

River Ecosystem Service Index (RESI) - Methoden zur Quantifizierung und Bewertung ausgewählter Ökosystemleistungen in Flüssen und Auen

Titelbild: Untere Mulde im Biosphärenreservat Mittelelbe, Foto: Michael Vieweg, UFZ

Herausgeber: Christine Fischer-Bedtke, Helmut Fischer, Dietmar Mehl, Simone A. Podschun, Martin Pusch, Barbara Stammel & Mathias Scholz

Redaktion:

Dr. Christine Fischer-Bedtke
Dipl.-Ing. Mathias Scholz
Department Naturschutzforschung
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Permoserstraße 15, 04318 Leipzig
E-Mail: mathias.scholz@ufz.de

Druck: DDF Digitaldruckfabrik GmbH, Werkstättenstraße 31/ Halle K, 04319 Leipzig



Förderhinweis:

Die Arbeiten erfolgten im Rahmen des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Verbundprojektes „River Ecosystem Service Index“ (RESI) mit dem Förderkennzeichen 033W024A-K. RESI ist Teil der Fördermaßnahme „Regionales Wasserressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland“ (ReWaM) im BMBF-Förderschwerpunkt „Nachhaltiges Wassermanagement“ (NaWaM) im Rahmenprogramm „Forschung für Nachhaltige Entwicklung“ (FONA). Die Verantwortung für den Inhalt dieser und der folgenden Veröffentlichungen liegt bei den Autoren.

Weitere Informationen gibt es auf der Projekt-Homepage www.resi-project.info/



UFZ-BERICHT 2|2020

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ

ISSN 0948-9452

River Ecosystem Service Index (RESI) - Methoden zur Quantifizierung und Bewertung ausgewählter Ökosystemleistungen in Flüssen und Auen

Inhaltsverzeichnis

Vorwort und Danksagung	1
Einführung in den River Ecosystem Services (RESI) - Ansatz	5
PODSCHUN, S. A., FISCHER-BEDTKE, C., ALBERT, C., DAMM, C., DEHNHARDT, A., FISCHER, H., FOCKLER, F., GELHAUS, M., HARTJE, V., HOFFMANN, T. G., KASPERIDUS, H. D., MEHL, D., PUSCH, M., RITZ, S., RUMM, A., SCHULZ-ZUNKEL, C., STAMMEL, B., THIELE, J., VENOHR, M., VON HAAREN, C. & M. SCHOLZ	
Ökosystemleistungen der Flüsse und ihrer Auen: Einflussfaktoren und Nutzungen	17
FISCHER-BEDTKE, C., VILOVIĆ, V., PODSCHUN, S. A., ALBERT, C., DAMM, C., FISCHER, H., FOCKLER, F., GELHAUS, M., HARTJE, V., HOFFMANN, T. G., KASPERIDUS, H. D., MEHL, D., PUSCH, M., RITZ, S., RUMM, A., SCHULZ-ZUN- KEL, C., STAMMEL, B., THIELE, J., VENOHR, M., VON HAAREN, C., SCHOLZ, M. & A. DEHNHARDT	
Quantifizierung und Bewertung versorgender Ökosystemleistungen	59
DEHNHARDT, A., RAYANOV, M., HARTJE, V., SANDER, A., HORLITZ, T. & T. BENNER	
Quantifizierung und Bewertung regulativer Ökosystemleistungen: Rückhalt von Treibhaus- gasen / Kohlenstoffsequestrierung, Hochwasser-, Niedrigwasser- und Sedimentregulation, Bodenbildung in Auen sowie Kühlwirkung der Gewässer und terrestrischen Böden	77
MEHL, D., HOFFMANN, T. G. & I. IWANOWSKI	
Quantifizierung und Bewertung regulativer Ökosystemleistungen: Retention	93
RITZ, S., LINNEMANN, K., BECKER, A., KASPERIDUS, H. D., SCHOLZ, M., SCHULZ-ZUNKEL, C., VENOHR, M., WILDNER, M. & H. FISCHER	
Analyse und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung –bundesweiter Ansatz für die Aue	141
SCHOLZ, M., DAMM, C., FISCHER-BEDTKE, C., FOCKLER, F., GELHAUS, M., GERSTNER, L., KASPERIDUS, H. D., RUMM, A., STAMMEL, B. & K. HENLE	
Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung – Detailansatz für die Aue	149
FISCHER-BEDTKE, C., DAMM, C., FOCKLER, F., GELHAUS, M., GERSTNER, L., KASPERIDUS, H. D., RUMM, A., STAMMEL, B. & M. SCHOLZ	
Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung im Fluss – AquaRESI	171
NISSL, M., STAMMEL, B., LENTZ, A., FOCKLER, F., PARZEFALL, C., FISCHER-BEDTKE, C., DAMM, C., GELHAUS, M., GERSTNER, L., KASPERIDUS, H. D., SCHOLZ, M. & A. RUMM	
Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung anhand der floristischen Ausstattung – Florix	181
STAMMEL, B., DAMM, C., FISCHER-BEDTKE, C., FOCKLER, F., GELHAUS, M., HORCHLER, P., KASPERIDUS, H. D., RUMM, A. & M. SCHOLZ	
Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung anhand der Molluskenfauna – Mollix	193
RUMM, A., SCHOLZ, M., STAMMEL, B., FISCHER-BEDTKE, C., DAMM, C., GELHAUS, M., GERSTNER, L. & F. FOCKLER	

Regelwerk für Maßnahmen in den Modellgebieten für den Habitatindex	209
DAMM, C., GERSTNER, L., FISCHER-BEDTKE, C., FOCKLER, F., GELHAUS, M., RUMM, A., STAMMEL, B. & M. SCHOLZ	
Erfassung und Bewertung kultureller Ökosystemleistungen von Flusslandschaften	213
THIELE, J., ALBERT, C. & C. VON HAAREN	
Anwendung des RESI Habitatindex für die Modellregionen am Oberrhein	253
DAMM, C., LOTTI, J., FISCHER-BEDTKE, C., FOCKLER, F., GELHAUS, M., RUMM, A., SCHOLZ, M., STAMMEL, B. & L. GERSTNER.	
Ergebnisse der Quantifizierung und Bewertung von Ökosystemleistungen vor und nach der Renaturierung der Nebel	273
MEHL, D., FISCHER-BEDTKE, C., DAMM, C., GELHAUS, M., GERSTNER, L., HOFFMANN, T. G., IWANOWSKI, J., PODSCHUN, S. A., RUMM, A., SCHOLZ, M. & B. STAMMEL	
Ergebnisse der Quantifizierung und Bewertung von Ökosystemleistungen bei Umsetzung typspezifischer Gewässerentwicklungsflächen an der Nahe von Hoppstädten-Weiersbach bis zur Mündung in den Rhein bei Bingen	293
FISCHER-BEDTKE, C., IWANOWSKI, J., PODSCHUN, S. A., BECKER, A., FISCHER, H., DAMM, C., GELHAUS, M., GERSTNER, L., HOFFMANN, T. G., HORNUNG, L., KASPERIDUS, H. D., LINNEMANN, K., RITZ, S., RUMM, A., STAMMEL, B., SCHOLZ, M., SCHULZ-ZUNKEL, C., THIELE, J., VENOHR, M., WILDNER, M. & D. MEHL	
Ergebnisse der Ökosystemleistungs-Quantifizierung und -bewertung für geplante Hochwasserschutzmaßnahmen an der Donau von der Iller- bis zur Lechmündung	325
GELHAUS, M., PODSCHUN, S. A., ALBERT, C., BECKER, A., CHAKHVASHVILI, E., FISCHER-BEDTKE, C., FISCHER, H., DAMM, C., GERSTNER, L., HOFFMANN, T. G., IWANOWSKI, J., KASPERIDUS, H. D., LINNEMANN, K., MEHL, D., PUSCH, M., RAYANOV, M., RITZ, S., RUMM, A., SANDER, A., SCHOLZ, M., SCHULZ-ZUNKEL, C., THIELE, J., VENOHR, M., VON HAAREN, C., WILDNER, M. & B. STAMMEL	
Anwendung des River Ecosystem Service Index (RESI) in der Wasserwirtschaft und im Naturschutz	365
PUSCH, M., PODSCHUN, S. A., STAMMEL, B., FISCHER, H., FISCHER-BEDTKE, C., MEHL D. & M. SCHOLZ	
Anschriften der Autoren	373
Abkürzungsverzeichnis	375
Glossar	377

Ökosystemleistungen der Flüsse und ihrer Auen: Einflussfaktoren und Nutzungen

FISCHER-BEDTKE, C., VILOVIĆ, V., PODSCHUN, S. A., ALBERT, C., DAMM, C., FISCHER, H., FÖCKLER, F., GELHAUS, M., HARTJE, V., HOFFMANN, T. G., KASPERIDUS, H. D., MEHL, D., PUSCH, M., RITZ, S., RUMM, A., SCHULZ-ZUNKEL, C., STAMMEL, B., THIELE, J., VENOHR, M., VON HAAREN, C., SCHOLZ, M. & A. DEHNHARDT

Inhaltsverzeichnis

1	Abgrenzung des Untersuchungsgegenstandes	18
2	Betrachtete Einflussfaktoren und Nutzungen in Flussauen	19
3	Einflussfaktoren.....	21
3.1	Natürliche Einflussfaktoren	21
3.2	Anthropogene Einflussfaktoren.....	23
3.2.1	Indirekte Einflussfaktoren	24
3.2.1.1	Demographischer Wandel.....	25
3.2.1.2	Veränderung wirtschaftlicher Aktivitäten.....	25
3.2.1.3	Sozio-politische Faktoren	26
3.2.1.4	Kulturelle und religiöse Faktoren	27
3.2.1.5	Technologiewandel	27
3.2.2	Direkte Einflussfaktoren	27
3.2.2.1	Gewässerausbau und -unterhaltung	28
3.2.2.2	Landnutzungsänderung.....	33
3.2.2.3	Invasive Arten.....	36
3.2.2.4	Verschmutzung und Nährstoffeintrag.....	40
3.2.2.5	Klimawandel	43
4	Fazit.....	47
5	Literaturverzeichnis.....	48

1 Abgrenzung des Untersuchungsgegenstandes

Die Leistungen von Ökosystemen sind grundlegende Voraussetzungen für die Erfüllung menschlicher Bedürfnisse und somit der Existenz unserer Gesellschaft, wie z. B. die Bereitstellung von Trinkwasser und Nahrungsmitteln. Fließgewässer und Auen erfüllen als multifunktionale Ökosysteme eine Vielzahl weiterer Leistungen: Durch ihre Filterfunktion verbessern sie die Wasserqualität, sie bieten Lebensraum für viele Tier- und Pflanzenarten sowie Retentionsraum für einen vorsorgenden Hochwasserschutz (TEEB DE 2015). Fließgewässer und Auen unterliegen jedoch vielfältigen Nutzungen: Wasserstraßennutzung (Schifffahrt), technischer Hochwasserschutz, Siedlungsentwicklung, Landwirtschaft, Erholungsnutzung und Forstwirtschaft stellen erhebliche anthropogene Einflüsse dar. Die damit einhergehenden flussbaulichen Maßnahmen wie die Begradigung von Flüssen, die Unterbrechung der Durchgängigkeit durch Querbauwerke, der Bau von Sohlschwellen oder der Aufstau zur Energiegewinnung in Wasserkraftwerken sowie der Flächenverlust und die Verschmutzung oder Überdüngung sind starke Belastungen der Gewässer- und Auenökosysteme. Diese Maßnahmen – zumeist zur Steigerung der Versorgungsleistungen – verringern die Leistungsfähigkeit von Flüssen und ihren Auen hinsichtlich der anderen Ökosystemleistungen erheblich, da unter anderem Lebensräume für tierische und pflanzliche Arten- und Lebensgemeinschaften verloren gehen oder sich in ihrer Ausprägung qualitativ verschlechtern, was zu einem starken Rückgang der biologischen Vielfalt (Biodiversität) führt. Diese durch anthropogene Faktoren hervorgerufenen Veränderungen werden nach dem Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005) zusammen mit natürlich wirkenden Faktoren als „drivers of change“¹ bezeichnet, da sie Veränderungen in Ökosystemen oder Ökosystemleistungen (ÖSL) bewirken und/oder das Handeln von Akteuren beeinflussen.

Aufgrund der nicht trennscharfen Verwendung der Begriffe „Treiber“ und „Belastungen“ werden diejenigen Faktoren, die direkt oder indirekt Ökosysteme und ÖSL verändern und sich somit auf das menschliche Wohlergehen auswirken, im Folgenden als Einflussfaktoren bezeichnet.² Direkte Einflussfaktoren wirken unmittelbar auf ökosystemare Prozesse. Indirekte Einflussfaktoren sind dagegen menschliche Aktivitäten, die einen oder mehrere direkte Einflussfaktoren in unterschiedlicher Intensität beeinflussen können. Zum Beispiel können indirekte Einflussfaktoren wie Bevölkerungswachstum und Technologiewandel zu Veränderungen direkter Einflussfaktoren wie Landnutzung oder Nährstoffeintrag führen. Diese wiederum führen unmittelbar zu Veränderungen von Ökosystemen und -prozessen und beeinflussen somit das menschliche Wohlergehen. Direkte und indirekte Einflussfaktoren unterscheiden sich in ihrem Einfluss innerhalb und zwischen den Ökosystemen und ÖSL. So können die verschiedenen Faktoren sich gegenseitig beeinflussen und verstärken. Dem UK NEA (2011) zufolge sind die Veränderungen von Lebensräumen und der Landnutzungswandel sowie die Übernutzung von Ressourcen die größten Einflussfaktoren hinsichtlich der Bereitstellung aller ÖSL. Verschmutzung und Nährstoffanreicherung haben hingegen einen großen Einfluss auf Ökosysteme, beeinflussen ÖSL jedoch in unterschiedlicher Weise. Zusätzlich können diese Veränderungen zeitlich und räumlich getrennt voneinander vorkommen

¹ Drivers of change are “any natural or human-induced factor that directly or indirectly causes a change in an ecosystem. A direct driver of change unequivocally influences ecosystem processes and can therefore be identified and measured to differing degrees of accuracy; an indirect driver of change operates by altering the level or rate of change of one or more direct drivers” (MA 2005).

² Insbesondere die Begriffe „direkte Treiber“ und „Pressures“ (entsprechend dem DPSIR (Driver-Pressure-State-Impact-Response) Ansatzes (OECD 2003) werden häufig synonym verwendet. Im EEA Report (2016) werden die “Pressures of change” folgendermaßen definiert: „Pressures alter the condition of ecosystems and, consequently, affect their service capacity, habitat quality and biodiversity across Europe.“ In der Analyse werden als wesentliche Faktoren dabei „habitat change“, „climate change“, „overexploitation“, „invasive alien species“ und „pollution and nutrient enrichment“ betrachtet, also jene Faktoren, die der MA (2005) Definition zufolge als direkte Treiber wirken.

und wirken. Da die Einflüsse indirekter Faktoren häufig diffuser wirken und schwerer quantifizierbar sind, werden meist die Einflüsse der direkten Einflussfaktoren betrachtet (z. B. MEA 2005).

Im Laufe der Zeit hat sich die Bedeutung einzelner Nutzungen und damit auch die Belastungsintensität für die Natur aufgrund der gestiegenen gesellschaftlichen Anforderungen verändert. Heute bestehen zusätzliche Nutzungsinteressen wie z. B. durch Industrie, Verkehr, Wasserkraft, Abbau von Bodenrohstoffen, Tourismus, Sport, Naturerleben und Umweltbildung. Die verschiedenen Nutzungen stehen in enger Wechselwirkung mit den direkten und indirekten Einflussfaktoren und wirken darüber auch auf die Bereitstellung von ÖSL.

2 Betrachtete Einflussfaktoren und Nutzungen in Flussauen

Nach dem MEA (2005) bewirken fünf indirekte Einflussfaktoren Veränderungen von ÖSL:

- Demografischer Wandel,
- Veränderung wirtschaftlicher Aktivitäten,
- Verschiedene soziopolitische Faktoren,
- Technologiewandel sowie
- Kulturelle und religiöse Faktoren.

Wichtige direkte Einflussfaktoren in Auen und Flusssystemen sind:

- Gewässerausbau und -unterhaltung,
- Landnutzungsänderung und Habitatwandel,
- Invasive Arten,
- Verschmutzungen und Nährstoffeinträge sowie
- Klimawandel.

Abbildung 1 stellt die Interaktionen zwischen ÖSL, Nutzungen, menschlichem Wohlergehen sowie den Einflussfaktoren dar. Anthropogene Einflussfaktoren nehmen immer mehr an Bedeutung zu, so dass Veränderungen der Ökosysteme immer weniger aus natürlichen Anpassungen an veränderte Rahmenbedingungen resultieren („natural, physical and biological drivers“).

Im Folgenden wird ein Überblick gegeben, welche Nutzungen und Einflussfaktoren Veränderungen in den ÖSL in Flussauensystemen zur Folge haben, und deren Zusammenhänge dargestellt. Dabei erfolgen die Erläuterungen überwiegend auf der Ebene der ÖSL-Hauptgruppe, teilweise auch für die Hauptgruppe der „Basisleistungen“. Das Erkennen und Verstehen der direkten und indirekten Einflussfaktoren und deren Auswirkungen sind von enormer Wichtigkeit, um das Bewusstsein für die Notwendigkeit eines umfassenden, sektorenübergreifenden und effektiven Biodiversitätsschutzes sowie ein integratives Management von Flüssen und Auen zu stärken.

Einflussfaktoren und Nutzungen

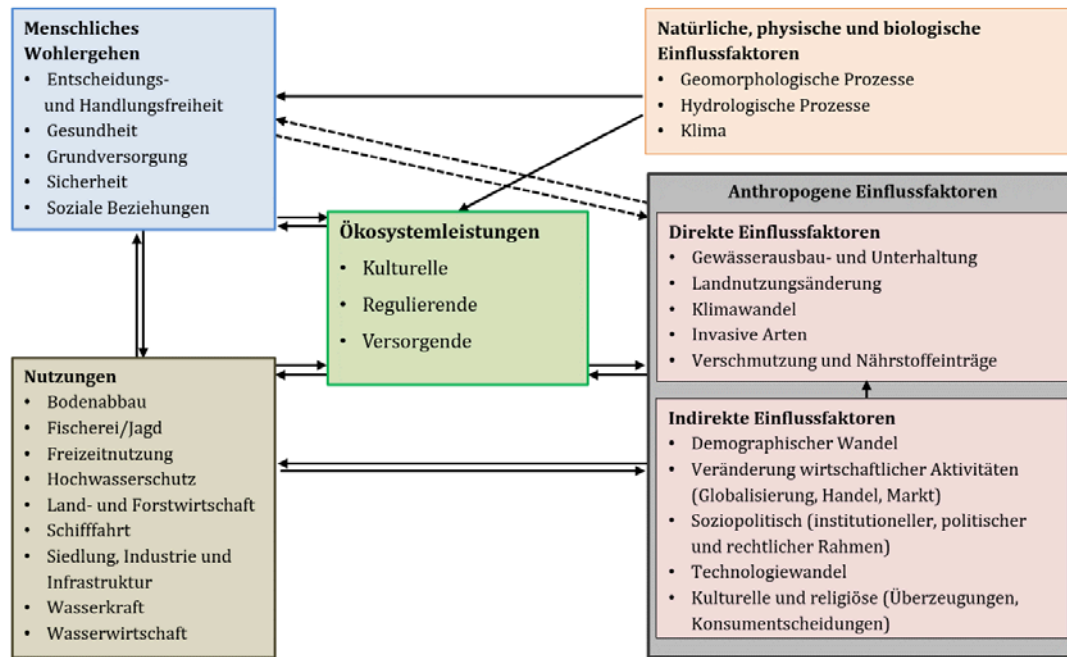


Abb. 1: Interaktionen zwischen Nutzungen, ÖSL, menschlichem Wohlbefinden sowie direkten, indirekten und natürlichen Einflussfaktoren in Fluss-Auen-Ökosystemen (Quelle: Eigene Darstellung nach MEA 2005). Gestrichelte Linie= indirekter Einfluss; durchgehende Linie= direkter Einfluss.

Folgende ÖSL werden betrachtet (siehe auch Podschun et al. 2020 in diesem Buch):

Ressourcenbereitstellung

- Nahrungsmittel (Kulturpflanzen, pflanzliche Biomasse als Grundlage zur Erzeugung tierischer Produkte, Wildtiere, Trinkwasser)
- Rohstoffe (pflanzliche Rohstoffe (Holz, Faser) für die Verarbeitung, Brauchwasser)
- Energie (pflanzliche Energierohstoffe aus Land- und Forstwirtschaft)

Regulationsleistungen

- Retention von organischem Kohlenstoff (C)
- Retention von Stickstoff (N)
- Retention von Phosphor (P)
- Rückhalt von Treibhausgasen (THG), Kohlenstoffsequestrierung
- Hochwasserregulation
- Niedrigwasserregulation
- Vorflut
- Geschieberegulation
- Bodenbildung in Auen
- Kühlwirkung (Gewässer und Boden)

Habitatbereitstellung

Die ÖSL Habitatbereitstellung wird in RESI den regulativen Leistungen zugeordnet, nimmt aber eine Sonderstellung ein, da sie die Grundlage für die Biodiversität und damit auch vieler anderer ÖSL darstellt (Scholz et al. 2012). Die ÖSL Habitatbereitstellung wird somit hier als eigene Gruppe betrachtet.

Kulturelle Leistungen

- Landschaftsbild
- Natur- und Kulturerbe
- Unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft
- Wasserbezogene Aktivitäten

In diesem Beitrag werden im Kontext des RESI-Projektes die folgenden sektoralen Nutzungen näher betrachtet und ihre Bedeutung hinsichtlich der resultierenden direkten Einflussfaktoren und deren ökologische Folgen eingeschätzt.

- Bodenabbau/-gewinnung von Bodenschätzen
- Fischerei/Jagd
- Forstwirtschaft
- Freizeitnutzung
- Hochwasserschutz
- Landwirtschaft
- Schifffahrt
- Siedlungen, Industrie und Infrastruktur
- Wasserkraft
- Wasserwirtschaft (in Bezug auf Wasserversorgung, Abwasserbehandlung, Mengenbewirtschaftung)

3 Einflussfaktoren

Im Folgenden werden die natürlichen, physischen und biologischen Einflussfaktoren sowie die anthropogenen Einflussfaktoren kurz betrachtet. Die anthropogenen Einflussfaktoren werden nochmals in indirekte und direkte Einflussfaktoren unterteilt. Da indirekte Einflussfaktoren die direkten Einflussfaktoren beeinflussen, wurden in diesem Bericht vor allem die Einflüsse der direkten Einflussfaktoren auf die im RESI betrachteten ÖSL näher erläutert.

3.1 Natürliche Einflussfaktoren

Die natürlichen Einflussfaktoren werden entscheidend durch die Abflussverhältnisse des Einzugsgebietes, die hydraulischen Eigenschaften des Gerinnes einschließlich Auenbereiche, die Geländeform und die Bodenbeschaffenheit geprägt. Damit bestimmen die räumliche und zeitliche Verteilung der Niederschläge, die Prozesse der Abflussbildung, Abflusskonzentration sowie der Durchflussverlauf in den Gewässersystemen über die Menge des Durchflusses und seine Dynamik. Fließgeschwindigkeiten und Wasserstände in räumlicher und zeitlicher Verteilung resultieren in

deren Folge aus der konkreten hydraulischen Situation. Natürliche Einflussfaktoren in Flusslandschaften sind in erster Linie mit einem dynamischen, variablen Abflussregime verknüpft (Ward 1989, Richter et al. 1997, Thoms 2006, Mehl et al. 2015, 2016). Dies führt zu mehr oder weniger regelmäßigen Überschwemmungen (periodisch und episodisch), wechselnden Grundwasserständen sowie einer hohen morphologischen Dynamik (Auen- und Gewässerstrukturen). *„Es kommt hinzu, dass das Verflechtungsmuster innerhalb der Fließgewässersysteme und der Fließgewässer mit dem umgebenden Landschaftsraum viel komplizierter ist als das bei Landökosystemen untereinander der Fall ist.“* (Mehl 2004, S. 133).

Vor allem stärkere Überflutungen in natürlichen Auen induzieren eine Morphodynamik, die zu einem beständigen Wandel von Habitaten führt: die Sukzession reifer Standorte wird durch Erosion und/oder Auflandung wieder in die Initialphase zurückgesetzt. Es entsteht ein unruhiges Relief aus höheren und tieferen Flächen, deren räumliche Verteilung sich kontinuierlich verändert und deren relative Flächenanteile in dynamischen Auen über die Zeit meist ähnlich bleiben (Hohensinner et al. 2008). Die natürliche Eigendynamik von Flüssen führt zur Bildung von Mäandern, Sandbänken sowie Pool- und Riffle-Sequenzen und treibt den Austausch zwischen Flusswasser und Flussbett (Hyporheal) voran. Der Wechsel von verschiedenen Wasserständen, Strömungscharakteristika, Bodeneigenschaften und Redoxbedingungen führt zu einem Mosaik unterschiedlicher Habitate auf engstem Raum (Townsend 1996, Naiman & Decamps 1997, Foeckler et al. 2010) und stellt die Grundlage für eine typische, daran angepasste Biodiversität (Dister 1985, Henle et al. 2006, Ilg et al. 2008) und einen effektiven Stoffumsatz (Pusch et al. 1998) dar. Flussauen und Flüsse werden daher auch als „Hot Spots“ der Biodiversität bzw. des biogeochemischen Umsatzes in der Landschaft angesehen (Ward et al. 1999, Scholz et al. 2005). Typische Vegetationsform der Auen sind die Auenwälder mit Baumarten wie Weiden, Eichen oder Ulmen, die längere Überflutungen tolerieren können.

Die Bandbreite der Habitate reicht aufgrund der Höhenlage von aquatischen (Fluss, Altwasser mit unterschiedlicher Anbindung, grundwassergespeiste Mulden) über semi-aquatische (Uferbereiche, Weichholzaunen, austrocknende Altwasser und Geländemulden) bis zu terrestrischen Standorten (nur selten überflutete Hartholzaue, Brennen mit Kalk-Magerrasen). In Abhängigkeit von der Nähe zum Fluss können weitere Gradienten (z. B. Störungsintensität, Überflutungstoleranz) beobachtet werden. Dauerhaft überleben können Pflanzen- und Tierarten in der Aue nur, wenn sie sich an diese besonderen und extremen Standortbedingungen (z. B. immer wieder auftretende „Extremereignisse“ wie Hochwasser und Niedrigwasser) mit speziellen Toleranz- oder Wiederbesiedlungsstrategien angepasst haben. Insbesondere für die Wiederbesiedlung ist sowohl für weniger mobile Arten wie Mollusken oder Pflanzen, aber auch für aquatische Organismen wie Fische oder Makrozoobenthos der Vektor Wasser von großer Bedeutung, da so Fluss und Aue (laterale Konnektivität), aber auch verschiedene Flussabschnitte (longitudinale Konnektivität) miteinander verbunden werden. Auentypische Arten haben sich im Laufe der Evolution an diese dynamischen Verhältnisse angepasst und sind darauf angewiesen. Deswegen zeigen sie sich oftmals bei ausbleibenden regelmäßigen Überflutungen und fehlenden Niedrigwasserzeiten weniger konkurrenzstark gegenüber anderen Arten, die an dauerhaft aquatische bzw. terrestrische Verhältnisse angepasst sind (Rumm et al. 2014, 2015, 2016, Foeckler et al. 2010, 2016).

3.2 Anthropogene Einflussfaktoren

Anthropogene Eingriffe können die natürlichen, räumlich-zeitlich variablen Faktoren stark verändern, was zu negativen Auswirkungen auf die ÖSL führt. Zum Beispiel können flussbauliche Maßnahmen wie Begradigungen und Aufstau durch Veränderungen der Strömungsgeschwindigkeit und des Grundwasserhaushalts zur Verschärfung von Hochwassersituationen beitragen. Auch zunehmende Flächenversiegelung und Bodenbearbeitung durch intensive landwirtschaftliche Nutzung sind weitere Ursachen für extreme Hochwasserereignisse. Des Weiteren beeinflussen diese Faktoren die Stoffeinträge in die Gewässer und beeinträchtigen deren Wasserqualität und Selbstreinigungsleistung.

Bis heute sind zwei Drittel der ehemaligen Überschwemmungsflächen in Folge von Siedlungsentwicklung, technischem Hochwasserschutz, Wasserstraßennutzung, Stauhaltungen für die Energieerzeugung, Kiesabbau, Landwirtschaft, Erholungsnutzung und Forstwirtschaft verloren gegangen. Dies hat zum Verschwinden von 70 % der ehemals aktiven, noch überflutbaren Auen geführt (Brunotte et al. 2009), die ursprünglich ungefähr 15.000 km² (entspricht ca. 4,4 % der Fläche von Deutschland) einnahmen. Diese Zahl bezieht sich auf die Auen aller Flüsse in Deutschland, deren Einzugsgebiet größer als 1.000 km² ist, mit einer Gesamtlänge von ca. 10.000 km (Brunotte et al. 2009). Vor allem die Intensivierung der Landnutzung und die nicht nachhaltige Nutzung von natürlichen Ressourcen stellt eine ernsthafte Bedrohung für den Verlust der Lebensräume vieler Tier- und Pflanzenarten und die weitere Gefährdung dieses Ökosystems dar.

Im Jahr 2000 wurde die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) mit dem Ziel implementiert, alle Grund- und Oberflächengewässer bis zum Jahr 2015 in einen guten Zustand zu bringen. Für die Oberflächengewässer wird das Ziel eines guten chemischen und ökologischen Zustands verfolgt. Der ökologische Zustand wird anhand biologischer Qualitätskomponenten bewertet, wobei hydromorphologische und physikalisch-chemische Komponenten unterstützend beteiligt sind. Gemäß WRRL sollen bei den Fließgewässern die „hydromorphologischen Parameter“ von Wasserkörpern anhand der drei Komponenten Wasserhaushalt, Durchgängigkeit und Morphologie in Unterstützung der biologischen Komponenten bewertet werden. Bei den Seen sind neben den morphologischen Parametern als wichtige Wasserhaushaltsgrößen die Wasserstandsdynamik, die Wassererneuerungszeit und die Verbindung zum Grundwasserkörper in die Klassifizierung einzubeziehen.

Für die Umsetzung der WRRL steht die Verbesserung der Gewässerstruktur im Mittelpunkt (EEA 2012), so dass die Anzahl hydromorphologischer Renaturierungsmaßnahmen stetig zunimmt (Feld et al. 2011). Somit treten heutzutage Renaturierungen immer stärker in den Blickpunkt von Forschung und Öffentlichkeit, um auen- und fließgewässerökologische Prozesse zu reaktivieren und die Biodiversität zu schützen (Damm et al. 2011, Januschke et al. 2016, Schulz-Zunkel et al. 2017). Zunehmend geraten auch Bewertungs-/Klassifizierungsfragen und Maßnahmen zur Verbesserung des Wasserhaushalts in den Fokus (Mehl et al. 2015, 2016).

Tab. 1: Bedeutung indirekter Einflussfaktoren für die Bereitstellung von Ökosystemleistungen (Bewertung auf der Grundlage von Expertenmeinungen). ○ = geringer; ○○ = mittlerer; ○○○ = deutlicher Einfluss.

		Demogra- phie	Wirtschaft	Soziopolit. Faktoren	Kultur und Religion	Technolo- giewandel
Versorgung	Pflanzliche Nahrungsmittel	○○	○○	○○○	○○	○○
	Trinkwasser	○○	○	○○	○	○○
	Pflanzliche Rohstoffe	○	○	○	○	○○
	Brauchwasser	○	○	○	○	○○
	Pflanzliche Energierohstoffe	○○	○○	○○	○	○○
Regulation	Retention von organischem C	○○	○○○	○○○	○	○○○
	Retention von N	○○	○○○	○○○	○	○○○
	Retention von P	○○	○○○	○○○	○	○○○
	Rückhalt von THG, Kohlen- stoffsequestrierung	○○	○○○	○○○	○	○○○
	Hochwasserregulation	○○	○○○	○○○	○	○○
	Niedrigwasserregulation	○○	○○	○○○	○	○○
	Vorflut	○	○○	○○	○	○○
	Geschieberegulation	○	○○○	○○	○	○○
	Bodenbildung in Auen	○	○○	○○	○	○○○
	Kühlwirkung (Gewässer und Boden)	○○	○○	○○	○	○○
Kultur	Habitatbereitstellung	○○○	○○○	○○○	○○	○○
	Landschaftsbild	○○○	○○	○○	○○○	○○
	Natur- und Kulturerbe	○○	○○	○○○	○○○	○
	Unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft	○○	○○	○○	○○○	○○
	Wasserbezogene Aktivitäten	○○	○○	○○○	○○○	○○

3.2.1 Indirekte Einflussfaktoren

Indirekte Einflussfaktoren sind gesellschaftliche Rahmenbedingungen oder Entwicklungen, die die Art und die Menge der von der menschlichen Gesellschaft genutzten Ressourcen beeinflussen und sich somit auf Ökosysteme, die Biodiversität und letztlich die Bereitstellung von ÖSL auswirken (SCBD 2010). Dabei geht die Wirkung der indirekten Einflussfaktoren immer über eine Veränderung der direkten Einflussfaktoren aus. In Flusslandschaften zählen zu den wichtigsten indirekten Einflussfaktoren das Bevölkerungswachstum, ein erhöhter Durchschnittsverbrauch an Konsumgütern und die zunehmende Wirtschaftsentwicklung (Davidson 2014). Die komplexen und vielfältigen Wechselwirkungen innerhalb der indirekten sowie zwischen indirekten und direkten Einflussfaktoren haben unterschiedliche Auswirkungen, erst auf die Strukturen und Prozesse in Flüssen und Auen, dann auf die ÖSL. Zum Beispiel kann der Einflussfaktor Wirtschaftswachstum stark zu Veränderungen von ÖSL in Auensystemen beitragen. Das Wachstum der menschlichen Bevölkerung kann so z. B. direkte Einflussfaktoren, wie u.a. Fischfang oder Nährstoffeintrag, verändern. In Tabelle 1 wird für die verschiedenen indirekten Einflussfaktoren das

Ausmaß des Einflusses auf die ÖSL zusammenfassend dargestellt.

3.2.1.1 Demographischer Wandel

Ein wichtiger Einflussfaktor der Veränderungen von ÖSL ist der demographische Wandel, der durch die Größe und Struktur der Bevölkerung sowie deren Entwicklung beschrieben wird. Im Zeitraum zwischen 1945 und den 1990ern ist die Bevölkerung in Deutschland von 65 Millionen auf ca. 82 Millionen gestiegen, seit 2012 jedoch sinkt sie infolge niedriger Geburtenraten unter das Bestandserhaltungsniveau. Die Größe und Struktur der Bevölkerung wurde durch massive Zuwanderung in den Jahren 2014 und 2015 verändert. Eine aktualisierte Voraussrechnung zeigt, dass die Bevölkerungszahl bis 2020 steigt und im Jahr 2035 auf ein Niveau von 82,2 Millionen sinken wird. Bis 2060 wird die Zahl der Einwohner/innen Deutschlands trotz Zuwanderung weiter absinken (Statistisches Bundesamt 2009). Vor allem in ländlichen Räumen führt die Abwanderung junger Menschen in die Ballungsräume zu einem Bevölkerungsrückgang (Berlin-Institut für Bevölkerung und Entwicklung 2015). Damit ändert sich auch die Verteilung der Bevölkerung auf urbane und ländliche Gebiete. Neben dem Bevölkerungsrückgang hat sich auch die Altersstruktur in Deutschland stark verändert. In den nächsten Jahren werden der Anteil älterer Menschen und das Durchschnittsalter der Bevölkerung weiter ansteigen. Deutschland wird auch als ein „alterndes“ Land bezeichnet. Neben der Bevölkerungsentwicklung spielt die sich ändernde Haushaltsstruktur eine weitere wichtige Rolle, da kleinere Haushaltsgrößen zu einer größeren Zahl von Haushalten führen, was sich weiterhin in der Siedlungsbebauung, aber auch im Energiekonsummuster widerspiegelt (Nelson et al. 2005). Die Zahl der Personen pro Haushalt ist in Deutschland geschrumpft. 2011 lebten durchschnittlich nur zwei Personen in einem Haushalt (UBA 2013).

Inwiefern sich der demografische Wandel in Form eines durch den mittelfristig prognostizierten Bevölkerungsrückgang induzierten Rückgangs der Flächeninanspruchnahme und des Siedlungsdrucks auf den Naturschutz, die Wildnisentwicklung und die Ressourcenbereitstellung konkret auswirkt, ist unklar und schwer vorauszusagen (Wagner et al. 2012). Generell ist der indirekte Einfluss des demographischen Wandels auf die ÖSL schwer nachvollziehbar und schwer isoliert zu betrachten, da ein komplexes Gefüge aus demografischen, gesellschaftlichen und ökonomischen Prozessen auf den Zustand von Kulturlandschaft und Natur wirken (Wagner et al. 2012).

3.2.1.2 Veränderung wirtschaftlicher Aktivitäten

Wirtschaftliche Tätigkeiten nutzen physische Ressourcen und technologische Prozesse, um zu einem steigenden Wohlstand der Gesellschaft beizutragen (Nelson et al. 2005). Insofern wirken sich Änderungen wirtschaftlicher Tätigkeiten auf die natürlichen Ressourcen – das Naturkapital und die ÖSL – aus. Mit steigendem Wohlstand, gekennzeichnet durch ein wachsendes Bruttoinlandsprodukt (BIP), ändern sich auch die Konsummuster: die Nachfrage nach Gütern zur Befriedigung von Grundbedürfnissen (wie z. B. Grundnahrungsmittel) sinkt, während die Nachfrage nach Dienstleistungen (wie z. B. stärker verarbeitete Produkte) steigt. Man spricht auch von einem Übergang von der industriellen zur post-industriellen, dienstleistungsbasierten Gesellschaft. Der relative Anteil der landwirtschaftlichen Produktionsmenge an der gesamten Wirtschaftsaktivität sinkt damit. Dieser Übergang kann sich entsprechend auf die Inanspruchnahme von natürlichen Ressourcen auswirken (Nelson et al. 2005).

Das BIP und die Wirtschaftsstruktur haben sich in Deutschland in den letzten 60 Jahren deutlich verändert. Die Entwicklung seit den Fünfzigern des 20igsten Jahrhunderts von einer industrie-basierten Wirtschaft in eine vorwiegend dienstleistungsbasierte Wirtschaft wurde von einem Wachstum des BIP von 360 Milliarden € (früheres Bundesgebiet, Stand 1970) zu 3,44 Billionen € (Stand 2019) begleitet (Statistisches Bundesamt 2020a). Das produzierende Gewerbe hatte 1970

mit 42,9 % den größten Anteil an der Wertschöpfung, während die Land- und Forstwirtschaft und die Dienstleistungen einen Anteil von 24,6 % bzw. 32,5 % hatten (Daten für alte Bundesländer). 2018 jedoch lag der Anteil der Wertschöpfung der Land- und Forstwirtschaft bei nur noch 1,4 % am BIP, die Dienstleistungen hingegen bei 74,4 % (Statistisches Bundesamt 2019a). Auch das Konsumverhalten änderte sich deutlich. 1970 machten fast ein Viertel der gesamten Haushaltsausgaben Nahrungsmittel und Getränke aus; im Jahr 2018 war dieser Anteil nur 14 % (Statistisches Bundesamt 2019b).

Ein verändertes Konsumverhalten in Form einer höheren Nachfrage nach biologischen Produkten und die Subventionen für den Ökolandbau im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) haben den Anteil der bewirtschafteten Flächen von Ökoagrarbetrieben an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche von 5,9 % im Jahr 2010 auf 9,1 % im Jahr 2018 erhöht (UBA 2019a). Auch die Holzproduktion hat, trotz der reduzierten Rolle der Forstwirtschaft an der Gesamtwirtschaft, zugenommen. Während Deutschland 1991 noch 5,7 Millionen Tonnen Forstprodukte mehr importierte als exportierte, sank diese Menge auf 2,1 Millionen Tonnen im Jahr 2013 (FAOSTAT 2014). Die politische Förderung der heimischen Waldnutzung und Holzverwendung hat sich hier offensichtlich ausgewirkt (Beck et al. 2006).

3.2.1.3 Sozio-politische Faktoren

Sozio-politische Faktoren, oft verbunden mit kulturellen und ökonomischen Einflüssen, wirken sich auf rechtliche Regulierungen und Gesetzgebungen aus. Diese Faktoren beeinflussen als Institutionen, die in Form formaler Regeln die Beziehungen zwischen ökologischen und sozialen Systemen steuern, die Bereitstellung von ÖSL (Nelson et al. 2005, Gómez-Baggethun & Kelemen 2008). Während früher beispielsweise viele vorrangig nutzungsorientierte Rechte (z. B. Fischrechte, Wasserrechte) vergeben und ein staatlich geförderter Ausbau von Gewässern betrieben wurden, entwickelte man in den letzten Jahrzehnten in der Europäischen Union und in Deutschland zahlreiche Rechtsinstrumentarien, um einer zunehmenden Gefährdung der Umwelt entgegenzuwirken. Bis heute wurden rund 300 Rechtsakte im Umweltbereich verabschiedet. Top-down Interventionen beeinflussen nationale und lokale institutionelle Rahmenbedingungen (Gómez-Baggethun & Kelemen 2008), wie beispielsweise im Fall des Einflusses übergreifender EU-Gesetze auf die nationale Agrar- und Forstpolitik. Wichtige Regulierungen mit einem bedeutsamen Einfluss auf die ÖSL sind hier auf Europäischer Ebene die Gemeinsame Agrarpolitik der EU (GAP), die Fauna-Flora-Habitat Richtlinie (FFH-RL), die Hochwassermanagementrichtlinie (HWRM-RL) und die europäische WRRL oder auf deutscher Ebene das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) und der Bundesverkehrswegeplan (BVWP) 2030.

Die rechtlichen Rahmenbedingungen haben insgesamt durch ihren Einfluss auf die Art und Intensität der Flächennutzung eine starke, zum Teil aber gegenläufige Wirkung auf die Bereitstellung von ÖSL. Die ordnungsrechtlichen Vorgaben und die Veränderung der Subventionen in Richtung eines stärkeren Schutzes der Umwelt und Ökosysteme („public money for public goods“) sowie die Naturschutzgesetzgebung wirken in Richtung multi-funktionaler Landnutzungsregime positiv auf die ÖSL Habitatbereitstellung und Regulationsleistungen, während die EEG-Gesetzgebung z. B. über die Anreize für den Anbau nachwachsender Rohstoffe in Richtung des Energiepflanzenanbaus sich positiv auf die Ressourcenbereitstellung auswirkt, aber mit Wechselwirkungen für andere ÖSL verbunden ist.

3.2.1.4 Kulturelle und religiöse Faktoren

Kulturelle Einflussfaktoren umfassen Werte, Überzeugungen und Normen, die (als informelle Institutionen) das menschliche Handeln und damit auch die Interaktionen mit der Umwelt steuern (Nelson et al. 2005). Kulturelle Einflussfaktoren haben deutliche Auswirkung auf die direkten Einflussfaktoren, da sie das Konsumverhalten des Menschen prägen. Für die ÖSL spielen hier die von Wertvorstellungen oder einem veränderten Umweltwissen und -bewusstsein beeinflussten Konsummuster eine wesentliche Rolle, da diese sich auf die Art der Landnutzung, z. B. einer verstärkten Nachfrage nach Bio-Produkten, und den Ressourcenverbrauch auswirken.

3.2.1.5 Technologiewandel

Die Entwicklung und Verbreitung von Technologien hat signifikante Effekte auf Ökosysteme, ÖSL und das menschliche Wohlbefinden. Technologische Entwicklungen können dabei sowohl eine Umweltbelastung darstellen, indem Ressourcen schneller ausgeschöpft werden, aber auch Umweltbelastungen mindern. Entscheidungsträger können durch gezielte finanzielle Förderung und Prioritätensetzung den technologischen Fortschritt beeinflussen, und damit auch die Auswirkungen auf den Landnutzungswandel und die ÖSL (Anastasopoulou et al. 2009). Einer der wichtigsten technischen Fortschritte mit erheblichen Auswirkungen auf die ÖSL war die Mechanisierung der Landwirtschaft, sowohl weltweit als auch in Deutschland. Diese Entwicklung wurde durch staatliche Förderprogramme unterstützt, beispielsweise die Sicherung von Investitionen in Betriebsmittel für landwirtschaftliche Unternehmen (BMEL 2019). Die Mechanisierung bzw. Technisierung, wie z. B. durch Traktoren, führte zu enormen Ertrags- und Effektivitätssteigerungen in der Landwirtschaft. Auch der Ausbau und der technische Fortschritt im Gebiet der Abwasserreinigung beeinflussen die ÖSL. Durch Bau- und Sanierungsmaßnahmen von Kläranlagen in den 90er Jahren des 20. Jhd. konnte die Wasserqualität von Seen und Flüssen enorm verbessert werden (UBA 2015a).

3.2.2 Direkte Einflussfaktoren

Die Auswahl der in RESI betrachteten direkten Einflussfaktoren folgt dem Millenium Ecosystem Assessment (MEA) und anderen Ökosystem-Bewertungssystemen (z. B. UK NEA 2011, EEA 2016). Zusätzlich wird in Bezug auf Flusslandschaften der Einflussfaktor Gewässerausbau und -unterhaltung betrachtet, da dieser zu hydromorphologischen Veränderungen führt, besonders bedeutsam für Veränderungen aquatischer und semiaquatischer Ökosysteme ist und daher nicht unter „Landnutzungsänderung“ subsumiert werden sollte.

Tabelle 2 gibt einen Überblick über die Auswirkungen und die Intensität dieser direkten Einflussfaktoren auf die im RESI-Projekt betrachteten ÖSL. Für jeden direkten Einflussfaktor wurde aufgrund von Experteneinschätzungen, soweit möglich, die Entwicklung sowie der aktuelle Trend der Auswirkungen auf die ÖSL im RESI-Projekt betrachtet. Die Farbe der Zellen zeigt dabei den Einfluss der entsprechenden Einflussfaktoren in den 50 Jahren vor 1990 an. Die Pfeile dagegen zeigen den aktuellen Trend (ab 1990) der Auswirkungen des jeweiligen Einflussfaktors an.

Tab. 2: Die wichtigsten direkten Einflussfaktoren für die Ökosystemleistungen in Flüssen und Auen. Die Zellenfarbe zeigt den Einfluss der entsprechenden Einflussfaktoren in den 50 Jahren vor 1990 an (gelb = niedrig; orange = mittel; rot = hoch und grau = kein Einfluss). Die Pfeile zeigen den aktuellen Trend ab 1990 (↑ zunehmend; ↓ abnehmend; → anhaltend) der Auswirkungen des jeweiligen Einflussfaktors an. Bewertung erfolgte auf der Grundlage von Expertenmeinungen.

	Ökosystemleistungen	Gewässerausbau und Unterhaltung	Landnutzungsän- derung	Invasive Arten	Verschmutzung & Nährstoffeinträge	Klimawandel
Versorgung	Kulturpflanzen	→	→	→	→	↑
	Pflanzliche Biomasse	→	→	→	→	↑
	Wildtiere	→	→	→	↓	↑
	Trinkwasser (Oberflächen- und Grundwasser)	→	→	→	↓	↑
	Pflanzliche Rohstoffe (Holz, Faser)	→	→	→	→	↑
	Brauchwasser	→	→	→	↓	↑
	Pflanzliche Energierohstoffe	→	↑	→	→	↑
Regulation	Retention von organischem C	→	→	→	↓	↑
	Retention von N	→	→	→	↓	↑
	Retention von P	→	→	→	↓	↑
	Rückhalt von THG, Kohlenstoffsequestrierung	→	→		→	↑
	Hochwasserregulation	→	→			↑
	Niedrigwasserregulation	→	→			↑
	Vorflut	→	→			↑
	Geschieberegulation	→	→		→	↑
	Bodenbildung in Auen	→	→		→	↑
	Kühlwirkung (Gewässer und Boden)	→	→			↑
	Habitatbereitstellung	→	→	→	→	↑
Kultur	Landschaftsbild	→	→	↑	→	↑
	Natur- und Kulturerbe	→	→		→	↑
	Unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft	→	→	↑	↓	↑
	Wasserbezogene Aktivitäten	→	→	↑	↓	↑

Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an Millenium Ecosystem Assessment: Synthesis Report 2005

3.2.2.1 Gewässerausbau und -unterhaltung

Wasserentnahme und wasserbauliche Veränderungen des Flussbaues im 19. Jhd. und dem beginnenden 20. Jhd. führten zu starken Veränderungen der Flussläufe in Deutschland (z. B. Scholz et al. 2005). So wurden die Fließgewässer durch den Ausbau der Gewässer, u. a. Festlegung der Hauptgerinne, Bau von Buhnen und Leitwerken, Uferbefestigungen, Laufbegradigungen, Durchstiche, Beseitigung von Kies- und Sandbänken, Fahrrinnenverbreiterungen und -vertiefungen sowie Staustufen und viele weitere wasserbauliche Eingriffe „optimiert“, um ihre Nutzbarkeit für

die Schifffahrt, Stromerzeugung, Landwirtschaft und Wasserversorgung zu verbessern. Querbauwerke gelten als exemplarisch für die Belastung der Hydromorphologie, sie dienen u.a. der Stromgewinnung oder der Schifffahrt zur Anhebung der Wasserstände in Niedrigwasserzeiten. Auch der Einfluss der häufig mit Querbauwerken verbundenen Veränderungen auf Wasserhaushalt und Abflussregime ist immens (Beispiel: Speicherraubau und -bewirtschaftung im Ostseeraum, Rödel 2001, Aurada 2003). Neben Gewässerunterhaltung bzw. Gewässerausbau und der Beseitigung ganzer Gewässer sind des Weiteren auch Wasserentnahmen zu nennen.

Als jüngste Entwicklung der anthropogenen Belastungen kommen im Rahmen von Hochwasserschutzmaßnahmen Polder-Nutzungen hinzu. Als technische Hochwasserschutzmaßnahme werden hierbei im Falle besonders großer Hochwasser die Hochwasserscheitel in Retentionsräume geleitet, die bei ausschließlich technischer Bewirtschaftung nur sehr selten, dann aber in unnatürlicher Weise überstaut und nicht überströmt werden.

Durch den Gewässerausbau hat die Bereitstellung von Energie und Transport für die Nutzungen Wasserkraft und Schifffahrt in den letzten Jahrzehnten zugenommen. So hat die Nutzung von Gewässern für die Schifffahrt seit dem zweiten Weltkrieg vor allem im Westen Deutschlands an Bedeutung gewonnen. In Ostdeutschland war – wenn auch vergleichsweise weniger – die Elbe für den Transport von Braunkohle und landwirtschaftlichen Produkten bedeutsam. Im Jahr 1950 waren 26,4 % der Leistung (16,7 Mrd. tkm (Tonnenkilometer)) des Gütertransports auf die Binnenschifffahrt angewiesen (Petschow & Wlodarski 2009). In den letzten Jahren ist der Güterverkehrsaufwand trotz kurzzeitigen Rückgangs durch die Wirtschaftskrise im Jahre 2009 stetig gestiegen. Durch die Entwicklung des Straßenverkehrs und dessen sinkende Kosten wurde die Schifffahrt für den Gütertransport jedoch zunehmend unwichtiger. Im Jahr 2018 lag der Anteil des Güterumschlages der Binnenseeschifffahrt in Deutschland bei rund 9 % (46,9 Mrd. tkm) und für den Straßengüterverkehr bei rund 64 % (316,8 Mrd. tkm; Statistisches Bundesamt 2020b).

Die zunehmende Nutzung der Ressource Wasser führte zu einem Ausbau der Wasserkraftanlagen. In der Nachkriegszeit setzte die Inanspruchnahme der Wasserkraft zunächst langsam ein. Mit der Ölkrise in den 70er Jahren des letzten Jahrhunderts wurde der Wasserkraftausbau jedoch zum politischen Ziel, wobei niedrige Anreize (Vergütungen) für Energieversorger den erweiterten Ausbau bremsen. Eine weitere Einschränkung waren politische und ökologische Rahmenbedingungen in den 1980er Jahren. In den Neunzigern traten zu den bestehenden Rahmenbedingungen neue naturschutzrelevante EU-Richtlinien hinzu (z. B. FFH-RL). Mit neuen Vergütungsregelungen wurden Anreize für Wasserkraftenergie geschaffen. Diese Entwicklungen führten zu einer erhöhten Gesamtleistung bis 1999. Die Stromerzeugung stieg ebenfalls, was u.a. auch durch den Einbau effizienterer Turbinen in großen Wasserkraftwerken bewirkt wurde. Im neuen Jahrtausend wurde durch das EEG eine konstante Vergütung eingeführt und somit der Ausbau von großen Anlagen gefördert. Etwa 80 % der 7.000-8.000 Wasserkraftwerke liegen im Süden von Deutschland (UBA 2019b). Im Jahr 2018 wurde mit 16,4 TWh auf Grund der langen Trockenheit der niedrigste Wert der letzten 30 Jahre erzeugt (UBA 2019c).

Ressourcenbereitstellung

Erst durch den Ausbau von Hochwasserdeichen und der damit einhergehenden Kontrolle über die Wasserzufuhr konnte die Agrarfläche um Gewässer- und Feuchtgebietsflächen vergrößert werden. Die durch gewässerbauliche Eingriffe zur Verfügung stehenden Flächen stehen für agrarische und forstliche Nutzung zur Produktion von Nahrungs- und Futtermitteln sowie Energiepflanzen zur Verfügung. Wasserentnahmen dienen der Bewässerung landwirtschaftlich genutzter Flächen, Kühlung von Kraftwerken und zur Trinkwassergewinnung (Uferfiltrat). Dies beeinträchtigt den aquatischen Fließgewässerraum einerseits durch Wasserverlust und andererseits durch

Wiedereinleitung unnatürlich erwärmten Wassers. In Deutschland ist der Anteil der landwirtschaftlichen Wasserentnahmen mit 1,3 % Anteil am Gesamtwasserbedarf eher gering. Für industrielle Zwecke (Bergbau, verarbeitendes Gewerbe und Energieversorgung) wurden 77,1 % des Wassers entnommen. Auf die öffentliche Wasserversorgung fallen 20,8 % (UBA 2019d).

Regulationsleistungen

Insbesondere mit der Nutzung der Flüsse zur Wasserkraft und Schifffahrt wurde bzw. wird massiv in deren Wasser- und Geschiebehaushalt eingegriffen (Tittizer & Krebs 1996, Scholz et al. 2005). Vor allem die Schifffahrt braucht möglichst gleichmäßige (statische) Fließbedingungen mit dauerhaft ausreichender Wassertiefe für die eingesetzten Schiffstypen, die in den natürlicherweise hochdynamischen Flusslandschaften von Natur aus nicht vorliegen und erst geschaffen werden mussten. Dabei haben insbesondere abflussregulierende Querbauwerke (v. a. Staustufen, aber auch Wehre, Sohlschwelen usw.) weitreichende und meist auch großräumige Auswirkungen auf den Wasser- und Geschiebehaushalt (Dister 1995). Querbauwerke im Mittelgebirgs- und Gebirgsbereich sind meist auch mit einer Wasserkraftanlage versehen, die häufig im Schwallbetrieb betrieben werden, was zu einer unnatürlich schnellen und starken Änderung des Wasserstandes führt.

Neben Wasserkraft und Schifffahrt haben auch Hochwasserdämme und -deiche weitreichende Folgen für den Wasserhaushalt, insbesondere in der angrenzenden Aue. Zum einen führt dies zum Verlust sowohl der natürlichen, oberflächlichen Anbindung der Auenflächen im Deichhinterland bei Hochwasser als auch der damit verbundenen hydromorphodynamischen Prozesse. Im Deichhinterland (Altaue) steigt bei Hochwasser das Grundwasser an und sinkt nach Abklingen des Hochwassers wieder ab. Auf diese Weise unterliegt das Deichhinterland einer gewissen (naturnahen) Wasserstandsdynamik. In vielen von Staustufen geprägten Flussabschnitten ist der natürliche Grundwasseraustausch mit dem Fluss durch die gespundeten Deichuntergründe unterbrochen. Das dem Fluss zuströmende Grundwasser muss sich neue Wege suchen. Oftmals stellen sich in der Altaue im Bereich der Stauwurzel niedrige Grundwasserstände (hohe Flurabstände) ein, die in Richtung der Stauhaltung ansteigen. Das Grundwasserniveau wird nivelliert und geht auf wenige Prozent seiner ursprünglichen Schwankungsbreite zurück, teilweise werden Böden dauerhaft eingestaut und entwickeln anaerobe Verhältnisse. Staustufen beeinflussen zudem den Stoffmetabolismus von Fließgewässern. Die herabgesetzte Fließgeschwindigkeit führt zu einer Akkumulation von organischem Material, woraus verstärkte Abbauprozesse und bei entsprechend hoher stofflicher Belastung auch Sauerstoffdefizite resultieren können. In extremen Fällen kann diese Kombination aus C-Akkumulation und Anoxie zu erhöhten Methanemissionen in Stauhaltungen führen (Maeck et al. 2013). Die Sauerstoffproduktion durch benthische und planktische Algen hingegen wird in tieferen Stauhaltungen durch die einsetzende Lichtlimitation eingeschränkt. Im Vergleich zu Stauhaltungen sind frei fließende Flüsse eher flache, turbulente Systeme mit einem ausgeprägten hydraulischen Austausch zwischen Flussbett und Wassersäule, der durch advective Transportprozesse charakterisiert ist. Dieser Austausch ist für die Selbstreinigung der Flüsse von essentieller Bedeutung. Er wird jedoch durch großräumige Aufstauungen und Flussbegradigungen beeinträchtigt (Merill & Tonjes 2014).

Habitatbereitstellung

Wasserentnahme und wasserbauliche Eingriffe verändern die Lebensbedingungen in Flüssen und Auen vielfach so massiv, so dass viele charakteristische Arten verschwinden. Im Zusammenhang damit stehen veränderte Wasserstände, Abflussmengen und Fließgeschwindigkeiten, der Verlust der Abfluss-, Grundwasser- und Morphodynamik sowie mangelnde ökologische und morphologi-

sche Durchgängigkeit und deren Folgen (z. B. Verstärkung der Sohlerosion durch fehlendes Geschiebe). Durch die Nivellierung der Wasserstände sind die für flussauentypische Habitate (z. B. Weich- und Hartholzauenwald, Wechselwasserzonen, Stromtalwiesen) essentiellen Wasserstandsschwankungen (sowohl im Oberflächen- als auch im Grundwasser) in ihrer natürlichen Dynamik nicht bzw. nur noch in stark abgeschwächter Form anzutreffen.

Die im Sinne der Schifffahrt getätigten wasserbaulichen Eingriffe, wie Baggerungen, Schaffung künstlicher Kanäle, die Errichtung von Staustufen und die Errichtung und Wiederherstellung von Regulierungsbauwerken, haben bedeutende Auswirkungen. Durch diese Maßnahmen kommt es zur Unterbrechung der biologischen Durchgängigkeit des Gewässers und zum großflächigen Verlust von Auenstandorten sowie Lebensräumen für die aquatischen Gemeinschaften wie Phytoplankton, Makrozoobenthos und Fischfauna (einschließlich Laichplätze) (UBA 2015a). Insbesondere sind Kiesflächen und damit Laichplätze dezimiert worden. Querbauwerke stellen, neben der deutlichen Veränderung des Abflussregimes, Wanderhindernisse für die aquatische Fauna dar und unterbinden dadurch die Durchgängigkeit der Fließgewässer, eine äußerst wichtige ökologische Funktion. Hinzu kommt, dass sich der erzeugte Wellenschlag der Schiffe auf das Sediment übertragen und dort zur Aufwirbelung führen kann. U. a. werden Fischlaich und Jungfische mit dem Wellenschlag auf trocken liegende Kiesflächen verfrachtet, von denen sie nicht ins Wasser zurückgelangen können, und verenden. Aber auch für Uferröhricht-, Schwimmblatt- und Unterwasserpflanzen kann die schifffahrtsbedingte Strömungs- und Wellenbildung zu naturfernen mechanischen Störungen führen. Wasserkraftwerke verhindern als Querbauwerke in erster Linie die Fischdurchgängigkeit, so dass Flussoberläufe für Wanderfische als Lebensraum verloren gingen. Fischarten wie der Lachs starben daher schon im 19. Jahrhundert in den Weserzuflüssen aus. Oft werden abwärtswandernde Fische verletzt, wenn sie Querbauwerke passieren (Sturz von großer Höhe) oder sie bei der Passage von Turbinen geschädigt werden. Das Ausmaß der Mortalität variiert u. a. mit der Anordnung und dem Ausbaugrad des jeweiligen Wasserkraftwerkes, dem Rechen- und Turbinentyp, dem aktuellen Betriebsmodus sowie Art und Größe der Fischart (MULNV NRW 2005).

Die Abkoppelung von Nebengerinnen und Altarmen durch Festlegung der Hauptgerinne führte dazu, dass viele Auengewässer sich heute in einem fortgeschrittenen Verlandungsstadium befinden (z. B. Reichhof & Zuppke 2009) oder aufgrund von Sedimentationsprozessen verloren gegangen sind. Dieser Verlust führt insbesondere zum Verlust wichtiger Laichgebiete von krautlaichenden Fischarten. Hinzu kommt der Verlust an Refugial-, Ruhe- und Aufwuchsräumen (z. B. Tittizer & Krebs 1996). Auch die räumlich-funktionale Interaktion von aquatischen Lebensgemeinschaften, insbesondere die Interaktion der Fischartengemeinschaften von Haupt- und Auen- sowie Nebengewässern, wird unterbrochen (vgl. u.a. Brunken & Brümmer 1996).

Die ökologischen Folgen der Abtrennung von Auenbereichen durch Hochwasserdämme und -deiche vom Hochwassergeschehen konnten Foeckler et al. (1994 a,b) anhand von Weichtierlebensgemeinschaften und Leyer (2015) anhand der Auenvegetation aufzeigen. Hierbei muss zwischen gestauten und ungestauten Flussabschnitten unterschieden werden. In den von Stauwerken unbeeinflussten Flussstrecken nimmt zumindest das Grundwassersystem an der Abflussdynamik teil. Von Wasserstandsdynamik geprägte Lebensräume und deren Arten müssen in Altauen im Einflussbereich von Stauanlagen weniger spezialisierten und entsprechend anspruchsloseren Tier- und Pflanzenarten weichen, so dass insgesamt die auentypische Diversität abnimmt (Rumm et al. 2016).

Die Flutung durch Polder kann anstelle einer natürlichen Hochwasserdynamik zu tage- bis wochenlang stehendem Wasser führen, was erhebliche negative ökologische Auswirkungen haben kann (Henrichfreise 2003). Auf den Polderflächen bilden sich keine oder nur hochwasserresistente Biozönosen. Mangelnde Durchströmung führt zu Sauerstoffmangel und somit zur Schädigung oder Ausfall nicht überflutungstoleranter Arten (Scholz et al. 2005).

Eine weitere schwerwiegende ökologische Auswirkung von Wasserentnahme und wasserbaulichen Maßnahmen ist neben der Beeinträchtigung und Zerstörung von morphologischen Strukturen und Lebensräumen, z. B. von sich natürlich verändernden Ufern durch Uferverbau, die Austrocknung der Auen infolge der Sohlerosion im Fluss. Diese führt zu einer Minderung der Habitatqualität und -funktionen. Konsequenzen können z. B. Verlust von Teilhabitaten, Verringerung des Bruterfolgs bzw. der Überlebenswahrscheinlichkeit von Individuen, Brutpaarverlust, Bestandsrückgang oder Beeinträchtigung bzw. Erlöschen lokaler (Teil-)Populationen sein.

Kulturelle Leistungen / Werte

Die wasserbaulichen Eingriffe haben positive Auswirkung auf die Freizeitschifffahrt (Flusskreuzfahrten, Ausflugsschifffahrt), da eine ganzjährige Befahrung durch die Maßnahmen und Eingriffe erst ermöglicht wird (Dister 1995).

Die Landschaftsästhetik wird, abgeleitet von Nohl (1993), durch ihre Vielfalt, Eigenart und ihre wahrgenommene Natürlichkeit bewertet. Die Bewertung der wahrgenommenen Natürlichkeit wird durch wasserbauliche Maßnahmen wie einer Laufbegradigung vermindert. Ebenso nimmt die Bewertung der Vielfalt und Eigenart von Flusslandschaften ab, da die Anzahl an landschaftsprägenden Strukturen durch die Beschränkung der Abfluss- und Morphodynamik sinkt (Walz 2013, UBA 2015a). Auch die Umwandlung von Auenfläche zu landwirtschaftlich genutzter Fläche nach dem Bau von Hochwasserdämmen und -deichen reduziert die Eigenart und Vielfalt der Landschaft. Die baulich erzeugte Monotonie der Auen- und Gewässerökosysteme führt gleichfalls zu Attraktivitätsverlusten für Erholungssuchende, wie Wanderer, Radfahrer, Reiter, Angler oder Paddler. Innerhalb der Naturbewusstseinsstudie im Jahr 2013 stimmte eine Mehrheit von 93 % der Befragten zu, dass naturnahe Flüsse und Bäche schöner sind als begradigte. Ebenfalls antworteten 59 % der Befragten, dass sie es sehr wichtig finden, mehr Überschwemmungsflächen und Auen zu schaffen als Maßnahme zum Hochwasserschutz umzusetzen (BMUB & BfN 2014).

Die Zugänglichkeit zu Fließgewässern fürs Baden wird beispielsweise durch abschüssige Uferverbauungen erschwert oder unmöglich gemacht. Trotz des Attraktivitätsverlustes und der Einschränkungen durch gewässerbauliche Maßnahmen hat die Nachfrage nach naturverträglichen Freizeitangeboten, sportlicher Aktivitäten und Naturbeobachtungen in naturnahen und urbanen Flusslandschaften in den vergangenen Jahren zugenommen. Der Fahrradtourismus mit dem Schwerpunktthema Flusslandschaften verzeichnet beispielsweise in den Jahren 2003 bis 2011 eine Umsatzsteigerung um das 25-fache (Schäfer & Kowatsch 2015). Der Umsatz des deutschen Flusskreuzfahrtenmarktes, der durch die gewässerbaulichen Maßnahmen ermöglicht wird, ist von 2004 bis 2017 um 41 % und von 2004 bis 2018 sogar um 66 % gestiegen (IG River Cruise 2019).

Durch die von den wasserbaulichen Maßnahmen induzierte Habitatfragmentierung wird die Biodiversität reduziert (Opdam et al. 1995), was die Möglichkeiten für das Beobachten von Tieren und Pflanzen in Flusslandschaften reduziert.

Durch die Zielsetzung der Europäischen WRRL, einen „guten“ oder „sehr guten“ ökologischen Zustand in Fließgewässern bis spätestens 2027 zu erreichen, wurden und werden die Forschungs- und Bildungsaktivitäten zu den Auswirkungen von gewässerbauliche Maßnahmen erhöht. Somit haben gewässerbauliche Eingriffe einen direkten Einfluss auf die kulturelle Leistung Bildung und Wissenschaft.

3.2.2.2 Landnutzungsänderung

Einer der deutlichsten und für die Bereitstellung von ÖSL gravierendsten Effekte ist die Veränderung der Landnutzung und damit der Lebensräume für Tier- und Pflanzenarten (TEEB 2015). Hauptsächlich Bevölkerungswachstum (bis 1990), Änderung der Bevölkerungsstruktur, anhaltende Wirtschaftsentwicklung, veränderte Konsummuster sowie eine zunehmende Urbanisierung beeinflussen die Landnutzungsstruktur, da sie zu Landnutzungsänderungen (u. a. forst- und landwirtschaftliche Nutzung der Auenlandschaft, Flächenverbrauch für Siedlungen und Verkehr, Bodenversiegelung) und zu den unter „Gewässerausbau und -unterhaltung“ beschriebenen Modifikationen aquatischer Systeme und schließlich zum starken Verlust natürlicher Überschwemmungsflächen und zu massiven Veränderungen der Abflussregime führten (van Asselen et al. 2013).

In Europa kam es durch Bevölkerungswachstum und Industrialisierungsprozesse im 19. und 20. Jahrhundert zu einer starken Zunahme von Siedlungs- und Verkehrsflächen (EEA 2010). In den alten Bundesländern erreichte die Überbauungs- und Versiegelungsrate um 1980 einen Höhepunkt. Mit der Wiedervereinigung und dem daraus folgenden Bau- und Wirtschaftsboom wurden in Deutschland Spitzenwerte im Flächenverbrauch erreicht. Dieser bleibt vor allem in den neuen Bundesländern trotz Bevölkerungsrückgang durch eine Zunahme der Pro-Kopf-Wohnfläche auf hohem Niveau. In Deutschland ist der Anteil der Siedlungsflächen 1992 bis 2018 um 23,6 % angestiegen. Durch diesen Zuwachs gingen teilweise landwirtschaftliche Flächen verloren (Statistisches Bundesamt 2019c, UBA 2019e). Zudem spielt in industriellen Ländern die Fragmentierung der Landschaft durch urbane Zersiedlung eine große Rolle (Nelson et al. 2005). In Deutschland sind Baumaßnahmen (Verkehrswege, Siedlungen, Industrie- und Gewerbegebiete) und Rohstoffabbau, besonders für Energiezwecke, eine bedeutende Ursache für Biotopzerstörung. Dadurch sind auch nur wenige naturnahe, biodiversitätsreiche Landschaften erhalten worden (Beck et al. 2006).

Im Laufe der Jahrhunderte wurden Auenwiesen und Auenwälder durch Äcker oder Siedlungs- und Verkehrsflächen verdrängt. Natürlicherweise wäre der Auenwald in Deutschland die flächenmäßig dominierende Formation in den Flussauen. An den Flüssen des Norddeutschen Tieflandes und der Mittelgebirge sind kaum noch nennenswerte Auenwälder vorhanden, lediglich zwischen der Mulde- und Saale-Mündung an der Elbe oder im Leipziger Auensystem haben sich größere Auenwaldflächen erhalten (Scholz et al. 2012). In der morphologischen Aue beträgt der Waldanteil deutschlandweit nur noch ca. 10 % (9 % in der Altaue und 13 % in der rezenten Aue). Dieser kann aber je nach Flussauentyp stark variieren (Brunotte et al. 2009, Scholz et al. 2012). Mehr als zwei Drittel der Auenlandschaften in Deutschland werden aber landwirtschaftlich genutzt (Acker: 42 %, Grünland: 30 % der morphologischen Aue; Brunotte et al. 2009). Innerhalb der rezenten Auen stellt Grünland (meist ehemalige Hartholz-Auenwaldstandorte) die wichtigste Landnutzung mit 47 % deutschlandweit dar (Scholz et al. 2012, UBA 2016, BMEL 2020).

Ressourcenbereitstellung

Auch wenn die landwirtschaftliche Fläche in Deutschland in den letzten Jahren abgenommen hat, wurde die Produktion auf den verbliebenen Agrarflächen intensiviert (Beck et al. 2006).¹ Die Intensivierung von Flächennutzungen und der technologische Fortschritt haben einen deutlichen Einfluss nicht nur auf die Produktionsleistung, sondern auch auf andere ÖSL. Studien zeigen, dass eine mit dem Rapsanbau verbundene Umwandlung von Flächen die Verfügbarkeit von sauberem Wasser durch Stickstoffabflüsse beeinträchtigen kann (Lautenbach et al. 2012). Eine weitere Studie zeigte die Effekte der Siedlungsflächenentwicklung auf ÖSL in Leipzig. Den Ergebnissen zufolge ist die Nahrungsmittelproduktion trotz der gesteigerten Siedlungsflächen gestiegen. Die Autoren heben jedoch hervor, dass auch der Einsatz von Dünger und Pestiziden die Produktivität steigerten. Die Nahrungsproduktion als natürliche ÖSL (ohne menschlichen Eingriff) wurde zusammen mit der Ackerfläche reduziert (Lautenbach et al. 2011).

Die Auswirkung von Landnutzungsänderungen auf die Ressourcenbereitstellung ist auch in Auengebieten erkennbar. So haben sich beispielsweise seit den 1950er und 60er Jahren die Auenwiesen im Norddeutschen Tiefland deutlich verändert. Der Anteil an Feuchtwiesen ging bis 2008 um 85,2 % zurück, der von mittelfeuchten, artenreichen Wiesen um 83,6 % (Krause et al. 2011). Die Feuchtwiesen wurden größtenteils durch intensiv genutztes, artenarmes Grünland ersetzt. 47 % und 26 % der Auenflächen an der Elbe sind zu Agrarflächen bzw. intensiv genutztem Grünland umgewandelt worden. Eine ähnliche Änderung war an der Weser und Ems zu beobachten (42-72 % wurden zu Agrarflächen). An den Auen der Vils und der Rott (Nebenflüsse der Donau) ist seit den 1970er Jahren ein Rückgang des Grünlandanteils zu bemerken. Der Rückgang ist besonders spürbar zwischen 1971 und 1987, als fast 20 % des Grünlandes umgebrochen wurden. Dementsprechend ist auch die Anzahl der Kühe ab 1987 rückläufig (Reduzierung um ca. 30 %) (Schätzl 2007, BfN 2014).

Regulationsleistungen

Landnutzungsänderungen sind für die Fluss- und Auenökosysteme in zweierlei Hinsicht von Bedeutung:

- a) Nutzungsänderungen im hydrologischen Einzugsgebiet und
- b) solche im unmittelbaren Auenraum.

Die Veränderungen im Einzugsgebiet führen zunächst zu hydrologischen Veränderungen (Abfluss hinsichtlich Quantität und Dynamik); ggf. führt dies sogar zu veränderten Einzugsgebieten (Aufheben natürlicher Binnenentwässerung, Wasserüberleitungen, u. a. Mehl 2004). Mit Landnutzungsänderungen sind darüber hinaus häufig Be- und Entwässerungsmaßnahmen verbunden, die gleichfalls Abflusshöhe und -dynamik beeinflussen (Mehl et al. 2015, 2016). Ebenso kommt es aber vor allem auch zu erhöhten Nährstoff- und Schadstofffreisetzungen, die insbesondere an hydrologische Prozesse gekoppelt sind. Dieser veränderte abiotische Rahmen beeinflusst nahezu alle regulativen Leistungen. In den Talräumen führt eine Veränderung von Landnutzungen unmittelbar zu spezifischen Auswirkungen auf die regulativen Leistungen, z. B. im Hinblick auf die Hochwasserregulation durch parallele Hochwasserschutzmaßnahmen.

¹ Die erhöhte Nahrungsmittelproduktion geht aufgrund der Intensivierung und dem Einsatz von Agrochemikalien jedoch zumeist auf Kosten der Biodiversität sowie kultureller und regulativer ÖSL.

Häufig sind solche Landnutzungsänderungen mit direkten Entwässerungswirkungen in den Talräumen durch „Schaffung von Vorflut“ (natürlicher oder künstlicher Ablauf von Wasser) verbunden. Vor allem bei den flächenhaft bedeutsamen, gewässerbegleitenden Niedermooren sind auf diese Weise erhebliche Degradationen entstanden (vgl. übergreifende Darstellungen in Succow 1988, Succow & Joosten 2001 zur Moordegradation mit den Folgen Torfsackungen und -schrumpfung sowie erhöhte Treibhausgas- und Nährstofffreisetzungen). Auch führen Entwässerungen beispielsweise zur Verringerung der Kühlleistung der Böden. Die meisten Folgen sind wohl wegen der landwirtschaftlichen Nutzbarmachung der Talböden entstanden; gerade in den agrarisch dominierten Landschaften Nordostdeutschlands ist auch das Gros entsprechend durchgeführter wasserwirtschaftlicher Maßnahmen durchaus im eindeutigen Zusammenhang mit der landwirtschaftlichen Flächennutzung zu sehen (Mehl 2004).

Landnutzungsänderungen wirken sich über die erhöhten Nährstoffexporte und die Mobilisierung von Feinsedimenten indirekt auch auf den Nährstoffhaushalt der Gewässer aus. Die direkten Folgen dieser Einträge werden im Abschnitt Verschmutzung und Nährstoffeintrag behandelt.

Habitatbereitstellung

Weltweit ist die Landnutzungsänderung ein dominierender Bedrohungsfaktor für Arten mit verheerenden Folgen wie Verlust und Zerstückelung von Lebensräumen bedrohter Arten. Die Änderung und Intensivierung der forstwirtschaftlichen Nutzung der verbliebenen Auenwälder (Aufforstungen mit Hybridpappeln, Förderung des Bergahorns zu Lasten von Eiche, Ulme, Esche und Grauerle) führten neben anderen Faktoren zu einem starken Verlust an Arten- und Strukturvielfalt sowie an Abundanz bestimmter Arten.

Die Intensität der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung hat starke Auswirkungen auf die Pflanzen- und Tierwelt des jeweiligen Gebietes: je intensiver die Nutzung, desto artenärmer der Bestand. Traditionell genutzte Auenwiesen können artenreiche Bestände ausbilden, jedoch unterliegen viele Grünlandbereiche einer nicht auen- und naturschutzangepassten Nutzungsweise (hohe oder zu geringe Viehdichten, hohe Schnitthäufigkeit, nicht standortangepasste Düngung, Entwässerung, Vereinheitlichung der Nutzung, Verlust des Nutzungsmosaiks, Brachfallen von unattraktiven Wiesen etc.). Des Weiteren hat in den letzten Jahren europaweit verstärkt der Anbau von Energiepflanzen eingesetzt, der in Teilen der Auenlandschaft trotz Umbruchverbotes zu großen Grünlandverlusten führte. Auch in den Flusslandschaften Deutschlands ist das Grünland durch Flächenänderung, insbesondere durch Umbruch von Grünland zum Ackerland insbesondere in der Altaue gefährdet. So sind wertvolle Bestände gut ausgebildeter Auenwiesengesellschaften in den deutschen Flussauen selten geworden (Ellwanger et al. 2012, Scholz et al. 2012). Durch die Zerstörung der natürlichen Vegetationsdecke und des Bodengefüges werden in den Einzugsgebieten der Flüsse die Erosionsprozesse durch Ackernutzung verstärkt und der Stoffaustrag aus den Böden erhöht (siehe Verschmutzung und Nährstoffeintrag). Unter den aktuellen Rahmenbedingungen und den sich abzeichnenden Entwicklungstrends ist davon auszugehen, dass sich die Intensivierung und Umstrukturierung der landwirtschaftlichen Nutzung fortsetzen wird. Dies wird erhebliche Auswirkungen auf die biologische Vielfalt in agrarisch genutzten Offenlandschaften einschließlich der Flussauen haben.

Flächen für Siedlungs- und Verkehrszwecke ziehen neben dem unmittelbaren und meist irreversiblen Verlust an fruchtbaren Böden eine Reihe von negativen Folgen für die Habitatbereitstellung nach sich, wie z. B. Verlust und Zerschneidung von Lebensräumen für Flora und Fauna. Die vor Hochwasser geschützten ackerbaulich oder als Siedlung genutzten Flächen reduzieren deutlich die autotypischen Lebensräume und ihre Arten, die an einen stetigen räumlichen und zeitlichen Wechsel der Umweltbedingungen angepasst sind.

Kulturelle Leistungen

Traditionelle Landnutzung bereicherte die Lebensraumvielfalt der Auen und erzeugte eine vielfältige Kulturlandschaft, die zu einem attraktiven Landschaftsbild beitrug (Schäfer & Kowatsch 2015). Landnutzungsveränderungen führten zu einem Verlust von Auenlandschaften durch Flächenverbrauch für landwirtschaftliche Nutzung, Siedlungen, Verkehr und Modifikation der Gewässer durch bauliche Maßnahmen und Eingriffe. Diese Veränderungen vermindern die ästhetische Qualität des Landschaftsbildes von Flusslandschaften, da die Bewertung von Eigenart, Vielfalt und der wahrgenommenen Natürlichkeit unter diesen Landnutzungsänderungen abnehmen. Arnold et al. (2009) analysierten sechs Studien im Themencluster Gewässerrevitalisierung, Zahlungsbereitschaft und Discrete-Choice-Experiment und resümierten ein großes Interesse an strukturreichen und naturnahen Lebensräumen. Dieses Ergebnis unterstreicht die Bedeutung des Verlusts an landschaftlicher Attraktivität für die Erholungsnutzung von Auen und ihren Flüssen. Nach der Naturbewusstseinsstudie aus dem Jahre 2013 stimmen lediglich 5 % der Befragten der Aussage voll und ganz zu, dass Überschwemmungsflächen für Siedlungs- und Gewerbebezwecke bebaut werden sollten. Hingegen finden 65 % der Befragten naturnah gestaltete Flüsse und Bäche schöner als begradigte Flüsse (BMUB & BFN 2014). Durch Infrastrukturbau und die Umwandlung von Auenflächen zu Siedlungsflächen kommt es zu einer Erhöhung lärmbedingter Belastungen. Diese wirkt sich negativ auf die Zufriedenheit von Erholungssuchenden wie Fahrradtouristen, Anglern oder Naturbeobachtern aus. Dennoch ist anzumerken, dass die Anzahl an Erholungssuchenden in Flusslandschaften trotz der Landnutzungsveränderungen zunimmt. Dies gilt beispielsweise für den Fahrradtourismus. Flusslandschaften sind die bevorzugten Landschaftsformen während einer Fahrradtour (BMW 2009). Durch die Nutzung von Auenfläche als Siedlungsfläche ist die Bevölkerungsdichte in Flusslandschaften gestiegen. Flusslandschaften können somit potentiell von einer steigenden Anzahl an Personen zur Erholung aufgesucht werden (Harrer & Scherr 2014). Insgesamt ist jedoch festzuhalten, dass noch immer Forschungsbedarf zu den Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf kulturelle ÖSL in der morphologischen Aue besteht.

3.2.2.3 Invasive Arten

Seit dem Beginn des Ackerbaus hat der Mensch zur Ausbreitung gebietsfremder Arten (auch Neozoen und Neophyten) in Mitteleuropa mit und ohne Absicht beigetragen. Das Eindringen gebietsfremder Arten ist häufig das Ergebnis zunehmender Handels- und Verkehrsbeziehungen. Als „gebietsfremd“ werden solche Organismen definiert, die in einem Bezugsraum nicht in der „freien Natur“ (i. S. von § 40 Abs. 4 (1) BNatSchG alle Flächen außerhalb besiedelter Flächen) oder dort seit mehr als 100 Jahren nicht vorkommen (§ 7 (2) Nr. 8 BNatSchG). Arten, die außerhalb ihres natürlichen Verbreitungsgebietes für die dort vorkommenden Ökosysteme, Biotope oder Arten ein erhebliches Gefährdungspotenzial darstellen, werden als invasive Arten bezeichnet (i. S. von § 7 (2) Nr. 9 BNatSchG). Zurzeit gibt es keine endgültige Definition für biologische Invasion. Dennoch besteht Konsens, dass es sich dabei einerseits um die Einwanderung gebietsfremder Arten handelt, sowie andererseits die Habitate eine Anfälligkeit gegenüber diesen „neuen“ Arten besitzen.

Insbesondere Flüsse und Auen sind für die natürliche Ausbreitung von Lebewesen sowie für die Verdriftung von Verbreitungseinheiten, Teilen von Pflanzen und weniger mobilen Tierarten (z. B. Mollusken) bekannt und folglich auch Korridore für die Ausbreitung gebietsfremder Arten (Neophyten, Neozoen). Die Verbreitung in Flusslandschaften erfolgt meist hydrochor (Verbreitung durch das Wasser) während der Hochwasserereignisse, aber auch unabhängig davon zoochor über flussaufwärts wandernde Tierarten, die in Auen Rast- und Nahrungsplätze finden. Darüber hinaus ermöglicht die Nutzung von Flüssen als Verkehrsweg eine rasche Verbreitung über große Entfernungen mit den großen Schiffen. Auch ungereinigte Boote von Kanuten oder Ruderern und

für die Freizeit eingesetzte Schiffe sowie ausgesetzter Aquarienarten (Wasserpflanzen, aber auch Tiere wie Fische oder Schildkröten) oder unbewusstes Einbringen im Zuge von Renaturierungs- und Begrünungsmaßnahmen sind potentielle Ausbreitungsvektoren für Pflanzen und Tiere. Auch Fischbesatz kann entscheidend zur Ausbreitung beitragen (Pollux et al. 2006). Neue Lebensräume für invasive Arten wurden dabei durch Verbindung vormals getrennter Gewässersysteme durch Kanäle (wie z. B. durch den Mittellandkanal und den Rhein-Main-Donau-Kanal, Kowarik 2010) erschlossen. In Neuseeland wiesen Edwards et al. (2005) nach, dass von der Öffentlichkeit abgeschirmte Gewässer ein geringeres Neophytenvorkommen aufweisen als Gewässer, die der Öffentlichkeit zugänglich sind. Gestörte oder bereits belastete Ökosysteme sind besonders anfällig für die Einwanderung von Neobiota (Chytrý et al. 2008). Auch die Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit durch den Ausbau bzw. die Verlangsamung durch Staustufenbau (s. o.), natürliche Störfaktoren (Eisgang, Uferabbrüche usw.), aber auch Renaturierungen (z. B. Paillex et al. 2009) schaffen offene, leicht zu besiedelnde Standorte, an denen beispielsweise invasive Pflanzen- und Tierarten optimale Bedingungen finden (Kowarik 2010).

Die massive Ausbreitung invasiver Arten, hat große Auswirkungen auf Ökosysteme und deren Leistungen. Allein im Zeitraum von 1970 bis 2016 zeigt der Living Planet Index (LPI) einen Rückgang der Population von Süßwasserarten um etwa 81 % an (McRae 2016). Neben Änderungen in Lebensräumen und -gemeinschaften sowie Strukturen können auch Krankheitserreger sowie Hybridisierung durch diese Arten übertragen werden (Manchester & Bullock 2000). Aktuell stellen das Einschleppen und die Ausbreitung von krankheitsübertragenden Stechmückenarten in Deutschland und Europa eine potenzielle Gefahr für die Gesundheit der Bevölkerung und eine besondere Herausforderung im Umgang mit diesem Phänomen dar (Tomasello & Schlagenhauf 2013, Schmidt-Chanasit et al. 2010). Wesentliche Ursachen liegen wohl im Klimawandel und den damit immer weniger strengen (frostigen) Wintern.

Der negative Einfluss invasiver Arten auf Ökosystemänderungen ist jedoch wegen des „time lag“ (mittlere Zeitspanne zwischen Ersteinbringung und Erstnachweis) schwer nachweisbar (Winn et al. 2011).

Ressourcenbereitstellung

Für die Ressourcenbereitstellung in Fließgewässern spielen invasive Arten eine eher untergeordnete Rolle. Nichtsdestotrotz bieten Neozoen, die nicht einheimischen Fischarten, eine Alternative für die Fischproduktion. Schon seit der Römerzeit wurden gebietsfremde Arten in Europa eingeführt, um beispielsweise die Fischereiwirtschaft zu erweitern. So wurden in der jüngeren Vergangenheit Neozoen genutzt, um schwindende heimische Fischarten zu ersetzen und somit die fischereiwirtschaftliche Nutzung zu gewährleisten. So ist beispielsweise die amerikanische Regenbogenforelle eine der wichtigsten Wirtschaftsfischarten der kommerziellen Binnenfischerei in Deutschland, von der jährlich 30.000 t produziert werden (Hubo et al. 2007). Andere, parasitische Arten wurden jedoch mit dem Fischbestand auch eingeschleppt und stellen eine Gefahr für heimische Arten dar.

Regulationsleistungen

Invasive Arten können die Eigenschaften und das Funktionieren ganzer Ökosysteme verändern und auch deren regulative Ökosystemleistungen wie Hoch-/Niedrigwasserregulierung, Vorflut, Geschieberegulation, Bodenbildung, Nährstoffretention usw. beeinflussen bzw. beeinträchtigen. Neozoen schädigen häufig morphologische Strukturen (z. B. untergräbt der Nutria (*Myocastor coypus*) Flussufer) oder sorgen über ihre Ernährungsgewohnheiten für nachteilige Veränderungen in der Pflanzen- und Tierwelt. Benthische Filtrierer wie die Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*)

oder die Körbchenmuschel (*Corbicula fluminea*) gehören mittlerweile zu den dominierenden Arten des Makrozoobenthos vieler Flüsse, u. a. auch in Rhein und Donau, und haben deren Wasserqualität und Lebensgemeinschaften massiv verändert. Während der Vegetationsperiode können sie die im Fluss transportierte Phytoplanktonfracht stark reduzieren, zugleich führt ihre Respiration jedoch zu einem erhöhten Sauerstoffverbrauch im Gewässer. Bei massenhafter Vermehrung der Wandermuschel können die Aufwendungen für Unterhaltungen von Kläranlagen, Kraftwerken sowie der Schifffahrt steigen, da ihre Populationen Rohrleitungen verstopfen können und die Entfernung oft mit hohem Arbeitsaufwand verbunden ist (Reinhardt et al. 2003). Auch führen viele aquatische Neophyten durch Massenaufreten zu größeren Problemen auf Grund der hydraulischen Wirkungen (Verminderung der Vorflut, z. B. durch Kanadische Wasserpest (*Elodea canadensis*)). Dann steigen auch hier die Aufwendungen der Gewässerunterhaltung oder es gehen Nutzungsoptionen durch veränderte Wasserstände verloren.

Habitatbereitstellung

Invasive Arten können zu Änderungen in Lebensräumen und -gemeinschaften sowie Strukturen führen und damit insgesamt eine massive Abnahme der Einzigartigkeit und Artenvielfalt zur Folge haben. Ein dramatisches Beispiel für die Gefährdung der heimischen Vielfalt ist das Ulmensterben in Europa. Das Einschleppen des verantwortlichen Pilzes der Gattung *Ophistoma* durch den Ulmensplintkäfer mit Holzimporten und die anschließende Ausbreitung verursachten das Aussterben einheimischer Ulmenarten wie Berg- und Feldulme bis auf Restvorkommen (Nierhaus-Wunderwald & Engesser 2003). Ebenso schwere Schäden bis hin zum Absterben des Baumes kann der invasive Schlauchpilz *Hymenoscyphus fraxineus* (Falsches Weißes Stängelbecherchen) bei verschiedenen Eschen auslösen (sogenanntes Eschentriebsterben, Kowalski 2006, NW FVA 2016). Der Erreger verursacht z. B. Blattwelke, Blattverfärbung, verfärbte, abgestorbene Triebe, Rindennekrosen und sichtbare Kronenverlichtungen. Das erstmalige Auftreten wurde in den 1990er Jahren in Polen und in den baltischen Staaten registriert (Kowalski 2006). Mittlerweile ist der Krankheitserreger in Europa weit verbreitet und wurde in Deutschland 2002 das erste Mal beobachtet (Schumacher et al. 2007). Ein Beispiel für die Übertragung von Krankheitserregern ist der ostasiatische Blaubandbärbling (*Pseudorasbora parva*), der mit anderen Nutzfischen aus China und der ehemaligen Sowjetunion nach Rumänien, Ungarn und Litauen bis nach Deutschland und Niederlande eingeschleppt wurde (Arnold 1990, Wiesner et al. 2010, Spikmans et al. 2013). Diese Art ist Überträger der Krankheit *Sphaerothecum destruens*, die diesem Fisch selbst nicht schadet, jedoch anderen Fischen wie dem Moderlieschen. Durch diese Erkrankung sterben diese Fische nicht sofort, sondern verkümmern und die Fortpflanzung ist gehemmt (Spikmans et al. 2013). Ein anderes Beispiel für die Veränderung von Lebensräumen und -gemeinschaften ist das großblütige Heusenkraut (*Ludwigia grandiflora*). Dessen Besiedelung und Bildung dichter Matten führt zur Verringerung der Fließgeschwindigkeit in stehenden und langsam fließenden Flachwasserbereichen. Darüber hinaus bewirken wachstumshemmende Substanzen eine geringere Ausbreitung anderer Pflanzen (Dandelot et al. 2008). Neophytische Baumarten wie der Eschenahorn (*Acer negundo*), der ursprünglich aus dem östlichen Nordamerika stammt, gehören seit dem 17. Jhd. in das gewohnte Bild vieler Auengebiete. Außerdem werden Renaturierungsmaßnahmen durch Neophyten wie Goldruten (*Solidago*), Knöterichgewächse (*Persicaria*) und Springkraut (*Impatiens*), die in Auen Dominanzbestände ausmachen, erschwert.

In stark beeinflussten Ökosystemen wie Äcker, Verkehrswege oder Siedlungsbereiche werden gebietsfremde Arten auch als Bereicherung der anthropogen verursachten Reduzierung natürlicher Vielfalt betrachtet. Nur wenige gebietsfremde Arten können sich allerdings dauerhaft in naturnahen Biotopen halten und somit als Indikator für Störungen gesehen werden.

Kulturelle Leistungen / Werte

Neophyten verbreiten sich zunehmend entlang von Fließgewässern und einige von ihnen gefährden damit die Gesundheit von Erholungssuchenden. So kann beispielsweise der Riesen-Bärenklau (*Heracleum mantegazzianum*) bei Hautkontakt Entzündungen mit Blasenbildung auslösen (LHW 2016). Ein weiteres Beispiel ist die aus Nordamerika stammende Beifußblättrige Ambrosie (*Ambrosia artemisiifolia*), deren Pollen beispielsweise Asthma oder Hautreaktionen auslösen können und ein hohes allergenes Potential haben.

Der Japan-Knöterich (*Fallopia japonica*) besiedelte nach seiner Einführung im Jahre 1872 zunächst Gewässerufer. Heute ist er auch an gewässerfernen Wuchsorten häufig anzutreffen wie beispielsweise auf urban-industriellen Brachflächen oder an Straßenrändern. Der Japan-Knöterich gehört durch sein kräftiges Wachstum mit einer Wuchshöhe von drei Metern und den Aufbau dichter Dominanzbestände zu den auffälligsten Neophyten und beeinflusst somit das Landschaftsbild (Starfinger et al. 2008). Durch die Verdrängung standorttypischer Arten können invasive Arten den Erscheinungsscharakter von Landschaften und Gewässern sehr stark verändern. Auch wenn Vertreter wie das Drüsige Springkraut (*Impatiens glandulifera*) durch beispielsweise farbintensive Blüten für sich als schön empfunden werden können, vermindern großflächige Dominanzbestände von Neophyten sowohl die Vielfalt als auch die Eigenart und unter Umständen die wahrgenommene Natürlichkeit von Landschaften, wodurch die kulturelle ÖSL „Landschaftsbild“ beeinträchtigt wird. Zur öffentlichen Wahrnehmung von Neophyten besteht aber noch Forschungsbedarf.

Die ursprünglich in Nordamerika vorkommende Kanadagans (*Branta canadensis*) wurde in den vergangenen 200 Jahren erfolgreich in Europa angesiedelt, der Bestand steigt stetig. Die Kanadagans besiedelt heute gerne Grünflächen, Parks oder parkähnliche Gelände und kann dabei heimische Arten verdrängen. Schon häufiger führte das massenhafte Auftreten von Wildvögeln zu massiven Kothinterlassenschaften an Badegewässern. Dies kann auch die Wasserqualität beeinträchtigen und die Entwicklung von Zerkarien begünstigen, welche Quaddeln und Juckreiz bei Badenden auslösen (UBA 2018a). Auf der anderen Seite werden Gänse von Erholungssuchenden gerne beobachtet und gefüttert. Damit ist zwar die kulturelle ÖSL Naturbeobachtung verbessert, der negative Einfluss auf das Baden wird jedoch verstärkt. Wenn die Wasserqualität ein Problem für die Fischfauna wird, kann auch die kulturelle ÖSL Angeln beeinträchtigt werden.

Die Wandermuscheln (*Dreissena polymorpha*) sind nicht nur starke Nahrungskonkurrenten und verdrängen einheimische Muschelarten, sondern sie können auch durch ihre scharfkantigen Schalen zu Verletzungen führen (AUE 2009). Da sich Wandermuscheln an Booten ansiedeln, könnte die Freizeitbootnutzung eingeschränkt werden.

Insgesamt ist festzustellen, dass es Forschungsbedarf zum Einfluss von invasiven Arten auf kulturelle Ökosystemleistungen in Flusslandschaften gibt. Die kulturelle Leistung Bildung und Forschung wird von invasiven Arten insofern beeinflusst, als dass die Anzahl an Studien und die Informationen über invasive Arten zunehmen. Bislang gibt es jedoch beispielsweise keine Studien zur Auswirkung der Ausbreitung der Schwarzmund-Grundeln (*Neogobius melanostomus*) auf das Angelverhalten.

3.2.2.4 Verschmutzung und Nährstoffeintrag

Mit Beginn der Industrialisierung und dem Anstieg der Bevölkerungsdichte hat sich die Wasserqualität der Flüsse in Deutschland und Europa deutlich verschlechtert (Schulz-Zunkel & Krüger 2009, EEA 2012). Hauptverursacher der Verschmutzung und der damit verbundenen Nährstoffeinträge aktuell ist die Landwirtschaft, die große Mengen Stickstoff und Phosphor als Düngemittel einsetzt, die entweder direkt oder indirekt über Bodenerosion in die Gewässer gelangen. Aber auch Schad- und Nährstoffeinträge aus kommunalen sowie industriellen Abwässern, der Tierproduktion und aus Verbrennungsprozessen (z. B. konventionelle Kraftwerke, Schifffahrt oder Straßenverkehr) spielen eine Rolle (Beck et al. 2006). Der Rhein z. B. entwickelte sich während der Industrialisierung von einem naturnahen Strom, in dem Lachse leben, zu einer Vorflut für Abwässer, wodurch die Flusswasserqualität so stark herabgesetzt wurde, dass Ende der 1950er Jahre ein Großteil der ursprünglichen Fischarten nicht mehr nachgewiesen werden konnte (Hansen 2010). Nahezu flächendeckend in Deutschland (und auch im übrigen Europa) lagert im Sediment der Flüsse und Auen Quecksilber. Am höchsten sind die Belastungen jedoch an der Mittleren Elbe, wo insbesondere über Mulde und Saale große Schadstofffrachten aus den ehemaligen Industriekombinaten rund um Bitterfeld und Halle abgeführt wurden. Ebenso flächendeckend sind mittlerweile nahezu alle Gewässer von Arzneimittelnrückständen in Deutschland betroffen.

Ein weiteres Problem heutzutage in Gewässern stellt der immer größer werdende Anteil an Mikroplastik dar. Kunststoffe werden in der Umwelt nur sehr langsam abgebaut, wodurch Ökosysteme und Lebewesen massiv beeinträchtigt werden. Zu Mikroplastik gehören Plastikpartikel die kleiner als einschließlich 5 mm sind. Diese Partikel entstehen häufig durch chemische, mechanische oder biologische Prozesse aus in die Natur eingebrachtem Makroplastik.

In Deutschland gab es vor Jahrzehnten, wie in allen industrialisierten Ländern, einen Trend der Übernutzung von Düngern und Pestiziden in der Landwirtschaft. Dieser Trend ist in den letzten Jahren rückläufig geworden. Von 1990 bis 2017 ist der Rückgang des Stickstoffeinsatzes im gleitenden 5-Jahresmittel von 141 kg/ha*a auf 93 kg/ha*a deutlich erkennbar (UBA 2019f). Der Zielwert von 70 kg/ha*a ist dennoch nicht erreicht worden. Die gesamten Stickstoff- und Phosphoreinträge in Oberflächengewässer sanken in den Jahren 1983 bis 2014 um etwa 80 % (UBA 2017a). Weiterhin sind die Belastungen durch Versauerung deutlich gefallen, nämlich von 50 % der Flächen mit Überschreitungswerten im Jahr 2005 auf 25 % im Jahr 2015 (UBA 2018b).

Durch z. B. Landwirtschaft, Streusalz auf den Straßen, Eingriffe in die Zu- und Abflüsse sowie Abwassereinleitungen kommt es zu hohen nicht natürlich bedingten Salzkonzentrationen in den Gewässern. In Deutschland stammt das meiste Salz hauptsächlich aus Abwässern der chemischen Kali-Industrie, welche direkt oder über das Grundwasser in die Oberflächengewässer gelangen. Die Flüsse Werra und Weser gehören nach mehr als 100 Jahren industrieller Einleitung zu den Flüssen mit den höchsten Salzgehalten. Der Grenzwert für Chlorid-Ionen mit 2.500 mg/l wird am Pegel Gerstungen (Thüringen) um das 10-fache überschritten.

Der/das „gute und sehr gute ökologische Zustand/Potenzial“ nach WRRL wurde im Jahr 2015 nur für ca. 7 % der Flüsse und Bäche in Deutschland erreicht. Gründe für das Nicht-Erreichen des „guten ökologischen Zustandes“ sind meist tiefgreifende Veränderungen der Hydromorphologie durch Verbauung und Begradigung und zu hohe Nährstoffbelastungen (UBA 2017b).

Ressourcenbereitstellung

Die Versauerung des Bodens durch schwefel- und stickstoffhaltigen Niederschlag wirkt sich auf die Resistenz der Pflanzen gegen Extremwetterereignisse bzw. die Stresstoleranz gegenüber Veränderungen aus, was zum reduzierten Ertrag von Primärprodukten führen kann. Weiterhin beeinträchtigen Stickstoffüberschüsse stark das Grundwasser. Besonders als Hauptquelle für Trinkwasserversorgung kann eine Qualitätsverschlechterung auch zur Quantitätsminderung führen (Beck et al. 2006). Nicht nur die ortsnahe Trinkwasserversorgung ist gefährdet, sondern auch die Binnenfischerei, da Nährstoffe das aquatische Ökosystem belasten.

Regulationsleistungen

Über den natürlichen Nährstoffstatus eines Gewässers hinaus führen anthropogen bedingte Einträge der Makronährstoffe Stickstoff und Phosphor zu einem schädlichen Wachstum photosynthetisch-aktiver Organismen wie Pflanzen, Algen und Cyanobakterien. Es kommt zur Störung von ökologischen Gleichgewichtszuständen infolge der erhöhten Primärproduktion (Eutrophierung). Folgen sind vor allem eine erhöhte Sauerstoffzehrung durch den Abbau organischer Substanzen, eine Verschlammung der Gewässerböden infolge unvollständiger Zersetzung organischer Substanzen, eine Lichtlimitierung infolge der durch Plankton verursachten Trübung bzw. eine Verschattung durch Massenentwicklungen von Wasserpflanzen und ggf. ein Auftreten schädlicher und sogar toxisch wirkender Bakterien. Diese Prozesse bilden einen gewässerspezifischen Ursachenkomplex für entsprechende Verschiebungen im Spektrum der Mikroorganismen sowie der Pflanzen- und Tierarten mit der Folge, dass die natürliche Biodiversität des Gewässers verlorengeht und auch die damit zusammenhängenden Regulierungsleistungen abnehmen. Gewässer mit sehr hoher Intensität der Primärproduktion sind daher im Regelfall biologisch verarmt und werden häufig durch wenige Pflanzen- und Tierarten dominiert. Den Anforderungen der WRRL und auch der FFH-RL können solche Gewässer nicht mehr genügen.

Die direkten und indirekten Folgen sind fatal. Der Nutzen der Gewässerökosysteme im Sinne von Ökosystemleistungen wird vermindert oder fällt gar aus. Unter hohen Nährstoffbelastungen sind die Umsatzprozesse, die zu einer Nährstoffentfernung führen (z. B. Denitrifikation), zunehmend gesättigt. Entsprechend können die erhöhten Stoffeinträge nicht mehr effizient durch natürliche Selbstreinigungsprozesse abgebaut bzw. abgepuffert werden. Der Nährstoffexport in die stromab gelegenen Flussabschnitte und Küsten steigt (Mulholland et al. 2008). Des Weiteren führt die Mobilisierung von Feinsedimenten in stark landwirtschaftlich beanspruchten Bereichen und der daraus resultierende Sedimenteintrag in die Gewässer zu einer Kolmation der Flusssohle (Verbackung und Verdichtung der Flusssedimente bzw. der Verstopfung der Poren (Interstitialräume) durch Feinsedimente), was den hydraulischen Austausch und somit die Selbstreinigungsleistung der Fließgewässer weiter herabsetzt (Rehg et al. 2005). Nährstoffreiche Fließgewässer müssen zum Teil verstärkt unterhalten werden, vor allem hinsichtlich der Beseitigung von Krautaufwuchs und organischer Auflagerungen.

Schadstoffe wirken dagegen häufig direkt toxisch auf die Organismen und führen je nach Konzentration, Einwirkdauer etc. zu zum Teil gravierenden Schäden in der Lebewelt und entsprechenden Minderungen der darauf basierenden regulativen Leistungen.

Auen können ganz wesentlich die Nährstofffrachten in Flüssen verringern, was einen Beitrag zur Verbesserung der Wasserbeschaffenheit sowie letztlich für den Schutz der Meeresumwelt leistet (Johnston 1991, Pinay et al. 1994, Craft & Casey 2000, Schulz-Zunkel et al. 2012, Scholz et al. 2012). Der Umsatz und der Rückhalt gelöster und partikulär gebundener Stoffe in Auen wird maßgeblich durch das hydrologische Regime bestimmt (Schulz-Zunkel et al. 2012).

Durch die sich ändernden hydraulischen und damit verbundenen biogeochemischen Bedingungen können Auenböden von der Senke zur Quelle für gebundene Schadstoffe werden. Solche sich ändernde Bedingungen ergeben sich oftmals auch durch geplante Renaturierungsmaßnahmen, wie z. B. Deichrückverlegungen. Die dadurch mögliche Remobilisierung von Schadstoffen innerhalb eines Fluss-Auen-Abschnittes kann zur erneuten Belastung bisher geringer belasteter Bereiche führen - zum einen durch Erosions- und Sedimentationsprozesse, zum anderen durch Schadstofftransport durch Grund- und Oberflächengewässer.

Bei Starkregenereignissen kann es durch Flächenversiegelung und in landwirtschaftlichen Gebieten mit starker Hangneigung durch fehlende Sickermöglichkeiten zu gesteigerten Erosions- und Transportkräften kommen. Diese führen zum erheblichen Eintrag von Bodenmaterial und damit zum Nährstoffeintrag in angrenzende Gewässer oder Ökosysteme bei gleichzeitigem Verlust oder starker Beeinträchtigung der Leistungsfähigkeit wertvoller Böden. Beide tragen auch wesentlich zur Kolmation der Gewässersohle bei.

Habitatbereitstellung

Die Verschmutzung und Eutrophierung von Fluss-Auen-Ökosystemen kann eine Reihe von negativen Effekten auf verschiedene aquatische Organismen, Populationen und Artengemeinschaften haben (Brack et al. 2015). Ein Rückgang der Biodiversität durch Verschmutzung ist vielerorts als Folge der Anreicherung von Pflanzennährstoffen (Eutrophierung) zu verzeichnen (SCBD 2010). Durch die Nährstoffüberschüsse kann es in warmen Sommern zum vermehrten Wachstum von Algen kommen. Diese Algenblüte wiederum kann zu Licht- und Sauerstoffmangel führen. Die Qualität des Wassers wird deutlich herabgesetzt. Sauerstoffmangel und das Auftreten giftigen Schwefelwasserstoffes führen zu Fluchtreaktionen bei beweglichen und zum Absterben bei sessilen Lebewesen. Obwohl der Düngereinsatz in der Landwirtschaft rückläufig ist, gibt es immer noch einen Stickstoffüberschuss. Ebenso gelangt heute noch Quecksilber über Pflanzen und Kleinstlebewesen in die Nahrungskette und reichert sich in Fischen an. Für Seeadler und Fischotter, die sich ausschließlich von Fischen ernähren, können diese Konzentrationen lebensgefährlich sein. Schlammablagerungen wie z. B. in der Spree können den Lebensraum für Krebstiere, Muscheln und Insekten zerstören, die wiederum als Nahrungsgrundlage für Fische und Vögel dienen. Arzneimittelwirkstoffe können die Fortpflanzung von Fischen beeinträchtigen oder aber auch zu Nierenschäden bei Fischen führen. In die Gewässer gelangende weibliche Hormone aus Arzneimitteln führen zu einer Verweiblichung mancher Tierarten, in den USA z. B. von Fischen und Alligatoren. In Europa sind Fische und Amphibien betroffen. Viele einheimische Arten sind nur schwer oder gar nicht in der Lage, sich an den durch anthropogen bedingten Salzeintrag verursachten hohen Salzgehalt im Wasser anzupassen. Dies führt u. a. zum Verlust der natürlichen Flora und Fauna. So ist der Artenbestand der Werra, dem stärksten versalzten Fluss, je nach Flussabschnitt von ursprünglich 60 – 100 Arten auf nur noch 3 Arten als Grundlage der Nahrungspyramide geschrumpft: eine eingeschleppte neuseeländische Schnecke (*Potamopyrgus antipodarum*), ein Bachflohkrebs (*Gammarus tigrinus*), der im Brackwasser beheimatet ist, und ein robuster Strudelwurm (Gunkel 2004).

Durch Beeinträchtigung der Gewässersohle (z. B. kolmatiierte Kiessohlen) kommt es zum Verlust der biologischen Funktionalität durch Sauerstoffmangel und Verfüllung des Lückensystems. Ein essentieller Fließgewässerlebensraum, z. B. als Laichplatz und Lebensraum zur Embryonal- und Larvalentwicklung von Fischen, geht verloren (Ingendahl 1999; Schälchli 2002).

Kulturelle Leistungen / Werte

Durch die Nutzung des Einzugsgebiets und der Auenflächen als Acker- und Weideflächen, Straßen oder Wohn- und Industriegebiet können über den Oberflächenabfluss Einträge mit Krankheitserregern, Schad- oder Nährstoffe in potentielle Badegewässer gelangen. Die Belastungen können aus punktförmigen Quellen (z. B. Einleitung von Abwässern einschließlich Regenüberläufe und Mischwasserentlastungen) oder diffusen Einträgen (Abschwemmung aus landwirtschaftlich genutzten Flächen) stammen (DWA 2016).

In der Badesaison 2015 wurden 32 Badestellen an Fließgewässern, 1.893 an Seen und 367 an der Küste nach der Europäischen Badegewässerrichtlinie (2006/7/EG) gelistet. Während der Saison wurden 47 Badegewässer zeitweise oder für die gesamte Saison geschlossen. In 15 Gewässern führte eine schlechte Wasserqualität aufgrund von Cyanobakterien (Blaualgen) zu kurzzeitigen Schließungen (UBA 2016). Jedoch bleibt anzumerken, dass in dieser Saison keine Badestellen nach der europäischen Badegewässerrichtlinie an Fließgewässer von einer Schließung aufgrund von Cyanobakterien betroffen waren.

Durch Blaualgen wird die Gesundheit von Badenden und Wassersportlern gefährdet (Schäfer & Kowatsch 2015), da einige Arten Giftstoffe (Toxine) bilden. Cyanobakterien tendieren vor allem bei einem Überangebot von Nährstoffen zu Massenentwicklungen, den sogenannten „Wasserblüten“. Unspezifische Symptome wie Schleimhautreizungen und Übelkeit können von Cyanobakterien hervorgerufen werden. Außerdem sind die wichtigsten Cyanotoxine entweder leberschädigend oder nervenschädigend. Ein weiteres Gesundheitsrisiko für Badegäste sind die Bakterien *Escherichia coli* (E. coli) und Enterokokken, da sie außerhalb des menschlichen Darms pathogen wirken (DWA 2016). Das Vorkommen ist zumeist auf anthropogenen Einfluss zurückzuführen, sie sind Indikatoren für eine fäkale Kontamination von Oberflächengewässern.

Anthropogene Mikroverunreinigungen sind gleichfalls ein Gesundheitsrisiko, da sie zum Teil toxisch wirken. Diese chemischen Stoffe anthropogenen Ursprungs werden auch als Spurenstoffe oder Mikroverunreinigungen bezeichnet, jedoch ist die chemische Analytik nicht in der Lage, Mikroverunreinigungen quantitativ zu erfassen. Deswegen konzentriert sich die Wasserüberwachung auf wenige repräsentative Stoffe (z. B. Schwermetalle, Arzneimittel oder Pestizide). Die Konzentration ist in Fließgewässern in der Regel höher als in stehenden Gewässern. Der Haupteintrag erfolgt über Abwässer aus Siedlungs- und Industriebereichen bzw. über Abschwemmungen aus landwirtschaftlichen Gebieten. Die Konzentrationen sind so gering, dass sie beim Baden oder Wassersport unkritisch sind, jedoch nicht bei der täglichen Aufnahme über das Trinkwasser (DWA 2016).

Durch Verunreinigung kommt es immer wieder zu Fischsterben. In Hinblick auf kulturelle Ökosystemleistungen werden neben dem Attraktivitätsverlust durch einen Rückgang der Natürlichkeit, Eigenart und Vielfalt der Landschaft auch Erholungssuchende negativ von Verschmutzung und Nährstoffeintrag in Fließgewässern beeinträchtigt.

3.2.2.5 Klimawandel

Der Klimawandel stellt auf globaler Ebene einen zentralen Einflussfaktor für Veränderungen von ÖSL dar. Einer der Hauptursachen für die Gefährdung von Ökosystemen sind die Extremwetterlagen wie Stürme, Hitze- und Kälteextreme, Überflutungen und Dürren (Nelson et al. 2005). Beobachtungsdaten und Klimamodelle deuten darauf hin, dass der fortschreitende Klimawandel zu einer Zunahme von Extremwetterlagen führen wird (Coumou & Rahmstorf 2012, IPCC 2012). Klimatische Änderungen haben bereits Effekte auf Artenverteilung und Populationsgrößen ausgeübt sowie die Häufigkeit von Krankheitsausbrüchen gesteigert (Winn et al. 2011). In Deutschland ist

eine Temperaturerhöhung durch den Klimawandel bereits nachweisbar. So war das Jahr 2018 in Deutschland mit einer Jahresmitteltemperatur von 10,5°C das wärmste Jahr seit 1881 (DWD 2019). Das Jahresmittel der Lufttemperatur im Flächenmittel für Deutschland ist somit seit 1881 um 1,5°C angestiegen, während die mittlere Niederschlagsmenge im Flächenmittel seit 1981 zugenommen hat (DWD 2019). Dabei sind Temperaturveränderungen in den westlichen und südlichen Bundesländern stärker erhöht im Vergleich zum Norden und Osten. In Deutschland ist ein weiterer Anstieg der Temperatur zu erwarten. Für den kurzfristigen Planungshorizont (2012-2050) beträgt der projizierte Anstieg 1,0 bis 1,3°C. Für den langfristigen Planungshorizont (bis 2100) gehen verschiedene Klimaszenarien von einer Erwärmung von etwa 2 bis 5°C aus (IPCC 2007).

Bei der Niederschlagsänderung gibt es große räumliche Unterschiede. Insbesondere Schleswig-Holstein ist seit 1981 um 16 % nasser geworden, während in Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt und Thüringen die Niederschlagsmengen nur leicht zugenommen haben. In Sachsen ist es sogar trockener geworden (UBA 2015b). Generell zeigen die Klimamodelle, dass sich der Niederschlag eher vom Sommer in den Winter verschieben wird (MULNV NRW & LANUV 2015). In einer Machbarkeitsstudie „Starkregenrisiko 2050“ des Gesamtverbandes der Deutschen Versicherungswirtschaft e.V. (GDV) und des Climate Service Centers (CSC) wird für den Zeitraum um 2050 aus einem Ensembleergebnis regionaler Klimaänderungssimulationen eine Zunahme der Anzahl der Tage mit Niederschlag >25 mm/Tag prognostiziert. In großen Teilen Deutschlands beträgt diese Zunahme mehr als 30 % (CSC 2012).

Lehmann et al. (2015) weisen mit statistischen Verfahren nach, dass bereits in den letzten drei Jahrzehnten die Zahl der Niederschlagsrekord-Ereignisse deutlich im globalen Mittel zugenommen hat. Weltweit ist dieser Anstieg um 12 % höher, als bei der Zeitreihe 1980 bis 2010 „normalerweise“ zu erwarten wäre. Die Zunahme der Rekord-Regenfälle im Jahr 2010 beträgt 26%. Der Anstieg der Rekordniederschläge wird bei Lehmann et al. (2015) durch ein statistisches Modell erklärt, das die Erwärmung von Luft und die damit verbundene erhöhte Wasseraufnahmekapazität der Atmosphäre beschreibt und auf diese Ursachen hinweist.

Neben natürlichen Einflussfaktoren wie Sonneneinstrahlung und Vulkanaktivität tragen vor allem die vom Menschen verursachten Einflussfaktoren wie Landnutzungsänderung, Luftverschmutzung durch Schwefeleintrag von Industrieanlagen sowie die Emission von Treibhausgasen zu einer Veränderung des Klimas bei. Zusätzlich verstärken sich die direkten Einflussfaktoren wechselseitig. Zum Beispiel kann eine Entwaldung sowie Trockenlegung von Torfböden (Landnutzungsänderung) zu einem Anstieg von Nährstoffeinträgen und Freisetzung von Kohlendioxid führen und somit den Klimawandel beschleunigen. Diese Interaktionen sind vielfältig und bislang noch unzureichend verstanden.

Ressourcenbereitstellung

Manche Auswirkungen des Klimawandels auf versorgende ÖSL in Deutschland sind bereits heute sichtbar. Wegen der Erwärmung ist der Anbau neuer landwirtschaftlicher Kulturen möglich, die bisher auf den mediterranen Raum beschränkt waren. Dazu gehören Weinsorten und Apfelsorten wie Braeburn (Schaller et al. 2012). Der Klimawandel hat aber größtenteils negative Folgen. In den Jahren 2003, 2006, 2018 und 2019 kam es in Mitteleuropa zu Ernteausfällen wegen überdurchschnittlichen Sommertemperaturen, die dem Hitzestress und Dürren stärker ausgesetzt sind. Dementgegen können Überschwemmungen im Winter bei bereits hohen Grundwasserständen die Bodenbewirtschaftung erschweren.

Regulationsleistungen

Extremniederschläge bergen nicht nur die Gefahr ebenfalls extremer Abflussereignisse, sondern führen regelmäßig zu ebenfalls extremen Werten der Bodenerosion durch Wasser und zu sehr hohen Transportraten von Geschiebe sowie von suspendierten und gelösten Stoffen. Durch prognostizierte Extremwetterverhältnisse, wie z. B. Hitzeperioden, sind vor allem in der Zukunft Hochmoore einem hohen klimatischen Risiko ausgesetzt. Verringerte Niederschläge und Abflussverhältnisse führen zu verlängerten Aufenthaltszeiten des Wasser innerhalb des Flusssystems, was, insbesondere in Kombination mit erhöhten Temperaturen, zu einem gesteigerten Phytoplanktonwachstum und entsprechend verstärkten Eutrophierungsproblematiken führen kann. Erhöhte Wassertemperaturen führen generell zu höheren Umsatzraten, einer Verringerung der Sauerstoffkonzentration im Gewässer und können Verschiebungen in der Artzusammensetzung hin zu wärmetoleranteren Arten zu Folge haben (Hardenbicker et al. 2014).

Wie sich der Klimawandel jedoch konkret auf die Wasserbilanz und das Abflussverhalten in den Modellgebieten auswirken wird, ist von vielen spezifischen Rahmenbedingungen abhängig, die im Rahmen von RESI nicht modelliert werden können.

Habitatbereitstellung

Neben der steigenden Freisetzung von Nährstoffen werden der Klimawandel und seine Folgen eine zunehmend große Rolle für die Biodiversität und die ÖSL spielen. Für Flusslandschaften bedeutet dies die Zunahme der außergewöhnlichen Hochwasserereignisse, aber auch längerer Trockenzeiten (z. B. Christensen & Christensen 2003, Conradt et al. 2012, Lingemann et al. 2013). Beides wirkt sich auf die Wasserstände, Überflutungsdauer und die standortbestimmenden Grundwasserflurabstände aus, welche die Artenzusammensetzung wesentlich beeinflussen (z. B. Ludwig et al. 2015, Mosner et al. 2015) und z. T. langfristig verändern können (Mouthon & Daufresne 2013). Stärkere Hochwasser erzeugen höhere Wasserstände und entwickeln ein größeres Zerstörungspotenzial, während Niedrigwasserzeiten die Grundwasserstände deutlicher sinken und die Böden stärker austrocknen lassen. Es wird erwartet, dass der Klimawandel alle Gewässer betreffenden Funktionen sowie deren Biodiversität beeinflussen wird. Besonders in Kombination mit längeren Trockenphasen können für Wasserorganismen auch lethale Bedingungen eintreten, da kleinere Gewässer ganz austrocknen können und / oder in sich erwärmenden Gewässern der Sauerstoffgehalt deutlich sinkt. Veränderungen der Temperatur- und Niederschlagsereignisse können einen direkten Einfluss auf Vegetationsperioden, Verhalten, Fortpflanzung, Konkurrenzfähigkeit und Nahrungsbeziehungen von Arten haben. Dadurch kann es zu starken Veränderungen der Artenzusammensetzung und -struktur kommen. Dabei gibt es drei Möglichkeiten der Reaktion auf veränderte klimatische Verhältnisse: 1. Aussterben einer Art, 2. Ausweichung einer Art nach Norden folgend und 3. Anpassung an die sich verändernden Umweltverhältnisse, z. B. durch Ausbildung dicker Blätter bei Pflanzen, bei Tieren durch geringere Ausbildung von Winterfell, verkürztem Winterschlaf, verändertem Zugverhalten u.a.m.

Für die Auenlebensräume lassen sich die Auswirkungen derzeit kaum abschätzen. Es wird allerdings erwartet, dass mit der Erhöhung der Temperatur die Besiedlung durch invasiven Arten (s. o.) erleichtert wird. Diese Veränderungen können nicht unmittelbar, sondern mit beträchtlicher zeitlicher Verzögerung und räumlicher Entfernung auftreten (MEA 2005). Da in Auenlandschaften die Wasserverfügbarkeit und Bodenfeuchtigkeit durchschnittlich höher ist als in der Normallandschaft, dürften kurzzeitige Trockenperioden in Auen nicht so beträchtlichen Schaden wie in der Normallandschaft hervorrufen. Außerdem sind Auenbewohner generell an Dynamik, Wechsel und Veränderung ihrer Umgebung angepasst, wodurch sie für weitere Veränderungen durch den Klimawandel Vorteile hätten.

Kulturelle Leistungen

Niederschlagsereignisse wie Starkregen haben einen bedeutenden Einfluss auf die mikrobiologische-hygienische Qualität von Oberflächengewässern, denn sie führen häufig zu einer fäkalen Belastung der Gewässer. Verunreinigungen durch Starkregen können u. a. durch Einleitungen aus Mischwassersystemen als auch durch Abschwemmungen landwirtschaftlich genutzter Flächen verursacht werden. Hochwasser oder Starkregen können zur Resuspension und Remobilisierung von im Sediment gebundenen Mikroorganismen führen, wodurch die Wasserqualität gemindert werden kann (DWA 2016). Die Nutzung der Oberflächengewässer zum Baden oder für den Wassersport könnte deswegen zukünftig vermehrt eingeschränkt werden.

Generell nimmt die Nutzung von Flusslandschaften durch beispielsweise den Fahrradtourismus zu (Schäfer & Kowatsch 2015). Würde es jedoch zukünftig vermehrt zu Extremwetterlagen kommen, könnte es zu Einschränkungen kommen, da gerade Fahrrad- oder Wandertourismus von stabilem Wetter abhängig sind. Demgegenüber könnten beispielsweise in norddeutschen Küstenregionen eine verlängerte Saison und steigende Besucherzahlen durch ansteigende Temperaturen und geringere Niederschläge verzeichnet werden (Rau 2008). Dieses könnte einen Anstieg der Nutzung von Flusslandschaften für beispielsweise das Radfahren bedingen.

In einer Studie zum Klimawandel und Tourismus in Österreich 2030 werden die Chancen und Risiken für den Tourismus aufgrund der Klimaänderungen zusammengefasst (BMWFW 2012). Die Tabelle 3 veranschaulicht die Chancen und Risiken für den Donautourismus und Schutzgebietstourismus. Kreilkamp (2010) geht jedoch davon aus, dass sich in den nächsten 20 – 30 Jahren der Klimawandel überwiegend nachteilig auf den Tourismus in Deutschland auswirken wird, da die Erwärmung gering ist, es mehr Stürme, Waldbrände und Niederschlag sowie eine Zunahme von Algen, Krankheiten, Pollenflug und eine Verschärfung des Wettbewerbs geben wird.

Tab. 3: Hauptsächliche Chancen und Risiken für den Donautourismus und Schutzgebietstourismus in Österreich aufgrund von Klimaänderungen (in Anlehnung an BMWFW 2012)

	Chancen	Risiken
Donautourismus	• Radfahren (verlängerte Trockenperioden) • Wandern (verlängerte Trockenperioden) • Flussschifffahrt statt Flugreisen	• Häufigere Überschwemmungen • Beeinträchtigung der Donauschifffahrt durch Hochwasser bzw. Niederstände/-wasser • Hochwassereinfluss auf Radwegen, Fauna und Flora
Schutzgebiets-tourismus	• stärkere Nachfrage nach intakter Natur • längere Outdoor-Saison • Erhalt der Biodiversität	• Verlust an Biodiversität • Überschwemmungen • Verlust einzigartiger Naturphänomene • Wetterextreme • Auswirkungen auf / Veränderungen von Fauna & Flora

4 Fazit

Die Leistungen von Ökosystemen der intensiv genutzten Landschaften Europas bilden die Lebensgrundlage des Menschen. Anthropogene Eingriffe in den Naturhaushalt beeinflussen Ökosysteme, ihre Leistungen und damit das menschliche Wohlergehen. Daher ist es von gesellschaftlichem Interesse, Kenntnisse über mögliche zukünftige Entwicklungen der Einflussfaktoren und deren Auswirkungen zu erlangen. In diesem Kontext gibt es vielfältige Interaktionen zwischen menschlichem Wohlergehen, Nutzungen, ÖSL, natürlichen, physischen und biologischen sowie anthropogenen Einflussfaktoren. Anthropogene Eingriffe können die natürlichen, räumlich-zeitlich variablen Faktoren stark verändern, was wiederum Auswirkungen auf Ökosysteme und ihre Leistungen hat. Die Abschätzung der Bedeutung der indirekten anthropogenen Einflussfaktoren auf die Bereitstellung von ÖSL zeigt bereits einen deutlichen Einfluss aller Faktoren auf eine Vielzahl der ÖSL. Unterschiede zeigen sich insbesondere zwischen den Hauptgruppen der ÖSL. Die Wirkung der indirekten Einflussfaktoren Demographie, Wirtschaft, sozio-politische Faktoren, Technologiewandel, Kultur und Religion zeigt sich über eine Veränderung der direkten Einflussfaktoren. Die detaillierte Betrachtung der direkten Einflussfaktoren in diesem Arbeitspapier ermöglicht es, die möglichen Veränderungen von Flüssen und Auen und damit den Einfluss auf die verschiedenen ÖSL-Hauptgruppen (Ressourcenbereitstellung, Regulationsleistungen, Habitatbereitstellung, kulturelle Leistungen) konkret zu beschreiben. Es wurde gezeigt, dass die Auswirkungen der direkten Einflussfaktoren auf die ÖSL in den letzten Jahrzehnten für die Mehrzahl der ÖSL konstant geblieben sind oder zugenommen haben. Die wichtigsten direkten Einflussfaktoren auf die betrachteten ÖSL sind Gewässerausbau und -unterhaltung sowie Landnutzungsänderung. Durch genauere Betrachtung der einzelnen direkten Einflussfaktoren auf die ÖSL konnten die Bedeutung, Veränderung und die Wechselwirkungen zwischen und innerhalb der ÖSL verdeutlicht werden. Beispielsweise führt ein erhöhter Nutzungsdruck (z. B. durch Siedlungsbau) zu einer Intensivierung der Landwirtschaft auf weniger Fläche (Verringerung Ressourcenbereitstellung), der Einsatz von Chemikalien hat wiederum zumeist eine negative Wirkung auf die Habitatbereitstellung, die Regulationsleistung sowie auf kulturelle Leistungen. Die mit der Intensivierung einhergehenden Be- und Entwässerungsmaßnahmen wirken sich in Bezug auf die regulativen Leistungen auf verschiedenen Skalen von Auen bis zum Einzugsgebiet aus.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass das Wissen über die Auswirkungen direkter und indirekter Einflussfaktoren sowie sekundärer Effekte auf die Verfügbarkeit der ÖSL in Flusslandschaften an vielen Stellen noch unvollständig ist. Somit besteht ein hoher Forschungsbedarf in Bezug auf die Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Einflussfaktoren und deren Auswirkungen auf einzelne ÖSL, auf das gesamte Spektrum der ÖSL aus den verschiedenen Hauptgruppen und auf deren Interaktionen. Das Erkennen und Verstehen der direkten und indirekten Einflussfaktoren und deren Auswirkungen sind von enormer Wichtigkeit, um ein Bewusstsein für diese komplexen Wirkzusammenhänge zu schaffen und um zur erforderlichen Wissensbasis für ein umfassendes, sektorenübergreifendes Management von Flüssen und Auen beizutragen.

5 Literaturverzeichnis

- Anastasopoulou, S., Chobotova, V., Dawson, T., Kluvankova-Oravska, T. & Rounsevell, M. (2009): Identifying and assessing socio-economic and environmental drivers that affect ecosystems and their services. The Rubicode Project. <https://www.semanticscholar.org/paper/Identifying-and-assessing-socio-economic-and-that-Anastasopoulou-Chobotova%CC%81/696c07cafe27960fa25c909450a15cf455e81589> (1.3.2020)
- Arnold, A. (1990): Eingebürgerte Fischarten. Die Neue Brehm Bücherei. – Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 144 S.
- Arnold, M., Schwarzwälder, B., Zbinden M., Beer-Toth, K. & Baumgart, K. (2009): Mehrwert naturnaher Wasserläufe. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- AUE (Amt für Umweltkoordination und Energie des Kantons Bern) (2009): Invasive Pflanzen und Tiere. http://www.neophyt.ch/pdf/Invasive_Pflanzen_und_Tiere.pdf (Stand: 09.05.2019)
- Aurada, K. D. (2003): Co-evolvierende + co-respondierende Systeme = co-operierendes System. – Erdkunde 57: 309-330.
- Beck, S., Born, W., Dziock, S., Görg, C., Hansjürgens, B., Henle, K., Jax, K., Köck, W., Neßhöver, C., Rauschmayer, F., Ring, I., Schmidt-Loske, K., Unnerstall, H. & Wittmer, H. (2006): Die Relevanz des Millennium Ecosystem Assessments für Deutschland. UFZ Bericht 02/2006, 106 S.
- Berlin - Institut für Bevölkerung und Entwicklung (2015): Von Hürden und Helden - Wie sich das Leben auf dem Land neu erfinden lässt. Berlin, 84 S. https://www.berlin-institut.org/fileadmin/Redaktion/Publikationen/aeltere_Studien/Von_Huerden_und_Helden/BI_HuerdenUndHelden_Online-2.pdf (Stand: 09.05.2020)
- BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2014): Grünlandreport - Alles im Grünen Bereich? https://www.bfn.de/sites/default/files/2021-04/PK_Gruenlandpapier_30.06.2014_final_layout_barrierefrei_0.pdf (Stand: 09.05.2020)
- BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) (2019): Förderung landwirtschaftlicher Unternehmen ab 2020. Investitionsförderung im Agrarbereich durch EU, Bund, Länder und die Landwirtschaftliche Rentenbank. https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/FoerderungLandwUnternehmen2020.pdf?__blob=publication-File&v=8 (Stand: 09.05.2020)
- BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) (2020): Landwirtschaft verstehen. Fakten und Hintergründe. <https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/Landwirtschaft-verstehen.html> (Stand: 09.11.2020)
- BMUB & BfN (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit & Bundesamt für Naturschutz) (2014): Naturbewusstsein 2013. Bevölkerungsumfrage zu Natur und biologischer Vielfalt. Berlin und Bonn. https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/gesellschaft/Dokumente/Naturbewusstsein_2013.pdf (Stand: 09.05.2019)
- BMFWF (Bundesministerium für Wissenschaft, Forschung und Wirtschaft) (2012): Klimawandel und Tourismus in Österreich 2030. Auswirkungen, Chancen & Risiken, Optionen & Strategien. Studien-Kurzfassung. Wien, 14 S. https://info.bmlrt.gv.at/dam/jcr:8399cc2a-95e1-42f8-9eb2-ed3ff611fd19/Klimawandel_Studien%C3%BCberblick.pdf (Stand: 09.5.1919)
- BMWi (Bundesministerium für haft und Technologie) (2009): Grundlagenuntersuchungen Fahrradtourismus in Deutschland. Langfassung. Berlin. https://www.bayernbike.de/cms/upload/content/tickermeldungen/dokumente/dtv_langversion.pdf (Stand:09.05.2019)

- Brack, W., Altenburger, R., Schüürmann, G., Krauss, M., López Herráez, D., Van Gils, J., Slobodnik, J., Munthe, J., Gawlik, B. M., Van Wezel A., Schriks M., Hollender, J., Tolleson, K. E., Meken-yan, O., Dimitrov, S., Bunke, D., Cousins, I., Posthuma, L., Van Den Brink, P. J., López De Alda, M., Barceló, D., Faust, M., Kortenkamp, A., Scrimshaw, M., Ignatova, S., Engelen, G., Massmann, G., Lemkine, G., Teodorovic, I., Walz, K. H., Dulio, V., Jonker Mt, Jäger F., Chipman, K., Liska, I., Rooke, D., Zhang, X., Hollert, H., Vrana, B., Hilscherova, K., Kramer, K., Neumann, S., Hammerbacher, R., Backhaus T., Mack, J., Segner, H., Escher, B. & de Aragão Umbuzeiro, G. (2015): The SOLUTIONS project: challenges and responses for present and future emerging pollutants in land and water resources management. – *Science of the Total Environment* 503 (3): 22-31.
- Brunken, H. & Brümmer, I. (1996): Elbe und Auen an der unteren Mittelbe: Unterschiede in den Fischartengemeinschaften. – *Wasserwirtschaft Wassertechnik* 7/96: 28-32.
- Brunotte, E., Dister, E., Günther-Diringer, D., Koenzen, U. & Mehl, D. (2009): Flussauen in Deutschland – Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. Münster (Landwirtschaftsverlag). – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 87: 244 S.
- Christensen, J.H. & Christensen, O.B. (2003): Severe summertime flooding in Europe. – *Nature* 42: 805-806.
- Chytrý, M., Maskell, L. C., Pino, J., Pyšek, P., Vilà, M., Font, X. & Smart, S. M. (2008): Habitat invasions by alien plants: a quantitative comparison among Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. – *J Appl Ecol* 45: 448-458.
- CSC (Climate Service Center) (2012): Machbarkeitsstudie „Starkregenrisiko 2050“. Abschlussbericht. Kooperationsprojekt des Gesamtverbandes der Deutschen Versicherungswirtschaft e.V. (GDV) und des Climate Service Centers (CSC), 65 S., https://www.climate-service-center.de/imperia/md/content/csc/workshopdokumente/extremwetterereignisse/csc_machbarkeitsstudie_abschlussbericht.pdf (Stand: 09.05.2019)
- Conradt, T., Koch, H., Hattermann, F. & Wechsung, F. (2012): Spatially differentiated management-revised discharge scenarios for an integrated analysis of multi-realisation climate and land use scenarios for the Elbe River basin. – *Regional Environmental Change* 12 (3): 633-648.
- Coumou, D. & Rahmstorf, S. (2012): A Decade of Weather Extremes. *Nature Climate Change*. 2. 10.1038/NCLIMATE1452.
- Craft, C. B. & Casey, W. P. (2000): Sediment and nutrient accumulation in floodplain and depositional freshwater wetlands of Georgia, USA. – *Wetlands* 20 (2): 323-332.
- 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. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 112, 321 S.
- Dandelot S., Robles, C., Pech, N., Cazaubon, A. & Verlaque, R. (2008): Allelopathic potential of two invasive alien *Ludwigia* spp. – *Aquatic Botany* 88: 311–316.
- Davidson N. C. (2014): How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. – *Marine and Freshwater Research* 65: 934-941.
- DWD (Deutscher Wetterdienst) (2019): Zahlen und Fakten zum Klimawandel in Deutschland. Klima-Presskonferenz des Deutschen Wetterdienstes, 26. März 2019, Berlin. https://www.dwd.de/DE/presse/pressekonferenzen/DE/2019/PK_26_03_2019/zundf_zur_pk.pdf?__blob=publicationFile&v=2 (Stand: 10.05.2019)
- Dister, E. (1985): Auenlebensräume und Retentionsfunktion. – *Laufener Seminarbeiträge* 3: 74-90.
- Dister, E. (1995): Die Ökologie der Flußauen und ihre Beeinträchtigung durch den Verkehrswasserbau. Das 2. Elbe-Colloquium. – *Edition Arcum*: 56-64.

- DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.) (2016): Risiken an Badestellen und Freizeitgewässern aus gewässerhygienischer Sicht. – DWA-Regelwerk, Merkblatt DWA-M 624, Hennef.
- Edwards, T., Clayton, J. & de Winton, M. (2005): The condition of lakes in the Waikato region using LakeSPI. Environment Waikato technical Report, Hamilton, Neuseeland, 38 S.
- EEA (European Environment Agency) (2016): Mapping and assessing the condition of Europe's ecosystems: progress and challenges. EEA contribution to the implementation of the EU Biodiversity Strategy to 2020. – EEA Report No 3/2016.
<https://www.eea.europa.eu/publications/mapping-europes-ecosystems> (Stand: 10.05.2019)
- EEA (European Environment Agency) (2012): European waters – Assessment of Status and Pressures. Copenhagen, – EEA Report No. 8, EEA, 97 S.
<https://www.eea.europa.eu/publications/european-waters-assessment-2012> (Stand: 10.5.'19)
- EEA (European Environment Agency) (2010): The European Environment – State and Outlook 2010. – Land Use. Synthesis. Copenhagen. <http://www.eea.europa.eu/soer/europe/land-use> (Stand: 09.05.2019).
- Ellwanger, G., Finck, P., Riecken, U. & Schröder, E. (2012): Gefährdungssituation von Lebensräumen und Arten der Gewässer und Auen in Deutschland. – Natur und Landschaft 87 (4): 150-155.
- FAOSTAT (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2014): FAOSTAT data-base.
<https://www.fao.org/faostat/en/#home> (Stand: 10.05.2019)
- Feld, C. K., Birk, S., Bradley, D. C., Hering, D., Kail, J., Marzin, A., Melcher, A., Nemitz, D., Pedersen, M. L., Pletterbauer, F., Pont, D., Verdonschot, P. F. M. & Friberg, N. (2011): From natural to degraded rivers and back again: a test of restoration ecology theory and practice. – Advances in ecological research 44: 119-210.
- Foeckler, F., Kretschmer, W., Deichner, O. & Schmidt, H. (1994a): Bioindication of former floodplain waters of the lower Salzach river (Bavaria) by macroinvertebrate communities. Verh. Internat. Verein. Limnol. 25: 1618-1623.
- Foeckler, F., Orendt, C., Kretschmer, W. & Schmidt, H. (1994b): Gewässertypisierung und -bewertung im Bereich der Donau-Aue bei Straubing anhand von Weichtiergesellschaften. – Sonderheft "Flussuferökologie" (Tagungsberichte, Symposium Krems 1992) der Wiss. Mitt. Niederösterreich. Landesmuseum 8: 119-125.
- Foeckler, F., Schmidt, H. & Herrmann, T. (2010): Ökologische Untersuchungen im Isarmündungsgebiet. BfN-Skript 276.
download: http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/service/Skript_276a.pdf
Anhang: http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/service/Skript_276b.pdf
- Foeckler, F., Stammel, B., Schmidt, H. & Rumm, A. (2016): Lebensräume der Flussauen I Wechselwasserzonen – „Kampfzonen“ zwischen Land und Wasser. – Auenmagazin, 10: 31-37.
- Gómez-Baggethun, E. & Kelemen, E. (2008): Institutional change as a key driver in the transformation of the flows of ecosystem services in Ecosystem Services and Drivers of Biodiversity Change. Report of the RUBICODE electronic conference.
- Gunkel, S. (2004): Zur Versalzung der Werra, Werra-Nixe.
- Hansen, H. H. (2010): Wissenschaft leicht verständlich: „Politische Ökonomie - die uns alle angeht“. Diplomica Verlag, Hamburg, 596 S.
- Hardenbicker, P., Rolinski, S., Weitere, M. & Fischer, H. (2014): Contrasting long-term trends and shifts in phytoplankton dynamics in two large rivers. – Internat. Rev. Hydrobiol. 99: 287-299.
- Harrer, B. & Scherr, S. (2014): Tagesreisen der Deutschen. Grundlagenuntersuchung. Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi. Hrsg).
<https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Publikationen/Studien/tagesreisen-der-deutschen.pdf>

- Henle, K., Dziock, F., Foeckler, F., Follner, K., Hüsing, V., Hettrich, A., Rink, M., Stab, S. & Scholz, M. (2006): Study Design for Assessing Species Environment Relationships and Developing Indicator Systems for Ecological Changes in Floodplains – The Approach of the RIVA Project. – In: Dziock, F., Foeckler, F., Scholz, M., Stab, S. & Henle, K. (Hrsg.): Bioindication and functional response in floodplain systems - based on the results of the project RIVA. – Internat. Rev. Hydrobiol. 91 (4): 292-313.
- Henrichfreise, H. (2003): Dienen Polder dem naturverträglichen Hochwasserschutz? – Natur und Landschaft 78 (4): 150-153.
- Hohensinner, S., Herrnegger, M. B., Laschke, A.P., Haberer, C., Haidvogel G., Hein, T., Jungwirth, M. & Weiß, M. (2008): Type-specific reference conditions of fluvial landscapes: a search in the past by 3D-reconstruction. – Catena ISSN 0341-8162 75: 200-215.
- Hubo, C., Jümpertz, E., Krott, M., Nockemann, L., Steinmann, A. & Bräuer, I. (2007): Grundlagen für die Entwicklung einer nationalen Strategie gegen invasive gebietsfremde Arten. BfN-Skripten 213.
- IG River Cruise (2019): Umsatz des deutschen Flusskreuzfahrtenmarkts von 2004 bis 2018 (in Millionen Euro). <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/4365/umfrage/umsatz-des-deutschen-flusskreuzfahrtenmarkts-seit-2004/> (Stand: 02.02.2020)
- Ilg, C., Dziock, F., Foeckler, F., Follner, K., Gerisch, M., Glaeser J., Rink, A., Schanowski, A., Scholz, M., Deichner, O. & Henle, K. (2008): Long-term differential reactions of plants and macroinvertebrates to extreme floods in floodplain grasslands. – Ecology 89: 2392-2398.
- Ingendahl, D. (1999): Interstitialbedingungen an Laichplätzen von Meerforelle und Lachs und die Bewertung von Laichhabitaten. In: 2. Internationales Rhein Symposium „LACHS 2000“, 111-112. IKSR, Rastatt.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2012) Managing the risks of extreme events and disasters to advance climate change adaptation. A special report of working groups I and II of the intergovernmental panel on climate change. Field, C. B., Barros, V., Stocker, T. F., Qin, D., Dokken, D. J., Ebi, K. L., Mastrandrea, M. D., Mach, K. J., Plattner, G.-K., Allen, S. K., Tignor, M. & Midgley, P. M. (Hrsg.). Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, NY, USA, 582 p. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/SREX_Full_Report-1.pdf (Stand: 2.2.'19)
- IPCC (International Panel on Climate Change) (2007): Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. www.ipcc.ch/ipccreports/ar4-wg1.htm (Stand: 10.05.2019)
- Januschke, K., Ledesma-Krist, G., Scholz, M., Gelhaus, M., Stammel, B. & Hering, D. (2016): Biologisches Auenmonitoring in Deutschland. – Auenmagazin 10: 21 - 26.
- Johnston, C. A. (1991): Sediment and nutrient retention by fresh-water wetlands - Effects on surface-water quality. – Critical reviews in environmental control 21 (5-6): 491-565.
- Kowalski, T. (2006): *Chalara fraxinea* sp. nov. associated with dieback of ash (*Fraxinus excelsior*) in Poland. Forest Pathology 36: 264-270.
- Kowarik, I. (2010): Biologische Invasionen. Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa, 2. Aufl. – Ulmer, Stuttgart, 492 S.
- Krause, B., Culmsee, H., Wesche, K., Bergmeier, E. & Leuschner, C. (2011): Habitat loss of floodplain meadows in north Germany since the 1950s. – Biodiversity Conservation 20: 2347-2364.
- Kreilkamp, E. (2010): Folgen des Klimawandels für den Tourismus. – Ländlicher Raum Agrarsoziale Gesellschaft e.V. 03: 71-73.
- Lautenbach, S., Kugel, C., Lausch, A. & Seppelt, R. (2011): Analysis of historic changes in regional ecosystem service provisioning using land use data. Ecological Indicators 11: 676-687.

- Lautenbach, S., Volk, M., Strauch, M., Whittaker, G. & Seppelt, R. (2012): Quantifying Trade-offs between Bioenergy Production, Food Production, Water Quality and Water Quantity Aspects in a German Case Study. International Congress on Environmental Modelling and Software, 7 S.
- Lehmann, J., Coumou, D. & Frieler, K. (2015): Increased record-breaking precipitation events under global warming. – *Climatic Change* 132 (4): 501-515.
- Leyer, I. (2015): Auswirkungen von Deichen auf die Grünlandvegetation in der Aue. – In: Kofalk, S., Scholten, M., Faulhaber, P., Baufeld, R., Kleinwächter M. & Köhlborn, J. (Hrsg.): Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft. Band 2: Struktur und Dynamik der Elbe. Berlin (Weißensee-Verlag): 228-237.
- LHW (Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt) (2016): Gemeinsam handeln: Neophyten in der Gewässerunterhaltung in Sachsen-Anhalt. Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, KORINA. 11 S. <https://www.korina.info/wp-content/uploads/2017/07/LHW-2016-Gemeinsam-handeln.pdf> (Stand: 10.05.2019)
- Lingemann, I., Nilson, E., Carambia, M. & Krahe, P. (2013): Änderungen des Wasserhaushalts der Elbe im 21. Jahrhundert. In: Zukunft des Wasserhaushaltes im Elbegebiet. – BfG Veranstaltungen 6/2013: 47-58.
- Ludewig, K., Donath, T. W., Zelle, B., Eckstein, R. L., Mosner, E., Otte, A. & Jensen, K. (2015): Effects of Reduced Summer Precipitation on Productivity and Forage Quality of Floodplain Meadows at the Elbe and the Rhine River: *PLoS ONE* 05/2015; 10(5): DOI:10.1371/journal.pone.0124140 3.23
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005): Millennium Ecosystem Assessment - Ecosystems and human well-being. – Synthesis. Island Press, Washington, DC.
- Maeck, A., DelSontro, T., McGinnis, D. F., Fischer, H., Flury, S., Schmidt, M., Fietzek, P. & Lorke, A. (2013): Sediment Trapping by Dams Creates Methane Emission Hot Spots. – *Environmental Science & Technology* 47 (15): 8130-8137. DOI: 10.1021/es4003907
- Manchester, S. J. & Bullock, J. M. (2000): The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. – *Journal of Applied Ecology* 37: 845-864.
- McRae, L., Freeman, R. & Marconi, V. (2016): The Living Planet Index in: Living Planet Report 2016: Risk and resilience in a new era (ed. Oerlemans N). – WWF (World Wide Fund for Nature) International, Gland, Switzerland
- Mehl, D., Hoffmann, T. G., Linnenweber, C. & Kohlhas, E. (2016): LAWA-Empfehlung zur Klassifizierung des Wasserhaushalts von Einzugsgebieten und Wasserkörpern als hydromorphologische Qualitätskomponentengruppe nach WRRL – Grundlagen und Praxisanwendung. *Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 37/16: 381-392.
- Mehl, D., Hoffmann, T. G., Friske, V., Kohlhas, E., Linnenweber, C., Mühlner, C. & Pinz, K. (2015): Der Wasserhaushalt von Einzugsgebieten und Wasserkörpern als hydromorphologische Qualitätskomponentengruppe nach WRRL – der induktive und belastungsbasierte Ansatz des Entwurfs der LAWA-Empfehlung. – *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 59 (3): 96-108.
- Mehl, D. (2004): Grundlagen hydrologischer Regionalisierung: Beitrag zur Kennzeichnung der hydrologischen Verhältnisse in den Flußgebieten Mecklenburgs und Vorpommerns. – Dissertation, Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät: 156 S.
- Merill, L. & Tonjes, D.J. (2014): A review of the hyporheic zone, stream restoration, and means to enhance denitrification. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 44: 2337-2379.

- Mulholland, P. J., Helton, A. M., Poole, G. C., Hall, R. O., Hamilton, S. K., Peterson, B. J., Tank J. L., Ashkenas, L. R., Cooper, L. W., Dahm, C. N., Dodds, W. K., Findlay, S. E., Gregory, S. V., Grimm, N. B., Johnson, S. L., McDowell, W. H., Meyer, J. L., Valett, H. M., Webster, J. R., Arango, C. P., Beaulieu, J. J., Bernot, M. J., Burgin, A. J., Crenshaw, C. L., Johnson, L. T., Niederlehner, B. R., O'Brien, J. M., Potter, J. D., Sheibley, R. W., Sobota, D. J. & Thomas, S. M. (2008): Stream denitrification across biomes and its response to anthropogenic nitrate loading. – *Nature* 452: 202–20.
- MULNV NRW & LANUV (Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz & Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen) (2015): „Bewirtschaftungsplan 2016-2021 für die nordrhein-westfälischen Anteile von Rhein, Weser, Ems und Maas“. <http://www.flussgebiete.nrw.de/index.php/WRRL/Bewirtschaftungsplan/2016-2021> (Stand: 09.05.2019)
- MULNV NRW (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (2005): Handbuch Querbauwerke. Düsseldorf: 212 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(09): 493-511.
- Mouthon, J. & Daufresne, M. (2013): Effects of the 2003 heatwave and climatic warming on mollusk communities of the Saône: a large lowland river and of its two main tributaries (France). – *Global Change Biology* (2006) 12: 441-449.
- Naiman, R. J. & Decamps, H. (1997): The ecology of interfaces: Riparian zones. – *Annual review of ecology and systematics* 28: 621-658.
- Nelson, G., E. Bennett, Berhe, A. A., Cassman, K. G., DeFries, R., Dietz, T., Dobson, A. Dobermann, A., Janetos, A. & Nakićenović, N. (2005): Drivers of change in ecosystem condition and services. *Ecosystems and Human Well Being, Volume 2: Scenario*: 173-222.
- Nierhaus-Wunderwald, D. & Engesser, R. (2003): Ulmenwelke. Biologie, Vorbeugung und Gegenmassnahmen. In: Merkblatt für die Praxis, Eidg. Forschungsanstalt WSL, CH-8903 Birmensdorf.
- Nohl, W. (1993): Beeinträchtigung des Landschaftsbildes durch mastenartige Eingriffe. Materialien für die naturschutzfachliche Bewertung und Kompensationsermittlung. Kirchheim b. München: Werkstatt für Landschafts- und Freiraumentwicklung.
<https://www.landschaftswerkstatt.de/dokumente/Masten-Gutach-1993.pdf> (10.05.2019)
- NW FVA (Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt) (2016): Eschentriebsterben. PRAXIS INFORMATION Nr. 4-August 2016.
- OECD (Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung) (2003): Environmental indicators – Development, measurement and use. Report. Organisation of Economic Cooperation and Development, 37 S.
- Opdam, P., Foppen, R., Reijnen, R. & Schotman, A. (1995): The landscape ecological approach in bird conservation: integrating the metapopulation concept into spatial planning. – *Ibis* 137: 139-146. doi:10.1111/j.1474-919X.1995.tb08434.x
- Paillex, A., Dolédec, S., Castella, E. & Mérigoux, S. (2009): Large river floodplain restoration: predicting species richness and trait responses to the restoration of hydrological connectivity. – *Journal of Applied Ecology* 46: 250-258.
- Petschow, U. & Wlodarski, W. (2009): Stand und Potenziale der Elbe-Binnenschifffahrt und deren wirtschaftliche Wirkung auf die Elbe-Region. Schriftenreihe des IÖW 194/09.
- Pinay, G., Haycock, N. E., Ruffinoni, C. & Holmes, R. M. (1994): The role of denitrification in nitrogen removal in river corridors, In: Mitsch, W. J. (Hrsg.): *Global wetlands: old world and new*. Elsevier, Amsterdam: 107-117.

- Podschun, S.A., Fischer-Bedtke, C., Albert, C., Damm, C., Dehnhardt, A., Fischer, H., Foeckler, F., Gelhaus, M., Hartje, V., Hoffmann, T. G., Kasperidus, H., Mehl, D., Pusch, M., Ritz, S., Rumm, A., Schulz-Zunkel, C., Stammel, B., Thiele, J., Venohr, M., von Haaren, C. & Scholz, M. (2020). Einführung in den River Ecosystem Services (RESI) – Ansatz. In diesem Buch.
- Pollux, B. J. A., De Jong, M., Steegh, A., Ouborg, N. J., Van Groenendaal, J. M. & Klaassen, M. (2006): The effect of seed morphology on the potential dispersal of aquatic macrophytes by the common carp (*Cyprinus carpio*). – *Freshwater Biology* 51: 2063-2071.
- Pusch, M., Fiebig, D., Brettar, I., Eisenmann, H., Ellis, B. K., Kaplan, L. A., Lock, M. A., Naegeli, M. W., & Traunspurger, W. (1998): The role of micro-organisms in the ecological connectivity of running waters. – *Freshwater Biology* 40: 453-495.
- Rau, S. (2008): Klimaänderungen und Tourismus in Norddeutschland. GKSS 2008/10, Geesthacht. https://www.hzg.de/imperia/md/content/hzg/zentrale_einrichtungen/bibliothek/berichte/gkss_berichte_2008/gkss_2008_10.pdf (10.05.2019)
- Rehg, K. & Packman, A. & Ren, J. (2005): Effects of suspended sediment characteristics and bed sediment transport on streambed clogging. – *Hydrological Processes* 19: 413-427. 10.1002/hyp.5540.
- Reichhoff, L. & Zuppke, U. (2009): Schutz und Revitalisierung von Auenaltwassern im Mittelbegebiet. Zustandsbewertung der Fischvorkommen auf der Grundlage des Floodplain-Index und Handlungskonzeption. – *Natur und Landschaft* 84(8): 366-371.
- Reinhardt, F., Herle, M., Bastiansen, F. & Streit, B. (2003): Economic Impact of the Spread of Alien Species in Germany. Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt), Berlin. Research Report 201 86 211, UBA-FB 000441e, 229pp.
- Richter, B. D., Baumgartner, J. V., Wigington, R. & Braun, D. P. (1997): How much water does a river need? – *Freshwater Biology* 37: 231-249.
- Rödel, R. (2001): Die Auswirkungen des historischen Talsperrenbaus auf die Zuflussverhältnisse der Ostsee. – *Greifswalder Geographische Arbeiten* 18, 118 S.
- Rumm, A., Foeckler, F., Deichner, O., Scholz, M. & Gerisch, M. (2016): Dyke-slotting initiated rapid recovery of habitat specialists in floodplain mollusc assemblages of the Elbe River, Germany. – *Hydrobiologia* 771(1): 151-163.
- Rumm, A., Foeckler, F., Scholz, M. & Gerisch, M. (2015): Deichöffnung im Roßlauer Oberluch (Mittelbe, Sachsen-Anhalt) – Auswirkungen auf die Diversität und Artenzusammensetzung der Mollusken-fauna. In: Feit, U. & H. Korn (Hrsg.): Treffpunkt Biologische Vielfalt XIV: aktuelle Forschung im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt, vorgestellt auf einer wissenschaftlichen Expertentagung an der Internationalen Naturschutzakademie Insel Vilm vom 25.-29. August 2014. – *BfN-Skripten* 397: 65-71.
- Rumm, A., Röder, U., Wiesner, A., Deichner, O., Schmidt, H., Adler, M., Berger, C. & Foeckler, F. (2014): Monitoring von Land- und Wassermollusken im Zuge der Maßnahmen des Vorlandmanagements Donau, Umsetzungsabschnitt III – Isarmündung bis Staatshaufen. – *Auenmagazin* 7: 43-48.
- SCBD (Secretariat of the Convention on Biological Diversity) (2010): Global Biodiversity Outlook 3 - Convention on Biological Diversity (CBD), Montreal Washington, DC.: Island Press. <https://www.cbd.int/doc/publications/gbo/gbo3-final-en.pdf> (Stand: 9.05.2019)
- Schäfer, A. & Kowatsch, A. (2015): Gewässer und Auen - Nutzen für die Gesellschaft. Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn-Bad Godesberg: 41 S.
- Schälchli, U. (2002): Kolmation – Methoden zur Erkennung und Bewertung. Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz, Zürich

- Schaller, M., Beierkuhnlein, C., Rajmis, S., Schmidt, T., Nitsch, H., Liess, M., Kattwinkel, M. & Settele, J. (2012): Auswirkungen auf landwirtschaftlich genutzte Flächen, Klimawandel und Biodiversität - Folgen für Deutschland. – WBG Darmstadt: 222-259.
- Schätzl, R. (2007): Flussraummanagement im südostbayerischen Donau-Einzugsgebiet – ökonomische Konsequenzen und Entwicklung von Anpassungsstrategien für die Landwirtschaft. Ph.D, Lehrstuhl für Wirtschaftslehre des Landbaues der Technischen Universität München.
- Schmidt-Chanasit, J., Haditsch, M., Schoneberg, I., Gunther, S., Stark, K. & Frank, C (2010): Dengue virus infection in a traveller returning from Croatia to Germany. – Euro Surveill 15(40).
- Scholz, M., Kasperidus, H. D., Ilg, C. & Henle, K. (2012): Habitatfunktion. – In: Scholz, M., Mehl, D., Schulz-Zunkel, C., Kasperidus, H. D., Born, W. & Henle, K. (Hrsg.): Ökosystemfunktionen von Flussauen. Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 124: 102-146.
- Scholz, M., Stab, S., Dziock, F. & Henle, K. (Hrsg.) (2005): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft Band 4. – Berlin (Weißensee Verlag), 380 S.
- Schumacher J., Wulf A. & Leonhard S. (2007): Erster Nachweis von *Chalara Fraxinea* T. Kowalski sp. nov. in Deutschland - ein Verursacher neuartiger Schäden an Eschen. – Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutz. 59: 121-1236.
- Schulz-Zunkel, C. & Krüger, F. (2009): Trace metal dynamics in floodplain soils of the river Elbe - A review. *Journal of Environmental Quality* 38: 1349-1362.
- Schulz-Zunkel, C., Scholz, M., Kasperidus, H. D., Krüger, F., Natho, S. & Venohr, M. (2012): Nährstoffrückhalt. – In: Scholz, M., Mehl, D., Schulz-Zunkel, C., Kasperidus, H. D., Born, W. & Henle, K. (Hrsg.): Ökosystemfunktionen in Flussauen. Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Treibhausgas-Senken-/Quellenfunktion und Habitatfunktion. – Naturschutz und biologische Vielfalt 124: 48-72.
- Schulz-Zunkel, C., Rast, G., Schrenner, H., Baborowski, M., Bauth, S., Bondar-Kunze, E., Brauns, M., Bromberger, S., Dziock, F., Gapinski, C., Gründling, R., von Haaren, C., Hein, T., Henle, K., Kamjunke, N., Kasperidus, H. D., Koll, K., Kretz, L., Krüger, F., Möws, R., Otte, M., Pucher, M., Schmidt, C., Schnauder, I., Scholz, M., Carolin Seele, C., Nogueira Tavares, C., von Tümpling, W., Vieweg, M., Warthemann, G., Weitere, M. & Wirth, C. (2017): Wilde Mulde - Revitalisierung einer Wildflusslandschaft in Mitteldeutschland. – Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt. 54: 46-65.
- Spikmans, F., van Tongeren, T., van Alen, T.A., van der Velde, G. & Op den Camp, H. J. M. (2013): High prevalence of the parasite *Sphaerothecum destruens* in the invasive topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* in the Netherlands, a potential threat to native freshwater fish. – *Aquatic invasions* 8: 355-360.
- Starfinger, U., Kowarik I. & Klingenstein, F. (2008): *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr., (Polygonaceae), Japan-Knöterich, Neoflora-Handbuch. Bundesamt für Naturschutz (BfN): 7 S.
- Statistisches Bundesamt (2009): Bevölkerung Deutschlands bis 2060. 12. koordinierte Bevölkerungsvorausberechnung, Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt (2019a): Anteil der Wirtschaftsbereiche an der Gesamtbeschäftigung in der Bundesrepublik Deutschland von 1950 bis 2018. <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/275637/umfrage/anteil-der-wirtschaftsbereiche-an-der-gesamtbeschaeftigung-in-deutschland/> (Stand: 02.02.2020)
- Statistisches Bundesamt (2019b): Anteil der Ausgaben der privaten Haushalte in Deutschland für Nahrungsmittel, Getränke und Tabakwaren an den Konsumausgaben in den Jahren 1850 bis

2018. <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/75719/umfrage/ausgaben-fuer-nahrungsmittel-in-deutschland-seit-1900/> (Stand: 12.12.2019)
- Statistisches Bundesamt (2019c): Flächennutzung - Bodenfläche insgesamt nach Nutzungsarten in Deutschland. www.destatis.de (Stand: 15.11.2019)
- Statistisches Bundesamt (2020a): Bruttoinlandsprodukt (BIP) in Deutschland von 1950 bis 2018. <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/4878/umfrage/bruttoinlandsprodukt-von-deutschland-seit-dem-jahr-1950/> (Stand: 4.02.2020)
- Statistisches Bundesamt (2020b): Verkehr aktuell - Fachserie 8 Reihe 1.1 - 01/2020. <https://www-genesis.destatis.de> (Stand: 30.01.2020)
- Succow, M. (1988): Landschaftsökologische Moorkunde. Berlin, Stuttgart (Borntraeger), 340 S.
- Succow, M. & Joosten, H. (Hrsg.) (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. – E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller) (Stuttgart), 2. völlig neu bearb. Aufl., 622 S.
- TEEB DE (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) (2015): Naturkapital und Klimapolitik Synergien und Konflikte Berlin. Hartje, V., Wüstemann, H. & Bonn, A. (Hrsg.), Technische Universität Berlin, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ. Berlin, Leipzig: 216 S.
- Thoms, M. C. (2006): Variability in riverine ecosystems. – River Research and Applications 22: 115-121.
- Tittizer, T. & Krebs, F. (Hrsg.) (1996): Ökosystemforschung: Der Rhein und seine Auen - Eine Bilanz. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 468 S.
- Tomasello D. & Schlagenhauf P. (2013): Chikungunya and dengue autochthonous cases in Europe, 2007-2012. Travel Med Infect. 11(5):274-84. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tmaid.2013.07.006> PMID: 23962447
- Townsend, C. R. (1996): Concepts in river ecology: pattern and process in the catchment hierarchy. – Archiv für Hydrobiologie Suppl, 113: 3-21.
- UBA (2019a): Ökologischer Landbau. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/oekologischer-landbau#textpart-1> (Stand: 12.12.2019)
- UBA (Umweltbundesamt (2019b): Nutzung von Flüssen: Wasserkraft. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/fluesse/nutzung-belastungen/nutzung-von-fluessen-wasserkraft#textpart-1> (Stand: 10.05.2019)
- UBA (Umweltbundesamt) (2019c): Erneuerbare Energien in Zahlen. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/erneuerbare-energien/erneuerbare-energien-in-zahlen#textpart-1> (Stand: 10.05.2019)
- UBA (Umweltbundesamt) (2019d): Wasserressourcen und ihre Nutzung. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/wasserressourcen-ihre-nutzung#textpart-1> (12.12.2019)
- UBA (Umweltbundesamt (2019e): Siedlungs- und Verkehrsfläche. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/flaeche-boden-land-oekosysteme/flaeche/siedlungs-verkehrsflaeche#textpart-1> (Stand: 12.12.2019)
- UBA (Umweltbundesamt (2019f): Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft und Stickstoffüberschuss. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/naehrstoffeintraege-aus-der-landwirtschaft#textpart-1> (Stand: 12.12.2019)
- UBA (Umweltbundesamt) (2018a): Baden in der Natur. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/baden-in-der-natur> (Stand: 12.12.2019)
- UBA (Umweltbundesamt) (2018b): Überschreitung der Belastungsgrenzen für Versauerung. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/bodenbelastung-land-oekosysteme/ueberschreitung-der-belastungsgrenzen-fuer> (Stand: 12.12.2019)

- UBA (Umweltbundesamt) (2017a): Einträge von Nähr- und Schadstoffen in die Oberflächengewässer. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/fliessgewaesser/eintraege-von-naehr-schadstoffen-in-die> (Stand: 12.12.2019)
- UBA (Umweltbundesamt) (2017b): Ökologischer Zustand der Fließgewässer. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/fliessgewaesser/oekologischer-zustand-der-fliessgewaesser#textpart-1> (Stand: 12.12.2019)
- UBA (Umweltbundesamt) (2016): Wasserqualität in Badegewässern. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/schwimmen-baden/badegewaesser/wasserqualitaet-in-badegewaessern> (Stand: 12.12.2019)
- UBA (Umweltbundesamt) (2015a): Nutzung und Belastungen. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/gewaesser/fluesse/nutzungbelastungen#textpart-1> (Stand: 10.05.2019)
- UBA (Umweltbundesamt) (2015b): Monitoringbericht zur Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel. Bericht der Interministeriellen Arbeitsgruppe Anpassungsstrategie der Bundesregierung.
- UBA (Umweltbundesamt) (2013): „Wasserverbrauch der privaten Haushalte“. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/private-haushalte-konsum/wasserverbrauch-der-privaten-haus-halte> (Stand: 12.12.2019)
- UK NEA (UK National Ecosystem Assessment) (2011): The UK National Ecosystem Assessment: Synthesis of the Key Findings. Cambridge: UNEP-WCMC, 85 S.
- Van Asselen, S., Verburg, P. H., Vermaat, J. E. & Janse J. H. (2013): Drivers of wetland conversion: a global meta-analysis. PLoS ONE 8: e81292. doi: 10.1371/journal.pone.0081292.
- Wagner, A., Hollbach-Grömig, B. & Langel, N. (2012): Demografischer Wandel - Herausforderungen und Handlungsempfehlungen für Umwelt - und Naturschutz - Literaturstudie zur Aktualisierung und Verifizierung des vorliegenden Erkenntnisstandes und Aufbereitung für die Ressortaufgaben (Teil 1), 139 S.
- Walz, U. (2013): Landschaftsstrukturmaße zur Erfassung und Bewertung des Landschaftswandels und seiner Umweltauswirkungen -unter besonderer – Berücksichtigung der biologischen Vielfalt (Habilitation). http://rosdok.uni-rostock.de/file/rosdok_derivate_0000005089/Habilitationsschrift_Walz_2013.pdf (Stand 03.12.2015).
- Ward, J. V. (1989): The four-dimensional nature of lotic ecosystems. Journal of the North American Benthological Society 8: 2-8.
- Ward, J. V., Tockner, K. & Schiemer, F. (1999): Biodiversity of floodplain river ecosystems: Ecosystems and connectivity. – River Research and Applications 15 (1-3): 125-139.
- Wiesner, C., Wolter, C., Rabitsch, W. & Nehring, S. (2010): Gebietsfremde Fische in Deutschland und Österreich und mögliche Auswirkungen des Klimawandels - Ergebnisse aus dem F+E-Vorhaben FKZ 806 82 330. – BfN-Skripten 279, 192 S.
- Winn, J., Tierney, M., Heathwaite, A. L., Jones, L., Paterson, J., Simpson, L., Thomson, A. & Turley, C. (2011): The Drivers of Change in UK Ecosystems and Ecosystem Services. – UK National Ecosystem Assessment: 27-62.