scanning for the environmental sciences*. Chichester, West Sussex: Blackwell Pub.

Kasvi, E., Vaaja, M., Alho, P., Hyyppä, H., Hyyppä, J., Kartinen, H., Kukko, A. (2013): Morphological changes on meander point bars associated with flow structure at different discharges. *Earth surface processes and landforms*, 38 (6), 577–590.

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2000): Leitlinien eines zukunftsfähigen gewässerkundlichen Mess- und Beobachtungsdienstes. – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Ständiger Ausschuss „Daten“ der LAWA, Schwerrin.

Nasermoaddeli, M. & Pasche, E. (2008): Application of terrestrial 3D laser scanner in quantification of the riverbank erosion and deposition. *Proceedings of Riverflow*, 3–5.

Niehoff, N. (1996): *Ökologische Bewertung von Fließgewässerlandschaften: Grundlage für Renaturierung und Sanierung*, Springer-Verlag.

Poole, G.C. (2002): Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. *Freshwater biology*, 47 (4), 641–660.

Resop, J.P. & Hession, W.C. (2010): Terrestrial Laser Scanning for Monitoring Streambank Retreat: Comparison with Traditional Surveying Techniques. *J. Hydraul. Eng.*, 136 (10), 794–798.

Wenkel, K.O., & Schultz, A. (1999): Vom Punkt zur Fläche – das Skalierungs- bzw. Regionalisierungsproblem aus der Sicht der Landschaftsmodellierung. *Regionalisierung in der Landschaftsökologie*, Vieweg+Teubner Verlag.

Williams, R.D., Brasington, J., Vericat, D., Hicks, D.M. (2014): Hyperscale terrain modelling of braided rivers: fusing mobile terrestrial laser scanning and optical bathymetric mapping. *Earth surface processes and landforms*, 39 (2), 167–183.

8 Auenböden in Brandenburg: Verbreitung und Zustand

Beate Gall, Niko Roßkopf, Albrecht Bauriegel und Dieter Kühn

Zusammenfassung

Brandenburg verfügt über 170.000 ha Auenböden, das sind ca. 7 % der Landesfläche. Häufige Bodentypen der Auen in Brandenburg sind Vega, (Auen-) Gley und Erd- und Mulmniedermoore. Ein Großteil der Böden befindet sich unter landwirtschaftlicher Nutzung, da sie aufgrund ihrer z.T. mächtigeren humosen Auensubstrate zu den ertragsstarken Standorten zählen. Durch die hohe Substratvielfalt in den Auen ist die Regulationsleistung im Wasser- und Nährstoffkreislauf lokal unterschiedlich ausgeprägt. Insbesondere die tonig-schluffigen Auenböden der großen Flüsse besitzen eine hohe Nährstoff- und Wasserspeicherkapazität und weisen gegenüber Schadstoffeinträgen eine größere Elastizität auf.

Keywords: Auenböden, Auensubstrate, Vega, Moore, Brandenburg

Die Gestalt von Böden wird durch das Zusammenwirken der bodenbildenden Faktoren Ausgangsgestein, Klima, Relief, Organismen und Zeit bedingt. Besonders auf die Faktoren Ausgangsgestein und Relief wirken Fließgewässer durch den Eintrag bzw. Abtrag von Stoffen intensiv ein. Die Böden der Auen sind daher besonders vielgestaltig und häufig gekennzeichnet durch engräumigen Wechsel verschiedener Ausgangsgesteine (und deren Substrate), aber auch durch häufige Verzahnung und Übergänge mit Moorbildungen. Ihre dynamische und durch wiederkehrende Überprägung, wie z.B. Überflutung oder gekennzeichnete Verbreitungscharakteristik, unterscheidet die Auenböden von Böden anderer Landschaften.

Die Auenböden Brandenburgs sind im Holozän in den glazial angelegten Flusstälern entstanden. Die Sedimente der Auen überlagern daher in der Regel pleistozäne Sedimente, von denen sie jedoch nicht immer petrographisch einwandfrei unterschieden werden können (Miehlich 2000). Auenböden sind in Brandenburg entlang der Elbe, Oder, Spree, Havel, Neiße und Elster ausgebildet (Abbildung 1). Die fluviatilen Ausgangsgesteine der Auen unterscheiden sich nach Körnung und Mineralzusammensetzung von anderen Ausgangsgesteinen. Sie können innerhalb einer Auenlandschaft aber auch zwischen verschiedenen Flusssystemen variieren. Die Korngröße der Ausgangsgesteine hängt dabei von der Fließgeschwindigkeit der Flüsse und damit

der Schleppkraft im Falle der Überflutung ab. Das Relief der Auen bedingt, dass die Sedimentation des Materials nur im Überflutungsfall möglich ist. Es besteht ein seitliches Körnungsgefälle vom Sand zum Ton in breiten Auen. Je weiter das Überflutungswasser vom Stromstrich mit der höchsten Fließgeschwindigkeit entfernt ist, desto feinkörniger ist das zurückbleibende Sediment. Weiterhin existiert auch ein Körnungsgefälle vom Gröberen zum Feineren flussabwärts, was ebenfalls mit der Abnahme der Fließgeschwindigkeit zusammenhängt. Da die Fließgeschwindigkeit bei Überflutungsereignissen in Abhängigkeit vom Fließquerschnitt und der Menge der Überflutungswässer stark variieren kann, sind auch Ablagerungen von unterschiedlich großen Sedimenten kleinräumig und zeitgleich nebeneinander möglich. Charakteristisch für die brandenburgischen Auen sind feinklastische Stillwassersedimente wie Auenlehme, -schluffe und -tone.

Die Kultivierung von Landflächen seit dem frühen Mittelalter förderte den Abtrag von Boden, wodurch sich bereits in historischen Zeiten die Schwebfracht der großen und über die Ufer tretenden Flüsse erhöhte. Diese kam bei Hochwasser als meist humushaltige Auenbildung zur Ablagerung, oft auch einhergehend mit höheren (Schad-)Stofffrachten. Im Zuge des modernen Hochwasserschutzes wurden in Brandenburg alle als Gefahr identifizierten Flüsse eingedeicht, so dass die heu-

tigen Auen, außer bei einem Deichbruch, nur noch selten, vor allem durch Rückstauwasser der Nebenflüsse oder durch Qualmwasser überflutet werden.

Verbreitung wesentlicher Auensubstrate in Brandenburg

Insgesamt nehmen die Auenböden in Brandenburg ca. 170.000 ha Fläche ein, das sind knapp 7 % der Landesfläche. Differenziert man nach Ausgangssubstraten der Bodenbildung, so entfallen auf die Auensande allein 55.000 ha. Diese sind vor allem im Spreewald, in der Aue der Schwarzen Elster und der Unteren Havel das dominierende Ausgangsmaterial für die Bodenbildung (Abbildung 2). Auenschluffe sind besonders häufig im Oderbruch und entlang der Elbe verbreitet. Insgesamt kommen sie auf einer Fläche von 38.000 ha vor (Abbildung 3). Auentone sind besonders häufig im Oderbruch, Unterem Odertal und ebenfalls in den Elbauen anzutreffen. Insgesamt verfügt Brandenburg über einen Auentonfläche von 69.000 ha. Sie sind damit das flächenbezogen bedeutsamste Ausgangssubstrat für die Auenböden (Abbildung 4). Auenlehme sind subdominant in allen Auen Brandenburgs verbreitet. Als dominantes Substrat kommt es kleinräumig im Oderbruch, im Spreewald und entlang der Elster auf einer Fläche von insgesamt 11.000ha vor (Abbildung 5).

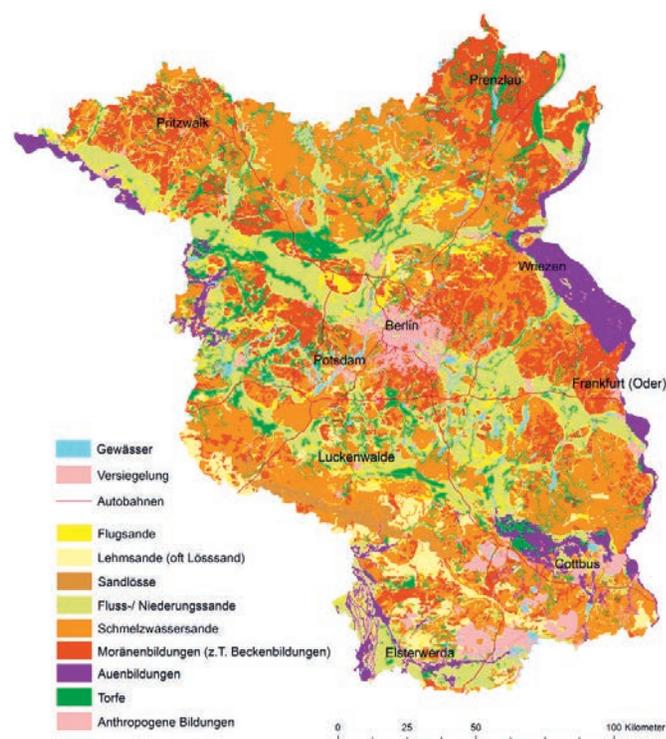


Abbildung 1: Wesentliche Bodenausgangsgesteine der Böden in Brandenburg (aus Kühn et al. 2015).

wald und entlang der Elster auf einer Fläche von insgesamt 11.000ha vor (Abbildung 5).

Böden der Auen

Ein typischer Boden, der häufig in den Auen Brandenburgs vorkommt, ist die Vega. In der Regel ist dieser Bodentyp durch humusreiches Substrat, welches als solches angeschwemmt wurde, gekennzeichnet (Abbildung 6). Diese Böden werden auch als braunerdeähnlich bezeichnet. Wegen ihrer hohen Humusgehalte in Kombination mit oft schwach sauren bis neutralen pH-Werten sind Vegen häufig biologisch recht aktiv und verfügen über eine gute Nährstoffausstattung.

Als natürliche Vegetation würde sich im häufig überfluteten Bereich mit sehr hohem Grundwasserstand eine vorwiegend aus Weiden bestehende Weichholzaue und im seltener überfluteten Bereich eine vorwiegend aus Stieleichen, Ulmen und Eschen bestehende Hartholzaue einstellen. Aufgrund der Fruchtbarkeit werden Vegen heute als Grün- und Ackerland genutzt. Dabei sind die Vorteile durch die hohe Ertragsfähigkeit so groß, dass das Risiko von (seltenen) Überflutungen in Kauf genommen wird.

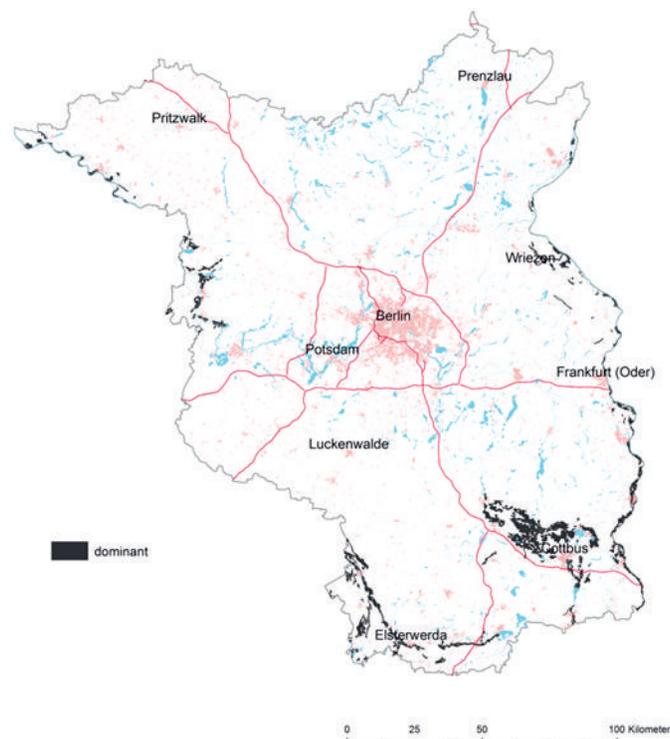


Abbildung 2: Verbreitung von Auensand (aus Kühn et al. 2015).

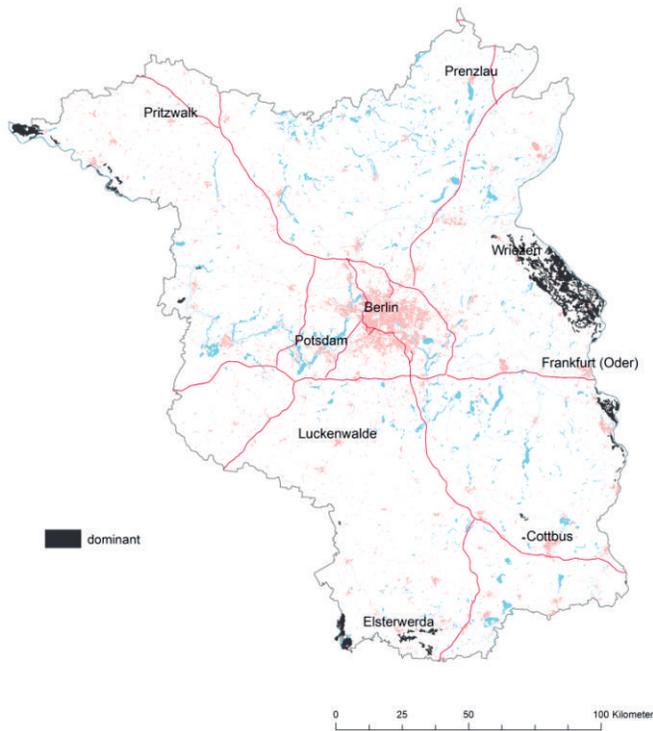


Abbildung 3: Verbreitung von Auenschluff (aus Kühn et al. 2015).

Ein weiterer häufiger Boden(sub-)typ in den Auen Brandenburgs ist der sogenannte Vega-Gley (Abbildung 7). Dieser Boden wird zur Klasse der Gleye gezählt und nicht mehr zur Klasse der Auenböden, da er durch gleytypische Grundwasserschwankungen überprägt ist. Er weist im Gegensatz zur Vega innerhalb der ersten 4 dm unter der Geländeoberfläche Hydromorphiemerkmale wie z.B. Eisenflecken auf. Auch dieser Boden ist bedingt durch seine Entstehung tiefgründig humos und in der Regel durch eine gute Nährstoff- und Wasserverfügbarkeit gekennzeichnet.

Bei landwirtschaftlicher Nutzung können die Erträge auf Vega-Gley-Standorten durch jahreszeitlich hoch anstehendes Grundwasser limitiert werden. Aufgrund der menschlichen Eingriffe in den Landschaftswasserhaushalt ist dies jedoch in Brandenburg seltener der Fall. Heutzutage stellt sich in den entwässerten Niederungsbereichen häufiger ein Wassermangelproblem.

Besondere Flächenrelevanz in den Auen haben in Brandenburg Moorböden. Diese sind gekennzeichnet durch Torfmächtigkeiten von mehr als 3 dm. Bei geringem Gefälle der Flussstrecke entwickelten sich in den Flussauen die sogenannten Auen-Überflutungsmoore. Typisch sind sie beispielsweise in

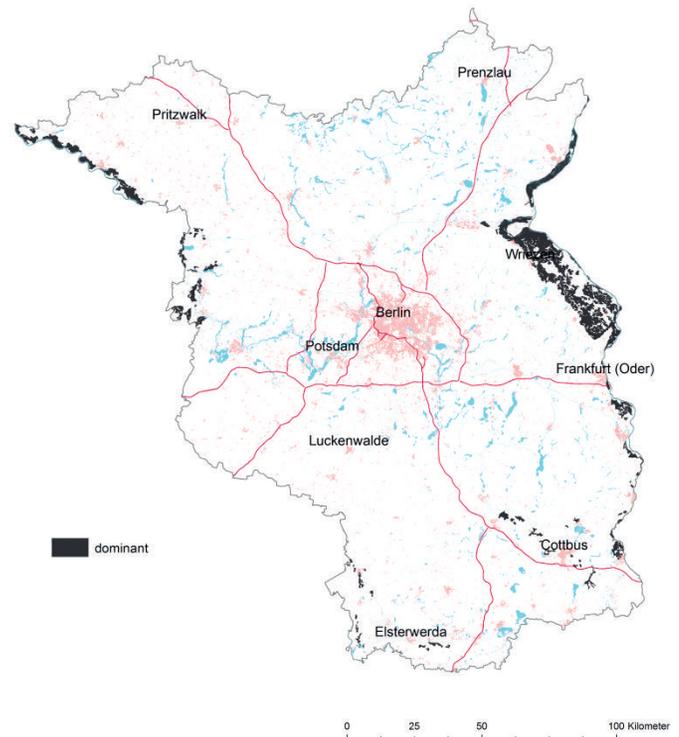


Abbildung 4: Verbreitung von Auenton (aus Kühn et al. 2015).

den Mittel- bzw. Unterläufen der großen Flüsse wie Havel, Spree und Oder, aber auch in den ufernahen Bereichen kleinerer, durch Überflutungsdynamik geprägter Fließgewässer.

Anhaltende Torfbildung fand dort statt, wo das Wasserniveau infolge von Uferverwallung und Flussbetherhöhung anstieg. Durch phasenhafte Überflutungen wurden zudem in den Stillwasserbereichen der Auen Mudden, rein mineralische Schichten oder mineralienreiche Torfe abgelagert. In Abbildung 8 ist ein typisches Bodenprofil eines Auenüberflutungsmoores dargestellt

Torfbildende Pflanzengesellschaften wie Röhrichte, Erlen- und Weidensümpfe, aber auch bestimmte Großseggen-Riede bildeten die Vegetationsdecke dieser Standorte. Infolgedessen lagerten sich Schilftorfe, Bruchwald-Torfe und seltener reine Seggentorfe ab.

Infolge der landwirtschaftlichen Nutzung und damit einhergehender Entwässerung sind die Moore häufig nach Sackung und Schrumpfung sowie der Mineralisierung und Humifizierung der organischen Bodensubstanz degradiert. Bodentypologisch sind daher die Erd- und Mulmniedermoores für die Brandenburgischen Auen am bedeutsams-

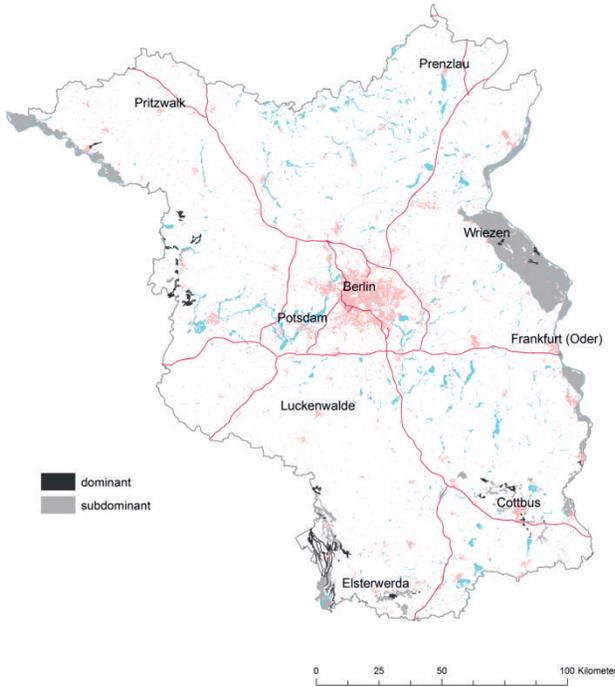


Abbildung 5: Verbreitung von Auenlehm (aus Kühn et al. 2015).

ten.

Die entwässerungsbedingte Degradierung der Moore wirkt sich negativ auf die physikalischen Eigenschaften dieser Böden aus. Sie verfügen nach Degradierung über geringere nutzbare Feldkapazitäten, höhere Dichten und geringe Wasserleitfähigkeiten. Dies kann zum Beispiel zu temporären Wasserüberstau nach Starkregen auf diesen Flächen führen.

Chemische Eigenschaften

Generell hängen die bodenchemischen Eigenschaften der Auenböden stark von der jeweiligen Korngrößenzusammensetzung ab. Insbesondere die bindigen Auensedimente können im Flusswasser enthaltene Schadstoffe verstärkt durch Sorption binden.

In großen breiten Auenabschnitten, wie im Oderbruch oder dem unteren Elbelauf, treten großflächig schluffig-tonige Böden auf. Sie stellen sowohl für das Sickerwasser als auch für das Grundwasser eine Sperrschicht dar.

Die pH-Werte liegen in den Auenböden meist deutlich oberhalb von 5, sind also mit denen anderer holozäner Fließgewässersedimente vergleichbar. In Tabelle 1 sind wesentliche chemische

Eigenschaften der Auenböden in Brandenburg dargestellt. Differenziert wird dabei zwischen den Ausgangssubstraten der Bodenbildung und zwischen Oberboden (OB), Unterboden (UB) und Untergrund (UG).

Die bereits angesprochene gute Nährstoffausstattung der Auenböden wird auch anhand der Labordatenauswertung deutlich. So lassen sich beispielsweise recht hohe Kationenaustauschkapazitäten (KAK) feststellen. Dies ist durch die tendenziell hohen Humusgehalte in den Böden bis in größere Tiefen und durch die häufig großen spezifischen Oberflächen der feinkörnigen Substrate selbst zu erklären. Für eine ausführlichere und weiterführende Darstellung der chemischen und physikalischen Kennwerte der Auenböden in Brandenburg sei hier auf Kühn et al. (2015) verwiesen.

Nutzung

Ein Großteil der Auenböden befindet sich unter landwirtschaftlicher Nutzung, nicht zuletzt weil die Auenböden wegen ihrer z.T. mächtigen humosen Auensubstrate, höheren Bindigkeit und höheren Durchfeuchtung zu den ertragsstarken Standorten zählen. So befinden sich die „besten“ Böden mit Ackerzahlen von über 70 (Bodenschätzung) in Auengebieten. Allerdings unterliegen diese oft

Tabelle 1: Wesentliche chemische Eigenschaften der Auen-substrate (Daten LBGR; Substrate vereinfacht). Erläuterung: GV = Glühverlust bei 550 °C, Corg = Kohlenstoff der organischen Substanz, Ct/Nt = Verhältnis Totalgehalt Kohlenstoff zu Totalgehalt Stickstoff, KAKpot = potenzielle Kationenaustauschkapazität

Horizont		pH _{H2O}	pH _{CaCl2}	GV550	C _{org}	C _t /N _t	KAK _{pot}
		M-%	M-%	M-%	M-%		cmol/kg
OB: Auensand und Lehmsand	n	55	55	55	55	55	51
	P50	6,6	6	3	0,98	9,8	10
	P90	7,6	7,1	7,5	3,15	11,3	18,8
UB: Auensand und Lehmsand	n	125	125	125	125	125	116
	P50	6,6	6,1	0,8	0,13	7,9	4,6
	P90	7,5	7,1	2,7	0,8	11,7	13,4
UG: Auensand	n	62	62	62	62	62	46
	P50	6,4	6	0,8	0,15	8,6	3,8
	P90	7,5	7	2,7	0,93	17,1	18,4
OB: Auenlehm	n	43	43	43	43	43	33
	P50	6,3	5,9	5,7	1,86	9,7	19,6
	P90	7,1	6,8	18,1	8,17	11,8	35
UB: Auenlehm	n	46	46	46	46	46	37
	P50	6,6	6,1	4,1	0,63	8,7	18,6
	P90	7,7	7,2	9,8	3,14	11,1	39,7
UG: Auenlehm	n	10	10	10	10	10	9
	P50	6,3	6	2,3	0,26	7,9	13,3
	P90	6,8	6,3	6,7	1,25	12,5	35,8
OB: Auenschluff	n	27	27	27	27	27	25
	P50	6,7	6,2	13,3	5,38	10,2	36,1
	P90	7,3	7	29,7	13,3	12	57,1
UB: Auenschluff	n	41	41	49	41	41	36
	P50	6,8	6,3	6,4	1,43	9,6	28,5
	P90	7,7	7,3	14,6	6,17	14,8	40,3
UG: Auenschluff	n	8	8	8	8	8	8
	P50	6,5	6,2	9,8	3,37	9,5	36,7
	P90	7,7	6,7	29,4	14,58	15,2	64,5
OB: Auenton	n	32	32	32	32	32	29
	P50	6,8	6,6	7,7	2,13	9,5	31,6
	P90	7,4	7	16,8	6,83	11	40,9
UB: Auenton	n	83	83	83	83	83	67
	P50	6,1	5,5	7,6	1,87	9,6	36,3
	P90	7,2	6,8	14,5	5,43	14,1	47,4
UG: Auenton	n	29	29	29	29	29	28
	P50	6,7	6,2	6,5	1,09	10	30,7
	P90	7,8	7,3	11,8	3,55	22,5	42,1



Abbildungen 6, 7, 8 (von links nach rechts): Vega aus Auenschluff (Links); Vega-Gley aus Auenlehm über Auensand (Mitte); Auenüberflutungsmoor (Rechts). Fotos: LBGR

schluff- und tonreichen Böden wegen ihrer Bindigkeit auch Nutzungseinschränkungen und werden als „Minutenböden“ bezeichnet.

Bodenfunktionen

Mit Blick auf die hohe Substratvielfalt von Auenböden im Raum und in der Tiefe ist die Regulationsleistung im Wasser- und Nährstoffkreislauf lokal unterschiedlich ausgeprägt. Insbesondere die tonig-schluffigen Auenböden der großen Flüsse besitzen eine hohe Nährstoff- und Wasserspeicherkapazität und weisen gegenüber Schadstoffeinträgen eine größere Elastizität auf.

Neben den Moorböden sind Auenböden wichtige Kohlenstoffspeicher in der Landschaft. Dieser ist allerdings wie bei Moorböden durch Entwässerung der Standorte gefährdet.

Auenböden als Archivböden dokumentieren in ihrer Substratschichtung markante Phasen der Kulturlandschaftsentwicklung. Großflächige Waldrodungen im Mittelalter verstärkten den Oberflächenabfluss und Bodenerosion, infolgedessen in den Niederungen die Wasserstände stiegen und in den Auen das abgeschwemmte Material abgelagert wurde. Auch der Beginn und die Verstärkung der Industrialisierung lassen sich anhand bestimmter (Schad-)Stoffkonzentrationen in den Auensedimenten nachvollziehen.

Die mosaikartige Bodendecke in Auenlandschaften bedingt eine hohe Standortvielfalt für Pflanzen, Tiere und Bodenorganismen. Wie gut Auenböden ihnen tatsächlich als Lebensraum dienen können, hängt nicht zuletzt von einer autotypischen Wasserstands- und Überflutungsdynamik ab.

Im Rahmen eines nicht-konstruktiven, vorsorgenden Hochwasserschutzes, z.B. durch Deichrückverlegung, dient die Schaffung und Festsetzung von Überschwemmungsflächen neben der Erweiterung von Retentionskapazitäten für Wasser und Stoffe auch dem Boden- und Artenschutz.

Literatur

Kühn, D., Bauriegel, A., Müller, H. & Roßkopf, N. (2015): Charakterisierung der Böden Brandenburgs hinsichtlich ihrer Verbreitung, Eigenschaften und Potenziale. Brandenburger Geowissenschaftliche Beiträge, Heft 1, Cottbus, S. 154.

Miehlich, G. (2000): Eigenschaften, Genese und Funktionen von Böden in Auen Mitteleuropas. In: Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Springer Berlin Heidelberg, 2000. S. 3-17.

9 Spurenmetalle in Auensedimenten des mittleren Abschnitts des Flusses Oder: Belastungssituation und Gefahrenpotentiale

Aleksandra Ibragimow, Barbara Walna, Marcin Siepak

Zusammenfassung

Auensedimente des mittleren Abschnitts der Oder zwischen den Mündungen von Lausitzer Neiße und Warthe wurden auf ihre physikalisch-chemischen Eigenschaften und Gesamtgehalte an Kupfer, Blei und Zink untersucht. Im Vergleich zu geochemischen Hintergrundwerten, LAWA-Klassen und Igeo-Klassen wiesen die Proben aus beiden Tiefenschichten (0-30 und 30-60 cm) deutlich erhöhte Schwermetallkonzentrationen auf. Dabei zeigen die Sedimente der aktuellen Überschwemmungsgebiete höhere Konzentrationen von Kupfer, Blei und Zink im Vergleich zu ehemaligen Überschwemmungsgebieten auf. Die Schwermetallkonzentrationen korrelieren mit dem Gehalt an organischer Substanz sowie bestimmten Sandfraktionen. Die Ergebnisse zeigen die Bedeutung der fluvialen Prozesse am Beispiel der Oder für den Transport von Schwermetallen und bestätigten die Existenz der historischen Belastung entlang des analysierten Mittellaufs. Der Artikel basiert auf den Forschungsergebnissen der Dissertation der Autorin (Ibragimow 2012) und konzentriert sich auf die Darstellung der historischen und aktuellen Schwermetallbelastung von Auensedimenten des mittleren Abschnitts der Oder zwischen den Mündungen von Lausitzer Neiße und Warthe.

Keywords: Auen, Auensedimente, Oder, Gesamtgehalte der Spurenmetalle, Risikobewertung

Einleitung

Spurenmetalle wie Blei, Kupfer und Zink gelten als eine der wichtigsten Verunreinigungen aquatischer Ökosysteme und werden nach WRRL (WRRL 2000/60/WE) als Schadstoffe sowie Blei und seine Verbindungen sogar als prioritäre Stoffe eingeordnet. Die negativen Auswirkungen von erhöhten Konzentrationen ergeben sich unabhängig von Staatsgrenzen und ihre Entfernung von den Orten ihrer Freisetzung. Die Belastung mit Spurenmetallen wird derzeit als eines der größten und komplexesten Umweltprobleme angesehen (Meyer et al. 2002). Ein besonderer Fall ist die Schadstoffanreicherung in Auensedimenten: Die Fließgewässer bilden mit ihren Überschwemmungsgebieten, in den sich die Auen entwickeln, eine untrennbare Einheit. Wenn der Fluss über seine Ufer tritt, werden die angrenzenden Auenbereiche überflutet. Das feinere Material, das als wichtigster Sorbent von Spurenmetallen dient und aus dem ganzen Einzugsgebiet transportiert wird, wird mit dem Überflutungswasser weiter getragen und sedimentiert in den Auenbereichen bei nachlassender Strömung (Ciszewski 2006). Die Konzentrationen von Spurenmetallen in so entstehenden Auensedimenten

sind nicht konstant und unterliegen weiteren Transformationen, die ihrerseits vom Element bzw. der chemischen Verbindung und der Sorptionskapazität und Korngröße der Sedimentpartikel sowie vom chemischen Umgebungsmilieu (Redoxpotential, pH-Wert, organische Substanz und Carbonate) abhängen (Kashem, Singh 2001). Sie können die Akkumulation und die Freisetzung von adsorbierten Spurenmetallen verstärken. Deshalb fungieren die Auensedimente häufig sowohl als Schwermetallsenken als auch als ihre sekundäre Quelle während Überschwemmungen und Hochwasser (Ciszewski 2006). Eine verlässliche Risikobewertung von Schwermetallvorkommen in Auenbereichen ist deshalb notwendig.

Die Oder verbindet die hoch industrialisierten Gebiete, wie z.B. Bergbauggebiete in Südpolen mit den sich im mittleren Abschnitt des Flusses befindenden industriell nicht entwickelten Gebieten, vor allem denen nach der Mündung der Lausitzer Neiße. Die Suspensionsfracht der Oder charakterisiert sich durch hohe Konzentrationen der Spurenmetalle und hohe Belastung ihrer Sedimente (Meyer et al. 2002). Außerdem gibt es hier oft Überschwemmungen und Hochwässer (Ciszewski 2006).

Ziele der im Folgenden dargestellten Studie waren (1) die Ermittlung der Gesamtgehalte von Kupfer, Blei und Zink in Auensedimenten des mittleren Abschnitts der Oder zwischen der Mündung der Lausitzer Neiße und der Mündung der Warthe zu bestimmen sowie (2) die Feststellung einer aktuellen Belastung der Auensedimente.

Methodik

Untersuchungsgebiet

Die Geländeuntersuchungen und Probenahmen erfolgten in mehreren Gebieten des mittleren Abschnitts der Oder zwischen den Mündungen von Lausitzer Neiße und Warthe. Dort wurden zwischen dem 551 und dem 608. Flusskilometer neun Untersuchungstransecte aufgenommen, die senkrecht zum Flussbett lagen (Abbildung 1) und sich in Bezug auf ihre Breite und die Höhenlage über dem Meeresspiegel unterschieden. Entlang von jedem Transect befinden sich fünf Probenahmestellen: davon vier im heutigen Überschwemmungsgebiet (insgesamt 36 Probenahmestellen) und eine im ehemaligen Überschwemmungsgebiet hinter dem Deich (insgesamt sieben Probenahmestellen).

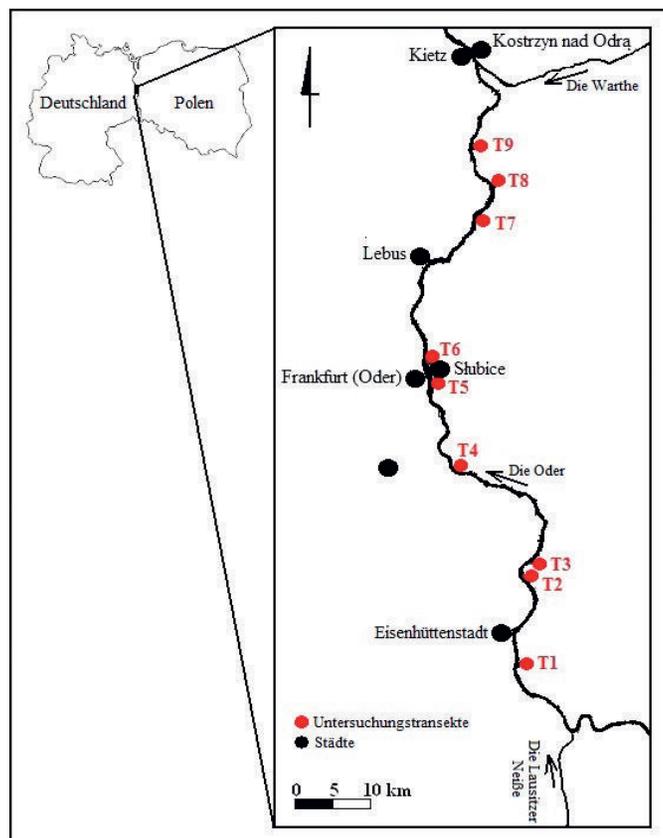


Abbildung 1: Lage der Untersuchungstransecte.

Geländeuntersuchungen

Sedimentproben wurden im Herbst 2009 in zwei Tiefenstufen (0 bis 30 cm und 30 bis 60 cm) entnommen. Insgesamt waren dies 180 Proben aus dem heutigen und 35 Proben aus dem ehemaligen Überschwemmungsgebiet (fünf pro Stelle und pro Tiefenstufe). Das Redoxpotential wurde in situ gemessen.

Laboranalysen

Laborativ wurden nach (hier nicht aufgeführten) ISO- und polnischen Standards, vgl. Ibragimow 2012) für die Feinbodenfraktion folgende Parameter untersucht: Korngrößen, pH(H₂O), pH(KCl), Gehalt an organischer Substanz und CaCO₃. Die Messung der Gesamtgehalte der Spurenmetalle erfolgte mittels HNO₃-Extraktion. Die Bestimmung der Konzentrationen erfolgte mittels (F-AAS).

Bewertung der Belastungssituation

Die Beurteilung des jeweiligen Belastungsniveaus und die räumliche Verteilung der Schadstoffe erfolgten anhand der LAWA-Klassifikation (LAWA 1998) sowie anhand des Geoakkumulations-Index (Igeo) (nach Müller 1969). Der Igeo ist ein Maß für die Höhe der Belastung eines Sediments oder Bodens mit anorganischen oder organischen umweltrelevanten Spurenelementen und setzt die heutige Konzentration in Bezug zu prävivilisatorischen Konzentrationen. Für die Bewertung des geochemischen Hintergrunds der aquatischen Sedimente in Polen wurden folgende Werte verwendet [mg/kg TG]: 6 für Cu, 10 für Pb und 48 für Zn (Bojakowska, Sokołowska 1998).

Ergebnisse

Physiko-chemischen Eigenschaften der Auensedimente

Die physiko-chemischen Eigenschaften der Sedimente des heutigen Überschwemmungsgebiets aus den Tiefen 0-30 cm und 30-60 cm wiesen folgende Unterschiede auf (Tabelle 1). Die Anteile der sehr groben (2000-1000 µm), groben (1000-500 µm), und feinen (100-50 µm) Sandfraktionen sowie der Ton- und Schlufffraktion (<50 µm), die Eh-Werte und die Gehalte an organischer Substanz waren in der Tiefenstufe 0-30 cm höher in der Tiefenstufe 30-60 cm, die pH-Werte und die CaCO₃ Gehalte dagegen niedriger. Ton- und Schluffpartikel bin-

Tabelle 1: Physiko-chemische Eigenschaften der Sedimente des heutigen und ehemaligen Überschwemmungsgebiets.

Überschwemmungsgebiet	Parameter	Min	Max	Mittelwert	Median	Min	Max	Mittelwert	Median	
		Tiefe 0-30 cm				Tiefe 30-60 cm				
Heutiges Überschwemmungsgebiet	Eh [mV]	285	448	378	384	260	434	354	361	
	pH(dest.)	5,1	7,6	6,1	6,2	5,7	8,2	6,8	6,7	
	pH(KCl)	4,5	7,4	5,5	5,5	4,7	7,9	6	6	
	Gehalt an organischer Substanz [%]	3,4	34	13	9,6	0,3	15	3	2,4	
	CaCO ₃ Gehalt [%]	1,7	5,4	3,1	2,8	1,4	8,5	3,1	2,7	
	Anteil der Korngrößen [%]	2000-1000 µm	1,5	61	21	17	0	46	14	12
		1000-500 µm	5	48	27	27	0,7	41	24	25
		500-250 µm	6,4	58	30	31	15	61	37	38
		250-100 µm	3,9	41	18	18	5	60	21	18
		100-50 µm	0,4	5,3	2,8	2,5	0,1	6,7	2,4	2
<50 µm		0,2	2,3	1,2	1,1	0,1	2,9	1	0,9	
Ehemaliges Überschwemmungsgebiet	Eh [mV]	263	475	363	363	293	431	365	362	
	pH(dest.)	4,6	7,8	6	6,3	5	8,6	6,6	6,7	
	pH(KCl)	3,8	7,2	5,3	5,5	4	8	5,7	5,6	
	Gehalt an organischer Substanz [%]	2,3	11	7,2	6,4	0,3	4,6	1,4	0,8	
	CaCO ₃ Gehalt [%]	2	4	3	2,8	1,9	3,9	2,9	3,2	
	Anteil der Korngrößen [%]	2000-1000 µm	3,9	21	11	9,9	3,6	29	14	9,8
		1000-500 µm	15	39	26	26	15	51	29	23
		500-250 µm	22	54	37	35	22	51	35	34
		250-100 µm	8,8	33	22	19	2,9	34	19	23
		100-50 µm	1,6	6,7	3,1	2	0,5	4,5	2,1	1,3
<50 µm		0,7	2,9	1,4	0,9	0,2	1,9	0,9	0,6	

den Schwermetalle, so dass diese im Vergleich höheren Werte in 0-30 cm von Bedeutung sind und zur Erklärung von erhöhten Schwermetallgehalten herangezogen werden. Ciszewski (2006) fand vergleichbare Korngrößenverhältnisse der fluvialen Sedimente im regulierten Abschnitt der Oder, wobei Frankowski et al. (2009) auch eine positive Korrelation der größeren Sandfraktionen mit den Gesamtgehalten von Spurenmetallen zeigen.

Die Eh-Werte lagen für die meisten Probenahmestellen der beiden Tiefen zwischen 100 und 400 mV, so dass nach Kashem, Singh (2001) schwach reduzierende Verhältnisse vorliegen. Allerdings ändern sich Eh-Werte sehr schnell während Überschwemmungen und Hochwasser (ebenda), was zu einem Wechsel zwischen aeroben und anaeroben Bedingungen, verbunden mit einem Rückgang der Eh-Werte, führt.

Die pH-Werte in der Tiefe 0-30 cm lagen im mäßig bis schwach sauren Bereich, in Tiefe 30-60 cm waren sie etwas höher. Die Mobilitätszunahme bei sinkendem pH-Wert erfolgt differenziert und verläuft grundsätzlich in der Reihenfolge: Cd>Zn>Ni>Cu>Cr~Pb (Scheffer, Schachtschabel 2002).

Die Gehalte an organischer Substanz betragen in den meisten Proben aus der Tiefe 0-30 cm zwischen 3,4 und 34 % und in Tiefe 30-60 cm zwischen 0,3 und 15 %. Die Affinität der Schwermetallbindung durch organische Verbindungen verläuft nach Hiller und Brümmer (1997) in der Reihenfolge Cu>Pb≥Cd>Zn≥Ni>Co.

Die Sedimente der ehemaligen Überschwemmungsgebiete wiesen ähnliche physiko-chemische Eigenschaften mit zum Teil etwas geringeren Gehalten und Werten auf (Tabelle 1).

Tabelle 2: Minimum, Maximum, Medianwert und arithmetisches Mittel der Gesamtgehalte in den Auensedimenten der heutigen und ehemaligen Überschwemmungsgebiete [mg/kg TG].

Überschwemmungsgebiet	Metal	Min	Max	Mittelwert	Median	Min	Max	Mittelwert	Median
		Tiefe 0-30 cm				Tiefe 30-60 cm			
Heutiges Überschwemmungsgebiet	Cu	21,8	312	119	84,9	1,18	150	30,1	14,4
	Pb	33,7	426	186	144	12,1	335	78,8	38,9
	Zn	52	1463	606	415	11,9	1393	233	91
Ehemaliges Überschwemmungsgebiet	Cu	3,46	74,1	21,1	15,3	1,4	18,5	8,25	6,04
	Pb	74,5	425	211	218	51,8	523	221	114
	Zn	10,1	29,6	18,4	15,8	2,96	28,9	12,2	10

Die Gesamtgehalte von Spurenmetallen

Die statistischen Maßzahlen für die im heutigen Überschwemmungsgebiet ermittelten Gesamtgehalte von Kupfer, Blei und Zink sind in Tabelle 2 zusammengestellt. Die Konzentrationen [mg/kg TG] liegen zwischen 1,18 und 312 für Kupfer; 12,1 und 426 für Blei und 2,96 und 1463 für Zink (Tabelle 2) und variieren in Abhängigkeit vom Element und der Probentiefe. Die Sedimente aus der Tiefe 0-30 cm waren charakterisiert durch statistisch höhere Gesamtgehalte im Vergleich zu Tiefe 30-60 cm.

Während die Korrelation mit der organischen Substanz in der Literatur bekannt ist, sollte die bisher nur in Einzelfällen (Frankowski et al. 2009) beschriebene Korrelation der sehr großen Sandfraktion zu den Gesamtgehalten von Spurenmetallen detailliert untersucht werden.

Diskussion

Erhöhte Zinkeinträge stehen entlang der Oder im Zusammenhang mit dem Kohlenbergbau und der Zinkverhüttung in Oberschlesien (Meyer et al. 2002). Weitere Quellen der Belastung im Mittellauf der Oder sind die Metallurgie, Farben- und Lackindustrie sowie die Kunststoffproduktion. Die Flussregulierung im 18. Jahrhundert erfolgte zeitgleich mit der Industrialisierung des oberschlesischen Industriegebietes (Ciszewski 2006). Durch Sickerwasserinfiltration, Bodenerosion und Oberflächenabfluss wurde dann der Ferntransport von Spurenmetallen aus dem oberen Flussabschnitt ausgelöst. Während der Bebauung des Flusstales wurden kontaminierte Flusssedimente in den Bereich der neu entstandenen Auen übertragen, so dass auf beiden Seiten des Mittellaufs der Oder ca. 30 cm mächtige kontaminierte Sedimente abgelagert wurden (ebenda). Daher weisen auch die tiefer gelegenen Sedimente (30 bis 60 cm) hohe Spuren-

metallkonzentrationen auf. Insbesondere der hohe Gehalt an Blei (ein Element mit geringer Mobilität) in den oberen Schichten deutet auf die historische Ablagerung von belasteten Sedimenten hin.

Im Vergleich zu geochemischen Hintergrundwerten von Auensedimenten in Polen (Bojakowska, Sokolowska 1998) wiesen die hier analysierten Proben beider Tiefen deutlich höhere Konzentrationen auf. Damit ist die Belastung mit den Elementen Kupfer, Blei und Zink für die Ökosysteme der Oder erheblich. Die Gesamtgehalte von Kupfer und Zink waren hier auch höher als in den Sedimenten des ehemaligen Überschwemmungsgebiets (Tabelle 2).

Bezüglich der Gehalte an Blei entsprechen 86% der Proben der Oberflächenschicht und 39% der Proben aus der Tiefe 30-60 cm der LAWA-Klasse II bis III (mäßige bis erhöhte Belastung). Im Fall der Gesamtgehalte von Zink entsprechen 91% der Proben der Oberflächenschicht und 33% der Proben aus der Tiefe 30-60 cm der LAWA-Klasse II-III (erhöhte bis deutliche Belastung) bis III-IV (deutliche bis hohe Belastung). Die Belastung mit Kupfer war niedriger und entsprach in 20% der Proben der Oberflächenschicht der LAWA-Klasse I-II (sehr gering) bis II-III (deutliche Belastung). Für die aus dem ehemaligen Überschwemmungsgebiet hinter dem Deich entnommenen Sedimente wurde für Blei und Zink die LAWA-Klasse I (anthropogen unbelastet) bis II (sehr geringe Belastung) eingeordnet und für Kupfer die LAWA-Klasse I bis II (anthropogen unbelastet bis sehr geringe Belastung) und II-III (deutliche Belastung). Die für das heutige Überschwemmungsgebiet ermittelten Werte stehen im Einklang mit den Ergebnissen von Meyer et al. (2002).

Auch die Werte des Igeo der meisten Sedimentproben (von 72% bis 89%) in der Oberflächenschicht wiesen eine mäßige - starke Belastung (Klasse 3) oder starke - übermäßige Belastung (Klasse 5) für Kupfer, Blei und Zink auf. Die Werte der Tiefenstufe 30-60 cm waren niedriger, wurden jedoch für über 50% der analysierten Proben als unbelastet - mäßig belastet (Klasse 1) bis stark - übermäßig belastet (Klasse 5) eingeordnet. Die Sedimente aus dem ehemaligen Überschwemmungsgebiet belegen niedrigere Werte des Igeo. Dieser ergab für Zink und Blei die Klasse 0 (praktisch unbelastet) bis 1 (unbelastet - mäßig belastet). Untersuchungen im Jahr 2004 von Sedimenten des Mittellaufs der Oder durch Boszke et al. (2004) für Kupfer, Blei und Zink verweisen auf die Klasse 1 (unbelastet - mäßig belastet).

Basierend auf der LAWA-Klassifikation und der Igeo-Klassifikation zeigt sich also eine deutliche Belastung der Auensedimente mit Kupfer, Blei und Zink. Höhere Belastungen wurde in den Sedimenten des heutigen Überschwemmungsgebiets gefunden.

Literatur

- Bojakowska, I., Sokołowska, G. (1998): Geochemiczne klasy czystości osadów wodnych. *Przegląd Geologiczny*, 46, 49-54.
- Boszke, L., Sobczyński, T., Głosińska, G., Kowalski, A., Siepak J. (2004): Distribution of mercury and other heavy metals in bottom sediments of the Middle Odra River (Germany/Poland). *Polish Journal of Environmental Studies*, 13, 495-502.
- Ciszewski, D. (2006): Accumulation of sediment-associated heavy metals within channelized reach of the Odra river, spatial distribution, changes in time, potential environmental hazard. *Instytut Ochrony Przyrody, Polska Akademia Nauk, Kraków*.
- Frankowski, M., Ziola-Frankowska, A., Kowalski, A., Siepak, J. (2009): Fractionation of heavy metals in bottom sediments using Tessier procedure. *Environmental Earth Sciences*, DOI10.1007, 12665-009-0258-3.
- Hiller, D.A., Brümmer, G.W. (1997): Mikrosondeuntersuchung an unterschiedlich stark mit Schwermetallen belasteten Böden. 2. Gehalte an Schwermetallen und anderen Elementen in Huminstoffaggregationen, Streustoffen und Holzkohlenpartikel. [In:] *Zeitschrift für Pflanzen und Bodenkunde*, 160, 47-55.
- Ibragimow A. (2012): Mobilität Von Schwermetallen in fluvialen Sedimenten des Oder Flusses zwischen den Mündung von Lausitzer Neiße und Warthe. *Adam Mickiewicz Universität in Poznań, Fakultät für Geografische und Geologische Wissenschaften, Poznań*.
- Kashem, A., Singh, B.R. (2001a): Solid-Phase Speciation of Cd, Ni, and Zn in Contaminated and Noncontaminated Tropical Soils. [In:] Iskandar I.K., Kirkham M.B. (Ed.) *Trace Elements in Soil: Bioavailability, Flux, and Transfer*. Lewis Publishers, Boca Raton, Fla, 21- 42. 213-228.
- LAWA (1998): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band II: Ableitung und Erprobung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. *Berlin 1998*.
- Meyer A.K. (Ed.) (2002): Die Belastung der Oder. Ergebnisse der Internationalen Oderprojekts (IOP). *Hamburg*.
- Müller, G. (1969): Index of geo-accumulation in sediments of the Rhine River. *GeoJournal*, 2, 108 - 118.
- Scheffer, F., Schachtschabel, P. (2002): *Lehrbuch der Bodenkunde*. 15 Aufl., Heidelberg.
- WRRL (2000/60/WE): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik Vom 23. Oktober 2000 (ABl. EU Nr. L 327, S. 1).

10 Daten vom Fluss:

Grenzen und Möglichkeiten einer Stickstoff- und Phosphorretentionsmodellierung in Auen auf Landschaftsebene

Stephanie Natho

Zusammenfassung

Diese Arbeit präsentiert eine Methode, die es ermöglicht, auf Landschaftsebene die Nährstoffretention in der Aue abhängig vom aktuellen Abfluss zu berechnen. Die bei einem Hochwasserereignis überflutete Auenfläche und die einströmende Nährstofffracht sind die wichtigsten Parameter zur Modellierung der Nährstoffretention auf Landschaftsebene und waren bislang noch nicht quantifizierbar. Erarbeitet wurde der Ansatz anhand der unterschiedlich stark beeinträchtigten Auen der Flüsse Elbe, Rhein und Main und nun erstmals auf die Auen der Weser übertragen. Im Hochwasserfall - hier jeder Abfluss größer als der langjährige Mittlere (MQ), der zu einer Überflutung der Aue führt - wird der Großteil der Jahresnährstofffracht transportiert (an der Elbe bis zu 86 % für Stickstoff und 62 % für Phosphor) und kann durch verschiedene Retentionsprozesse (hauptsächlich Denitrifikation und Sedimentation) in überfluteten Auen zurückgehalten werden. Hierfür sind insbesondere kleine und häufige Hochwasser in gut an das Gerinnebett angebondenen Auen von Bedeutung. An der Elbe führt deren vergleichsweise gute Anbindung zu monatlichen Retentionswerten von bis zu 12 % für Stickstoff (N) und 10 % für Phosphor (P), während insbesondere an Main und Weser die Auenretention weniger als 1 % der Jahresfracht ausmacht. Die Rheinauen sind sehr unterschiedlich in ihrer Anbindung an das Überflutungsregime. Aufgrund der prinzipiell hohen Fließgeschwindigkeit des Rheins ist der Anteil der einströmenden Fracht allerdings geringer als bei den anderen Flüssen, so dass auch in hochwasserreichen Jahren eine maximale Jahresretention von 1 % nicht überschritten wird.

Keywords: Nährstoffretention, Auen, Modellierung, Landschaftsebene

Einleitung

Der Nährstoffrückhalt ist eine bedeutende unter den vielen Ökosystemfunktion von Auen. Schon 1995 bezeichnete Mitsch Auen als „Nieren der Landschaft“ (Mitsch 1995). Ihr Potenzial Stickstoff und Phosphor zurückzuhalten, wurde als Äquivalent der Vermeidungskosten durch den Einsatz von Kläranlagen, für Deutschland berechnet und mit etwa 500 Mio. € angegeben (Scholz et al. 2012). Allerdings bezieht sich die Berechnung des Potenzials auf eine Auenfläche, welche statistisch einmal in 100 Jahren überflutet wird (HQ100). Wie hoch ist aber die Nährstoffrückhaltfunktion bezogen auf das aktuelle Überflutungsregime innerhalb eines Jahres einzuschätzen?

Zu Beginn des Projektes im Jahre 2010 war gerade der Auenzustandsbericht erschienen (BMU & BfN 2009), welcher den Auen einen Verlust von bis zu 90 % Auenfläche an großen Flüssen und den ver-

bliebenen Auenresten einen schlechten Zustand bescheinigte. Zeitgleich wurde von Schulz-Zunkel et al. (2012) der erwähnte Ansatz zur Berechnung der Nährstoffrückhaltfunktion auf der Basis der Auenkulisse des Auenzustandes entwickelt (Natho



Abbildung 1: Unterschiedlich ausgebaute Flussläufe mit ihren Auen. Fotos: Stephanie Natho

et al. 2013). Bis dato war der Nährstoffrückhalt in deutschen Auen auf Landschaftsebene noch nicht untersucht, so dass mit dem vorliegenden Projekt Neuland beschränkt wurde. Während der Projektlaufzeit konnten die entscheidenden Parameter zur Modellierung der Nährstoffretention identifiziert, durch Messdaten abgeleitet und mit verschiedenen empirischen Retentionsmodellen gekoppelt werden (Natho & Venohr 2012, Natho et al. 2013). Dabei bildeten nicht Messdaten des Nährstoffrückhaltes in den unterschiedlich stark degradierten Auen von Rhein, Main und Elbe (Abbildung 1) die Grundlage, sondern hauptsächlich Messdaten vom Fluss, da es in Deutschland kein repräsentatives Auenmonitoring bezüglich Nährstoffen gibt. Die wichtigsten Ergebnisse und methodischen Aspekte, die gleichzeitig Grenzen und Möglichkeiten aufzeigen, wie auch der erstmalige Transfer der Ansätze auf die Weser mittels Hochwassergefahrenkarten werden im Folgenden dargestellt.

Methoden

Für die Modellierung der Nährstoffretention sind das Wissen um Transportmechanismen und Re-

tentionsprozesse durch theoretisches Wissen, aber auch um die Flussfracht (jährliche Berechnungsmethode nach OSPAR (2008)) über aktuelle Pegel- und Gütemessstationen essentiell. Mit der Software FLYS der BfG (FLYS 2.1.3, BfG (2009)) visualisierte Überflutungsflächen und -tiefen wurden für knapp 1070 Flusskilometer von Rhein, Main und Elbe (für Details siehe bspw. in Natho et al. 2013) herangezogen, um diese Angaben bezogen auf statistische Überflutungshäufigkeiten mit aktuellen Pegel- und Gütemessstationen zu koppeln (Abbildung 2). Hierdurch ist es möglich, die einströmende Nährstofffracht sowie eine vom Abfluss abhängige Überflutungsfläche für den betreffenden Auenabschnitt (als % der HQ100-Aue) abzuleiten (Natho & Venohr 2012, Natho & Venohr 2014). Der Abfluss ist hier als relatives Maß durch das Verhältnis aus langjährigem Abflussmittel (MQ) und aktuellem Abfluss (Q) dargestellt. Es konnten Fluss- bzw. Flussabschnittsspezifische Funktionen abgeleitet werden, die die Anbindung der Auen an den Fluss widerspiegeln. Innerhalb der vorhandenen Deichgrenzen wird die Anbindung einzig über die durch FLYS visualisierten Überflutungsflächen-

größe zu verschiedenen Abflüssen definiert. Da FLYS auf Rechenergebnissen von hydraulischen 1D-Modellen basiert (BfG 2009), sind Informationen über die Topographie sowie evtl. Sommerdeiche berücksichtigt, Kenntnisse hierüber fließen aber in die weitere Modellierung nicht ein. Letztendlich bedeutet dies: eine gute Auenanbindung bedeutet, dass bereits kleine Hochwasser für die Überflutung der Aue ausreichen. Dargestellt ist dies in Abbildung 2, unten rechts: je besser die Anbindung desto steiler die Kurve. An Elbe und weiten Stellen des Rheins zeigt sich die relativ gute Anbindung, am Main hingegen fließt

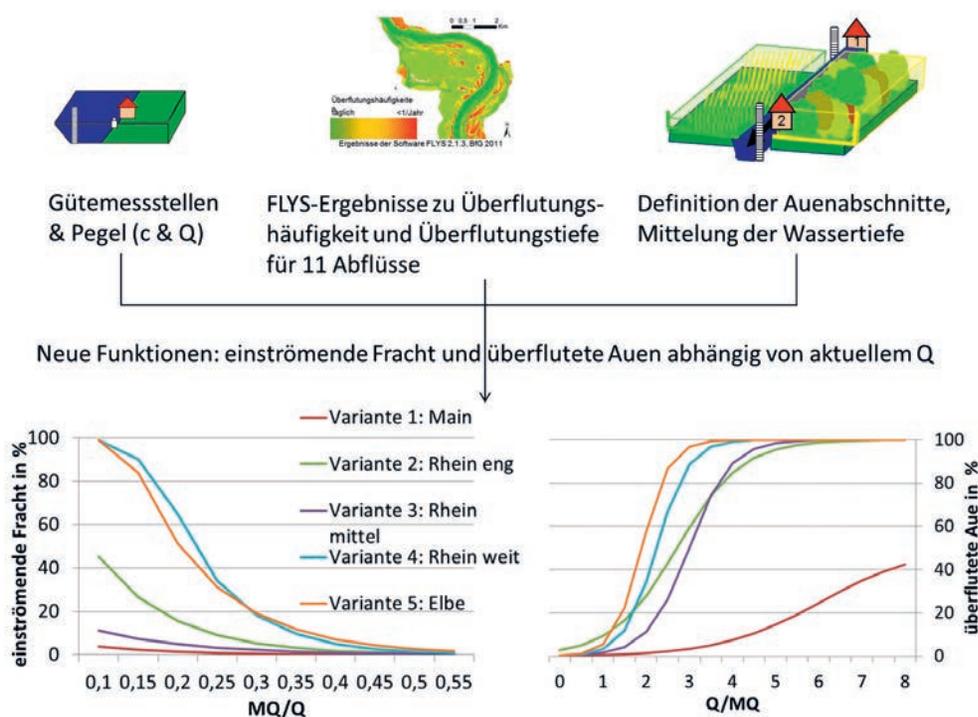


Abbildung 2: Methodenbeschreibung; Zusammenführung von Messdaten, Modellergebnissen und empirischen Retentionsmodellen. Einströmende Nährstofffracht und überflutete Auenfläche werden in Abhängigkeit von aktuellen Abflüssen (Q) und langjährigem Abflussmitteln (MQ) berechnet. Darstellung der für die Weser verwendeten Varianten von Rhein, Main und Elbe.

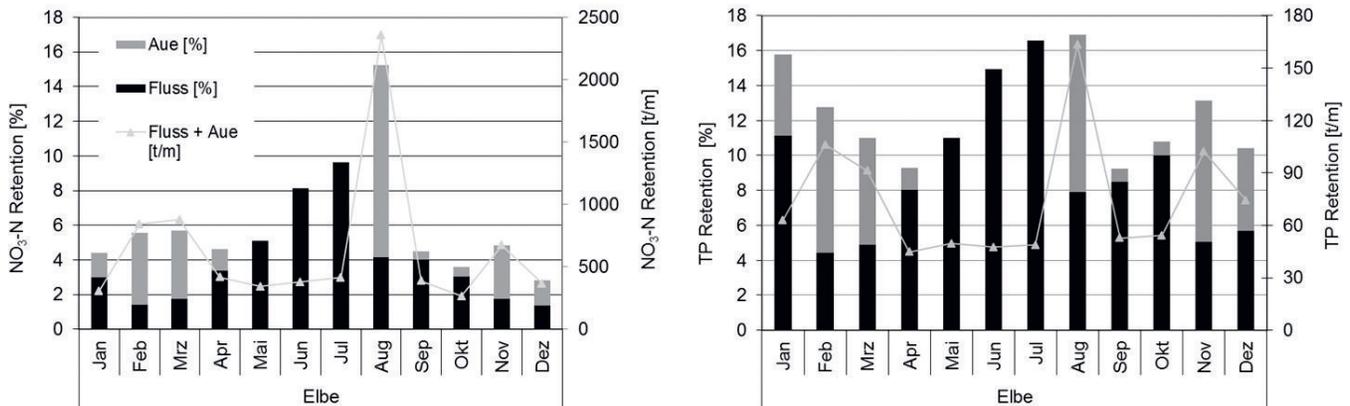


Abbildung 3: Prozentualer Stickstoff- und Phosphorrückhalt bezogen auf die transportierte Fracht auf monatlicher Basis für das Jahr 2002 an der Elbe differenziert in Fluss- und Auenretention. Als Vergleich ebenfalls aufgetragen die Summe der Retention von Aue und Fluss in t/m.

nur wenig Wasser und damit wenig Fracht in einen sehr kleinen Bereich. Der Transfer auf die Weserauen wurde auf der Basis der Hochwassergefahrenkarten (ebenfalls HQ100-Aue) und der aus Rhein, Main und Elbe abgeleiteten Funktionen (fünf Varianten) berechnet (Abbildung 2).

Die für die Fließgewässer relevantesten Nährstoffe sind Nitrat und partikulärer Phosphor, welche in Abhängigkeit von Abfluss und Jahreszeit auf unterschiedliche Art und Weise vermehrt ins Gewässer eingetragen und transportiert werden. Um diesen charakteristischen Unterschieden gerecht zu werden, wurden monatliche Ansätze verwendet, bzw. von täglichen Eingangsdaten abgeleitet und mit Retentionsmodellen gekoppelt.

Nach einem Vergleich verschiedener Retentionsansätze (Natho et al. 2013, Natho & Venohr 2012) werden in dieser Arbeit die empirisch abgeleiteten Retentionsansätze des Nährstoffeintragsmodells MONERIS (Venohr et al. 2011) verwendet. Diese berücksichtigen den gelösten anorganischen Stickstoff, der hauptsächlich als Nitrat transportiert und durch die Denitrifikation (abhängig von Aufenthaltszeit als hydraulische Last, Temperatur und biologischer Transformation ausgedrückt durch die Globalstrahlung) in Luftstickstoff umgewandelt werden kann, sowie den partikulären Phosphor, der durch Sedimentation, ebenfalls bedingt durch die hydraulische Last, zurückgehalten werden kann.

Ergebnisse

Kenntnisse der verschiedenen Parameter Abfluss, abflussabhängige Überflutungsfläche, Überflutungshäufigkeit, Überflutungsdauer, Nährstoffkonzentration und schlussendlich einströmende Nährstofffracht fließen in das Modell ein, um einen Retentionsprozess auf einer definierten aber variablen Fläche, einer definierten aber variablen Fracht in einer definierten aber variablen Zeit – auf Tagesbasis aggregiert zu Monatswerten – abzubilden.

Die Flüsse Rhein, Main und Elbe unterscheiden sich bezüglich des Flussausbaus und damit der Aueendegradation, wie auch im Abfluss, der Nährstoffkonzentration und der transportierten Fracht.

Der Vergleich der berechneten Nährstoffretention an Elbe, Main und Rhein in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ für die Jahre 1997-2004 zeigt, dass die berechneten Werte zwischen 60 und maximal $400\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ sehr gut mit den in der Literatur berichteten Werten aus Fallstudien von $60\text{--}300\text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{yr}^{-1}$ (Kronvang et al. 1999, Piña-Ochoa & Álvarez-Cobelas 2006) übereinstimmen. An der Elbe werden im hochwasserreichen Jahr 2002 die höchsten Werte erreicht, am Main kann aufgrund der niedrigen Fließgeschwindigkeit Nährstofffracht in die Aue gelangen und es so zu vergleichbaren Retentionswerten kommen. Allerdings ist in absoluten Werten die Retention in den schlecht angebundenen Mainauen sehr gering.

Betrachtet man die Retention monatlich, lassen sich die Ergebnisse und die hinter der Retention liegenden Prozesse besser verstehen. Aus diesem Grund wird die Retention des Jahres 2002 an der Elbe differenziert in Flussretention und Auenretention genauer untersucht (Abbildung 3). Im Fluss findet aufgrund der ständigen Überflutung das ganze Jahr über Retention statt. Die Retention in % der Flussfracht in der Aue spiegelt das Hochwassergeschehen wieder: die Aue hält dann Nährstoffe zurück, wenn die transportierten Frachten hoch sind. Im Schnitt werden während der Hochwasserphasen 70 % der Nährstoffe transportiert. An der Elbe sind es sogar bis zu 86 % des Nitratstickstoffes. Demnach ergibt eine prozentuale Retention von 6 % für N bzw. 11 % für P im Hochwasserfall mit einer absoluten Retention von 800 t N bzw. 90 t P im März 2002 absolut mehr, als in einem Niedrigwassermonat mit beispielsweise 250 t N bzw. 40 t P im Mai 2002 (Abbildung 2).

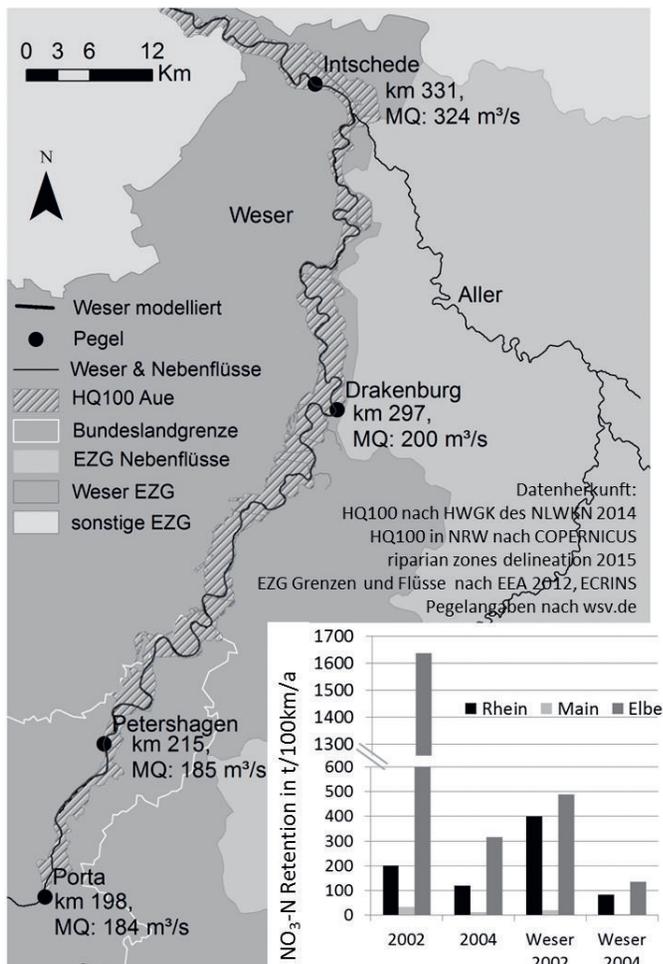


Abbildung 4: Transfer der Variantenberechnungen auf die Weser mit ihrer rezenten Aue nach Hochwassergefahrenkarten des Landes Niedersachsen im Vergleich mit der berechneten Retention in Elbe, Rhein und Main für die Jahre 2002 und 2004.

Sommerhochwasser ermöglichen aufgrund der höheren Wassertemperaturen höhere Stickstoffretention als vergleichbare Hochwasser in Wintermonaten. Trotzdem, denitrifizierende Bakterien sind auch bei niedrigen Temperaturen in der Lage, Nitratstickstoff in Luftstickstoff umzubauen und somit komplett aus dem Gewässersystem zu entfernen. Für Phosphor ergibt sich dieser jahreszeitliche Rhythmus nicht, da die Sedimentation ein rein physikalischer Prozess ist.

An der Weser wurden fünf Varianten zur Berechnung der überfluteten Auenfläche und der einströmenden Nährstofffracht durchgeführt. Allerdings ähnelt die Aue der Weser bezogen auf Landnutzung (66 % werden als Acker genutzt), rezenter Aue (bei einem HQ100 sind die Auen auf jeder Uferseite nur ca. 65-80 m breit, während an der Elbe die Aue bei einem HQ5 bereits um das Zehnfache breiter ist), Stauregulierung und damit Hochwasserhäufigkeit den Mainauen, so dass Ergebnisse dieser Variante am plausibelsten sind. Um die Einmündung der Aller bei Intschede, welche eine gesonderte Retentionsberechnung notwendig macht, nicht zu vernachlässigen, wurde nur die berechnete Retention bis Drakenburg betrachtet.

Ein exemplarischer Vergleich der NO₃-N Retention bezogen auf 100 km Fließlänge pro Jahr für die Jahre 2002 (hochwasserreich) und 2004 (trocken) (Abbildung 4) an Rhein, Main und Elbe bzw. anhand der Main-, Elbe- und maximalen Rheinvariante an der Weser zeigt eine besonders geringe Retentionsrate mit der plausibelsten Variante des Mains. Die Hydrologie bedingt starke Unterschiede zwischen 2002 und 2004 für alle Varianten. Mit knapp 20 t bzw. 4 t NO₃-N t⁻¹·100 km⁻¹·a⁻¹ Rückhalt an der Weser ist diese aber aufgrund der geringen Hochwasser sogar deutlich geringer als am Main selbst.

Diskussion

Aus den Annahmen dieses Retentionsansatzes ergeben sich Möglichkeiten, aber auch Grenzen der Retentionsmodellierung. Auf Landschaftsebene muss eine Vereinfachung der der Nährstoffretentionsmodellierung zugrunde liegenden Prozesse und landschaftlichen Gegebenheiten erfolgen. Der Grad der Vereinfachung ist abhängig von der Fra-

gestellung. Dieser Ansatz erlaubt es, auf Landschaftsebene das aktuelle Abflussgeschehen zur Berechnung der Nährstoffretention einzubeziehen und zeitlich die inner- wie auch interjährlichen Unterschiede aufzuzeigen. Die räumliche Betrachtungsebene weist jedem Auenabschnitt einen Pegel an einem modellhaften Ein- und Auslass der Aue zu. Diese Abschnitte sind homogen bezüglich Wassertiefe, Verteilung der Fracht, Vorgang der Überflutung. Damit können einzelne Abschnitte unterschieden werden, aber nicht innerhalb eines Abschnittes spezifischere Angaben getroffen werden, als es ein Downscaling erlauben würde. An den Überflutungsdaten der Auen von Elbe, Rhein und Main ist zu erkennen, dass in den meisten Auenbereichen eine Überflutung der rezenten Aue bereits vor einem HQ100 stattfindet. Dies unterstreicht die Bedeutung von kleinen Hochwässern für die dortige Nährstoffretention. Eine Nährstoffretention in der Aue wird nur berechnet, wenn der Abfluss größer als der langjährige Abflussmittel ist – eine überflutete Aue kann aufgrund des langsam zurückfließenden Wassers in den Fluss nach einem Hochwasser also nicht berücksichtigt werden, so dass Überflutungsdauern und auch die Retention womöglich unterschätzt werden.

Die HQ100-Auenfläche aus Hochwassergefahrenkarten kann sehr gut in die bestehenden Ansätze eingebunden werden. Allerdings kann mit Hilfe der Landnutzungsdaten in der Aue nur abgeschätzt werden, welche der Varianten am realistischsten ist, da nicht bekannt ist, wie sich die Auenanbindung bei häufigen und damit niedrigen Hochwassern verhält. Die Variantenberechnungen für die Weser zeigen mit der Mainvariante von daher die realistischste Retention. Da die Weser in dem betrachteten Abschnitt gestaut und zudem ein Flachlandfluss ist, sind Hochwasserspitzen stark gedämpft. Hier wäre es besonders wichtig, eine gute Konnektivität bereits bei niedrigen Hochwassern zu ermöglichen, um die Nährstoffrückhaltefunktion als eine von vielen anderen Ökosystemfunktionen zu erhöhen.

Für die allgemeine Validierung des Retentionsansatzes ist es dringend erforderlich, ein Messnetz in Flussauen zu installieren, um den Retentionsprozess verlässlich zu monitoren und schließlich zu modellieren.

Danksagung

Die Autorin bedankt sich bei dem FLYS-Team der BfG, namentlich N. Busch, M. Hatz, J. Graf, M. Hammer und D. Meißner für die Unterstützung bei der umfangreichen Anwendung der Software sowie für die Bereitstellung des Dienstes und der Daten.

Literatur

BfG (2009): Wasserstandsinformationsdienste der BfG für Bundeswasserstraßen. Bundesanstalt für Gewässerkunde. Kolloquium am 24. März 2009, Koblenz.

BMU & BfN (2009): Auenzustandsbericht. Flussauen in Deutschland.

Kronvang, B., Hoffmann, C.C., Svendsen, L.M., Windolf, J., Jensen, J.P. & Dørga, J. (1999): Retention of nutrients in river basins. *Aquatic Ecology*, 33, 29-40.

Mitsch, W.J. (1995): Restoration of our lakes and rivers with wetlands – An important application of ecological engineering. *Water Science and Technology*, 31, 167-177.

Natho, S. & Venohr, M. (2012): Nutrient retention in riparian floodplains on landscape scale, the necessity for a monthly retention approach. *Water Science and Technology*, 66, 2800-2807.

Natho, S. & Venohr, M. (2014): Active versus potential floodplains—the effect of small flood events on nutrient retention along the river Elbe corridor (Germany). *Aquatic Sciences*, 76, 633-642.

Natho, S., Venohr, M., Henle, K. & Schulz-Zunkel, C. (2013): Modelling nitrogen retention in floodplains with different degrees of degradation for three large rivers in Germany. *Journal of Environmental Management*, 122, 47-55.

OSPAR (2008): Comprehensive Study on Nutrient Input and Direct Dischargers (RID): Presentation and Assessment of the OSPAR Contracting Parties. Publication Number 376/2008. ISBN 978-1-906840-17-4. London: OSPAR Commission.

Piña-Ochoa, E. & Álvarez-Cobelas, M. (2006): Denitrification in Aquatic Environments: A Cross-system Analysis. *Biogeochemistry*, 81, 111-130.

Scholz, M., Mehl, D., Schulz-Zunkel, C., Kasperidus, H.D., Born, W. & Henle, K. (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen - Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoff, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion. In Naturschutz und Biologische Vielfalt Heft 124. Bonn - Bad Godesberg.

Schulz-Zunkel, C., Scholz, M., Kasperidus, H.D., Krüger, F., Natho, S. & Venohr, M. (2012): Nährstoffrückhalt. In: Ökosystemfunktionen von Flussauen, eds. M. Scholz, D. Mehl, C. Schulz-Zunkel, H. D. Kasperidus, W. Born & K. Henle, 48-72. In Naturschutz und Biologische Vielfalt 124. Bonn - Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz.

Venohr, M., Hirt, U., Hofmann, J., Opitz, D., Gericke, A., Wetzig, A., Natho, S., Neumann, F., Hürdler, J., Matrangola, M., Mahnkopf, J., Gadegast, M. & Behrendt, H. (2011): Modelling of Nutrient Emissions in River Systems – MONERIS – Methods and Background. International Review of Hydrobiology, 96, 435-483.

11 Protection of alluvial wetlands in the mouth of the Warta river valley

Lesław Wołejko

Abstract

The Paper discusses selected management and protection measures of an alluvial wetland of international importance for birds, situated at the confluence of Warta and Odra rivers (Western Poland). Special attention is paid to the protection of alluvial vegetation and habitats, in relation to major controlling factors, possible drawbacks and applied and planned conservation measures.

Keywords: alluvial vegetation, Natura 2000, nature management, Warta river valley

Introduction

A large wetland area situated in the mouth of the Warta river valley is internationally recognized as a “birds’ paradise”, ranking high on the European list of natural areas. In the course of time the botanical, mycological and environmental studies carried out in the Warta Mouth have expanded our knowledge about the ecosystems and groups of species other than birds. A high conservation value of the area is reflected in the overlap of several types of nature protection areas established in the valley: the “Warta Mouth” National Park (8074 ha), Landscape Park (20534.46 ha), the Natura 2000 site (code PLCo80001, area 33297.37 ha), a few nature reserves and a Ramsar Convention site (7956 ha). On the international level the region plays an important role at the crossroads of main European ecological corridors, the main axis of which is formed by the Odra river valley.

The unique features of the Warta Mouth area have resulted from the peculiar history of its development (Czarnuch 2008), due to both natural and human-induced causes. After a major regulation of the course of Warta river large parts of the valley bottom have been embanked and reclaimed, mainly as agricultural land. Surface water levels have been regulated there with the use of pumps. However, a relatively large piece of land, situated to the south from the main river course has remained unbanked, and now constitutes one of the largest inland alluvial plains of Central Europe, exposed to spontaneous, regular flooding. This area is at present situated in the heart of the National Park and the Natura 2000 site. As such it is supposed to be managed entirely for the sake of nature, in accor-

dance with the integrated management plans, as demanded by the national and European legislation. In several cases the conflicting protection and land use goals call for a complex, and sometimes compromising, management measures. Within a framework of preparation of the management plans in the years 2012-2014 a nature inventory and mapping took place in the area of the “Warta Mouth” National Park and Natura 2000 site PLCo80001. In the area of the Natura 2000 site the detailed study and mapping concerned mostly the rare and protected species of plants and birds, as well as the natural habitats listed by EU Natura 2000 directives (Jermaczek et al. 2013). The coordination and implementation of the plans is a responsibility of the “Warta Mouth” National Park.

While, for instance, the ornithological values of the area have been relatively well known already for a longer period of time (e.g. Majewski 1983; Jermaczek & Maciantowicz 2005; Wilk et al. 2010), the precise data on the flora and vegetation of the area are rather scarce (e.g. Borysiak 1994; Chmiel et al. 2000) and they usually miss the spatial relevance. Therefore, this paper will focus on the issues related to the protection of the phytocenotical values of the alluvial ecosystems in relation to the major land-use and management problems.

Material and Methods

The original data collection regarding the inventory and status of all plant, fungi and animal species was performed in the years 2011-2013. In the whole area of the Natura 2000 site Mouth of Warta River localities and status of habitats and species listed in the Annexes for the Bird and Habitats Di-

Table 1: Higher syntaxonomic units in the vegetation of the „Warta Mouth” National Park (after Wołejko et al. 2014).

Vegetation class	No of alliances	No of plant communities
<i>Lemnetea minoris</i> (R. Tx. 1955) de Bolós et Masclans 1955	2	8
<i>Potametea</i> Klika in Klika et Novák 1941	3	10
<i>Phragmitetea australis</i> (Klika in Klika et Novák 1941) R. Tx. et Preising 1942	5	24
<i>Isoëto durieui-Juncetea bufonii</i> (Br.-Bl. et R. Tx. 1943 ex Westhoff et al. 1946) Rivas-Martinez 1988 (Syn.: <i>Isoëto-Nanojuncetea</i> Br.-Bl. et R. Tx. 1943)	2	2
<i>Bidentetea tripartitae</i> R. Tx. et al. in R. Tx. 1950	2	6
<i>Molinio-Arrhenatheretea</i> R. Tx. 1937 em. 1970	6	28
<i>Koelerio-Corynephoretea</i> Klika in Klika et Novák 1941	2	5
<i>Festuco-Brometea</i> Br.-Bl. et R. Tx. 1943	1	1
<i>Artemisietea vulgaris</i> Lohmeyer et al. in R. Tx. 1950	5	18
<i>Alnetea glutinosae</i> Br.-Bl. et R. Tx. 1943	1	1
<i>Salicetea purpureae</i> Moor 1958	1	2
<i>Quercu-Fagetea</i> Br.-Bl. et Vlieger 1937	1	1
Total:	31	106

rectives were recorded and mapped in the scale 1:10 000. Their locations were pin-pointed with the use of a GPS and afterwards processed by the GIS programs. Within the National Park borders additionally a complete floristic study was performed. The analytical tabular work was based on several hundreds of phytosociological relevés. They were also used for ground proofing of aerial photographs, used as a base for mapping of the real vegetation and protected habitats. The vegetation data were used for classification of plant communities and higher syntaxonomic units, as well as for identification of the protected Natura 2000 habitats. The indicative values of plant communities for identifying Natura 2000 habitats were adapted after Ratyńska et al. (2010). The new floristic data, obtained during the present study, have supplemented the earlier existing database for vascular plants (Wojciechowska 2010, mscr.).

Results

Vegetation cover of the “Warta Mouth” National Park consists of over 100 plant communities representing 12 vegetation classes (Tab. 1). These are mainly wetland communities, but typically differentiated area of the river valley contains also drier ecosystems, situated on “mineral islands”, upper terraces and valley margins, as well as different anthropogenic structures. They support several meadow communities, fringe and anthropogenic communities and even xerothermic grasslands.

The alluvial vegetation complex is composed of a mosaic of open water ecosystems: relic lakes and oxbows, temporal water-courses, muddy river banks and bottoms - all supporting both the herbaceous and ligneous vegetation (alluvial forests).

Tall rush and sedge communities (class *Phragmitetea*) constitute a dominant component of the alluvial vegetation complex. Besides several associations more typical for eutrophic waters (alliances *Phragmition communis* W. Koch 1926 and *Magnocaricion elatae* W. Koch 1926) the major spatial role is played by large patches of the

associations belonging to the alliances *Oenanthion aquaticae* Hejný ex Neuhäusl 1959 and *Sparganio-Glycerion fluitantis* Br.-Bl. et Sissingh in Boer 1942 (such as relatively rare *Leersietum oryzoidis* Krause in R. Tx. 1955 ex Pass. 1957). The key association of this group is *Oenanthon aquaticae-Rorippetum amphibiae* Lohmeyer 1950, occupying a large area in the southern, flooded basin of the National Park. Other communities of this group are easily identified by their dominant species, such as *Butomus umbellatus*, *Eleocharis palustris* and *Hippuris vulgaris*. Under the influence of occasional grazing the floristic composition of the *Oenanthon aquaticae* communities is gradually modified and enriched by floral elements of poor pastures (*Potentillion anserinae* alliance).

Phytocoenoses dominated by *Phalaris arundinacea* are the major component of alluvial vegetation in the Warta Mouth area. According to the concept of Ratyńska et al. (2010), such vegetation plots have been classified as rush vegetation and included in the alliance *Phalaridion Kopecký* 1961. In the southern, flooded part of the National Park the floristic composition of these phytocoenoses differs from commonly found meadow-like types of *Phalaridetum* by a strongly pronounced presence of the indicative „mud-bottom“ species.



Figure 1: Vast expanses of alluvial vegetation that re-establish each year after mid-season floods. Foto: A. Szafnagel-Wolejko

Plant communities representing natural, alluvial, herbaceous vegetation belong mainly to two vegetation classes: Isoëto durieui-Juncetea bufonii (with one association belonging to the alliance Nanocyperion flavescens W. Koch 1926 ex Aichinger 1933 em. Rivas-Goday 1961) and Bidentetea tripartitae (one association belonging to the alliance Elatino-Elleocharition ovatae (Pietsch et Müller-Stoll 1968) Pietsch 1973). The physiognomy of the association, developing fast on muddy substrates exposed after receding of the flood (including bottoms of temporary creeks) is dominated by some tall herbs (like *Rorippa* spp., *Polygonum* spp., *Rumex* spp. and *Bidens* spp.). Apart from such, rather common floral elements, a number of protected and endangered plant species are found in these communities.

The above described alluvial vegetation elements belong to a dynamic circle of riparian forest that in the past occupied a major part of alluvial Warta River valley. The forests were first to go when valleys were substituted with meadows and pastures. At present spectacular recovery of riparian forest is observed in the mouth of Warta valley. In the alluvial valley part these are tall willow forests and thickets of the alliance Salicion albae. On the rarely flooded valley margins some secondary patches of black alder woods (alliance Fraxino-Ulmion) have developed.

The alluvial vegetation complex is supplemented with a few semi-natural and anthropogenic com-



Figure 2: Nature and agriculture co-exist in alluvial wetlands of the “Warta Mouth” National Park. Phot. A. Szafnagel-Wolejko

munities. Fringe communities with tall herbs and vines are a typical element in the river valleys, but in the study area they are scattered and do not form large patches. The only meadow community worth mentioning is *Viola persicifoliae*-*Cnidium dubii* Walther in R. Tx. 1954 ex Philippi 1960. The patches of this only occasionally flooded community are found in the northern part of the National Park. They are rather poor in characteristic species and potentially endangered by a change or intensification of agricultural land use.

The major values of the alluvial elements in the Warta Mouth area are the extent and the degree of naturalness. Considering the spatial relationship between the size of the study area and the elements of the vegetation mosaic, the extent and differentiation of the alluvial system are best reflected on the habitats map (exemplary section in Figure 3). The figures for the area occupied by the protected Natura 2000 habitat types are given in Table 2.

By far the most important biocenotical role of the wetlands in the area is their support for varied and numerous populations of the avifauna. However, it is worth mentioning that at the same time the area hosts a considerable population of more than 50 rare and protected plant species.

Table 2: Natura 2000 habitats in the „Warta Mouth” National Park (after Wołejko et al. 2014).

Habitat type	Natura 2000 Code	Area [ha]
Habitats of the alluvial complex		
occasionally emergent shorelines; with amphibious/submerge shoreweed communities (<i>Littorelletea</i>) and/or annual dwarf rush communities (<i>Isoëto-Nanojuncetea</i>)	3130	20,56
Natural eutrophic lakes with their swamp and aquatic vegetation	3150	135,67
Rivers with muddy banks with <i>Chenopodium rubri</i> p.p. and <i>Bidention</i> p.p. vegetation	3270	2755,69
Alluvial forests (<i>Alno-Padion</i> , <i>Salicion albae</i>)	*91E0	504,12
Hydrophilous tall herb fringe communities	6430	0,26
Alluvial meadows of river valleys of the <i>Cnidion dubii</i>	6440	58,87
Other habitats		
Xeric sand calcareous grasslands (<i>Koelerion glaucae</i>)	*6120	15,15
Semi-natural dry grasslands	6210	1,16
Extensively managed hay meadows (<i>Arrhenatherion elatioris</i>)	6510	41,87
91F0 Riparian mixed along the great rivers (<i>Ficario-Ulmetum</i>)	91F0	2,01
Total:		3534,8

Management problems

For several years the focus of managerial activity was on the protection of the ornithological values of the area. It was realized in association with other functions of the area, such as agricultural land use, water retention and flood protection, as well as the transportation along the main water courses. At the same time new developments in the nature protection system of the area – establishing of the national park and implementation of the Natura 2000 system - brought the necessity for adequate protection of all important nature components, including species, natural habitats and ecological processes. Proposals how to cope with these problems have been elaborated and are contained in the management plans.

Changes in economy brought the abandonment of agricultural activity in certain areas and the intensification of the land-use in others. In the southern part of the National Park several thousands of cattle and horses are freely roaming the wetlands. It has been considered beneficial for birds, e.g. by controlling the expansion of wet forest vegetation.

Continuation of agricultural practice is also a cultural and sociological artifact, forming a foundation for social acceptance of nature protection in the area. However, a certain arbitrary measures have to be taken to safeguard also well developed wet forests. This can be done by restricting the average population of large herbivores, and selecting adequate strict protection zones.

A long lasting negligence of the river management has strongly reduced the water transportation possibilities. At the same time changing hydrologic conditions affected the hydrological regime of the flood-dependent parts of the Warta valley. Several species and ecosystems have adapted to the new situation

and utilized it for their own benefit. For instance, high water levels are necessary to safeguard several bird species during critical parts of their life cycle. An important role to secure these conditions is played by a network of inflows and temporary watercourses distributing river water from its upper course across the alluvial ecosystem (Figure 4). Recent trials of “improvement” of the technical parameters of the Warta river by, among others, blocking the inflows to the alluvial zone, have to be considered a major threat to several protected natural elements. One of the reasons for such activities seems to be lack of communication between several institutions about their competences, and about the realistic ranking of their goals.

Conclusions

Implementation of European law has imposed new responsibilities for nature managers. It calls for a more balanced approach to all different components of the natural environment that often have different (and sometimes contrasting) needs.

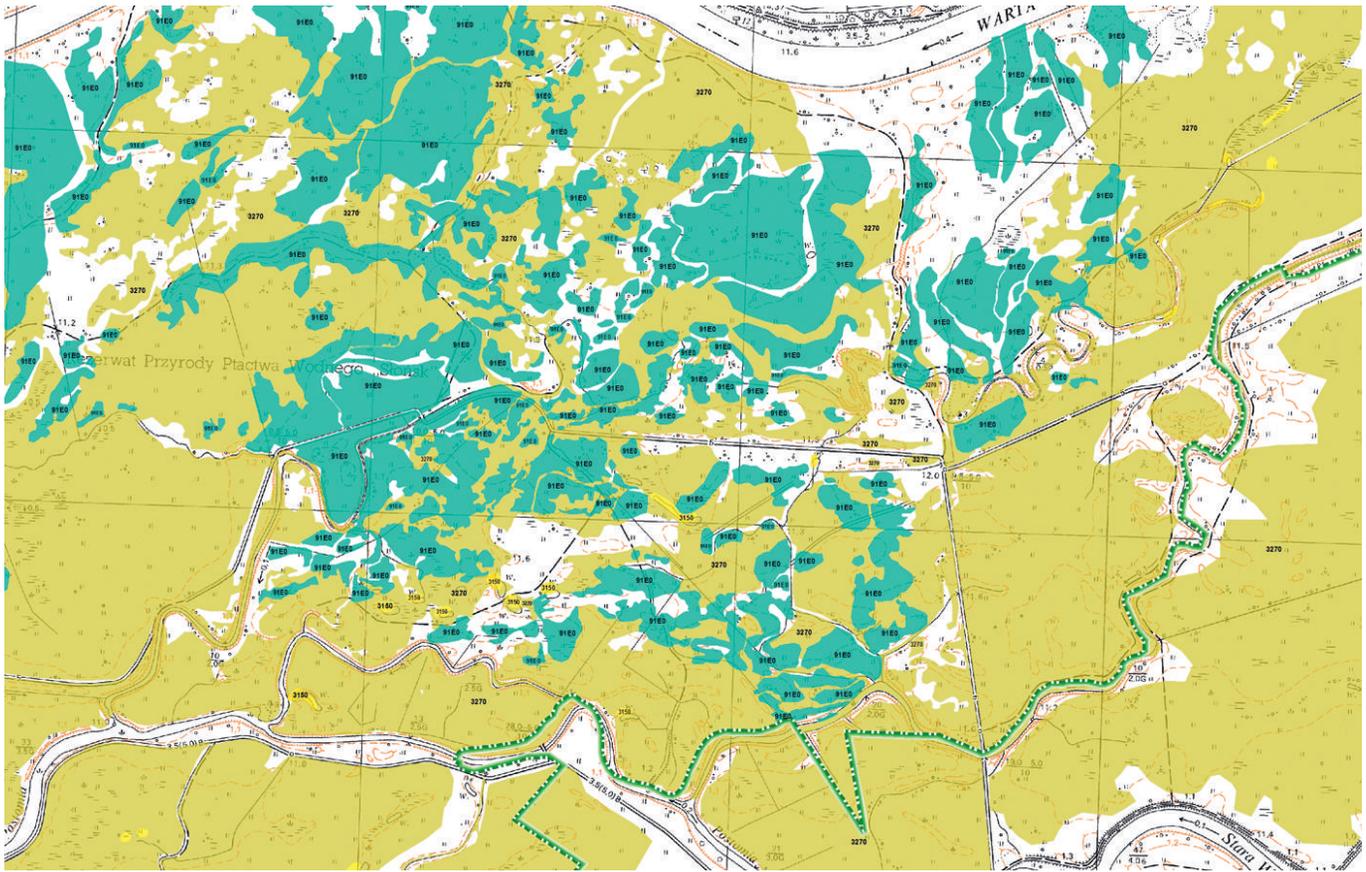


Figure 3: Natura 2000 habitats in the central part of the “Warta Mouth” National Park. Numerical codes for habitat types are given in Table 2.

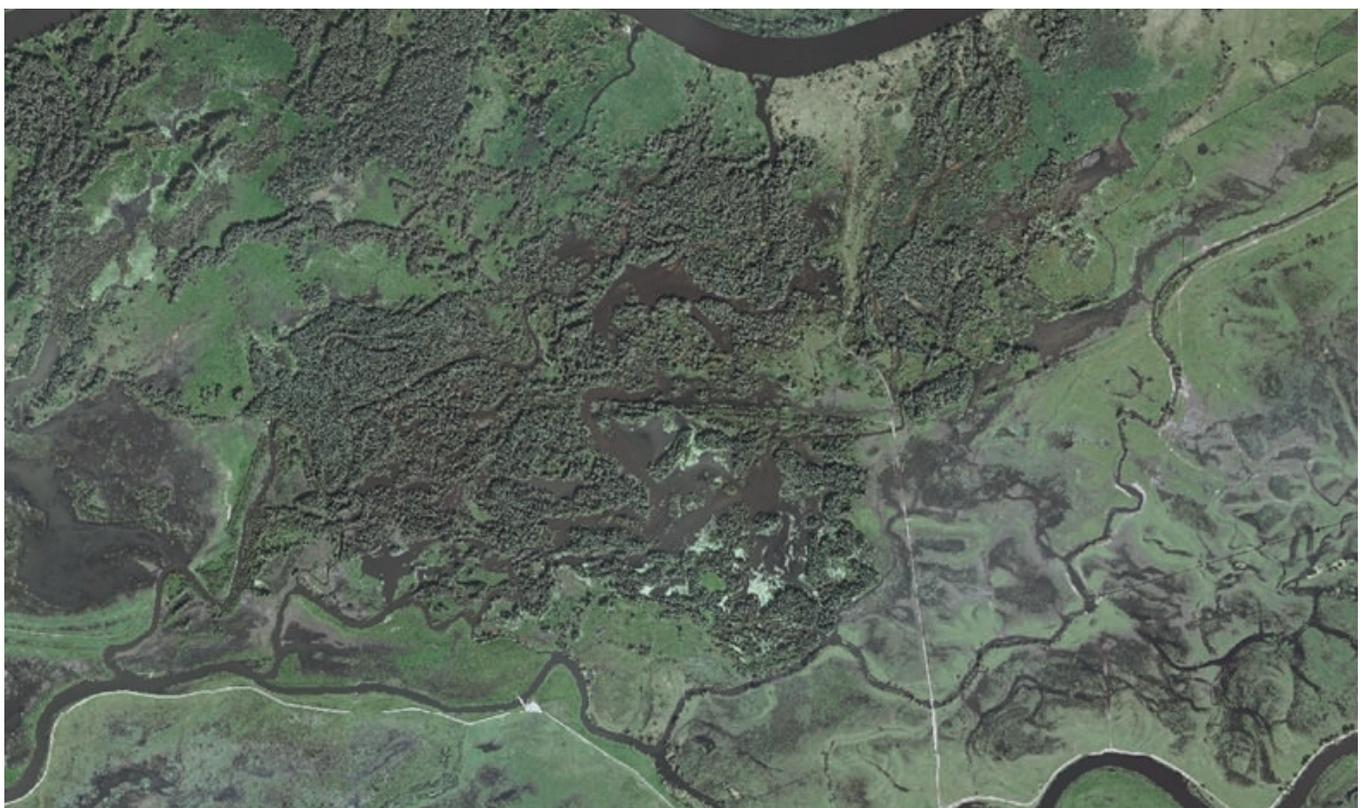


Figure 4: System of old oxbow lakes and temporary watercourses connected with Warta River controlling water conditions of protected alluvial ecosystems.

Integration and co-ordination of activities is the role of different organs responsible for nature management. Even though the practices of finding a consensus among the real and potential stakeholders in sensitive nature areas are obligatory, they often fail in solving particular managerial problems. In such cases the spatial isolation of contrasting land-use functions seems to be the most effective. It is well applicable, where large areas of valuable ecosystems are given a status of strong forms of protection, such as a national park or a nature reserve.

References

- Borysiak, J. (1994): Struktura aluwialnej roślinności lądowej środkowego i dolnego biegu Warty. Wyd. Nauk UAM, Ser. Biologia, Poznań, ss. 258.
- Chmiel, J., Jackowiak, B., Latowski, K., Żukowski, W. (2000): The vascular plants of the Słońsk Nature Reserve (western Poland). *Biological Bulletin of Poznań*, 37(2): 205-233.
- Czarnuch, Z. (2008): Ujarzmianie rzeki. Człowiek i woda w rejonie ujścia Warty. Wyd. „Arsenal” Gorzów Wlkp”; Fundacja Zielonej Doliny Odry i Warty, Górzycza, 336 pp.
- Jermaczek, A., Maciantowicz, M., (2005): Przyroda Ziemi Lubuskiej. Wyd. Klubu Przyrodników, Świebodzin, 400 pp.
- Jermaczek, A., Stańko, R., Horabik, D. (red.) (2013): Dokumentacja projektu planu ochrony obszaru Natura 2000 PLCo80001 Ujście Warty. MGGP - Klub Przyrodników, Świebodzin, mscr.
- Majewski, P. (1983): Evaluation of the role of the Słońsk Reserve for waterfowl. *Acta Orn.* 19: 227-235.
- Ratyńska, H., Wojterska, M., Brzeg, A. (2010): Multimedialna encyklopedia zbiorowisk roślinnych Polski. Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej, Warszawa, CD 1-2.
- Wilk, T., Jujka, M., Krogulec, J., Chylarecki, P. (Eds.). (2010): Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. [Important Bird Areas of international importance in Poland], OTOP, Marki, 595 pp.
- Wojciechowska, M. (2009): Struktura i dynamika flory roślin naczyniowych Parku Narodowego „Ujście Warty”. Pr. Dokt. UAM, Poznań, Mscr.
- Wołejko, L., Jermaczek-Sitak, M., Stańko, R. (2014): Szata roślinna i siedliska przyrodnicze. W: Jermaczek A., Stańko R., Horabik D. (red.). Dokumentacja planu ochrony dla Parku Narodowego „Ujście Warty”, Synteza. T. 3. Opracowano w ramach realizacji projektu POIS.05.03.00-00-278/10, MGGP - Klub Przyrodników, Świebodzin, mscr.

12 Fledermäuse im Nationalpark Unteres Odertal

Jörn Horn

Zusammenfassung

Von den 25 Fledermausarten die in Deutschland heimisch sind, kommen 18 Arten im Land Brandenburg und im Nationalpark Unteres Odertal 17 Arten vor.

Seit 20 Jahren werden die Fledermäuse im Nationalpark Unteres Odertal (ehrenamtlich) erforscht. Der Bericht gibt Einblicke in die Arbeit der Fledermausuntersuchungen und stellt Ergebnisse von Telemetrieuntersuchungen der vergangenen Jahre an zwei Auenwaldarten, der Teich- und der Rauhautfledermaus, vor. Ringwiederfunde aus dem Gebiet geben Aufschluss über das Wander- und Zugverhalten der einzelnen Arten. Darüber hinaus wird auf die Gefährdung der Fledermäuse außerhalb des Nationalpark eingegangen. Insbesondere bei der Frühjahrs- und Herbstwanderung von und zu den Überwinterungsgebieten gibt es reichliche Gefahren für wandernde Arten, wie der Rauhautfledermaus, z.B. durch Windkraftanlagen. Aber auch im Umland des Nationalparks lauern Gefahren, besonders wenn die ortsansässigen Tiere das Schutzgebiet zur Nahrungsaufnahme verlassen.

Keywords: Rauhautfledermaus, Kleinabendsegler, Nationalpark Unteres Odertal, Radiotelemetrie, Fledermauszug

Ehrenamtliche Fledermauserfassung im Nationalpark Unteres Odertal

Im Jahre 2015 wurde das Projekt „Fledermauszug Deutschland“ initiiert, um mehr über die wandernden Arten zu erfahren. Das Monitoring ist vorerst auf die Arten Rauhautfledermaus, Kleinabendsegler und Zweifarbfledermaus ausgerichtet und wird vom Nationalpark Unteres Odertal durch die Bereitstellung von Sendern und Armklammern unterstützt. Im Zeitraum von 2015 – 2016 sind in der Uckermark 929 Rauhautfledermäuse und 157 Kleinabendsegler markiert worden. Die gewonnenen Daten sollen Rückschlüsse über das Wander-

verhalten liefern und Rastplätze und Flugkorridore der wandernden Arten schützen helfen. Um die ehrenamtliche Tätigkeit im Fledermausschutz der interessierten Öffentlichkeit zugänglich zu machen, werden jährliche Fledermauscamps in der Region ebenfalls ehrenamtlich organisiert. Interessenten sollen die Möglichkeit erhalten, aktiv im Fledermausschutz mitzuwirken. Sie werden seit 8 Jahren im und am Nationalpark angeboten und durch den Autor des Artikels durchgeführt. Seit drei Jahren unterstützt der Nationalpark und seit 2016 der Förderverein Nationalpark Unteres Odertal das Projekt "Teichfledermauscamp" (Abbildung 1).



Abbildung 1: TeilnehmerInnen des Fledermauscamps 2016 im Nationalpark Uckermark, organisiert von Jörn Horn, hintere Reihe, sechster von links.

Methoden

Die Schwerpunkte der Untersuchung lagen in der Durchführung von Netzfängen, Beringung und Telemetrie.

Für Untersuchungen mit Hilfe der Radiotelemetrie kommen nur solche Tiere in Betracht, die eine gute Kondition (Gewicht) aufweisen. Im Nationalparkgebiet wurden Fledermäuse mit Puppenhaarnetzen im Jagdgebiet und an bekannten Quartieren abgefangen. Bei durchgeführten Kastenkontrollen sind ausgewählte Individuen entnommen worden. Für die Telemetrieuntersuchung wurden Sender mit Senderlaufzeit je nach Untersuchungsziel 8 bzw. 21

Tabelle 1: Fledermausverluste an Windenergieanlagen.

Fledermausverluste an Windenergieanlagen in Deutschland															
Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesamt für Umwelt Brandenburg															
Stand: 05. September 2016, Tobias Dürr - E-Mail: tobias.duerr@lfu.brandenburg.de															
Es wird ausdrücklich darauf hingewiesen, dass die Anzahl der Fundmeldungen lediglich die Erfassungsintensität und Meldebereitschaft widerspiegelt, nicht jedoch das Ausmaß der Problemlage in den einzelnen Bundesländern verdeutlicht.															
Art	Bundesländer, Deutschland														
	BB	BW	BY	HB	HE	HH	MV	NI	NW	RP	SH	SN	ST	TH	ges.
<i>Nyctalus noctula</i>	Großer Abendsegler												1006		
<i>N. leisleri</i>	Kleiner Abendsegler												148		
<i>Eptesicus serotinus</i>	Breitflügel-Fledermaus												56		
<i>E. nilssonii</i>	Nordfledermaus												6		
<i>Vespertilio murinus</i>	Zweifarb-Fledermaus												119		
<i>Myotis myotis</i>	Großes Mausohr												2		
<i>M. dasycneme</i>	Teichfledermaus												3		
<i>M. daubentonii</i>	Wasserfledermaus												7		
<i>M. brandtii</i>	Große Bartfledermaus												1		
<i>M. mystacinus</i>	Kleine Bartfledermaus												2		
<i>M. brandtii/mystacinus</i>	<i>Bartfledermaus spec.</i>												1		
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	Zwergfledermaus												587		
<i>P. nathusii</i>	Rauhautfledermaus												838		
<i>P. pygmaeus</i>	Mückenfledermaus												95		
<i>Pipistrellus spec.</i>	<i>Pipistrellus spec.</i>												69		
<i>Hypsugo savii</i>	Alpenfledermaus												1		
<i>Barbastella barbastellus</i>	Mopsfledermaus												1		
<i>Plecotus austriacus</i>	Graues Langohr												6		
<i>Plecotus auritus</i>	Braunes Langohr												7		
<i>Chiroptera spec.</i>	<i>Fledermaus spec.</i>												72		
gesamt:	1086	211	52	3	7	1	125	403	40	60	28	380	472	159	3027

BB = Brandenburg, BW = Baden-Württemberg, BY = Bayern, HB = Hansestadt Bremen, HE = Hessen, HH = Hansestadt Hamburg, MV = Mecklenburg-Vorpommern, NI = Niedersachsen, NW = Nordrhein-Westfalen, RP = Rheinland-Pfalz, SH = Schleswig-Holstein, SN = Sachsen, ST = Sachsen-Anhalt, TH = Thüringen

Tage verwendet. Empfangsgeräte und Antennen kamen für die Verortung zum Einsatz. Mit einem GPS Gerät wurden die Standorte der Quartiere und Jagdaktivitäten lokalisiert, um sie später kartographisch darzustellen und auszuwerten.

Im Umland des Nationalparks wurden sowohl spontan übers Jahr verteilte bzw. gezielt im Zugzeitraum gelegene Kontrollen unter Windanlagen nach Schlagopfern durchgeführt. Gefundene

Schlagopfer sind der Staatlichen Vogelschutzwarte gemeldet worden (siehe Tabelle 1).

Ergebnisse

Der Nationalpark Unteres Odertal mit seinen Poldern, Auwaldflächen und nahtlos anschließenden Waldbereichen zählt zu den wichtigen Rast- und Nahrungsgebieten in Brandenburg für die nach und von Nordosteuropa ziehenden Fledermäuse. Die größeren Waldflächen auf polnischer und

deutscher Seite bieten den hier ansässigen Fledermäusen einen idealen Lebensraum, der Gewässerreichtum (Kanäle, Gräben, Seen) in der Polderaue bietet hinreichende Jagdhabitats.

Von den 17 im Nationalpark vorkommenden Arten, zählen die Teichfledermaus (*Myotis dasycneme*) und die Rauhautfledermaus (*Pipistrellus nathusii*) zu den Auenwaldarten. Beide Arten besiedeln mit Vorliebe Auenwälder, jagen



Abbildung 2 und 3: *Myotis dasycneme* mit Armklammer und Sender. Fotos: Jörn Horn

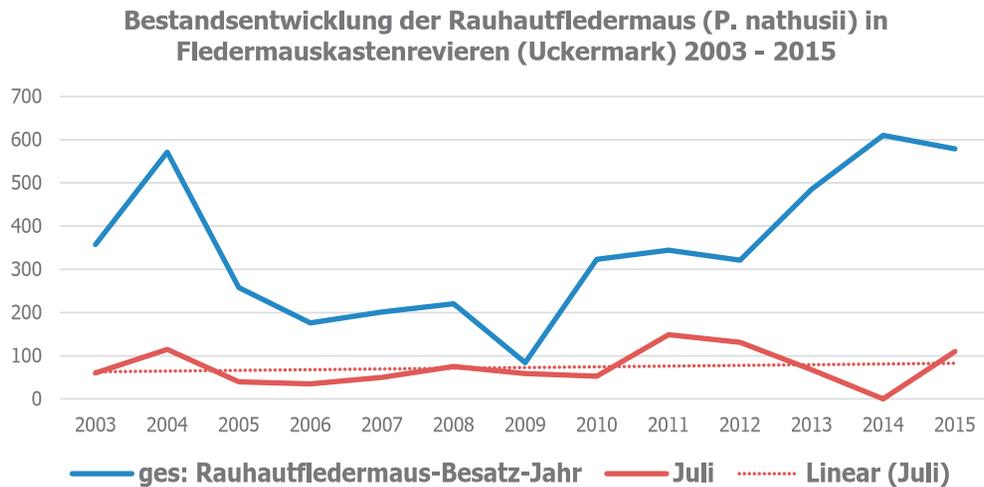


Abbildung 4: Bestandesentwicklung der Rauhaufledermaus in der Uckermark in den Jahren 2003 bis 2015.

über Gewässern, entlang von Kanälen und überfluteten Auenflächen.

Die **Teichfledermaus** (*Myotis dasycneme*) zählt zu den mittelgroßen Arten. Das Rückenfell kann eine sehr variable Färbung von grau, graubraun und schwarz aufweisen und setzt sich von der weißlichen Unterseite ab.

Von 1999 bis 2016 wurden in der Region 62 Teichfledermäuse (siehe Abbildungen 2 und 3) mit Armklammern der Beringungszentrale Dresden markiert.

Mit Hilfe der Radiotelemetrie konnte Jagdverhalten, Raumnutzung und Quartierwahl von Männchen, Weibchen und Jungtieren im Gebiet und darüber hinaus in Polen dokumentiert werden.

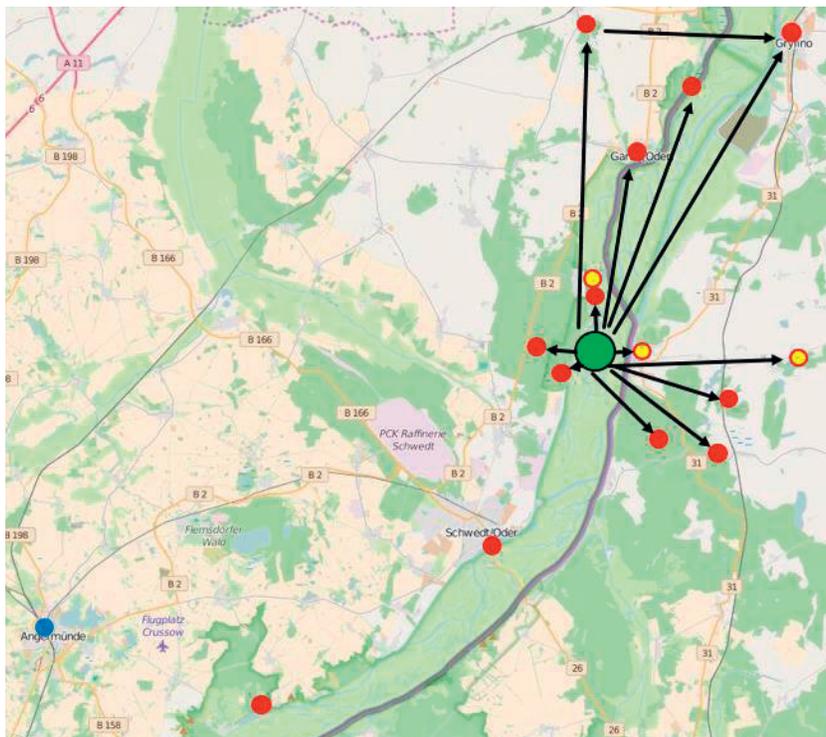


Abbildung 5: Ergebnisse der Telemetrieuntersuchungen von *Myotis dasycneme*.
 Grün: Jagdgebiet und Fangorte im Polder 10.
 Rot: Wiederfunde im Umland auf deutscher und polnischer Seite
 Gelb: Wochenstuben in Bäumen auf deutscher und polnischer Seite
 Blau: Winternachweis (Winterquartier)

Die Teichfledermaus nutzt im Untersuchungsgebiet überwiegend Baum- und Gebäudequartiere. Neben Auenbaumarten wie Erlen und Feldahorn werden auch andere Baumarten aufgesucht. Hier in der Region des Nationalparks ist die Robinie ein beliebter Quartierbaum. Auf polnischer und deutscher Seite gelangen Gebäudenachweise der männlichen Teichfledermaus, z.B. in Scheunen und Einfamilienhäusern. Die Weibchen hielten sich dagegen nur in Baumquartieren auf. So gelang der Nachweis von zwei Baumwochenstuben in Polen, je eine bei Lubicz und Widuchowa in Robinien, sowie Jagdhabitate auf umliegenden Gewässern. 2016 konnte der erste Nachweis einer Baumwochenstube auch in Brandenburg direkt am Nationalpark erbracht werden.



Abbildung 6: *Pipistrellus nathusii* im Nationalpark Unteres Odertal.

Von den 62 gefangenen Teichfledermäusen waren 29 Weibchen, 33 Männchen und 13 Jungtiere. Das Geschlechterverhältnis der Jungtiere überwog zugunsten der Männchen mit 8 zu 5.

Im Februar 2016 gelang der erste Winternachweis der Art in der Region. In einem Winterquartier der Stadt Angermünde unweit des Nationalparks überwinterte eine männliche unberingte Teichfledermaus. Weitere Untersuchungen werden Aufschluss über Quartiere, Jagd und Wanderverhalten der Art in Polen und Deutschland geben (siehe Abbildung 5).

Die **Rauhautfledermaus** (*Pipistrellus nathusii*) rückte erst in den letzten Jahren ins Licht der Öffentlichkeit, nachdem nachgewiesen wurde, dass die Rauhautfledermaus als zweithäufigste Fledermausart an Windkraftanlagen (WKA), insbesonde-

re in und an Wäldern und in Gewässernähe, in Deutschland getötet wird (DÜRR-Statistik 2016, siehe Abbildung 2). Sie zählt zu den kleineren Arten mit dunkel bis rötlichbraunem Fell. Als fernwandernde Art ist sie besonders im Zeitraum der Migrationen gefährdet. In NE-Deutschland reproduziert sich die Art in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg. Ein Teil der ziehenden Population sucht den Nationalpark zur Reproduktion auf. Hier im Schutzgebiet findet die Art einen geeigneten Lebensraum und Rastgebiete vor. Die Wochenstuben, Tages- und Paarungsquartiere befinden sich meist in Bäumen mit vorhandenen Spalten, hinter der Rinde, häufig an Hochsitzen und Verkleidungen und in/an Gebäuden sowie in Fledermauskästen.

Wie Untersuchungen ergaben, haben die lokale Population und die im Frühjahr und Herbst migrierenden und hier rastenden Rauhautfledermause in den letzten Jahren unter der anhaltenden Trockenheit in der Uckermark zu leiden. Zahlreiche Mückenbrutplätze (Stillgewässer und Feuchtbereiche) fielen trocken. Die neue Mückenpopulation kam zum Erliegen. Das Vorkommen der Rauhautfledermaus ist eng an das Nahrungsangebot gebunden. Gibt es ausreichend Insekten (Mücken) nehmen die Bestände im Gebiet zu. Fallen die Nahrungsinsekten weg, wandern die hier ansässigen Tiere zum Teil ab. Die migrierenden Tiere überfliegen oder umfliegen die trockenden Regionen, weil keine Nahrung vorhanden ist. Im Nationalpark gelang der Wiederfund einer markierten Rauhautfledermaus aus Schwerte-

Ergste (Nordrhein-Westfalen), die eine Flugstrecke von 499,10 km bis in die Uckermark zurückgelegt hat (siehe Abbildung 7). Die Bestandesentwicklung der Rauhautfledermaus in der Uckermark ist in Abbildung 4 dargestellt.

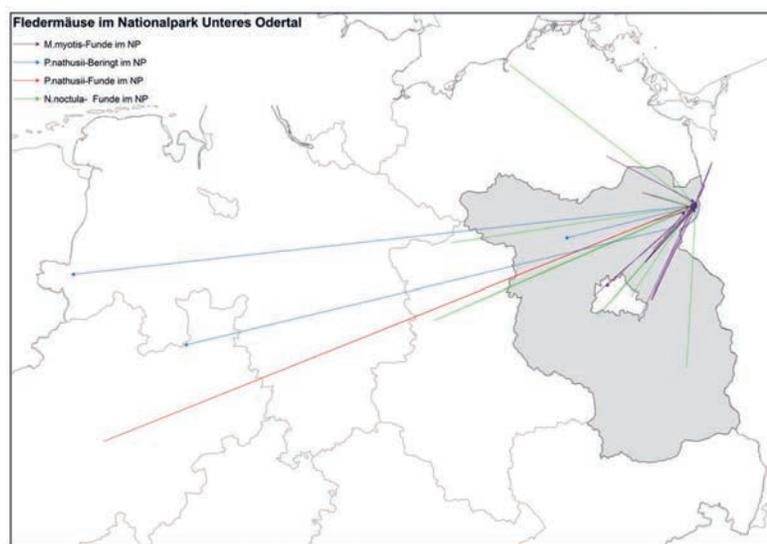


Abbildung 7: Ringwiederfunde von im Nationalpark Unteres Odertal markierten Fledermäusen.

13 Ökosystemare Umweltbeobachtung in den Gewässern des Biosphärenreservates „Flusslandschaft Elbe – Brandenburg“

Timm Kabus

Zusammenfassung

Im Rahmen einer „ökosystemaren Umweltbeobachtung“ werden im Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe – Brandenburg 17 Fließgewässer (einschließlich Altwasser) untersucht. Das Altwasser Lawen bei Bälów wurde 2004 und 2008 von der Krebschere (*Stratiotes aloides*) dominiert, die inzwischen fast vollständig zurückgegangen ist. Die Ursachen sind unklar, wobei die sehr hohen Nährstoffkonzentrationen neben anderen Einflüssen für das Verschwinden der Art verantwortlich sein könnten. Außerdem wird ein Qualmwasser vorgestellt, das ebenfalls als sehr nährstoffreich gelten muss. Die Nährstoffkonzentrationen wie auch die Säure-Basen-Parameter unterliegen jedoch sehr großen Schwankungen, was typisch für den Gewässercharakter (Temporärgewässer, Wasserspeisung durch Elbhochwässer und Regen) ist.

Keywords: Elbtalau, Monitoring, Qualmwasser, Krebschere (*Stratiotes aloides*), Hydrochemie

Einleitung

In allen drei brandenburgischen Biosphärenreservaten wurde im Auftrag des Landesamtes für Umwelt eine „ökosystemare Umweltbeobachtung“ (ÖUB) etabliert. In dieser werden relevante Ökosysteme regelmäßig erfasst und ihr Zustand dokumentiert. Die ÖUB wird durch die Hochschule HNE Eberswalde organisiert. Eine ausführliche Übersicht über das Programm findet sich in Luthardt (2015). Im Biosphärenreservat Elbe finden die Untersuchungen seit 2004 statt. Nachfolgend wird über die Untersuchungen des Ökosystems Fließgewässer berichtet, die in den Jahren 2004 (Ersterfassung), 2007/2008 (Methodenanpassung), 2011 und 2014 stattfanden.

Methoden

Es werden insgesamt 17 Gewässer untersucht, darunter neben natürlichen Fließgewässern auch künstliche Kanäle und Gräben, Altwasser (davon zwei im Elbdeichvorland) sowie ein Qualmwasser. Die Probenahmen der Hydrochemie in den Fließen und Gräben erfolgen in jedem Untersuchungsjahr viermal im drei-Monats-Abstand, die Untersuchungen der Makrophyten einmalig im Sommer in 100-m-Abschnitten bzw. in den Altwässern in Transekten. Eine ausführliche Darstellung aller Methoden findet sich bei Luthardt et al. (2006).

Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse werden regelmäßig in Berichten für den Auftraggeber ausgewertet, eine Auswertung der Zeitreihen von 2004 bis heute ist derzeit in Erarbeitung. Teilaspekte wurden bereits publiziert (Kabus 2007, Täuscher 2007). Informationen zu den Wasserpflanzen in einem wichtigen Teil des Untersuchungsgebietes finden sich u.a. bei Kabus (2002).

Nachfolgend sollen zwei Themen herausgegriffen werden: die Veränderung der Krebscheren-Bestände (*Stratiotes aloides*) in einem Altwasser, sowie die der hydrochemische Zustand des Qualmwassers und seine Entwicklung.

Veränderung der Krebscheren-Bestände

Die Krebschere (*Stratiotes aloides*) kam ursprünglich in zwei Gewässern des Untersuchungsprogrammes vor: im sogenannten Krebscheren-Graben bei Legde und in einem Altwasser, dem Lawen Bälów. In dem Graben war sie schon vor Beginn der ÖUB verschwunden (zum ehemaligen Vorkommen vgl. Kabus 2002), während sie im Lawen zu Beginn der Untersuchungen (2004) einen ausgedehnten Bestand bildete.



Abbildung 1: Bestand der Krebschere im Lawen (Juli 2008). Foto: Timm Kabus

Der Lawen ist ein flaches (bis max. 2 m tiefes) Altwasser außerhalb der rezenten Aue. Er wird nicht stark genutzt. Makrophyten wurden im Lawen in den Jahren 2004, 2008, 2011 und 2014 untersucht.

Prägend für den Lawen waren 2004 und 2008 (und früher: z.B. Täuscher 1996) seine geschlossenen Krebschere-Decken. Bei der Erstuntersuchung im Rahmen der ÖUB nahm die Art 50 % der gesamten Gewässeroberfläche ein. Der Bestand war mit Wasserlinsengewächsen (*Lemna minor*, *L. gibba* und *Spirodela polyrhiza*) und Froschbiss (*Hydrocharis morsus-ranae*) durchsetzt. Auch 2008 waren die Decken noch ähnlich dicht und ausgedehnt und wie 2004. Submers traten 2004 Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*), Krauses und Kamm-Laichkraut (*Potamogeton crispus*, *P. pectinatus*) auf, 2008 ausschließlich das Hornblatt.

2011 waren die Schwimmdecken – einschließlich der Krebschere – stark zurückgegangen, *Stratiotes aloides* trat z.B. nur noch selten auf und deckte deutlich unter 5 m² der Wasseroberfläche. 2014 war die Situation mehr oder weniger unverändert. In beiden Jahren wurden submers erneut das Hornblatt nachgewiesen, 2011 auch die Lebermoose *Riccia fluitans* und *Ricciocarpos natans*, sowie 2014 das Krause Laichkraut.

Wasserproben wurden im Lawen in den Jahren 2004, 2008 und 2014 entnommen und untersucht. Der Lawen ist ein kalkreiches, gut gepuffertes, al-

kalisches Gewässer mit einer Gesamthärte von 13 °dH (2008). Der wichtige Pflanzennährstoff Phosphor erreichte in allen Jahren sehr hohe Konzentrationen, welche sich im Verlauf der Untersuchungen stark änderte. Die Konzentration betrug nacheinander 232, 464 und zuletzt 160 µg l⁻¹ im Jahresmittel. Die Werte indizieren poly- bis hypertrophe Verhältnisse. Die Chlorophyll-a-Konzentration als Maß der Primärproduktion betrug 2004 39 µg l⁻¹ bzw. 2014 43 µg l⁻¹, was moderate Werte sind. Nur 2008 wurde mit 127 µg l⁻¹ ein extremer Jahresmittelwert festgestellt. Die Sichttiefe betrug 2004 trotzdem nur 0,9 m und 2008 0,8 m; für 2014 lagen keine Sichttiefen-Daten vor. Auch die Stickstoff-Konzentrationen waren im Lawen etwas erhöht, das Jahresmittel schwankte zwischen 1,2 und 1,6 mg l⁻¹ TN.

Zu den Ursachen des Rückgangs der Krebschere sind weitere Untersuchungen notwendig. Sicherlich liegen die stark erhöhten Nährstoffkonzentrationen über dem Optimum von Krebschere-Gewässern, andererseits waren diese bereits zu Zeiten der Krebschere-Massenentwicklung sehr hoch.

Entwicklung des Qualmwassers

Qualmwasser sind ein typischer Lebensraum der eingedeichten Aue. Es handelt es sich um Senken, die nicht mehr direkt von einem Hochwasser überflutet werden, sondern in die das Wasser unterirdisch durch hydrostatischen Druck gedrückt wird, also durch wasserdurchlässige Schichten unter dem Deich.

Qualmwasser sind meist temporäre Gewässer, die nach einem Hochwasser unterschiedlich lange (wenige Wochen) wasserführend sind. Als Besonderheit dieses Gewässertyps sind die „Urzeitkrebse“ bekannt, die Trockenperioden mittels Dauereiern überstehen können und sich nur bei geeigneten Bedingungen weiterentwickeln. Diese zur Gruppe der Kiemenfußkrebse gehörenden Tiere konnten in dem untersuchten Qualmwasser bei Lenzen mit zwei Arten (*Lepidurus apus* und *Eubranchipus grubii*) sowohl 2008 als auch 2012 mit großen Individuenzahlen nachgewiesen werden. Für *L. apus* wurde eine Häufigkeit von bis zu 30 Tieren je Quadratmeter ermittelt. *E. grubii* trat mit bis zu 100 Tieren je Quadratmeter auf.



Abbildung 2: Das Qualmwasser bei Lenzen im März 2009.
Foto: G. Walter

Für die Beurteilung der Hydrochemie lagen insgesamt acht Wasserproben, verteilt über vier Untersuchungsjahre vor (siehe Abbildung 3). Aus der Literatur sind uns keine ausführlichen Daten zum Wasserchemismus von Qualmwassern bekannt, weshalb dieser besondere Lebensraumtyp hier etwas ausführlicher dargestellt werden soll.

Erwartungsgemäß aufgrund der Wasserspeisung durch Elbwasser war das Qualmwasser kalkreich, gut gepuffert und hart. Die Gesamthärte schwankte meist zwischen 6 und 10 °dH, der Calcium-Gehalt betrug in 5 der 8 Proben 40 mg l⁻¹. Allerdings wurden in manchen Proben auch stark abweichende Werte festgestellt: am 13.1.2008 war die Calcium-Konzentration etwas geringer (34 mg l⁻¹) und

die Karbonathärte sehr gering (< 2 °dH). Am 17.5.2004 war die Calcium-Konzentration mit 232 mg l⁻¹ extrem hoch, analog auch die Gesamthärte mit 42 °dH und die Leitfähigkeit mit 1454 µS cm⁻¹. Diese Messwerte liegen auch deutlich über den Konzentrationen im Elbwasser. Eine Karbonathärte war in dieser Probe hingegen kaum messbar (0,2 °dH) und das Wasser entsprechend sauer (pH-Wert 4,6).

Die Leitfähigkeitswerte als Summenparameter schwankten – abgesehen von dem genannten Ausreißer – zwischen 263 und 503 µS cm⁻¹ und lagen damit deutlich unter den Werten, die im Elbwasser gemessen werden.

Die Gesamtphosphor-Konzentrationen waren durchweg hoch, selbst der niedrigste gemessene Wert (74 µg l⁻¹) würde bei einem Kleinsee noch hocheutrophe Verhältnisse indizieren, die Maximalwerte (396 µg l⁻¹) liegen sogar noch weit höher. Die hohen Konzentrationen beruhen wahrscheinlich auf dem hohen Nährstoffgehalt des Speisungswassers (Elbwasser), sowie auf den starken Nährstoffgehalten der frisch überstauten Böden (Auenlehme). Eine Verdünnung durch nährstoffarmes Regenwasser war zu den Beprobungszeitpunkten (Tage bzw. wenige Wochen nach dem Speisungsbeginn) offenbar nicht relevant, ebenso wie die in der Literatur postulierte Filterwirkung von nährstoffarmen Sanden, durch die das Qualmwasser gedrückt wird.

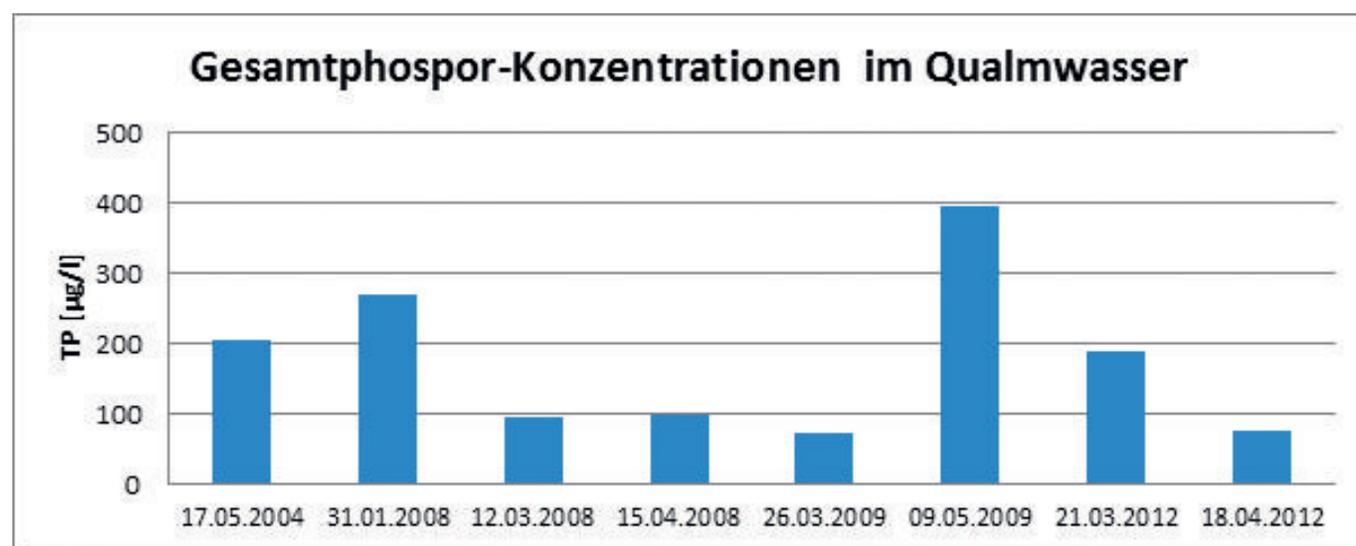


Abbildung 3: TP-Konzentration des Qualmwassers.

Ähnlich wie die Härteparameter und Phosphorkonzentrationen schwankten auch die Gesamtstickstoff-Konzentrationen stark. Ihr Minimum ($1,0 \text{ mg l}^{-1}$) ist noch als moderat nährstoffreich einzuschätzen und auch das Maximum ($2,2 \text{ mg l}^{-1}$) stellt noch keinen Extremwert im Vergleich zu Fließ- oder anderen Kleingewässertypen dar.

Die Messwerte zeigen, dass das temporäre Qualmwasser starken Änderungen im Wasserchemismus unterworfen ist, wofür u.a. Dauer der Hochwässer, Kombination der Wasserspeisungen (Regen/Elbwasser) und die Temperaturen (Reduktion der Karbonathärte) verantwortlich sein können. Für eine bessere Ursachenforschung wäre ein engerer Beprobungsrhythmus in den wenigen Wochen, in denen Qualmwasser überhaupt Wasser führen, wünschenswert.

Danksagung

Torsten Berger (Potsdam) hat die zitierten Daten zum Makrozoobenthos erhoben, die Wasserproben wurden durch Gernot Walter (Seddin) entnommen und im Labor des Institutes für angewandte Gewässerökologie (Seddin) untersucht. Die Makrophytendaten aus dem Lawen aus dem Jahr 2014 entstammen der ÖUB-Datenbank und wurden durch das Limnolabor Nowak durchgeführt.

Literatur

Kabus, T. (2002): Gefährdete Pflanzenarten in Gewässern der Rühstädter Elbaue und Ursachen für ihre Verbreitung. Auenreport 7-8, Rühstädt: 122-131.

Kabus, T. (2007): Untersuchungen zur Makrophyten-Besiedlung von Auengewässern als Bestandteil der Ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe – Brandenburg“. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Erw. Zus.fass. 2006 (Dresden): 167-171.

Luthardt, V. (Hrsg.) (2015): Lebensräume im Wandel. Eberswalde. 118 S. – auch im Internet: http://lanuweb.fh-eberswalde.de/oeub/pdf/16_Jahre_OEUB_Broschue-re.pdf

Luthardt, V., Brauner, O., Dreger, F., Friedrich, S., Garbe, H., Hirsch, A.-K., Kabus, T., Krüger, G., Mauersberger, H., Meisel, J., Schmidt, D. †, Täuscher, L., Vahrson, W.-G., Witt, B. & Zeidler, M. (2006): Methodenkatalog zum Monitoring-Programm der Ökosystemaren Umweltbeobach-

tung in den Biosphärenreservaten Brandenburgs. Teil B: Aquatische Ökosysteme. 4. akt. Ausgabe, Selbstverlag, FH-Eberswalde. – auch im Internet: http://lanuweb.fh-eberswalde.de/oeub/pdf/Methodenkatalog_Teil_B.pdf

Täuscher, L. (1996): Seltene und gefährdete Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften der Brandenburgischen Elbtalau. Verhandlungen des Botanischen Vereins von Berlin und Brandenburg 129: 141-149.

Täuscher, L. (2007): Untersuchungen zur Phytoplankton-Besiedlung von Auengewässern als Bestandteil der Ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) im Biosphärenreservat „Flusslandschaft Elbe – Brandenburg“. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL)-Erw. Zus.fass. 2006 (Dresden): 187-191.

14 Vegetationsentwicklung in der Aue des Nationalparks Unteres Odertal

Ninett Hirsch, Philipp Kohler, Jana Chmielecki

Zusammenfassung

Seit 2011 wurde im Nationalpark Unteres Odertal ein naturschutzfachliches Monitoring nach Luthardt et al. (2011) etabliert, mit dem Ziel ökosystemare Veränderungen als Folge von natürlicher Entwicklung, Landnutzungsänderung, Änderungen der hydrologischen Verhältnisse sowie Klimaänderungen, zu dokumentieren und zu analysieren. Im Artikel werden die wesentlichen Ergebnisse der vegetationskundlichen Erfassungen in den Auebereichen vorgestellt. Es wurden ca. 240 Arten erfasst, wovon sieben besonders geschützt und 19 nach der Roten Liste Brandenburg (Ristow et al. 2006) gefährdet sind. Zu den geschützten und gefährdeten Arten gehören vor allem Stromtalarten wie Brenndolde und Sumpf-Wolfsmilch oder Wasserpflanzen wie Krebschere und Schwimmfarn. Signifikante Veränderungen in der Vegetationsentwicklung im Vergleich der Erstaufnahme 2011 und der ersten Wiederholung im Jahr 2015 lassen sich auf dem mit Ausweisung als Schutzzone 1 keinerlei landwirtschaftlichen Nutzung unterliegenden Transekt bei Schwedt (Nasspolder) nachweisen. Die Abnahme der Feuchtezahl und die Entwicklung des Artenspektrums spiegeln dabei vor allem witterungsbedingte Unterschiede der Jahre 2011 und 2015 wider. Dominanzbestände aus Schilf, Rohrglanzgras, Wasserschwaden oder Schlangsegge werden sich voraussichtlich langfristig erhalten können, da eine echte Auendynamik, verbunden mit Sedimentverlagerungen, derzeit fehlt. Im Aufnahmejahr 2015 konnten 17 Assoziationen ermittelt werden. Die Gesellschaften differenzieren sich entlang der Faktoren Höhenlage, Bewirtschaftung und Wassermanagement, wobei gefährdete auentypische Gesellschaften hauptsächlich in Bereichen ohne Schöpfwerksbetrieb erfasst wurden. Die Zusammensetzung der Gesellschaften zeigt ebenfalls ein deutliches Defizit bezüglich auentypischer Wasserdynamiken.

Keywords: Auenvegetation, Unteres Odertal, Pflanzengesellschaft, Monitoring

Einleitung

Die wissenschaftliche Umweltbeobachtung weitgehend ungestört ablaufender, natürlicher Prozesse gehört zu den Zielen der Einrichtung von Nationalparks in Deutschland (§ 24 Abs. 2 BNatSchG). Um die Veränderungen im Nationalpark Unteres Odertal zu dokumentieren, wurde das Konzept der naturschutzfachlichen Dauerbeobachtung nach Luthardt et al. (2011) eingerichtet. Im Folgenden werden erste Ergebnisse der vegetationskundlichen Erfassungen der initialen Einrichtung im Jahr 2011 und der ersten Wiederholung im

Jahr 2015 vorgestellt. Diese erfolgten auf drei die Aue querenden Transekten (siehe Tabelle 1 und Abbildung 1).

Methoden

Das Untersuchungsprogramm und die Erhebungsmethoden werden bei Luthardt et al. (2011) und Chmielecki et al. (2013) detailliert beschrieben. Im Folgenden wird nur auf die vegetationskundlichen Erfassungen eingegangen. Auf den drei oben genannten Transekten wurden, jeweils in einem Abstand von 50 m und in einem Halbkreis mit einer

Tabelle 1: Merkmale der Untersuchungstransekte.

	Transekt 1	Transekt 2	Transekt 3
Name	Stolpe	Criewen	Schwedt
Hydrologisches Regime/ Wassermanagement	Trockenpolder, keine Flutung	Nasspolder, Flutung jährlich im Winter	Nasspolder, Flutung jährlich im Winter, kein Schöpfwerksbetrieb
Bewirtschaftung	Überwiegend Grünland	Überwiegend Grünland	keine

Grundfläche von 6,3 m², alle Gefäßpflanzenarten und deren Deckungsgrad mithilfe einer fünfstufigen Skala erfasst. Insgesamt wurden auf diese Weise 142 Aufnahmeflächen eingerichtet, welche mit GPS-Koordinaten und teilweise mit Magneten verortet sind. Des Weiteren wurden sieben außerhalb der Transekte liegende Flächen mit insgesamt 77 Aufnahmen (6,3 m²) und 14 Dauerquadraten (16 m²) eingerichtet. Die Schätzung der Artmächtigkeit auf den Dauerquadraten erfolgte nach einer zehnstufigen Skala.

Die Gefäßpflanzengemeinschaften der Aufnahmen im Jahr 2015 wurden pflanzensoziologisch zugeordnet und die Bindung der ermittelten Pflanzengesellschaften an bestimmte Aspekte, insbesondere Wassermanagement und Bewirtschaftung, analysiert. Die pflanzensoziologische Zuordnung erfolgte tabellarisch nach Berg et al. (2004) mit dem Ziel gefährdete Assoziationen zu ermitteln und mögliche Schutzmaßnahmen abzuleiten.

Die Analyse der Veränderung der Vegetation zwischen der Erstaufnahme im Jahr 2011 und der Wiederholung 2015 erfolgte zunächst anhand der Parameter Artenanzahl, Anteil gefährdeter Arten und Ellenbergs Zeigerwerte. Die Zeigerwerte stellen dabei arithmetische Mittelwerte pro Transekt-punkt dar. Die Datenreihen wurden auf signifikante Unterschiede getestet, wobei die Auswahl der Tests nach Risse-Buhl (2009) erfolgte. Des Weiteren wurde die Artenzusammensetzung

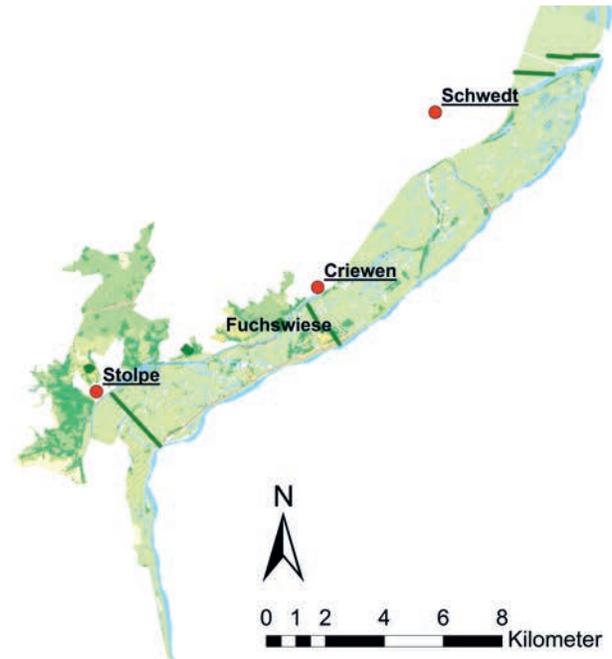


Abbildung 1: Karte mit der Lage der Transekte in der Aue (grüne Linien).

der einzelnen Transektpunkte zwischen den Aufnahmejahren 2011 und 2015 verglichen. Dabei wurde die Häufigkeit der Arten im Vergleich zwischen den Aufnahmejahren 2011 und 2015 auf den jeweiligen Plots als gepaarte Stichproben verglichen, um Aussagen über die quantitative Vegetationsentwicklung treffen zu können (neu erfasste Arten/ weggefallene Arten/ Artenpool gleichbleibend).

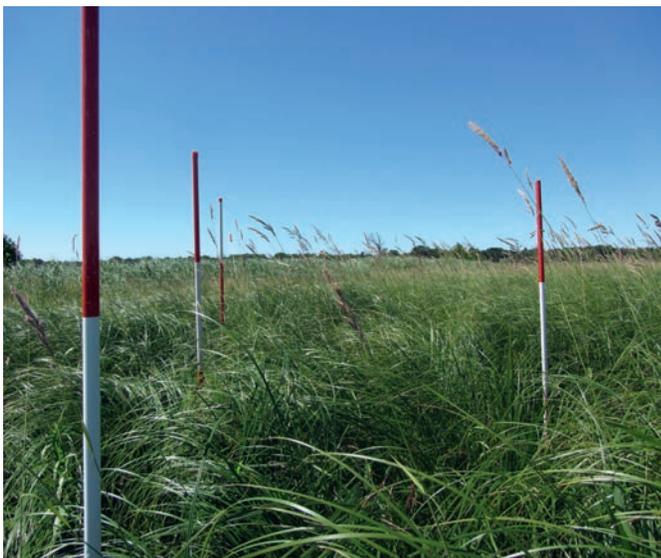


Abbildung 2.1 & 2.2: Beispiele für Vegetationsaufnahmeflächen als Halbkreis (6,3 m²) und als Dauerquadrat (16 m²). Fotos: Ninett Hirsch



Abbildung 3.1 & 3.2: Langblättriger Blauweiderich (*Veronica maritima*) und Schwimmfarn (*Salvinia natans*) als Beispiele für typische Pflanzenarten in der Aue des Nationalparks Unteres Odertal. Fotos: Ninett Hirsch

Ergebnisse

Floristische Veränderungen zwischen 2011 und 2015

Im Jahr 2015 wurden in der Aue 236 Arten erfasst, davon sind sieben besonders geschützt und 19 nach der Roten Liste Brandenburg (Ristow et al. 2006) gefährdet. Zu den geschützten und gefährdeten Arten gehören vor allem typische Stromtalarten wie Brenndolde (*Cnidium dubium*), Sumpf-Wolfsmilch (*Euphorbia palustris*), Wiesen-Alant (*Inula britannica*), Langblättriger Blauweiderich (*Veronica maritima*) oder Wasserpflanzen wie Krebssehre (*Stratiotes aloides*), Wasserschlauch (*Utricularia vulgaris*), Zwergwasserlinse (*Wolffia arrhiza*) und Schwimmfarn (*Salvinia natans*) (siehe Abbildung 3).

Die mittlere Artenanzahl lag in den Jahren 2011 und 2015 bei zehn Arten pro Aufnahmefläche, das Maximum lag 2011 bei 21 und 2015 bei 24 Arten. Es gab keine wesentliche Veränderung der Artenanzahl oder dem Anteil gefährdeter und geschützter Arten. Der Vergleich der Standortcharakteristik (Ellenberg-Zeigerwerte) ergab nur bei der Feuchtezahl auf den Transekten 2 und 3 eine signifikante Abnahme (Transekt 2 [N= 34, T-Test, $p=0,003$]; Transekt 3 [N= 60, Wilcoxon-Test, $p=0,001$]). Auf dem Transekt 1 lag die mittlere Feuchtezahl in beiden Jahren bei 6 (Frische- bis Feuchtezeiger). Bei Transekt 2 hat die mittlere Feuchtezahl von 8 (Feuchte- bis Nässezeiger) auf 7 (Feuchtezeiger) abgenommen. Beim Transekt 3 ist zwar die mittlere Feuchtezahl von 8 gleichgeblieben, aber der Median hat von 8,6 (Nässezeiger) auf 8,2 abgenommen.

Interessant ist dabei auch die Betrachtung der Wasserstände auf den Aufnahmeflächen. Während im Jahr 2011 auf dem Transekt 1 ein Aufnahme- punkt und auf dem Transekt 2 zwei Aufnahme- punkte überstaut waren, gab es bei beiden Transekten im Jahr 2015 keine Vegetationsauf- nahmeflächen mit einem Wasserstand oberhalb der Geländeoberfläche. Bei Transekt 3 war 2011 nahezu die Hälfte (29 von 60) der Aufnahme- flächen mit bis zu 50 cm über Flur überstaut und im Wiederholungsjahr 2015 nur noch zwei der Tran- sektpunkte. Unter diesem Aspekt wurde des Wei- teren das Artenspektrum auf dem Transekt 3 betrachtet, also die Häufigkeit der neu erfassten, der weggefallen und der gleichgebliebenen Arten im Vergleich der Aufnahmejahre 2011 und 2015. Dabei fanden sich vor allem dominanzbildende Nässe- und Wechselwasserzeiger wie Schlanksegge (*Carex acuta*), Rohrglanzgras (*Phalaris arundi- nacea*) oder Wasserschwaden (*Glyceria maxima*) in beiden Jahren wieder. Bei den Arten, die 2015 nicht wieder aufgefunden wurden, waren vor allem Wasserpflanzen wie Wasserlinse (*Lemna minor*, *L. trisulca*), Teichlinse (*Spirodela polyrhiza*) und Arten der Zweizahnfluren (*Bidens tripartita*, *B. fron- dosa*) häufig vertreten. 2015 erstmalig erfasst wurden besonders häufig Brennnessel (*Urtica dioica*), Gilbweiderich (*Lysimachia vulgaris*) und Wolfstrapp (*Lycopus europaeus*).

Pflanzensoziologische Charakterisierung 2015

Bei der Einordnung in das pflanzensoziologische System wurden insgesamt 17 Assoziationen ermittelt. Mehr als die Hälfte (56 %) der Aufnahmen konnte der Klasse Phragmito-Magno-Caricetea zugeordnet werden, hier dominiert mit 52 % das *Urtico dioicae-Calystegietum sepium*. Das auf der Vorwarnliste geführte *Caricetum versicariae* (Berg et al. 2004) kommt mit 14 % im Aufnahmematerial vor. Die zweitstärkste Klasse ist das *Molinio-Arrhenatheretea* (36 %). Hier dominiert mit mehr als einem Drittel Anteil das *Lolio perennis-Cynosuretum cristati* (34 %). Dieser Klasse zugehörig ist das gefährdete *Deschampsio cespitosae-Heracleetum sibirici* (13 %) sowie das vom Verschwinden bedrohte *Cnidio dubii-Deschampsietum cespitosae* (2,5 %). Weitere gefährdete Assoziationen sind das

Stratiotetum aloidis (1 %) und das *Carici elongatae-Alnetum glutinosae* (0,5 %). Das *Salici-Populetum nigrae* wird als stark gefährdet eingestuft (Tabelle 2).

Die Gesellschaften differenzieren sich bezüglich der Faktoren Bewirtschaftung, Höhenlage sowie Wassermanagement. Die erfassten Aufnahmeflächen werden in 41,8 % der Fälle bewirtschaftet, in den übrigen 58,2 % erfolgt keine Nutzung.

Während im Transekt 1 84 % der Probestellen bewirtschaftet werden, nimmt der Bewirtschaftungsanteil über Flächen mit dynamischem Wassermanagement (Transekt 2 bei Criewen, 47,4 % bewirtschaftet) bis hin zu Flächen ohne Schöpfwerksbetrieb (Transekt 3 bei Schwedt, 19,7 % bewirtschaftet) ab. Auf bewirtschafteten Flächen

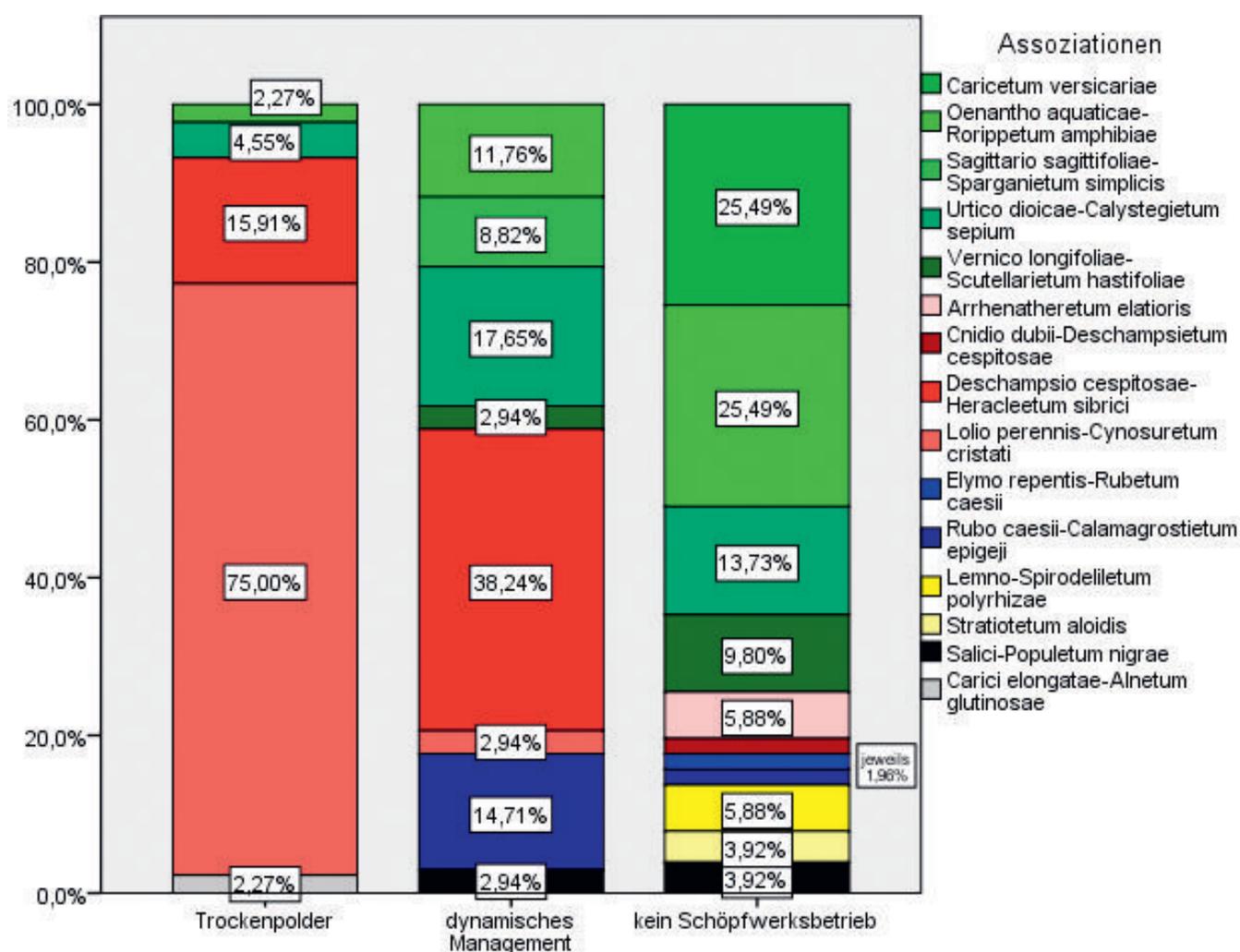


Abbildung 4: Prozentuale Verteilung der Assoziationen in Abhängigkeit vom Wassermanagement; Trockenpolder= T1 (n= 44), dynamisches Management= T2 (n= 34), kein Schöpfwerksbetrieb= T3 (n= 51); Phragmito-Magno-Caricetea= Grüntöne, Molinio-Arrhenatheretea= Rottöne, Artemisietea vulgaris= Blautöne, Lemnietea= Gelbtöne, Salicetea purpurea= schwarz, Alnetea glutinosae= grau

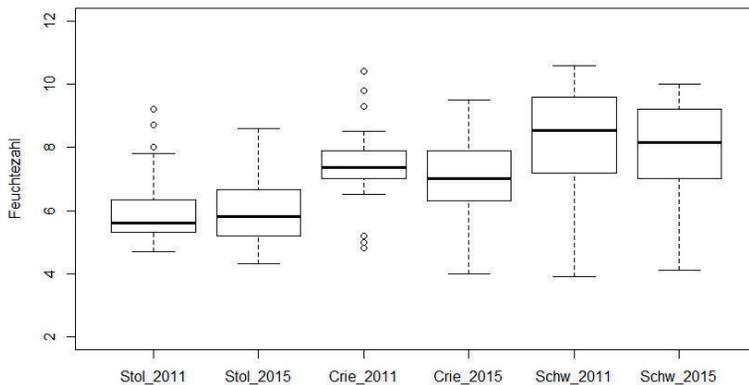


Abbildung 5: Darstellung der Häufigkeitsverteilung der Feuchtezahlen nach Ellenberg auf den Transekten Stolpe (Stol), Crieven (Crie) und Schwedt (Schw) im Vergleich der Aufnahmejahre 2011 und 2015 als Box-Whisker-Plots (schwarze Linie = Median)

finden sich hauptsächlich Gesellschaften des Wirtschaftsgrünlands, so kennzeichnen die Gesellschaften *Lolio perennis-Cynosuretum cristati* (41,9 %), *Deschampsio cespitosae-Heracleetum sibirici* (30,9 %) und in geringerem Umfang das *Arrhenatheretum elatioris* (7,41 %) gemeinsam 80,21 % der bewirtschafteten Plots. Unbewirtschaftete Probestflächen lassen sich hingegen überwiegend Gesellschaften der Klasse *Phragmito-Magno-Caricetea* zuordnen (*Urtico dioicae-Calystegietum sepium*: 43,2 %, *Oenanthe aquatica-Rorippetum amphibiae* und *Caricetum versicariae*: jeweils 11 %).

Zudem konnte eine Differenzierung der Gesellschaften entlang des Höhengradienten festgestellt werden. Auf höher gelegenen Bereichen finden sich Gesellschaften des *Molinio-Arrhenatheretea*, wobei das *Lolio perennis-Cynosuretum cristati* höhere Bereiche (Mittelwert 1,26 m NHN) als das *Deschampsio cespitosae-Heracleetum sibirici* (Mittelwert 1,17 m NHN) besiedelt. Da tiefere Lagen vorwiegend unbewirtschaftet bleiben, finden sich hier Gesellschaften des *Phragmito-Magno-Caricetea* entlang des Höhengradienten: *Urtico dioicae-Calystegietum sepium* (Mittelwert 0,94 m NHN) - *Oenanthe aquatica-Rorippetum amphibiae* (Mittelwert 0,55 m NHN) - *Caricetum versicariae* (Mittelwert 0,21 m NHN).

Schließlich konnten auch Differenzierungen der Gesellschaften in Abhängigkeit des Wassermanagements festgestellt werden. Der Trockenpolder bei Stolpe (Transekt 1) wird, da hauptsächlich bewirtschaftet, von Gesellschaften des Wirtschaftsgrünlands geprägt, in Bereichen mit dynamischem

Management (Transekt 2) nehmen Gesellschaften der Röhrichte und Großseggenriede zu. Hier finden sich zudem Gesellschaften der ausdauernden Ruderalgesellschaften. In Flächen ohne Schöpfwerksbetrieb (Transekt 3) sind die Seggen- und Röhrichtgesellschaften anteilig dominierend, zudem finden sich typische Auengesellschaften wie das *Cnidio dubii-Deschampsietum cespitosae* oder das *Salici-Populetum nigrae* (Abbildung 4).

Diskussion

Wesentliche Unterschiede der Vegetation im Vergleich der Aufnahmejahre 2011 und 2015 sind die Abnahme der Feuchtezahl, der charakteristischen Arten der nährstoffreichen Gewässer und Kriech- und Trittrasen sowie eine Abnahme der Arten der Wasserpflanzen auf Transekt 1 (ohne Bewirtschaftung, kein Schöpfwerksbetrieb). Die Ergebnisse spiegeln dabei vor allem die geringeren Niederschläge im Jahr 2015 wieder. Laut DWD (2016) waren 2015 an der Klimastation Angermünde 162 mm weniger Niederschläge im Jahresmittel als im Jahr 2011 und allein in den Sommermonaten lag die Differenz bei 190 mm (290 mm im Sommer 2011; 100 mm im Sommer 2015), allerdings wies der Monat Juli in 2011 mit ca. 200 mm extrem hohe Niederschläge auf. Die auf dem Transekt 1 vorkommenden Dominanzbestände aus Rohrglanzgras, Schilf, Schlanksegge oder Wasserschwaden sind an wechselnde Wasserstände angepasst und verändern sich bei den gegebenen hydrologischen Verhältnissen (Polderung) sowohl durch anhaltende Trockenheit aber auch durch regelmäßige Überflutungen nicht. Eine naturnahe Auedynamik mit Sedimentverlagerungen und einem Mosaik aus Pionierstadien bis hin zu Auenwäldern ist derzeit in den Polderflächen nicht gegeben.

Die Pflanzengemeinschaften in der Aue des Nationalparks Unteres Odertal werden durch die Faktoren Nutzung, Höhenlage und Wassermanagement differenziert. Genutzte Gesellschaften finden sich vorwiegend auf höher gelegenen und als Trockenpolder bewirtschafteten Bereichen (Transekt 1). Während das *Lolio perennis-Cynosuretum cristati* als mesophile Gesellschaft höhere Bereiche besiedelt, findet sich das *Deschampsio cespitosae-*

Tabelle 2: ermittelte Assoziationen sowie deren Häufigkeit, Gefährdungsstatus und Klassenzugehörigkeit (die Einordnung erfolgte nach Berg et al. 2004, siehe Methodik). Gefährdungskategorien: * ungefährdet, * < ungefährdet und in Ausbreitung, D Datenlage ungenügend, V Vorwarnliste, 3 gefährdet, 2 stark gefährdet, 1 vom Verschwinden bedroht

Klasse	Anteil in %	Assoziation	Häufigkeit	Anteil in %	Gefährdung
Phragmito-Magno-Caricetea	56	Urtico dioicae-Calystegietum sepium	52	26	*
		Oenantho aquaticae-Rorippetum amphibiae	18	9	*
		Caricetum versicariae	14	7	V
		Veronico longifoliae-Scutellarietum hastifoliae	12	6	D
		Scirpo lacustris-Phragmitetum australis	7	3,5	*
		Cuscuto europeae-Calystegietum sepium	5	2,5	* <
		Sagittario sagittifoliae-Sparganietum simplicis	4	2	*
Molinio- Arrhenatheretea	36	Lolio perennis-Cynosuretum cristati	34	17	*
		Deschampsio cespitosae-Heracleetum sibirici	26	13	3
		Arrhenatheretum elatioris	7	3,5	*
		Cnidio dubii-Deschampsietum cespitosae	5	2,5	1
Artemisieteae vulgaris	3,5	Rubo caesii-Calamagrostietum epigeji	6	3	* <
		Elymo repentis-Rubetum caesii	1	0,5	*
Lemneteae	1,5	Lemno-Spirodellietum polyrhizae	3	1,5	*
		Stratiotetum aloidis	2	1	3
Saliceteae purpureae	1,5	Salici-Populetum nigrae	3	1,5	2
Alneteae glutinosae	0,5	Carici elongatae-Alnetum glutinosae	1	0,5	3
Gesamt			200	100	

Heracleetum sibirici und in noch deutlicherer Ausbildung das Cnidio dubii-Deschampsietum cespitosae auf wechselfeuchten Standorten, die im Zuge des dynamischen Wassermanagements bzw. in Flächen ohne Schöpfwerksbetrieb auch überstaut werden, wobei das Vorkommen von Stromtalpflanzen im Cnidio dubii-Deschampsietum cespitosae durch ebendiese Wasserstandsdynamik begründet wird (Pätzold & Jansen 2004, Ellenberg & Leuschner 2010).

Ungenutzte und tiefer gelegene Bereiche werden vorwiegend nicht bewirtschaftet. Hier entspricht die festgestellte Gesellschaftsabfolge Urtico dioicae-Calystegietum sepium - Oenantho aquaticae-Rorippetum amphibiae - Caricetum versicariae mit abnehmender Höhe und somit einer geringeren Überflutungsintensität den beschriebenen Charakteristika. Während das Urtico dioicae-Calystegietum sepium als Gesellschaft auf Standorten mit milder Überflutungsdynamik beschrieben wird, finden sich die Gesellschaften Oenantho aquaticae-Rorippetum amphibiae und Caricetum versicariae auf stärker wechsellässigen Standorten (Koska 2004).

Typische, noch nicht erwähnte Auengesellschaften, wie das Sagittario sagittifoliae-Sparganietum simplicis, das Veronico longifoliae-Scutellarietum ha-

stifoliae, das Cuscuto europeae-Calystegietum sepium (Koska 2004) sowie der typische Weichholzwald (Salici-Populetum nigrae) finden sich nicht in den Trockenpoldern, sondern überwiegend in Flächen ohne Schöpfwerksbetrieb.

Diese Muster zeigen recht deutlich, auch im Hinblick auf die Gefährdung auentypischer Gesellschaften (z.B. Cnidio dubii-Deschampsietum cespitosae oder Salici-Populetum nigrae, Tabelle 2), dass nur eine ausreichend starke Wasserstandsamplitude Standorte für auentypische Gesellschaften schaffen kann. Diesbezüglich sind sicherlich noch weitere Forschungen anzustreben. Das Vorkommen auenunabhängiger Gesellschaften, wie von Lolio perennis-Cynosuretum cristati oder Urtico dioicae-Calystegietum sepium ebenso wie das Fehlen von Gesellschaften der Zweizahnfluren (Bidenteteae), die typischerweise Aufsandungen besiedeln (Kießlich 2004), zeigen an, dass dringend notwendiger Handlungsbedarf bezüglich der Herstellung naturnaher hydrologischer Verhältnisse besteht.

Literatur

BNatSchG (2010): Bundesnaturschutzgesetz §24: Nationalparke, Nationale Naturmonumente

Kießlich, M (2004): Bidentetea- Zweizahn-Gesellschaften und Melden-Uferfluren. In: Berg, C; Dengler, J.; Abdank, A.; Isermann, M. (2004): Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung – Textband, Landesamt für Umwelt, Natur und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 606 S., Weissdorn-Verlag, Jena, S. 125-134

Koska, I. (2004): Phragmito-Magno-Caricetea- Röhrichte, Großseggenriede und Feuchtstaudenfluren nährstoffreicher Standorte. In: Berg, C, Dengler, J., Abdank, A., Isermann, M. (2004): Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung – Textband, Landesamt für Umwelt, Natur und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 606 S., Weissdorn-Verlag, Jena, S. 125-134

Luthardt, V., Grübler, F., Matusch, T., Haggenmüller, K. (2011): Konzept zur naturschutzfachlichen Dauerbeobachtung im Nationalpark Unteres Odertal. Teil A Konzept, Teil B Methodenkatalog, Teil C Gliederung des Umweltberichtes. Im Auftrag des LUGV Brandenburg i.F., 77 S. + 180 S.+ 20 S.+ Anhänge.

Pätzold, J. & Jansen, F. (2004): Molinio-Arrhenatheretea-Wirtschaftsgrünland. In Berg, C; Dengler, J.; Abdank, A.; Isermann, M. (2004): Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung – Textband, Landesamt für Umwelt, Natur und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 606 S., Weissdorn-Verlag, Jena, S. 125-134

Risse-Buhl, U. (2009): Anleitung zur statistischen Auswertung der Daten aus dem Monitoringprogramm der Ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖUB) in den Biosphärenreservaten Brandenburgs, unveröff., Hochschule für nachhaltige Entwicklung (FH), Eberswalde

Ristow, M., Herrmann, A., Illig, H., Kläge, H.-C., Klemm, G., Kummer, V., Machatzi, B., Rätzel, S., Schwarz, R., Zimmermann, F. [Hrsg. Landesumweltamt Brandenburg] (2006): Liste und Rote Liste der etablierten Gefäßpflanzen Brandenburgs, Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, Potsdam.

DWD (2016): Wetterdaten der Station Angermünde

15 Lebensstrategien seltener Stromtalpflanzen

Katja Geißler und Axel Gzik

Zusammenfassung

*Zu den wenigen im Binnenland Mitteleuropas verbliebenen und daher besonders schützenswerten Feuchtgebieten gehört die in Nordostdeutschland gelegene Niederung der Unteren Havel. Viele bedrohte und geschützte Arten finden hier einen Lebensraum, darunter eine stattliche Zahl sogenannter Stromtalpflanzen. Das sind ausdauernde, krautige Feuchtgebietspflanzen mit kontinentaler oder subkontinentaler Verbreitung, die in ihrem Vorkommen eng an Flussauen gebunden sind. Der Beitrag beleuchtet grundlegende ökologische Konzepte, die verständlich machen, warum Pflanzen wie die Stromtalarten, überhaupt selten sind. Insbesondere die Funktion von Konkurrenz, Stress und Störung unter auentypischer Dynamik werden betrachtet. Drei als gefährdet eingestufte Stromtalarten mit Vorkommen in der Unteren Havelniederung stehen im Mittelpunkt, die Sumpf-Brenndolde *Cnidium dubium*, die Schwarzblütige Binse *Juncus atratus* und das Gottes-Gnadenkraut *Gratiola officinalis*. Die vorgestellten Ergebnisse basieren auf verschiedenen Simulationsexperimenten. Der Leser erfährt, wie die Pflanzen in verschiedenen Lebensphasen auf die auentypische Umwelt reagieren und erhält Einblicke in Mechanismen, die der Anpassung an die typischen Bedingungen einer mitteleuropäischen Flussau dienen. Zur Interpretation der Ergebnisse dient ein sogenanntes „intermediäres Störungsmodell“ welches postuliert, dass Artendiversität sowohl von der Störungsintensität als auch der nachfolgenden Erholungsgeschwindigkeit abhängt. Damit wird konzeptionell gezeigt, dass dem Erhalt naturnaher raum-zeitlich dynamischer Flussauensysteme mit einer Vielzahl konkurrenzarmer, stressreicher Standorte eine enorme Bedeutung für den Artenschutz zukommt.*

Keywords: Stromtalpflanzen, Untere Havelaue, Konkurrenzkraft, Stress, intermediäres Störungsmodell

Einleitung

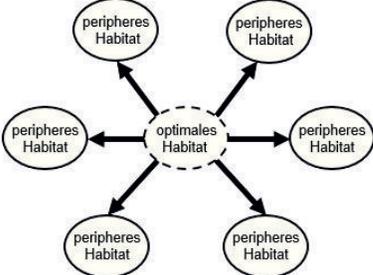
Durch die weltweite Vernichtung von Feuchtgebieten gewinnen verbleibende Gebiete wie die Untere Havelaue zunehmend an ökologischer Relevanz. Mit ihrer reichhaltigen Struktur bieten sie einen unersetzlichen Lebensraum für zahlreiche Stromtalarten. Das sind oft stark gefährdete Pflanzenarten, die in Mitteleuropa in ihrem Vorkommen an die großen Auentäler gebunden sind (Burkart 2001). Sowohl Anstrengungen bestehende Populationen dieser sensiblen Arten zu schützen oder neue Populationen zu etablieren, als auch die mögliche Nutzung jener Arten als Bioindikatoren, scheitern häufig an mangelnden Kenntnissen der biologischen Eigenschaften der betreffenden Pflanzenart, insbesondere aber auch an unzureichender Kenntnis allgemeiner ökologischer Konzepte, die auf das Gebiet anwendbar sind (Schütz

1997, Bischoff 2002, Hölzel et al. 2004, Keddy 2005). Eine fundamentale ökologische Frage ist dabei die, warum Arten überhaupt selten sind. Einige Arten gehören dazu, weil sie die für sie günstigen Habitate nur unzureichend besiedeln können (Rabinovitz 1981). Sie sind im Kampf um die Ressourcen vielen anderen Arten unterlegen und gelten somit als äußerst konkurrenzschwach. Grundsätzlich können solche von starker Konkurrenz betroffene Arten auf mindestens zwei verschiedenen Wegen dennoch in einem System überleben: **Erstens:** Einer Flucht in konkurrenzarme, periphere Habitate (Abbildung 1a, Skellam 1951, Keddy 2005). Sie sind dabei sowohl auf entsprechende Habitate als auch auf erfolgversprechende Ausbreitungsmechanismen angewiesen. Dazu gehören eine große Anzahl und hohe Lebensdauer der Ausbreitungseinheiten und die Fähigkeit

günstige Etablierungsstellen zu „erkennen“, sowohl in räumlicher als auch zeitlicher Hinsicht.

Der zweite Überlebensweg ist eine ausgeprägte Stresstoleranz. Konkurrenzschwache Arten werden von konkurrenzstarken Arten in periphere, stressreiche Habitate verdrängt, die zwar oft nicht ihrem physiologischen Optimum entsprechen (Abbildung 1b) (Ellenberg 1952, Grime 1979, Keddy 2000), aber für die sie auf Kosten von Konkurrenzkraft eine erhöhte Toleranz besitzen. Aber auch hierfür sind die Arten auf entsprechende Habitate angewiesen. Die Untere Havelniederung bietet eine Reihe davon. Die Niederung ist geprägt vom Wechsel zwischen weiträumigen Überflutungen im Winter bzw. Frühjahr und längeren Trockenperioden im Sommer, letzteres vor allem dann, wenn Niederschläge fehlen und der Grundwasserstand sinkt. Zudem schafft die zwar eingeschränkte, aber immer noch vorhandene Auendynamik, zusätzlich vor allem im flussnahen Bereich, gelegentlich offene, so genannte Rohbodenstandorte. Viele konkurrenzstarke Pflanzen sind solcherlei Stressperioden kaum gewachsen. Sie räumen das Feld bevor sie ihre Konkurrenzstärke ausspielen. Da sich demnach sowohl genügend stressreiche und damit konkurrenzarme Habitate, als auch einige Pionierstandorte finden und somit die zentrale Voraussetzung für die beiden Überlebensstrategien erfüllt ist/wäre, soll in der vorliegenden Arbeit den folgenden Fragen nachgegangen werden. (i) Besitzen diese seltenen, mitteleuropäischen Stromtalarten überhaupt eine geringe Konkurrenzkraft, denn ein experimenteller Beleg dafür fehlt bisher. Und wenn ja, (ii) haben sie Fluchtpotential, d.h. können z.B. vergrabene Samen in der Samenbank ihre Keim- bzw. Lebensfähigkeit auch nach periodischer Überflutung über mehrere Jahre aufrechterhalten? Und (iii) sind adulte Pflanzen tolerant gegenüber autotypischem abiotischen Stress?

(a)



(b)

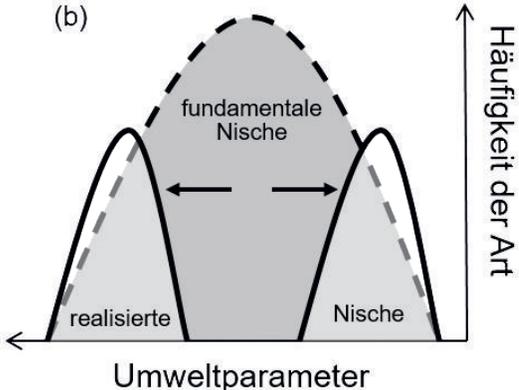


Abbildung 1: schwache Konkurrenten können überleben wenn sie a) aktiv in konkurrenz-arme, periphere Habitate flüchten und/oder b) wenn sie für stressreiche Habitate eine hohe Stresstoleranz aufweisen.

atratus und das Gottes-Gnadenkraut *Gratiola officinalis* die in Deutschland als typische Flussauenpflanzen zu den bedrohten Arten zählen (Rote Liste in Brandenburg, RL3, RL1 und RL2). Das Standortspektrum der Brenndolde in der Unteren Havelaue reicht von flussnahen feuchten Wiesen, die im Winter und Frühjahr regelmäßig längere Zeit überflutet sind (ca. 120 Tage) bis zu höhergelegenen trockeneren Standorten, die nur in Jahren extremer Hochwasser kurzzeitig überflutet werden. Das Vorkommen der anderen beiden auch als Pionierarten geltenden Arten konzentriert sich auf tiefer gelegene Bereiche. Diese sind zum einen insgesamt länger (bis zu 180 Tage) und zum anderen auch länger in die Vegetationsperiode hinein überstaut.

Auf dem Versuchsgelände der Universität Potsdam in Potsdam wurden drei Freilandexperimente durchgeführt. Um die Konkurrenzkraft einzuschätzen, wurden im ersten Experiment je drei individuelle, fünf Monate alte, abgewogene Sprosse jeder Stromtalart symmetrisch um einen Spross von *Agrostis stolonifera* in mit Erde vom natürlichen Standort befüllte Töpfe gepflanzt. Dabei wird das relative Konkurrenzverhalten jeder zu testenden Art über die Fähigkeit eingeschätzt, das Wachstum der ausgewählten, sogenannten Phytometer-Art zu beeinflussen. Zum Vergleich wurde *A. stolonifera* einzeln gepflanzt. Für den Test auf Stresstoleranz wurde darüber hinaus jede der vier Arten einzeln in einen Topf gepflanzt. Beide Versuche liefen über 2 Jahre. Die jeweils 10 Wiederholungen wurden in einem 2-faktoriellen, randomisierten Blockdesign angeordnet mit 42 Tagen Sommertrockenheit und 120 Tagen Winter/

Methoden

Untersuchungsobjekte sind die Sumpf-Brenndolde *Cnidium dubium*, die Schwarzblütige Binse *Juncus*

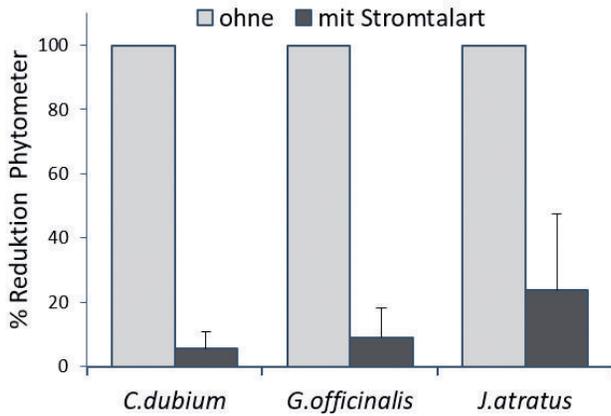


Abbildung 2: Konkurrenzeffekt der drei Stromtalarten nach 2 Jahren Wachstum als Reduktion der Gesamttrockenmasse der einzeln wachsenden Phytometer-Pflanze *A. stolonifera* (Mittelwerte \pm Stabw, $n=10$).

Frühjahrsüberflutung als variablen Faktoren. In einem dritten Versuch wurden kleine Nylonbeutel mit Samen von *C. dubium*, *G. officinalis* bzw. *J. atratus* bestückt und einzeln in 252 mit Boden aus dem Untersuchungsgebiet befüllte Pflanztöpfe eingebracht. In Anlehnung an die naturnahen Überschwemmungsperioden in der Unteren Havelniederung (Burkart 1998) wurden mittels wassergefüllter Wannen 5 zeitlich versetzte Überflutungsereignisse von 0, 30, 60, 120 und 180 Tagen simuliert, in drei Jahreszyklen. In jedem Frühjahr wurden im Anschluss an die jeweilige Überflutungsperiode pro Art und Behandlung drei Töpfe entnommen, die darin befindlichen Samen ausgegraben und auf ihr Überleben geprüft.

Ergebnisse

Alle drei Stromtalarten sind ausgesprochen schwache Konkurrenten (Abbildung 2). Die Biomasse der zentralen Phytometerpflanze wurde im Zusammenwachsen kaum reduziert.

Während die Samen von *J. atratus* sowohl von den verschiedenen langen Überflutungsperioden als auch der Jahresanzahl gänzlich unbeeinflusst geblieben waren (Abbildung 3), hatte die Überflutungsdauer bei *C. dubium* mit der Zeit eine negative Wirkung (Interaktion zwischen Jahr \times Überflutungsdauer, $F_{10,24}=5.8$, $p<0,01$). Bei *G. officinalis* nahm die Vitalität der Samen allein mit der Zeit leicht ab ($F_{2,24}=11.6$, $p<0,01$).

Während *C. dubium* die Erwartungen übertreffend unter Sommertrockenheit seine Gesamtbiomasse steigerte, nahm sie bei *G. officinalis* und *J. atratus* signifikant ab (Abbildung 4). Letztere wachsen auf sommertrockenen Standorten offenbar nicht ganz in ihrem Optimalbereich. Da sich aber die Überlebensrate bei keiner der drei Arten signifikant von der Kontrolle unterschied (nicht dargestellt), scheint ein konkurrenzbedingtes Ausweichen auf höher gelegene, sommertrockenheitsgefährdete Standorte durchaus möglich. Ganz anders bei Überflutung: während sich *G. officinalis* äußerst überflutungstolerant zeigte, steigerte *J. atratus* sogar seine Produktivität. Ein Ausweichen in überflutungsgefährdete Standorte ist für beide Arten sehr gut möglich. Die wenigen überlebenden

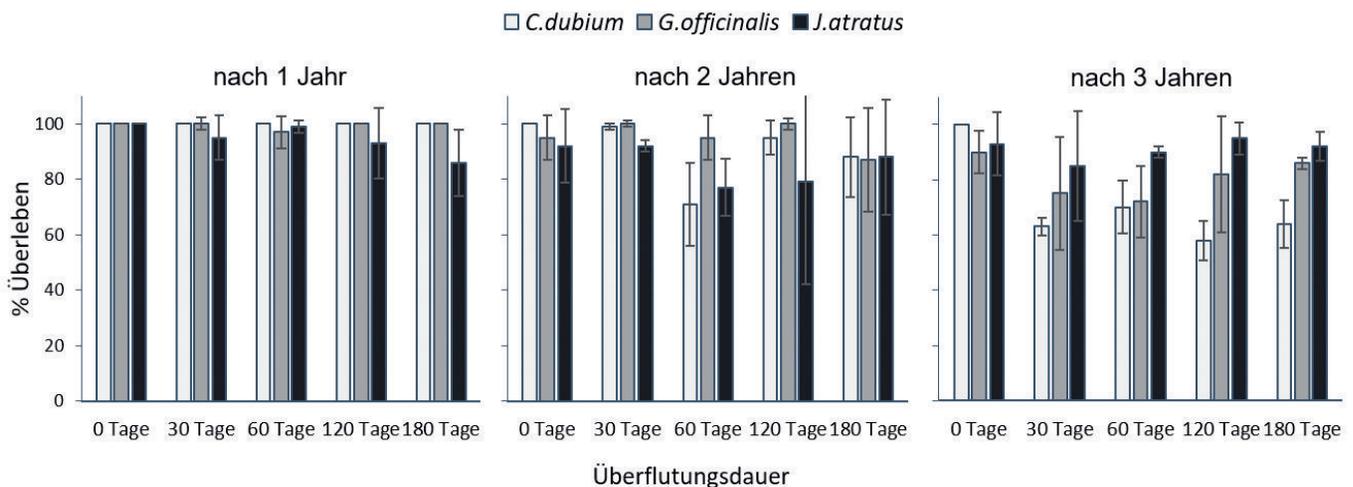


Abbildung 3: Prozentuales Überleben von Samen in der Samenbank (Mittelwerte \pm Stabw, $n = 3$) der Samenpopulation (\acute{a} 50) von *C. dubium*, *G. officinalis* und *J. atratus* nach unterschiedlich langer Winter/Frühjahrsüberflutung zwischen 0 und 180 Tagen für drei saisonale Zyklen.

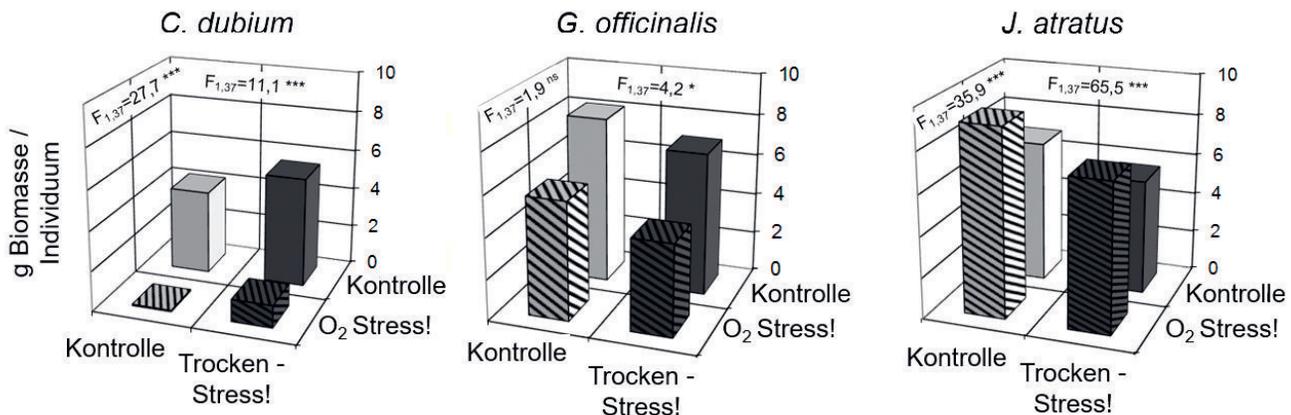


Abbildung 4: Gesamttrockenbiomasse nach 2 mal 60 Tagen Sommertrockenheit in Kombination mit 120 Tagen Winter-/Frühjahrsüberflutung (Mittelwerte, $n = 8$) von *C. dubium*, *G. officinalis* und *J. atratus*.

Pflanzen von *C. dubium* zeigten hingegen ein stark reduziertes Wachstum. Die Auenbindung dieser Art basiert auf einer limitierten Überflutungstoleranz.

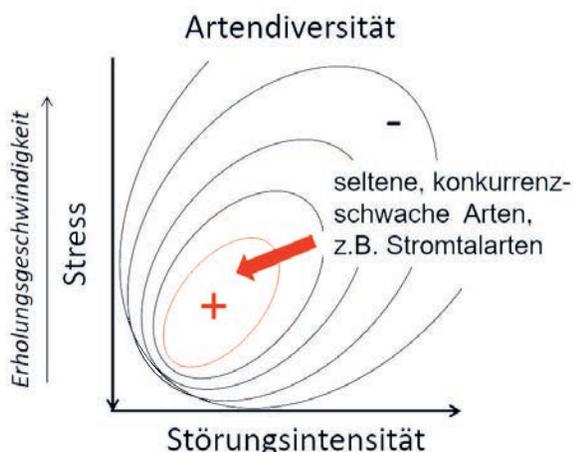


Abbildung 5: Die Anzahl der Arten in einem Habitat ist die Folge eines dynamischen Gleichgewichtes zwischen Störungsintensität und Erholungsgeschwindigkeit, die wiederum vom Stress bestimmt wird (nach Huston, 1979).

Diskussion

Die vorgelegten Ergebnisse demonstrieren, dass jede der drei untersuchten Arten Merkmalskombinationen besitzt, die ihr das Überleben in einer mitteleuropäischen Flussauenlandschaft ermöglichen. Gemeinsamkeiten, die eine Gruppierung als Stromtalpflanzen rechtfertigen, sind neben ihrer geografischen Verbreitung (Burkart 2001) ihre geringe Konkurrenzkraft, eine Fluchtstrategie sowie ihre mehr oder minder stark ausgeprägte Stresstoleranz. Die Ergebnisse liegen damit im Erklärungsrahmen sogenannter „intermediärer Störungsmodelle“ (z.B. Huston 1979), die postulieren, dass Artendiversität von zwei sich einander

widersprechenden Kräften bestimmt wird: der Störungsintensität und der Geschwindigkeit des Erholens von dieser Störung (Abbildung 5). Letztlich bedeutet das, dass dem Erhalt naturnaher raum-zeitlich dynamischer Flussauensysteme mit einer Vielzahl konkurrenzarmer, stressreicher Standorte eine unvergleichlich hohe Bedeutung zukommt.

Danksagung

Der Deutschen Bundesstiftung Umwelt wird für die finanzielle Unterstützung des Vorhabens gedankt.

Literatur

- Bischoff, A. (2002): Dispersal and establishment of flood-plain grassland species as limiting factors in restoration. *Biological Conservation*, 104, 25-33.
- Burkart, M. (1998): Die Grünlandvegetation der unteren Havelaue in synökologischer und syntaxonomischer Sicht. *Arch. Naturwiss. Dissertat.*, Bd. 7, Martina Galunder, Wiehl, 1-157.
- Burkart, M. (2001): River corridor plants (Stromtalpflanzen) in Central European lowland: a review of a poorly understood plant distribution pattern. *Global Ecology and Biogeography*, 10, 449-468.
- Ellenberg, H. (1952): Physiologisches und ökologisches Verhalten derselben Pflanzenarten. *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft*, 65, 350-361.
- Hölzel, N., Otte, A. (2004): Inter-annual variation in the soil seed bank of flood-meadows over two years with different flooding patterns. *Plant Ecology*, 174, 279-291.

Huston, M.A. (1997): A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist*, 113, 81-101.

Keddy, P.A. (2000): *Wetland ecology principles and conservation (Cambridge studies in Ecology)*. Cambridge University Press, Cambridge.

Keddy, P.A. (2005): Putting the Plants Back into Plant Ecology: Six Pragmatic Models for Understanding and Conserving Plant Diversity. *Annals of Botany*, 96, 177-189.

Rabinowitz, D. (1981): Seven forms of rarity. In: Synge, H. (Eds.), *The biological aspects of rare plant conservation*. Wiley, New York, pp. 205-217.

Schütz, W. (1997): Primary dormancy and annual dormancy cycles in seeds of six temperate wetland sedges. *Aquatic Botany*, 59, 75-85.

Skellam, J.G. (1951): Random dispersal in theoretical populations. *Biometrika*, 38, 196-218.

16 Dynamische Graslandbiozönosen an der Elbe: Ergebnisse der Ökosystemaren Umweltbeobachtung in den Biosphärenreservaten Brandenburgs (ÖUB)

Thomas Lüdicke, Oliver Brauner, Robert Probst, Vera Luthardt

Zusammenfassung

Im Rahmen der Ökosystemaren Umweltbeobachtung im Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe werden Graslandökosysteme vordeichs und hinterdeichs der Elbe seit 2003 in 3- bis 6-jährigem Turnus untersucht. Seit dem Beginn fanden vier Hochwasserereignisse statt. Die Auenböden sind nährstoffreich, jedoch ist trotz der Überflutungen ein gewisser Aushagerungsprozess aufgrund der nun schon langjährigen Extensivnutzung festzustellen. Das Pflanzenwachstum ist nach wie vor N-limitiert und das Ertragsniveau ist relativ starken Schwankungen in Abhängigkeit der Frühjahrswitterung unterworfen. Die Vegetation der Brenndolden-Auenwiesen ist auf den untersuchten Mähwiesen artenreich. Typische und heute gefährdete Stromtalarten sind in stabilen Populationen zu finden. Die beweideten Flächen sind stärker durch tritt- und verbissverträgliche Arten geprägt. Jedoch wurde auch ein auffällig schneller Umbau der Vegetation schon drei Jahre nach Nutzungsänderung von Weide auf Mahd festgestellt. Die Laufkäfer dokumentieren in ihrem Artenspektrum sehr deutlich die feuchteren Bedingungen vordeichs, während hinterdeichs eher Arten mit mäßigen Feuchte-Ansprüchen auftraten. Die Heuschreckenarten reagierten ebenso, zeichneten sich jedoch durch hohe Fluktuationen vordeichs aus. Auch die Regenwurmorkommen sind vordeichs sehr großen Schwankungen in Abhängigkeit der Hochwasserereignisse unterworfen, bauen sich jedoch in den Individuenzahlen sehr schnell wieder auf. Die zukünftigen Dauerbeobachtungsreihen werden immer besser ermöglichen, die dynamisch verursachten von den gerichteten Fluktuationen abzugrenzen und die weiteren Entwicklungen abzuschätzen.

Keywords: Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe, Monitoring, Auendynamik, Vegetationsschwankungen, Auenfauna

Einleitung

Die Ökosystemare Umweltbeobachtung in den Biosphärenreservaten Brandenburgs (ÖUB) dokumentiert und bewertet regionaltypische Entwicklungen verschiedener Ökosystemgruppen als Einzelflächenbetrachtung (topische Dimension) gemäß dem international verankerten Auftrag in der Sevilla-Strategie der UNESCO (1996) und der weiterführenden MAB-Strategie 2015 – 2025 (UNESCO 2015) für Biosphärenreservate (BR) in einem kontinuierlich seit 1999 fortlaufenden Monitoring.

Dem ökosystemaren Ansatz folgend werden gleichermaßen die Kompartimente Boden, Wasser, Vegetation und Fauna in die Dauerbeobachtung einbezogen. Alle Informationen zu dem konkreten Vorgehen, dem Untersuchungsprogramm und den Zeitreihen sowie den vorliegenden Veröffentlichungen sind der Homepage unter <http://lanuweb.fh-eberswalde.de/oeub/> zu entnehmen. Dort sind auch der Methodenkatalog und beschreibende

Steckbriefe zu jeder ÖUB-Fläche zu finden.

Die ÖUB-Flächen im BR Flusslandschaft Elbe (Brandenburg)

Als Teil des fünf Bundesländer umfassenden Biosphärenreservates Flusslandschaft Elbe erstreckt sich der brandenburgische Teil auf einer Länge von 70 Elbkilometern. Die Feuchtgebietsanteile sind hauptsächlich durch Grasland geprägt. Durch Eindeichungen hat sich der Anteil der rezenten Aue stark verringert. So nimmt die Altaue heute die flächenmäßig größten Anteile ein. Jedoch gehört die Elbtalaue zu den wenigen noch relativ unzersiedelten Flusslandschaften Europas.

Für die ÖUB wurden 32 Untersuchungsflächen ausgewählt: 8 Wald- und Forstflächen, eine Moor- und eine Moor-Grünlandfläche, 17 Gewässerabschnitte und fünf mineralische Graslandflächen, die extensiv als Wiese, Weide oder Mähweide genutzt werden (Tabelle 1). Letztere Untersuchungsstandorte weisen Auenböden in unterschiedlichen

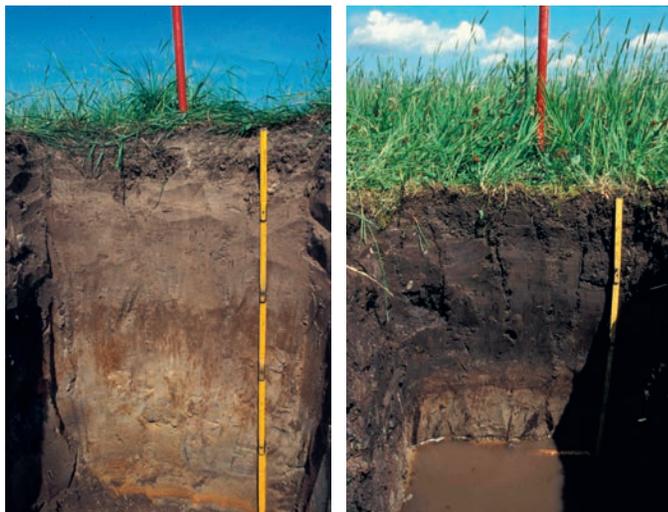


Abbildung 1 (links): Gley-Paternia ÖUB-Fläche Bälów (28.05.2003, ÖUB-Archiv)

Abbildung 2 (rechts): Gley-Vega ÖUB-Fläche Karthane-wiese (12.06.2003, ÖUB-Archiv)

Ausprägungen auf, das Spektrum der Böden reicht von einer Gley-Paternia und verschiedenen Ausprägungen der Vega bis zum Normgley (Abbildungen 1 und 2).

Zwei Grünlandflächen liegen im Deichvor- und drei im Deichhinterland. Dies ermöglicht die vergleichende Betrachtung des Einflusses der Überschwemmungsdynamik der Elbe auf Boden, Vegetation und Fauna. Der mehr oder weniger direkte Kontakt zum Elbstrom führt auf den Vordeichsflächen zu einer starken Wasserstandsdynamik. Ausgedeichte Flächen sind bekanntlich weniger betroffen, jedoch wirkt sich auch hier der Elbpegel auf Schwankungen des Grundwassers aus. Im Untersuchungszeitraum kam es neben vielen kleineren zu vier besonderen Hochwasserereignissen in den Jahren 2002/06/11/13. Die im 3-jährigen Rhythmus erhobenen Boden-, Vegetations- und faunistischen Aufnahmen aus den Jahren 2003/04, 08, 11, 14 fanden bisher immer zu Zeit-

punkten mit niedrigen Elb-Pegelständen statt. Die Zeitspanne zu zurückliegenden Hochwassern beträgt 0,5 (2011) bis 2,5 Jahre (2008).

Methodisches Vorgehen

Es wurden indikatorisch gut interpretierbare Parameter, die mit standardisierten bzw. gut beschreibbaren Methoden zu erfassen sind, ausgewählt und das Flächendesign weitgehend standardisiert (Luthardt et al. 2006). Die Bodenaufnahmen erfolgen über Schurfe bzw. Bohrstockeinschläge nach der gängigen Bodenkartieranleitung und die chemischen und physikalischen Untersuchungen nach den DIN-Normen. Für die vegetationskundlichen Erfassungen wurde ein räumlich hierarchisch gestaffeltes Vorgehen mit Gesamtartenliste, Transekterfassung und Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet kombiniert. Als Kriterium für die Nährstoffverfügbarkeit werden die Pflanzeninhaltsstoffe analysiert. Zudem wurden Ertragsschätzungen der frischen und trockenen Biomasse vorgenommen. Die Erfassungen der Laufkäfer erfolgt mit Barberfallen zu 5 Terminen von Mai bis Oktober. Die Heuschrecken werden neben der Erfassung des Gesamtartenspektrums zweimalig semiquantitativ in Transekten sowie ergänzend einmalig quantitativ mit einem Fangkäfig registriert. Die Regenwurmpopulationen werden im Herbst mittels Handauslese in 16 Teilproben auf insgesamt einem Quadratmeter ermittelt.

Die Erstaufnahme erfolgte 2003/04. Für die Vegetation liegen bislang vier (3-jähriger Turnus) und für den Boden und die Fauna 2 bzw. 4 (3- bzw. 6-jähriger Turnus) Messreihen vor.

Tabelle 1: Grasland-Ökosystem(-Nutzungstypen), die im Rahmen der ÖUB bearbeitet werden (*vordeichs gelegen, Zone 2 = Pflegezone (NSG), Zone 3 = Entwicklungszone (LSG))

	Ökosystem(-Nutzungs)-typ	Name	Zone
FE-G1*	Auengrasland der stark vernässten Auenlehme u. -sande, außendeichs, wechselfeucht, artenreich; Mahd	Bälów-Wiese	2
FE-G2	Auengrünland der +/- stark vernässten Auenlehme u. -sande, binnendeichs, artenreich; Mahd	Karthane-Wiese bei Rühstädt	3
FE-G3*	Frischwiese der ehemals stark vernässten Auenlehme und Sande, außendeichs; Mahd	Lenzener Werder	2
FE-G4	Frisches Grünland der ehemals stark vernässten Auentone, artenreich; Mähweide	Drei-Felder-Versuch	2
FE-G5	Frischweiden der Sande und Lehme in Senken; Weide	Lenzersilge	2

Ergebnisse der Boden- und Vegetationsuntersuchungen

Die zwei Zeitreihen der Bodenanalyse zeigen einen signifikanten Rückgang des Humusgehaltes und eng daran gekoppelt auch der Gesamtstickstoffgehalte an. Besonders auf den Vordeichsflächen (G1 und G3) sowie auf der als Wiese genutzten Fläche (G2) wurde eine Aufweitung des C/N-Verhältnisses ermittelt, die jedoch immer noch im eutrophen Bereich liegen. Auch sind in unterschiedlichem Maße Abnahmen beim Phosphor- und Kaliumgehalt auf den Flächen feststellbar, jedoch gibt es hier Differenzierungen. Insgesamt ist ein gewisser Aushagerungsprozess zu erkennen. Die Abnahme auf den Vordeichsflächen war so nicht zu erwarten, da man davon ausgeht, dass durch regelmäßige Überschwemmungen immer wieder Nährstoffe eingetragen werden (BfN 2015). Möglicherweise sind aber die Stoffumsätze im Boden und der Pflanzenentzug noch so hoch, so dass eine Akkumulation nicht stattfinden kann. Diese Aushagerung kann zumindest für die ausgedeichten Graslandflächen als Ausdruck einer langfristigen extensiven Nutzung des Grünlands interpretiert werden.

Nach der Analyse der Pflanzeninhaltsstoffe ist der pflanzenverfügbare Stickstoff auf allen Graslandflächen der limitierende Nährstoff für das Pflanzenwachstum, während die P- und K-versorgung ausreichend ist (Berechnung nach Klaus et al., 2013). Die höchsten geschätzten Erträge wurden auf den mäßig feuchten bis wechselfeuchten Mahdflächen sowohl im Deichvor- als auch im Deichhinterland ermittelt. Aufgrund des selektiven Verbisses weisen Weiden- und überwiegend als Mähweide genutzte Flächen eine lückigere Struktur und eine höhere Strukturvielfalt auf. Allerdings wurden hier auch geringere Erträge als auf den hochwüchsigeren Wiesen ermittelt. Höhere Pegelstände zum Jahresbeginn und ein späterer Beginn der phänologischen Vegetationsperiode verursachen einen geringen ersten Aufwuchs bzw. führen zu Ertragsausfällen.

Die untersuchten extensiv genutzten Graslandökosysteme im Einzugsgebiet größerer und weitgehend intakter Flussauen (Stromtalwiesen), die in Deutschland vom Aussterben bedroht sind (Rennwald, 2000) sind als Brenndolden-Auenwiesen ausgeprägt. Kennzeichnend sind die Vorkommen

von Pflanzenarten, die fast ausschließlich in Auen vorkommen, z.B. *Cnidium dubium*, *Scutellaria hastifolia* und *Allium angulosum* (Abbildung 3).



Abbildung 3: Größerer Bestand von *Allium angulosum* auf einer Stromtalwiese im Deichvorland bei Bälow am 02.08.2011. Foto: Oliver Brauner

Sie weisen einen hohen Anteil an Arten wechselwasser Standorte auf. Ausläufertreibende Pflanzenarten, z.B. *Ranunculus repens*, *Potentilla reptans* und *Phalaris arundinacea*, sind mit einem hohen Anteil vertreten und aufgrund ihrer guten Verwurzelung in der Lage Hochwasser einerseits gut zu überstehen und danach schnell wieder geschlossene Bestände zu bilden. Pionierpflanzen, u.a. auch einige Segetalarten, z.B. *Chenopodium*-Arten, können sich im Auengrasland dagegen meist nur nach Hochwasserereignissen im Bereich von Flutmulden und auf durch Überschwemmung geschädigten offenen Bereichen ansiedeln, hier dann jedoch kurzfristig in größerer Zahl auftreten. Im Frühsommer etablieren sich trockenheitsliebende Therophyten (wärmeliebende Pflanzen mit kurzer Lebensdauer), z.B. *Erophila verna*, *Cerastium semidecandrum*, in zu oberflächlicher Austrocknung neigenden bzw. sandbeeinflussten Ausbildungen der Brenndolden-Auenwiesen (*Cnidio-Deschampsietum cespitosae* Hundt ex Passarge 1960). Die beiden wesentlichen Einflussfaktoren für die Ausprägung der Stromtal-Vegetation scheinen die Überschwemmungsereignisse und die Nutzung zu sein. So zeigen die Ergebnisse, dass sich die Lage im Deichvorland in Kombination mit einer extensiven Mahdnutzung als besonders vorteilhaft für den Erhalt derartiger selten gewordener Vegetationsausbildungen aus-

wirkt. Auf Mahd- und Mähweideflächen im Deichhinterland kommen Stromtalarten meist nur noch vereinzelt, womöglich nur reliktsch, vor. Die Auswertung der Vegetationsdaten zeigt außerdem, dass Mähflächen insgesamt artenreicher sind und eine höhere Anzahl gefährdeter Arten aufweisen als reine Weiden und Mähweideflächen.

Bei Betrachtung der Datensätze aus den Vegetationstransekten fällt der dominante Einfluss der Nutzung auf die Vegetationszusammensetzung auf. Dies lässt sich sehr gut anhand des Bauwertes der jeweiligen Grünlandarten nachweisen (Methodik nach Schmiedeknecht 1995). Der Bauwert errechnet sich aus der Kombination aus Präsenz bzw. Stetigkeit und Deckungsgrad (umgerechnet in %) von Pflanzenarten. So lassen sich Gruppen/Gilden von Arten mit gleichen Nutzwertzahlen, Zeigerwerten, Rote Liste Status usw., zusammenfassen und ihr Anteil an der Gesamtvegetation des Transektes ermitteln. Zunahmen und Abnahmen können für jede Aufnahme dargestellt und die Ursachen abgeleitet werden.

Hierfür wurden als Kriterium die Nutzwertzahlen (Futterwert, Mahdverträglichkeit, Trittverträglichkeit und Weideverträglichkeit) von Briemle et al. (2002) verwendet. Es wurde ersichtlich, dass bei gleichbleibenden Standortverhältnissen und Nutzung kaum Änderungen im Artenspektrum auftreten. Die Beweidung mit Rindern erzeugt durch selektiven Verbiss und Tritteinfluss lückige und je nach Intensität eher kurzrasige Vegetationsbestände. Mahdnutzung erzeugt dagegen eher gleichförmige und oftmals hochrasige Bestände. Der Anteil trittverträglicher bzw. weideverträglicher Arten ist hier dementsprechend gering. Bemerkenswert ist die schnelle Umschichtung der Vegetation nach einer Nutzungsumstellung (Abbildung 4). Auf einer bis 2008 überwiegend als Mähweide, danach als Wiese, genutzten Graslandfläche ist bereits 2011, also nur 3 Jahre nach der Umstellung, der Anteil weide- und vor allem trittverträglicher Arten deutlich gesunken und liegt bereits auf einem ähnlichen Niveau wie auf kontinuierlich gemähten bzw. unbeweideten Graslandflächen. Dies verdeutlicht die hohe bzw. schnelle Anpassungsfähigkeit von Auen-Grasland nicht nur in Bezug auf die Überflutungsdynamik. Allerdings haben sich der Anteil und die Stetigkeit der Stromtalarten im gleichen Zeitraum noch nicht messbar vergrößert.

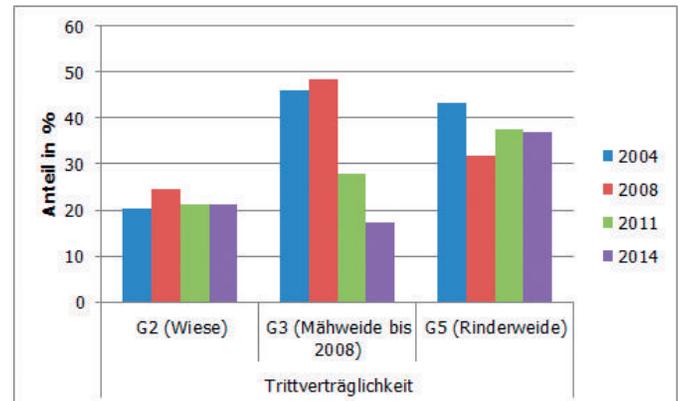


Abbildung 4: Entwicklung der Pflanzenartenanteile trittverträglicher Arten an den Aufnahmen des Vegetationstransektes auf ausgewählten mineralischen Grasland-Beobachtungsflächen in der BR Flusslandschaft Elbe in den bisherigen vier Zeitreihen.

Die faunistische Ausstattung

Bei den Laufkäferzönosen der Vordeichsflächen kam es im bisherigen Untersuchungsverlauf insbesondere bei Arten mit vorwiegend xerophilen Ansprüchen zu stärkeren Schwankungen hinsichtlich des Arteninventars sowie der Aktivitätsdominanz. Es dominierten hier in den meisten Jahren die feuchtigkeitsliebenden Arten. In meist geringeren Abundanzen konnten mit *Agonum afrum*, *Chlaenius nigricornis* (eutrophe Verlandungsvegetation) sowie *Acupalpus dubius* (hygrophile Therophytenfluren) auch Arten mit einer stenotopen Bindung an spezifische Feuchtgebietsstandorte gefangen werden. Die Laufkäfergemeinschaften der hinterdeichs gelegenen Flächen wurden dagegen von Arten des Grünlandes mit mäßigen hygrophilen und xerophilen Ansprüchen dominiert. Darunter erreichte die in Brandenburg als extrem selten („R“) eingestufte Art *Pterostichus macer* als Charakterart der lehmigen Böden im Deichhinterland von Flussauen jahrweise sogar eudominant (> 32 %) Individuenanteile.

Bei den Heuschrecken zeigte sich im Deichhinterland eine Dominanz von Arten des Wirtschaftsgrünlandes, in den feuchteren Bereichen begleitet von Arten des Extensiv-Feuchtgrünlandes. Bei den Flächen im Deichvorland kam es im Untersuchungsverlauf zu größeren Fluktuationen durch Neu- und Wiederbesiedlungsprozesse nach Hochwasserereignissen. Dabei wurde zwischenzeitlich auch ein höherer Anteil von Arten der Trockenrasen beobachtet. Zu den charakteristischen Arten der großen Flussauen zählt die Gestreifte Zart-



Abbildung 5: Weibchen der Gestreiften Zartschrecke (*Leptophyes albovittata*) mit Spermatophore im Deichvorland bei Bälów. Foto: Oliver Brauner, 25.07.2008



Abbildung 6: Die Gemeine Sichelschrecke (*Phaneroptera falcata*) befindet sich seit einigen Jahren in Brandenburg in deutlicher Ausbreitung und wurde erstmals im Jahr 2014 auf G5 beobachtet. Foto: Oliver Brauner, 28.08.2012

schrecke (*Leptophyes albovittata*, Abbildung 5). Die flugunfähige Art besiedelt in Brandenburg insbesondere Lebensräume entlang von Elbe und Oder und breitet sich vor allem durch passiven Transport der Eier über Pflanzen aus. Ihr Verschwinden im Jahr 2014 auf der Vordeichfläche G1 steht vermutlich im Zusammenhang mit den größeren Hochwasserereignissen in den Vorjahren. Die erstmals 1999 in Brandenburg nachgewiesene Gemeine Sichelschrecke (*Phaneroptera falcata*) wurde im Zuge ihrer Nordausbreitung im Jahr 2014 erstmals auch auf ÖUB-Flächen im BR-Elbe nachgewiesen (Abbildung 6).

Der Besiedlungserfolg von Regenwürmern im Grünland des Vordeichlandes wird stark von der Dynamik durch Hochwasserereignisse beeinflusst. So zeigten sich die Zönosen (insbesondere G1) im Herbst 2003 nach längerem Hochwasserereignis individuenarm, wohingegen eine längere Phase mit relativ ausgeglichenen Wasserhaushaltsbedingungen vor der Untersuchung im Herbst 2011 zu deutlich höheren Abundanzen und Biomassewerten führte. Dabei dominierte stellenweise die in Deutschland seltene und auf der Vorwarnliste geführte *Proctodrilus antipae* als charakteristische Art durchnässter und luftarmer Böden. Die Flächen im Deichhinterland wiesen in beiden bisherigen Zeitreihen relativ gleichmäßig hohe Regenwurmabundanzen und -biomassewerte auf.

Diskussion

In dynamischen Auenökosystemen ist es ungleich schwieriger Aussagen zu gerichteten Entwicklungen abzuleiten, als in weniger gestörten Systemen,

da die Hochwasserereignisse andere Entwicklungen zumindest in ihren Anfängen überdecken. Jedes Hochwasserereignis unterscheidet sich hinsichtlich seiner Intensität, Dauer und dem phänologischen Zeitraum und wirkt sich daher individuell aus. Die Auswirkungen auf den Boden und die Vegetation erfolgen abrupt. Die Untersuchungsintervalle folgen jedoch aus Gründen der Praktikabilität einem 3- oder 6-jährigen Turnus. Der direkte Einfluss eines vergangenen Hochwassers auf die Vegetation und die Fauna lässt sich so, je nach Abstand zum Ereignis, nur abschätzen. Bei der Fauna kommt der Aspekt der aktiven Mobilität hinzu. Insbesondere flugfähige Laufkäfer- und Heuschreckenarten können sehr schnell auf Veränderungen in ihrer Umwelt reagieren und bei ungünstigen Bedingungen verschwinden und bei Eignung die Flächen wieder oder neu besiedeln. Zugleich besitzen beide Artengruppen aber auch die Fähigkeit, Umwelteinflüsse über eine längere Zeit zu integrieren. So können sich z.B. die Auswirkungen von Störungen durch Hochwasserereignisse stark in den Dominanzen einzelner Arten oder im Fehlen von Arten mit bestimmten ökologischen Ansprüchen widerspiegeln und somit noch längere Zeit nach dem Ereignis in den Artengemeinschaften sichtbar sein.

Deutlich wird, dass auch das überflutungsgeprägte Deichvorland durch die langzeitige Extensivnutzung einem Aushagerungsprozess unterliegt, auch wenn der Nährstoffstatus nach wie vor hoch ist. Die Nutzungsformen beeinflussen die Pflanzenartenausstattung in gleicher Weise wie in anderen

Graslandökosystemen, jedoch erfolgt die Reaktion auf Nutzungsumstellungen anscheinend wesentlich schneller als in anderen Ökosystemen. Ursache könnte die Anpassung an die sich schnell ändernde Wasserdynamik sein.

Literatur

Briemle, G. (2002): Nutzwertzahlen für Gefäßpflanzen des Grünlandes. – Schriftenreihe für Vegetationskunde 38 vom Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn-Bad Godesberg

Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (2015): Gewässer und Auen – Nutzen für die Gesellschaft. Druckhaus Panzig, Greifswald, 58 S.

Klaus, V.H., Hölzel, N., Boch, S., Müller, J., Socher, S.A., Prati, D., Fischer, M. & Kleinebecker, T. (2013): Direct and indirect associations between plant species richness and productivity in grasslands: regional differences preclude simple generalization of productivity-biodiversity relationships. – *Preslia* 85. S. 97–112.

Luthardt, V., Brauner, O., Dreger, F., Friedrich, S., Garbe, H., Hirsch, A.-K., Kabus, T., Krüger, G., Mauersberger, H., Meisel, J., Schmidt, D. †, Täuscher, L., Vahrson, W.-G., Witt, B. & Zeidler, M. (2006): Methodenkatalog zum Monitoring-Programm der Ökosystemaren Umweltbeobachtung in den Biosphärenreservaten Brandenburgs, 4. akt. Ausgabe, Selbstverlag, FH-Eberswalde.

ÖÜB-Webseite: <http://lanuweb.fh-eberswalde.de/oeub/index.html>

Rennwald, E. (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. – Schriftenreihe für Vegetationskunde 35 vom Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn-Bad Godesberg, S. 1-800

Schmiedeknecht, A. (1995): Untersuchungen zur Auswirkung von Flächenstilllegungen auf die Vegetationsentwicklung von Acker- und Grünlandbrachen im Mitteldeutschen Trockengebiet. *Dissertationes Botanicae* Band 245, Gebrüder Bornträger Verlag, S. 175 + XVIII Anhang

UNESCO (Hrsg.) (1996): Biosphärenreservate. Die Sevilla-Strategie und die Internationalen Leitlinien für das Weltnetz. Bundesamt für Naturschutz, Bonn, S. 20-23.

UNESCO (Hrsg.) (2015): Man and the Biosphere (MAB) programme strategy for the period 2015 – 2025. General Conference 38th Session, Paris. <http://unesdoc.unesco.org/images/0023/002346/234624e.pdf>

17 Das Dynamische Grünlandmanagement im Nationalpark Unteres Odertal:

Ein Konzept zur Annäherung verschiedener Interessen

Nanett Nahs

Zusammenfassung

Das Dynamische Grünlandmanagement ist ein Konzept zur Annäherung von verschiedenen miteinander konkurrierenden Nutzungsinteressen. Der mit der zunehmenden Nutzungsaufgabe in den Wildnisgebieten verbundene Flächenverlust für die Landwirte auf der einen Seite und dem Habitatverlust einiger Arten auf der anderen Seite soll durch dieses Management kompensiert werden. Flächen mit unterschiedlichen Nutzungsterminen liegen nebeneinander und bilden ein Mosaik von verschiedenen Habitaten für eine Fülle von Arten und ermöglichen eher Zweitbruten (Mammen et al. 2005).

Aus anfänglichen Gegnern des Nationalparks wurden Partner, denn mit diesem Management erhalten die Landwirte Planungssicherheit, da ihnen ein festgeschriebener Flächenanteil zu den verschiedenen Terminen immer zugesichert wird. Die Landwirte haben sich mit diesem Management gut arrangiert.

Keywords: Grünlandmanagement, Wiesenbrüter, Nationalpark Unteres Odertal, Mahdtermine, Feuchtgrünland

Vorbemerkungen

Nationalparke sind nach § 24 BNatSchG definiert als Gebiete, die sich im überwiegenden Teil ihres Gebietes in einem vom Menschen nicht oder wenig beeinflussten Zustand befinden oder geeignet sind, sich in diesen Zustand zu entwickeln oder entwickelt zu werden, der einen möglichst ungestörten Ablauf der Naturvorgänge in ihrer Dynamik gewährleistet.

Der Nationalpark Unteres Odertal ist nicht nur der einzige Nationalpark Brandenburgs und der einzige Auennationalpark Deutschland, er unterscheidet sich hinsichtlich seiner Landnutzung von anderen Nationalparks. Als ausgewiesenes Natura 2000-Gebiet (SPA und FFH) unterliegt er speziellen Erhaltungsverpflichtungen für bestimmte Lebensräume und Arten. Zwischen dem Prozessschutz mit dem Leitsatz „Natur Natur sein lassen“ und den Natura 2000 Verpflichtungen hinsichtlich Arten- und Biotopschutz muss im Nationalpark Unteres Odertal ständig abgewogen werden.

Seit der Gründung des Nationalparks und dem Inkrafttreten des Nationalparkgesetzes 1995 wurde eine extensive Grünlandnutzung praktiziert. Seitdem ist es verboten, Grünland in Ackerland umzuwandeln, Meliorationsanlagen oder Entwäs-

serungsgräben neu anzulegen, Pflanzenschutzmittel anzuwenden, chemisch-synthetische Dünger, Gülle oder Klärschlämme aufzubringen. (§ 8 (2) Satz 1,2,3, und 4). Dafür erhalten die Landwirte einen finanziellen Ausgleich im Rahmen des Artikel 30 der EU-Richtlinie 1305/2013. Mit der Novellierung des Gesetzes 2006 wurde die Aufstellung eines Nationalparkplanes vorgeschrieben, welcher im Zeitraum von 2009 bis 2013 erarbeitet wurde und 2014 in Kraft gesetzt wurde. Ein Bestandteil des Planes ist das Dynamische Grünlandmanagement.

Eine Grundvoraussetzung für die Umsetzung des Dynamischen Grünlandmanagements war die Klärung der Eigentumsverhältnisse im Nationalpark im Rahmen des Unternehmensflurbereinigungsverfahrens, welches seit dem 19.12.2000 per Anordnungsbeschluss läuft und mit der vorläufigen Besitzeinweisung zum Juni 2013 neue Besitzverhältnisse zu Gunsten des Landes Brandenburg und des Trägers des Gewässerrandstreifenprojektes schaffte (siehe Abbildung 1). Dieses Verfahren betrifft eine Fläche von insgesamt 19.654 ha und 2.589 Beteiligte und wird voraussichtlich Ende 2017 zum Abschluss kommen. Die Landwirte wurden intensiv in den Gestaltungsprozess des Nationalparks einbezogen und wurden von anfänglichen

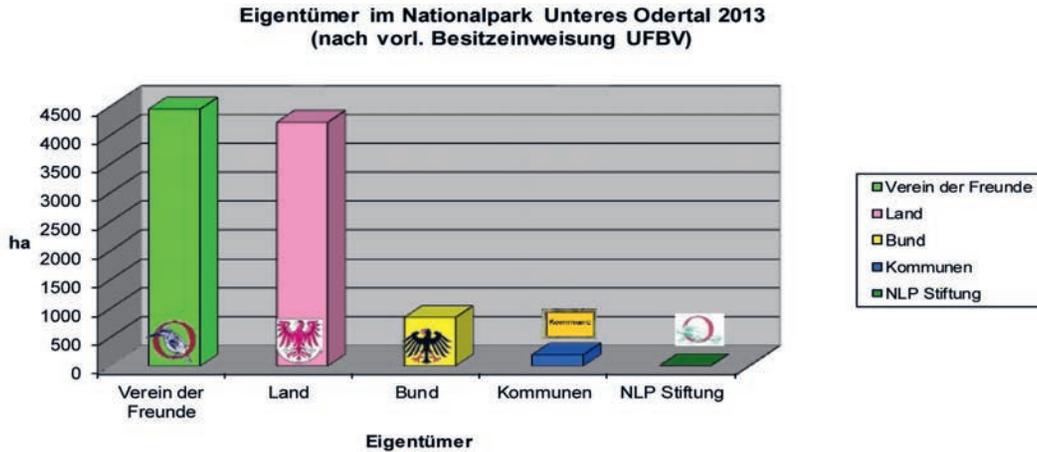


Abbildung 1: Balkendiagramm zum Flächenbesitz der Eigentümer im Nationalpark Unteres Odertal (Quelle: Nationalparkverwaltung).

Gegnern zu Partner des Nationalparks. Ziel dieses Verfahrens ist die Flächenbereitstellung für den Nationalpark Unteres Odertal insbesondere für die Aufbringung von Flächen für die Wildnisgebiete. Nach Abschluss des Verfahrens wird auf ca. 2.200 ha Fläche die landwirtschaftliche Nutzung eingestellt sein.

Dieser Verlust landwirtschaftlicher Nutzfläche wurde seit Gründung des Nationalparks intensiv begleitet. Mit Hilfe von Pachtentzugszahlungen wurde in den Neunziger Jahren die Umstrukturierung der Landwirtschaftsbetriebe unterstützt, das LELF (Landesamt für Ländliche Entwicklung, Landwirtschaft und Flurneuordnung) erarbeitete ein Konzept zur notwendigen Flächenausstattung der Betriebe, damit kein landwirtschaftliches Unternehmen durch die Nutzungseinstellung in den Wildnisgebieten in seiner Existenz bedroht wird.

Die Nutzungseinstellung auf insgesamt 50,1 % der Nationalparkfläche hat auch Einfluss auf die Be-

standesentwicklung einiger, auf wirtschaftliche Nutzung angewiesene und gefährdete Wiesenvogelarten, was man am Beispiel des Wachtelkönigs schon heute für den Polder 10 beobachten kann. Andere Vogelarten können wiederum von einer Nutzungseinstellung profitieren. Speziell für den Wachtelkönig als Charakterart des Nationalparks ist ein Grünlandmanagement zu entwickeln, welches ermöglicht, seine Jungen erfolgreich aufzuziehen sowie durch die Schaffung weiterer geeigneter Lebensräume, wie im Polder 5/6 bereits realisiert, ihm geeignete Brutplätze zu bieten (siehe Abbildung 2).

Bedeutung der Landwirtschaft im Nationalpark Unteres Odertal

Die Einrichtung des Poldersystems Anfang des 20. Jahrhunderts diente neben dem Hochwasserschutz der Sicherung der landwirtschaftlichen Produktion im Unteren Odertal. Die Flächenanteile der Biotoptypen weisen für das Grünland 5.725,36 ha (55 %) aus. Von 23 im Nationalpark vorkommenden Lebensraumtypen ist für den Erhalt von 6 Lebensraumtypen ein kontinuierliches Management erforderlich (siehe Abbildung 3). Von den ca. 141 brütenden Vogelarten im Unteren Odertal sind es Vogelarten wie Seggenrohrsänger, Wachtelkönig, Rotschenkel, Brachvogel, Bekassine, die auf eine angepasste landwirtschaftliche Nutzung angewiesen sind (Nationalparkverwaltung Unteres Odertal 2014).

Nach dem Nationalparkgesetz gehören der Schutz, die Pflege und der Erhalt der Wiesen zum Schutzzweck des Nationalparks. Weiterhin sind durch ge-

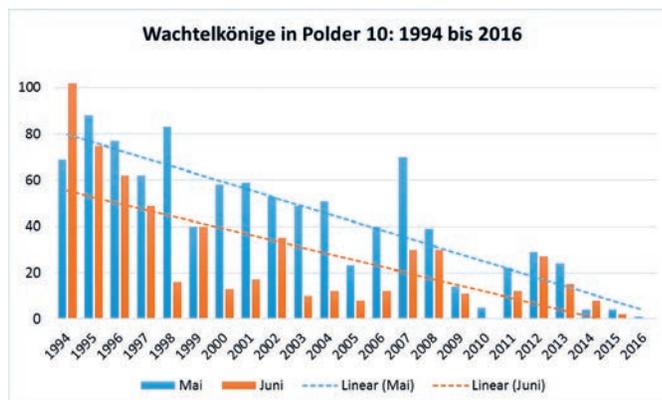


Abbildung 2: Wachtelkönigentwicklung im Polder 10.

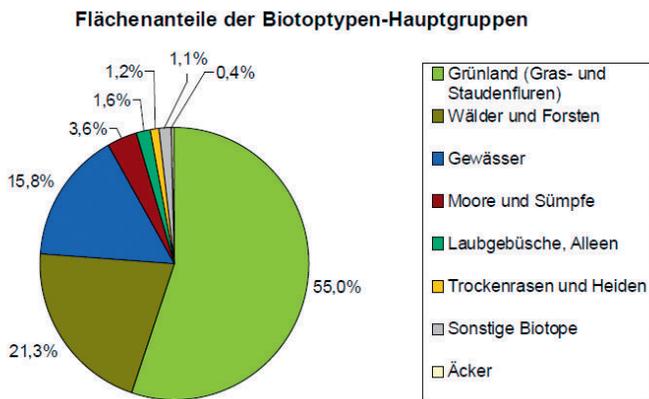


Abbildung 3: Flächenanteile der Biotoptypen (Quelle: Nationalparkverwaltung 2014).

eignete Maßnahmen bestimmte Nutzungsformen und die daran gebundenen Lebensraumtypen und Habitate von Arten zu erhalten und zu entwickeln.

Mit der Gründung des Nationalparks 1995 wurden ca. 5.000 ha Grünland von 45 Betrieben landwirtschaftlich genutzt. Nach der vorläufigen Besitzeinweisung im o.g. Unternehmensflurbereinigungsverfahren waren es 2015 noch ca. 4.500 ha Grünland und 30 Betriebe. Von diesem Grünland werden 2.700 Mutterkühe und 3.800 Schafe ernährt. Die Milchviehhaltung ist aufgrund schlechter ökonomischer Rahmenbedingungen im Gebiet des Nationalparks rückläufig. 2015 wurden in zwei Betrieben noch ca. 650 Milchkühe gehalten, deren Futtergrundlage jedoch hauptsächlich auf dem Ackerland produziert wurde. Nach Abschluss des Unternehmensflurbereinigungsverfahrens verbleiben noch 3.200 ha landwirtschaftliche Nutzfläche.

Der Strukturwandel in der Landwirtschaft im Nationalparkgebiet ist zum großen Teil auf die politischen Rahmenbedingungen und teilweise den nationalparkbedingten Flächenverlust und den naturschutzfachlichen Auflagen im Nationalpark (wie die Spätnutzung auf großen Flächenanteilen) zurück zu führen.

Entwicklung des Dynamischen Grünlandmanagement

Der Zeitpunkt der Erstnutzung von Grünlandflächen und die Wahl weiterer Schnittzeitpunkte waren bisher nicht geregelt und konnten bis 2014 nur über das Kulturlandschaftsprogramm im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik der Europäischen Union mit dem Förderprogramm „Späte und ein-

geschränkte Grünlandnutzung“ gesteuert werden, dabei wurde jeweils ein fester Nutzungstermin für die gesamte Förderperiode (bis zu 7 Jahren) festgelegt. Dieses System war starr und unflexibel und brachte dem Wiesenbrüterschutz im Nationalpark nicht die erhofften Bruterfolge. Deshalb reifte in der Nationalparkverwaltung der Gedanke, das Nutzungssystem flexibel zu gestalten, d.h. wechselnde Nutzungstermine von Jahr zu Jahr abhängig von den vorkommenden Wiesenbrütern vorzugeben.

Im Rahmen der Erstellung des Nationalparkplanes (2009-2013) wurde als Zielvorgabe die Annäherung der konkurrierenden Interessen vorgegeben. Die sich teilweise widersprechenden Anforderungen des Artenschutzes (speziell Wiesenbrüterschutz), des Lebensraumschutzes und darüber hinaus die Nutzungsanforderungen der Landwirtschaft sollten Berücksichtigung finden. Es sollte ein flexibles Nutzungsmanagement ohne Festlegung starrer flächenbezogener Nutzungsvorgaben in einer Spanne der Erstnutzung vom 01.06. bis 15.08. mit der Orientierung am tatsächlichen Vorkommen der zu schützenden Arten entwickelt werden.

Es wurden die Wachtelkönigvorkommen von 2006 bis 2010 (insgesamt 680 Fundpunkte), die Vorkommen des Seggenrohrsängers, weitere Wiesenbrütervorkommen, die Verteilung der Stromtalwiesen und die Ergebnisse einer wasserwirtschaftlichen Machbarkeitsstudie (Wasserverhältnisse zu unterschiedlichen Zeitpunkten) herangezogen und ausgewertet. Das Ergebnis war die Darstellung von zwei Teilräumen mit unterschiedlichen Maßnahmen (siehe Abbildung 4).

Die Teilräume werden als „Dynamisches Grünlandmanagement mit hohem Spätnutzungsanteil“ und „Dynamisches Grünlandmanagement“ bezeichnet und unterscheiden sich hinsichtlich der Flächenanteile zu den vorgegebenen verschiedenen Nutzungszeitpunkten (siehe Tabelle 1). Die gesamte Flächenkulisse umfasst die Grünlandflächen in den Nass- und Trockenpoldern in der Schutzzone II und damit eine Fläche von 2.818 ha.

Das Dynamische Grünlandmanagement gibt einen prozentualen Anteil von Flächen zu den verschiedenen Nutzungszeitpunkten vor und wird jedes Jahr anhand der aktuell vorkommenden Wiesenbrütervorkommen den entsprechenden Flächen zugewiesen. Das setzt voraus, dass jedes Jahr die Erfassung der zu schützenden Arten rechtzeitig erfolgt.

Im Nationalpark werden die Wachtelkönig- und Seggenrohrsängerbestände mit Hilfe von Synchronzählungen erfasst. Mit der Ankunft der Wachtelkönige werden einzelne Männchen beringt und dadurch ihre exakten Standorte erfasst. Die Erfassung weiterer Wiesenbrüter (z.B. Bekassine, Rotschenkel, Brachvogel, Tüpfelralle) erfolgt über Werkverträge und beginnt bereits im April eines jeden Jahres.

Den Landwirten garantiert dieses Management einen festgelegten Flächenumfang zu den verschiedenen Nutzungsterminen.

Umsetzung des Dynamischen Grünlandmanagements

Bereits im März wird eine Inforunde gemeinsam mit den Ornithologen des Gebietes durchgeführt, wo die Erfahrungen des Vorjahres, Probleme und Flächen mit Habitatverschlechterungen besprochen werden. Die Synchronzählungen und die Übergabe der erfassten Daten werden bereits terminlich festgelegt.

Ende Mai wird anhand aller eingegangenen Daten die Nutzungsterminfestlegung für eine Erstnutzung 01.06. und 15.06. vorgenommen. Bei der Auswahl der Flächen für frühe Nutzung wird die Nutzung des Vorjahres, die Entwicklung der Brennoldenbestände, die Habitateignung und landwirtschaftliche Aspekte (Weidelogistik) berücksichtigt. Als Flächen kommen nur Bereiche in

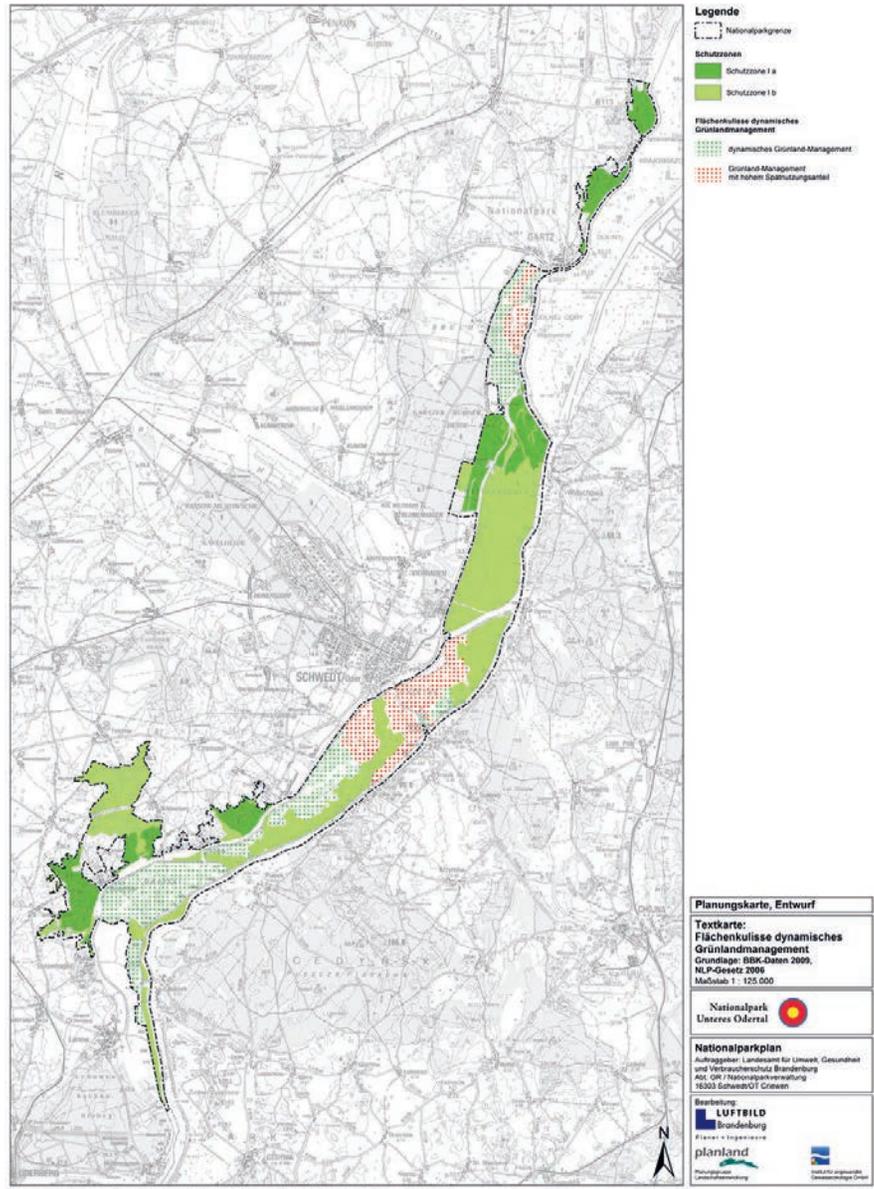


Abbildung 4: Karte mit den verschiedenen Teilräumen des Dynamischen Grünlandmanagements. (Quelle: Nationalparkverwaltung, 2014).

Frage, die keine Wachtelkönige bzw. andere auf Spätnutzung angewiesene Vogelarten aufweisen.

Im Anschluss daran werden alle Landwirte zeitnah mit Karten über die freigegebenen Flächen informiert. Die Nutzungspläne für alle Schläge im Nationalpark werden aktualisiert und bis zum 31.05. der Unteren Landwirtschaftsbehörde übermittelt.

Bis Mitte Juni erfolgen weitere ornithologische Erfassungen und Beringungen der Wachtelkönige, die das Bild der tatsächlichen Vorkommen realistischer darstellen. Die Synchronzählungen allein unterschätzen den Wachtelkönigbestand um mindestens 25 % (Helmecke 2016).

Tabelle 1: Flächenanteile zu den verschiedenen Nutzungszeitpunkten (Quelle: Nationalparkverwaltung, 2014).

Nutzungskategorie	Nutzungszeitpunkt										
	Fläche	nach dem 15.08.		nach dem 15.07.		nach dem 01.07.		nach dem 15.06.		nach dem 01.06.	
Dynamisches Grünlandmanagement mit hohem Spätnutzungsanteil	1.047 ha	50%	524 ha	10%	105 ha	20%	209 ha	20%	209 ha	-	-
Dynamisches Grünlandmanagement	1.771 ha	20%	355 ha	-	-	40%	708 ha	20%	354 ha	20%	354 ha
Summe	2.818 ha	31,10%	878 ha	3,70%	105 ha	32,60%	918 ha	20%	563 ha	12,60%	354 ha

Bis Ende Juni erfolgt die Festlegung der Termine nach dem 01.07., dabei handelt es sich um Flächen, die nicht mit Wachtelkönig besetzt sind. Mit der Terminfestlegung zum 15.07. werden Flächen versehen, auf denen bei der Maierfassung noch rufende Männchen registriert wurden, jedoch bei der Junierfassung keine Rufaktivitäten festgestellt werden konnten. Hier kann eine Nutzung erfolgen, jedoch bei einer Mähnutzung nur als speziell wachtelkönigfreundliche Mahd mit Schutzstreifen (siehe Abbildung 5), um eventuell noch flugunfähige Jungvögel schützen zu können. Die Mahdbegleitung durch einen Ornithologen unterstützt die Landwirte bei der Festlegung der Schutzstreifen und weglaufende Jungvögel als direkter Brutnachweis können registriert werden.

Flächen mit rufenden Wachtelkönigen (Seggenrohrsängern) im Juni werden zum Schutz potentieller Jungvögel erst nach dem 15.08. für eine Nutzung freigegeben. Die Landwirte erhalten zeit-



Abbildung 5: Ein Schutzstreifen im Nationalpark Unteres Odertal, der dem Schutz flugunfähiger Jungvögel des Wachtelkönigs dient. Foto: Nanett Nahs

nah Karten mit allen Nutzungsterminen. Danach erfolgt die Erstellung der Verträge zum Vertragsnaturschutz, d.h. alle Flächen mit Nutzungstermin nach dem 15.07. und den daraus entstehenden Ertragseinbussen bzw. Erschwernissen werden entschädigt. Die Verträge beinhalten neben dem festgelegten Nutzungstermin noch weitere naturschutzfachliche Auflagen hinsichtlich des Wiesenbrüterschutzes (wachtelkönigfreundliche Mahd).

Zu allen vorgegebenen Nutzungsterminen wird durch die Naturwacht eine Nutzungskartierung durchgeführt. Abweichende Termine werden sofort festgestellt und bei KULAP-Verpflichtungen werden entsprechende subventionsrelevante Tatbestände der Unteren Landwirtschaftsbehörde mitgeteilt.

Erfahrungen 2015 und 2016

2015 startete die neue Agrar-Förderperiode mit neuen Programmen und im Jahr zuvor wurden alle Flächen im Nationalpark durch die vorläufige Besitzeinweisung neu verteilt und verpachtet. Dies führte zu Unsicherheiten bei der Beantragung durch die Landwirte. Die Nationalparkverwaltung reagierte daraufhin und gab den Landwirten bereits im Herbst 2014 schlaggenaue Empfehlungen für den Agrar Antrag unter Berücksichtigung der naturschutzfachlichen Vorgaben des Nationalparkplanes. Im Ergebnis haben bis auf zwei Landwirte alle anderen Landwirte das empfohlene Förderprogramm zum Ausgleich für Nutzungstermine in Natura 2000 Gebieten gewählt. Insgesamt wurden ca. 2.700 ha in dieses Förderprogramm aufgenommen und 500 ha zusätzlich über Vertragsnaturschutz vergütet.

Betrieben im Lunower-Stolper-Trockenpolder mit einer geringen Grünlandausstattung außerhalb des Nationalparks, wurde die Möglichkeit eingeräumt, Frühweideflächen zu nutzen.

Tabelle 2: Vergleich Nutzungstermine 2015/2016 mit den Vorgaben aus dem Nationalparkplan (Quelle: Nationalparkverwaltung)

	Frühweide		01.06.		15.06.		01.07.		15.07.		15.08.		gesamt
	In ha	In %	In ha	In %	In ha	In %	In ha	In %	In ha	In %	In ha	In %	In ha
NLP-Plan			354,2	12,6	563,6	20	917,8	32,6	104,7	3,7	877,7	31,1	2.880,00
2015	187,4	5,1	511,8	14	512,1	14	1.953,80	53,6	262,2	7,2	512,9	14,1	3.647,40
2016	224,6	5,6	588	14,7	690,8	17,3	1.770,40	44,3	292	7,3	530,8	13,3	4.000,80

Im Vergleich zu den Vorgaben des Nationalparkplans hinsichtlich des Nutzungstermin 15.08. ergaben sich Abweichungen, die dem geringen Wachtelkönigbestand der vergangenen zwei Jahre geschuldet war. Zeitgleich verzeichneten wir im Nationalpark eine extreme Trockenheit mit fehlender Winterflutung, die als mögliche Ursache in Betracht zu ziehen ist. Die Wachtelkönige setzten mit ihrer Rufaktivität erst spät im Frühjahr ein und Wiederfunde bei der Beringung zeugten von regen Umsiedlungsaktivitäten. Mit dem Dynamischen Grünlandmanagement konnten alle bekannten Rufplätze geschützt werden.

Da der Nationalparkplan nur behördenverbindlich ist, besteht die Planungssicherheit für die Landwirte nur auf den Landes- und Kommunalflächen. Für die Flächen des Trägervereines des Gewässerstrandstreifenprojektes werden vom Träger teilweise abweichende Termine festgelegt, die dazu führten, dass viele Flächen erst nach dem 01.07. zur Nutzung freigegeben werden.

Die praktische Umsetzung des Dynamisches Grünlandmanagement stößt an seine Grenzen bei Betrieben, die nur Flächen im Teilbereich Dynamisches Grünlandmanagement mit hohem Spätnutzungsanteil besitzen (50 % der Flächen mit Erstnutzung nach dem 15.08.). Betriebe mit einer geringen Flächenausstattung oder zerstreuten Lage der Flächen sind schwierig zu managen.

Eine sinnvolle Verwertungsmöglichkeit für Mahdgut mit einem Erstnutzungstermin nach dem 15.08. fehlt vor allem bei Milchviehbetrieben. Die zur Frühnutzung nach dem 01.06. freigegebenen Flächen dienen in erster Linie dem Erhalt der Brenndoldenwiesen. Führen innerbetriebliche Umstände oder der Witterungsverlauf zu einer späteren Nutzung durch die Betriebe, gelingt es der Brenndolde und weiteren Stromtalpflanzen nicht, bis zur Samenreife zu gelangen.

Einige Flächen mit Nutzungstermin nach dem 15.08. werden aufgrund fehlender Verwertungsmöglichkeiten nur unzureichend beweidet, um der geforderten Mindestnutzung für die Agrarförderung zu genügen. Diese Flächen sind im Folgejahr für den Wiesenbrüter als Habitat wertlos, weil Reste des vorjährigen Aufwuchs als Filz auf den Flächen verbleibt, bzw. aufgrund des hohen Ertragspotentials der Rotteprozess nicht ausreicht, um die verbleibende Biomasse abzubauen.

Literatur

Nationalparkverwaltung Unteres Odertal (Hrsg.) (2014): Nationalparkplan gemäß § 7 Abs. 2 Nationalparkgesetz Unteres Odertal in der Fassung der Bekanntmachung vom 19.08.2014, Band 2 und 3. Online verfügbar unter <http://www.nationalpark-unteres-odertal.eu/index.php/nationalparkplan/>, zuletzt aufgerufen am 19.11.2016

Dohle, W.; Kraatz, U. (2009): Vogelbeobachtungen im Polder „Friedrichsthal“ zur Brutzeit 2008

Helmecke, A. (2016): Endbericht Erfassung und Aufbereitung ausgewählter Zielarten als Entscheidungsgrundlage für die Festlegung der Nutzungstermine im Rahmen des Dynamischen Grünlandmanagements.

Mammen, U., Bahner, T., Bellebaum, Eickhorst, W., Fischer, S., Geiersberger, I., Helmecke, A., Hoffmann, J., Kempf, G., Kühnast, O., Pfützke, S., Schoppenhorst, A. (2005): Grundlagen und Maßnahmen für die Erhaltung des Wachtelkönigs und anderer Wiesenvögel in Feuchtgrünlandgebieten, BfN-Skripten 141

18 Master Plan Ems 2050: Ein anspruchsvolles Maßnahmenpaket zur ökologischen Sanierung des Emsästuars

Peter Pauschert

Zusammenfassung

Die Unterems zwischen Herbrum und Emden sowie die daran anschließende Außenems bilden das Emsästuar und sind in weiten Teilen als FFH- und Vogelschutzgebiete gemeldet. Zahlreiche historische und aktuelle Eingriffe in Hydro- und Morphologie von Fluss und Überschwemmungsbereichen führen zu fortschreitend schlechten Erhaltungszuständen wertgebender Arten und Lebensraumtypen. Insbesondere der enorm gestiegene Schwebstofftransport in die Unterems hat große ökologische Probleme zur Folge. Der „Masterplan Ems 2050“, ein Vertrag, auf den sich im Frühjahr 2015 Bund, Land, Landkreise, Naturschutzverbände und Meyer Werft verständigten, regelt die Umsetzung konkreter Verbesserungsmaßnahmen, mit denen inzwischen bereits begonnen wurde.

Keywords: Ems, Ästuar, Masterplan Ems, Vertragsverletzungsverfahren

Das Emsästuar

Das Emsästuar als typische Mündungsform eines von Gezeiten und wechselndem Salzeinfluss geprägten Flussunterlaufes umfasst die Unterems zwischen Herbrum und Emden sowie die Außenems ab dem Dollart (Abbildung 1). Nahezu das gesamte Ästuar bildet eine weiträumige Gebietskulisse des Europäischen Netzes „Natura 2000“. Flusslauf, Vorländer zwischen den Deichen sowie angrenzende Binnenflächen sind sowohl als Vogelschutz- als auch als FFH-Gebiete gemeldet. Tabelle 1 zeigt die wertgebenden Lebensraumtypen und Arten für die FFH-Gebiete im Emsästuar.

Wertgebend für die großräumigen Vogelschutzgebiete an Unter- und Außenems sind eine Vielzahl von Brut- und Gastvögeln. Für die Brutvögel beispielhaft genannt seien hier Säbelschnäbler (*Recurvirostra avosetta*) aus der Gruppe der Küstenvögel, Weißstern-Blaukehlchen (*Luscinia svecica cyaneacula*, Abbildung 2) und Schilfrohrsänger (*Acrocephalus schoenobaenus*) als Röhrichtbrüter oder Wiesenvögel wie Wachtelkönig (*Crex crex*) und Uferschnepfe (*Limosa limosa*). Hinzu treten zahlreiche Gastvogelarten wie Nordische Gänse und weitere Limikolenarten. Die vollständige Aufzählung aller wertgebenden Vogelarten findet sich in BfN (2016).

Die Verfahren zur Ausweisung von Unter- und Außenems als Naturschutzgebiete gem. § 23

BNatSchG mit entsprechender Festlegung der Erhaltungsziele aus Vogelschutz- und FFH-Richtlinie sind inzwischen weitgehend abgeschlossen.

Aktueller ökologischer Zustand und seine Ursachen

Wie andernorts auch wurden die Hydro- und Morphodynamik des Emsästuars durch Eindeichungen, Uferbefestigungen, Laufverkürzungen und Bauwerke wie Buhnen und Leitdämme überprägt (Abbildung 3). Erhebliche Veränderungen der Kennwerte von Tide- und Morphodynamik resultierten auch aus weiträumigen Verlusten charakteristischer Sedimentationsbereiche. Durch Eindeichungen entlang Flusslauf und Küste, Landgewinnungsmaßnahmen an Meeresbuchten wie Dollart, Leybucht oder auch der Zuidersee in den Niederlanden (heutiges Ijsselmeer) verschwanden natürliche Absetzbecken. Zusammen mit den geschilderten Eingriffen bewirkten kontinuierliche Anpassungen der Sohlentiefe an die Erfordernisse der Binnen- und Seeschifffahrt schließlich einen tiefgreifenden Wechsel der natürlichen Gezeitenprozesse. Eine ausgeprägte „Tide-Asymmetrie“ durch eine verkürzte Flutphase mit hoher Fließgeschwindigkeit und einer langandauernden Ebbphase mit geringer Strömung führte zum Phänomen des „Tidal-Pumping“: Einem weit flussaufwärts gerichteten Sedimenttransport (Abbildung 4). Der Schwebstoffgehalt betrug bei Leer in den 1950er Jahren etwa 50, in den 1980ern ca. 140

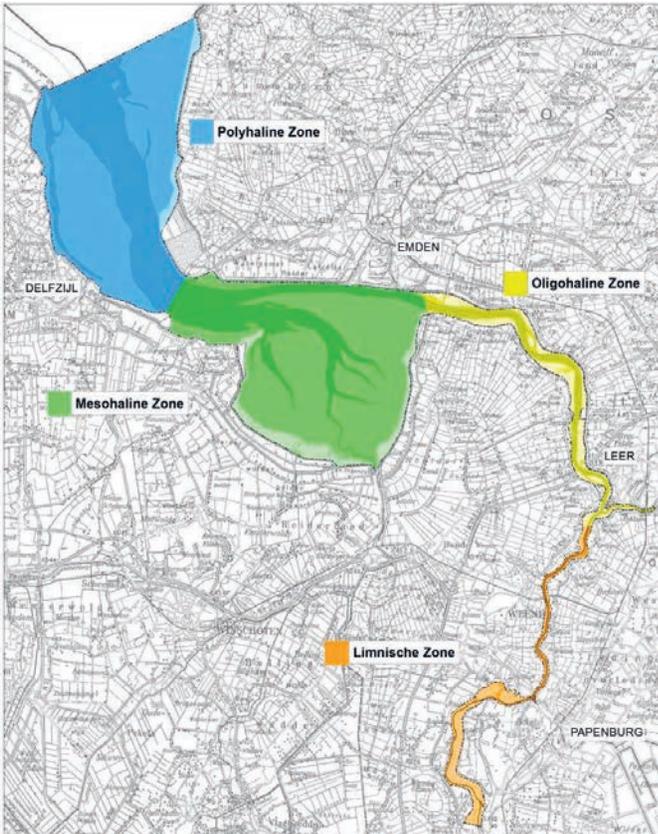


Abbildung 1: Das Emsästuar. Dargestellt sind nach Salzgehalt differenzierte Zonen der Außen- (Polyhaline und Mesohaline Zone) sowie der Unterems (Oligohaline und limnische Zone). Die Farbschattierungen von dunkel nach hell markieren die sub-, eu- und supralitoral Bereiche (NLWKN 2016).

mg l⁻¹. Heute werden oberhalb von Leer Mittelwerte von > 5.000 mg l⁻¹ gemessen (Engels 2016). Bilder aus der Vogelperspektive veranschaulichen die damit verbundene Trübung (Abbildung 5). In der unteren Wassersäule nahe der Sohle sind sogar Werte von 10 bis zu mehreren 100 g l⁻¹ feststellbar,



Abbildung 2: Das weißsternige Blaukehlchen (*Luscinia svecica cyaneocula*), ein charakteristischer Brutvogel der Röhrichtbestände an der Ems, hier ein weniger auffällig gefärbtes Weibchen. Foto: Gerd Kaja

höchste Konzentrationen werden auch als „fluid mud“ bezeichnet. Die Trübung sowie der Sauerstoff zehrende Abbau organischer Schwebstoff-Bestandteile führen heute vor allem im Sommer zu ausgedehnten Phasen mit kritischem bis nahezu fehlendem Sauerstoffgehalt. Die Verschlechterung der ökologischen Verhältnisse findet ihren Wiederhall in den heutigen Erhaltungszuständen der wertgebenden Lebensräume und Arten der Natura 2000-Gebiete. Diese sind überwiegend als schlecht, zum Teil auch sehr schlecht einzustufen.

Der Masterplan Ems 2050

Die negative ökologische Entwicklung an Unter- und Außenems steht nicht im Einklang mit den Bestimmungen der Europäischen Wasserrahmen-, FFH- und Vogelschutzrichtlinie und wird folgerichtig von der EU-Kommission bemängelt. Diese verlangt eine schnelle Umsetzung der seit Jahren vorliegenden Richtlinien und droht bei Nichterfüllung mit einem Vertragsverletzungsverfahren.

Der Masterplan Ems 2050 ist ein Vertrag auf Basis des Integrierten Bewirtschaftungsplans Emsästuar, der als gutachterliche Grundlage in Teilen zeitgleich entwickelt wurde (NLWKN 2016). Der Vertrag wurde von der Bundesrepublik Deutschland, dem Land Niedersachsen, den Landkrei-

sen Emsland und Leer sowie der Stadt Emden, von den Umwelt- und Naturschutzverbänden NABU, WWF, BUND und schließlich von der Meyer Werft im Frühjahr 2015 unterzeichnet (NDS MU 2015).

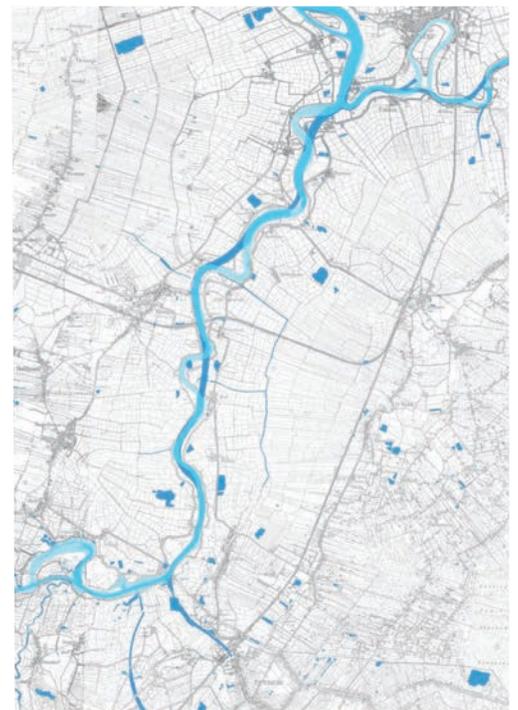


Abbildung 3: Laufverkürzungen durch Abtrennung von Flussschlingen an der Unterems zwischen Papenburg und Leer.

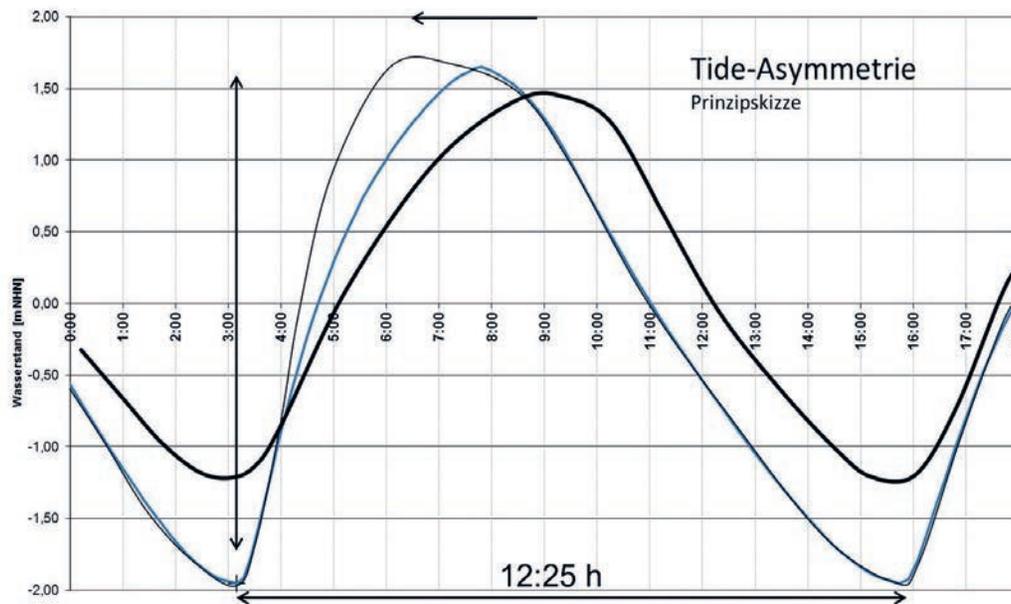


Abbildung 4: Prinzipskizze „Tide-Asymmetrie“ (verändert nach Engels 2016). Linie schwarz, dick: naturnaher Tideverlauf vor den 1990er Jahren mit annähernd symmetrischen, also etwa gleich langen Flut- und Ebbphasen; dünne Linien: sukzessive Vergrößerung von Tidenhub (höhere Hoch- und tiefere Niedrigwässer) und zunehmende Flutstromdominanz (schneller Flutstrom mit hoher Schleppkraft gegenüber langsamer, lang anhaltender Ebbphase) bis zum heutigen Zustand (dünne schwarze Linie).

Der Masterplan Ems 2050 wird als die letzte von der Kommission akzeptierte Möglichkeit gesehen, ein Vertragsverletzungsverfahren abzuwenden. Er zielt darauf ab, die als gleichwertig anerkannten ökologischen und ökonomischen Interessen in Einklang zu bringen. Dazu gehören:

- die Verbesserung des Gewässerzustandes in der Tideems,
- die Schaffung bzw. Aufwertung der ästuartypischen Lebensräume,



Abbildung 5: Emder Hafen; gut zu sehen ist die starke Trübung im Außen- im Vergleich zum Innenhafen (oben rechts). Foto: NLWKN

- der Schutz der Vögel und ihrer Lebensräume und
- die Erhaltung einer leistungsfähigen Bundeswasserstraße Ems, und damit unter anderem auch eine Planungssicherheit für die Meyer-Werft.

Abbildung 7 zeigt die Verortung aller Maßnahmen und Konzepte, die der Vertrag zum Masterplan Ems aufführt, und die nach Zeitplan bis zum Jahr 2050 umgesetzt werden sollen. Kern des Masterplans sind Wege zur Lösung des Schlickproblems. Hier sollen drei unterschiedliche Maßnahmenvor-



Abbildung 6: Emssperrwerk bei Gandersum (dient dem Schutz vor Sturmfluten und der Schiffsüberführung). Zukünftig sollen hier unterschiedliche Einbauten oder Steuerungsmaßnahmen zur Schwebstoffreduktion untersucht und ggf. umgesetzt werden. Foto: NLWKN

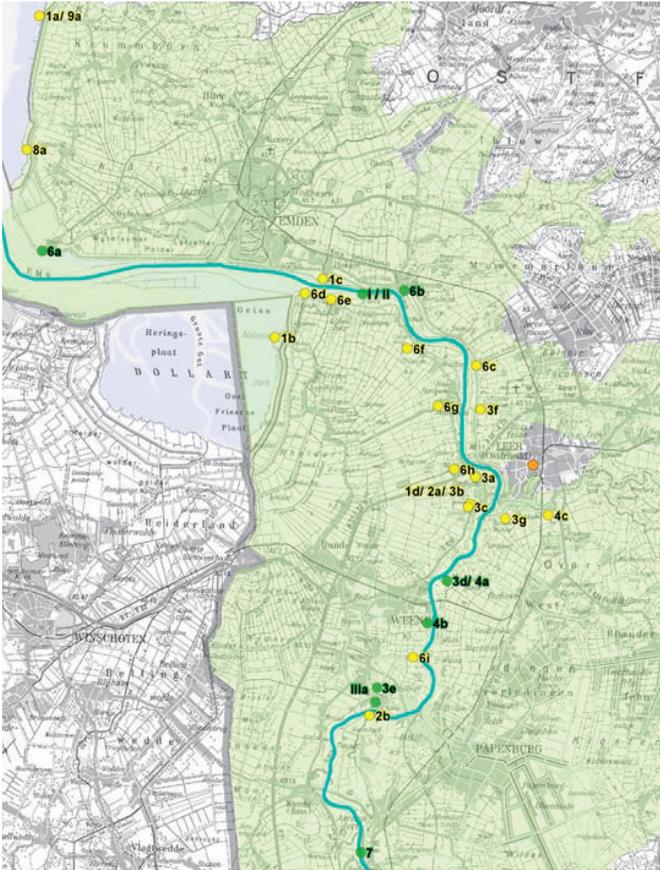


Abbildung 7: Räumliche Verortung der im Masterplan Ems 2050 beschlossenen Maßnahmen; grün punktiert: bereits begonnene Maßnahmen, grün hinterlegt: Suchraum für Flächenerwerb, Erläuterung siehe Text.

schläge zunächst über Machbarkeitsstudien untersucht werden. Zwei dieser Ansätze verfolgen eine Steuerung der Tidenströme mit Hilfe des Emssperrwerks oder die Installation einer flexiblen Sohlschwelle an gleicher Stelle. Durch diese wasserbaulichen Lösungsvorschläge sollen entweder der Flutstrom gebremst oder das abgesunkene Tideniedrigwasser wieder angehoben werden. Beide Lösungsvorschläge können nach ersten Modellrechnungen zu einer deutlichen Abnahme der Schwebstoffgehalte in der Unterems führen. Ende des Jahres 2016 werden entsprechende Machbarkeitsstudien vorgelegt.

Eine weitere, seitens der Naturschutzverbände favorisierte Lösung ist der Bau sogenannter Tidespeicherbecken. Durch Deichrückverlegungen oder angeschlossene Polder im Binnenland soll einströmendes Tide-Volumen zwischengespeichert werden, um in der anschließenden Ebbphase den Austrag von Feststoffen zu unterstützen. Ein positiver Nebeneffekt dieser Lösung liegt darin, dass

sich Teile der Tide-Speicherbecken zu ästuartypischen Lebensräumen entwickeln lassen.

Denn der Masterplan sieht auch die Schaffung ästuariner Lebensraumtypen im Umfang von insgesamt 500 ha bis zum Jahr 2050 vor. Im Bereich zweier ehemaliger Flusschlingen bei Coldemüntje und Stapelmoor sind Planungen bereits konkretisiert. So soll das Gebiet bei Coldemüntje, das nach einer Laufbegradigung in den 1930er Jahren vom Flusslauf abgetrennt wurde, wieder der Tidedynamik unterworfen werden. Da eine Deichrückverlegung hier aus mehreren Gründen ausgeschlossen werden musste, soll das Gebiet über ein regelbares Ein- und Auslassbauwerk gefüllt und entleert werden. Auf ca. 30 ha Fläche entsteht ein Prielsystem mit Brackwasserwatt, Tide-Röhrichten, Hochstaudenfluren und -Gebüsch, eine erste Machbarkeitsstudie liegt vor (Abbildung 8).

Weitere Maßnahmen des Masterplans Ems 2050 sind Projekte zur Verbesserung der Durchgängigkeit an den Nebengewässern der Ems. Insbesondere Barrieren wie Siele und Schöpfwerke sollen besser überwindbar für Fische und andere Organismen gestaltet werden. Auch hier liegen erste

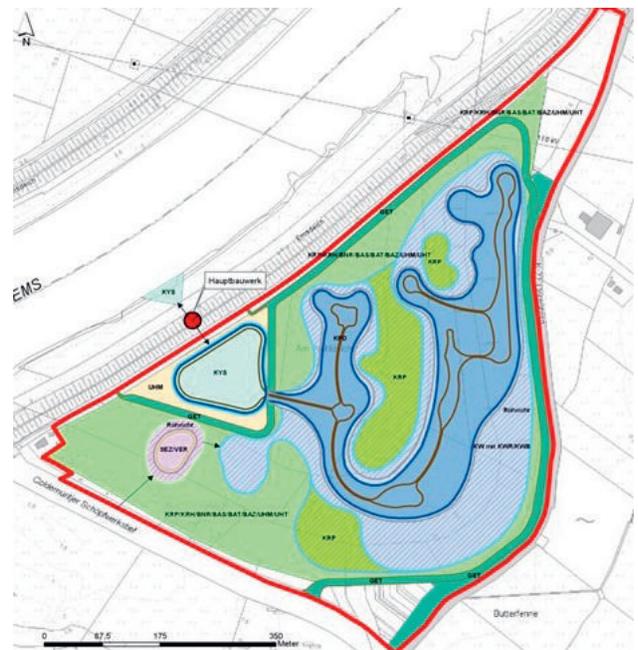


Abbildung 8: Auszug aus der Machbarkeitsstudie zum Tidedepolder Coldemüntje (Schaffung ästuariner Lebensraumtypen); mittels eines Einlassbauwerks im Deich wird die ehemalige Flusschleife wieder der Tide-Dynamik unterworfen; blau: Flächen mit regelmäßigem Tideeinfluss (Sub- und Eulitoral), grün: höher liegende Bereiche und neue Verwaltung.

	Außenems poly-mesohalin	Unterems oligohalin	limnisch
wertgebende Lebensraumtypen	1130 „Ästuarien“ 1140 „Vegetationsfreies Watt“ 1330 „Atlantische Salzwiesen“	91E0 „Auenwälder mit Erle, Esche, Weide“ 6430 „Feuchte Hochstaudenfluren“	3150 „Natürliche eutrophe Seen“ 6510 „Magere Flachlandmähwiesen“ 91F0 „Hartholzauenwälder“
wertgebende Arten	Seehund (<i>Phoca vitulina</i>) Finte (<i>Alosa fallax</i>) Meerneunauge (<i>Petromyzon marinus</i>) Flussneunauge (<i>Lampetra fluviatilis</i>)	Teichfledermaus (<i>Myotis dasycneme</i>)	Biber (<i>Castor fiber</i>) Fischotter (<i>Lutra lutra</i>) Schlampeitzger (<i>Misgurnus fossilis</i>)

Tabelle 1: Wertgebende Lebensraumtypen und Arten in den FFH-Gebieten 2507-301 Hund und Paapsand, 2507-331 Unterems und Außenems sowie 2507-331 „Unterems und Außenems“ sowie 2809-331 „Ems“.

Planungen zur Entscheidung vor. Schließlich beinhaltet der Vertrag zum Masterplan Ems auch Prüfungen zum Rückbau von Uferbefestigungen und zur Öffnung von Sommerdeichen.

Durch den Bau von Tidepoldern bzw. die Schaffung und Revitalisierung ästuartypischer Lebensräume entstehen neue, von Auwäldern, Röhrichtern und Flusswatten geprägte Bereiche. Da dies im Einzelfall mit den wichtigen Zielen des Wiesenvogelschutzes kollidieren kann, sind im Rahmen des Masterplans bis zum Jahr 2050 zusätzlich 250 ha Fläche für den Wiesenvogelschutz bereitzustellen. Erste geeignete Flächen wurden bereits erworben.

Die erste, unmittelbar nach Unterzeichnung im Jahr 2015 umgesetzte Maßnahme des Masterplan Ems ist die Einrichtung einer neuen Naturschutzstation Ems. Neben Maßnahmen zur Feldforschung im Bereich des Emsästuars obliegt den Mitarbeitern der Station eine aktive Öffentlichkeitsarbeit vor Ort.

Literatur

BIOCONSULT Schuchardt & Scholle GbR (2011): Entwicklung von Naturschutzzielen und Maßnahmenkonzepten im Rahmen des Projektes „Perspektive Lebendige Unterems“. Zwischenbericht Juni 2011. http://www.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/Publikationen-PDF/Perspektive_Lebendige_Unterems_BIOCONSULT_1_ZB_2011-08-23.pdf (abgerufen am 24.10.2016).

BfN – Bundesamt für Naturschutz (2016): Steckbriefe der Natura 2000 Gebiete. 2507-301 „Hund und Paapsand“, 2609-401 „Emsmarsch von Leer bis Emden“, 2909-401 „Emstal von Lathen bis Papenburg“. http://www.bfn.de/0316_steckbriefe.html (abgerufen am 21.10.2016).

ENGELS, A. (2016): Veränderungen der Gewässergüte in der Unterems – Masterplan Ems 2050. In: Marschenrat zur Förderung der Forschung im Küstengebiet der Nordsee. Nachrichten 53/2016. Wilhelmshaven, 62-83.

NDS MU (2015): Vertrag und Anlagen zum Masterplan Ems 2050. Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz. <http://www.umwelt.niedersachsen.de/aktuelles/pressemitteilungen/abschluss-der-verhandlungen-zum-masterplan-ems-130886.html> (abgerufen am 24.10.2016).

NLWKN (Hrsg. - Entwurf Juli 2016): IBP Ems – Integrierter Bewirtschaftungsplan Emsästuar für Niedersachsen und die Niederlande. – Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Rijksoverheid & Provincie Groningen, unveröff. http://www.nlwkn.niedersachsen.de/naturschutz/natura_2000/integrierte_bewirtschaftungsplaene_aestuar/emsastuar/integrierter-bewirtschaftungsplan-fuer-das-ems-aestuar-93499.html (abgerufen am 08.11.2016).

WWF (Hrsg. 2014): Ems-Ästuar 2030. Ein Masterplan für die Ems. WWF Deutschland, Berlin. <https://mobil.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/Publikationen-PDF/Ems-Aestuar-2030-Ein-Masterplan-fuer-die-Ems.pdf> (abgerufen am 25.10.2016)

19 Auwaldentwicklung im Deichvorland der Oder Unter besonderer Berücksichtigung der Oderinsel Küstrin-Kietz

Jens Thormann

Zusammenfassung

Das Landesamt für Umwelt (LfU) Brandenburg als auch die Stiftung NaturSchutzFonds Brandenburg und der Landesforstbetrieb haben seit ca. 15 Jahren mehrere Maßnahmen zur Entwicklung von Auwald in den Deichvorländern von Oder und Elbe durchgeführt. Finanzielle und rechtliche Basis hierfür waren oftmals die naturschutzrechtlichen Eingriffsregelungen bzw. die Baumaßnahmen im Rahmen der Deichsanierungs- und Deichbauprogramme. Aktive Pflanzmaßnahmen erwiesen sich mehrheitlich als sehr schwierig, da die extremen hydraulischen Bedingungen und klimatischen Extreme oft hohe und ökonomisch kaum vertretbare Pflanzausfälle und Schädigungen des Verbisschutzes bewirkten. Um den Biotoptyp und FFH-Lebensraumtyp des Hart- und Weichholzauwaldes (FFH-Lebensraumtyp 91Fo) an den großen Strömen im Überschwemmungsgebiet zu erhalten und zu entwickeln, bedarf es einer Ermittlung hydraulisch geeigneter Flächen als auch der Tolerierung einer Anwendung extensiver (Sukzession) aber zeitintensiverer Methoden der Auwaldetablierung.

Keywords: Oderinsel Küstrin-Kietz, Auenwald, Deichvorland, Eingriffsregelung, Hochwasser

Einleitung

Im Rahmen der seit 1998 in Umsetzung befindlichen Sanierung der brandenburgischen Oderdeiche auf einer Länge von ca. 180 km erfolgten unvermeidbare Eingriffe in Natur und Landschaft. Die landseitige Dränge- oder Qualmwasserzone war aufgrund der notwendigen Deicherhöhung und landseitigen Verbreiterung (Erhalt des bereits engen Abflussprofils) ein Schwerpunkt der Eingriffe (vgl. Krueger & Oelze 2012, LUA 1998), so dass die Kompensation von Auwald ein Handlungsschwerpunkt im Rahmen der Eingriffsregelung und FFH-Kohärenzsicherung werden musste.

Der Flächenbedarf umfasst an der Oder geschätzte 90 ha Auwaldentwicklung. Es wurde relativ früh deutlich, dass dieser Flächenbedarf nicht allein durch kleinteilige Pflanzmaßnahmen auf landwirtschaftlich geringwertigen Restflächen im intensiv genutzten Odertal erbracht werden kann, sondern auch einige größere Maßnahmen erforderlich sind. Die Sicherung und Entwicklung von Auwald auf der ca. 170 ha großen Oderinsel Küstrin-Kietz ist hierbei die größte derartige Einzelmaßnahme an der Oder. Eine weitere wichtige Auwaldmaßnahme ist im Baulos 52 in der Neuzeller Niederung geplant, in dem eine ca. 38 ha große Fläche Hartholzauwald ausgedeicht und teilweise bepflanzt wird.

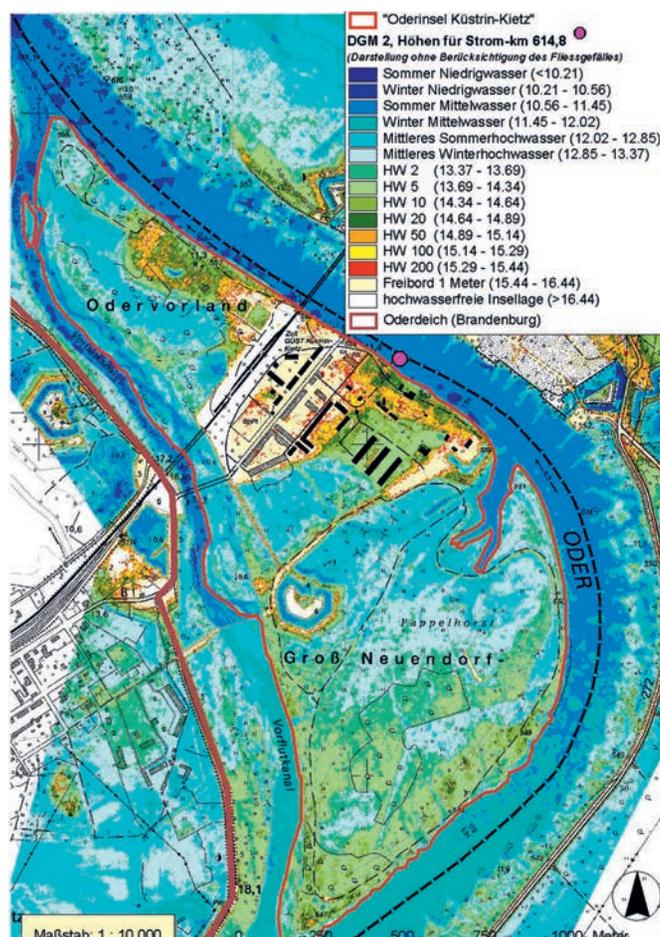


Abbildung 1: Digitales Geländemodell und Überschwemmungshäufigkeiten auf der Oderinsel Küstrin-Kietz (Thormann 2015).



Abbildung 2: Deichöffnung im 2007 geöffneten „Kronmühlendamm“. Foto: Jens Thormann, 05/2013.

Neben den normalen Problemen der Flächensicherung und rechtlich-fachlichen Bearbeitung der Eingriffsregelung erwiesen sich bei allen Pflanzmaßnahmen im Odervorland die standörtlichen Rahmenbedingungen als äußerst schwierig. Alle Arten von Wald- und Gehölzentwicklung wiesen hohe Ausfallraten bis zum Totalverlust und somit einen hohen Reparatur- und Nachpflanzbedarf auf. Sowohl aus ökonomischen als auch aus naturschutzfachlichen Gründen sollten an die Entwicklung von Auwald im Deichvorland der Ströme zukünftig andere Maßstäbe angelegt werden.

Die aktive Entwicklung von Auwald im Überschwemmungsgebiet der Ströme ist heute wasserrechtlichen Restriktionen unterworfen. Der Hochwasserabfluss innerhalb eines weitgehend stark durch Deiche und fortschreitende Aufsandung eingeengten Abflussprofils sollte nicht beeinträchtigt werden. Trotzdem gibt es hydraulisch geeignete Auwaldstandorte wie auf der Oderinsel Küstrin-Kietz. Derartige Standorte sollten durch Abflussmodellierungen ermittelt und prioritär als Auwald entwickelt werden. Der „günstige Erhaltungszustand“ gemäß FFH-Richtlinie kann für Eichen-Ulmen-Hartholzauwald und Silbenweiden-Weichholzauwald an den Fließgewässern nur im Überschwemmungsgebiet etabliert werden (vgl. Zimmermann 2014, Beutler & Beutler 2002). Hartholzauwald ist neben dem Flechten-Kiefernwald und dem Moorbirkenwald der einzige vom Aussterben bedrohte Wald-Biototyp in Deutschland (vgl. Rennwald 2000, Riecken et al. 2006). Leider werden auch die Kernzonen des National-

parks Unteres Odertal nur wenige waldgeeignete Fläche enthalten, da die Überschwemmungshäufigkeit am Unterlauf der Oder bereits zu groß ist (vgl. Hoffmann et al. 2002 und 2005).

Die Oderinsel Küstrin-Kietz

Die Insellage der Oderinsel Küstrin-Kietz wird durch die Oder und einen ausgebauten Altlauf gebildet. 15 ha im Zentrum der Insel sind hochwasserfrei und beinhalten eine Bundesstraße zzgl. Grenzübergang, eine Eisenbahnlinie sowie ehemalige militärische Bauten als auch ehemals bewohnte Privatgrundstücke. Mehrere Kasernenbauten aus der Kaiserzeit sind denkmalgeschützt. Nach 1945 erfolgte eine Nutzung als militärisches Übungsgelände durch die sowjetischen Streitkräfte. Vor allem aufgrund der Kampfhandlungen im 2. Weltkrieg ist die gesamte Oderinsel als kampfmittelbelastet eingestuft. Ein Schutzstatus als NSG, LSG, SPA und FFH-Gebiet (Stein 2005) als auch als festgesetztes Überschwemmungsgebiet liegt auf den Flächen außerhalb des hochwasserfreien Inselzentrums (vgl. Thormann 2015). Das Inselzentrum trennt die ca. 40 ha große Nordfläche von der ca. 115 ha großen Südfläche (siehe Abbildung 2).

Eine besondere naturschutzfachliche Bedeutung und Bekanntheit hat die Oderinsel aufgrund des wahrscheinlich größten natürlichen Vorkommens der vom Aussterben bedrohten Schwarzpappel (*Populus nigra*) in Brandenburg (Joachim 2000, Joachim 2002, LFE 2004; Kätzel et al. 2006, MUGV 2006). Für die Oderaue wird durch Passarge (1985) der Vegetationstyp des Pappel-Auwaldes beschrieben. Dies ist ein (Weichholz-) Auwald, welcher auf dem Höhenniveau des feuchten Hartholz-Auwaldes, aber auf Substrat mit schlechter Wasserhaltekapazität bzw. geringem Kapillaraufstieg stockt (Sand, Kies). Dies lässt sich auch heute anhand der bevorzugten Wuchsorte der Art auf der Oderinsel auf Sandaufspülungen des 1997er Hochwassers oder anhand von Vorkommen im sehr sandreichen Odervorland des Sophienthaler Polders belegen.

Die Gewässerdynamik der Oder ist als Bundeswasserstraße deutlich eingeschränkt. Die Südfläche der Oderinsel ist daher aufgrund der weiträumigen Überschwemmungsdynamik einer der naturnahes-

ten Standorte im Deichvorland. Ein naturschutzfachliches Potenzial besteht v.a. für die Entwicklung von Auwald, was bereits durch die natürliche Sukzession auf der Nordfläche belegt wird. Das Potenzial für Brenndolden-Auwiesen ist aufgrund der Aufsandungen und sommerlichen niedrigen Wasserstände der Oder eingeschränkt.

Wasserwirtschaftliche Anlagen sind mit Ausnahme eines Deiches (Kronmühlendamm) zum Schutz eines nur 8,5 ha großen Polders nicht vorhanden. Allerdings schützte ein ca. 1,5 -2 m hoher Fahrdamm in Kombination mit natürlichen Sandauspülungen die Südfläche bis zu einem 5-jährigen Hochwasser. Das Land Brandenburg hat in den 90er Jahren über 100.000 ha militärische Übungsfläche der sowjetischen Truppen eigentumsrechtlich übernommen und inzwischen > 90 % davon in Trägerschaft der Brandenburgischen Boden GmbH bzw. des Finanzministeriums privatisiert. Auch für die Oderinsel Küstin-Kietz bestanden viele Jahre Planungen einer touristischen und gewerblichen Teilnutzung. Es dauerte daher mehr als 10 Jahre, bis eine naturschutzfachliche Nachnutzung eigentumsrechtlich fixiert und die Umsetzung der Kompensationsmaßnahmen in 2 Teilprojekten realisiert werden konnte (Bohl 2003, Thormann 2008). Heute befinden sich ca. 120 ha im Ressortvermögen der Landesforstwirtschaft und sind weitgehend, mit Ausnahme einer ca. 20 ha großen Beweidungsfläche, der freien Sukzession überlassen (vgl. Thormann 2015). Diese Fläche wird ergänzt durch ca. 15 ha zusätzliche Sukzessionsfläche auf Aufsandungen von Flurstücken im Eigentum des Wasser- und Schifffahrtsamtes (WSA, Bundes Eigentum).

Probleme der Auwaldentwicklung

Auwälder stehen schon immer im besonderen Fokus naturschutzfachlicher Betrachtungen. Die standörtlichen Bedingungen der natürlichen Vorkommen in Überschwemmungsgebieten sind gut erforscht. Überflutungstoleranzen sind prinzipiell bekannt und die Verbreitung entlang von Höhengradienten lassen sich gut berechnen und bei Anpflanzungen planen. Passarge (1956 und 1985) und Schaffrath 2000 untersuchten hierzu Standorte an Elbe und Oder. Derartige Untersuchungen gibt es heute für viele Ströme und Flüsse. Sehr wenige Forschungen oder Praxisberichte existieren aber



Abbildung 3: erfolgte Baumaßnahmen auf der Südfläche der Oderinsel Küstin-Kietz (Thormann 2015).

bzgl. der besonderen Schwierigkeiten, eine aktive Auwaldentwicklung durch Anpflanzungen oder Initialmaßnahmen im Deichvorland zu realisieren. Große Amplituden des Wasserstandes mit sommerlichem Trockenstress, Schädigung von Pflanzen und Verbisschutz durch Eisgang, hydraulische Belastung durch Anlagerung von Treibgut sowie hydraulische Belastung durch hohe Fließgeschwindigkeiten des Hochwassers innerhalb des eingedeichten Flussschlauches verhindern sehr oft normale Waldentwicklungsmaßnahmen. Insbesondere im Falle von naturschutzrechtlichen Kompensationsmaßnahmen kann der geforderte Anwuchserfolg und die kurzfristig gewünschte Wald-Kompensation kaum mit vertretbarem Einsatz gewährleistet werden. Des Weiteren sind vergleichsweise wenige Flächen in den Vorländern überhaupt hydraulisch konfliktarm und gesetzeskonform als Wald entwickelbar. Auwaldentwicklung erfolgte aber oft auf Flächen, die (nur) eigentumsrechtlich zur Verfügung standen.



Abbildung 4: Gehölzsukzession auf der Nordfläche startet mit dem Aufkommen von Dornensträuchern. Foto: Jens Thormann, 05/2013.

Auf der Oderinsel wurden Initialmaßnahmen in Form von wasserbaulichen Maßnahmen zur Intensivierung der Überschwemmungsdynamik, der Schaffung von Rohbodenstandorten sowie der Einzäunung von (unbepflanzten) Sukzessionsflächen realisiert. Aber auch weitere Maßnahmetypen wie das Setzen von Weidensteckhölzern, Einzelbaumpflanzungen, Gehölzgruppen mit Verbisschutzzäunen und Ähnliches wurden im Verlauf der vergangenen Jahrzehnte praktiziert. Fast alle Maßnahmetypen erbrachten keine sofortige Gehölzetaablierung im gewünschten Ausmaß.

Den genannten schwierigen Bedingungen des Aufwuchses sind auch natürliche Auwälder ausgesetzt. Es muss somit Mechanismen geben, die trotzdem eine Bestandsetablierung ermöglichen. Die relativ wenigen Studien hierzu geben Hinweise auf Massenetablierung von Gehölzkeimlingen auf Rohböden in „besonderen Jahren“, Aufwuchs im Schutz von Dornsträuchern, Aufwuchs aus Treibgut oder der langsame Aufwuchs aus Verbisssträuchern.

Fazit

Auwaldetablierung im Vorland der Ströme funktioniert über herkömmliche Pflanzmaßnahmen sehr oft nicht zufriedenstellend und sollte aus fachlichen und ökonomischen Gründen einer Überprüfung unterzogen werden. Initialmaßnahmen und die Sicherung der freien Sukzession ist eine höher Wertigkeit im Rahmen der Eingriffsregelung einzuräumen. Hydraulisch geeignete hochwasserneutrale Auwaldstandorte sind durch Abflussmodellierungen zu ermitteln und zielgerichtet zu entwickeln.



Abbildung 5: Entsiegelungsflächen auf der Südfläche auf Höhenlagen eines HW10. Foto: Jens Thormann, 05/2013.

Literatur

Beutler, H. & Beutler, D. (2002): Lebensräume und Arten der FFH-Richtlinie in Brandenburg. Schriftenreihe Natursch. u. Landschaftspflege in Brandenburg, Heft 1+2/2002, 179 S.

Bohl, S. (2003): Auwaldprojekt südliche Oderinsel. Projektbeschreibung, 23 S., unveröffentlicht, LUGV Ref. Ö5

Hoffmann, G., Jenssen, M., Pommer, U. & Schlehahn, R. (Waldkunde Institut LFE) (2002): Naturschutzfachliches Leitbild zur Auenwald-Initialisierung im Nationalpark Unteres Odertal auf vegetationskundlicher und standortkundlicher Grundlage. Gutachten i.A. LAGS Brandenburg, 46 S. + Anhang

Hoffmann, G., Jenssen, M., Pommer, U., Treichel, D. & Bury; R. (2005): Auwälder und Leitbild einer Auenwald-Initialisierung im Nationalpark Unteres Odertal. in: Beiträge für Forstwirt. u. Landschaftsökologie, hg. LFE, Band 39, S. 49-71

Joachim, H.-J. (2000): Die Schwarz-Pappel (*Populus nigra* L.) in Brandenburg. in: Verh. Bot. Ver. Berlin-Brandenburg 135: 41-67

Joachim, H.-J. (2002): Über die Schwarz-Pappel (*Populus nigra* L.). Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band XI, 66 S.

Kätzel, R., Löffler, S. & Kramer, W. (2006): Vitalitätsentwicklung und Gefährdungsursachen von Schwarz-Pappel-Vorkommen – am Beispiel der Reliktpopulation Küstrin-Kietz (Oder). in: Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band XXVII, S. 31-36

Krueger, F. & Oelze, M. (2012): Das Deichbauprogramm an der Oder – der Praxistest 2010. in: WasserWirtschaft, Heft 12/2012, S. 10-14

LFE (Landesforstanstalt Eberswalde) (2004): Erfassung, Bewertung und Vermehrung natürlicher/naturnaher Gehölzvorkommen im Odertal zwischen Ratzdorf im Süden und Mescherin im Norden

LUA Brandenburg (1998): Das Sommerhochwasser an der Oder 1997. Studien und Tagungsberichte, Band 16, 99 S.

MUGV Brandenburg (Hg.) (2006): Die Schwarz-Pappel – Fachtagung zum Baum des Jahres 2006. In: Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Band XXVII, 54 S.

Passarge, H. (1956): Vegetationskundliche Untersuchungen in Wäldern und Gehölzen der Elbaue. in: Archiv f. Forstwesen, 5. Band, Heft 5/6, S. 339-358

Passarge, H. (1985): Phanerophyten-Vegetation der märkischen Oderaue. in: Phytocoenologia 13(4), S. 505-603

Rennwald, E. (Bearb.) (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. BfN-Schriftenreihe für Vegetationskunde, Heft 35, 800 S.

Riecken, U., Pinck, P., Raths, U., Schröder, E. & Ssymank, A. (2006): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands – zweite fortgeschriebene Fassung 2006. BfN-Schriftenreihe Naturschutz u. Biol. Vielfalt, Heft 34, 318 S.

Schaffrath, J. (2000): Auswirkungen des extremen Sommerhochwassers des Jahres 1997 auf die Gehölzvegetation in der Oderaue bei Frankfurt (O). Naturschutz Landschaftspf. Brandenburg 9, 4 13.

Stein, A. (2005): Das Europäische Vogelschutzgebiet (SPA) Mittlere Oderniederung. in: Natursch. u. Landschaftspflege in Brandenburg 14 (3, 4), S. 126-129

Thormann, J. (2008): Oderinsel Küstrin-Kietz – Teilprojekt 2. Projektskizze, 18 S., unveröffentlicht, LUGV Ref. Ö5

Thormann, J. (2015): Sicherung der Auendynamik auf der Oderinsel Küstrin-Kietz.. in: Natursch. u. Landschaftspflege in Brandenburg 24 (1), S. 18-29

Zimmermann, F. (2014): Lebensraumtypen der FFH-Richtlinie in Brandenburg. Natursch. u. Landschaftspflege in Brandenburg 23 (3/4), 176 S.

Gesetze und Richtlinien

Verordnung über das Naturschutzgebiet „Oderinsel Küstrin-Kietz“, vom 12. November 2010 (GVBl.II/10, [Nr. 77])

WGT-LVG - Gesetz über die Verwertung der Liegenschaften der Westgruppe der Truppen, vom 03. Juni 1994

MLUV (2009): Hinweise zum Vollzug der Eingriffsregelung HVE. 69 S.

20 Primärsukzession und Initialbodenbildung: Vegetationskundlich-pedologische Untersuchungen auf einem Rohbodenstandort in einem Nasspolder des Unteren Odertals

Marius Stapelfeldt

Zusammenfassung

Auen stehen in Mitteleuropa unter massivem anthropogenen Einfluss. Durch verschiedenste wasserbauliche Maßnahmen und vielfältige Landschaftsnutzung entspricht der heutige Zustand weitestgehend nicht mehr dem natürlichen. Auch werden die zahlreichen dynamischen Prozesse in den Auen durch die anthropogene Gestaltung größtenteils unterbunden oder verändert. So wird vor allem die Abflussdynamik massiv beeinflusst, wodurch Überschwemmungen und morphologische Veränderungen durch erosive und akkumulative Prozesse keine natürliche Ausprägung haben. Hierdurch ist die Entstehung von Rohbodenstandorten, wenn überhaupt, nur noch kleinflächig in unmittelbarer Ufernähe möglich. In der vorliegenden Arbeit wurden die Primärsukzession und Initialbodenbildung auf einem sandigen Rohbodenstandort in einem eingedeichten Nasspolder des Unteren Odertals untersucht. Der Standort entstand bei einem Deichbruch 2011; und seither wurden jährliche Untersuchungen der Vegetation und des Bodens vorgenommen. Die Untersuchungen zeigen eine rasche Entwicklung von einer krautigen Pioniervegetation in den ersten beiden Jahren zu einem von Weidengebüschen dominierten Bestand seit 2013. In der Vegetationsentwicklung sind Tendenzen zu erkennen, die auf eine sukzessive Entwicklung zu einem typischen Weichholzauenwald deuten. Diese Entwicklung geht mit einer zunehmenden Reife des Bodens einher, welche ebenfalls in den Untersuchungen gezeigt werden konnte. Somit konnten die Untersuchungen eine relativ schnell fortschreitende Primärsukzession zu einem naturnahen Bestand nachweisen.

Keywords: Primärsukzession, Initialbodenbildung, Weichholzauenwald, Nasspolder, Unteres Odertal

Einleitung

Heutzutage kommt es vor allem durch massive Nutzung und verschiedenste wasserbauliche Maßnahmen zu einem Verlust von autotypischen dynamischen Prozessen. Hierbei sind unter anderem der Abtrag und die Ablagerung von Bodenmaterial entscheidend (Miehlich 2000). Folglich können kaum noch Rohbodenstandorte geschaffen werden, die wiederum ausschlaggebend für die Entwicklung autotypischer Vegetation sind (Ellenberg & Leuschner 2010). In dieser Arbeit wird ein ebensolcher Rohbodenstandort mit der darauf stockenden Vegetation untersucht. Durch die Dokumentation der Vegetations- und Bodenentwicklung auf Rohbodenstandorten lassen sich Informationen wie Geschwindigkeit der Sukzession, Zwischenstufen der Auwaldentwicklung, entstehende Bestandesstrukturen, Geschwindigkeit und Ablauf der Initialbodenbildung und Veränderung des Standortes gewinnen.

Untersuchungsfläche

Die untersuchte Fläche liegt im Nationalpark Unteres Odertal in der Nähe der Ortschaft Criewen am östlichen Rand des Nasspolders A/B und wurde bis 2011 als Grünland bewirtschaftet. Die Fläche entstand bei einem Deichbruch im Januar 2011. Hierbei wurde vor allem mittel- bis feinsandiges Material vom Deich und aus dem Schlepplut der Oder auf einer Fläche von ca. 2,5 ha und in Mächtigkeiten von 25 cm bis über 100 cm abgelagert. Die neu entstandene Sandfläche weist eine mikroreliefierte Oberfläche auf. Kleinräumig wechseln sich höhere trockene Bereiche und feuchtere Senken ab. Es entstand somit ein heterogener Rohbodenstandort, der für viele in der Aue vorkommende Pflanzenarten einen wichtigen Standort darstellt. Da diese wertvollen Standorte im Nationalpark nur in niedriger Zahl vorhanden sind, wurde jegliche Nutzung auf diesem Areal eingestellt und in den folgenden Jahren konnte sich der Bestand sukzessive entwickeln. Heute zeichnet sich die Fläche durch eine mosaikartige Vegetationsstruktur aus.

Tabelle 1: Übersicht der pflanzensoziologischen Zuordnung der Aufnahmen auf den Dauerbeobachtungsflächen. *Salicion a.*: *Salicion albae*, *Salicetum t.-v.*: *Salicetum triandro-viminalis*.

	Suk1-1	Suk1-2	Suk1-3	Suk1-4	Suk1-5
2011	<i>Salicion a.</i>	<i>Salicion a.</i>	<i>Salicetum t.-v.</i>	<i>Salicetum t.-v.</i>	<i>Salicetum t.-v.</i>
2012	<i>Salicion a.</i>	<i>Salicetum t.-v.</i>	<i>Salicetum t.-v.</i>	<i>Salicetum t.-v.</i>	<i>Bidentea</i>
2013	<i>Salicetum t.-v.</i>				
2014	<i>Salicetum t.-v.</i>				
2015	<i>Salicetum t.-v.</i>				
2016	<i>Salicion a.</i>	<i>Salicion a.</i>	<i>Salicion a.</i>	<i>Salicetum t.-v.</i>	<i>Salicetum t.-v.</i>

Dominiert wird der Bestand von Weidengebüschen, welche Tendenzen zur Bildung einer Baumschicht zeigen. Weiterhin erhalten sich auch Bereiche mit Offenlandcharakter, die von *Carex*-Arten und verschiedenen Süßgräsern geprägt sind. An Stellen, wo der Boden durch Wildschweinaktivitäten offen gehalten wird, finden sich noch vermehrt krautige Pionierarten.

Methoden

Vegetation und Flora wurden seit 2011 jährlich mittels Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet auf 5 Dauerbeobachtungsflächen von je 25 m² und der Aufnahme des floristischen Gesamtartenspektrums erfasst. Die Dauerbeobachtungsflächen wurden mit Suk1-1 bis Suk1-5 benannt, wobei die Flächen Suk1-1, Suk1-3 und Suk1-5 Offenlandcharakter aufweisen und die Flächen Suk1-2 und Suk1-4 mit Weidengebüsch bestanden sind (siehe Abbildung 2). Die Erfassung von Bodendaten fand erstmals 2013 statt und wurde durch eine Folgeuntersuchung 2016 erweitert. Hierbei erfolgte eine Profilsprache mittels Pürckhauer-Bohrstock, eine Probenentnahme mit anschließender Laboranalyse und die Erfassung der Geländeerhöhung durch Materialauflandung mittels Oberflächenmessung an einem Bodenanker auf allen 5 Dauerbeobachtungsflächen.

Die Auswertung der erfassten Vegetationsdaten erfolgte durch eine pflanzensoziologische Einordnung der Vegetationsaufnahmen nach Berg et al. (2004) und eine Analyse der Strukturparameter Gesamtdeckung sowie Höhe und Deckung der jeweiligen Strauch- und Krautschichten der Vegetationsaufnahmen. Die erfassten Bodendaten wurden durch eine Betrachtung der pedogenetischen Entwicklung der Böden mit Fokus auf die Mächtigkeiten von Humushorizonten und -auflagen, Geländeerhöhung durch Materialauflandung

und eine Laboranalyse der Proben mit den Parametern pH-Wert, C/N-Verhältnis und Humusgehalt ausgewertet.

Ergebnisse

Vegetation und Flora

Bei der pflanzensoziologischen Zuordnung nach Berg et al. (2004) können 23 der insgesamt 30 Vegetationsaufnahmen der Assoziation *Salicetum triandro-viminalis* (Mandelweiden-Auengebüsch) zugeordnet werden (siehe Tabelle 1). Die häufigsten Charakterarten sind *Atriplex prostrata*, *Bidens frondosa*, *Bidens radiata*, *Chenopodium rubrum*, *Erysimum cheiranthoides*, *Persicaria lapathifolia*, *Populus nigra*, *Potentilla reptans*, *Salix alba*, *Salix triandra*, *Salix viminalis* und *Xanthium albinum*. Berg et al. (2004) ordnen Weidengebüsche aus *Salix triandra* und *Salix viminalis*, die bereits die diagnostische Artenkombination des *Salici-Populetum nigrae* (Silberweiden-Auwald) aufweisen, aufgrund floristischer und ökologischer Ähnlichkeit bereits ebendiesem zu. Daher werden die Anzahlen von Arten der diagnostischen Artenkombinationen der beiden Assoziationen in den einzelnen Vegetationsaufnahmen verglichen. Hierbei zeigt sich ein Anstieg von Arten beider Assoziationen bis 2014. Danach weisen die Arten des *Salicetum triandro-viminalis* einen rückläufigen Trend auf, während die Anzahl von Arten des *Salici-Populetum nigrae* weiter ansteigt. 2016 liegen die Anzahlen von Arten beider Assoziationen nahezu auf dem gleichen Niveau (siehe Abbildung 1).

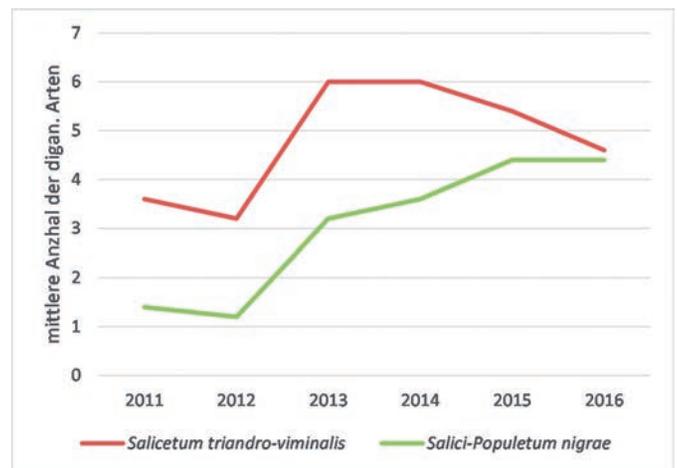


Abbildung 1: Mittlere Anzahl von Arten der diagnostischen Artenkombination von relevanten Assoziationen auf den Dauerbeobachtungsflächen.

In Abbildung 2 wird die Gesamtdeckung der Dauerbeobachtungsflächen für den Zeitraum 2011 bis 2016 betrachtet. Bewegt sich die Gesamtdeckung der Flächen im Jahre 2011 noch zwischen 15 % und 40 %, so sind es 2016 bereits 90 % bis 100 %. Bei der Betrachtung von Höhe und Deckung der jeweiligen Strauch- und Krautschichten der Vegetationsaufnahmen sind folgende Tendenzen zu verzeichnen: Große Zunahme der Wuchshöhe und leichte Zunahme der Deckung der Strauchschichten, sowie stabile bis leicht ansteigende Wuchshöhe und starker Anstieg der Deckung der Krautschichten in Offenlandflächen. In den Weidengebüschflächen sind hingegen ein hoher Anstieg von Wuchshöhe und Deckung der Strauchschichten und eine stabile bis sinkende Wuchshöhe bei stabiler bis stark sinkender Deckung der Krautschichten zu verzeichnen.



Abbildung 3:
Bodenprofil
Gley-Rambla
über Auengley

Boden

Bei dem im Untersuchungsgebiet festgestellten Bodentyp handelt es sich um Gley-Rambla über Auengley (siehe Abbildung 3). Dabei überlagert das beim Deichbruch aufgeschüttete Material, aus dem sich die Gley-Rambla entwickelt hat, den Auengley, der sich ursprünglich an dieser Stelle befand. Das Profil der Gley-Rambla zeichnet sich durch Auendynamik (a) in allen Horizonten aus. Dabei ist der oberste Horizont ein Initialhumushorizont (Ai) mit einer Mächtigkeit von ≤ 3 cm. Der zweite Horizont wird durch ein durch Auendynamik abgelagertes, lockeres Ausgangssubstrat (aIC) gebildet. Die unteren Horizonte weisen durch Grundwassereinfluss entstandene Oxidationsmerkmale (aGo) auf (AD-HOC-AG BODEN 2005). Der Bodentyp Auengley, welcher sich ursprünglich an dieser Stelle befand und durch die Ablagerung des Deichbruches überprägt wurde, zeichnet sich durch einen Humushorizont (aAh) über grundwasserbeeinflussten Gley-Horizonten mit oxidativen (aGo) und

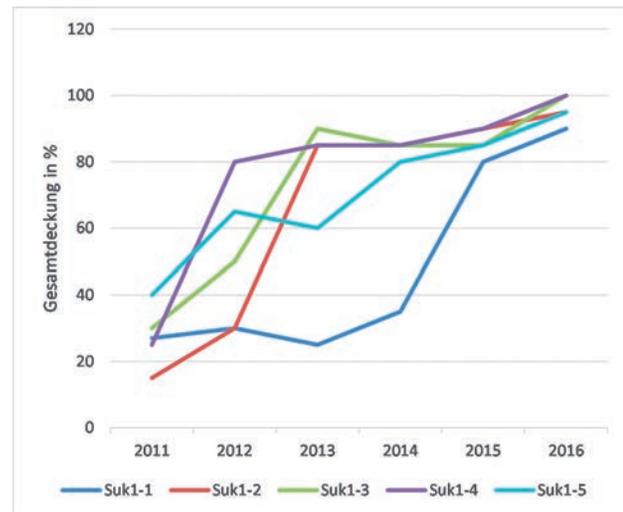


Abbildung 2: Gesamtdeckung der Vegetation auf den Dauerbeobachtungsflächen

reduktiven (aGr) Merkmalen aus (AD-HOC-AG BODEN 2005). Der Bodentyp Gley-Rambla über Auengley konnte in allen Profilen im Jahre 2016 nachgewiesen werden. 2013 kam dieser Bodentyp auf zwei der fünf Flächen vor. Die anderen Flächen wiesen lediglich das durch Oxidation veränderte Ausgangssubstrat über Auengley und noch keinen initialen Humushorizont auf. Bei der Betrachtung der Mächtigkeit der Ai-Horizonte ist eine Zunahme von 1 bis 2 cm bei drei Profilen zu verzeichnen. Bei zwei Profilen ist wiederum eine Abnahme der Mächtigkeit von 1 bis 2 cm zu verzeichnen (siehe Tabelle 2). Bei der Humusaufgabe ist hingegen ein deutlicher Trend der Zunahme zu erkennen. Hier haben die Mächtigkeiten auf drei Flächen um 2 bis 4 cm zugenommen. Auf zwei Flächen konnten hingegen nur schwankende Werte festgestellt werden (siehe Tabelle 2). Bei den Messungen zur Materialauflandung konnte eine Zunahme der Geländehöhe von 0,6 bis 5 cm von 2013 auf 2016 festgestellt werden. Lediglich auf einer Fläche wurde eine Abnahme um 1 cm verzeichnet (siehe Tabelle 3). Bei der Betrachtung des pH-Wertes der Jahre 2013 und 2016 wird ein negativer Trend auf allen Flächen sichtbar (siehe Abbildung 4). Die Abnahme des pH-Wertes bewegt sich im Bereich von 0,2 bis 1,98. Bei den Ergebnissen zur Analyse des Humusgehaltes ist zu erkennen, dass die Flächen mit Offenlandcharakter (Suk1-1, -3, -5) 2013 einen höheren Humusgehalt aufweisen als die Flächen mit vorwiegend Weidengebüschcharakter (Suk1-2 und -4) (siehe Abbildung 5). Die Offenlandflächen weisen allerdings einen negativen

Tabelle 2: Mächtigkeiten von Ai-Horizont und Humusauflage der Bodenansprachen.

Fläche Merkmal		Mächtigkeit in cm		
		2013	2014	2016
Ai-Horizont	Suk1-1	0	k.A.	2
	Suk1-2	3		2
	Suk1-3	4		2
	Suk1-4	0		1
	Suk1-5	0		2
Humusauflage	Suk1-1	teilw.	1,5	4
	Suk1-2	1	2	1
	Suk1-3	2	5	3
	Suk1-4	1	4	5
	Suk1-5	2	teilw.	4

wird deutlich, dass es bei allen Flächen außer Suk1-4 eine Verengung des C/N-Verhältnisses gab (siehe Abbildung 6). Die Verengung bewegt sich im Bereich von 1,42 bis 3,14. Bei Suk1-4 weitet sich das C/N-Verhältnis um 0,86.

Diskussion

Da die untersuchte Fläche in einem Nasspolder liegt, herrscht ein anthropogen gesteuertes Überflutungsgeschehen. Aufgrund der geringen Fließgeschwindigkeit, mit der das Wasser in den Polder hinein- und hinausströmt, kann davon ausgegangen werden, dass zwar Sedimente und Nährstoffe auf der Fläche abgelagert werden können, aber erosive Prozesse nur eine marginale Rolle spielen. Dies ist ein entscheidender Fakt für die Frage, ob im Falle dieser Untersuchung wirklich eine progressive Primärsukzession stattfindet oder eine durch den Fluss gesteuerte Zonierung der Vegetation vorliegt. Da die Oder aufgrund der Eindeichung keine direkte morphologische Gestaltung der untersuchten Fläche vornehmen kann, ist eine sukzessive Entwicklung wahrscheinlich. Für eine sukzessive Entwicklung des Bestandes sprechen die Ergebnisse der pflanzensoziologischen Einordnung nach Berg et al. (2004). Fast alle Beobachtungsflächen konnten der Assoziation *Salicetum triandro-viminalis* zugeordnet werden. Dessen Bestände stellen laut Berg et al. (2004) eine Pioniergesellschaft auf sandigen Rohböden in Ufernähe dar und können sich bei geringer Dynamik sukzessive zu Beständen des *Salici-Populetum nigrae* entwickeln. Diese Entwicklung wird auf der untersuchten Fläche bei der Betrachtung der diagnostischen Artenkombinationen der beiden Assoziationen deutlich (siehe Ergebnisse Abbildung 2).

Trend auf. Hier fallen die Werte um 0,05 bis 0,27 %. Die Weidengebüschflächen weisen hingegen einen positiven Trend auf. Hier steigen die Werte um 0,08 bzw. 0,11%. Bei der Betrachtung der C/N-Verhältnisse

Bei der sukzessiven Entwicklung eines Weidengebüsches in der Aue kommt es zu einem immer dichter schließenden Bestand, aus dem die Baumweiden herauswachsen (Berg et al. 2004). Ein weiteres Indiz für eine sukzessive Entwicklung lässt sich somit in den erfassten Bestandesstrukturen finden. So weisen vor allem die Vegetationsaufnahmen in den Weidengebüschen eine stetig ansteigende Wuchshöhe und Deckung der Strauchschichten auf. Hier ist vor allem *Salix alba* dominant und weist Wuchshöhen von bis zu 4 m auf. Es ist also anzunehmen, dass sich in den kommenden Jahren eine die Gebüschschicht aus *Salix triandra* und *Salix viminalis* überragende Baumschicht aus *Salix alba* ausbilden wird.

Die Primärsukzession auf Rohböden geht auch immer mit der Reifung des Bodens einher (Miehlich 2000). Der für die Belegung einer Bodenentwicklung auf sandigen Rohböden in der Aue und somit auch für die Ausweisung des Bodentyps *Rambla* entscheidende Ai-Horizont wurde 2013 lediglich auf zwei der fünf Dauerbeobachtungsflächen vorgefunden. Im Jahre 2016 konnte der Bodentyp *Gley-Rambla* auf allen fünf Flächen nachgewiesen werden. Neben diesem Fakt spricht auch die zunehmende Mächtigkeit von Humusauflage und Ai-Horizont für einen reifenden Boden. Die durch Materialablagerungen erfolgende Geländeerhöhung, welche laut Ellenberg & Leuschner (2010) bei der sukzessiven Entwicklung vom *Salicetum triandro-viminalis* zum *Salici-Populetum nigrae* erfolgt, konnte ebenfalls durch die Untersuchungen bestätigt werden. Hierbei ist allerdings fraglich, ob die Zunahme von bis zu 5 cm in drei Jahren eventuell auf Messfehler oder Wildschweinaktivitäten zurück zu führen ist.

Bei der Interpretation der Laborergebnisse fällt vor allem der sinkende pH-Wert auf. Ein Grund hierfür könnte die geringe Pufferkapazität des sandigen Substrates sein, wodurch die Versauerung schneller voranschreitet.

Tabelle 3: Geländeerhöhungen durch Sedimentation / Materialauflandung.

Fläche	Oberflächenabstand		Geländeerhöhung
	2013	2016	
Suk1-1	22,5 cm	21,2 cm	1,3 cm
Suk1-2	21,0 cm	22,0 cm	-1,0 cm
Suk1-3	21,0 cm	20,4 cm	0,6 cm
Suk1-4	24,0 cm	21,3 cm	2,7 cm
Suk1-5	22,0 cm	17,0 cm	5,0 cm

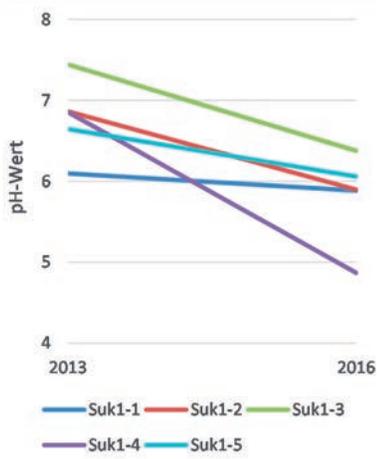


Abbildung 4: pH-Werte der analysierten Bodenproben.

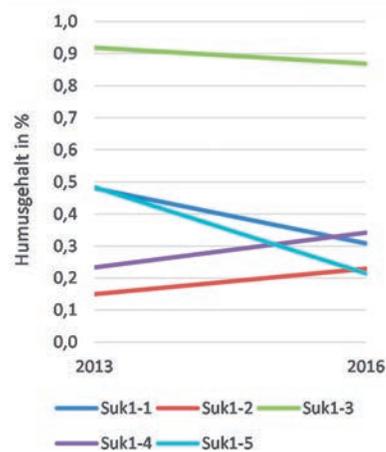


Abbildung 5: Humusgehalte der analysierten Bodenproben.

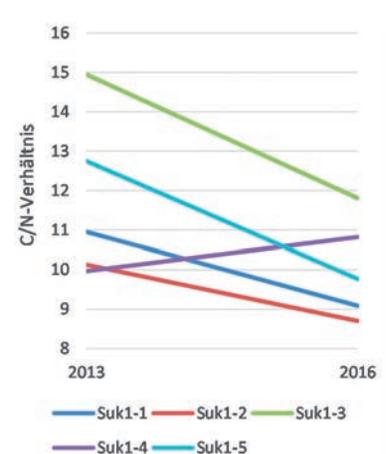


Abbildung 6: C/N-Verhältnisse der analysierten Bodenproben.

ten kann. Weiterhin wäre es möglich, dass ein hoher Eintrag von Ammonium, der durch Oxidation in Nitrat umgewandelt wird, welches aber nicht vollständig von den Pflanzen aufgenommen wird und versickert, zu einer Verstärkung der Versauerung des Bodens führt (Bartsch 2016). Bei der Betrachtung des Humusgehaltes sind keine eindeutigen Trends abzusehen. Die Werte steigen auf den Weidengebüschflächen und sinken auf den Offenlandflächen. Die steigenden Werte lassen sich mit den mächtiger werdenden Humusaufgaben und Humushorizonten in Einklang bringen. Ein Grund für die höheren Werte der Weidengebüsche könnte die höhere Biomasseproduktion der Weiden gegenüber der der Gräser sein. Eine Begründung für die fallenden Humusgehalte könnte die Mineralisierung des Humus sein. Für die Unterschiede der Gebüsch- und Offenlandflächen bzgl. Humusakkumulation und -abbau würde auch deren Lage im Relief und die damit verbundene Feuchtestufe sprechen. Die Weidengebüschflächen liegen eher in Senken und weisen feuchte bis nasse Regime auf, während die Offenlandflächen eher höher liegen und somit trockener sind. Die Werte des C/N-Verhältnisses werden bis auf Fläche Suk1-4 enger. Diese Veränderungen sind vor allem auf steigende Stickstoffwerte und weniger auf sinkende Kohlenstoffwerte zurückzuführen. Der Stickstoffeintrag setzt sich höchstwahrscheinlich aus dem Eintrag durch das Überflutungswasser, Eintrag durch von Pflanzen produzierte Biomasse und Depositionen aus der Luft zusammen. Zukünftig ist es möglich, dass sich auf den Weidengebüschflächen ein weiteres C/N-Verhältnis als auf den Offenlandflächen

einstellt, da Weidenstreu allgemein ein weiteres C/N-Verhältnis aufweist als Streu von Gräsern (Wolf 2013). Ein erstes Anzeichen hierfür könnte das weiter gewordene C/N-Verhältnis auf der Weidengebüschfläche Suk1-4 sein. Der teilweise uneindeutige Verlauf der Werte ist wahrscheinlich auf den zu kurzen Betrachtungszeitraum und eventuelle Fehlerquellen bei der Probenentnahme zurückzuführen. Da die Probepunkte in den beiden Jahren der Aufnahmen nicht zentimetergenau an der gleichen Stelle lagen und die, vor allem in den ersten Jahren durch Prozesse der Auendynamik beeinflusste, mosaikartige Entwicklung der Fläche zu kleinflächig unterschiedlichen Messergebnissen führen kann, ist eine uneindeutige Entwicklung der Werte nicht außergewöhnlich.

Danksagung

Für die fachliche Unterstützung und Bereitstellung von Informationen möchte ich an dieser Stelle folgenden Personen danken: Jana Chmielecki (HNE Eberswalde), Corinna Schulz (HNE Eberswalde), Robert Hommel (HNE Eberswalde), Michael Tautenhahn (Nationalparkverwaltung Unteres Oder-tal), Martin Rudolf (LfU Brandenburg) und Regine Kahlisch (LfU Brandenburg).

Literatur

AD-HOC-AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. verbesserte und erweiterte Auflage, Bundesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten der Bundesrepublik Deutschland, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele und Obermiller), Stuttgart, 438 S.

Bartsch, R. (2016): Schriftliche Mitteilung von Robert Bartsch, LfU-Projekt Ökosystemare Umweltbeobachtung am Fachgebiet Vegetationskunde und Angewandte Pflanzenökologie, Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde am 08.08.2016

Berg, C., Dengler, J., Abdank, A. & Iserman, M. (2004): Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung, Textband, Weissdorn-Verlag, Jena, 606 S.

Ellenberg, H. & Leuschner, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen – in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht, 6. Vollständig neu bearbeitete und stark erweiterte Auflage von Christoph Leuschner, Eugen Ulmer KG, Stuttgart, 1333 S.

Miehlich, G. (2000): Eigenschaften, Genese und Funktionen von Böden in Auen Mitteleuropas. In: Friese, K., Witter, B., Miehlich, G. & Rode, M. (2000): Stoffhaushalt von Auenökosystemen - Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Barcelona, Hongkong, London, Mailand, Paris, Singapur, Tokio, 434 S.

Rudolf, M. (2016): Schriftliche Mitteilung von Martin Rudolf, Bereichsingenieur, Landesamt für Umwelt, Abteilung W 2, Referat W 23, Flussgebietsmanagement, Gewässer- und Anlagenunterhaltung Ost, am 04.07.2016

Wolf, R. (2013): Kurzumtriebsplantagen im Fuhrberger Feld – Freisetzung und Kohlenstoff-akkumulation beim Anbau nachwachsender Rohstoffe, Diplomica Verlags GmbH, Hamburg, 202 S.

21 Analyse der Einnischung der Hohen Weide (*Salix rubens*) in den hydrologischen Gradienten an der Unteren Mittelelbe:

Eine GIS-basierte Auswertung von Fernerkundungsdaten

Julia Stäps und Peter Horchler

Zusammenfassung

Die Höhenlagendifferenz zum Mittelwasser wird als Indikator zur Beschreibung der ökologischen Nische der Baumart *Salix rubens* entlang des Überflutungsgradienten in den aktiven Auen an der Unteren Mittelelbe verwendet. Dort findet sich eine relativ naturnahe Situation mit nur geringem Erosionsgeschehen. Durch die Analyse dieser Einnischung können solide Bewertungen des Habitatpotenzials von Weiden auch in anthropogen stark veränderten Bereichen mit hohem Erosionsgeschehen getroffen werden. Über die GIS-basierte Analyse von digitalen Orthophotos werden in einem Untersuchungsgebiet bei Damnatz an der Unteren Mittelelbe (Elbe-km 405,5 bis 509,0) 370 Weiden dieser Art in direkter Ufernähe identifiziert und analysiert. Die Daten der Altweiden werden mit Daten von der Oberen Mittelelbe und vom Niederrhein verglichen. Zudem werden 20 Weiden vor Ort manuell vermessen, um die Anwendbarkeit der GIS-Analyse zu validieren. Die größte Häufigkeit der Einnischung der 370 Weiden findet sich in einem Bereich unter dem Mittelwasserniveau. Dabei liegt die Höhenlagendifferenz zum Mittelwasser der Jungweiden noch durchschnittlich 30 cm tiefer als die der Altweiden. Die GIS-Analyse der vermessenen Weiden hat keinen signifikanten Unterschied zu den manuell vermessenen Weiden ergeben, wodurch diese Methode statistisch validiert wird. Grundsätzlich können durch Auswertungen von Fernerkundungsdaten großflächig Naturräume klassifiziert und bewertet werden.

Keywords: Fernerkundung, Flussaue, *Salix rubens*, Weichholzauwald, Weiden

Einleitung

Die mitteleuropäischen Weichholzauwälder sind heute generell stark gefährdete Lebensräume (Colditz 1994). Sie stellen ein wichtiges Habitat für Flora und Fauna dar. Vor allem Weidenarten wie Silber-, Purpur- und Korb-Weiden aber auch Schwarz-Pappeln und auentypische Hochstaudenfluren sind charakteristische Pflanzenarten der Weichholzauwälder (Biosphärenreservat Niedersächsische Elbtalaue 2015). Sie beeinflussen das Abflussgeschehen, spenden dem Fluss Schatten und reduzieren so die Wassertemperatur. Zudem durchwurzeln die Pflanzen der Weichholzaue den Boden im Uferbereich und stabilisieren diesen dadurch (Fischenich & Copeland 2001, Naiman et al. 2005). Weichholzauen dienen außerdem als Retentionsraum für Überflutungen und tragen somit zum Hochwasserschutz bei (Mosner et al. 2009).

Einer der längsten Flüsse Mitteleuropas ist die Elbe, deren Einzugsgebiet eine Gesamtfläche von 148.268 km² umfasst. Die aktiven Elbauen stehen heute zu 80 % unter Schutz (Scholz et al. 2005, Kofalk et al. 2015). Im Bereich der Oberen Mittelelbe wird durch anthropogene Einflüsse das Erosionsgeschehen der Gewässersohle begünstigt (WSV 2009). Dieser Teil der Elbe ist dadurch als weniger naturnah anzusehen. An der Unteren Mittelelbe befindet sich hingegen eine relativ naturnahe Situation der aktiven Auen mit höherem Weidenvorkommen und nur geringem Erosionsgeschehen (Quick et al. 2012). Daher ist das im „Biosphärenreservat Niedersächsische Elbtalaue“ gelegene Untersuchungsgebiet bei Damnatz prädestiniert für eine Analyse der Einnischung der Weidenbäume in den hydrologischen Gradienten. Unterschiede in der Bodenfeuchte bestimmen diesen hydrologischen Gradienten. Die Bodenfeuchte wurde jedoch nicht gemessen. In Ermangelung dieser Messung kann der hydrologische Gradient

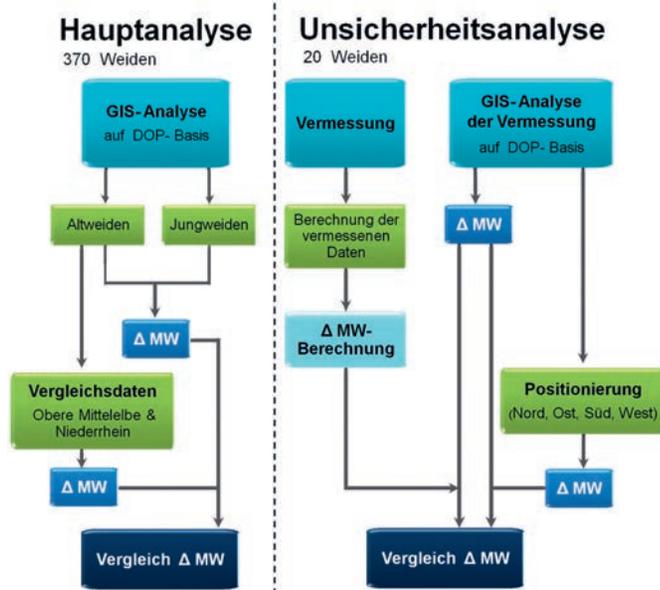


Abbildung 1: Überblick über die Methodik; GIS= Geoinformationssysteme, MW= Mittelwasser, Δ = Höhendifferenz, DOP= Digitales Orthophoto.

durch die Dauer und Höhe der Überflutung charakterisiert werden. Hier wird die Überflutungshöhe, welche durch die Höhenlagendifferenz des Geländeniveaus zum Mittelwasser (Δ MW) bestimmt ist, als Indikator für das Überflutungs-geschehen verwendet. Damit soll die Einnischung der Hohen Weide (*Salix rubens* Schrank [1789]) im Untersuchungsgebiet ermittelt werden.

Salix rubens ist eine Kreuzung aus Silber-Weide (*Salix alba*) und Bruch-Weide (*Salix fragilis*). Solche Hybride sind weit verbreitet, vermehren sich selbstständig und kommen partiell standörtlich unabhängig von ihren Elternarten vor (Jäger 2000). Den Zusammenhang zwischen Weidenhabitat und hydrologischem Gradienten zu verstehen ist wichtig, um eine konkrete Vorstellung über die potenzielle natürliche Ausdehnung des Weidenhabitats und dessen Abgrenzung gegenüber Habitaten nasserer und trockenerer Standorte zu erlangen. Nur so können solide Bewertungen des Habitatpotenzials von Weiden und vergleichbaren Vegetationstypen in anthropogen stark veränderten Bereichen getroffen werden. Des Weiteren soll mittels einer Unsicherheitsanalyse die Methode der Fernerkundung über GIS-Analysen validiert werden. Diese Bachelorarbeit ist Teil der aktuellen Forschung der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) an der deutschen Binneneelbe.

Methoden

Eine Übersicht über die methodische Vorgehensweise bei der Hauptanalyse und der Unsicherheitsanalyse ist in Abbildung 1 dargestellt. Für die Hauptanalyse werden im Luftbild 370 Weidengehölze in direkter Ufernähe zur Elbe identifiziert. Dazu werden in ArcMap 10.2.2 (ESRI® ArcMap 2014) die Luftbilder (Digitale Orthophotos, DOP) aus dem Web Map Service (WMS) des Bundesamts für Kartographie und Geodäsie (BKG) mit dem Koordinatensystem „ETRS 1989 UTM Zone 33 Nord“ (EPSG-Code: 25833) und 20 cm Bodenaufösung geladen (BKG 2015). Im Untersuchungsgebiet (Elbe-km 504,5 bis 509,0) sind die Luftbilder auf der linken Elbeseite gemäß der Infodatei des DOP am 01.09.2012 entstanden (BKG 2012).

Die Farbgebung der Baumkrone von *Salix rubens* unterscheidet sich durch die blau-silberne Färbung der Blätter eindeutig von anderen in diesem Gebiet vorkommenden Baumarten. Bei der Identifikation werden die Weiden zudem in Jungweiden und Altweiden subjektiv unterteilt, wobei die Struktur der Baumkrone und der Schattenwurf ausschlaggebend sind. Die gefundenen Weidenbäume werden im GIS mit einzelnen Punkten markiert.

Zur Berechnung der Höhenlagendifferenzen des Geländeniveaus zum Mittelwasser (Δ MW) werden außerdem die langjährigen Wasserstandsdaten (Bezugszeitraum 1890 bis 2006) aus FLYS, der Flusshydrologischen Software der BfG und der WSV, verwendet (LABEL 2009, BfG 2013). In Verbindung mit den Querprofilspuren wird hierdurch im GIS eine Mittelwasserebene erzeugt. Diese Mittelwasserebene wird nun vom Digitalen Geländemodell (DGM) mit einer Rasterzellengröße von 1 x 1 m subtrahiert, woraus das Δ MW-Ergebnisraster resultiert. Zum Schluss werden die gesetzten Weidenpunkte mit dem Δ MW-Ergebnisraster verschnitten und somit die Δ MW-Werte für jeden Weidenpunkt im Untersuchungsgebiet ausgegeben. Des Weiteren werden die berechneten Altweiden-Daten mit bereits vorhandenen Daten von der Oberen Mittel- und Niederrhein (Elbe-km 214,0 – 249,0) und vom Niederrhein (Rhein-km 832,1 – 864,5) verglichen (Barg unveröffentlicht, Horchler unveröffentlicht). Für die Unsicherheitsanalyse werden vor Ort die Höhenlagen von 20 Weiden mit Hilfe eines optischen Nivelliergeräts (Theodolit) vom Typ

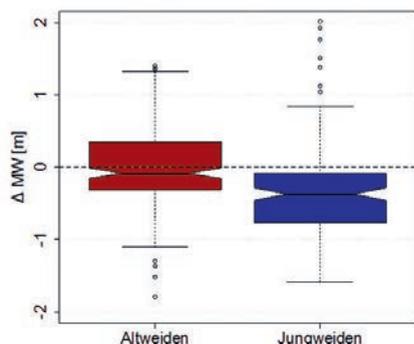


Abbildung 2: Vergleich der Höhenlage von Alt- und Jungweiden (*Salix rubens*) zum Mittelwasser.

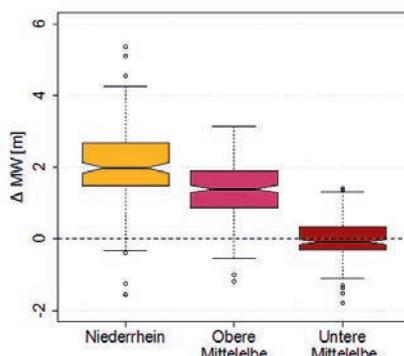


Abbildung 3: Vergleich der Höhenlagendifferenzen von Weidenbäumen (Altweiden) bzgl. Mittelwasser an der Oberen und Unteren Mittelbe sowie am Niederrhein.

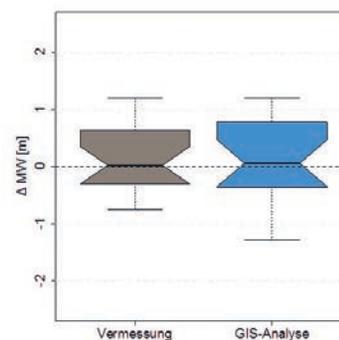


Abbildung 4: Vergleich der Höhenlage von *Salix rubens* der berechneten Vermessungsdaten mit der GIS-Analyse der Vermessungsdaten.

Zeiss Ni2 (Drodofsky 1960) und eines Teleskopnivellierstabs manuell gemessen. Die jeweiligen Stellen und die Vermessungsreihenfolge werden für die spätere vermessungstechnische Berechnung im Luftbildausdruck markiert. Die gleichen Weidenpunkte werden ebenfalls im GIS eingetragen und analysiert. Die beiden Berechnungen werden danach miteinander verglichen.

Außerdem wird die Bedeutung der Positionierung des einzelnen Punktes auf der Baumkrone im GIS getestet. Dabei wird in Nord-, Ost-, Süd- und West- Ausrichtung jeweils ein Punkt auf der Baumkrone, zusätzlich zu dem bereits bestehenden mittigen Punkt, ergänzt. Für diese Punkte werden ebenfalls die Höhenlagendifferenzen zum Mittelwasser mittels GIS- Analyse berechnet und mit den Werten der mittigen Punkte verglichen. Die ermittelten Differenzen werden durch Signifikanztests (R Core Team 2014) statistisch validiert.

Ergebnisse

Im Untersuchungsgebiet sind durch Fernerkundung auf der linken Elbseite über eine Strecke von 4,5 km 370 Weiden (214 Altweiden, 156 Jungweiden) der Art *Salix rubens* in unmittelbarer Ufernähe erfasst worden. Bei der Berechnung der ΔMW -Werte wird deutlich, dass die via Fernerkundung ermittelten Daten aller Weiden normalverteilt sind und bei einem Median von -0,2 m unter dem Mittelwasserniveau liegen. Beim Vergleich von Jung- und Altweiden fällt auf, dass der Median der Jungweiden von -0,37 m unter dem Median der Altweiden von -0,08 m liegt (Abbildung 2). Der Vergleich von Altweidendaten der Oberen Mittelbe, des

Niederrheins und der Unteren Mittelbe wird in Abbildung 3 dargestellt. Dabei wird ersichtlich, dass die Weiden an der Oberen Mittelbe (Median: 1,4 m) und am Niederrhein (Median: 1,98 m) deutlich über dem Mittelwasserniveau liegen. Bei den für die Unsicherheitsanalyse vermessungstechnisch berechneten 20 Weiden liegt der Median bei 0,03 m. Zwischen der Luftbildanalyse der vor Ort vermessenen Weiden (Median 0,06 m) und den im Gelände eingemessenen Daten besteht kein signifikanter Unterschied (Abbildung 4). Die Positionierung der Punkte auf der Baumkrone in die verschiedenen Himmelsrichtungen hat ebenfalls keine signifikanten Unterschiede zu dem im GIS mittig auf der Baumkrone gesetzten Punkt ergeben.

Diskussion

Die Höhenlagendifferenz der Altweiden zum Mittelwasser korrespondiert mit 140 Überflutungstagen pro Jahr und die der Jungweiden mit etwa 183 Überflutungstagen pro Jahr (BfG 2013). Diese langen Überflutungen im Jahr sind Voraussetzung für die Dominanz der Weidengehölze. Nach Ellenberg (1982) müssten die Weiden der Weichholzaue über dem Mittelwasserniveau liegen. Die untersuchten Weiden der Art *Salix rubens* liegen jedoch unter dem Mittelwasserniveau. An der Unteren Mittelbe herrscht noch ein relativ naturnaher Zustand der Aue, was auf die vier Jahrzehnte ohne Flussbaumaßnahmen oder Abholzungen aufgrund des dort verlaufenden Grenzgebiets zwischen BRD und DDR zurückzuführen sein könnte (Colditz 1994). Wenn die Sohlerosion der Elbe weiter voran schreitet, wird somit die jährliche Anzahl der Tage

mit Trockenheit erhöht und die Weiden werden durch an diese Verhältnisse besser angepasste Gehölze verdrängt, wodurch die natürliche Auenzonierung verschwinden würde. An der Oberen Mittelelbe muss die Sohlerosion verringert werden, um die Verbindung zwischen Fluss und Aue zu verbessern und somit unter anderem ein Wiederansiedeln der Weiden zu begünstigen. Die Auswertung von Fernerkundungsdaten mittels GIS-Analyse ist eine schnelle, kostengünstige und somit effiziente Methode, um die Habitate von Weidenbäumen an Flüssen zu erfassen. Die Komplexität des Auenschutzes könnte außerdem vermindert werden, wenn die strenge gedankliche Trennung zwischen Fluss und Aue abgelegt wird. Eine Zusammenarbeit der verschiedenen Institutionen im Bereich der Aue ist ebenso wünschenswert (Ehlert 2005). Die Auswertungen von Fernerkundungsdaten sollten weiter geführt und verbessert werden. Hierdurch können großflächig Naturräume, wie z. B. autotypische Flusslandschaften erfasst und bewertet werden.

Danksagung

Einen herzlichen Dank an Prof. Dr. Elke Hietel (Technische Hochschule Bingen), meine Eltern und Familie sowie Jan, Matthias, Hans, Jana und Anne.

Literatur

Biosphärenreservat Niedersächsische Elbtalaue (2015): Biosphärenreservat Niedersächsische Elbtalaue- Hart- und Weichholzaue, http://www.elbtalaue.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=12083&article_id=53537&psmand=31, Abgerufen: 24. Mai 2015.

BfG (2013): FLYS goes WEB: Eröffnung eines neuen hydrologischen Fachdienstes in der BfG, Kolloquium am 15./16. Mai 2013 in Koblenz, http://www.bafg.de/DE/05_Wissen/04_Pub/03_Veranst/BfGVeranstaltungen201304.pdf?__blob=publicationFile, Abgerufen: 28. April 2015.

BKG (2012): Bundesamt für Kartographie und Geodäsie-DOP; Bodenauflösung: 20 cm, Raumbezug: ETRS 1989 TM Zone 33 Nord.

BKG (2015): Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, http://www.bkg.bund.de/nm_159174/DE/Bundesamt/Produkte/Geodaten/Orthophoto/Orthophoto__node.html__nnn=true, Abgerufen: 3. März 2015.

Colditz, G. (1994): Auen, Moore, Feuchtwiesen, Birkhäuser Verlag, Basel, Schweiz

Drodofsky, M. (1960): Stromübergangsnivellement mit dem Zeiss-Nivellier Ni2, G. u. ZfV- Zeitschrift für Geodäsie (Hrsg.), http://www.kern-aarau.ch/fileadmin/user_upload/Aldo/Wissen/NI2_Drodofsky_mit_Mark.pdf, Abgerufen: 07. Juni 2015.

Ehlert, T. (2005): Typologie und Leitbilder für Flussauen in Deutschland-Workshop auf Vilm vom 18. bis 21. Oktober 2004, Natur- und Landschaft, Jg.80, H.2, S. 69-70.

Ellenberg, H. (1982): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht, 3. verbesserte Aufl., Ulmer Verlag, Stuttgart.

ESRI ® ArcMap (2014): ArcGIS 10.2.2 for Desktop Copyright ©1999-2014 Esri Inc. Alle Rechte.

Fischenich, J.C., & Copeland, R.R. (2001): Environmental Considerations for Vegetation in Flood Control Channels, Engineer Research and Development Center Vicksburg MS Costal and Hydraulicslab, Vicksburg, U.S..

Jäger, U. (2000): Bestimmung von Weiden (*Salix L.*) und deren Hybriden in Sachsen- Anhalt, Mitt. florist. Kart. Sachsen- Anhalt, Ausg. 5, S. 139-159.

Kofalk, S., Faulhaber, P., Baufeld, R., Kleinwächter, M., & Kühlborn, J. (2015): Buchreihe: Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft: Band 2: Struktur und Dynamik der Elbe, Weißensee Verlag, Berlin.

LABEL (2009): LABEL- Labe-Elbe (Adaptation to flood risk), Infrastruktur & Umwelt, <http://www.label-eu.eu/de.html>, Abgerufen: 08. Juni 2015.

Mosner, E., Schneider, S., Lehmann, B., & Leyer, I. (2009): Weichholzaunen- Entwicklung als Beitrag zum naturverträglichen Hochwasserschutz im Biosphärenreservat Mittelelbe, Naturschutz im Land Sachsen- Anhalt , Sonderheft: 30 Jahre Biosphärenreservat Mittelelbe (46. Jg.), S. 29-40.

Naiman, R.J., Decamps, H., & McClean, M.E. (2005): Riparia, Ecology, Conservation and Management of Streamside communities: Elsevier Academic Press, San Diego, U.S..

Quick, I., König, F., Svenson, C., Cron, N., Schriever, S., & Vollmer, S. (2012): Hydromorphologische Bewertung und Praxisprojekte mit Schnittstelle zur Ökologie, BfG Veranstaltung: Hydroökologische Modellierungen und ihre Anwendungen- 1. Ökologisches Kolloquium am 14./15. Februar 2012 in Koblenz, S. 43-62, BfG (Hrsg.), Koblenz.

R Core Team (2014): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, <http://www.Rproject.org/>, R. C. Team (Hrsg.).

Scholz, M., Stab, S., Dziöck, F., & Henle, K. (2005): Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft: Band 4: Lebensräume der Elbe, Weissensee Verlag, Berlin.

WSV (März 2009): www.wsd-ost.wsv.de, http://www.wsd-ost.wsv.de/betrieb_unterhaltung/pdf/Sohlstabilisierung_textteil_.pdf, Abgerufen: 06. Mai 2015.

22 Die Entwicklung der Ufervegetation an Bundeswasserstraßen nach Einstellung anthropogener Aktivitäten

Sarah Harvolk-Schöning und Lisa Hauer

Zusammenfassung

Stark durch den Menschen veränderte Flüsse und ihre Auen werden von Hobbs et al. (2006) als Beispiel für Novel Ecosystems angeführt. Diese neuartigen Ökosysteme sind in der Natur nicht vorhanden, sondern entstehen durch menschlichen Einfluss, sie lassen sich nach dessen Beendigung nicht in einen natürlichen Zustand zurückversetzen. Ob dieses Konzept auf Bundeswasserstraßen zutrifft, wurde am Beispiel eines nicht mehr genutzten Hafens am Oberrhein untersucht. Die Ufervegetation des Hafens wurde mit der am verbauten Ufer des Rheins und der an einem naturnahen Altarm verglichen, um die Entwicklung etwa 100 Jahre nach Nutzungsaufgabe einzuordnen.

Die Artenzusammensetzung am Ufer des Hafens war der des Altarms ähnlicher als der des Rhein-Hauptstroms, insbesondere die strukturelle Vielfalt war höher. Sukzessionsstadien in Richtung eines Silberweiden-Auwalds waren erkennbar. Allerdings blieben künstliche Strukturen, wie Steilufer mit Steinschüttungen, immer noch sichtbar. Die Vegetation beinhaltete eine hohe Anzahl an Neophyten. Sowohl am Hafen als auch am Altarm waren Verlandungstendenzen zu erkennen. Daher lässt sich in Bezug auf die Einordnung nicht mehr genutzter Wasserstraßenabschnitte als Novel Ecosystems keine klare Aussage treffen. Die Entwicklung hin zu naturnäheren Zuständen ist in diesem Fall eingeschränkt möglich, der menschliche Einfluss ist allerdings weiterhin sichtbar und ließe sich sicher nur durch aktiven Rückbau der künstlichen Strukturen reduzieren.

Keywords: Anthropogener Einfluss, Renaturierung, Nutzungsaufgabe, Leopoldshafen, DCA

Einleitung

Neuartige Ökosysteme oder Novel Ecosystems sind solche Systeme, deren Artenkombination nicht natürlicherweise vorkommen, sondern sich aufgrund menschlicher Einflüsse entwickelt haben und auch nach Beendigung der menschlichen Einflüsse nicht mehr in einen natürlichen Zustand zurückkehren (Hobbs et al. 2006). Neben der Entstehung durch menschliches Handeln ist das Hauptmerkmal dieser Systeme, dass ihre neuen Artenkombinationen das Potential haben, Ökosystemfunktionen zu verändern. Als ein Beispiel führen Hobbs et al. (2006) Flüsse und Auensysteme an, die vom Menschen in ihrem Wasserhaushalt und ihrer Struktur verändert wurden.

Dies trifft für die meisten Fließgewässer in Mitteleuropa zu (Naiman & Decamps 1997), da Flüsse seit jeher vielfältiger Nutzung unterliegen (Scholz et al. 2012). In Deutschland sind nach Angaben im Auenzustandsbericht des Bundesamts für Naturschutz (Brunotte et al. 2009) aufgrund von Gewässerbegradigung, dem Bau von Staustufen und

verschiedener Hochwasserschutzmaßnahmen zwei Drittel der ursprünglichen Auenfläche verloren gegangen, nur 10 % der verbliebenen Flächen können die typischen Ökosystemfunktionen noch weitestgehend erfüllen. Aus diesem Grund, und da natürliche Flussauen zu den artenreichsten und wertvollsten Lebensräumen weltweit gehören (Naiman et al. 1993), sind diese Verluste besonders alarmierend.

Es stellt sich die Frage, ob anthropogen veränderte Flussauen tatsächlich Novel Ecosystems im Sinne von Hobbs et al. (2006) darstellen, also neuartige Artenkombinationen beinhalten, die Bestand haben, und demnach auch nach einer (hypothetischen) Aufgabe menschlicher Einflussnahme den natürlichen Zustand vor dem menschlichen Eingreifen nicht wieder erreichen können (Harvolk-Schöning et al. 2016). Dieser Frage wurde mittels einer Untersuchung der Phytodiversität an Bundeswasserstraßen nachgegangen. In einer deutschlandweiten Vergleichsstudie wurde untersucht, inwiefern natürliche und in der Nutzung der Bun-

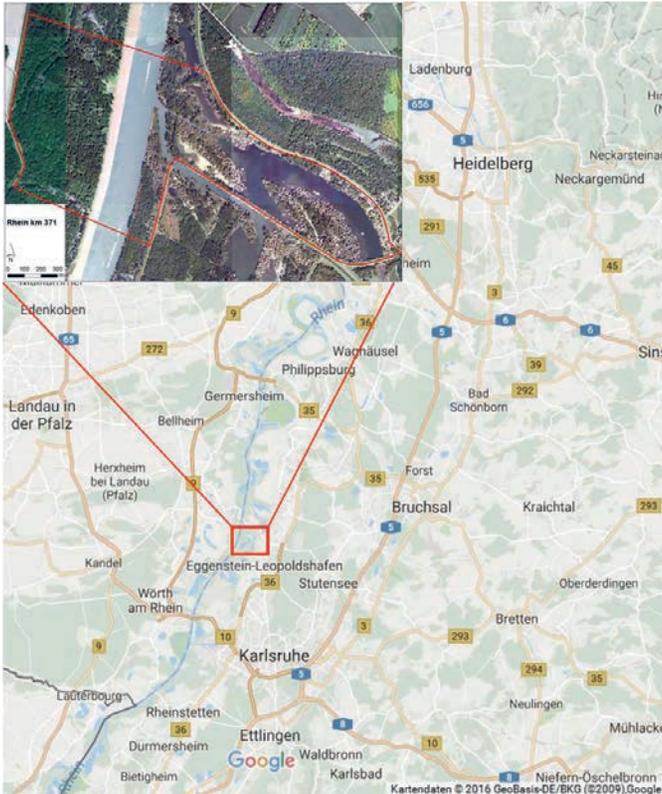


Abbildung 1: Lage und Abgrenzung des Untersuchungsgebiets bei Eggenstein-Leopoldshafen (Baden-Württemberg). Datengrundlage: Google Maps, Luftbilder zur Verfügung gestellt von der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Umriss: Auenzustandsbericht (Brunotte et al. 2009).

deswasserstraßen begründete Einflussfaktoren auf die Pflanzenartenzusammensetzung und -vielfalt wirken und ob die gefundenen Muster auch im überregionalen Vergleich Bestand haben (Harvolk et al. 2015). Weiterhin wurde die Lebensraumvielfalt an Bundeswasserstraßen anhand eines deutschlandweiten Biotoptypen-Datensatzes (Harvolk-Schöning et al. 2016) untersucht. Die Ergebnisse dieser Studien, sowie ein Vergleich der Artenzusammensetzung an den Uferbereichen eines Kanals im Vergleich zu der eines naturnahen Flusses (Harvolk et al. 2014), lassen vermuten, dass Bundeswasserstraßen zwischen Novel und Hybrid Ecosystems (sensu Hobbs et al. 2009) einzuordnen sind (Harvolk-Schöning et al. 2016). Um diese Einschätzung zu überprüfen, muss jedoch die Entwicklung dieser Lebensräume nach Aufgabe menschlicher Einflussnahme berücksichtigt werden. Dazu wurde in einer Fallstudie am Rhein bei Karlsruhe die Ufervegetation eines ehemaligen Hafens mit der eines als naturnah eingeschätzten Altarms und dem intensiv verbauten Ufer des Hauptstroms des Rheins verglichen, um durch diesen Raum-für-Zeit-Ansatz die Entwicklung stark

veränderter Uferbereiche nach Nutzungsaufgabe abzuschätzen.

In der Fallstudie wurden folgende Fragestellungen bearbeitet:

- Aus welchen Arten setzt sich die Ufervegetation am Hauptstrom des Rheins, an einem Altarm und einem ehemaligen Hafen zusammen?
- Ist die Ufervegetation des ehemaligen Hafens der des Hauptstroms oder der des Altarms ähnlicher, ist sie also eher in einem stark anthropogen geprägten oder eher in einem relativ naturnahen Zustand?

Methoden

Die Fallstudie wurde in einem der Abschnitte der deutschlandweiten Vergleichsstudie (Harvolk et al. 2015) durchgeführt. Das Gebiet umfasste etwa den Rheinkilometer 371 bei Eggenstein-Leopoldshafen in der Nähe von Karlsruhe und befindet sich im Naturraum Nördliche Oberrheinniederung (LUBW 2010). In diesem Gebiet wurden der Leopoldshafen (jetzt: Alter Hafen), ein bis 1902 als Hafen genutztes Stillgewässer, welches an den Rhein angebunden ist (Peter Hartleb, pers. Kommunikation), der Rhein-Hauptstrom sowie ein Altarm des Rheins hinsichtlich ihrer Vegetation untersucht.

Zur Erfassung der Ufervegetation wurden je 10 Vegetationsaufnahmen von 15 m² Größe durchgeführt. Die Vegetationsaufnahmen erfolgten im Sommer 2016 nach einer langanhaltenden Hochwasserperiode, daher wurde vermutlich nur eine Teilmenge der im Gebiet vorhandenen Arten erfasst. Zunächst wurden die Artenzahlen zwischen den Gebieten mittels einer Kruskal-Wallis-ANOVA in der Statistiksoftware Statistica 13 (Statsoft Inc., Tulsa, OK, USA) verglichen. Die Unterschiede in der Zusammensetzung wurden mittels einer Indikatorartenanalyse und einer Detrended Correspondence Analysis (DCA) mittels der Software PCOrd 5.32 (McCune & Mefford, 2006) ermittelt.

Ergebnisse

In den Vegetationsaufnahmen am Alten Hafen wurden im Mittel etwa 12,0 Arten gefunden, am Rheinufer sowie am Altarm lagen die mittleren Artenzahlen bei jeweils 8,7. Die Kruskal-Wallis-ANOVA zeigte keine signifikanten Unterschiede in den Artenzahlen der drei Gewässerabschnitte (Abbildung 2).

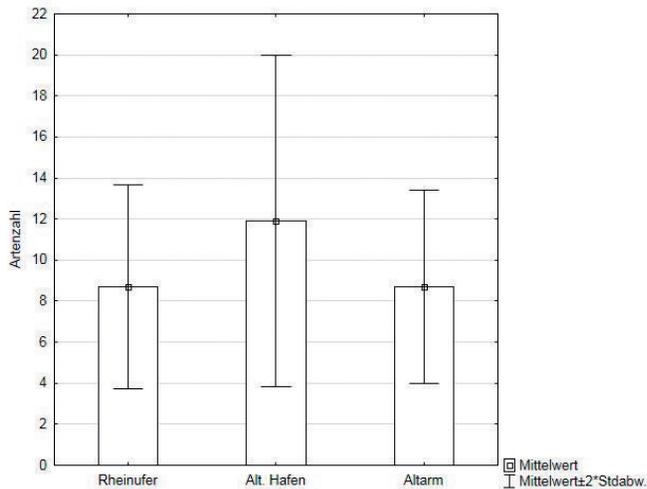


Abbildung 2: Artenzahlen in den untersuchten Abschnitten.

Die Vegetation des Rheinufers bestand hauptsächlich aus niedrigwüchsigen Arten (z.B. *Potentilla reptans*, Tabelle 1, Abbildungen 3 und 4), hier kamen im Gegensatz zum Ufer des Hafens und des Altarms keine Gehölze vor. *Salix alba* war die Art mit der höchsten Stetigkeit am Alten Hafen und kam auch am Altarm häufig vor, Tabelle 1.

Die Artenzusammensetzung differenzierte sich zwischen allen drei Abschnitten, wobei der Alte Hafen und der Altarm Überschneidungen aufwiesen, während der Rhein-Hauptstrom deutlich abgegrenzt war (Ergebnis der DCA, Abbildung 4). Auch die Indikatorartenanalyse bestätigte dieses Ergebnis: Während die Aufnahmen am Ufer des Rheins fünf Indikatorarten aufwiesen, wurden für den Hafen und den Altarm nur je eine Indikatorart identifiziert (Tabelle 2). Strukturell unterschieden sich beide Bereiche jedoch (Abbildung 3): Der Alte Hafen weist ein besonders steiles Uferprofil auf, die Vegetation entwickelt sich auf teils verwitterten Steinschüttungen. Hier war neben einem hohen Anteil an Gehölzen (ähnlich dem Altarm) der Anteil an Neophyten besonders hoch. Der Altarm ist durch ein recht flaches Uferprofil mit hohen Anteilen offenen Bodens geprägt.

Diskussion

Die Artenzusammensetzung in den Uferzonen des alten Hafens und des Altarms unterscheidet sich deutlich von der der Ufer des Rhein-Hauptstroms. Das Ufer des Rheins ist mit Steinpflasterung befestigt, Pflanzen können sich nur in den Fugen zwischen den Steinen etablieren. Daher dominieren in diesen Bereichen niedrigwüchsige, meist krautige

Arten, während am Hafen und am Altarm Hochstauden, Sträucher und Bäume zu finden sind. Die Vegetation des Areals „Alter Hafen“ ähnelt somit in ihrer Artenzusammensetzung mit z.B. *Carex acutiformis* eher dem naturnäheren Altarm (stillgewässerähnlich) als dem als naturfern bis naturfremd (Krause 1992, in Koltzenburg & Böcker 1999) einzustufenden Ufer des Hauptstroms. Auch im bundesweiten Vergleich der Ufer der Bundeswasserstraßen (Harvolk et al. 2015) ist dieser Abschnitt des Rheins am Ende eines Gradienten der Intensität der anthropogenen Nutzung eingeordnet. Der Alte Hafen zeigt Sukzessionsstadien in Richtung Hochstaudenfluren wie der *Urtica-Convulvulus sepium*-Gesellschaft und in Richtung Silberweiden-Auwald (RP Karlsruhe 2009) sowie einen höheren Struktureichtum. Ähnliche Ergebnisse konnten in den Niederlanden nach einer Renaturierungsmaßnahme an der Waal von Geerling et al. (2008) beobachtet werden – dort fand eine Sukzession von Staudenfluren über Sträucher zum Weichholzauwald mit vergleichbaren Artenzusammensetzungen statt. In einem nationalen Vergleich



Abbildung 3: Überblick über die untersuchten Abschnitte. A) Hauptstrom, b) Alter Hafen, c) Altarm. Fotos: Lisa Hauer

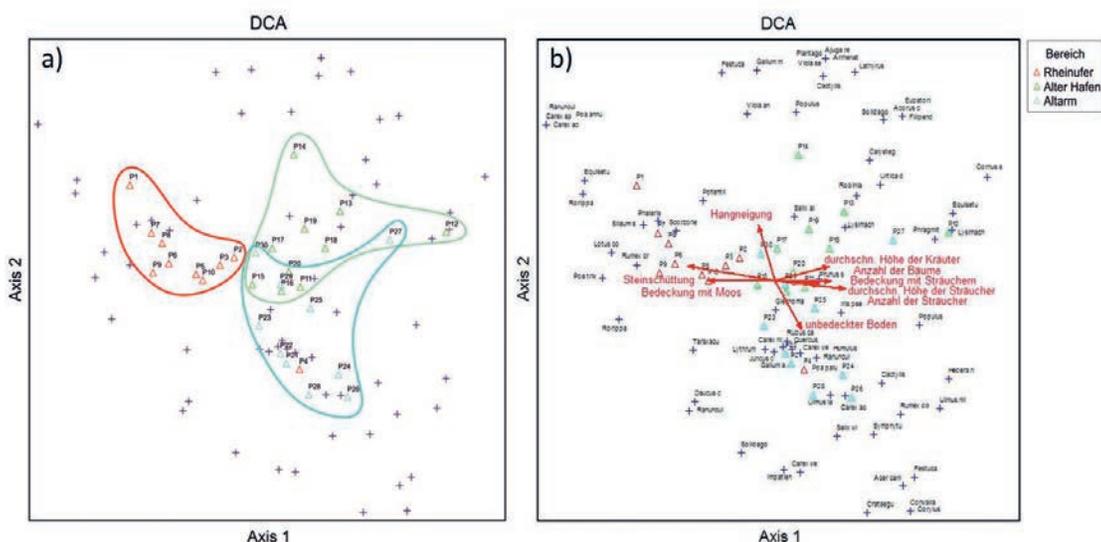


Abbildung 4: Ergebnisse der Detrended Correspondence Analysis (DCA). Dreiecke stellen die Aufnahmen, Kreuze die Arten dar. A) Verteilung der Aufnahmen der einzelnen Abschnitte, b) Verteilung der Arten und Vektoren der korrelierenden Umweltfaktoren. Die Gradientenlänge von Achse 1 beträgt 3,91.

der Sukzessionsentwicklung mehrerer Lebensräume in Tschechien zeigten Prach et al. (2016), dass sich Auwälder im Zuge der Sukzessionsentwicklung der potentiell natürlichen Vegetation annähern, was hier ebenfalls zu beobachten ist.

Allerdings weist der Alte Hafen weiterhin ein steiles Uferprofil, in Abschnitten mit überwachsener Steinschüttung, auf. Diese wird wie am Ufer des Hauptstroms von Arten wie *Rubus caesius* und *Potentilla reptans* dominiert. Auch die Ergebnisse der DCA zeigen die Hangneigung als wichtigen differenzierenden Faktor zwischen dem Hafen und dem Altarm an. Der in einer steilen Uferböschung begründete Feuchtigkeitsgradient fördert am Alten Hafen gemein verbreitete Grünlandarten wie *Dactylis glomerata* und *Galium mollugo* (Abbildung 4), was auch in anderen Bereichen an der Oberkante der Steinschüttungen beobachtet werden konnte (Harvolk et al. 2014, 2015). Weiterhin sind einige Neophyten (z.B. *Solidago spec.*) vorhanden, die im deutschlandweiten Vergleich häufiger an stark verbauten als an weniger intensiv genutzten Wasserstraßen vorkommen (Harvolk et al. 2015).

Sowohl der Altarm als auch der Alte Hafen sind nur über enge Verbindungsstellen an den Rhein angeschlossen und werden gering durchströmt. Beide Bereiche zeigen Verlandungsstadien, wie bereits 2009 im Pflege- und Entwicklungsplan für das FFH-Gebiet „Rheinniederung von Karlsruhe

bis Philippsburg“ für den alten Hafen festgestellt wurde (RP Karlsruhe 2009). Insbesondere am Altarm dominiert die auf der Vorwarnliste der Roten Liste für Deutschland (Korneck et al. 1998) geführte *Carex vesicaria* als Art der Verlandungsbereiche von Stillgewässern (Jäger 2011). Auch Geerling et al. (2008) stellten mit zunehmender Sukzession verringerte Fließgeschwindigkeiten und erhöhte Sedimentationsraten fest, wobei diese Prozesse aufgrund der geringen Durchflussmengen sowohl am Altarm als auch am Alten Hafen wesentlich bedeutsamer sind. Der Alte Hafen wurde 2015 als Ausgleichsmaßnahme im Zusammenhang mit einer Deichsanierung ausgekiest und entschlammt, um der Verlandung entgegenzuwirken, die Durchströmung und somit die Sauerstoffversorgung des Wassers zu erhöhen (RP Baden-Württemberg 2015). Diese Aktivitäten konnten auch während der Geländearbeit beobachtet werden. Allerdings bilden Seggenröhrichte wie im Bereich des Altarms Ersatzgesellschaften für Niedermoore und Bruchwälder (Koltzenburg & Böcker 1999), welche wertvollste Auenlebensräume darstellen, daher wäre die Förderung von Verlandungsprozessen für diese stark rückläufigen Lebensräume förderlich.

Die Frage, ob es sich bei ehemals stark anthropogen genutzten Gewässerabschnitten wie dem Alten Hafen um Novel Ecosystems handelt, lässt sich also nicht eindeutig beantworten. Einerseits findet eine Sukzession in Richtung natürlicher Auenbio-

Tabelle 1: Die fünf häufigsten Arten aus jedem untersuchten Abschnitt und die Frequenz der Artvorkommen (max. 10 pro Abschnitt).

Art	Häufigkeit Rheinufer	Häufigkeit Alter Hafen	Häufigkeit Altarm
<i>Rubus caesius</i>	10	10	10
<i>Potentilla reptans</i>	10	7	3
<i>Phalaris arundinacea</i>	8	6	5
<i>Poa trivialis</i>	6	-	-
<i>Glechoma hederacea</i>	5	6	6
<i>Calystegia sepium</i>	2	10	2
<i>Salix alba</i>	-	7	5
<i>Carex acutiformis</i>	2	6	8

tope wie Weichholzaunenwälder statt. Andererseits zeichnen sich natürliche Auenlebensräume durch dynamische Bedingungen aus, in denen die Sukzession immer wieder durch Störungen unterbrochen wird (Ellenberg und Leuschner 2010) und sich eher zyklische Sukzessionsabfolgen einstellen (Zonation vs. Sukzession, Ellenberg und Leuschner 2010), wie z.B. von Jarolimek et al. (2001) für die amphibische Zone beobachtet wurde. Der Alte Hafen hat eher Stillgewässercharakter und entwickelt sich nicht wie ein dynamisches Fließgewässer. Die mit Steinen befestigten Steilufer sind auch mehr als 100 Jahre nach Aufgabe der Nutzung als Hafen weiterhin vorhanden und beeinflussen die Standortigenschaften der Uferzone. Auch die bereits eingewanderten Neophyten sind weiterhin im Gebiet etabliert, was von Hobbs et al. (2006) als ein Kennzeichen von Novel Ecosystems gewertet wird. Allerdings wird im Zusammenhang mit einer Sukzession in Richtung potentiell natürlicher Vegetation von Koltzenburg & Böcker (1999) bemerkt, dass Agriophyten als Bestandteil der PNV gesehen werden können. Dies wirft die Frage auf, ob nach dem Konzept von Hobbs als Referenz für die Einordnung von Novel Ecosystems die rekonstruierte natürliche Vegetation oder die PNV heranzuziehen ist.

Für den alten Hafen lässt sich seit der Nutzungsaufgabe 1902 eine Entwicklung in Richtung eines Altarms feststellen, allerdings weist das Gebiet noch eindeutige Anzeichen des ehemaligen anthropogenen Einflusses auf. Aus den Ergebnissen lässt sich nur eingeschränkt auf die Einstufung anderer Abschnitte an Bundeswasserstraßen als Novel Ecosystems schließen: Es handelt sich um ein nur geringfügig durchströmtes ehemaliges Hafenbecken,

welches nur in geringem Maß einer Fließgewässerdynamik unterliegt und sich so vermutlich anders als frei fließende Gewässerabschnitte entwickelt. Das Ergebnis, dass eine eingeschränkte Rückentwicklung zu einem naturnäheren Zustand erfolgt, unterstützt die Einschätzung von Harvolk et al. (2016), nach welcher Bundeswasserstraßen zwischen Hybrid Ecosystems und Novel Ecosystems (Hobbs et al. 2009) einzuordnen sind.

Tabelle 2: Ergebnis der Indikatorartenanalyse. Eine Art wird als Indikatorart angenommen, wenn der Indikatorwert größer gleich 25 und der p-Wert kleiner 0,05 ist.

Bereich	Indikatorart	Indikatorwert IV	p-Wert
Hauptstrom	<i>Equisetum palustre</i>	40.0	0.0256
	<i>Phalaris arundinacea</i>	51.9	0.0390
	<i>Potentilla reptans</i>	55.3	0.0042
	<i>Rumex crispus</i>	50.0	0.0068
	<i>Poa trivialis</i>	60.0	0.0020
Alter Hafen	<i>Calystegia sepium</i>	89.2	0.0002
Altarm	<i>Carex vesicaria</i>	50.0	0.0052

Danksagung

Die Erhebungen wurden von Lisa Hauer im Rahmen ihrer Bachelorarbeit im Studiengang Umweltmanagement an der Justus-Liebig-Universität durchgeführt, welche von Prof. Dr. Dr. Annette Otte und Dr. Sarah Harvolk-Schöning betreut wurde. Die Autorinnen bedanken sich bei Annette Otte für die Betreuung und Unterstützung sowie bei Kristin Ludewig und Tobias W. Donath für hilfreiche Anmerkungen zum Manuskript. Die verwendeten Geodaten wurden von der Bundesanstalt für Gewässerkunde im Rahmen des Projekts „Biologische Vielfalt an Bundeswasserstraßen“ zur Verfügung gestellt, in welches die Bachelorarbeit eingebettet war.

Literatur

Brunotte, E., Dister, E., Günther-Diringer, D., Koenzen, U. & Mehl, D. (2009): Flussauen in Deutschland. Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. Naturschutz und biologische Vielfalt 87. Bundesamt für Naturschutz, Bonn – Bad Godesberg.

Ellenberg, H. & Leuschner, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 6. Auflage. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart.

- Geerling, G.W., Kater, E., van den Brink, C., Baptist, M.J., Ragas, A.M.J. & Smits, A.J.M. (2008): Nature rehabilitation by floodplain excavation: The hydraulic effect of 16 years of sedimentation and vegetation succession along the Waal River, NL. *Geomorphology* 99, 317-328.
- Harvolk, S., Symmank, L., Sundermeier, A., Otte, A. & Donath, T.W. (2015): Human impact on plant biodiversity in the functional floodplain of heavily modified rivers - A comparative study along German Federal Waterways. - *Ecological Engineering* 84: 463-475.
- Harvolk, S., Symmank, L., Sundermeier, A., Otte, A. & Donath, T.W. (2014): Can artificial waterways provide a refuge for floodplain biodiversity? A case study from North Western Germany. - *Ecological Engineering* 73: 31-44.
- Harvolk-Schöning, S., Donath, T.W., Ludewig, K. & Otte, A. (2016): Die Analyse der Phytodiversität der Ufer und Auen von Bundeswasserstraßen. *Ber.d.Reinh.-Tüxen-Ges.* 28, 55-73.
- Hobbs, R.J., Higgs, E. & Harris, J.A. (2009): Novel Ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology and Evolution* 24 (11): 599-605.
- Hobbs, R.J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J.S., Bridgewater, P., Cramer, V.A., Epstein, P.R., et al. (2006): Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* 15: 1-7.
- Jäger, E.J. (Hrsg., 2011): Rothmaler – Exkursionsflora von Deutschland. Gefäßpflanzen: Grundband. 20. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Jarolimek, I., Banasova, V., Otahelova, H. & Zaliberova, M. (2001): Nine year succession of the herbaceous floodplain vegetation in the Morava river. *EKOLOGIA-BRATISLAVA* 20: 92-100.
- Koltzenburg, M. & Böcker, R. (1999): Die heutige potentielle natürliche Vegetation an Fließgewässern. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 57.
- Korneck, D.; Schnittler, M.; Klingenstein, F.; Ludwig, G.; Takla, M.; Bohn, U. & R. May (1998): Warum verarmt unsere Flora? Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – In: Klingenstein, F. & Ludwig, G. (Bearb.): Ursachen des Artenrückgangs von Wildpflanzen und Möglichkeiten zur Erhaltung der Artenvielfalt. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – Schriftenreihe für Vegetationskunde 29: 299-444.
- Krause, A. (1992): Zur Natürlichkeit von Fließgewässern. Eine Annäherung anhand botanischer Kriterien bei der Bewertung von Wasserläufen. – In: Friedrich, G. & J. Lacombe (1992): Ökologische Bewertung von Fließgewässern. *Limnologie aktuell* 3, 9-18. Stuttgart, New York.
- LUBW [Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg] (2010): Naturräume Baden-Württembergs. Verfügbar online unter: www.lubw.baden-wuerttemberg.de (letzter Zugriff: 21.11.2016)
- McCune, B., Mefford, M.J. (2006): PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 5.32 MjM Software, Glenden Beach, Oregon, U.S.A.
- Naiman, R.J., & Decamps, H. (1997): The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28: 621-58.
- Naiman, R.J., Decamps, H. & Pollock, M. (1993): The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* 3: 209-12.
- RP Karlsruhe (2015): Vertiefung des Alten Hafens bei Leopoldshafen zur Verbesserung der Wasserqualität. Ausgleichsmaßnahme zur Rheinhochwasserdamm-Ertüchtigung zwischen Eggenstein-Leopoldshafen und Dettenheim. Projektinformation. (https://rp.baden-wuerttemberg.de/rpk/Abt5/Ref532/Documents/2_rhwd_XXX_alter_hafen.pdf). Letzter Zugriff: 21.11.2016)
- RP Karlsruhe (2009): Pflege- und Entwicklungsplan für das Natura 2000-Gebiet 6816-341 „Rheinniederung von Karlsruhe bis Philippsburg“. (<http://www4.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/62157/>) Letzter Zugriff: 21.11.2016)
- Scholz, M., Mehl, D., Schulz-Zunkel, C., Kasperidus, H.D., Born W., & Henle, K. (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen. Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 124. Bundesamt für Naturschutz Bonn – Bad Godesberg. 257 S.

23 Was die Aue für uns leistet...

Ökosystemdienstleistungen von Auen – Bewertungsmethode für die Erfolgskontrolle von Renaturierungsprojekten

Inga Willecke

Zusammenfassung

Der Wert von Ökosystemfunktionen und daraus generierten Ökosystemdienstleistungen (ÖDL) ist bei den meisten politischen und planerischen Entscheidungen bisher ein weitgehend unterschätzter Faktor. Dies gilt insbesondere bei der Zerstörung oder Degradierung von Ökosystemen, aber auch bei ihrer Wiederherstellung und Aufwertung. Ihre Erfassung und Bewertung stellt daher einen wichtigen Schritt dar, um positive sowie negative Auswirkungen auf ihre Bereitstellung zukünftig berücksichtigen zu können. Die vorgestellte Bewertungsmethode bietet dabei einen ersten Ansatz um die Ökosystemfunktionen und – dienstleistungen von Auen hinsichtlich einer Erfolgskontrolle von Renaturierungsprojekten qualitativ zu evaluieren. Zukünftig wäre für die Evaluierung bestimmter ÖDL (z.B. Klimawandel-Mitigation, Nährstoffrückhalt) eine quantitative Bewertung sinnvoll, da die Aussagekraft der Ergebnisse somit weiter erhöht werden könnte. Insgesamt ist eine Anpassung und Erweiterung der Methode hinsichtlich einer steten Optimierung anzustreben.

Keywords: Ökosystemdienstleistungen, Bewertungsmethode, Erfolgskontrolle

Einleitung

Ökosystemare Leistungen sind essentiell für den Menschen und sein Wohlbefinden. Dennoch werden sie im Rahmen gesellschaftlicher und politischer Entscheidungen bisher kaum berücksichtigt. Dem fehlenden Markt für Ökosystemdienstleistungen (ÖDL) und der bisher unzureichenden Möglichkeit ÖDL einen adäquaten monetären Wert zuzuordnen, ist es geschuldet, dass ihr Wert und mögliche entstehende Kosten durch Degradierung und Zerstörung weitgehend unterschätzt werden (Schröder et al. 2012).

Auen erbringen eine Vielzahl von Ökosystemdienstleistungen, durch deren Bereitstellung der Mensch einen vielfältigen Nutzen erfährt. Dazu zählen insbesondere die Hochwasserregulation, der Rückhalt von Schad- und Nährstoffen sowie die Mitigation von Treibhausgasen (Scholz et al. 2012). Ökosystemdienstleistungen werden als Komponenten der Natur definiert, die direkt genutzt, konsumiert oder genutzt werden und zum menschlichen Wohlbefinden beitragen (vgl. Boyd & Banzhaff 2007). Inwieweit das Ökosystem Aue diese Leistungen zur Verfügung stellen kann, hängt von der Integrität der Ökosystemfunktionen ab, die diese generieren (Damm et al. 2011). Aktuell sind in Deutschland nur noch 10 % der Flussauen

in Deutschland als ökologisch intakt einzustufen, dadurch sind nicht nur auentypische Biotop- und Lebensraumtypen gefährdet (BFN 2015), sondern auch die Bereitstellung wichtiger ÖDL der Auen.

Im Rahmen des EU-LIFE+-Projektes „LIFE+ Feuchtwälder“ werden Maßnahmen zur Renaturierung und Erhaltung von Auen- und Moorwäldern durchgeführt, die die natürlichen Wechselbeziehungen im Fluss-Auen-System fördern und auentypische Lebensraumtypen und -strukturen wiederherstellen. Nach Vorgabe der EU soll im Zuge der Erfolgskontrolle bewertet werden, inwieweit die durchgeführten Maßnahmen die Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen durch die Aue verbessert bzw. verschlechtert haben.

Für die Bewertung der Ökosystemdienstleistungen wurde im Rahmen einer Masterarbeit (Willecke 2016) an der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde (HNEE) eine praktikable Evaluierungsmethode erarbeitet. Für die Beurteilung der spezifischen Leistungen und Funktionen von Auen wurde das von Schröder et al. (in Vorb.) für Niedermoore entwickelte Klassifikationssystem adaptiert. Im Fokus der Masterarbeit stand insbesondere die Entwicklung von praktikablen Indikatoren, deren Bewertungsgrundlage auf bereits vor-

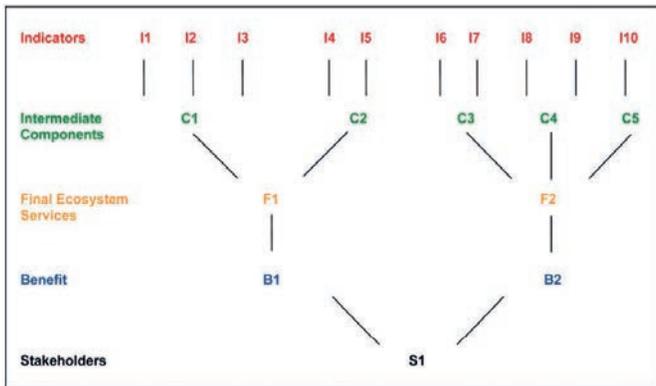


Abbildung 1: Struktur des Klassifikationssystems nach Schröder et al. 2012:142

handenen digital vorliegenden Daten basiert. Für eine einfache Handhabung werden alle Indikatoren detailliert in Form von Steckbriefen dargestellt. In Hinblick auf die Anwendbarkeit des Systems wurde im Zuge der Arbeit eine Erprobung anhand von zwei exemplarischen Auenabschnitten im Projektgebiet „Stepenitz“ des „LIFE+ Feuchtwälder“-Projektes vorgenommen.

Die Bewertungsmethode

Die Methode nach Schröder et al. (in Vorb.) verfolgt einen holistischen Ansatz für die Erfassung von ÖDL indem diese die Gesamtheit von ÖDL, Ökosystemfunktionen und ihren Nutzen erfasst. Dadurch kann sowohl die Multifunktionalität eines Ökosystems sowie die vielfältigen Interaktionen und Rückkopplung zwischen den einzelnen ÖDL abgebildet werden. Das ausschließlich anthropozentrische Konzept der ÖDL wird erweitert, indem die inhärenten Funktionen des Ökosystems als grundlegende Faktoren integriert und durch Indikatoren evaluiert werden. Dadurch wird erreicht, dass Ökosystemfunktionen nicht ausschließlich mit dem Nutzen für Akteure assoziiert werden, sondern als Merkmal für die Integrität des Ökosystems herangezogen werden können.

Der methodische Rahmen (Abbildung 1) des Systems umfasst zunächst die Identifikation von relevanten Akteuren und Interessensgruppen (stakeholders) und ihren Bedürfnissen (Ebene 1), darauf folgend stellt die zweite Ebene den Nutzen (benefit) für die Akteure dar, die wiederum durch Ökosystemdienstleistungen (final ecosystem services) (Ebene 3) generiert werden. Die Funktionen und Prozesse (intermediate components) eines Ökosystems sind Voraussetzung für die Bereitstel-

lung der ÖDL (Ebene 4), ihre Qualität und Quantität wird anhand von Indikatoren (indicators) (Ebene 5) evaluiert und bildet ab, welche Kapazitäten das entsprechende Ökosystem hat, ÖDL bereitzustellen (Schröder et al. in Vorb.).

Beispiel: Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz

Die Ökosystemdienstleistung wird wie folgt definiert: „Hochwasserretention ist das vorübergehende Speichern von überbordenden Hochwassermengen. Dabei kommt es zu Abflussverzögerungen durch geringere Wassertiefen und größere Rauheiten auf den Vorländern und Auen“ (Kern & Honecker 2000: 1). Ausschlaggebend für die Bereitstellung der Ökosystemdienstleistung „Hochwasserschutz“ durch Auen ist zum einen der Raum zur schnelleren Abführung größerer Wassermengen sowie Flächen, die der Zwischenspeicherung dienen und den Scheitelabfluss der Hochwasserwelle regulieren (Korn et al. 2005). Am Beispiel der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz soll die Bewertungsmethode im Detail erläutert werden.

Zur Einschätzung der Retentionswirksamkeit der Aue hinsichtlich der verfügbaren Flächen für den Wasserrückhalt, dient das Verhältnis zwischen relativer Flächengröße der Aue zu Breite des Gewässers als Indikator (Kern & Honecker 2000). Dabei ergibt sich die Auenbreite „[...] als gemittelte Distanz eines Auenabschnittes zwischen den beiderseits des Gewässers liegenden Restriktionsgrenzen“ (Kern & Honecker 2000: 13). Auf Grundlage der abflussregulierenden Eigenschaften des Bewuchses lassen sich die verschiedenen Landnutzungsklassen mittels eines digitalen Landschaftsmodells (Einteilung nach Brunotte et al. 2009) hinsichtlich ihrer hochwasserabschwächenden Wirkung einstufen. Mit der Klassifizierung der Landnutzung anhand der Rauigkeit sowie den Infiltrationseigenschaften kann eine Bewertung hinsichtlich der Retentionswirkung bei Überschwemmungen oder extremen Wetterereignissen erfolgen. Anhand des Indikators sind somit Aussagen über die abflussregulierende Wirkung der vorherrschenden Vegetation möglich (siehe Damm et al. 2011: 31).

Die 5-stufige Bewertungsmatrix, die den Indikatoren Retentionswirksamkeit und Landnutzung jeweils unterlegt ist, dient der Bewertung der Ökosystemfunktionen Wasserspeicher und Abflussregulierungsvermögen. Die Bewertungstabellen in Abbildung 2 stellen die Parameter dar, die den Indikatoren zu Grunde liegen sowie die dazu gehörigen Bewertungsstufen. Im hier dargestellten Beispiel wird die Ökosystemfunktion Wasserspeicher anhand des Indikators Retentionswirksamkeit mit einer 3 bewertet. Die Ökosystemfunktion Abflussregulierungsvermögen wird durch den Indikator Landnutzung mit einer 5 bewertet. Da beide Ökosystemfunktionen gleichwertig zur Generierung der Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz beitragen, wird ein Mittelwert der Bewertungen berechnet. Somit ergibt sich im hier dargestellten Beispiel eine Bewertung von 4. Übertragen auf die 5-stufige Bewertungsmatrix, wird die ÖDL also zu einem hohen Maße bereitgestellt. Hinsichtlich der Erfolgskontrolle von Renaturierungsprojekten, können durch die gewählten Indikatoren, zu erwartende Veränderungen gut abgebildet werden. Beispielsweise wird durch die Änderung der Nutzung und Bewirtschaftung von

Flächen in der Aue auf die Retentionswirkung Einfluss genommen. In Bezug auf die geplanten Maßnahmen des EU-LIFE+ Projektes ist z. B. zu erwarten, dass sich Flächen mit standorttypischem Auenwald erhöhen werden, was hinsichtlich der Retentionswirkung positiven Einfluss haben wird (siehe Damm et al. 2011: 31).

Anhand der Bewertung der ÖDL Hochwasserschutz kann nun für verschiedene Interessensgruppen ermittelt werden, in welchem Umfang der Nutzen, der sich aus dem Konsum einer ÖDL ergibt, durch das jeweils untersuchte Gebiet erfüllt wird. Hierbei ist zu beachten, dass je nach Interessensgruppe variiert, welchen Nutzen eine ÖDL hat. Im dargestellten Beispiel in Abbildung 2 soll dies durch die Interessensgruppe Lokale Bevölkerung und Landnutzer verdeutlicht werden. Beiden Gruppen nutzt die ÖDL Hochwasserschutz gleichermaßen beim Schutz vor Überflutungen. Dem Landwirt nutzt die ÖDL darüber hinaus aber auch bei der Produktion von Lebensmitteln, resultierend aus seinen individuellen Bedürfnissen. Die Ergebnisse der Evaluierung, welchen Nutzen unterschiedliche Interessensgruppen aus dem Kon-

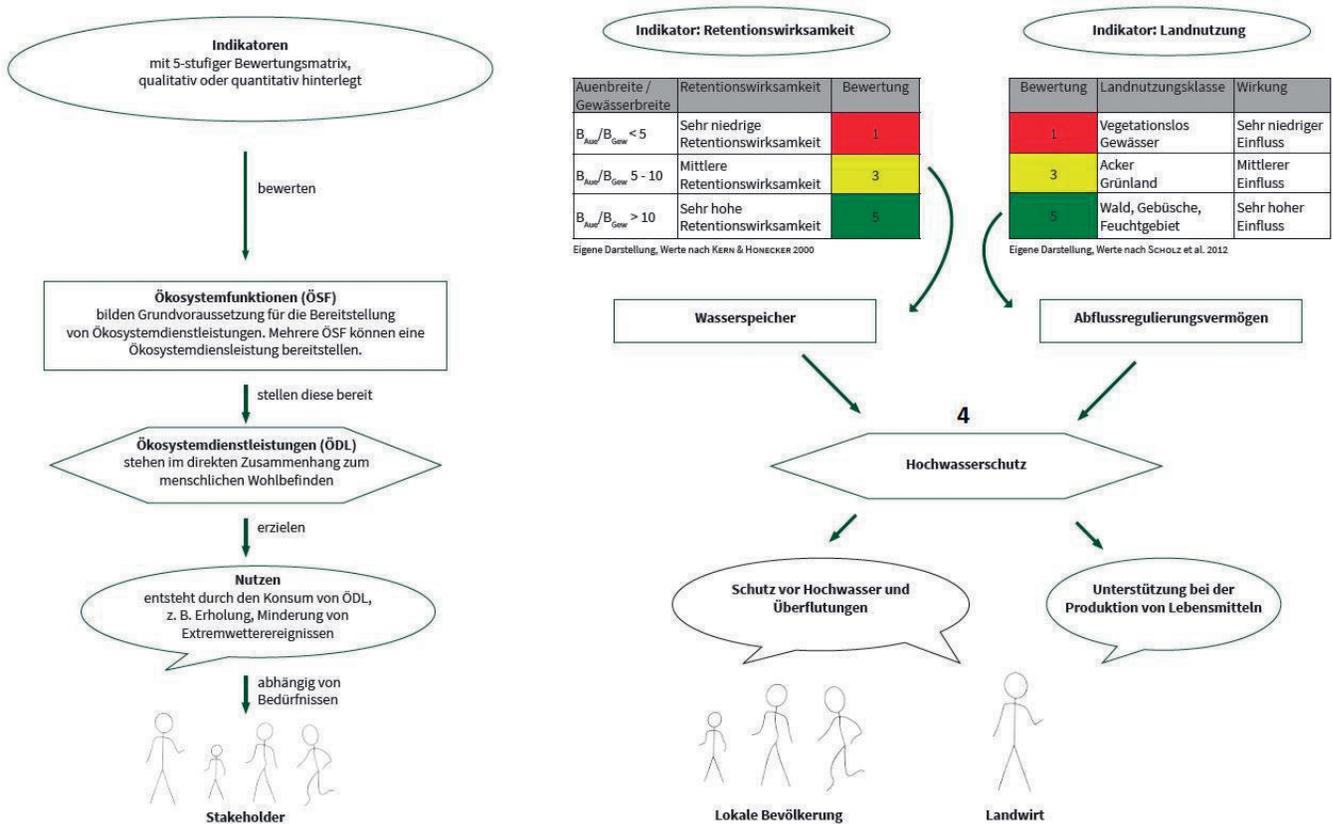


Abbildung 2: Bewertungsschema mit Beispiel Ökosystemdienstleistung Hochwasserschutz

Tabelle 1: Übersicht bewerteter Ökosystemdienstleistungen und –funktionen von Auen mit jeweiligem Indikator.

Ökosystemdienstleistung	Ökosystemfunktion	Indikator	Daten
Essbare Naturprodukte - tierisch (Viehfutter)	Primärproduktion I	Futterwert	Futterwertzahlen (OPTIZ V. BOBERFELD 1994)
Rohstoffe	- pflanzlich I Biogassubstrat	Primärproduktion II	potentielle Biomassertrag Grünland, Schilf
	- pflanzlich II Holz,	Primärproduktion III	Zuwachsrate
	- tierisch (Weidenutzung)	Lebensraumangebot I	Weidefläche
Hochwasserschutz/ Wasserhaushaltsstabilisierung	Wasserspeicher, Abflussregulierungsvermögen	Retentionswirksamkeit: Rauigkeitswert vorhandener Überschwemmungsflächen	(Breite _{Aue} /Breite _{Gewässer}) Strickler-Beiwert
Nährstoffgüte des Oberflächengewässers	Sedimentrückhalt/ Phosphorretention	Breite Gewässerrandstreifen Rauigkeitswerte	GIS Daten Strickler-Beiwert
	Stoffbindung (Denitrifikation)	Denitrifikationsstufen	Denitrifikationsstufen Bodenübersichtskarte (BÜK300)
Lokal/Regionalklima	Pufferfunktion (Verdunstung, Kühlung)	Wasserstufe	Wasserstufen
Klimawandel-Mitigation	Global-Klima-Regulation	Global-Warming-Potential	GEST-Modell (Wasserstufen, Vegetationsformen)
	Kohlenstoffspeicher	Kohlenstoffvorräte	Karte Kohlenstoffvorräte BB
Erhalt der spezifischen Biologischen Vielfalt	Lebensraumangebot II	Artenausprägung	Biotopkartierung (NATURA 2000)
	Biotopverbund	Durchgängigkeit/Freiraumverbund	Gewässerstrukturgütekartierung GIS-Shape <i>Freiraumverbund</i>

sum von ÖDL ziehen, können für die Öffentlichkeitsarbeit in einem Projekt verwendet werden. Für eine positivere Resonanz gegenüber geplanten Maßnahmen können insbesondere die positiven Auswirkungen auf Ökosystemfunktionen und somit die Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen angeführt werden.

Fazit

Mittels einer Anwendung des Bewertungssystems auf zwei exemplarische Auenabschnitte im „LIFE+ Feuchtwälder“-Projektgebiet „Stepenitz“ konnte gezeigt werden, dass das Schema zur Evaluierung der Ökosystemdienstleistungen geeignet ist. Die entwickelten Indikatoren dienten dabei als Bewertungsgrundlage und konnten in der angedachten Weise zur Beurteilung der Ökosystemfunktionen und –leistungen genutzt werden. Tabelle 1 stellt alle Ökosystemdienstleistungen, die im Rahmen der Arbeit bewertet wurden. Bezogen auf die Aussagekraft der ermittelten Ergebnisse sind verschiedene methodische wie datenbedingte Unsicherheiten zu berücksichtigen. Generell sollte bedacht werden, dass die Bewertung hauptsächlich einer Einstufung bezüglich des Zustandes und der Bereitstellung von Ökosystemdienstleistung dient und bisher nur in einigen Fällen quantifizierbare Werte liefert. Für die Anwendung des Schemas auf weitere Gebiete sollte insbesondere die verfügbare Datenlage geprüft werden, da diese einen wesentli-

chen limitierenden Faktor darstellt. Generell kann das erarbeitete Bewertungsschema als ein erster Arbeitsstand aufgefasst werden, welcher weiterhin durch Ergänzungen und Anpassungen sowie durch weitere Praxistests optimiert werden sollte.

Danksagung

Mit Unterstützung des Finanzierungsinstruments LIFE der Europäischen Gemeinschaft.

Literatur

BfN – Bundesamt für Naturschutz (Hg) (2015): Fachinformation des BfN zur „Naturschutz-Offensive 2020“ des Bundesumweltministeriums. Status, Trends und Gründe zu den prioritär eingestuften Zielen der NBS, BfN-Skripten 418. Bonn-Bad Godesberg.

Boyd, J., Banzhaf, S. (2007): What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. In: Ecological Economics 63 (2-3), S. 616–626.

Damm, C., Dister, E., Fahlke, N., Follner, K., König, F., Korte, E., Lehmann, B., Müller, K., Schuler, J., Weber, A.,; Wotke, A. (2011): Auenschutz - Hochwasserschutz - Wasserkraftnutzung. Beispiele für eine ökologisch vorbildliche Praxis ; Ergebnisse des F+E-Vorhabens (FKZ 3508 21 0100) des Bundesamtes für Naturschutz. 112. Aufl. Hg. v. BfN - Bundesamt für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg (Naturschutz und biologische Vielfalt).

Kern, K., Honecker, U. (2000): Fernerkundung sensibler Bachauen im Flussgebiet der Nahe. IRMA II A4 (Abschlussbericht)

Korn, N., Jessel, B., Hasch, B., Mühlinghaus, R. (2005): Flussauen und Wasserrahmenrichtlinie. Bedeutung der Flussauen für die Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie - Handlungsempfehlungen für Naturschutz und Wasserwirtschaft ; Ergebnisse des F+E-Vorhabens 802 82 100 des Bundesamtes für Naturschutz. Hg. v. BfN - Bundesamt für Naturschutz. Deutschland. Bonn-Bad Godesberg (Naturschutz und biologische Vielfalt, 27).

Scholz, M., Mehl, D., Schulz-Zunkel, C., Kasperidus, H.-D., Born, W., Henle, K. (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen. Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion : Ergebnisse des F+E-Vorhabens (FKZ 3508 850 100). Hg. v. BfN - Bundesamt für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg (Naturschutz und biologische Vielfalt, 124).

Schröder, C., Luthardt, V., Jeltsch, F. (2012): Das Konzept der Ökosystemdienstleistung und ihre Bewertung. Defizitanalyse und Lösungsansatz mittels einer holistischen, ökosystemspezifischen Methodik, in: Ibisch, P., Kreft, S., Luthardt, V. (Hg.) Regionale Anpassung des Naturschutzes an den Klimawandel. Strategien und methodische Ansätze zur Erhaltung der Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen in Brandenburg. Eberswalde: Hochschule für nachhaltige Entwicklung.

Schröder, C., Luthardt, V., Jeltsch, F. (in Vorb.): Regional Environmental Change. Development of a holistic evaluation method for ecosystem services on a regional scale. - Manuscript Draft. unveröffentl. Hochschule für Nachhaltige Entwicklung Eberswalde.

Willecke, I. (2016): Bewertung der Verbesserung von Ökosystemdienstleistungen im Rahmen des EU-LIFE+-Projektes „LIFE+ Feuchtwälder“-Entwicklung der Methodik. Unveröffentlichte Masterarbeit, Eberswalde

24 Wetland products: Nachhaltiges Baumaterial aus Schilf und Rohrkolben

Aldert van Weeren

Zusammenfassung

Die Effekte des Klimawandels und Weltmarktbedingungen sind bei der Landwirtschaft und bei unserer Landnutzung angekommen. Das zwingt uns, die Landnutzung zu überdenken. Die Nutzung von trockengelegten Moorflächen als Hochwasserrückhalteflächen, die weiterhin durch Anbau von Wetland Products landwirtschaftlich genutzt werden, schaffen vielfache Vorteile: Es bietet Landwirten Einkommen (Arbeitsplätzen bleiben in der Region), verbessert die Artenvielfalt, kann Wasser reinigen (Stickstoffreduzierung) und hilft dreifach CO₂-Emissionen zu verringern: Durch Wiedervernässung, durch Anbau und Ernte von Wetland Products und durch die Anwendung dieser Produkte in der Bauwelt.

Keywords: Paludikultur, nachhaltiges Bauen, Rohrkolbenverwertung, Schilfnutzung

Vorwort

Dieser Beitrag ist auf der Basis eines während der Auentagung in Criewen im Nationalpark Unteres Odertal im September 2016 gehaltenen Vortrags entstanden. Er beschreibt einen möglichst bezahlbaren Ausweg aus der Gefahr hoher Stickstoffeinträge in unsere Gewässer und der Freisetzung von Kohlendioxid aus Nassböden.

Einblick in die Vorgeschichte

Es ist lange her, dass der europäische Mensch aufgehört hat, hinter seinem Essen her zu laufen und vom Jäger und Sammler zum Bauern geworden ist. Diese Änderung hat uns zur Entwicklung von festen und dauerhaften Behausungen geführt, unter Verwendung von lokal vorhandene Baumaterialien. Heideplaggen, Lehm, Ton und Schilf wurden Baumaterialien der erste Stunde für Wand und Dach.

Moore wurden zu einem Lieferanten für Baumaterial und Tiernahrung, z.B. Schilf (*Phragmites australis*), vermutlich auch Rohrkolben (*Typha latifolia*) als Dachdeckung und Bodenstreu sowie für Tiernahrung. Diese Materialien haben in einer kaum geänderten Anwendungsform bis heute ihren Platz, füllen mittlerweile jedoch nur noch einen Nischenplatz aus.

Röhricht und Schilf als Baumaterial ist in vielen Kulturräumen bis heute anzutreffen, z.B. im Zweistromland zwischen Euphrat und Tigris, oder bei der Verwendung für den Bau von Behausungen

und Booten am Titicacasee in Peru (Thor-Heyerdal 1973). Dieses Wissen ist leider zum Teil verloren gegangen.

Problemstellung

Können Gewässerschutz, Schutz der Moore vor weiterer Austrocknung und CO₂-Freisetzung, Retention von Wassermengen zur Verhinderung von Hochwasser und der Einsatz von nachhaltigem Baumaterial in Einklang gebracht werden? Gibt es einen integralen multidisziplinären Lösungsansatz?

Durch das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) wird bestimmt, dass Pläne für einen möglichst schadlosen Wasserabfluss aufzustellen sind, soweit dies erforderlich ist. In die Hochwasserschutzpläne sind insbesondere Maßnahmen zum Erhalt oder zur Rückgewinnung von Rückhalteflächen, zu deren Flutung und Entleerung nach den Anforderungen des optimierten Hochwasserabflusses in Flussgebietseinheiten, zur Rückverlegung von Deichen, zum Erhalt oder zur Wiederherstellung von Auen sowie zur Rückhaltung von Niederschlagswasser aufzunehmen. Retentionsflächen sind eine potentielle Anbaufläche für Paludikulturen. Hier gäbe es also für die „Rückgewinnung von Rückhalteflächen“ eine Möglichkeit, Paludikulturflächen zur sowohl „nassen“ Landwirtschaft als auch für Hochwasserrückhalt zu etablieren. Dies spart dem Bund und den Ländern enorme Kosten, da Grundstücke nicht unbedingt angekauft werden müssen, oder nach Ankauf hinterher verpachtet werden können!



Abbildung 1: Arbeit mit dem Pistenbull. Zur Schilfernte bereits sehr gut geeignet, braucht das Schneidewerk noch Anpassungen, um bei der Rohrkolbenernte eingesetzt zu werden.

Mit Blick auf die bereits früher verwendeten, natürlichen Baumaterialien aus Schilf und Rohrkolben, bietet sich durch deren Weiterverarbeitung eine Lösung für die oben angesprochenen Probleme, die ökologische sowie makroökonomische Vorteile bietet. Nachfolgend werden die Nutzung und Verwendung von Schilfrohr (*Phragmites australis*) und Breitblättrigem Rohrkolben (*Typha latifolia*) besprochen.

Der Naturbaustoff Schilfrohr

Schilfrohr ist ein kieselsäurereicher, Lignin enthaltender Naturbaustoff. Schilfrohr dient in Form von Reet als Dachdeckmaterial und in Form von mehrschichtigen Schilfrohrplatten oder einfachem Schilfrohr als Putzträger oder Geflecht als Baumaterial im Lehm- und Ziegelbau. Schilf nimmt keine Feuchtigkeit auf und verrottet daher nur langsam, es ist stabil und aufgrund seiner griffigen Oberflächenstruktur ein ausgezeichneter Putzgrund. Aufgrund seines Gehalts an Kieselsäure ist Schilf normal brennbar.

Gehäckselt und gestreut (eventuell mehrschichtig und richtungsorientiert), vermischt mit einem Kleber auf natürlicher Basis oder einem natürlichen Mineral als Zusatzstoff lassen sich Bauplatten herstellen, die nach Bedarf die erwünschte Brandsicherheit von 30, 60 oder 90 Minuten garantieren. So hat die Firma Strolos unbrennbare Schilfverbundplatten entwickelt, die schraubfest sind und mit üblichen Werkzeugen bearbeitet und laserge-

schnitten werden können, ohne dass dabei gesundheitsgefährdende Gase freigesetzt werden. Viele dieser Produkte sind Nischenprodukte, die jedoch eine viel größere Anwendung finden könnten. Mittlerweile gibt es umgebaute Pistenbullis, die während der Ernte das Schilf ausputzen und den Arbeitsaufwand für den Rohrwerber merklich reduzieren.

Der Naturbaustoff Rohrkolben

Rohrkolben wächst sehr schnell und liefert so eine enorme Biomasse pro Hektar. Die im Winter geerntete Pflanze kann zu Platten oder Einblas- und Hohlwanddämmung verarbeitet werden. Die Firma Typhatechnik entwickelte im Zuge des Donaumoos-Projektes

(<http://www.arge-donaumoos.de/>) zusammen mit der Technischen Universität München stabile, belastbare, 20 cm dicke Isolation- und Bauplatten aus Rohrkolbenblattmaterial. Diese werden unter anderem für die steife, statisch belastbare Ausbesserung von Fachwerk angewendet. Einblasdämmung lässt sich aus der kompletten Pflanze (Blatt, Blütenstände und Samen) herstellen. Diese kann mit markt gängigen Einblasgeräten verarbeitet werden.

Die größten Vorteile von Isolierungsmaterialien aus Rohrkolben sind ebenso wie beim Schilf eine hohe Feuchtigkeitsbeständigkeit, Resistenz gegenüber Schädlingen und Schimmel sowie hervorragende akustische Eigenschaften (Schallschutz).



Abbildung 2 und 3: Schilfhohlblock (links) und Rohrkolbenbauplatte (rechts): Stabiler und hochwertiger Baustoff für ein gesundes Wohnklima.

Ohne die Verwendung von Zusatzstoffen ist das Produkt als normal brennbar einzustufen. Die Dämmung weist durch den geringen Primärenergiebedarf bei der Herstellung eine positive CO₂-Bilanz auf.

Die Dämmeigenschaft von Rohrkolben ist ebenfalls positiv zu beurteilen: Die Wärmeleitfähigkeit des Materials beträgt 0,04 - 0,045 W/(m K) und ist damit vergleichbar mit künstlich hergestellten Dämmmaterialien, wie z.B. Polystyrol. Um den aktuellen Anforderungen der Energieeinsparverordnung (EnEV, 2014) zur Fassadendämmung mit einem Wärmedurchgangskoeffizient (U-Wert) von 0,24 W/(m²K) gerecht zu werden, müsste die Dämmung lediglich 16 bis 18 cm betragen. Das Material dämmt sowohl im Winter als auch im Sommer gegen Hitze ausgezeichnet. Eine sehr lehrreiche Ansicht zeigt das Kumphaus (<http://www.demozentrum-bau.de/messtechnik/mthauskump.php>).

Alles Hirngespinnst?

Zur Realisierung einer standortgerechten Landwirtschaft auf nassen Standorten braucht es ein neues Denken, welches aber sicherlich durch verbesserte Rahmenbedingungen gesteuert werden kann.

Die vergangenen drei Jahrhunderthochwässer haben einen Gesamtschaden von geschätzt über 30 Mrd. Euro gebracht. Bund, Länder, aber auch (Rück-) Versicherer und Agrarfinanzierungsbanken sollten in die Pflicht genommen werden, die

Schaffung von Retentionsflächen zu fördern und zu stimulieren. Wenn diese neuen Retentionsflächen mit nachwachsenden Rohstoffen wie Schilf und Rohrkolben bewirtschaftet werden, ergeben sich Einnahmequellen für die Landwirtschaft, wenn neben dem Anbau/der Produktion auch die Verarbeitung zum Endprodukt ortsnahe stattfindet. So bleiben Arbeitsplätze im Gebiet oder es werden neue geschaffen.

Artenschutzprogramme könnten davon profitieren, wenn in Schilfgebieten ein Mahd erlaubt und durchgeführt wird, selbstverständlich nach strikt festgelegten Mahdmanagementplänen, die jährlich aufgestellt und kontrolliert werden, so wie es in den Niederlanden gängige Praxis ist.

Und nie war es einfacher, mit dem Einsatz neuer Isolier- und Baumaterialien auf Basis nachwachsender Rohstoffe einen Weg zu gehen hin zu CO₂-neutralem Bauen. Die Einstufung von Schilf und Rohrkolben als landwirtschaftliches Erzeugnis bzw. Erwerbspflanzen ist längst fällig.

Nachtrag

Begonnen hat mein Interesse für den Einsatz von Schilf und Rohrkolben im Hausbau zusammen mit der Greifswalder Paludikulturinitiative, indem wir mein Haus in Kamp, inmitten des ausgedehnten renaturierten Anklamer Stadtmoors, mit Rohrkolben und Schilf als Bau und Isoliermaterial restaurieren. Der Zuspruch von allen Seiten war groß, so dass dieses Projekt zum Start-up-Unternehmen wurde. Mit dem Haus hoffen wir in Zukunft auch eine Anlaufstelle für Interessierte (Landwirte, Rohrwerber, Architekten, Bauherren, Naturschützer usw.) zu etablieren. Wir freuen uns auf Einladungen zum Mitdiskutieren und Brainstormen genauso wie auf Anfragen von interessierten Bauherren und Bauherrinnen, Landwirten oder Landwirtschafts- und Naturschutzverbänden!

Ich danke Tobias Dahms, Greifswald für die freundliche Unterstützung mit allen Fotos in diesem Artikel. Ich danke der Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde sowie dem Nationalpark Unteres Odertal für das Aufnehmen dieses Textes ins Tagungsbuch. Letztens geht auch ein Dankeschön an Christian Losehand (Strohlos) für seine nimmer nachlassenden sprudelnden Ideen in der Produktentwicklung.



Abbildung 4: Untersuchungen an *Typha latifolia*.

Literatur

Freibauer, A.; Drösler, M; Gensior, A. & E.-D. Schulze (2009): Das Potenzial von Wäldern und Mooren für den Klimaschutz in Deutschland und auf globaler Ebene. In: Natur und Landschaft 84. Jahrgang (2009) – Heft 1: 20-25.

Thor Heyerdahl (1973): Expedition Ra, im Papyrusboot über den Atlantik. Verlag Volk und Welt, Berlin.

Webseiten

<http://www.arge-donaumoos.de/index.php?id=69>

http://www.ivh.de/Umwelt_I122.whtml

<http://www.zeit.de/wissen/umwelt/2016-11/nitrat-grundwasser-deutschland-klage-eu>

25 Einfluss der Landbedeckung auf die hydromorphologische Qualität ausgewählter Fließgewässer des Hügellandes in Polen

Rafał Kozłowski und Joanna Przybylska

Zusammenfassung

Die dargestellten Untersuchungen beziehen sich auf zwei kleine Fließgewässer des Berg- und Hügellandes im Heiligkreuzgebirge (Góry Świętokrzyskie) im Südosten Polens: Bobrza und Psarka. In repräsentativen, 500 m langen Abschnitten, erfolgten Feldkartierungen nach der River Habitat Survey (RHS) - Methode. Aus den gewonnenen Daten wurden die Werte für 4 synthetische Indikatoren berechnet. Es handelte sich um 2 Bewertungsindikatoren und 2 Indikatoren der Qualitätsveränderung, die für die Bewertung des hydromorphologischen Zustandes von Fließgewässern verwendet werden. Anhand der Datenbank CORINE Land Cover (CLC) konnte der prozentuale Anteil der einzelnen Formen der Landbedeckung in 100, 200 und 500 m breiten Pufferstreifen, die um die Mittellinie des Wasserlaufs entlang der untersuchten Abschnitte gelegt wurden, ermittelt werden. Festgestellt wurde eine statistisch relevante positive Korrelation zwischen dem Anteil bebauter Flächen an allen Pufferstreifen und dem Wert der beiden Indikatoren der Qualitätsveränderung. Die am höchsten bewerteten Fließgewässerabschnitte, in denen der Natürlichkeitsgrad des Flussbetts und der Ufer hoch war, wiesen in allen untersuchten Pufferstreifen keine bebauten Flächen auf. Auch beim Gründland wurde ein negativer Einfluss auf den hydromorphologischen Zustand von Fließgewässern verzeichnet. Allerdings sind die Auswirkungen der landwirtschaftlichen Flächen als einer einheitlichen CLC-Klasse nicht eindeutig, weil hier u.a. auch Flächen mit einem hohen Anteil an natürlicher Vegetation einbezogen werden. Diese wurden nämlich in Fließgewässerabschnitten erfasst, die am besten erhalten sind. Dagegen wurde ein positiver Zusammenhang bei der Anwesenheit flussbegleitender Wälder festgestellt.

Keywords: hydromorphologische Bewertung von Fließgewässern, River Habitat Survey, Landbedeckung, Góry Świętokrzyskie

Einführung

Der Einfluss von dominierenden Landbedeckungsformen und Bodennutzungsarten auf die Funktion/Leistungsfähigkeit der Fließgewässerökosysteme in verschiedenen Skalen (Einzugsgebiete, Außenbereiche, unmittelbares Umfeld von Fließgewässern) war Gegenstand zahlreicher Untersuchungen. Die meisten Arbeiten konzentrieren sich auf die Auswirkungen der Landnutzung auf die Abflussparameter (z. B. Fohrer 2009), auf chemisch-physikalische Verhältnisse in Gewässern (z. Silva & Williams 2001) oder auf Pflanzen- und Tiergesellschaften (z. B. Weijters et al. 2009). In den letzten Jahren werden auch Beziehungen zwischen der Landnutzung und verschiedenen hydromorphologischen Parametern von Fließgewässern untersucht (z. B. Kail et al. 2009). Ziel der vorliegenden Arbeit war es, den Einfluss der Landbedeckung im Gewässerumfeld auf die Bewertung des hydromorphologischen Zustandes kleiner Fließgewässer des Hügellandes zu untersuchen.

Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen bezogen sich auf zwei kleine Fließgewässer des Berg- und Hügellandes im Heiligkreuzgebirge (Góry Świętokrzyskie) im Südosten Polens - Bobrza und Psarka, die im Einzugsgebiet der Weichsel liegen (Abbildung 1). Die Länge der Bobrza beträgt 48,9 km, die Fläche ihres Einzugsgebietes - 379 km². Ihre Quellen liegen in 374 m Höhe über NN und die Mündung in den Fluss Czarna Nida - in 216 m Höhe über NN. In dem untersuchten Bereich wird die Bobrza als kleiner Fluss des Hügellandes mit einer hohen Silikatkonzentration klassifiziert. Die Psarka ist 20,5 km lang und ihr Einzugsgebiet ist 89,2 km² groß. Ihre Quellen liegen in 375 m Höhe über NN und die Mündung in den Fluss Świślina - in 235 m Höhe über NN. Sie wird als karbonathaltiger Bach des Hügellandes mit feinkörnigem Substrat auf Lössboden klassifiziert.

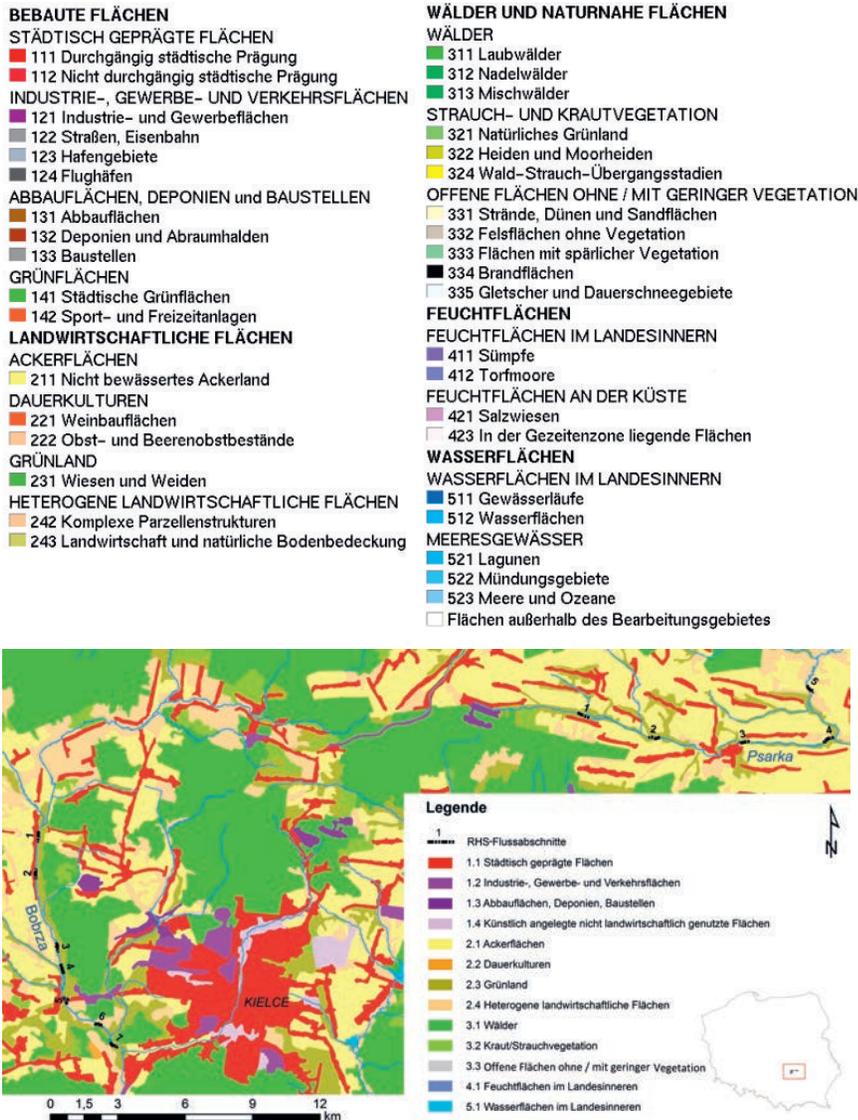


Abbildung 1: Landbedeckungsklassen CORINE Land Cover 2012 und RHS-Abschnitte der untersuchten Fließgewässer.

Methoden

Die Untersuchungen wurden im September 2013 und 2016 durchgeführt. Auf der Bobrza wurden sieben und auf der Psarka fünf repräsentative, 500 m lange Abschnitte festgelegt, in denen Feldkartierungen nach der River Habitat Survey (RHS) - Methode erfolgten. Die RHS-Methode ist eine standardisierte Methode mit der Verwendung von Standarddatenbögen und wird für die Bewertung von hydromorphologischen Parametern von Fließgewässern genutzt. Dadurch wird ein Vergleich zwischen den einzelnen Abschnitten ermöglicht und die Ergebnisse werden in Form von hydromorphologischen Indikatoren statistisch aufgearbeitet (Szoskiewicz et al. 2012). In der vorliegenden Studie wurden die vier am häufigsten angewandten synthetischen Indikatoren genutzt: a) zwei Bewer-

tungsindikatoren, die die besten Werte in natürlichen, gut erhaltenen Fließgewässerabschnitten erreichen, sowie b) zwei Indikatoren der Qualitätsveränderung, die das Ausmaß anthropogener Veränderungen im Flussbett widerspiegeln:

a) Habitat Quality Assessment (HQA) = Indikator zur Bewertung der Habitatqualität anhand der Habitat-Diversität und River Habitat Quality Index (RHQ) = Indikator zur Bewertung der Qualität von Fließgewässer-Habitaten.

b) Habitat Modification Score (HMS) = Indikator der Veränderung der Habitatqualität und River Habitat Modification Index (RHM) = Indikator der Veränderung der Qualität von Fließgewässerhabitaten (Gebler & Jusik 2012).

Entlang der untersuchten Fließgewässerabschnitte wurden um die Mittellinie des Wasserlaufs 100, 200 und 500 m breite Pufferstreifen gelegt, für die die Landbedeckungsklassen gemäß der Datenbank CORINE Land Cover 2012 (CLC) ermittelt wurden. Bei kleinen Fließgewässern des Hügellandes mit verhältnismäßig schmalen Tälern und einer komplizierten Landnutzungsstruktur wäre es angemessen, präzisere Raumdaten zu verwenden. In umwelt- und naturschutzfachlichen Studien werden jedoch gegenwärtig die CLC-Daten häufig genutzt - wegen ihrer einheitlichen Klassifizierungskriterien, die den überregionalen Vergleich ermöglichen, und wegen ihrer allgemeinen Zugänglichkeit. Für die Auswertung des Anteils der jeweiligen Klassen in den Pufferstreifen wurde die Software ArcGIS 9.3 und für die statistischen Analysen die Software Statistica 12 verwendet.

Tabelle 1: Werte der hydromorphologischen Indikatoren für die untersuchten RHS-Abschnitte.

CLC-Landbedeckungsklassen in den einzelnen Pufferbereichen (x) - Pufferbreite in m	Hydromorphologische Indikatoren			
	HQA	RHQ	HMS	RHM
Bebaute Flächen (100)	-0,34	-0,28	0,75	0,77
Landwirtschaftliche Flächen (100)	0,11	-0,16	-0,49	-0,56
Ackerflächen (100)	-0,03	-0,12	-0,16	-0,11
Grünland (100)	-0,62	-0,48	0,11	0,01
Wälder (100)	0,23	0,59	-0,41	-0,35
Bebaute Flächen (200)	-0,34	-0,33	0,7	0,66
Landwirtschaftliche Flächen (200)	0,14	0,01	-0,5	-0,51
Ackerflächen (200)	0,01	-0,2	-0,11	-0,09
Grünland (200)	-0,59	-0,52	0,16	0,04
Wälder (200)	0,41	0,54	-0,45	-0,47
Bebaute Flächen (500)	-0,61	-0,46	0,71	0,66
Landwirtschaftliche Flächen (500)	-0,04	-0,08	-0,32	-0,29
Ackerflächen (500)	-0,34	-0,5	0,18	0,2
Grünland (500)	-0,51	-0,35	0,23	0,15
Wälder (500)	0,47	0,6	-0,36	-0,38

Ergebnisse

Die untersuchten Abschnitte waren in ihrem hydromorphologischen Zustand jeweils unterschiedlich. Die Indikatorenwerte, die die Natürlichkeit der Habitate charakterisierten, bewegten sich in einer Spanne zwischen 23 und 74 beim HQA und zwischen 172 und 299 beim RHQ (Tabelle 1). Die Indikatoren, die die Veränderungen in Fließgewässern charakterisierten, erreichten die Werte von 0 bis 60 (HMS) und von 0 bis 93 (RHM). In den meisten der untersuchten Flächen werden die 100 und 200 m breiten Pufferstreifen durch die Landbedeckungsform Wiesen und Weiden dominiert.



Abbildung 2: Vorstädtische Bebauung am Ufer der Bobrza, RHS-Abschnitt Nr. 5. Foto: Joanna Przybylska

Ihr Anteil sinkt in dem 500 m breiten Pufferstreifen mit dem gleichzeitigen Anstieg des Anteils von Acker- und bebauten Flächen. Die Abschnitte mit den höchsten Werten der Bewertungsindikatoren wiesen in allen untersuchten Pufferstreifen keine bebauten Flächen auf. Die dominierende Klasse im Flusstal war in den Abschnitten das „Landwirtschaftlich genutzte Land mit Flächen natürlicher Bodenbedeckung von signifikanter Größe“ (CLC-Code 243). Die Umgebung der am stärksten veränderten Fließgewässerabschnitte zeichnete sich durch den höchsten Anteil an bebauten Flächen, hauptsächlich „Flächen mit nicht durchgängig städtischer Prägung“ (CLC-Code 112, Abbildung 2), aus. Die beiden Indikatoren der Qualitätsveränderung korrelierten positiv mit dem Anteil bebauter Flächen in allen Pufferstreifen (Tabelle 2). Eine statistisch signifikante negative Korrelation wurde zwischen dem RHM und dem Anteil landwirtschaftlicher Flächen (Abbildung 3) in den 100 und 200 m breiten Pufferstreifen festgestellt. Die verwendeten Indikatoren korrelierten auch negativ mit dem Anteil von Wäldern im Umfeld der Untersuchungsabschnitte, diese Zusammenhänge waren jedoch statistisch nicht signifikant. Der Waldanteil korreliert jedoch signifikant positiv mit dem RHQ. Im Falle des zweiten Bewertungsindikators waren die Werte der Korrelation mit dieser Form der Landbedeckung niedriger. Der Wert des HQA wurde wegen eines größeren Anteils von Wiesen und Weiden in Flusstälern herabgesetzt. In dem 500 m breiten Pufferstreifen wurde auch ein negativer Einfluss der Bebauung verzeichnet, der - zu einem



Abbildung 3: Intensiv genutzte Weideflächen entlang des regulierten Abschnittes der Psarka, RHS-Abschnitt Nr. 2. Foto: Joanna Przybylska

geringeren Grad - den Wert der beiden Bewertungsindikatoren in allen Pufferstreifen senkte.

Diskussion

Die bebauten Flächen sind diejenige CLC-Klasse, die den größten Einfluss auf eine Herabsetzung der Bewertung des hydromorphologischen Zustandes der untersuchten Fließgewässer hat. Im vorliegenden Fall handelte es sich konkret um die dörfliche und vorstädtische Bebauung. Diese Form der Flussstalnutzung bedarf Maßnahmen zum Schutz von Gebäuden und der Infrastruktur, nämlich der Flussbettregulierung sowie des Baus von Uferbefestigungen und Hochwasserschutzdeichen. Ein negativer Einfluss der Bebauung auf die Qualität der Fließgewässerhabitate war unabhängig von ihrer Entfernung vom Flussbett zu verzeichnen, wobei die stärksten Korrelationen beim Vorhandensein von Gebäuden im unmittelbaren Umfeld des Flussbettes (bis 100 m) festgestellt wurden. Auch in den Untersuchungen von Kail et al. (2009) hatte der Bebauungsanteil den größten Einfluss auf Veränderungen in Fließgewässern, unabhängig vom analysierten Raumbezug. Eine weitere Form der Landbedeckung, die die Werte der Bewertungsindikatoren negativ beeinflusste, war das Grünland. Besonders bemerkbar machte sich dies bei der Psarka, an der intensiv genutzte Weiden und Mahdiesen vorkommen. An dem anderen Fluss - der Bobrza - werden die Wiesen extensiv genutzt oder sind aufgelassen. Daher sind die Eingriffe in das Flussbett und die Unterhaltung der vor einigen dutzend Jahren gebauten Uferbefestigungen nicht nötig. In Abschnitten, in denen das Fließgewässer einmal reguliert wurde, unterliegt der Fluss gegenwärtig einem spontanen Renaturierungsprozess. Das so entstehende Bild über den Einfluss landwirtschaftlicher Flächen auf die Fließgewässerhydromorphologie scheint in dem hier untersuchten Fall wegen der Einbeziehung der Klasse „Landwirtschaftlich genutztes Land mit Flächen natürlicher Bodenbedeckung von signifikanter Größe“ (CLC-Code 243) gestört zu sein. In den untersuchten Tälern wurde diese Form der Landbedeckung auf Flächen, die mit Gehölzstrukturen am Fließgewässer und mit Verbuschungsstadien von seit mehreren Jahren aufgelassenen Agrarflächen bewachsen sind, ausgewiesen. Aus diesem Grund ist der Einfluss dieser Landbedeckungsform auf die Naturnähe von Fließgewässern positiv.

Tabelle 2: Ergebnisse der nichtparametrischen Spearman-Rangkorrelation zwischen den hydromorphologischen Indikatoren und dem Anteil der CLC-Landbedeckungsklassen an den 100, 200 und 500 m breiten Pufferstreifen ($p < 0,05$)

RHS-Abschnitt	Hydromorphologische Indikatoren			
	HQA	RHQ	HMS	RHM
Bobrza 1	40	239	40	39
Bobrza 2	59	278	23	24
Bobrza 3	58	264	7	6
Bobrza 4	52	222	1	0
Bobrza 5	36	217	60	94
Bobrza 6	71	283	0	0
Bobrza 7	51	299	1	2
Psarka 1	25	174	23	19
Psarka 2	31	172	25	26
Psarka 3	23	212	28	32
Psarka 4	53	244	0	0
Psarka 5	74	286	0	0
Mittelwert	48	241	17	20
Medianwert	52	242	15	13
Tiefstwert	23	172	0	0
Höchstwert	74	299	60	94

Literatur

- Fohrer, N., Haverkamp, S., Eckhardt, K., Frede, H. G. (2001): Hydrologic response to land use changes on the catchment scale. Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere, 26 (7), 577-582.
- Gebler, D. & Jusik, S. (2012): Syntetyczne wskaźniki hydromorfologiczne w metodzie RHS jako element wspierający ocenę stanu ekologicznego rzek wyżynnych i górskich. Prz. Nauk. Inż. Kszt. Środ. 56, 3-11.
- Kail, J., Jähnig, S. C., Hering, D. (2009): Relation between floodplain land use and river hydromorphology on different spatial scales – a case study from two lower-mountain catchments in Germany. Fundam. Appl. Limnol., Arch. Hydrobiol. 174, 63-73.
- Sliva, L. & Williams, D. (2001): Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. Wat. Res. 35 (14), 3462-3472.
- Szoszkiewicz, K., Zgoła, T., Jusik, S., Hryc-Jusik, B., Dawson, F. H., Raven, P. (2012): Hydromorfologiczna ocena wód płynących. Podręcznik do badań terenowych według metody River Habitat Survey w warunkach Polski. Wyd. 7. UP, Poznań.

Weijters M. J., Janse J. H., Alkemade R., Verhoeven J. T. A. (2009): Quantifying the effect of catchment land use and water nutrient concentrations on freshwater river and stream biodiversity. *Aquatic Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 19, 104–112.

<http://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc-2012>; abgerufen am 01.05.2016

26 Verbesserung des Auenwasserhaushaltes am Beispiel der Lippeaue im Kreis Soest

Joachim Drüke, Birgit Beckers und Roland Loerbrocks

Zusammenfassung

Kleine seitliche Einzugsgebiete spielen für das Wasserdargebot typischer Auengewässer und Auensümpfe eine oft unterschätzte Rolle. Auf einem 30 km langen Abschnitt der Lippe westlich von Lippstadt wurden in den vergangenen 25 Jahren in erheblichem Umfang Flächen für Zwecke des Naturschutzes erworben; auf diesem Abschnitt liegen 793 Hektar innerhalb der Kulisse des 50-jährlichen Hochwassers. Eine Auswertung dieser Flächen ergab, dass von 83 untersuchten seitlichen Einzugsgebieten nur 5% für den Auenwasserhaushalt wirksam sind; das Wasser aus 95% der Einzugsgebiete wird in Entwässerungsgräben abgeleitet. Im Rahmen des Projektes wurden 44 Maßnahmen zur Verbesserung des Auenwasserhaushaltes identifiziert, die derzeit auf ihre Umsetzbarkeit überprüft werden.

Keywords: Lippeaue, Wasserhaushalt, Flurneuordnungsverfahren, Renaturierung

Einleitung

Natürliche Flussauen weisen ein großes Spektrum wassergeprägter Lebensräume auf. Dies ist ein wesentlicher Grund für ihre Artenvielfalt. Mindestens seit einigen Jahrhunderten haben Menschen den Wasserhaushalt der meisten Auen u.a. durch Entwässerungsgräben und das gezielte Ableiten seitlich zufließenden Grund- und Oberflächenwassers so verändert, dass eine möglichst produktive landwirtschaftliche Nutzung gewährleistet war. Damit einher ging ein erheblicher Verlust der ehemaligen Vielfalt an Gewässern: Insbesondere Randsümpfe, zeitweise durchströmte Rinnen, beständige und periodische Auengewässer verschwanden. Insgesamt wurden die Auen trockener und im Hinblick auf ihren Wasserhaushalt einför-

miger. Diese Veränderungen gingen einher mit Ausbaumaßnahmen an den Flüssen selbst, was typischerweise geringere Überflutungshäufigkeiten und ein Absinken der Wasserspiegellagen bewirkte.

Das Projektgebiet

Die Lippe (Einzugsgebietsgröße 4.882 km²) entspringt in Bad Lippspringe (Kreis Paderborn, NRW) und mündet nach einer Fließstrecke von rund 220 km bei Wesel in den Rhein. Das Projektgebiet umfasst die Lippeaue zwischen Lippstadt (Flusskilometer 174) und der Kreisgrenze Soest-Hamm im Westen (Flusskilometer 137). Die Aue erstreckt sich auf diesem Abschnitt über ca. 30 km (siehe Abbildung 1).



Abbildung 1: Projektabschnitt Lippeaue zwischen Lippstadt im Osten und der Kreisgrenze Soest-Hamm im Westen.



Abbildung 2: Blick auf die Disselmersch bei Lippborg nach der Wiederherstellung eines naturnäheren Wasserhaushaltes.
Foto: Luise Hauswirth

Die Flussaue ist als Vogelschutzgebiet und FFH-Gebiet Teil des europäischen Schutzgebietsnetzes NATURA 2000 und als Naturschutzgebiet festgesetzt. Schutzobjekte sind vor allem Lebensraumtypen und Arten naturnaher und grünlandgeprägter Auen.

Seit 1989/1990 erwerben insbesondere das Land NRW und die Nordrhein-Westfalen-Stiftung Naturschutz, Heimat- und Kulturpflege Auenflächen mit dem Ziel, Fluss und Aue im Sinne der Naturschutzziele zu entwickeln. Innerhalb der Kulisse, die bei einem 50-jährlichen Hochwasser überflutet wird, befinden sich im Projektabschnitt aktuell 793 Hektar in öffentlicher Hand. Die Aue ist mit einer Breite von typischerweise 400 bis 800 Metern vergleichsweise schmal. Die öffentlichen Flächen er-

strecken sich über ca. 25 km der insgesamt betrachteten Auenstrecke von 30 km überwiegend beidseitig des Flusses.

Abgesehen von wenigen lokalen Hochwasserschutzeinrichtungen für Siedlungen wird die Aue durch ihre natürlichen Terrassen begrenzt.

Beispiel Disselmersch

In der Disselmersch bei Lippborg (siehe Abbildung 2) wurden nach vollständigem Flächenerwerb von ca. 60 Hektar die Entwässerungsgräben verschlossen, zwei vormals als Gräben ausgebaute und teilweise an den Rand der Aue gelegte Nebenbäche für den Auenwasserhaushalt reaktiviert und ein Flutrinnensystem initialisiert (siehe Abbildung 3).

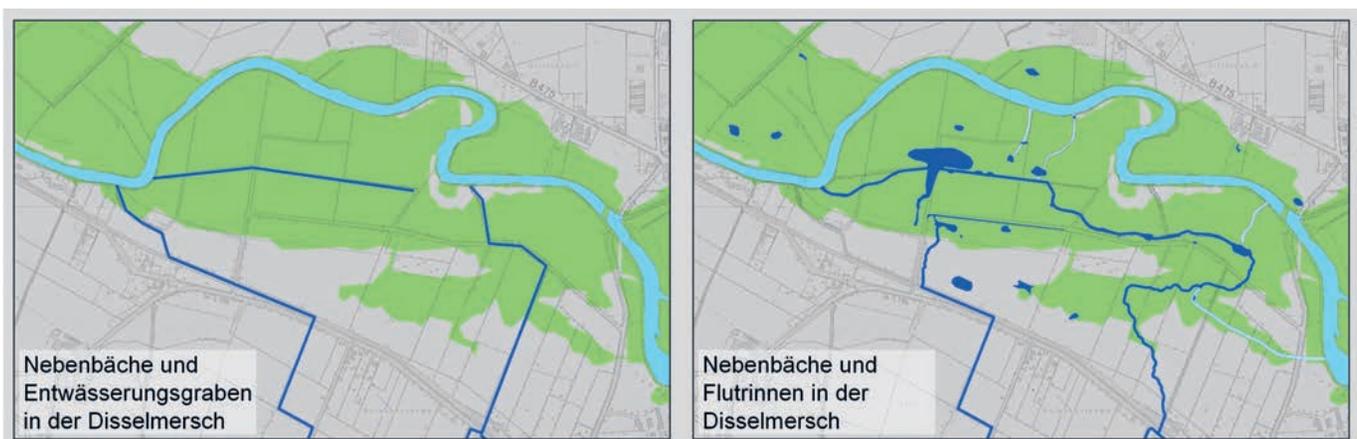


Abbildung 3: Die Disselmersch vor und nach den Maßnahmen.



Abbildung 4: Typischer Entwässerungsgraben am Rand der Aue, der das aus einem seitlichen, ca. 2 km² großen Einzugsgebiet zufließende Wasser von der Aue fernhält.

Umgesetzte Maßnahmen, wie die in der Disselmersch zeigten, dass sich auentypische Gewässer und Feuchtbereiche unterschiedlichster Ausprägung wiederherstellen lassen, wenn die Randbedingungen, insbesondere die Verfügbarkeit der Auenfläche, dies zulassen. Allerdings führten in den letzten zehn Jahren mehrere extrem regenarme Perioden, insbesondere in den Frühjahrsmonaten, vor Augen, wie stark diejenigen Auenflächen, in denen bisher keine Maßnahmen durchgeführt werden konnten, unter Austrocknung leiden.

Ursachen der Austrocknung

Die Lippe tritt auf den nicht renaturierten Abschnitten im langjährigen Mittel nur an bis zu 10 Tagen im Jahr über die Ufer. Die ursprünglichen Uferrehnen sind zu künstlichen Verwallungen ausgebaut worden, deren Oberkante 1,5 bis 2 Meter über dem Auenniveau liegt. Auf den Abschnitten, auf denen diese Verwallungen geschlitzt werden konnten, und auf den Abschnitten, die umfassender, insbesondere mit Sohlaufhöhung renaturiert werden konnten, liegen die Ausuferungshäufigkeiten bei durchschnittlich 20 bis 45 Tagen im Jahr. Auch wenn diese höheren Ausuferungshäufigkeiten durchaus positive Wirkungen auf den Wasserhaushalt der Aue haben und zeitweise attraktive Gewässer für Zielarten bieten, so werden diese Au-

enabschnitte im Herbst erst verzögert nass und trocknen im Frühjahr rasch aus, weil Entwässerungsgräben teilweise noch funktionsfähig und seitliche Einzugsgebiete abgekoppelt sind (siehe Abbildung 4).

Treffen sehr kleine Nebengewässer unter naturnahen Bedingungen auf vergleichsweise große Auen, so büßen sie bedingt durch das relativ geringe Talgefälle der Aue ihre bettbildenden Kräfte ein. Sie verlieren sich in sumpfigen Bereichen, füllen Stillgewässer und Senken.

Soweit die Kräfte etwas größerer Nebengewässer für eine Bettbildung in der großen Aue ausreichen, folgt ihr Verlauf dem Talgefälle, bis sie erst nach einiger Fließstrecke mehr oder weniger parallel zum Fluss in diesen münden. Dieses in naturnahen Auen verbreitete Phänomen wird als Mündungverschleppung bezeichnet. In beiden Situationen haben diese Nebengewässer einen großen Einfluss auf den Wasserhaushalt der Aue außerhalb der Zeiten mit Überschwemmung, weil sie auentypische Gewässer und Auensümpfe speisen.

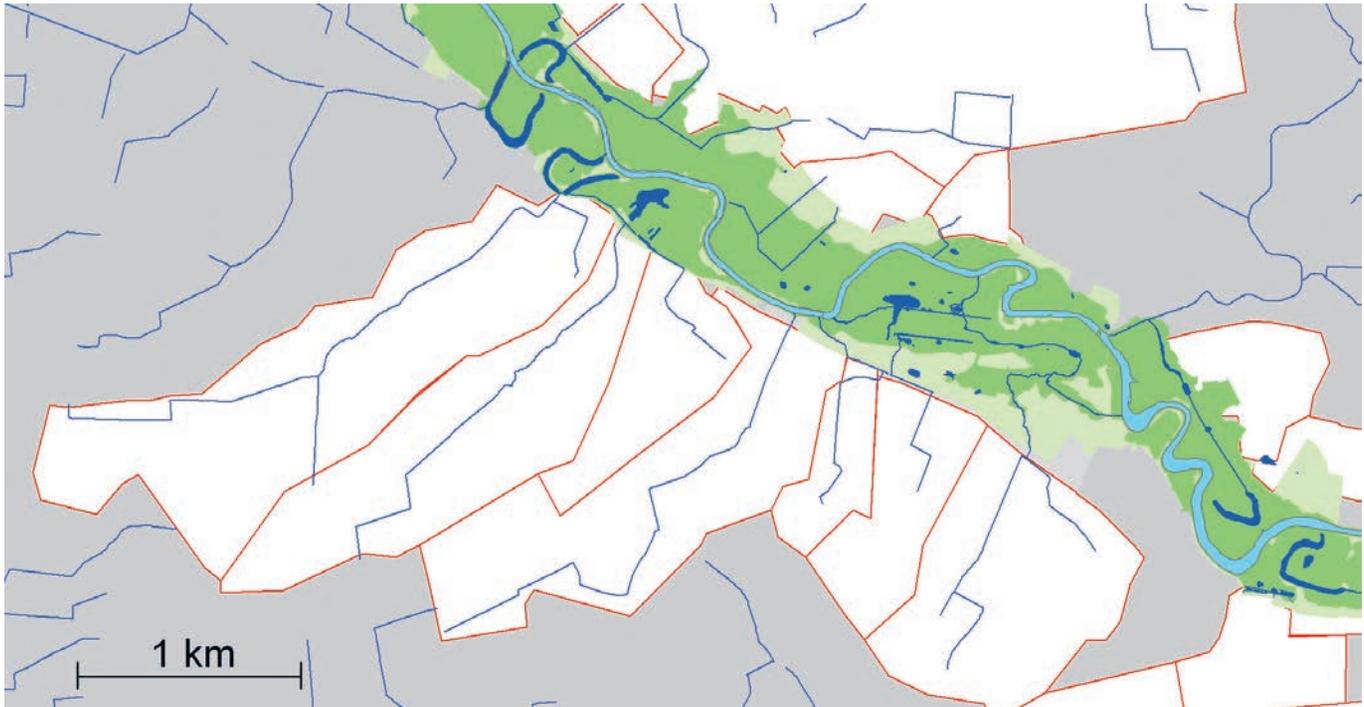


Abbildung 5: Seitliche Einzugsgebiete (rot umrandete weiße Flächen) in öffentlichem Flächenbesitz in der Lippeaue.

Analyse und Ergebnisse

Für das 30 km lange Projektgebiet wurden durch GIS-Analyse, kombiniert mit Ortskenntnissen, die kleinen seitlichen Einzugsgebiete ermittelt, die natürlicherweise in die Auenflächen, die im öffentlichen Eigentum stehen, entwässern würden (siehe Abbildung 5).

Abgegrenzt wurden 83 seitliche Einzugsgebiete mit einer Gesamtfläche von 7.523 Hektar. Die einzelnen Einzugsgebietsflächen sind zwischen wenigen Hektar bis maximal ca. 1.000 Hektar groß.

Die seitlichen Einzugsgebiete wurden nach folgenden zwei Merkmalen bewertet:

- angebunden an die Aue, d.h. wirksam für den Auenwasserhaushalt
- unnatürlich entkoppelt, d.h. weitgehend unwirksam für den Auenwasserhaushalt.

Im Ergebnis sind derzeit nur 5 % der kleinen seitlichen Einzugsgebiete öffentlicher Auenfläche an diese Auen angebunden. 95 % der seitlichen Einzugsgebiete werden am Auenrand abgeleitet und tragen damit nicht positiv zum Wasserhaushalt der Aue bei (siehe Abbildung 6).

Der Zustand der dem Naturschutz gewidmeten öffentlichen Auenflächen in der Kulisse des 50-jährlichen Überschwemmungsgebietes (793 Hektar) wurde nach folgenden drei Stufen bewertet:

- seitliche Einzugsgebiete voll angeschlossen
- seitliche Einzugsgebiete teilweise angeschlossen
- seitliche Einzugsgebiete nicht angeschlossen.

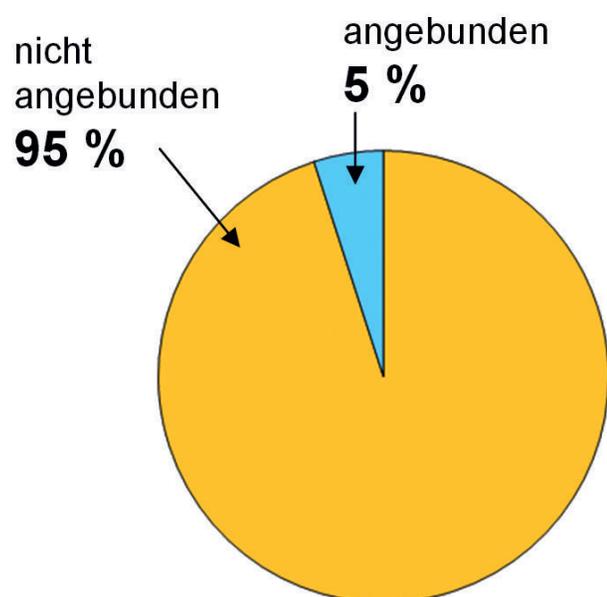


Abbildung 6: Bilanz der Analyse seitlicher Einzugsgebiete im Projektgebiet.

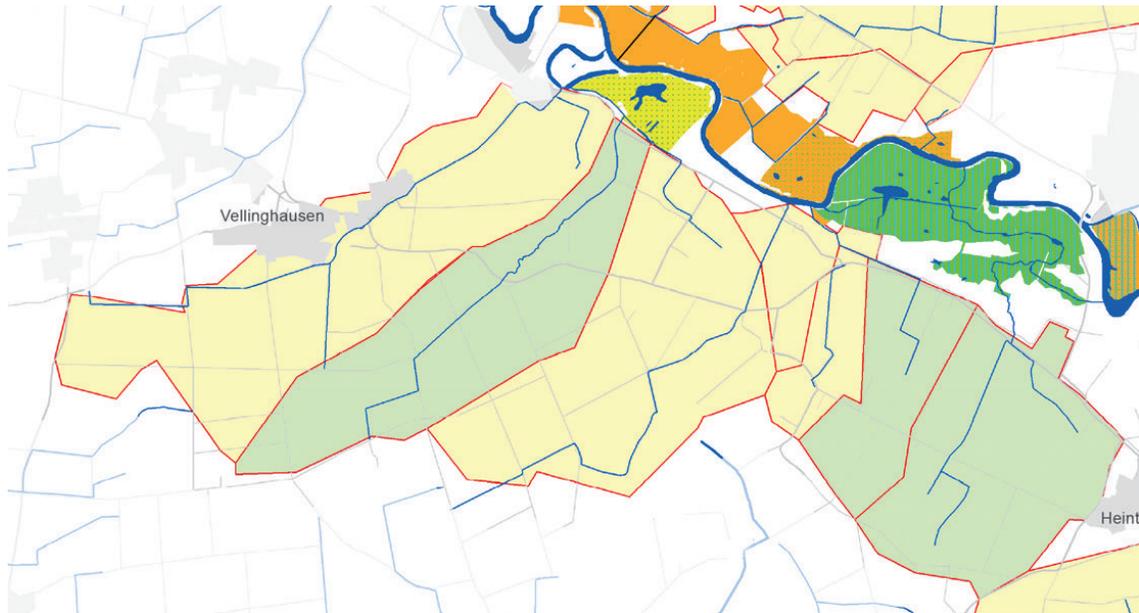


Abbildung 7: Bewertung der Auenflächen im öffentlichen Eigentum innerhalb der Kulisse des 50-jährlichen Hochwassers und Bewertung der zugehörigen seitlichen Einzugsgebiete.
Auenflächen: grün: seitliche Einzugsgebiete voll angeschlossen; gelb: seitliche Einzugsgebiete teilweise angeschlossen; orange: seitliche Einzugsgebiete nicht angeschlossen;
seitliche Einzugsgebiete: grün: angebunden an die Aue, d.h. wirksam für den Auenwasserhaushalt; gelb: unnatürlich entkoppelt, d.h. weitgehend unwirksam für den Auenwasserhaushalt.

Im Ergebnis sind derzeit nur bei 8 % der öffentlichen Auenflächen die seitlichen Einzugsgebiete voll angeschlossen, bei 7 % teilweise angeschlossen und bei den übrigen 85% gar nicht angeschlossen (siehe Abbildung 7).

Die Ergebnisse dokumentieren einen erheblichen Maßnahmenbedarf, um die Ziele des Schutzgebietes zu erreichen. Aktuell sind auf Grundlage der Analyse 44 Maßnahmen identifiziert, die derzeit auf ihre Umsetzbarkeit überprüft werden. Für mehrere Maßnahmen sind Vorplanungen erstellt.

Diskussion

Die Bedeutung seitlicher Einzugsgebiete für den Wasserhaushalt der Auen im Projektgebiet kann anhand einer schematisierten, typischen Situation, siehe Abbildung 8, illustriert werden. Das Wasserdargebot, das autypische Gewässer in Senken und Mulden, Seggenrieder und Randsümpfe speist, setzt sich außerhalb von Zeiten mit Überschwemmung im Wesentlichen aus folgenden Komponenten zusammen:

- der Niederschlag N, der unmittelbar auf die Auenfläche niedergeht,
- der Zustrom aus dem seitlichen Einzugsgebiet, und zwar als Oberflächenabfluss, als sogenannter Zwischen-

abfluss und als Grundwasserabfluss (in der Summe als Gesamtabfluss bezeichnet).

Mit den für das Projektgebiet gültigen Kennwerten des Wasserhaushaltes (mittlerer Jahresniederschlag 700 mm, mittlere reale Verdunstungshöhe 450 mm und mittlere reale Gesamtabflusshöhe 250 mm), ergibt sich, dass typischerweise zwei Drittel des Wasserdargebotes der Aue aus den seitlichen Einzugsgebieten zufließt (siehe Abbildung 8).

Die Bedeutung kleiner seitlicher Einzugsgebiete für den Wasserhaushalt von Auen, insbesondere für die Existenz typischer Auengewässer, Sümpfe und Seggenrieder, wird oft unterschätzt. Dies liegt zum einen daran, dass natürliche Auen mit einem entsprechenden Wasserhaushalt weitgehend verschwunden sind und Auen seit vielen Jahrhunderten gezielt entwässert wurden. Es fehlen weithin die Vorbilder. Zum anderen erschließen sich die Ursachen für wasserhaushaltsbedingte Defizite in Auen oft erst nach eingehender Analyse der lokalen Bedingungen. Gute Ortskenntnisse sind unabdingbar, vor allem auch um mögliche Maßnahmen zu identifizieren.

Das Beispiel Lippeaue zeigt auch, dass Flächenerwerb für den Naturschutz ein entscheidendes Instrument ist, um Lebensräume wieder entwickeln zu können. Ohne Flächenerwerb sind wichtige Ziele des Naturschutzes nicht erreichbar. Allerdings wird am Beispiel der Lippeaue auch deutlich, dass die Erwerbsskulisse so gezogen werden muss, dass eine Renaturierung des Wasserhaushaltes ohne Nachteile für private Grundstücke möglich ist. Die seit Ende der 1980er Jahre für Zwecke des Naturschutzes eröffneten Flurbereinigungsverfahren waren im Projektgebiet die entscheidende Voraussetzung für die Renaturierung einiger Abschnitte von Fluss und Aue. Die Analyse des Wasserhaushaltes und die Planung erforderlicher Maßnahmen machen deutlich, dass auch künftig Flächenerwerb und Flächentausch wichtige Instrumente sind, ohne die viele wünschenswerte und zielführende Maßnahmen nicht umsetzbar sein werden.

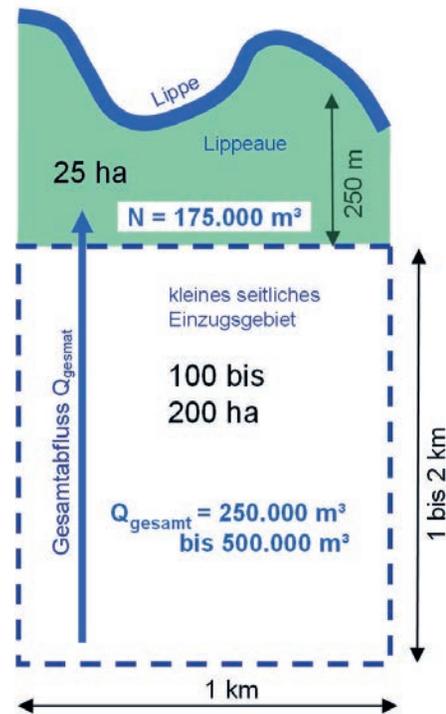


Abbildung 8: Jährliches Wasserdarbot in einer für das Projektgebiet typischen, schematisiert dargestellten Situation (für nähere Erläuterungen siehe Text).

