

ISSN 0948-9452

UFZ BERICHT 2 | 2020



Christine Fischer-Bedtke, Helmut Fischer, Dietmar Mehl,
Simone Podschun, Martin Pusch, Barbara Stammel &
Mathias Scholz (Hrsg.)

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

Helmholtz-Zentrum für
Umweltforschung – UFZ
Permoserstraße 15
04318 Leipzig
www.ufz.de

NICHT ZUM VERKAUF BESTIMMT.

River Ecosystem Service Index (RESI) – Methoden zur Quantifizierung und...

UFZ BERICHT 2 | 2020

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Department Naturschutzforschung

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-ZUNKEL, 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 Treibhausgasen / 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

Vorwort und Danksagung

„RESI“ steht für „River Ecosystem Service Index“ und ist zugleich der Kurztitel eines durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Verbundforschungsvorhabens, das sich in den Jahren 2015 bis 2018 schwerpunktmäßig mit den Ökosystemleistungen der Flüsse und Auen beschäftigte.

Bekanntermaßen sind es die Flusslandschaften, in denen sich besonders viele Nutzungsansprüche konzentrieren: Siedlungsraum, Land- und Forstwirtschaft, Schifffahrt, Trinkwassergewinnung, Wasserkraft, Verkehrsinfrastruktur, Erholung und Tourismus usw. Die damit einhergehenden wasser- oder flussbaulichen Maßnahmen beeinträchtigen den ökologischen Zustand von Flüssen und ihren Auen. Gerade die natürlichen Regulationsfunktionen von Flusslandschaften sind für die Natur, aber vor allem auch für den Menschen unverzichtbar. Insbesondere durch die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), die europäischen Naturschutzrichtlinien (Vogelschutzrichtlinie (SPA-RL) und Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL), aber auch die Europäische Hochwasserrisikomanagementrichtlinie (HWRM-RL) sind gesetzliche und somit verbindliche Aufträge zur Erhaltung und Verbesserung der Zustandseigenschaften gegeben. Auch Deutschlands (Bundes-) Wasserstraßen, die im Naturzustand von weiten Flussauen umgeben wären, sollen wieder naturnäher gestaltet und Störungen reduziert werden. Das ist das Ziel des Bundesprogramms „Blaues Band Deutschland“, einer gemeinsamen Initiative von Bundesverkehrsministerium und Bundesumweltministerium. Die angestrebte Renaturierung von Flüssen und Auen soll Lebensräume für die Tier- und Pflanzenwelt unserer Gewässerlandschaften schaffen, die natürlichen Funktionen von Fluss-Auensystemen wiederherstellen und neue oder erweiterte Möglichkeiten für Freizeit und Erholung erschließen.

Die vielen Nutzungsinteressen und auch die eher sektoral orientierten gesetzlichen Vorgaben von Wasserwirtschaft / Gewässerschutz, Hochwasserschutz und Naturschutz führen in der Praxis zu schwer lösbaren Konfliktslagen. Hier kann und soll das Konzept der „Ökosystemleistungen“ (englisch: ecosystem services) abhelfen, indem es bei der Konfliktanalyse und der Konfliktlösung unterstützt sowie Handlungsoptionen bzw. -alternativen aufzeigt und bewertet.

Fließgewässer- und Auenökosysteme erbringen zahlreiche Ökosystemleistungen. Ökosystemleistungen sind als direkte und indirekte Beiträge von Ökosystemen zum menschlichen Wohlergehen definiert. Sie stehen für den Nutzen, den der einzelne Mensch, eine Gruppe von Menschen oder die Gesellschaft aus entsprechenden Prozessen zieht. Auch bei den Ökosystemleistungen der Fließgewässer- und Auenökosysteme werden aufbauend auf den Basisleistungen drei Typen unterschieden:

1. Versorgungsleistungen, z. B. Bereitstellung von Gütern wie Trink- und Brauchwasser, Nahrung, Rohstoffe,
2. Regulierungsleistungen, z. B. Selbstreinigung, Abführung und Rückhalt von Hochwasser (Minderung von Naturgefahren/Hochwasserschutz), Klimaregulation und
3. Kulturelle Leistungen im Sinne von Landschafts- und Gewässerbild, Spiritualität und Inspiration, Freizeit- sowie Bildungsmöglichkeiten.

Allerdings wurde das Ökosystemleistungskonzept bisher kaum in Flussauenlandschaften angewendet. Der RESI konnte vor diesem Hintergrund durch ein breites, inter-/transdisziplinär, aber fachlich komplementär ausgerichtetes Forschungsbündnis bearbeitet werden. Besonders auf eine aktive Verbindung von Forschung und Praxis wurde dabei ein hoher Wert gelegt. In dem vom Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) in Berlin koordinierten Forschungsprojekt RESI arbeiteten 19 Projektpartner aus Wissenschaft, Wirtschaft und öffentlichen

Verwaltung gemeinsam an der Entwicklung und Implementierung dieses praxisrelevanten Index zur Bewertung der Leistung von Flussauenökosystemen.

Der Anspruch des RESI-Vorhabens bestand darin, möglichst fundierte Beiträge vor allem zu folgenden Forschungsfragen zu leisten:

- Identifizierung und Systematisierung der für Flussauenlandschaften relevanten Ökosystemleistungen unter Abgleich mit dem internationalen und nationalen Forschungsstand
- Entwicklung eines methodischen Grundgerüsts für ein Bewertungsverfahren, das flexibel eingesetzt werden kann
- Entwicklung oder Anpassung von Verfahren/Methoden zur Quantifizierung und Bewertung der einzelnen Ökosystemleistungen
- Entwicklung eines integrativen Indexes, der zunächst auf einer mittelmaßstäblichen (mesoskalen) Raum- und Zeitebene der landschaftlichen Analyse eingesetzt werden kann, aber auch im Hinblick auf größere Maßstäbe und damit mehr Detailanalyse optimiert und weiterentwickelt werden kann
- Entwicklung von Darstellungsformen für Analyse- und Vergleichszwecke, auch unter synoptischen Gesichtspunkten und unter Berücksichtigung von Abhängigkeiten und Zielkonflikten
- Methodentest in ausgewählten Modellregionen (Donau, Rhein, Nahe, Wupper, Nebel)

Nachdem einige RESI-Forschungsergebnisse bereits in Fachartikeln publiziert wurden und insbesondere mit dem RESI-Anwendungshandbuch¹ eine zusammenfassende, praxisorientierte Darstellung der Ergebnisse vorliegt, sollen in diesem Heft der Schriftenreihe des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung (UFZ) weitere Materialien und Hintergrundinformationen veröffentlicht werden. Basis hierfür bilden im Wesentlichen die im Vorhaben nach Themenbereichen erarbeiteten „Projektergebnisdokumentationen“ der Forschungspartner.

Wir möchten die Gelegenheit nutzen, uns für die sehr konstruktive und fruchtbare Zusammenarbeit in dieser Forschungsarbeit bei allen Beteiligten, den Forschungspartnern und ganz besonders bei den assoziierten Praxispartnern herzlich zu bedanken. Es war rückblickend eine Zeit intensiver und auch kontroverser Diskussionen, aber stets geprägt von Sachlichkeit und vom allseits vorhandenen Willen zu systematischen und am Ende praxisrelevanten Lösungen. Besonders wertvoll war der Austausch mit den RESI-Praxispartnern, die zudem unkompliziert digitale Daten für die Modellregionen bereitstellten. Hier sei stellvertretend Kai Deutschmann (Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU Bayern)), Christoph Linnenweber, Erika Mirbach (Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz (LUWG)) und Dr. Wilfried Scharf (Wupperverband) für die vertrauensvolle Unterstützung gedankt. Außerdem danken wir den zahlreichen Studierenden und Hilfskräften für die motivierte Arbeit und unterstützenden Abschlussarbeiten.

Eine große Anzahl von Projektmitarbeiter*innen haben durch ihr Engagement weit über das übliche Maß hinaus zum Erfolg des Forschungsvorhabens RESI beigetragen. Ihnen sei ebenfalls ganz herzlich gedankt. Wir danken allen Autoren für ihren engagierten Einsatz, die mit ihren Beiträgen diesen Bericht auch nach Projektende ermöglichten.

¹ Podschun, S. A., Albert, C., Costea, G., Damm, C., Dehnhardt, A., Fischer, C., Fischer, H., Foeckler, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Hartje, V., Hoffmann, T. G., Hornung, L., Iwanowski, J., Kasperidus, H. D., Linnemann, K., Mehl, D., Rayanov, M., Ritz, S., Rumm, A., Sander, A., Schmidt, M., Scholz, M., Schulz-Zunkel, C., Stammel, B., Thiele, J., Venohr, M., Von Haaren, C., Wildner, M. & Pusch, M. (2018): RESI - Anwendungshandbuch: Ökosystemleistungen von Flüssen und Auen erfassen und bewerten. – IGB-Schriftenreihe Heft 31/2018, 187 S., online verfügbar unter www.resi-project.info/handbuch.

Für die Realisierung des Vorhabens ein großer Dank an das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF), das die Finanzierung des Vorhabens und somit eine intensive Bearbeitung der Thematik ermöglichte. Dr. Sebastian Hoehstetter und Dr. Florian Selge vom Projektträger Jülich wird an dieser Stelle ausdrücklich für die sehr förderliche Begleitung des Vorhabens gedankt. Für den querschnittsorientierten Austausch und inspirierende Diskussionen möchten wir uns auch beim Vernetzungsprojekt ReWaMnet, insbesondere bei Alexia Krug von Nidda, Janina Onigkeit, Stefanie Wienhaus, Dominik Rösch und Dr. Sebastian Kofalk bedanken.

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

Bützow, Leipzig, Koblenz, Berlin & Eichstätt im Dezember 2020

Einführung in den River Ecosystem Services (RESI) - Ansatz

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

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Zielstellung	5
2	Ökosystemleistungen in Flüssen und Auen.....	5
3	Methodische Grundlagen der Erfassung und Bewertung von ÖSL im RESI.....	7
4	Aufbau des Buches.....	11
5	Literaturverzeichnis.....	12

1 Einleitung und Zielstellung

An Flüssen und in ihren Auen bieten sich dem Menschen vielfältige und umfangreiche Ökosystemleistungen (ÖSL), weswegen die Ränder von Flusstälern seit langem bevorzugte Siedlungsgebiete darstellen. Diese ÖSL werden durch die hydromorphologische Dynamik in Flusslandschaften beeinflusst und verringern sich entsprechend infolge einer wasserbaulichen Trennung von Fluss und Aue. Das vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderte Verbundprojekt „River Ecosystem Service Index (RESI)“ betrachtet Flüsse und ihre Auen als funktionale Einheit und erfasst die ÖSL, um Handlungsoptionen integrativ zu bewerten. In enger Kooperation von öffentlichen Forschungseinrichtungen, Umweltforschungs-, Sachverständigen- und Planungsunternehmen sowie Anwendungspartnern wurde das ÖSL-Konzept für die Anwendung im Auen- und Gewässerkontext für eine bundesweit einsetzbare vergleichende Bewertung von Flusslandschaften operationalisiert. Durch die sektorenübergreifende Darstellung der ÖSL von Fluss- und Auenökosystemen ermöglicht der integrative Ansatz einen transparenten Vergleich verschiedener Maßnahmen und Handlungsoptionen (Podschun et al. 2018a, 2018b). Der integrative, inter- und transdisziplinäre Charakter des ÖSL-Konzepts erlaubt die Funktionalität des Ökosystems und die direkten und indirekten Beiträge von Ökosystemen zum menschlichen Wohlergehen zu beschreiben (TEEB DE 2015).

2 Ökosystemleistungen in Flüssen und Auen

Als Paradigmen der Landschaftsökologie und -planung in Mitteleuropa wurden die Begriffe Leistungsfähigkeit bzw. Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes bereits in den 1970er Jahren eingeführt (Niemann 1977, Buchwald & Engelhardt 1978, Haber 1979) und in den darauffolgenden Jahrzehnten erheblich weiterentwickelt (z. B. de Groot 1987, Bastian & Schreiber 1999). Sie fanden in Deutschland auch Eingang in das Naturschutz- und Wasserrecht (s. u.). Letztendlich hat dieser Ansatz dazu geführt, die sogenannten natürlichen Schutzgüter Boden, Wasser, Klima und Luft, Tiere und Pflanzen, aber auch die anthropozentrischen Schutzgüter wie Landschaftsbild und Erholung zu erfassen, und diese Aspekte für verschiedene planerische Zielstellungen zu bewerten (z. B. Bastian & Schreiber 1999, Jessel & Tobias 2002, von Haaren 2004, Scholz et al. 2012). Im englischen Sprachraum findet der Begriff „ecosystem service“ eine erste Erwähnung bei Ehrlich

& Ehrlich (1981) und wurde durch die Veröffentlichungen von Daily (1997), durch das Millennium Ecosystem Assessment (MA 2005) bis zu den europäischen Initiativen wie MAES (Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services) (Maes et al. 2012) auf die umweltwissenschaftliche Agenda gesetzt. In den letzten Jahren wuchs auch die politische Wahrnehmung des ÖSL-Konzeptes in erheblichem Umfang. Auf globaler Ebene wurde in der Neuauflage der Convention of Biological Diversity im Jahre 2010 (CBD 2010) zusätzlich zum Erhalt der Biodiversität auch der Erhalt von ÖSL als Ziel formuliert. Der Weltbiodiversitätsrat der Vereinten Nationen (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES)) treibt konzeptionelle und methodische Neuerungen zur Erfassung und Bewertung von ÖSL voran (z. B. Diaz et al. 2018) und veröffentlicht wegweisende Sachstandsberichte zum Zustand der Ökosysteme und zu möglichen Handlungsoptionen (z. B. IPBES 2019). Parallel sind auf europäischer Ebene die Mitgliedstaaten aufgefordert, neben dem Status der Ökosysteme auch die ÖSL zu erfassen (European Commission 2011), was bereits in der Entwicklung von Ansätzen für eine nationale Bewertung von Ökosystemen und ihren Leistungen in mehreren Ländern inklusive Deutschland mündete (Albert et al. 2015, 2017, Grunewald et al. 2017, Schröter et al. 2016).

In den aktuellen rechtlichen Rahmenbedingungen stehen noch immer einzelne sektorale Ziele im Fokus und der Begriff ÖSL wird bisher nicht explizit erwähnt (Kistenkas & Bouwma 2018). Jedoch sind mit der Sicherung der „Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts“ sowie der „Vielfalt, Eigenart und Schönheit sowie der Erholungswert von Natur und Landschaft“ im Bundesnaturschutzgesetz gleich mehrere ÖSL implizit angesprochen. Auch in der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) wird der Begriff ÖSL nicht explizit genannt, obwohl vielfältige direkte und indirekte Verbindungen zwischen den konkret formulierten Zielen der WRRL und dem ÖSL-Ansatz existieren (Vlachopoulou et al. 2014). Mit der Änderung des deutschen Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) 2016 begannen auch auf der Ebene der WRRL-Planungseinheiten Diskussionen zur Bedeutung und Tragweite der Begriffe „Wasserdienstleistungen und Wassernutzungen“. Für die Berücksichtigung von „*Wasserdienstleistungen sowie andere Handlungen mit Auswirkung auf den Zustand eines Gewässers*“ (§ 3 WHG) sowie von sozialen, ökologischen und wirtschaftlichen Auswirkungen (§6a Abs. 4 WHG) bietet der ganzheitliche Ansatz des ÖSL-Konzepts eine geeignete Grundlage (Podschun et al. 2018b). In der Praxis kann der ÖSL-Ansatz den Planungs- und Entscheidungsprozess durch die Identifizierung und Implementierung von multifunktionellen und effizienten Auen- und Gewässerschutzmaßnahmen unterstützen (Schindler et al. 2014, 2016). Indem der ÖSL-Ansatz versorgende, regulative und kulturelle ÖSL einschließt, ergibt sich eine breitere fachliche Perspektive und damit Diskussionsgrundlage für die Bewertung von Handlungsmöglichkeiten. Dies ermöglicht es, Optionen zu identifizieren, die über die Ziele der WRRL hinaus einen Mehrwert generieren (Vlachopoulou et al. 2014), und so beispielweise über eine integrierte Betrachtung von Fluss und Aue Maßnahmen der WRRL mit denen der Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie in Einklang zu bringen (Hornung et al. 2019). Sowohl der Maßnahmennutzen für den Menschen als auch die potentiellen Einflüsse auf andere Zielsetzungen können über die Veränderung der ÖSL dargestellt werden und somit die bestehenden fachlichen Bewertungen und Begründungen sinnvoll ergänzen. In der Folge können partizipative Planungsprozesse erleichtert und die öffentliche Akzeptanz erhöht werden (Schindler et al. 2016, Vlachopoulou et al. 2014).

Um die Nutzung des ÖSL-Ansatzes in der Anwendung voranzutreiben, haben es sich in den letzten Jahren verschiedene internationale Initiativen zum Ziel gesetzt, durch eine einheitlichere Herangehensweise ÖSL-Einzelfallstudien vergleichbarer zu gestalten (bspw. MAES und CICES - Common International Classification of Ecosystem Services) (Haines-Young & Potschin 2013, Maes et al. 2012). Gleichzeitig ist allerdings eine auf die spezifischen Eigenschaften der Landschaften und den kulturellen Kontext angepasste Ausrichtung des Konzeptes wichtig, um die Anwendbarkeit

unter den rechtlichen Rahmenbedingungen sicherzustellen, das sektorenspezifische Wissen aufzugreifen sowie vor diesem Hintergrund die relevanten ÖSL und die geeigneten Methoden zu deren Erfassung auswählen zu können (Febria et al. 2015, Primmer & Furman 2012, Saarikoski et al. 2015). In Bezug auf die Erfassung und Bewertung von ÖSL hat sich die Forschungslandschaft von ersten Studien zu einzelnen ÖSL mehr und mehr in die Richtung der Untersuchung von vielfältigen ÖSL und deren Interaktion weiterentwickelt, d. h. insbesondere in der Darstellung von Synergien und Trade-Offs (Howe et al. 2014). Während hierzu bereits einige Anwendungsbeispiele im urbanen oder ländlichen Kontext vorliegen (Fagerholm et al. 2016, Haase et al. 2014, Luederitz et al. 2015), sind Anwendungen im Gewässer- und Auenkontext noch vergleichsweise selten oder selektiv (Bouwma et al. 2018, Harrison-Atlas et al. 2016, Posthumus et al. 2010, Schindler et al. 2014) und es fehlen Ansätze, die ökosystemübergreifend (d. h. terrestrisch, aquatisch, semiaquatisch, marin) angewandt werden können (Portman 2013, Primmer & Furman 2012).

Vor diesem Hintergrund wurde im Projekt RESI das ÖSL-Konzept sowie die CICES-Klassifikation für die Anwendung in Flusslandschaften angepasst und auf der Grundlage von bestehenden Datensätzen (wie z. B. aus dem WRRL- und Fauna-Flora-Habitat (FFH)-Monitoring oder räumlichen Informationen wie Bodenkarten oder Landnutzungsdaten) Methoden zur Erfassung und Bewertung der verschiedenen ÖSL entwickelt.

3 Methodische Grundlagen der Erfassung und Bewertung von ÖSL im RESI

Als Grundlage für eine umfassende Erfassung der vielfältigen ÖSL wurden im Projekt RESI zunächst im Rahmen eines interdisziplinären Diskussionsprozesses der konzeptionelle Ansatz, die ÖSL-Klassifikation, die räumliche Skala sowie die Bewertungsskala festgelegt. Als Resultat wurden insgesamt 27 für Fluss- und Auensysteme relevante ÖSL identifiziert und inhaltlich definiert (Tab. 1). Diese RESI-Klassifikation greift die drei weithin etablierten ÖSL-Hauptgruppen der versorgenden, regulierenden und kulturellen ÖSL auf. Dabei wurden potentielle Doppelerfassungen sowie die Datenverfügbarkeit berücksichtigt. Auf die spezifischen Definitionen und Hintergründe der einzelnen ÖSL für die Erfassungs- und Bewertungsmethoden wird in den nachfolgenden Beiträgen (in diesem Buch) im Detail eingegangen.

In Bezug auf das ÖSL-Konzept wird im RESI-Projekt zwischen bereitgestellten und genutzten ÖSL unterschieden sowie der menschliche Einfluss zur Nutzbarmachung der ÖSL berücksichtigt (Podschun et al. 2018a). Bereitgestellte ÖSL umfassen alle Beiträge des Ökosystems, die Menschen heute oder zukünftig nutzen könnten, aber nicht zwangsweise derzeit genutzt werden (von Haaren et al. 2014). Dementsprechend beschreiben bereitgestellte ÖSL die Leistungsfähigkeit oder das Angebot an ÖSL (Burkhard et al. 2014). Genutzte ÖSL werden direkt von Menschen konsumiert oder in Anspruch genommen (von Haaren et al. 2014). Sie beschreiben den de facto genutzten Teil der Gesamtheit der ÖSL in einer bestimmten Fläche zu einer bestimmten Zeit (Burkhard et al. 2014) oder auch durch gesetzliche Regelungen zu schützende Funktionen und Leistungen. Diese Differenzierung ermöglicht tiefere planerische Diskussionen, z. B. wenn genutzte und bereitgestellte ÖSL bei Vorhaben nicht übereinstimmen (Podschun et al. 2018a).

Tab. 1: Die RESI-Klassifikation der in Flüssen und Auen relevanten Ökosystemleistungen (ÖSL) im mitteleuropäischen Kontext. Die Farben grenzen die Hauptgruppen der versorgenden, regulierenden und kulturellen ÖSL ab. * kennzeichnet potentielle Überlappungen, die bei der Erfassung und Bewertung zu berücksichtigen sind.

Hauptgruppe	Subgruppe bzw. Klasse	Ökosystemleistungen	Kurzbeschreibung der ÖSL
Versorgung	Nahrungsmittel	Kulturpflanzen	Landwirtschaftliche Kulturpflanzen (z. B. Getreide, Knollenfrüchte, Gemüse, Obst)
		Pflanzliche Biomasse für den Einsatz in der Landwirtschaft	Futterpflanzen (Ackerfutter, aus Wiesen und Weiden stammendes Futter) als Grundlage der Erzeugung tierischer Produkte (z. B. Milch, Fleisch)
		Wildtiere und Fische* (konsumtiv)	Wild und Fische für den Verzehr
		Trinkwasser (Oberflächenwasser)	Trinkwasser aus Oberflächenwasser
		Trinkwasser (Grundwasser)	Trinkwasser aus Grundwasser
	Rohstoffe	Pflanzliche Rohstoffe für Verarbeitung	Holz (aus Wald und Kurzumtriebsplantagen (KUP)) für Verarbeitungszwecke
		Brauchwasser in Industrie und Landwirtschaft (Oberflächen- und Grundwasser)	Kühlwasser, Bewässerungswasser
Energie	Pflanzliche Energierohstoffe aus Landwirtschaft, KUP, Holzwirtschaft	Land- und forstwirtschaftliche Biomasse (z. B. Mais, Raps, Holz) als Energierohstoff	
Regulation	Retention	Retention von organischem C	<ul style="list-style-type: none"> • (Temporärer) Rückhalt von organischem C durch Aufnahme in stationäre Biomasse (z. B. Assimilation von Muscheln/Biofilm) oder durch Aufnahme in Sedimente (Deposition) • Dauerhafte Entfernung von organischem C durch Respiration • Mikrobieller Abbau organischer Schadstoffe
		Retention von N	<ul style="list-style-type: none"> • (Temporärer) Rückhalt von N durch Aufnahme in stationäre Biomasse (z. B. Assimilation von Muscheln / Biofilm, Makrophyten) oder durch Aufnahme in Sedimente (Deposition) • (Temporärer) Rückhalt von anorg. N durch Aufnahme in pelagische Biomasse (Assimilation von Phytoplankton, Zooplankton) • Dauerhafte Entfernung von N durch Denitrifikation in Fluss und Auen als Beitrag zur Wasserreinigung
		Retention von P	<ul style="list-style-type: none"> • (Temporärer) Rückhalt von P durch Aufnahme in stationäre Biomasse (z. B. Assimilation von Muscheln/Biofilm, Makrophyten) oder durch Aufnahme in Sedimente von Fluss und Aue (Deposition) • (Temporärer) Rückhalt von anorg. P durch Aufnahme in pelagische Biomasse (Assimilation von Phytoplankton, Zooplankton)

Fortsetzung Tab. 1

Hauptgruppe	Subgruppe bzw. Klasse	Ökosystemleistungen	Kurzbeschreibung der ÖSL (deutsch)
	Globales Klima	Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung	<ul style="list-style-type: none"> • Verminderung von anoxischem C-Abbau (CH₄ Emission) • Verminderung von unvollständigem anoxischem N-Abbau (N₂O Emission) • Rückhalt von CO₂ durch Aufnahme in Biomasse (Nettoprimärproduktion / Assimilation) → Kohlenstoffsequestrierung 1) in Auenvegetation und Auenböden (oberirdisch in toter und lebender Biomasse und unterirdisch im Boden); 2) temporärer Rückhalt durch Aufbau von Biomasse in Flüssen und an Flussufern (z. B. Phytoplankton, annuelle Makrophyten etc.). Hier teilweise Trade Off mit Eutrophierung
Regulation	Extremabfluss	Hochwasserregulation	Drosselung des Hochwasserabflusses und Absenkung des Hochwasserscheitels: Wellenabflachung (durch Ausuferung/Überflutung wird Rückhaltevolumen genutzt, Fluss-/Auenmorphologie erzeugt Rauigkeit)
		Niedrigwasserregulation	Niedrigwasserausgleich durch Aquiferentlastung, hydrologische Selbstregulation durch Makrophytenaufwuchs und Morphologie (Dämpfung des Wasserstandsabfalls)
	Entwässerung	Vorflut	Möglichkeit, dass Wasser im natürlichen Gefälle abfließen kann und von Vorflutern (Gewässern) aufgenommen und fortgeführt wird
	Sedimente (inkl. Schwebstoffe)	Sedimentregulation	Ausgleich von örtlichem Überangebot oder Mangel an Sediment durch infolge linien- und flächenhafter Erosion oder Ablagerung (in Flussgerinnen, Flussdeltas, an Stränden)
		Bodenbildung in Auen	Sedimentinduzierte Bodenbildung (vor allem infolge Schwebstoffsedimentation)
	Regional-/Lokalklima	Kühlwirkung (Gewässer und Böden)	Kühleffekt infolge Verdunstung durch die latente Verdunstungswärme (Relevanz im Sommerhalbjahr)
		Habitatbereitstellung*	Betrachtet die funktionelle und strukturelle Qualität flussauentypischer Habitate, Lebensgemeinschaften und Arten, die als Grundlage vielfältiger menschlicher Nutzungen dienen. Die Habitate mit ihrer naturraumtypischen Vielfalt der Tier- und Pflanzengemeinschaften der Natur- und Kulturlandschaft sind Ausdruck der charakteristischen Standortverhältnisse von Flusslandschaften.
Kultur		Landschaftsbild*	Die Ästhetik der Landschaft charakterisiert durch ihre Vielfalt, Eigenart und Natürlichkeit
		Natur- und Kulturerbe*	Gesamtheit von materiellen Objekten sowie gedankliche und kulturelle Reflexion materieller Naturgüter durch den Menschen und lebendige kulturelle Ausdrucksformen
		Unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft	Erleben von Tieren, Pflanzen und Landschaften (z. B. Naturbeobachtung, Aufenthalt in der Flusslandschaft zum Entspannen, Picknick, etc.)
		Wasserbezogene Aktivitäten	Baden, nichtmotorisiertes Bootfahren (Kanu, Kajak, etc.), motorisiertes Bootfahren (Ausflugsschiffahrt, Sportmotorboote etc.) und Angeln als spezifische, wasserbezogene Aktivitäten, die zum Zweck der Erholung stattfinden

Einführung

Die räumliche Skala der Erfassung wurde auf Grundlage von Fluss-Auen-Abschnitten nach Brunotte et al. (2009) definiert. Für diese wurde die morphologische Aue, d. h. der natürliche Überschwemmungsbereich des Flusses, in 1-km Fluss-Auen-Segmente (quer zur Gewässerachse) gegliedert. Diese Segmente sind zunächst in den Fluss, die in ihrer Breite beidseitig angrenzende, aktuell überflutbare rezente Aue und die vom Überflutungsregime durch Deiche entkoppelte Altaue unterteilt. Die daraus entstandenen kleinsten räumlichen Einheiten werden in Anlehnung an Scholz et al. (2012) als Fluss-Auen-Kompartimente bezeichnet (Abb. 1). Für diese Fluss-Auen-Segmente bzw. Kompartimente werden die ÖSL auf einer fünfstufigen Bewertungsskala von 1 (sehr gering bis fehlend) bis 5 (sehr hoch) abgebildet. Diese Bewertungsskala ist einerseits in ihrem Detaillierungsgrad kompatibel für die Bewertung aller betrachteten ÖSL und ermöglicht andererseits eine anschauliche Visualisierung in Form von Karten. Auf diese Weise können mit dem RESI bestehende Datenbestände (z. B. Wasserqualitätsmonitoring, FFH-Monitoring, Boden- und Landnutzungsdaten etc.) zusammengeführt und integriert bewertet werden. Der Index selbst führt die individuellen ÖSL auf der Ebene der Fluss-Auen-Segmente zusammen und erlaubt somit eine Abschätzung, die je nach Kontext auf Grundlage der Summe der ÖSL Bewertungen (RESI-Summenindex), dem Mittelwert aller Bewertungen (RESI-Mittelwert) oder dem Verhältnis aus hoch und niedrig bewerteten ÖSL (RESI-Multifunktionalitätsindex) erfolgen kann (Podschun et al. 2018a).

Der RESI-Ansatz ermöglicht es, vielfältiges sektorales Wissen und vorhandene Datensätze für die Anwendung aufzubereiten, um so die Gestaltung von integrativen Managementoptionen zu erleichtern. Hierfür wurden die Methoden zur Erfassung und Bewertung der individuellen ÖSL in einheitlichen Indikatoren-Kennblättern im RESI-Anwendungshandbuch übersichtlich und nachvollziehbar für die praktische Anwendung aufbereitet (Podschun et al. 2018a). Die hier vorliegende Veröffentlichung ergänzt nun detailliert die zugrundeliegenden fachlichen Hintergründe und methodischen Überlegungen zur Quantifizierung und Bewertung ausgewählter ÖSL in Flüssen und Auen.

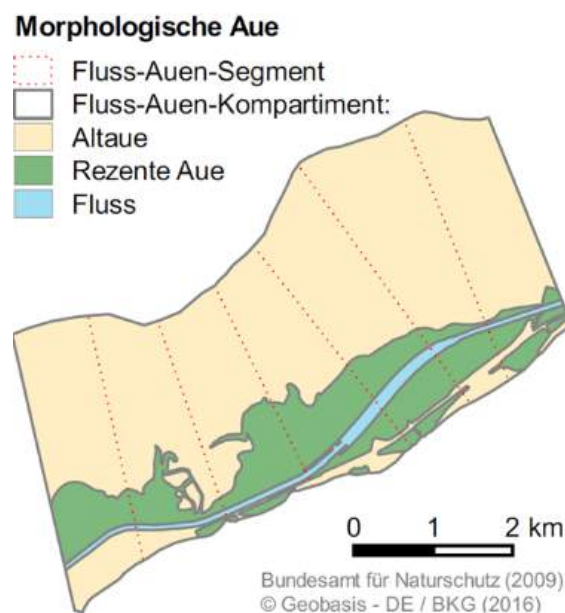


Abb. 1: Schematische Darstellung der morphologischen Aue mit ihren Kompartimenten Fluss, rezente Aue und Altaue (verändert nach Brunotte et al. 2009, Abbildung aus Podschun et al. 2018a).

4 Aufbau des Buches

Den Rahmen für die Entwicklung von Indikatoren stellt die Auseinandersetzung mit dem Wirkgefüge aus ÖSL, Nutzungen und menschlichem Wohlergehen dar, das durch direkte und indirekte Faktoren beeinflusst wird. Der Beitrag von **Fischer-Bedtke et al. 2020a** stellt den Stand des Wissens über die Auswirkungen direkter und indirekter Einflussfaktoren auf die ÖSL in Flusslandschaften dar.

Im Beitrag von **Dehnhardt et al. 2020** werden die Methoden der Quantifizierung und Bewertung versorgender ÖSL vorgestellt. Für Quantifizierung und Bewertung der regulierenden ÖSL wird in den Themenkomplexen **Stofftransport (Mehl et al. 2020a)**, **Stoffmetabolisierung (Ritz et al. 2020)** und **Habitatbereitstellung (Scholz et al. 2020, Fischer-Bedtke et al. 2020b, Nissl et al. 2020, Rumm et al. 2020, Stammel et al. 2020)** eingegangen. **Mehl et al. (2020a)** geben eine Beschreibung der Überlegungen und fachlichen Hintergründe zur Erfassung der ÖSL Hoch- und Niedrigwasser- sowie Sedimentregulation, Bodenbildung, Rückhalt von Treibhausgasen und Kühlwirkung. **Ritz et al. (2020)** beschreiben die Quantifizierung der Nährstoffretention in Hauptlauf, Nebenflüssen und Aue sowie die Herleitung der Klassengrenzen, die es ermöglicht die Nährstoffretention vergleichend zu bewerten. **Scholz et al. (2020)** und **Fischer-Bedtke et al. (2020b)** gehen im Detail auf die Erfassung der ÖSL Habitatbereitstellung ein, für die ein bundesweiter sowie detaillierter regionaler Ansatz in der Aue entwickelt wurde. Letzterer ermöglicht es, die Aue und den Fluss zu betrachten sowie spezifisch die floristische Ausstattung (**Stammel et al. 2020**) und die Molluskenfauna (**Rumm et al. 2020**) miteinzubeziehen. Für die Bewertung der Habitatbereitstellung im Fluss wurde ein aquatischer Index entwickelt und im Beitrag **Nissl et al. 2020** dargestellt. Die Regeln für die Berechnung des Habitatindex in der Aue für verschiedene Handlungsoptionen werden in **Damm et al. (2020a)** aufgezeigt.

Thiele et al. (2020) stellen die Indikatoren-Entwicklung zur Erfassung und Quantifizierung kultureller ÖSL vor. Ihr Bewertungsverfahren liefert sowohl einen bundesweiten als auch einen lokalen Bewertungsansatz. Gleichzeitig unterscheidet das Bewertungsverfahren von **Thiele et al. (2020)** zwischen der Bereitstellung, dem menschlichen Einfluss und der tatsächlichen Nutzung kultureller ÖSL.

Der detaillierten Darstellung der Methoden folgen ausgewählte Ergebnisse zur Anwendung des RESI in den Modellregionen Oberrhein (**Damm et al. 2020b**), Nebel (**Mehl et al. 2020b**), Nahe (**Fischer-Bedtke et al. 2020c**) und Donau (**Gelhaus et al. 2020**).

5 Literaturverzeichnis

- Albert, C., Burkhard, B., Daube, S., Dietrich, K., Engels, B., Frommer, J., Götzl, M., Gret-Regamey, A., Job-Hoben, B., Keller, R., Marzelli, S., Moning, C., Müller, F., Rabe, S.-E., Ring, I., Schwaiger, E., Schweppe-Kraft, B. & Wüstemann, H. (2015): Empfehlungen zur Entwicklung bundesweiter Indikatoren zur Erfassung von Ökosystemleistungen. – BfN-Skripten 410, 53 S.
- Albert, C., Neßhöver, C., Schröter, M., Wittmer, H., Bonn, A., Burkhard, B., Dauber, J., Döring, R., Fürst, C., Grunewald, K., Haase, D., Hansjürgens, B., Hauck, J., Hinzmann, M., Koellner, T., Plieninger, T., Rabe, S.-E., Ring, I., Spangenberg, J. H., Stachow, U., Wüstemann, H. & Görg, C. (2017): Towards a National Ecosystem Assessment in Germany: A Plea for a Comprehensive Approach. *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society* 26(1): 27-33.
- Bastian, O. & Schreiber, K.-F. (1999): Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft. 2. Aufl. Heidelberg/Berlin: Spektrum-Verlag.
- Bouwma, I., Schleyer, C., Primmer, E., Winkler, K. J., Berry, P., Young, J., Carmen, E., Špulerová, J., Bezák, P., Preda, E. & Vadineanu, A. (2018): Adoption of the ecosystem services concept in EU policies. – *Ecosystem Services* 29: 213-222.
- Brunotte, E., Dister, E., Günther-Diringer, D., Koenzen, U. & Mehl, D. (2009): Flussauen in Deutschland. Erfassung und Bewertung des Auenzustandes, Schriftenr. – Naturschutz und biologische Vielfalt 87, 141 S., Kartenband.
- Buchwald, K. & Engelhardt, W. (1978): Die Belastung der Umwelt. In: Buchwald, K. & Engelhardt, W. (Hrsg.): Handbuch für Planung, Gestaltung und Schutz der Umwelt. Bd. 2, BLV, München, 432 S.
- Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y. & Müller, F. (2014): Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands – Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification. *Landscape Online*: 1-32.
- CBD (Convention on Biological Diversity) (2010): Convention on Biological Diversity. <https://www.cbd.int/decisions/cop/?m=cop-10> (Stand: 16.11.2020)
- Daily, G. C. (1997): *Nature's Services - Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washigton, DC: Island Press.
- de Groot, R. S. (1987): Environmental functions as a unifying concept for ecology and economics. *Environmentalist* 7: 105–109.
- Damm, C., Gerstner, L., Fischer-Bedtke, C., Francis, F., Gelhaus, M., Rumm, A., Stammel, B. & Scholz, M. (2020a): Regelwerk für Maßnahmen in den Modellgebieten für den Habitatindex. In diesem Buch.
- Damm, C., Lotti, J., Fischer-Bedtke, C., Foeckler, F., Gelhaus, M., Rumm, A., Scholz, M., Stammel, B. & Gerstner, L. (2020b): Anwendung des RESI Habitatindex für die Modellregionen am Oberrhein. In diesem Buch.
- Dehnhardt, A., Rayanov, M., Hartje, V., Sander, A., Horlitz, T. & Benner, T. (2020): Quantifizierung und Bewertung versorgender Ökosystemleistungen. In diesem Buch.
- Diaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martin-Lopez, B., Watson, R. T., Molnar, Z., Hill, R., Chan, K. M. A., Baste, I. A., Brauman, K. A., Polasky, S., Church, A., Lonsdale, M., Larigauderie, A., Leadley, P. W., van Oudenhoven, A. P. E., van der Plaats, F., Schroter, M., Lavorel, S., Aumeeruddy-Thomas, Y., Bukvareva, E., Davies, K., Demissew, S., Erpul, G., Failler, P., Guerra, C. A., Hewitt, C. L., Keune, H., Lindley, S. & Shirayama, Y. (2018): Assessing nature's contributions to people. – *Science*, 359(6373): 270-272.
- European Commission (2011): Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020. <http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/comm2006/> (Stand: 22.11.2020)

- Ehrlich, P. & Ehrlich, A. (1981): *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. New York: Random House.
- Fagerholm, N., Torralba, M., Burgess, P. J. & Plieninger, T. (2016): A systematic map of ecosystem services assessments around European agroforestry. – *Ecological Indicators* 62: 47-65.
- Febria, C. M., Koch, B. J. & Palmer, M. A. (2015). Operationalizing an ecosystem services-based approach for managing river biodiversity. In: Martin-Ortega, J., Ferrier, R. C., Gordon, I. J. & Khan, S. (Hrsg.): *Water Ecosystem Services – A Global Perspective*. – Cambridge University Press: 26-34.
- Fischer-Bedtke, C., Vilović, V., Podschun, S. A., Albert, C., Damm, C., Fischer, H., Foeckler, F., Gelhaus, M., Volkmar Hartje, 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. & Dehnhardt, A. (2020a): Ökosystemleistungen der Flüsse und ihrer Auen: Einflussfaktoren und Nutzungen. In diesem Buch.
- Fischer-Bedtke, C., Rumm, A., Damm, C., Foeckler, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Kasperidus, H., Stammel, B. & Scholz, M. (2020b): Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung – Detailansatz für die Aue. In diesem Buch.
- 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., Venohr, M., Wildner, M. & Mehl, D. (2020c): Ergebnisse der ÖSL-Quantifizierung und -bewertung bei Umsetzung typspezifischer Gewässerentwicklungsflächen an der Nahe von Hoppstädten-Weiersbach bis zur Mündung in den Rhein bei Bingen. In diesem Buch.
- Gelhaus, M., Podschun, S. A., Albert, C., Becker, A., Chakhvashvili, E., Fischer-Bedtke, C., Fischer, H., Damm, C., Gerstner, L., Hoffmann, T. G., Iwanowski, J., Kasperidus, H. D., Linnemann, K., Mehl, D., Pusch, M., Rayanov, M., Ritz, S., Rumm, A., Sander, A., Scholz, M., Schulz-Zunkel, C., Thiele, J., Venohr, M., von Haaren, C., Wildner, M. & Stammel, B. (2020): Ergebnisse der ÖSL-Quantifizierung und -bewertung für geplante Hochwasserschutzmaßnahmen an der Donau von der Iller- bis zur Lechmündung. In diesem Buch.
- Grunewald, K., Syrbe, R.-U., Walz, U., Richter, B., Meinel, G., Herold, H. & Marzelli, S. (2017): Germany's Ecosystem Services – State of the Indicator Development for a Nationwide Assessment and Monitoring. – *One Ecosystem* 2: e14021.
- Haase, D., Larondelle, N., Andersson, E., Artmann, M., Borgstrom, S., Breuste, J., Gomez-Baggethun, E., Gren, A., Hamstead, Z., Hansen, R., Kabisch, N., Kremer, P., Langemeyer, J., Rall, E. L., McPhearson, T., Pauleit, S., Qureshi, S., Schwarz, N., Voigt, A., Wurster, D. & Elmqvist, T. (2014): A quantitative review of urban ecosystem service assessments: concepts, models, and implementation. – *Ambio* 43(4): 413-433.
- Haber, W. (1979): Theoretische Anmerkungen zur 'ökologischen Planung'. *Verhandlungen der – Gesellschaft für Ökologie* 7: 19-30.
- Haines-Young, R. & Potschin, M. (2013). *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES)*, Version 4.3. Retrieved 09.10.2015, from EEA
- Harrison-Atlas, D., Theobald, D. M. & Goldstein, J. H. (2016): A systematic review of approaches to quantify hydrologic ecosystem services to inform decision-making. – *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 12(3): 160-171.
- Hornung, L. K., Podschun, S. A. & Pusch, M. (2019): Linking ecosystem services and measures in river and floodplain management. – *Ecosystems and People* 15(1): 214-231.
- Howe, C., Suich, H., Vira, B. & Mace, G. M. (2014): Creating win-wins from trade-offs? Ecosystem services for human well-being: A meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world. – *Global Environmental Change* 28(1): 263-275.

- IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services) (2019): Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Díaz, S., Settele, J., Brondízio E. S. Ngo, E. S., H. T., Guèze, M., Agard, J., Arneeth, A., Balvanera, P., Brauman, K. A., Butchart, S. H. M., Chan, K. M. A., Garibaldi, L. A., Ichii, K., Liu, J., Subramanian, S. M., Midgley, G. F., Miloslavich, P., Molnár, Z., Obura, D., Pfaff, A., Polasky, S., Purvis, A., Razzaque, J., Reyers, B., Roy Chowdhury R., Shin, Y. J., Visseren-Hamakers, I. J., Willis, K. J. & Zayas C. N. (Hrsg.). – IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 S.
- Jessel, B. & Tobias, K. (2002). Ökologisch orientierte Planung: eine Einführung in Theorien, Daten und Methoden. Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer, 470 S.
- Kistenkas, F. H. & Bouwma, I. M. (2018): Barriers for the ecosystem services concept in European water and nature conservation law. *Ecosystem Services*, 29: 223-227.
- Luederitz, C., Brink, E., Gralla, F., Hermelingmeier, V., Meyer, M., Niven, L., Panzer, L., Partelow, S., Rau, A.-L., Sasaki, R., Abson, D. J., Lang, D. J., Wamsler, C., & von Wehrden, H. (2015): A review of urban ecosystem services: six key challenges for future research. – *Ecosystem Services* 14: 98-112.
- MA (Millennium ecosystem assessment) (2005): Millenium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Washington, D.C.
- Maes, J., Egoh, B., Willemen, L., Liqueste, C., Vihervaara, P., Schägner, J. P., Grizzetti, B., Drakou, E. G., Notte, A. L., Zulian, G., Bouraoui, F., Luisa Paracchini, M., Braat, L. & Bidoglio, G. (2012): Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. – *Ecosystem Services* 1(1): 31-39.
- Mehl, D., Hoffmann, T. G., & Iwanowski, J. (2020a): Quantifizierung und Bewertung regulativer Ökosystemleistungen: Quantifizierung und Bewertung regulativer Ökosystemleistungen: Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung, Hochwasser-, Niedrigwasser- und Sedimentregulation, Bodenbildung in Auen sowie Kühlwirkung der Gewässer und terrestrischen Böden. In diesem Buch.
- Mehl, D., Fischer-Bedtke, C., Damm, C., Gelhaus, M., Gerstner, L., Hoffmann, T. G., Iwanowski, J., Podschun, S. A., Rumm, A., Scholz, M. & Stammel, B. (2020b): Ergebnisse der Quantifizierung und Bewertung von Ökosystemleistungen vor und nach der Renaturierung der Nebel. In diesem Buch.
- Niemann, E. (1977): Eine Methode zur Erarbeitung der Funktionsleistungsgrade von Landschaftselementen. – *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* 17: 119-157.
- Nissl, M., Stammel, B., Lentz, A., Foeckler, F., Fischer-Bedtke, C., Damm, C., Gelhaus, M., Gerstner, L., Kasperidus, H. D., Scholz, M. & Rumm, A. (2020): Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung im Fluss – AquaRESI. In diesem Buch.
- Podschun, S. A., Albert, C., Costea, G., Damm, C., Dehnhardt, A., Fischer, C., Fischer, H., Foeckler, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Hartje, V., Hoffmann, T. G., Hornung, L., Iwanowski, J., Kasperidus, H. D., Linnemann, K., Mehl, D., Rayanov, M., Ritz, S., Rumm, A., Sander, A., Schmidt, M., Scholz, M., Schulz-Zunkel, C., Stammel, B., Thiele, J., Venohr, M., von Haaren, C., Wildner, M. & Pusch, M. (2018a): RESI - Anwendungshandbuch: Ökosystemleistungen von Flüssen und Auen erfassen und bewerten. – IGB-Berichte Heft 31/2018, 187 S. + XI
- Podschun, S. A., Thiele, J., Dehnhardt, A., Mehl, D., Hoffmann, T. G., Albert, C., Von Haaren, C., Deutschmann, K., Fischer, C., Scholz, M., Costea, G. & Pusch, M. (2018b): Das Konzept der Ökosystemleistungen - eine Chance für integratives Gewässermanagement. – *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 62 (6): 453-468.
- Portman, M. E. (2013): Ecosystem services in practice: Challenges to real world implementation of ecosystem services across multiple landscapes – A critical review. – *Applied Geography* 45: 185-192.

- Posthumus, H., Rouquette, J. R., Morris, J., Gowing, D. J. G. & Hess, T. M. (2010): A framework for the assessment of ecosystem goods and services; a case study on lowland floodplains in England. – *Ecological Economics* 69(7): 1510-1523.
- Primmer, E. & Furman, E. (2012): Operationalising ecosystem service approaches for governance: Do measuring, mapping and valuing integrate sector-specific knowledge systems? – *Ecosystem Services* 1(1): 85-92.
- Ritz, S., Linnemann, K., Becker, A., Kasperidus, H. D., Scholz, M., Schulz-Zunkel, Venohr, M., Wildner, M. & Fischer, H. (2020): Quantifizierung und Bewertung regulativer Ökosystemleistungen: Retention. In diesem Buch.
- Rumm, A., Scholz, M., Stammel, B., Fischer-Bedtke, C., Damm, C., Gelhaus, M., Gerstner, L. & Foeckler, F. (2020): Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung anhand der Molluskenfauna - Mollix. In diesem Buch.
- Saarikoski, H., Jax, K., Harrison, P. A., Primmer, E., Barton, D. N., Mononen, L., Vihervaara, P. & Furman, E. (2015): Exploring operational ecosystem service definitions: The case of boreal forests. *Ecosystem Services* 14: 144-157.
- Schindler, S., O'Neill, F. H., Biró, M., Damm, C., Gasso, V., Kanka, R., van der Sluis, T., Krug, A., Lauwaars, S. G., Sebesvari, Z., Pusch, M., Baranovsky, B., Ehlert, T., Neukirchen, B., Martin, J. R., Euller, K., Mauerhofer, V. & Wrбка, T. (2016): Multifunctional floodplain management and biodiversity effects: a knowledge synthesis for six European countries. *Biodiversity and Conservation* 25(7): 1349-1382.
- Schindler, S., Sebesvari, Z., Damm, C., Euller, K., Mauerhofer, V., Schneidergruber, A., Biró, M., Essl, F., Kanka, R., Lauwaars, S. G., Schulz-Zunkel, C., van der Sluis, T., Kropik, M., Gasso, V., Krug, A., T. Pusch, M., Zulka, K. P., Lazowski, W., Hainz-Renetzeder, C., Henle, K. & Wrбка, T. (2014): Multifunctionality of floodplain landscapes: relating management options to ecosystem services. *Landscape Ecology* 29(2): 229-244.
- 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., Fischer-Bedtke, C., Rumm, A., Damm, C., Foeckler, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Kasperidus, H.D., Stammel, B. & Henle, K. (2020): Analyse und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung“ – bundesweiter Ansatz für die Aue. In diesem Buch.
- Schröter, M., Albert, C., Marques, A., Tobon, W., Lavorel, S., Maes, J., Brown, C., Klotz, S., & Bonn, A. (2016): National Ecosystem Assessments in Europe: A Review. – *BioScience* 66(10): 813-828.
- Stammel, B., Damm, C., Fischer-Bedtke, C., Francis, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Horchler, P. Rumm, A. & Scholz, M. (2020a): Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung anhand der floristischen Ausstattung – Florix. In diesem Buch
- TEEB DE (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) (2015): *Naturkapital und Klimapolitik Synergien und Konflikte* Berlin, Hrsg. von Hartje, V., Wüstemann, H. & Bonn, A. Technische Universität Berlin, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ. Berlin, Leipzig, 216 S.
- Thiele, J., Albert, C. & von Haaren, C. (2020): Erfassung und Bewertung kultureller Ökosystemleistungen von Flusslandschaften. In diesem Buch.
- Vlachopoulou, M., Coughlin, D., Forrow, D., Kirk, S., Logan, P. & Voulvoulis, N. (2014): The potential of using the Ecosystem Approach in the implementation of the EU Water Framework Directive. – *Science of the Total Environment* 470: 684-694.

Einführung

von Haaren, C., Albert, C., Barkmann, J., de Groot, R. S., Spangenberg, J. H., Schröter-Schlaack, C. & Hansjürgens, B. (2014): From explanation to application: introducing a practice-oriented ecosystem services evaluation (PRESET) model adapted to the context of landscape planning and management. – *Landscape Ecology* 29(8): 1335-1346.

von Haaren, C. (Hrsg.) (2004): *Landschaftsplanung*. Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer, 528 S.

Ökosystemleistungen der Flüsse und ihrer Auen: Einflussfaktoren und Nutzungen

FISCHER-BEDTKE, C., VILOVIĆ, V., PODSCHUN, S. A., ALBERT, C., DAMM, C., FISCHER, H., FOECKLER, 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 Sohlschwelen 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

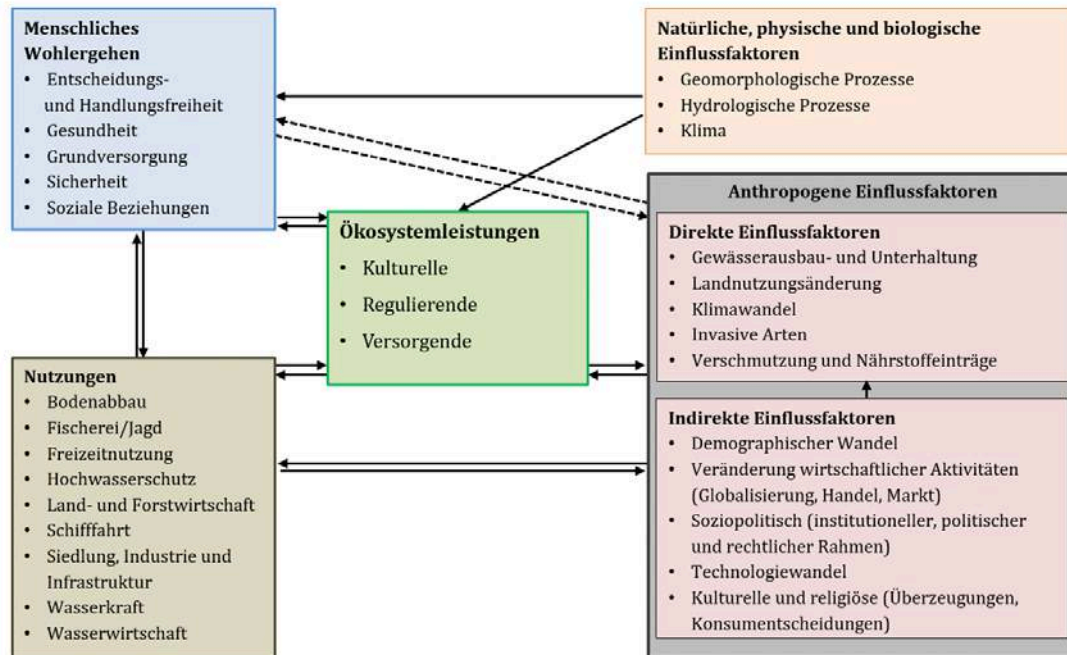


Abb. 1: Interaktionen zwischen Nutzungen, ÖSL, menschlichem Wohlbefinden sowie direkten, indirekten und natürlichen Einflussfaktoren in Fluss-Auen-Ökosystemen (Quelle: Eigene Darstellung nach MEA 2005). Gestrichelte Linie= indirekter Einfluss; durchgehende Linie= direkter Einfluss.

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).

Einflussfaktoren und Nutzungen

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)	○○	○○	○○	○	○○
	Habitatbereitstellung	○○○	○○○	○○○	○○	○○
Kultur	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 Vorausschätzung 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 industriebasierten 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 Millennium 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.

Einflussfaktoren und Nutzungen

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	Landnutzungsänderung	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

Einflussfaktoren und Nutzungen

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 Geschiebehalt 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 Geschiebehalt (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 flussautentypische Habitats (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 Uferrohr-, 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 & Zupke 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 autentypische 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 Flussautentyp 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 Luppe 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 auentypischen 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 (BMWi 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 Ulmensplinkkäfer 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 Erscheinungscharakter 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 Abwasser, 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 Arzneimittelrückständen 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).

Einflussfaktoren und Nutzungen

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. kolmatierte 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 (Blaualggen) 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, Conrath 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. Ausweicheung 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 invasive 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 (BMFWF 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 BMFWF 2012)

	Chancen	Risiken
Donautourismus	<ul style="list-style-type: none"> • Radfahren (verlängerte Trockenperioden) • Wandern (verlängerte Trockenperioden) • Flussschiffahrt statt Flugreisen 	<ul style="list-style-type: none"> • Häufigere Überschwemmungen • Beeinträchtigung der Donauschiffahrt durch Hochwasser bzw. Niederstände/-wasser • Hochwassereinfluss auf Radwegen, Fauna und Flora
Schutzgebieten-tourismus	<ul style="list-style-type: none"> • stärkere Nachfrage nach intakter Natur • längere Outdoor-Saison • Erhalt der Biodiversität 	<ul style="list-style-type: none"> • 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., Klavankova-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)
- BMWFW (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., Tollesfen, 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-Pressekonferenz 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., Verdonshot, 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. & Kühlborn, 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 Groenendael, 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. Pflanzenschutzd. 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

Einflussfaktoren und Nutzungen

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.

Quantifizierung und Bewertung versorgender Ökosystemleistungen

DEHNHARDT, A., RAYANOV, M., HARTJE, V., SANDER, A., HORLITZ, T. & T. BENNER

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	60
2	Methodisches Vorgehen am Beispiel der ÖSL Kulturpflanzen und Pflanzliche Biomasse aus der Klasse Nahrungsmittel.....	64
2.1	Einordnung der ÖSL	64
2.2	Stand der Forschung	65
3	Indikatoren zur Erfassung der bereitgestellten ÖSL Nahrungsmittel.....	68
3.1	Gegenüberstellung der Indikatoren.....	68
3.2	Berechnung des Indikators der bereitgestellten ÖSL Nahrungsmittel	71
4	Indikatoren zur Quantifizierung und Bewertung der genutzten ÖSL Kulturpflanzen und Pflanzliche Biomasse.....	72
5	Wasserbereitstellung.....	74
6	Literaturverzeichnis.....	75

1 Einleitung

Im Unterschied zu CICES (Common International Classification of Ecosystem Services) und anderen Klassifizierungen wurden für die Hauptgruppe der versorgenden Ökosystemleistungen (ÖSL) für den RESI Anpassungen vorgenommen. Es wurden die ÖSL mit Bezug zu Nahrungsmitteln, Rohstoffen und Energie ausgewählt, die an Flüssen und in Auen relevant sind (Tab. 1).

Tab. 1: Ökosystemleistungen der Ressourcenbereitstellung

Subgruppe bzw. Klasse	Ökosystemleistungen	Kurzbeschreibung der ÖSL
Nahrungsmittel	Kulturpflanzen	Landwirtschaftliche Kulturpflanzen (z. B. Getreide, Knollenfrüchte, Gemüse, Obst)
	Pflanzliche Biomasse für den Einsatz in der Landwirtschaft	Futterpflanzen (Ackerfutter, aus Wiesen und Weiden stammendes Futter) als Grundlage der Erzeugung tierischer Produkte (z. B. Milch, Fleisch)
	Wildtiere und Fische (konsumtiv)	Wild und Fische für den Verzehr
	Trinkwasser (Oberflächenwasser)	Trinkwasser aus Oberflächenwasser
	Trinkwasser (Grundwasser)	Trinkwasser aus Grundwasser
Rohstoffe	Pflanzliche Rohstoffe für Verarbeitung	Holz (aus Wald und Kurzumtriebsplantagen (KUP)) für Verarbeitungszwecke
	Brauchwasser in Industrie und Landwirtschaft (Oberflächen- und Grundwasser)	Kühlwasser, Bewässerungswasser
Energie	Pflanzliche Energierohstoffe aus Landwirtschaft, KUP, Holzwirtschaft	Land- und forstwirtschaftliche Biomasse (z. B. Mais, Raps, Holz) als Energierohstoff

Aufgrund ihrer geringen Relevanz in Deutschland werden innerhalb der Untergruppe Nahrungsmittel keine Wildpflanzen, Algen oder in-situ Aquakultur betrachtet. Auch Fisch und Wildtiere werden im RESI-Projekt nicht explizit betrachtet; allerdings ist deren Vorkommen stark mit den Indices für die Habitatfunktion verknüpft. Im Folgenden liegt der Fokus auf der landwirtschaftlichen Produktion auf Acker- und Grünlandflächen. Die CICES Begriffe „reared animals and their outputs“ („Tiere und tierische Produkte“ (z. B. Milch, Fleisch)) und „material from plants for agricultural use“ („Pflanzliche Rohstoffe für die landwirtschaftliche Erzeugung“ (Futtermittel)) werden zusammen als ÖSL Pflanzliche Biomasse betrachtet. Der Grund hierfür ist, dass Futterpflanzen (als Leistung des terrestrischen Ökosystems) lediglich eine intermediäre Leistung als Input zur Erzeugung der finalen und vom Menschen nachgefragten Leistung zur Verfügung stellen. Eine Erfassung einerseits der Bereitstellung von Futter (Dauergrünland) und andererseits der unter anderem auf dieser Grundlage erzeugten tierischen Produkte (Milch, Fleisch, Wolle) würde damit zu einer Doppelzählung der ÖSL führen. Im Bereich der ÖSL pflanzliche Rohstoffe für die Verarbeitung ist derzeit für den Auenbereich nur Holz als Rohstoff relevant, da der Industriepflanzenanbau auf landwirtschaftlicher Fläche weder deutschlandweit noch für die morphologische Aue Bedeutung hat. Auch hier ist eine Differenzierung zwischen Holz für die Verarbeitung und der energetischen Nutzung nicht flächenscharf möglich.

Für die Quantifizierung und (ökonomische) Bewertung der ÖSL Ressourcenbereitstellung (und die entsprechende Festlegung von Erfassungs- und Bewertungsindikatoren) ist die in RESI getroffene Unterscheidung zwischen bereitgestellten und genutzten (nachgefragten) ÖSL wesentlich, da nur die nachgefragten ÖSL ökonomisch bewertet werden können. Die Tabelle 2 zeigt die

identifizierten und **potenziell** nutzbaren Indikatoren für die Erfassung der ÖSL Ressourcenbereitstellung. Die erforderlichen Datengrundlagen zur Bewertung aller Indikatoren sind in den Modellregionen nur teilweise und in unterschiedlicher Aussagekraft und Aufbereitung verfügbar, so dass die Bewertung der landwirtschaftlichen Produktion im Vordergrund steht. Eine bundesweite, einheitliche Anwendung – wie für den RESI-Index erforderlich – lässt sich daher nur mit großem Aufwand realisieren.

Der räumliche Bezugsrahmen für die ÖSL Ressourcenbereitstellung sind einerseits das Fließgewässer und der Grundwasserkörper, andererseits – für die landnutzungsbasierten ÖSL – der Bereich rezente Aue und Altaue. Entsprechend der RESI-Festlegung werden – soweit möglich – die Indikatoren auf ein 1-km Fluss-Auen-Segment bezogen. Im Hinblick auf unterschiedliche Nutzungsoptionen (Szenarien) ist darüber hinaus die Unterscheidung zwischen rezenter Aue und Altaue als Kompartimente innerhalb der Segmente möglich.

In RESI werden unterschiedliche Modellregionen betrachtet (www.resi-project.info.de): Rhein, Donau, Elbe, Spree/Havel, Wupper, Nebel und Nahe. Die Erfassung und Quantifizierung der ÖSL erfolgte zunächst für die Modellregion Donau (Gelhaus et al. 2020 in diesem Buch).

Versorgende Ökosystemleistungen

Tab. 2: Indikatoren zur Erfassung und Bewertung der ÖSL Ressourcenbereitstellung

ÖSL	Indikator der bereitgestellten ÖSL	Indikator der genutzten ÖSL
Kulturpflanzen (Landwirtschaftliche Kulturpflanzen (z. B. Getreide, Hackfrüchte, Gemüse, Obst))	Natürliche Fruchtbarkeit des Bodens als Grundlage für die landwirtschaftliche Produktion von Nahrungsmitteln: <i>Ackerbauliches Ertragspotenzial des Bodens [Punkteskala]</i>	Kulturpflanzenerzeugung auf ackerbaulich genutzten Flächen (Bruttogrößen: Ertrag / Einsatz von Produktionsfaktoren / Externe Kosten): <i>Physische Flächenerträge [dt/ha*a] entsprechend der Anbauflächen landwirtschaftlicher Kulturen in morphologischer Aue [ha]</i> Rendite der Flächennutzung (ohne Flächenprämien): <i>Ertragsleistung [€/ha*a]</i> <i>Produktionskosten [€/ha*a]</i> <i>Externe Umweltkosten [€/ha*a]</i> Ökonomische Wertschöpfung über Pachtpreis: <i>Pachtzins [€/ha]</i>
Pflanzliche Biomasse für den Einsatz in der Landwirtschaft (Futterpflanzen (Ackerfutter, aus Wiesen und Weiden stammendes Futter) als Grundlage der Erzeugung tierischer Produkte (z. B. Milch, Fleisch))	Natürliche Fruchtbarkeit des Bodens als Grundlage für die landwirtschaftliche Produktion von Nahrungsmitteln: <i>Ackerbauliches Ertragspotenzial des Bodens [Punkteskala]</i>	Ackerfutteranbau für die tierische Veredlung: <i>Physische Flächenerträge [dt/ha*a] entsprechend der Anbauflächen landwirtschaftlicher Kulturen in morphologischer Aue [ha]</i> <i>Ertragsleistung [€/ha*a]</i> <i>Produktionskosten [€/ha*a]</i> <i>Externe Umweltkosten [€/ha*a]</i> Grundfuttererzeugung auf Dauergrünland: <i>Physische Flächenerträge [dt/ha*a] für Wiese (Schnittnutzung) in der morphologischen Aue</i> <i>Viehbesatzdichte [RGV/ha*a]; Erzeugung tierischer Produkte [Stk, kg/ha*a]</i> <i>Ertragsleistung [€/ha*a]</i> <i>Produktionskosten [€/ha*a]</i> <i>Externe Umweltkosten [€/ha*a]</i> Grundfuttererzeugung auf Dauergrünland: <i>Physische Flächenerträge [dt/ha*a] für Weide in der morphologischen Aue</i> <i>Viehbesatzdichte [RGV/ha*a]; Erzeugung tierischer Produkte [Stk, kg/ha*a]</i> <i>Ertragsleistung [€/ha*a]</i> <i>Produktionskosten [€/ha*a]</i> <i>Externe Umweltkosten [€/ha*a] (für tierische Produktionsverfahren)</i>
Wildtiere und Fische (Wild und Fische für den Verzehr)	Lebensraum für Wildtiere und Fische: <i>Forstfläche [ha]</i> <i>Anzahl Jagdpachten</i> <i>Vorhandensein von Gewässern mit guter Qualität für Fischfauna [WRRL-Bewertung]* [ha]</i>	Gejagtes Wild für den menschlichen Verzehr: <i>Jagderlös [€/ha*a]</i> <i>Gejagtes Wild [kg/ha*a]</i> Gefangener Fisch (Erwerbsfischerei): <i>Gefangener Fisch [t/ha*a]</i> <i>Anzahl Berufsfischer je ha</i>

Tab. 2: Fortsetzung

ÖSL	Indikator der bereitgestellten ÖSL	Indikator der genutzten ÖSL
Trinkwasser aus Oberflächenwasser	Verfügbarkeit von Oberflächenwasser für die Trinkwassergewinnung: <i>Menge an Oberflächenwasser, das für die Trinkwassernutzung zur Verfügung steht</i>	Für die Trinkwassergewinnung genutztes Oberflächenwasser: <i>Wasserentnahme [m³/a]</i> <i>Wert des Rohwassers [€/m³]</i>
Trinkwasser aus Grundwasser	Verfügbarkeit von Grundwasser für die Trinkwassergewinnung: <i>Menge an Grundwasser, das für die Trinkwassernutzung zur Verfügung steht</i>	Für die Trinkwassergewinnung genutztes Grundwasser: <i>Wasserentnahme [m³/a]</i> <i>Wert des Rohwassers [€/m³]</i>
Pflanzliche Rohstoffe für die Verarbeitung (Holz für Verarbeitungszwecke)	Forstliche Biomasse für Verarbeitungszwecke: <i>Verfügbare Waldfläche für die Rohholzproduktion [ha]</i> <i>Holzvorrat [m³/ha]</i> <i>Holzzuwachs [m³/ha*a]</i>	Rohholzproduktion: <i>Rohholzproduktion [m³/ha*a]</i> Physische Holzvorratsbilanz bezogen auf die physische Waldflächenbilanz: <i>Holzentnahme [m³/ha*a]</i> Monetäre Holzvorratsbilanz: <i>Holzentnahme [€/h*a]</i>
Brauchwasser in Industrie und Landwirtschaft (Oberflächen- und Grundwasser)	Verfügbarkeit von Oberflächen- und Grundwasser für die industrielle und landwirtschaftliche Nutzung: <i>Menge an Oberflächen- und Grundwasser, das für die industrielle und landwirtschaftliche Nutzung zur Verfügung steht</i>	Physischer Wassereinsatz nach Produktionsbereichen: <i>Wassereinsatz nach wirtschaftlichen Aktivitäten [m³/a]</i> Ökonomischer Wert des Wassers für die industrielle Produktion: <i>Wasserintensität nach Produktionsbereichen [m³/€ Bruttowertschöpfung]</i> <i>Wert des Rohwassers [€/m³]</i>
Pflanzliche Energierohstoffe aus Landwirtschaft, KUP, Holzwirtschaft (Land- und forstwirtschaftliche Biomasse (z. B. Mais, Raps, Holz) als Energierohstoff)	Landwirtschaftliche und forstliche Biomasse für energetische Zwecke: <i>Anbaufläche für Energiepflanzen [ha]</i> <i>Verfügbare Waldfläche für die Rohholzproduktion [ha]</i> <i>Holzvorrat [m³/ha]</i> <i>Holzzuwachs [m³/ha*a]</i>	Produktion von Biomasse für energetische Zwecke: <i>Genutzte Fläche für KUP und Energiegräser [ha/a]</i> <i>Produzierte Menge Biomasse [dt/ha*a]</i> <i>Rohholzproduktion [m³/a]</i> <i>Physische Holzvorratsbilanz</i> <i>Monetäre Holzvorratsbilanz</i>

* Die Gewässerqualität ist als Indikator für das Potenzial für die Fischfauna nur eingeschränkt geeignet, da hohe Wasserqualität nicht immer mit höchstem Fischertrag korreliert.

2 Methodisches Vorgehen am Beispiel der ÖSL Kulturpflanzen und Pflanzliche Biomasse aus der Klasse Nahrungsmittel

2.1 Einordnung der ÖSL

In der ÖSL Klasse Nahrungsmittel werden exemplarisch einerseits die Produktion landwirtschaftlicher Kulturpflanzen zu Nahrungszwecken (Getreide, Eiweißpflanzen, Ölfrüchte, Hackfrüchte, Gemüse, Obst; Nutzungstyp: Ackerland), andererseits der landwirtschaftliche Anbau von Ackerfutter auf Ackerland sowie die Grundfuttererzeugung auf Dauergrünland betrachtet (Nutzungstypen: Ackergrünland und Grünland).

Bundesweit sind mit ca. 18,5 Mio. ha knapp 52 % der gesamten Bodenfläche als Landwirtschaftsfläche (einschl. Moor- und Heideflächen) deklariert (Statistisches Bundesamt 2015a, 2015b). Von 1992 bis 2014 hat sich die Landwirtschaftsfläche um gut 5 % verringert, während im gleichen Zeitraum die Siedlung- und Verkehrsflächen um gut 21 % zugenommen haben (Statistisches Bundesamt 2015b). Bundesweit beträgt der Anteil der Land- und Forstwirtschaft (incl. Fischerei) 0,55 % an der gesamten Bruttowertschöpfung, während ca. 1,5 % der gesamten Erwerbstätigen in diesem Wirtschaftsbereich beschäftigt sind (2015, Statistische Ämter des Bundes und der Länder), wobei je nach Bundesland zum Teil deutliche Unterschiede zu verzeichnen sind (Tab. 3). So liegen z. B. die Anteile landwirtschaftlicher Flächen und dabei insbesondere der Ackerflächen in Sachsen-Anhalt über dem Bundesdurchschnitt, während in den Bundesländern Rheinland-Pfalz und Bayern die Flächenanteile an Dauergrünland den Bundesdurchschnitt überschreiten.

Tab. 3: Kennzahlen zur Bedeutung der Landwirtschaft in ausgewählten Bundesländern* (2015)

	Deutsch-land	Branden-burg	Sachsen-Anhalt	Rhein-land-Pfalz	Bayern
Anteil der Landwirtschaftsfläche an der Bodenfläche (%)	51,6	49,3	61,3	41,5	46,9
Anteil Ackerfläche an der landwirtschaftlich genutzten Fläche (%)	70,8	77,2	84,9	58,0	65,6
Anteil Dauergrünland an der landwirtschaftlich genutzten Fläche (%)	28,0	22,4	14,9	31,9	34,0
Anteil der Land- und Forstwirtschaft, Fischerei an der Bruttowertschöpfung (%)	0,55	1,31	1,34	1,00	0,61
Anteil der Land- und Forstwirtschaft, Fischerei an den Erwerbstätigen (%)	1,40	2,16	1,63	1,70	1,80

Quelle: Statistisches Bundesamt 2015b, 2015a; Statistische Ämter des Bundes und der Länder

* betrachtete Modellregionen: Untere Havel (Brandenburg und Sachsen-Anhalt), Nahe (Rheinland-Pfalz), Donau (Bayern)

Die Art der Landnutzung in der morphologischen Aue – getrennt nach rezenter und Altaue – unterscheidet sich in den Modellregionen zum Teil deutlich. So ist zum Beispiel im Bereich der Nahe und der Donau der Anteil ackerbaulicher Nutzung in der rezenteren Aue deutlich höher als in den beiden anderen Flussauen, während der Anteil der Grünlandnutzung in der rezenteren Aue der Elbe deutlich überwiegt. Die rezente Aue an der Havel ist durch einen im Vergleich zu den anderen Flüssen hohen Anteil an Feuchtgebieten (hier als Bestandteil der sonstigen Nutzung) gekennzeichnet. Insgesamt überwiegt die ackerbauliche Nutzung in den Altauen, während der Waldanteil an allen Flüssen mit Ausnahme der Donau in der gesamten morphologischen Aue gering ist (Abb. 1).

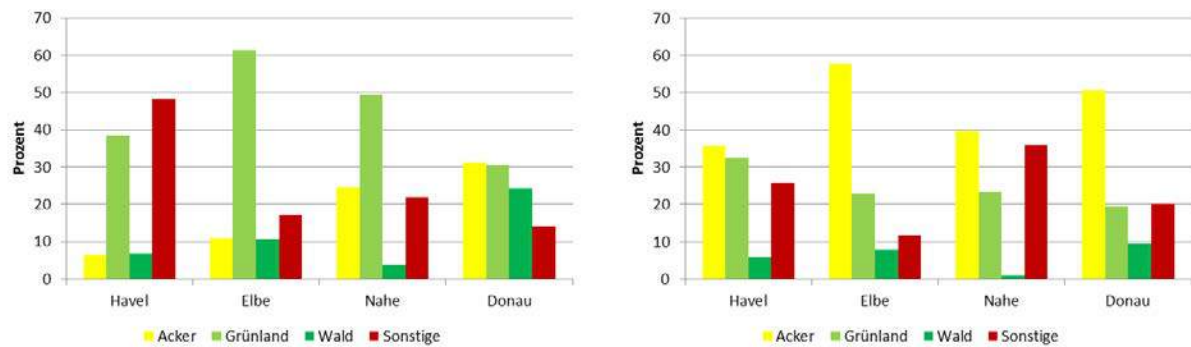


Abb. 1: Verteilung der Landnutzung in den morphologischen Auen der Modellregionen (links: rezente Aue, rechts: Altaue) (Quelle: Bundesamt für Naturschutz (BfN), www.geodienste.bfn.de/flussauen)

Die Ertragsleistung landwirtschaftlicher Kulturpflanzen wird zum einen von der natürlichen Fruchtbarkeit des Bodens bestimmt, zum anderen vom Input an Arbeit, Kapital sowie Düngemittel- und Pflanzenschutzmitteln. Insbesondere der Einsatz von Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln, aber auch der Einsatz von (nicht standortangepasster) Technik führt zu erheblichen Trade-offs mit anderen ÖSL (z. B. Habitatbereitstellung, Regulationsleistungen; vgl. z. B. Zhang et al. 2007). Umgekehrt ist eine Extensivierung der landwirtschaftlichen Produktion zwar mit einer Reduktion der Ressourcenbereitstellung, aber mit positiven Wirkungen auf Regulations- und Basisleistungen verbunden.

2.2 Stand der Forschung

Versorgende ÖSL werden in verschiedenen Studien bewertet. In Tab. 4 sind die dort verwendeten Indikatoren zur Erfassung und Bewertung verschiedener ÖSL zusammengefasst. Einige der Studien unterscheiden im Bereich der bereitgestellten ÖSL zwischen Zustands- und Leistungsindikatoren, z. B. die Erfassung des Holzbestands als Bestandsindikator und die geerntete Holzmenge als Leistungsindikator. Monetäre Indikatoren werden zumeist über die erzielbaren Marktpreise definiert. Viele der Studien beziehen den Zustand und die durch Szenarien induzierten Veränderungen auf CORINE Land Cover (CLC) Klassen. So erfassen Koschke et al. (2012) beispielsweise die ressourcenbereitstellenden ÖSL Nahrungsmittel, Fasern und Holz über den Indikator jährlicher Ertrag (dt/ha bzw. m³/ha) bezogen auf einzelne CLC Klassen und standardisieren die durchschnittlichen Erträge auf einer Skala von 0 – 100, um einen aggregierten und gewichteten Wert für alle ÖSL bezogen auf einzelne CLC Klassen zu ermitteln.

Albert et al. 2015 unterscheiden ebenfalls zwischen bereitgestellten und genutzten ÖSL und schlagen als Indikator für die Erfassung der bereitgestellten ÖSL im Bereich der Versorgungsleistungen die natürliche Fruchtbarkeit des Bodens als Grundlage der landwirtschaftlichen Produktion vor.

Versorgende Ökosystemleistungen

Tab. 4: Verwendete Indikatoren zur Erfassung und Bewertung versorgender ÖSL ausgewählter Studien

ESS	State (s) / Performance (p) Indicator	Monetary Indicator	Demand Indicator	Standardisation	Dataset Type	Scale	Reference
Food							
Soil quality	(s) Soil carbon stock [kg C/ha]			Normalised indicator scores (-3; 9)		Local (UK)	Posthumus et al. 2010
Crops	(s) Standing stock +/- Net primary production [t C/ha*a; kJ/ha*a] (p) Harvest [t/ha*a]	Yield [€/ha*year]	Crop product consumption at site of the final beneficiary [kg/person*a; kJ/person*a]	0-5 scales [0=no supply; 5=very high potential]	CORINE Land Cover (CLC)	Regional, Local	Burkhard et al. 2014
Food production	(p) Potential yields of arable crops [t/ha] Grassland productivity [MJ/ha], converted into potential livestock carrying capacity	Gross output [£/ha*a] Net margin [£/ha*a]		Normalised indicator scores (-3; 9)		Local (UK)	Posthumus et al. 2010
Food	(s) Sum of arable land cells within the two highest soil fertility classes [m ²]			% change over time	20 Land uses classes build on a number of data sources	Regional (Saxony)	Lautenbach et al. 2011
Food and Fibre	(p) Harvest / Yield [dt/ha*a]	Contribution Margin [€ /ha]		0-100 standardization	CLC 100x100m	Regional (Saxony)	Koschke et al. 2012
Fodder	(s) Standing stock +/- net primary production [t C/ha + t C/ha*a; kJ/ha; kJ/ha*a] (p) Fodder plant harvest [t/ha, kJ/ha*a]; Area used for harvesting fodder [ha]	Yield [€/ha*year]	Fodder use for domestic animals [kg/livestock*a]	0-5 scales [0=no supply; 5=very high potential]	CLC	Regional, Local	Burkhard et al. 2014
Livestock	(s) Number of animals [n/ha; kJ/ha]; Animal production [t C/ha*a; kJ/ha*a] (p) Animal products [t/ha*a]	Yield [€/ha*year]	Meat consumption [kg/person*a]; Related products consumption [kg/person*a]	0-5 scales [0=no supply; 5=very high potential]	CLC	Regional, Local	Burkhard et al. 2014

ESS	State (s) / Performance (p) Indicator	Monetary Indicator	Demand Indicator	Standardisation	Dataset Type	Scale	Reference
Fish	(s) Fish stock +/- or growth [t C/ha*a; kJ/ha*a] (p) Caught fish [t/ha*a] [kJ/ha*a]	Yield [€/ha*year]	Seafood consumption [kg/person*a]	0-5 scales [0=no supply; 5=very high potential]	CLC	Regional, Local	Burkhard et al. 2014
Clean Water	(s) N-export with seepage water [kg N/ha*a]			0-100 standardization	CLC	Regional (Saxony)	Koschke et al. 2012
Freshwater	(s) Fresh- and/or process water availability [l/ha*a; m ³ /ha*a]; Total amount of water [m ³ /ha]; Groundwater recharge rate [m ³ /ha] (p) Water withdrawal [l/region*a; m ³ /region*a]		Water use [l or m ³ /person*a; l or m ³ /industrial sector*a]	0-5 scales [0=no supply; 5=very high potential]	CLC	Regional, Local	Burkhard et al. 2014
Raw Material							
Fibre	(s) Biomass +/- or growth of fibre [t/ha*a]; Net primary production [t C/ha*a; kJ/ha*a] (p) Harvested fibre [t/ha*a; kJ/ha*a]	Yield [€/ha*year]	Fibre use [t/region*a]	0-5 scales [0=no supply; 5=very high potential]	CLC	Regional, Local	Burkhard et al. 2014
Timber	(s) Standing stock +/- or net primary production (t C/ha; C/ha*a; kJ/ha; kJ/ha*a) (p) Harvested wood [solid m ³ /a; volume/a]	Yield [€/ha*year]	Timber use [t/region*a]	0-5 scales [0=no supply; 5=very high potential]	CLC	Regional, Local	Burkhard et al. 2014
Wood and Timber	(p) Harvest / Yield [m ³ /ha*a]	Contribution Margin [€/ha]		0-100 standardization	CLC 100x100m	Regional (Saxony)	Koschke et al. 2012
Energy							
Biomass for energy	(s) Standing stock +/- or net primary production (t C/ha; C/ha*a; kJ/ha; kJ/ha*a) (p) Harvested plants [t/ha*a; kJ/ha*a]	Yield [€/ha*year]	Energy use based on biomass [kWh/person*a]	0-5 scales [0=no supply; 5=very high potential]	CLC	Regional, Local	Burkhard et al. 2014

3 Indikatoren zur Erfassung der bereitgestellten ÖSL Nahrungsmittel

Da der Beitrag des Ökosystems zur Bereitstellung der finalen ÖSL differenziert betrachtet werden soll, wird im Rahmen von RESI zwischen bereitgestellten und genutzten ÖSL unterschieden.

Im Rahmen von RESI wurden folgende potenzielle Indikatoren zur Erfassung der natürlichen Fruchtbarkeit auf ihre Anwendbarkeit überprüft.

Hauptindikator (I_B):

Landwirtschaftliches Ertragspotenzial: beschreibt das Potenzial der Böden für die landwirtschaftliche Nutzung, basiert im Wesentlichen auf Bodenzahlen: „Bodenzahlen [...] bringen Reinertragsunterschiede zum Ausdruck, die unter sonst gleichen Verhältnissen bei gemeinüblicher und ordnungsgemäßer Bewirtschaftung allein durch die Bodenbeschaffenheit bedingt sind. Der beste Boden erhält die Bodenzahl 100.“ (Bodenschätzungsgesetz, Anlage 1). Bodenzahlen sind damit ein guter Indikator für die natürliche Ertragsfähigkeit des Bodens.

Ackerzahl/Grünlandzahl aus der Bodenschätzung (Amtliches Liegenschaftskataster (ALK), Folie 42): Ackerzahlen werden durch Zu- oder Abschläge bei günstigeren oder weniger günstigen natürlichen Ertragsbedingungen (Klima, Geländegestaltung) aus den Bodenzahlen abgeleitet und sind damit ein guter Indikator für die natürliche Ertragsfähigkeit des Bodens am jeweiligen Standort.

Ackerbauliches Ertragspotenzial eines Standortes, bemessen nach dem Müncheberger „*Soil Quality Rating*“ (SQR): Vergleichbarkeit gewährleistet, deutschlandweit verfügbar, bezieht sich jedoch nur auf das ackerbauliche Ertragspotenzial und gilt vor allem für getreidebetonte Fruchtfolgen. Punktwert auf kontinuierlicher Skala (0-102).

Subindikator (S_B):

Bodenrichtwert (€/m²): Der Bodenrichtwert ist der durchschnittliche Lagewert des Bodens, bezogen auf einen Quadratmeter.

3.1 Gegenüberstellung der Indikatoren

Am Beispiel der Modellregion „Untere Havel“ wurden die oben erwähnten Indikatoren hinsichtlich der Datengrundlage, der Aussagekraft und der Unterschiede gegenübergestellt, um auf dieser Grundlage die grundsätzliche Eignung der einzelnen Indikatoren für die in RESI zu bewertenden ÖSL einzuschätzen. Das Bundesland Brandenburg bildet das Potenzial für die landwirtschaftliche Nutzung über das standortkundliche Ertragspotenzial der Böden ab, das aus den Leitbodengesellschaften mit Hilfe des Schätzungsrahmens der Bodenschätzung abgeleitet wird (Kühn 2010). Für die landwirtschaftlich geprägten Gebiete wird das Ertragspotenzial über die vorherrschenden Bodenzahlen in sieben Stufen abgebildet, die Gebiete mit Versiegelungsflächen in vier Stufen (diese werden wegen des marginalen Flächenanteils nicht weiter berücksichtigt). Die Tab. 5 zeigt den Zusammenhang zwischen (drei) Ertragspotenzialstufen, Acker- bzw. Grünlandzahlen¹ und der relativen Klassifikation des Ertragspotenzials. Für die Bildung eines deutschlandweiten Indikators werden die unterschiedlichen Ertragspotenziale in den verschiedenen Modellregionen jedoch standardisiert, um eine Vergleichbarkeit herzustellen. Für die relative Klassifizierung wurden die besten Böden Brandenburgs (Bodenzahlen bis 73) hier gleich 100 % gesetzt.

¹ Daten zu den Acker- und Grünlandzahlen sind für die Region nicht verfügbar.

Die Zahlen machen deutlich, dass die Brandenburger Böden im Vergleich zum Bundesdurchschnitt insgesamt durch ein relativ schwaches Ertragspotenzial gekennzeichnet sind. Eine relative Klassifizierung (wie sie hier vorgenommen wurde), würde zwar eine Vergleichbarkeit im Hinblick auf das höchste Potenzial der jeweiligen Region (z. B. Bundesland) herstellen, die Ergebnisse hätten im Hinblick auf die bundesweite Abbildung der bereitgestellten ÖSL jedoch eine eingeschränkte Aussagekraft, da ein 80 %iges relatives standortkundliches Ertragspotenzial in einer Region mit absoluten Ackerzahlen von 60, in einer anderen Region beispielsweise mit absoluten Ackerzahlen von 80 korrespondieren würde. Eine Vergleichbarkeit über Modellregionen hinaus ist jedoch für die Bewertung von Handlungsoptionen unter Umständen von nachrangigem Interesse, da jeweils regionale Bewertungen von trade-offs zwischen ÖSL im Vordergrund stehen.

Tab. 5: Klassifikation des Ertragspotenzials (nach Kühn 2010)

Einstufung potenzieller Ertrag	Acker- / Grünlandzahlen	Relatives standortkundliches Ertragspotenzial (%)
Hoch	> 50	68 - 100
Mittel	30 - 50	41 - 67
Niedrig	< 30	< 41

Zur Ermittlung potenzieller Unterschiede in der natürlichen Ertragsfähigkeit der Böden der morphologischen Aue und der Region insgesamt, wurde die morphologische Aue an der brandenburgischen Unteren Havel mit der (größeren) Untersuchungsregion im Rahmen des Gewässerentwicklungskonzepts (GEK) „Untere Havel“ verglichen (LUGV 2015). Hier zeigt sich ein deutlich höherer Anteil an besseren Böden im Bereich der morphologischen Aue. Die flächengewichtete mittlere Bodenzahl in der morphologischen Aue liegt bei knapp 45 und damit ca. 25 % über der mittleren Bodenzahl von 36 im übrigen Gebiet (Tab. 6).

Tab. 6: Ertragspotenzial der morphologischen Aue und des GEK-Gebiets in der Modellregion „Untere Havel“

Code	Ertragspotenzial (mittlere BZ)	Anteil gesamt [%]	Anteil Aue [%]
r**	Bodenzahlen vorherrschend > 50* (55)	10,0	30,3
g/r	Bodenzahlen überwiegend > 50 und verbreitet 30 - 50 (50)	5,3	12,9
r/g	Bodenzahlen überwiegend 30 - 50 und verbreitet > 50 (45)	8,4	16,2
g	Bodenzahlen vorherrschend 30 - 50 (40)	12,4	16,5
n/g	Bodenzahlen überwiegend 30 - 50 und verbreitet < 30 (35)	19,8	15,0
g/n	Bodenzahlen überwiegend < 30 und verbreitet 30 - 50 (30)	18,4	2,8
n	Bodenzahlen vorherrschend < 30 (25)	25,8	6,3
	Gesamt	100 (65.127 ha)	100 (11.809 ha)
	Flächengewichtete mittlere Bodenzahl	35,7	44,7

* vorherrschend = 70-90 % Flächenanteil; überwiegend = 50-70 % Flächenanteil, verbreitet = 30-50 % Flächenanteil

**Die Farbgebung der sieben Ertragspotenzialstufen ordnet diese den in Tab. 2 dargelegten Ertragspotenzialklassen zu

Versorgende Ökosystemleistungen

Eine Klassifizierung nach dem Müncheberger Soil Quality Rating (SQR) zeigt ein anderes Bild. Hier liegt das flächengewichtete Mittel der SQR - Zahl im Gebiet des GEK über den entsprechenden Werten der morphologischen Aue (Tab. 7). Eine detaillierte Auswertung der Ertragsklassen nach dem SQR zeigt jedoch, dass die Abbildung der Ertragsklassen insbesondere im Bereich der morphologischen Aue (bislang noch) sehr schlecht ist, so dass aufgrund der ungenügenden Datenlage die Ergebnisse mit äußerster Vorsicht zu interpretieren sind.

Tab. 7: Ertragspotenzial der morphologischen Aue und des GEK-Gebiets in der Modellregion „Untere Havel“ nach SQR

Ackerbauliches Ertragspotenzial nach SQR (mittlere SQR Zahl)	Anteil gesamt [%]	Anteil Aue [%]
Sehr hoch > 85* (85)	0,0	0,0
Hoch 70 - < 85 (78)	11,4	0,0
Mittel 60 - < 70 (65)	10,5	11,8
Gering 50 - < 60 (55)	37,2	42,0
Sehr gering 35 - < 50 (43)	40,5	45,7
Äußerst gering < 35 (35)	0,4	0,5
Gesamt	100 (65.127 ha)	100 (11.809 ha)
Flächengewichtetes Mittel der SQR Zahl	53,7	50,6

Eine Auswertung der Bodenrichtwerte, als Maß für den Lagewert des Bodens, zeigte zum Teil deutliche Unterschiede zum Ertragspotenzial. So bilden sich die höheren Ertragspotenzialklassen im Bereich der morphologischen Aue nur zum Teil in einem höheren Bodenrichtwert ab.

Als Fazit bleibt festzuhalten, dass das standortspezifische Ertragspotenzial als Indikator für die Erfassung der bereitgestellten ÖSL Natürliche Fruchtbarkeit des Bodens am besten geeignet ist. Die Klassifizierung nach dem SQR erfasst nur Ackerflächen und nicht die für Auen wichtigen Grünlandflächen und deckt darüber hinaus die Bereiche der morphologischen Auen nur ungenügend ab. Die Bodenrichtwerte zeigen nur ein sehr allgemeines Bild und werden darüber hinaus von anderen Faktoren als der Bodenqualität bestimmt. Acker- und Grünlandzahlen aus der Bodenschätzung sind in den betrachteten Bundesländern nur zum Teil zugänglich. Die Bundesländer erfassen das landwirtschaftliche Ertragspotenzial jedoch in unterschiedlichen Klassifizierungen, die bei der Vorgehensweise für die Skalierung entsprechend des RESI-Indikators berücksichtigt werden müssen.

Über die Erfassung der bereitgestellten ÖSL auf Grundlage der Ertragspotenziale ist eine Abbildung des Bezugszustandes (Status Quo) möglich, d.h. es sind beispielsweise Aussagen darüber möglich, welches Potenzial die Auensegmente im Hinblick auf die Erzeugung von Nahrungsmitteln gegenüber anderen Standorten außerhalb der Auen bzw. im Vergleich zwischen rezenter Aue und Altaue haben. Eine Abbildung von Veränderungen (z. B. Bewertung von Szenarien) oder ein Monitoring ist nicht möglich, da Parameter zur Bodenschätzung in der Regel nur in sehr großen zeitlichen Abständen erhoben werden. Der Indikator dient somit vor allem zur Beschreibung der Eignung bzw. Fruchtbarkeit der Flächen.

3.2 Berechnung des Indikators der bereitgestellten ÖSL Nahrungsmittel

Die natürliche Fruchtbarkeit des Bodens wird in den einzelnen Bundesländern unterschiedlich erfasst und bewertet. Die verfügbaren digitalen Daten unterscheiden sich dahingehend, welche Parameter in die Klassifizierung eingehen (z. B. Acker- und Grünlandzahlen, Nutzungseignung, Gefällestufen, Anzahl der Ertragspotenzialstufen). Die verfügbaren Daten für die Modellregionen in RESI sind in der Tab. 8 dargestellt.

Tab. 8: Daten zur Erfassung der natürlichen Fruchtbarkeit des Bodens in Modellregionen

	Donau (BY)	Elbe (ST)	Havel (BB)	Nahe (RLP)	National
Daten	Landwirtschaftliche Standortkartierung Kriterien: <ul style="list-style-type: none"> • Nutzungseignung • Ertragsklasse • Gefällestufe 	Bodenschätzung mit Acker- und Grünlandzahlen	Standortkundliches Ertragspotenzial Fünf Landbaugebiete	Ertragspotenzial über Bodenflächendaten der landwirtschaftlichen Nutzfläche	Ackerbauliches Ertragspotenzial nach dem Müncheberger „Soil Quality Rating“ (SQR)
Skalierung	6 Ertragsklassen (je Ackerfläche und Grünland) Aggregiert zu jeweils 3 Wertstufen	0-100	7 Stufen	5 Stufen	0-100
Basis	Bodenschätzungskarte	Bodenschätzungskarte	Bodenschätzungskarte	Bodenschätzungskarte	
Verfügbar	Ja	z. T.	Ja	Ja	Ja

Um eine Vergleichbarkeit zwischen den unterschiedlichen Modellregionen mit ihren jeweiligen Klassifizierungen herzustellen, wurde für RESI folgendes Vorgehen verwendet:

Betrachtungsebene ist zunächst das 1-km Fluss-Auen-Segment. Für die einzelnen rezente Aue und Altaue (auch Auen-Kompartimente) wird der Anteil der landwirtschaftlich genutzten Fläche, differenziert nach Ackerfläche (AF) und Grünland (GL) ermittelt. Die restliche Fläche (außerhalb der Wasserflächen) wird entweder als Wald (W) oder sonstige Nutzungen (S) klassifiziert. Aus diesen Werten lässt sich die Bedeutung eines Auensegmentes für die landwirtschaftliche Nutzung ableiten, jedoch noch kein Indikator berechnen. Für die Ermittlung des Indikators bereitgestellte ÖSL ist das natürliche Ertragspotenzial (d.h. die Qualität eines Standortes für die ackerbauliche bzw. Grünland-Nutzung, ohne Berücksichtigung des Betriebsmitteleinsatzes) entscheidend. Für jedes Auensegment wird der mit dem Ertragspotenzial gewichtete Acker- bzw. Grünlandflächenanteil an der gesamten LF des Auensegmentes ermittelt.

Bei Verfügbarkeit der entsprechenden Daten wird weiter in rezente und Altaue unterschieden, da dort unterschiedliche Bewirtschaftungsoptionen bestehen können und die Überflutungshäufigkeit eine große Rolle in der rezenten Aue spielen kann. Um die Vergleichbarkeit zwischen unterschiedlichen Modellregionen herzustellen, wird dieser Wert normiert (d.h. bezogen auf die Anzahl der Ertragspotenzialstufen). Das detaillierte Vorgehen ist in Podschun et al. 2018 dargestellt.

4 Indikatoren zur Quantifizierung und Bewertung der genutzten ÖSL Kulturpflanzen und Pflanzliche Biomasse

Neben der bereitgestellten ÖSL, die natürliche Bodenfruchtbarkeit als Grundlage für die landwirtschaftliche Produktion, ist die Abbildung des Nutzens der ÖSL, hier in Form der landwirtschaftlichen Erträge, eine wesentliche Information zur Abbildung der Trade-Offs im Rahmen des RESI.

Hauptindikator (I_N): *Jährlicher Ertrag (dt/ha und €/ha)*

Problematisch für die Ermittlung des jährlichen Ertrages aus der landwirtschaftlichen Produktion in den Auen ist die Tatsache, dass in der Regel keine Informationen über die flächenbezogenen Anbaustrukturen und flächenspezifischen Erträge vorliegen. Derartige Daten sind nur über das Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem (InVeKoS) verfügbar, die einen räumlichen Bezug von Nutzungsdaten und damit ein differenziertes Bild der Nutzung in den Auen ermöglichen. Diese Daten sind jedoch in der Regel nicht zugänglich.

Sind InVeKoS Daten verfügbar, kann der jährliche Ertrag über folgende Schritte ermittelt werden: (1) Ermittlung der Anbaustruktur in der morphologischen Aue je Landbaugebiet (LBG) bzw. Ertragspotenzialklasse (EP-Klasse) (je nach Klassifizierung); (2) Festlegung eines durchschnittlichen Anteils einzelner Kulturen in Kulturartengruppen in Abhängigkeit vom LBG bzw. EP-Klasse (z. B. 30 % Winterweizen, 40 % Winterroggen, 30 % Wintergerste in LBG I als Grundlage zur Gewichtung des Deckungsbeitrages (DB)); (3) Ermittlung von Standarddeckungsbeiträgen je Kulturart (Getreide, Eiweißpflanzen, Ölsaaten, Hackfrüchte) und Ertragspotenzialklasse: Ertrag (dt/ha), Erlös (€/ha), Prämie (€/ha), Kosten (€/ha), DBI ohne Prämie (€/ha), DBII mit Prämie (€/ha); (4) Beschreibung des Status-Quo für die Modellregion. In Abhängigkeit von den Nutzungsänderungen je Szenario kann auf dieser Grundlage der DB-Zugewinn oder -Verlust für eine räumliche Einheit ermittelt werden.

Sind keine detaillierten Daten vorhanden, wird der Indikator für die genutzten ÖSL mit folgendem Vorgehen ermittelt.

1. Es wird angenommen, dass die Unterschiede im physischen Ertragspotenzial (dt/ha) sowie im monetären Ertrag (€/ha) über verschiedene Getreidearten als Indikator-Kulturarten abgebildet werden können.
2. In der Modellregion Donau wird hier vom Anbau folgender Indikator-Kulturarten ausgegangen: Weizen = hohes Ertragspotenzial (Nutzungseignung t), Gerste = mittleres Ertragspotenzial (Nutzungseignung h); Roggen = niedriges Ertragspotenzial (Nutzungseignung s)
3. Die Bedeutung der verschiedenen Kulturarten kann mit Hilfe der Jahresberichte auf Länderebene geschätzt werden (jeweils zuständiges Landesamt oder -Ministerium)
4. Ermittlung des Deckungsbeitrages je Getreideart, ohne Prämie (je Auensegment, rez-alt, je Nutzungseignung t-h-s)
5. Erträge und DB werden auf Grundlage von Bundesländerdaten für Ertragsniveau/Kulturart kalkuliert und mit Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL)-Standarddeckungsbeiträgen (<https://www.ktbl.de/webanwendungen/standarddeckungsbeitraege>) verglichen
6. Bezugsfläche: Auen-Segment oder Auen-Kompartiment (mit Differenzierung rez-alt)

Als mögliche weitere Subindikatoren könnten Pachtzins oder Zahlungen im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen, aus denen Informationen über die Nutzungsintensität abgeleitet werden könnten, herangezogen werden. Diese Informationen waren in RESI jedoch nicht verfügbar. Im Ergebnis erhält man eine Schätzung der Höhe der Erträge auf Ackerflächen und Grünland. Diese Erträge sind natürlich stark von der Bewirtschaftungsform abhängig. Für den RESI werden landesspezifische Mittelwerte aus den Daten des KTBL verwendet; für Bayern wird eine Größenordnung für die zu erwartenden Erträge in Abhängigkeit vom Standortpotenzial angegeben (LBP & LBA 1999).

Ein auenspezifischer Aspekt mit zum Teil großem Einfluss auf die landwirtschaftliche Nutzung besteht in den wiederkehrenden Überflutungen der rezenten Aue bei Hochwasser. Hierbei kann es in Abhängigkeit von den Parametern des Hochwasserereignisses (wie Überflutungsdauer, Stauhöhe oder Fließgeschwindigkeit) sowie dem Zeitpunkt des Ereignisses in Bezug auf die pflanzliche Entwicklung zu teilweisen oder vollständigen Ertragsverlusten kommen (Stahl et al. 2005). Um diesen Umstand im RESI zu berücksichtigen, werden die Erträge in der rezenten Aue gegenüber denen in der Altaue abgemindert. Der Faktor hierfür kann im Einzelfall geschätzt oder über eine Auswertung von relevanten Pegeldaten bestimmt werden. Da jedoch viele Faktoren, nicht zuletzt die Bewirtschaftungsart, hierbei eine Rolle spielen, können die Ertragsverluste nur grob geschätzt werden. In jedem Fall bietet die Berücksichtigung des Überflutungsregimes die Möglichkeit den Effekt von Verlegungen der Deichlinien oder weiterer Hochwassermanagement-Maßnahmen auf die Landwirtschaft im RESI abzubilden. Hierfür ist eine Berechnung auf Ebene der Auen-Kompartimente (getrennt nach rezenter und Altaue) nötig.

Die mit diesem Verfahren geschätzten Erträge auf Ackerflächen im Auenkorridor können im Einzelfall aufgrund der Verwendung von Mittelwerten für die Erträge pro Hektar sowie der zahlreichen nicht erfassten Einflussfaktoren bedeutend von den realen Werten abweichen. Eine genauere Ermittlung wäre durch eine empirische Erhebung in den betroffenen Betrieben möglich. Die Vorteile der hier beschriebenen Methode bestehen vor allem in der großräumigen und einfachen Anwendung, dem geringen Datenbedarf und in der Möglichkeit, den Bezugszustand und unterschiedliche Szenarien vergleichend zu betrachten.

Die geschätzten Erträge können in einem nächsten Schritt über die Verwendung von Standarddeckungsbeiträgen (KTBL 2018) monetarisiert werden. Diese beziffern den Wert landwirtschaftlich erzeugter Produkte auf Basis von Marktpreisen abzüglich aller eingesetzten Betriebsmittel. Damit beschreiben sie den Wert, der allein durch die Nutzung der Flächen und deren Potenzialen erwirtschaftet wurde. Zu berücksichtigen ist bei der Verwendung von Standarddeckungsbeiträgen allerdings, dass hier die flächenbezogenen Direktzahlungen einbezogen sind, eine Leistung, die nicht unmittelbar dem Ökosystem zuzuordnen ist. Die Abgrenzung von Transferzahlungen und den ‚originären‘ Erträgen ist ebenso wie die Differenzierung zwischen den auf der natürlichen Bodenfruchtbarkeit basierenden Erträgen und denjenigen, die auf die ertragssteigernde Wirkung des humanen Inputs, bspw. Düngemittel, zurückzuführen sind, eine zu diskutierende Frage. In RESI geht es jedoch zunächst um die Entwicklung handhabbarer und weitestgehend auf Basis verfügbarer Daten ableitbarer Indikatoren.

Der Indikator für die pflanzliche Biomasse basiert auf ähnlichen Überlegungen und quantifiziert die nutzbare Ökosystemleistung unter Berücksichtigung der Standortverhältnisse (Ertragspotenzial, Überflutungsregime) auf den vorhandenen Grünlandflächen in Form von Biomasseerträgen auf Weiden und Wiesen. Er gibt an, welche Höhe der Grünlanderträge in den Auen-Segmenten oder Kompartimenten mit Bezug zu deren Größe zu erwarten ist. Dazu wird der Anteil der Grünlandfläche an der Bezugsfläche mit dem jeweiligen Ertragspotenzial multipliziert und das Ergeb-

nis anhand der Skala der Ertragspotenziale klassifiziert. Durch den Bezug zum Grünlandanteil beträgt der minimale Ertrag in einem Segment 0 kStE/ha, auch wenn die Daten zum Ertragspotenzial eine hohe Bodenfruchtbarkeit ausweisen. Der Betriebsmittelinput ist hier ebenfalls nicht berücksichtigt, lediglich die natürlichen Standortbedingungen fließen ein. Auch hier werden die überflutungsbedingten Ertragsverluste in Form pauschaler Abschläge berücksichtigt.

5 Wasserbereitstellung

Die Quantifizierung des Angebotes und der Nutzung von Wasser für Ernährungszwecke ist mit Bezug zur verwendeten Auenkulisse methodisch schwierig. Insbesondere eine Auflösung auf Segment-Ebene erscheint aufgrund der deutlich großräumigeren Variabilität der hydrologischen Verhältnisse nicht als zielführend. Vielmehr sollen hier die hydrologischen Verhältnisse in der Region mit Blick auf das Verhältnis von Wasserentnahme und -dargebot beschrieben werden.

Eine Analyse der Wassergewinnung und der Abgabe an Endverbraucher ist auf Landkreisebene möglich. Es muss vor allem immer geprüft werden, welche Quellen für die Gewinnung genutzt werden. In vielen Regionen, so auch im untersuchten Landkreis Neuburg-Schrobenhausen (Donau), wird das Trinkwasser vor allem aus dem Grundwasser gewonnen. Der Fluss und dessen Auen sind damit nicht im Sinne des Ökosystemleistungsansatzes für die Bereitstellung des Wassers maßgebend. In anderen Regionen (z. B. Raum Dresden) kann die Entnahme von Uferfiltrat zur Trinkwasseraufbereitung wiederum bedeutend sein. Hier stellt sich jedoch die Frage, inwiefern diese Leistung des aquatischen Ökosystems tatsächlich vor Ort erbracht wird, oder ob nicht die Rolle des betrachteten Flussabschnittes als Teil des Wasserhaushaltes im gesamten Einzugsgebiet erfasst werden müsste.

Auch das Verhältnis von Trink- und Brauchwasserentnahme kann kleinräumig sehr unterschiedlich sein. Zudem kann der Fremdbezug oder die Fremdagabe von Wasser über Leitungen aus/ an andere/n Regionen eine relevante Größe in der lokalen Wasserbilanz darstellen. Eine weiterführende Analyse des Verhältnisses zwischen Wasserdargebot und Wasserbedarf ist in Hirschfeld (2015) zu finden.

6 Literaturverzeichnis

- Albert, C., Galler, C., Hermes, J., Neuendorf, F., von Haaren, C. & Lovett, A. (2015): Applying ecosystem services indicators in landscape planning and management. The ES-in-Planning framework. – *Ecological Indicators* 61 (1): 100-113.
- Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y. & Müller, F. (2014): Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands – Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification. *LO 34*: 1–32.
- Gelhaus, M., Podschun, S., Albert, C., Becker, A., Chakhvashvili, E., Fischer-Bedtke, C., Fischer, H., Damm, C., Gerstner, L., Hoffmann, T. G., Iwanowski, J., Kasperidus, H. D., Linnemann, K., Mehl, D., Pusch, M., Rayanov, M., Ritz, S., Rumm, A., Sander, A., Scholz, M., Schulz-Zunkel, C., Thiele, J., Venohr, M., von Haaren, C., Wildner, M. & Stammel, B. (2020): Ergebnisse der ÖSL-Quantifizierung und -bewertung für geplante Hochwasserschutzmaßnahmen an der Donau von der Iller bis zur Lechmündung. In diesem Buch.
- Hirschfeld, J. (2015): Wo ist Wasser in Deutschland knapp und könnte es in Zukunft knapper werden? – *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 2015 (8) Nr. 11
- Koschke, L., Fürst, C., Frank, S. & Makeschin, F. (2012): A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning. – *Ecological Indicators* 21: 54-66.
- Kühn, D. (2010): Standortkundliches Ertragspotenzial der Böden. Fachinformationssystem Bodengeologie des LBGR. Atlas zur Geologie von Brandenburg, Karte 29. Cottbus. https://lbgr.brandenburg.de/media_fast/4055/4_Geoatlas_Kuehn_94-95.pdf
- 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 (2): 676–687.
- LBP & LBA (Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau & Bayerische Landesanstalt für Betriebswirtschaft und Agrarstruktur) (1999): Erläuterungen zur Landwirtschaftlichen Standortkartierung (LSK) in Bayern. Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, Bayerische Landesanstalt für Betriebswirtschaft und Agrarstruktur. Juni 1999
- LUGV (2015): Gewässerentwicklungskonzept (GEK) für die Teileinzugsgebiete untere Havel, Königsgraben und Hauptstremme. Hg. v. Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg (LUGV), zuletzt geprüft am 05.01.2017.
- Podschun, S. A., Albert, C., Costea, G., Damm, C., Dehnhardt, A., Fischer, C., Fischer, H., Foeckler, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Hartje, V., Hoffmann, T. G., Hornung, L., Iwanowski, J., Kasperidus, H., Linnemann, K., Mehl, D., Rayanov, M., Ritz, S., Rumm, A., Sander, A., Schmidt, M., Scholz, M., Schulz-Zunkel, C., Stammel, B., Thiele, J., Venohr, M., von Haaren, C., Wildner, M. & Pusch, M. (2018): RESI - Anwendungshandbuch: Ökosystemleistungen von Flüssen und Auen erfassen und bewerten. IGB-Berichte Heft 31/2018, 187 S. + XIII.
- Posthumus, H., Rouquette, J. R., Morris, J., Gowing, D. J. G. & Hess, T. M. (2010): A framework for the assessment of ecosystem goods and services; a case study on lowland floodplains in England. – *Ecological Economics* 69 (7): 1510–1523.
- Stahl, H, Zacharias S. & Röhricht, C (2005): Veränderte Landnutzungssysteme in hochwassergefährdeten Gebieten, In: Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.), Heft 12 - 10. Jahrgang 2005
- Statistisches Bundesamt (2015): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei - Bodennutzung der Betriebe (Landwirtschaftlich genutzte Flächen) - Fachserie 3 Reihe 3.1.2 - 2015. www.destatis.de (Stand: 30.01.2017).

Versorgende Ökosystemleistungen

Statistisches Bundesamt (2015b): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei - Bodenfläche nach Art der tatsächlichen Nutzung - Fachserie 3 Reihe 5.1 - 2015. www.destatis.de (Stand: 30.01.2017).

Zhang, W., Ricketts, T. H., Kremen, C., Carney, K. & Swinton, S. M. (2007): Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics* 64 (2): 253-260.

Quantifizierung und Bewertung regulativer Ökosystemleistungen: Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung, Hochwasser-, Niedrigwasser- und Sedimentregulation, Bodenbildung in Auen sowie Kühlwirkung der Gewässer und terrestrischen Böden

MEHL, D., HOFFMANN, T. G. & J. IWANOWSKI

Inhaltsverzeichnis

1	Überblick.....	78
2	Fachliche Hintergründe und methodische Überlegungen	79
2.1	Hochwasserregulation.....	79
2.2	Niedrigwasserregulation.....	80
2.3	Sedimentregulation	83
2.4	Bodenbildung in Auen	85
2.5	Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung.....	87
2.6	Kühlwirkung (Gewässer und terrestrische Böden)	88
3	Literaturverzeichnis.....	89

1 Überblick

Fachliche Hintergründe und methodische Überlegungen zur Quantifizierung und zur Bewertung der folgenden regulativen Ökosystemleistungen (ÖSL) stehen im Fokus dieses Kapitels (Kurzbeschreibungen in Tab. 1):

- Hochwasserregulation,
- Niedrigwasserregulation,
- Sedimentregulation,
- Bodenbildung in Auen sowie
- Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung,
- Kühlwirkung (Gewässer und Böden).

Tab. 1: Betrachtete regulative Ökosystemleistungen

Ökosystemleistung	Kurzbeschreibung
Rückhalt von Treibhausgasen / Kohlestoffsequestrierung	Verminderung von anoxischem C-Abbau (CH ₄ -Emission) Verminderung von unvollständigem anoxischem N-Abbau (N ₂ O - Emission) Rückhalt von CO ₂ durch Aufnahme in Biomasse (Nettoprimärproduktion/Assimilation) --> Kohlenstoffsequestrierung in Auenvegetation und Auenböden (oberirdisch in toter und lebender Biomasse und unterirdisch im Boden) Temporärer Rückhalt durch Aufbau von Biomasse in Flüssen und an Flussufern (z. B. Phytoplankton, annuelle Makrophyten etc.); hier teilweise trade off mit Eutrophierung
Hochwasserregulation	Drosselung des Hochwasserabflusses und Absenkung des Hochwasserscheitels: Wellenabflachung (Ausuferung/Überflutung nutzt Rückhaltevolumen, Fluss-/Auenmorphologie erzeugt Rauigkeit)
Niedrigwasserregulation	Zeitlich verlängerter Niedrigwasserausgleich durch hydraulisch gedämpfte Aquiferentlastung, hydrologische Selbstregulation durch Makrophytenaufwuchs und Morphologie (Dämpfung des Wasserstandsabfalls)
Sedimentregulation	Ausgleich von örtlichem Überangebot oder Mangel an Sediment infolge linien- und flächenhafter Erosion oder Ablagerung (in Flussgerinnen, Flussdeltas, an Stränden)
Bodenbildung in Auen	Sediment-/wasserhaushaltsinduzierte Bodenbildung (initiale Schwebstoffsedimentation und/oder durch Überstau oder flurgleiche Wasserstände induziertes Moorwachstum)
Kühlwirkung (Gewässer und Böden)	Kühleffekt durch Verdunstung infolge der latenten Verdunstungswärme (Relevanz im Sommerhalbjahr)

2 Fachliche Hintergründe und methodische Überlegungen¹

2.1 Hochwasserregulation

Die Hochwasserregulation ist eine bedeutsame und im öffentlichen Fokus stehende Ökosystemleistung der Fließgewässer und ihrer Auen. Zu den wesentlichen Faktoren gehören die Bereitstellung von Überschwemmungsräumen und die Dämpfung der Fließgeschwindigkeit infolge natürlicher Rauheit. 70 % der Flussauen der 79 größten deutschen Flüsse sind jedoch als Auenraum und damit „nutzbare“ Überschwemmungsflächen nicht mehr vorhanden (Brunotte et al. 2009).

Gerade naturnahe Fließgewässer und Auen können eine wichtige Rolle bei der Anpassung an den Klimawandel und die damit wahrscheinliche Zunahme der hydrologischen Variabilität (Verstärkung hydrologischer Extreme) spielen (IPCC 2018), da sie Hochwasser in der Fläche zurückhalten und den Abfluss verzögern. Eine naturnahe Entwicklung von Fließgewässern und die Erhaltung und Schaffung bzw. Rückgewinnung von Retentionsräumen sind daher als bedeutsame Anpassungsstrategie an den Klimawandel anzusehen (Zebisch et al. 2005), vor allem vor dem Hintergrund des vorsorgenden Hochwasserschutzes (vgl. § 77 WHG).

Liegen keine hydraulischen Modellierungsdaten vor, dann müssen zur Bewertung der Hochwasserregulation zwangsweise einfache Ansätze genutzt werden (Scholz et al. 2012, Mehl et al. 2013). Für die Bewertung wird dabei auf zwei Methoden zurückgegriffen.

Als erster Indikator wird das Verhältnis des Hochwasservolumens der rezenten zu demjenigen der morphologischen Aue genutzt (vgl. ähnlichen Ansatz bei Gleason & Labhan 2008). Bestehen keine Abdeichungen, Verwallungen oder Beeinträchtigungen durch Infrastrukturanlagen (z. B. Straßendämme), dann ist das Hochwasservolumen praktisch unbeeinträchtigt.

Zentrale Datengrundlage für alle Berechnungen bildet das digitale Geländemodell. In der rezenten Aue ergibt sich der Raum über die Differenzen des digitalen Geländemodells der Höhe (H) der Deiche und Dämme (Kronenhöhe) und der Höhe bei mittlerem Wasserstand sowie der Länge des Auensegments (Abb. 1). In der morphologischen Aue wird die Grenze der morphologischen Aue pragmatisch als Höhendatensatz interpretiert.

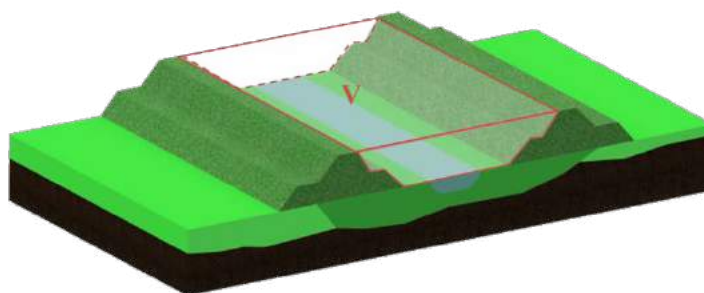


Abb. 1: Volumenbestimmung (V) in der rezenten Aue, aus: Mehl et al. (2018)

¹ Die nachfolgenden textlichen Darstellungen sind in Teilen Mehl et al. (2018) entlehnt.

Als weiterer bzw. zweiter Indikator wird der Mittelwert der Klassifizierungen für Ufer, Sohle und Land der Fließgewässerstrukturgüte verwendet, da die Strukturgütedaten die hydraulischen Einflüsse auf die Rauigkeit und damit die Fließgeschwindigkeit bzw. die Wellenabflachung (Scheiteldämpfung) hilfswiese abbilden; vgl. umfangreichere Erläuterungen zur Fließgewässerstruktur im folgenden Abschnitt. Möglich wird dann auch das Überlagern beider Ansätze, um das hydraulische Zusammenwirken vereinfacht abzubilden. Pragmatisch erreicht man das z. B. durch arithmetische Mittelwertberechnung der Klassifizierungsergebnisse beider Ansätze.

2.2 Niedrigwasserregulation

Vor allem die Querschnittsform und die hydraulische Rauigkeit, gerade auch infolge von Bewuchs, sowie die Lauflänge bzw. das Krümmungsverhalten bestimmen maßgeblich darüber, wie sich Gewässer in Niedrigwassersituationen verhalten. Alle hydraulischen Faktoren, die zu einer Dämpfung des mit Niedrigwasser einhergehenden Wasserstandsabfalls beitragen, sind für den Menschen eher vorteilhaft. So kann z. B. eine verringerte bzw. verzögerte Grundwasserabsenkung in den Auen zu besserer Bodenwasserversorgung und damit stabileren Erträgen in der Land- und Forstwirtschaft beitragen.

Andererseits bestimmen Niedrigwassersituationen ganz wesentlich die ökologischen Verhältnisse in den Gewässern und den Auen. Eine umfangreiche Betrachtung und Systematisierung der Effekte von anthropogen induziertem oder verstärktem Niedrigwasser auf die Flussökosysteme und dazu eine Reflektion der internationalen Literatur haben Rolls et al. (2012) vorgenommen. Die Autoren identifizierten 6 ökologisch relevante hydrologische Eigenschaften von Niedrigwassern: (1) die Bedingungen vorher (Vorgeschichte), (2) Dauer, (3) Ausmaß, (4) Zeitpunkt und Saisonalität, (5) Veränderungsrate und (6) Frequenz. Auch im Ergebnis der Literatursynthese kristallisieren Rolls et al. (2012) vier Gesetzmäßigkeiten für die ökologischen Wirkungen von Niedrigwasser heraus:

1. Niedrigwasser begrenzt den abiotischen Rahmen der aquatischen Habitate und damit die Zusammensetzung der Lebewelt, die trophische Struktur und die Transportkapazität.
2. Niedrigwasser führt zu Veränderungen in den Habitatbedingungen und bei der Wasserqualität, wobei dies verbunden ist mit veränderten Verteilungs- und Bewegungsmustern der Lebewelt.
3. Niedrigwasser beeinträchtigt Quellen und Austausch von Material und Energie in Flussökosystemen und deshalb folglich die Produktivität des Ökosystems und die Artenzusammensetzung.
4. Niedrigwasser beschränkt die Konnektivität und die biologische Vielfalt, erhöht darum die Bedeutung von Refugialbereichen und führt zu multiskalen Mustern der biologischen Vielfalt.

In Deutschland wird die (Hydro-)Morphologie, d. h. die Gestalt und die Form der Fließgewässer und ihrer Talräume, vor allem über eine Erfassung der Gewässerstruktur bewertet. Hier kann angesetzt werden, denn wichtige Faktoren, die auf die „Fähigkeiten“ des Gewässers zur Niedrigwasserregulation schließen lassen, können mit Hilfe von Strukturgütekartierungsverfahren erfasst bzw. deren Ergebnisse im Sinne von ÖSL interpretiert bzw. bewertet werden.

Der Begriff der Gewässerstruktur umfasst dabei alle räumlichen und materiellen Differenzierungen des Gewässerbettes und seines Umfeldes, soweit sie hydraulisch, gewässermorphologisch und hydrobiologisch wirksam sind. Die Gewässerstruktur ist ein Maß für die ökologische Qualität der Gewässerstrukturen und der durch diese Strukturen angezeigten dynamischen Prozesse (LAWA 2000).

Sie bildet damit ein Maß für die ökologische Funktionsfähigkeit eines Fließgewässers und zeigt an, inwieweit ein Gewässer in der Lage ist, in dynamischen Prozessen sein Bett zu verändern und Lebensraum für aquatische und amphibische Organismen zu bieten. Die Kartierung der Gewässerstruktur dokumentiert die aktuelle Ausprägung der Fließgewässermorphologie. Je besser die Struktur, d. h. je naturnaher das Gewässer ist, desto größer ist der ökologische Wert der Lebensräume. Je schlechter die Struktur, desto geringer ist die Artenvielfalt, desto eintöniger erscheint das Landschaftsbild und desto schlechter werden die Hochwasserrückhaltung, aber auch die Niedrigwasserregulation ausfallen.

Die Gewässerstruktur wird anhand der von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser entwickelten Kartieranleitung einheitlich erfasst und bewertet, wobei Letzteres leitbildorientiert erfolgt (LAWA 2000). Die Vor-Ort-Kartierung wird hierbei für einzelne Gewässerabschnitte mit festgelegter Länge (z. B. 100 m) durchgeführt. Die eigentliche Datenerhebung im Gelände erfolgt anhand von 26 Erhebungsgrößen, den Einzelparametern. Sie weisen eindeutig erkennbare und somit bewertbare Ausprägungen von Zustandsmerkmalen auf und lassen sich durch verschiedene Aggregationsstufen den sechs Hauptparametern bzw. funktionalen Einheiten zuordnen. Strukturelle Haupt-Bewertungsparameter sind

- [1] Laufentwicklung,
- [2] Längsprofil,
- [3] Querprofil,
- [4] Sohlenstruktur,
- [5] Uferstruktur sowie
- [6] Gewässerumfeld.

Die resultierende Strukturklasse ist eine Einstufung von Fließgewässern in eine 7-stufige Skala, mit der Aussagen zu Strukturen am Gewässer getroffen und damit ein Maß der Natürlichkeit bzw. des Grades an Beeinträchtigung angegeben werden kann (Tab. 2).

Als Indikator für die Niedrigwasserregulation wird daher der Mittelwert aus den Klassifizierungen für Ufer und Sohle der Fließgewässerstrukturgüte berechnet; Tabelle 3 zeigt die dahingehenden hydrologischen Interpretationsmöglichkeiten auch im Hinblick auf die Niedrigwasserregulation.

Regulierende Ökosystemleistungen: Stofftransport

Tab. 2: 7-stufige Güteklassen des LAWA-Verfahrens (LAWA 2000)

Strukturklasse	Grad der Beeinträchtigung	Indexspanne	farbige Kartendarstellung
1	unverändert	1,0 – 1,7	dunkelblau
2	gering verändert	1,8 – 2,6	hellblau
3	mäßig verändert	2,7 – 3,5	grün
4	deutlich verändert	3,6 – 4,4	hellgrün
5	stark verändert	4,5 – 5,3	gelb
6	sehr stark verändert	5,4 – 6,2	orange
7	vollständig verändert	6,3 – 7,0	rot

Tab. 3: Übersicht über die Klassifizierungsebenen des LAWA-Verfahrens (LAWA 2000) und mögliche (öko-)hydrologische Interpretierbarkeit, aus: Mehl et al. (2014)

Hauptparameter	Einzelparameter	Hydrologische Interpretationsmöglichkeiten
Laufentwicklung	Laufkrümmung Krümmungserosion Längsbänke Besondere Laufstrukturen	Laufkrümmung als Maß für die hydrologische Verzahnung Gewässer/Aue sowie im Hinblick auf den Wellenablauf
Längsprofil	Querbauwerke Rückstau Verrohrung Querbänke Strömungsdiversität Tiefenvarianz	Angabe zur Stauregulation Quantifizierung der Verrohrung: völlig unterbrochene Verbindung zum Grundwasser, völlige Entkopplung des Wasserstroms von der Umgebung/keine Auenfunktion
Querprofil	Profiltyp Profiltiefe (einschl. staureguliert) Breitenerosion Breitenvarianz Durchlässe	Eingeschränkte Verbindung zum Grundwasser/Einschränkung der Auenfunktion bei anthropogenen Profiltypen
Sohlenstruktur	Sohlensubstrat Sohlenverbau Substratdiversität Besondere Sohlenstrukturen	Eingeschränkte Verbindung zum Grundwasser
Uferstruktur	Uferbewuchs Uferverbau Besondere Uferstrukturen	Eingeschränkte Verbindung zum Grundwasser
Gewässerumfeld	Flächennutzung Gewässerrandstreifen Sonstige Umfeldstrukturen	
<i>Allgemeine Angaben zum Kartierabschnitt</i>	<i>Sonderfall: verrohrt</i>	<i>Völlig unterbrochene Verbindung zum Grundwasser, völlige Entkopplung des Wasserstroms von der Umgebung/keine Auenfunktion</i>

2.3 Sedimentregulation

Da das fließende Wasser der Schwerkraft unterliegt, verbindet die Sohle natürlicher Fließgewässer die tiefsten Punkte durchflossener Gelände. Fließgewässer gehorchen in ihrem energetischen Verhalten bei der Umwandlung der potenziellen Energie in die kinetische Bewegungsenergie des fließenden Wassers zwei im gegenseitigen Widerspruch stehenden Grundprinzipien (Dyck & Peschke 1983):

1. dem Prinzip der minimalen Varianz; die Gewässer streben danach, den Verlust an potenzieller Energie auf den gesamten Lauf gleichmäßig zu verteilen,
2. dem Prinzip der Minimierung der Arbeit; die Gewässer streben danach, die Verlustsumme an potenzieller Energie im gesamten Fließsystem so niedrig wie möglich zu halten.

Die Fließgewässer lösen diesen Widerspruch nur über ständige Kompromisse, so dass nirgendwo die gleiche Energieverteilung oder der gleiche Energieverlust erreicht wird. Nach dem genannten Prinzip der Minimierung der physikalischen Arbeit strebt jedes Gewässer somit einem Gefälle zu, das unter den gegebenen Abflussbedingungen gerade noch ausreicht, das angelieferte Geschiebe fortzubewegen (Mangelsdorf & Scheurmann 1980). Wenn das Gefälle im Vergleich zur ankommenden Geschiebefracht zu groß ist, versucht dagegen das Fließgewässer sich einzutiefen. Umgekehrt wird bei zu geringem Gefälle und zu hohem Materialtransport akkumuliert.

Die ortskonkrete Gefälleneigung der Gewässersohle (Sohlgefälle) ist eine integrale und individuelle, aber auch charakteristische Reaktion des Fließgewässers auf geologische, geomorphologische, orographische, klimatologische und hydrologische Faktoren. Das Sohlgefälle ist im Zusammenhang mit dem Fließquerschnitt damit Ausdruck des längerfristig herrschenden Zusammenspiels und Widerstreitens der exogenen Prozesse Erosion, Transport und Akkumulation. Wann erodiert, transportiert oder akkumuliert wird, hängt zum einen von der physikalischen Kraft des fließenden Wassers ab, die in der Schleppkraft bzw. -spannung zum Ausdruck kommt. Zum anderen ist die Korngröße des Materials von ausschlaggebender Bedeutung. Dabei sind mit größer werdender Korngröße immer höhere prozessauslösende Erosions- und Transportfließgeschwindigkeiten nötig (s. a. Mangelsdorf & Scheurmann 1980, Schönborn 1992, Zanke 2002). Gewässer sind als hydrologisch bestimmte Systeme hochdynamisch; das gilt demgemäß auch für den Feststoffhaushalt und die morphologischen Strukturen (Otto 1991).

In einem ungestörten, über lange Zeiträume entwickelten, naturnahen Fließgewässer stellt sich also ein morphologisches Gleichgewicht ein. Das heißt, dass bei Betrachtung eines ausreichend langen, der hydrologischen Dynamik gerecht werdenden Zeitfensters (z. B. 5 bis 10 Jahre) eine ausgeglichene Bilanz zwischen den externen Sedimenteinträgen, der gewässerinternen Erosion und Akkumulation sowie den Sedimentaustträgen an der Mündung zu erwarten ist. Ein langjährig möglichst ausgeglichener Sedimenthaushalt eines Gewässers ist damit Grundlage u. a. für folgenden Nutzen des Menschen:

- Naturnahe Fließgewässer mit naturnahen Strukturen und ökologisch funktionsfähigen Lebensgemeinschaften
- Sedimentdynamik/-verteilung im Sinne standorttypischer Gewässerböden und -strukturen als Grundlage entsprechender naturnaher Habitats (Kiesbänke, Sandbänke, Inseln, Schlammflächen, feinsedimentarme Interstitialbereiche usw.), auch in limnischen und marinen Systemen (z. B. Strände)
- Keine oder nur sehr geringe Aufwendungen für die Gewässerunterhaltung (z. B. Grundräumung, Sedimentbaggerung)

- Keine Eintiefung von Gewässersohlen (wie bei gestörten Regimen) mit potenziell drastischen gewässer- und auenökologischen Folgen (z. B. Absinken des Grundwassers in der Aue)

„Die Sedimente der Fließgewässer werden in der Sedimentologie als fluviale Sedimente bezeichnet. Nach aktuellem internationalem Sprachgebrauch sind fluviale Sedimente einerseits Feststoffe, die vom Wasser transportiert werden, andererseits werden auch die Feststoffe als Sediment bezeichnet, die sich bereits am Gewässerbett abgelagert haben und temporär oder dauerhaft ortsfest bleiben [...]. Beim Sedimenttransport wird grundsätzlich unterschieden zwischen der an der Gewässersohle transportierten Bodenfracht (Geschiebe) und der in Suspension transportierten Schwebstofffracht. Schluff- und Tonpartikel werden vornehmlich in Schwebelast transportiert, die Kiesfraktion hingegen fast ausschließlich als Geschiebe. Wechselnde Transportzustände sind für die Sandfraktion charakteristisch. Ob bestimmte Korngrößen transportiert werden oder sedimentieren, hängt von den hydrodynamischen Verhältnissen ab. Fallen die für die Bodenfracht maßgebenden hydraulischen Parameter wie Fließgeschwindigkeit und Sohlenschubspannung unter einen bestimmten Grenzwert, kommt es zur Ablagerung von Geschiebe. Bevorzugte Stellen im Fließgewässer sind Querschnittsaufweitungen, Krümmungen und Gefälleverringern. Schwebstoffe werden durch die Turbulenz der Strömung in Suspension gehalten, wobei die aufwärts gerichteten Impulse ein Absetzen der Partikel verhindern.“ (DWA 2012).

Schwebstoffe entstehen hauptsächlich durch Erosion, gewässerintern durch Abrasion an Gewässerschwänden oder aber auch –extern, wie z. B. durch Bodenerosion durch Wasser. Auf natürlichem Wege werden Festgesteine durch Verwitterung aufgelockert und zersetzt. Das entstandene Lockermaterial wird durch Rutschprozesse und Oberflächenabfluss den Gewässern zugeführt und weiter in Richtung Gefälle verfrachtet. Im Gerinne entstehen Schwebstoffe als Produkt der Zerkleinerung von Geschiebe, aus Sohlen- und Seitenerosionen sowie Uferanrissen, wobei kleine Partikel aus der Gewässersohle oder den Böschungen herausgelöst und in der fließenden Welle mittransportiert werden. Dabei wird das Material teilweise in den Gerinnen und Stauräumen abgelagert und bei höheren Durchflüssen wieder mobilisiert. In Seen und Reservoirs werden große Feststoffvolumina abgelagert. Auch durch anthropogene Tätigkeiten wie Arbeiten im Flussbett, Spülungen von Stauräumen, Einleitungen von Abwässern oder Einträge aus der Landwirtschaft können Feststoffe in das Freiwasser eingebracht werden, wodurch infolge dessen die Schwebstoffkonzentration in den Gewässern deutlich erhöht wird.

Hinsichtlich des Schwebstofftransportes können flächige (aktueller Landabtrag), lineare (Flussabschnitte mit Mobilisierung von sedimentiertem Material) und punktuelle Quellen (z. B. Einleitungen über Kanalisation und Dränagen, lokale Anrisse im Flussbett etc.) unterschieden werden. Eine Unterscheidung der einzelnen Quellen anhand der gewonnenen Schwebstoffdaten ist oft nicht möglich und diese Anteile können weiterhin variieren. Faktoren, die den Eintrag von Feststoffen in das Gerinne beeinflussen, sind in erster Linie Gebietsparameter wie Niederschlag (Menge, Dauer, Intensität), Wind (Richtung, Stärke), Temperatur, Geologie (Ausgangsgestein), Bodenart, Bodennutzung und Kulturart, Vegetation und Geländetopographie (Hangneigung, -länge).

Die Mobilisierung von Schwebstoffen im Gerinne hängt mit den hydraulischen Parametern des Gerinnes (Abfluss, Wassertiefe, Sohlenschubspannung, Fließgeschwindigkeit, Gefälle) und mit der Korngröße und Korngrößenverteilung des Sohlmaterials zusammen. Bei langjährigen Frachtbilanzen spiegeln die Daten von Schwebstofffracht und Geschiebefracht jedoch in ihrer Gesamtsumme gut den Materialabtrag aus einem Einzugsgebiet wider. Anthropogene Entnahmen und Zugaben von Feststoffen sind hierbei allerdings adäquat zu berücksichtigen (BLFUW 2008).

Ausgeglichene Verhältnisse des Sedimenthaushaltes werden indirekt auch durch sehr gute gewässerstrukturelle Verhältnisse angezeigt. So gibt z. B. das Krümmungsverhalten eines Gewässers

Aufschluss über seinen morphologischen Entwicklungsstand, mit anderen Worten über seine „Reife“ (Mehl 2006). Auch die Kolk-zu-Kolk-Abstände bzw. die Ausprägung von Kolken und Furten sind entsprechende Indizien (Harnischmacher 2002; DWA 2013). Auch angesichts fehlender flächendeckender Daten, welche die o. g. naturwissenschaftlichen Prozesse hinreichend beschreiben würden, muss ersatzweise die ÖSL Sedimentregulation im Hinblick auf den gewässerinternen Sedimenthaushalt über die Naturnähe morphologischer Strukturen indiziert werden. Als Indikator wird pragmatisch die Klassifizierung der Naturnähe für das Kompartiment „Sohle“ der Fließgewässerstrukturgüte (s. o.) verwendet, die für die Sedimentregulation wesentliche morphologische Zustandsgrößen (als Ergebnis morphodynamischer Prozesse), wie z. B. die Sohlenstruktur, integriert.

2.4 Bodenbildung in Auen

Eine weitere Ökosystemleistung bildet als Grundlage ökologischer Prozesse bzw. Funktionen und vielfacher Möglichkeiten der Landnutzung (z. B. Land- und Forstwirtschaft) die Bodenbildung in den Auen. Böden bilden dabei die Deckschichten in den Auen; sie verkörpern den obersten belebten Bereich des lockeren Verwitterungsmaterials (Müller et al. 1989).

Bei den Auen lassen sich bezüglich des Decksubstrates bzw. der Bodenverhältnisse mineralische von organischen Auen unterscheiden (Koenzen 2005); Mischformen sind teilmineralischen oder -organischen Charakters (Mehl & Thiele 1998).

Während mineralische Auen dominiert werden von Auenböden, d. h. Böden aus holozänen fluvialen Sedimenten (KA 5 2005), sind organische Auen dominiert von Mooren (ganz überwiegend Niedermooren), vgl. Succow & Joosten (2001).

Die Bodenbildung bzw. -erhaltung in den Auen ist von großen Nutzen für den Menschen; insbesondere sind zu nennen (Müller et al. 1989, Koenzen 2005, Scholz et al. 2012):

- Grundlage für autotypische Vegetationsausprägungen und darauf basierende Lebensgemeinschaften
- hohe Bodenfruchtbarkeit (hohes Ertragspotenzial für Land- und Forstwirtschaft), bei lehmigen und tonigen Böden sogar sehr hohe Bodenfruchtbarkeit; hier sind aber bei landwirtschaftlicher Nutzung meistens Be-/Entwässerungsmaßnahmen notwendig
- Abbau/Retention von organischen und anorganischen Nährstoffen („Selbstreinigung“ der Fließgewässer)
- große Bedeutung für die Sedimentregulation
- hohes Vermögen der organischen Böden (Moore), dauerhaft Nährstoffe und Kohlenstoff zu fixieren (zur Kohlenstoffsequestrierung und Bedeutung für den Klimaschutz siehe im Weiteren)

Auenböden sind charakterisiert durch (vgl. KA 5 2005)

- periodische bis episodische Überflutungen und
- im Regelfall stark schwankendes, meistens mit dem Flusswasserstand korrespondierendes Grundwasser.

In eingedeichten Auen tritt teilweise noch das Drängewasser als Qualmwasser zutage und beeinflusst durch temporäre Überstauungen die Auenböden. Dieses ist aber kaum durch vorhandene Daten räumlich scharf und fachlich hinreichend interpretierbar.

Deshalb wird mit einem Indikator vor allem auf die prozessuale Anbindung der Auenböden (mineralische Böden) der rezenten Aue im Hinblick auf das Überflutungsregime bzw. die „Naturnähe“ der Sedimentregulation abgestellt; hierzu erfolgt neben einer Flächengewichtung eine Einbeziehung der Ergebnisse der ÖSL Sedimentregulation.

Gerade die Auen des sehr gefällearmen Flach- und Hügellandes (Koenzen 2005) sind als Talniederungen meistens flächenhaft, d. h. die gesamte Talniederung ausfüllend, mit Mooren durchzogen. Moore und Moorböden sind insbesondere durch die Bildung und Akkumulation von Torfen gekennzeichnet, die aus Resten von aquatischer oder semiterrestrischer Vegetation stammen (Wasser- und Feuchtgebietsvegetation); die Umwandlung und Akkumulation organischer Stoffe ist bei ihnen gleichzeitig Substrat- und Bodenbildungsprozess (Müller et al. 1989).

Es sind verschiedene hydrologische und ökologische Moortypen relevant (Succow 1988). Einen wichtigen hydrologischen Moortyp bilden Auen-Überflutungsmoore, die insbesondere typisch sind für den Mittel- und Unterlauf von Oder, Spree und Havel (Succow & Joosten 2001); der Typ tritt ufernah als Teil mosaikartig vergesellschafteter Moortypen auch in den Flusstalmooren auf (s. u.).

Für die Bildung von Auenüberflutungsmooren ist entscheidend, dass infolge Selbsterhöhung des Flussbettes (Sedimentakkumulation), einschließlich Uferverwallung und damit relativer Senkung flussentfernter Auenareale, quasi das Grundwasser ansteigt; zudem führen phasenweise Überflutungen zu Materialeintrag in die Stillwasserbereiche mit Muddenbildung (Succow & Joosten 2001).

Einen weiteren wichtigen hydrologischen Typ der Auen bilden die Talmoore als eine morphologische Ausbildungsform der Durchströmungsmoore (Succow & Joosten 2001). Durchströmungsmoore entstehen sekundär auf Verlandungs-, Versumpfungs-, Hang- oder Quellmooren und sind zwingend auf einen Mineralbodenwasserstrom angewiesen, der durch den Torfkörper strömt und aufgrund von Eigenstau den Torfkörper ständig weiter aufbaut. Das Moornwachstum hängt unmittelbar davon ab, wie viel Nährstoffe im zuströmenden Grundwasser enthalten sind. Die günstigsten Wachstumsbedingungen sind daher für die Moorvegetation im Regelfall am Talrand gegeben, wodurch sich das hier stärkste Torfwachstum erklärt. Die typische Neigung der Mooroberfläche von Talrand zum Gewässer ist die Folge. Charakteristisch ist das Auftreten der Durchströmungsmoore im Komplex mit anderen hydrologischen Moortypen. Für die Flusstalmoore ist besonders die in Beziehung stehende Vergesellschaftung mit randlichen Quellmooren sowie schmalen Überflutungsmooren längs der Fließgewässer charakteristisch (Succow 1988).

Die hohe Bedeutung der Moore rechtfertigt, dass bei dieser ÖSL mit einem Indikator auf die natürliche Moorbildung (Torfakkumulation) bzw. die anthropogen verursachte Moordegradation abgestellt wird. Dieser Zusammenhang wird im Grunde auch bei der ÖSL Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung, s. im Weiteren, genutzt. In moorerfüllten Niederungen können Gewässervertiefungen, Grundwasserspiegelabsenkungen und die Veränderung der Überschwemmungsdynamik zur Moordegradation führen. Wasser muss im langfristigen Mittel jedoch nahe an, in oder über der Mooroberfläche stehen, damit Torf akkumuliert wird, das Moor also wächst (Edom 2001). Fehlendes Wasser bewirkt eine Volumenkontraktion des Torfes und damit Moorsackungserscheinungen. In dem Maße, wie Wasser durch Entwässerung aus den oberen Moorbodenschichten abgeführt wird, dringt Luft in die Grobporen ein. Infolge der Belüftung werden sekundäre Bodenbildungsprozesse ausgelöst. Die Belüftung führt zum bodenbiologischen Prozess der Mineralisierung, wobei leicht abbaubare Torfsubstanzen unter Freisetzung anorganischer Nährstoffe (vor allem Stickstoff und Phosphor) zerlegt und schwer abbaubare Torfsubstanzen in

höhermolekulare Huminstoffe umgewandelt werden. Mineralisierung und Humifizierung der Niedermoore können über die Vererdungsstufe bis hin zur Vermüllung führen, einem sehr ungünstigen bodenökologischen Zustand, bedingt durch negative Gefügeeigenschaften (Succow & Joosten 2001).

Über die Prozesskonstellation bei Mooren entscheidet das Wasserregime, das demnach ein geeigneter ÖSL-Indikator ist, insbesondere durch seinen Bezug auf den mittleren Grundwasserflurabstand (mGWFA). Deshalb werden für den mGWFA folgende fünf Klassen nach Flächenanteilen analysiert, in Klammern angegebene adäquate Wasserstufen (in Anlehnung an Succow & Joosten 2001 bzw. darin zitierte Autoren):

- Klasse 5: $mGWFA \leq 0$ (Überstau oder flurgleich) sowie die Flächen der abgrenzbaren Bereiche der Auenüberflutungszone/Wasserwechselzone aus den Planungsdaten der Maßnahmen (Wasserstufen 6+, 5+)
- Klasse 4: $mGWFA > 0 \dots \leq 35$ cm (4+, 3+)
- Klasse 3: $mGWFA > 35 \dots \leq 70$ cm (2+)
- Klasse 2: $mGWFA > 70 \dots \leq 120$ cm (2-)
- Klasse 1: $mGWFA > 120$ cm (2- bis 5-)

2.5 Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung

Moore bilden eine der wichtigsten globalen Ökosystemtypen im Zusammenhang mit der Verstärkung oder Verminderung des globalen Treibhauseffektes. Zwischen 329 und 550 Mrd. t Kohlenstoff sind nach Schätzungen von Bridgman et al. (2006, 2008), Kaat & Joosten (2008) und Parish et al. (2008) in Mooren gebunden, dies entspricht bis zu 30 % des globalen, in Böden gebundenen Kohlenstoffes (Batjes 1996). Moore sind aber auf Grund natürlicher und anthropogen induzierter Prozesse auch verantwortlich für ca. 10 % der globalen Methanemissionen (Bartless & Harriss, 1993); gerade entwässerte und genutzte Moore müssen als ein bedeutender Emittent der unterschiedlich wirksamen Treibhausgase (THG) Kohlendioxid (CO_2), Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O) betrachtet werden. Wasserstände und Nutzungen sind damit prozessbestimmend (Succow & Joosten 2001).

Als Indikator für die THG-Emission in der morphologischen Aue wurden die Emissionsfaktoren für Moor- und Nutzungstypen nach Höper (2007), modifiziert von Schäfer (2009), entsprechend Tabelle 4 verwendet. Datengrundlagen sind Landnutzungsformen, Grundwasserflurabstände, Geologie und Böden sowie Raum der Wasserwechselzone. Die Typabhängigkeit des einzelnen Auenabschnittes wird durch die Moorflächenanteile berücksichtigt. Eine kostenbasierte ökonomische Bewertung erfolgt auf der Basis von Schadenskosten (externe Umweltkosten). Hier können $180 \text{ € t}^{-1} CO_2$ nach der Methodenkonvention des Umweltbundesamtes als Best-Practice-Kostensatz angesetzt werden (Bünger & Matthey 2008).

Tab. 4: Globales Erwärmungspotenzial (GWP100) unterschiedlicher Nutzungsformen auf Moorböden in der morphologischen Aue, Grundlage sind die GWP100-Ansätze nach Höper (2007) und Schäfer (2009), eq = Äquivalent, leicht geändert nach Scholz et al. (2012)

Landnutzung aus Basis-DLM	Zugeordneter Niedermoor-Nutzungstyp	GWP100 in kg CO ₂ eq ha ⁻¹ a ⁻¹
Acker	Acker	24.000 *
Feuchtgebiete	Naturnah/ungenutzt	4.921
Gewässer	Ohne GWP	0
Grünland	Grünland	23.678
Siedlung	Sonstige	17.835
Vegetationslos	Sonstige	17.835
Wald	Forst	17.835

* nach Schäfer (2009), basierend auf Couwenberg et al. (2008)

2.6 Kühlwirkung (Gewässer und terrestrische Böden)

Das hohe Potenzial der Gewässer und Feuchtgebiete im Hinblick auf die Temperatur- und die Feuchteregulierung des Umfeldes wird häufig unterschätzt (Kastler et al. 2015). Die Gewässer- und feuchten Auenbereiche übernehmen tagsüber mikroklimatisch relevante Kühlfunktionen (Verdunstungskälte = latente Wärme) und können nächtliche Dämpfungen der ausstrahlungsbedingten Abnahme der Lufttemperatur bewirken (Kondensationswärme). Am meisten spürbar dürfte diese Kombination auf innerstädtischen Wärmeinseln, an urbanen Gewässern sowie in Feuchtgebieten sein.

Auch für die Landwirtschaft oder in bzw. im Umfeld der Flussauen sind diese Effekte nachweislich positiv (Joosten et al. 2013). Hier führen, neben der Kühlung, die Auffeuchtung der Luft über Gewässern und Feuchtgebieten zur Verringerung des Sättigungsdefizits und damit zur Dämpfung der Verdunstung über Agrarflächen, sowie die verstärkte morgendliche Taubildung zur Wasserversorgung der Pflanzenbestände.

Als Indikator für die Kühlwirkung wird die latente Verdunstungswärme (notwendige Energie zur Umwandlung von Wasser in Wasserdampf) herangezogen und mit ihrer Relevanz im hydrologischen Sommerhalbjahr (1.4. bis 30.9.) bewertet. Hierzu wurden die reale Verdunstung nach dem Verfahren von Bagrov (1953) bzw. Glugla et al. (2003) und die dafür erforderliche potenzielle Verdunstung nach TURC-WENDLING (Wendling et al. 1991) für den Zeitraum 1981 bis 2010 berechnet. Datengrundlagen für das BAGROV-Verfahren stellen im Wesentlichen hydrometeorologische Werte dar, wie Niederschlag, Sonnenscheindauer/Globalstrahlung, Lufttemperatur, bodenkundliche Daten, Landnutzung, Versiegelungsgrade sowie vereinfachte Abschätzungen zu Grundwasserflurabständen in der Aue aus mittleren Wasserspiegellagen und der Geländeoberfläche mit Daten des digitalen Geländemodells. Die berechneten realen Verdunstungen in mm können in l m⁻² und folglich wegen der Dichte des Wassers von ca. 1 kg l⁻¹ einfach in Masse je Flächeneinheit umgerechnet werden. Die Verdunstungswärme L berechnet sich bei T ≥ 0 zu $L = 2498 - 2,42 \cdot T$ [J g⁻¹]; 1 kJ = 0,278 Wh.

3 Literaturverzeichnis

- Bagrov, N. A. (1953): O srednem mnogoletnem isparenii s poverchnosti susi (Über den vieljährigen Durchschnittswert der Verdunstung von der Oberfläche des Festlandes). – *Meteorologia i Hidrologia* 10: 20-25.
- Bartless, K. B. & Harriss, R. C. (1993): Review and assessment of methane emissions from wetlands. – *Chemosphere* 26: 261-320.
- Batjes, N. H. (1996): Total carbon and nitrogen in the soils of the world. – *European Journal of Soil Science* 47: 151-163.
- BLFUW (Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft) (2008): Schwebstoffe im Fließgewässer – Leitfaden zur Erfassung des Schwebstofftransportes. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft der Republik Österreich: 108 S.
- Bridgham, S. D., Megonigal, J. P., Keller, J. K., Bliss, N. B. & Trettin, C. (2006): The carbon balance of North American wetlands. – *Wetlands* 26: 889-916.
- Bridgham, S. D., Pastor, J., Dewey, B., Weltzin, J. F. & Updegraff, F. (2008): Rapid carbon response of peatlands to climate change. – *Ecology* 89 (11): 3041-3048.
- Brunotte, E., Dister, E., Günther-Diringer, D., Koenzen, U. & Mehl, D. [Hrsg.] (2009): Flussauen in Deutschland. Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. – *Naturschutz und biologische Vielfalt* 87, 141 S.
- Bünger, B. & Matthey, A. (2018): Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten. Methodische Grundlagen. Umweltbundesamt (UBA), 62 S.
- Couwenberg, J., Augustin, J., Michaelis, D., Wichtmann, W. & H. Joosten (2008): Entwicklung von Grundsätzen für eine Bewertung von Niedermooren hinsichtlich ihrer Klimarelevanz. Endbericht. Institut für Dauerhaft Umweltgerechte Entwicklung von Naturräumen der Erde (DUENE) e.V. und Institut für Botanik und Landschaftsökologie der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald, 33 S.
- DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.), Merkblatt DWA - M 525: Sedimentmanagement in Fließgewässern – Grundlagen, Methoden, Fallbeispiele. Merkblatt. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) [Hrsg.], November 2012.
- DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.), Merkblatt DWA -M 526: Grundlagen morphodynamischer Phänomene in Fließgewässern. Merkblatt (Entwurf). – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) [Hrsg.], August 2013.
- Dyck, S. & G. Peschke (1983): Grundlagen der Hydrologie. Berlin (Verlag für Bauwesen): 388 S.
- Edom, F. (2001): Hydrologische Eigenheiten. In: Succow, M. & Joosten, H. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. Stuttgart (E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung): 92-111.
- Gleason, R. A. & Labhan, M. K. (2008): Chapter A: Background and Approach to Quantification of Ecosystem Services, in: Gleason, R. A., Labhan, M. K. & Euliss, N. H. Jr. [eds.]: Ecosystem Services Derived from Wetland Conservation Practices in the United States Prairie Pothole Region with an Emphasis on the U.S. Department of Agriculture Conservation Reserve and Wetlands Reserve Programs. Professional Paper 175, U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey: 3-14.
- Glugla, G., Jankiewicz, P., Rachimow, C., Lojek, K., Richter, K., Fürtig, G. & Krahe, P. (2003): Wasserhaushaltsverfahren zur Berechnung vieljähriger Mittelwerte der tatsächlichen Verdunstung und des Gesamtabflusses. – BfG-Bericht Nr. 1342, 103 S.

Regulierende Ökosystemleistungen: Stofftransport

- Harnischmacher, S. (2002): Fluvialmorphologische Untersuchungen an kleinen, naturnahen Fließgewässern. Bochumer Geographische Arbeiten 70, 323 S.
- Höper, H. (2007): Freisetzung von Treibhausgasen aus deutschen Mooren. – TELMA 37: 85-116.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2018): Summary for Policymakers. In: Global Warming of 1.5 °C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5 °C above preindustrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty [V. Masson-Delmotte, P. Zhai, H. O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P. R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J. B. R. Matthews, Y. Chen, X. Zhou, M. I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, T. Waterfield [eds.]. World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland, 32 S.
- Joosten, H., Brust, K., Couwenberg, J., Gerner, A., Holsten, B., Permien, T., Schäfer, A., Tanneberger, F., Trepel, M. & Wahren, A. (2013): MoorFutures®. Integration von weiteren Ökosystemdienstleistungen einschließlich Biodiversität in Kohlenstoffzertifikate – Standard, Methodologie und Übertragbarkeit in andere Regionen. – BfN-Skripten 350, 130 S.
- KA 5 - Bodenkundliche Kartieranleitung (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. - Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden der Staatlichen Geologischen Dienste und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stuttgart (Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung), 5. Aufl.: 438 S.
- Kaat, A. & Joosten, H. (2008): Fact book for UNFCCC policies on peat carbon emissions. – Wetlands International, Ede, 26 S.
- Kastler, M., Molt, C., Kaufmann-Boll, C. & Steinrücke, M. (2015): Kühlleistung von Böden. Leitfaden zur Einbindung in stadtklimatische Konzepte in NRW. – LANUV-Arbeitsblatt 29, 69 S.
- Koenzen, U. (2005): Fluss- und Stromauen in Deutschland. Typologie und Leitbilder. – Ergebnisse des F+E-Vorhabens „Typologie und Leitbildentwicklung für Flussauen in der Bundesrepublik Deutschland“. – Angewandte Landschaftsökologie 65, 327 S.
- LAWA (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser) (2000): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Berlin (Kulturbuch-Verlag).
- Mangelsdorf, J. & Scheurmann, K. (1980): Flußmorphologie. Ein Leitfaden für Naturwissenschaftler und Ingenieure. – München, Wien (Oldenbourg), 262 S.
- Mehl, D. & Thiele, V. (1998): Fließgewässer- und Talraumtypen des Norddeutschen Tieflandes am Beispiel der Naturräume Mecklenburg-Vorpommerns. Berlin (Parey Buchverlag im Blackwell Wissenschaftsverlag), 261 S.
- Mehl, D. (2006): Erreichtes und Probleme bei der Einfügung der Fließgewässer in das Verfahren der übergreifenden Naturraumerkundung. Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 45: 91-116.
- Mehl, D., Hoffmann, T. G. & Miegel, K. (2014): Klassifizierung des Wasserhaushalts von Einzugsgebieten und Wasserkörpern – Verfahrensempfehlung. b) Hintergrunddokument. – Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser [Hrsg.], Ständiger Ausschuss „Oberirdische Gewässer und Küstengewässer (LAWA-AO), Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Dresden, 161 S.
- Mehl, D., Hoffmann, T. G., Iwanowski, J., Lüdecke, K. & Thiele, V. (2018): 25 Jahre Fließgewässerrenaturierung an der mecklenburgischen Nebel: Auswirkungen auf den ökologischen Zustand und auf regulative Ökosystemleistungen. – Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 62 (1): 6-24.

- Mehl, D., Scholz, M., Schulz-Zunkel, C., Kasperidus, H. D., Born, W. & Ehlert, T. (2013): Analyse und Bewertung von Ökosystemfunktionen und -leistungen großer Flussauen. – Korrespondenz Wasserwirtschaft (KW) 6 (9): 493-499.
- Müller, G., Ehwald, E., Förster, I., Hickisch, B. & Reuter, G. (1989): Bodenkunde. Berlin (VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag), 380 S.
- Otto, A. (1991): Grundlagen einer morphologischen Typologie der Bäche, Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Kulturtechnik der Universität Fridericiana zu Karlsruhe 180: 2-94.
- Parish, F., Sirin, A., Charman, D., Joosten, H., Minayeva, T., Silviu, M. & Stringer, L. (Hrsg.) (2008): Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate Change: Main Report. – Global Environment Centre, Kuala Lumpur and Wetlands International, Wageningen, 179 S.
http://www.imcg.net/media/download_gallery/books/assessment_peatland.pdf
- Rolls, R. J. & Leigh, C. & Sheldon, F. (2012): Mechanistic effects of low-flow hydrology on riverine ecosystems: ecological principles and consequences of alteration. – Freshwater Science 31 (4): 1163–1186.
- Schäfer, A. (2009): Moore und Euros - die vergessenen Millionen. – Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie 43 (4): 156-160.
- Scholz, M., Mehl, D., Schulz-Zunkel, C., Kasperidus, H. D., Born, W. & Henle, K. (2012): Ökosystemfunktionen in Flussauen. Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Treibhausgas-Senken-/Quellenfunktion und Habitatfunktion. – Naturschutz und biologische Vielfalt 124, 257 S.
- Schönborn, W. (1992): Fließgewässerbiologie. Stuttgart (Gustav Fischer Verlag), 504 S.
- Succow, M. & Joosten, H. (Hrsg.) (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. Stuttgart (E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele & Obermiller)), 2. völlig neu bearb. Aufl., 622 S.
- Succow, M. (1988): Landschaftsökologische Moorkunde. Jena (Gustav Fischer Verlag), 340 S.
- Wendling, U., Schellin, H.-G. & Thoma, M. (1991): Bereitstellung von täglichen Informationen zum Wasserhaushalt des Bodens für Zwecke der agrarmeteorologischen Beratung. – Z. Meteorol. 34: 82-85.
- Zanke, U. C. E. (2002): Hydromechanik der Gerinne und Küstengewässer - Für Bauingenieure, Umwelt- und Geowissenschaftler. Berlin (Parey Buchverlag), 330 S.
- Zebisch, M., Grothmann, T., Schröter, D., Haase, C., Fritsch, U. & Cramer, W. (2005): Klimawandel in Deutschland. Vulnerabilität und Anpassungsstrategien klimasensitiver Systeme. UBA-Texte 08/2005, 203 S.

Quantifizierung und Bewertung regulativer Ökosystemleistungen: Retention

RITZ, S., LINNEMANN, K., BECKER, A., KASPERIDUS, H. D., SCHOLZ, M., SCHULZ-ZUNKEL, C., VENOHR, M., WILDNER, M. & H. FISCHER

Inhaltsverzeichnis

1	Einführung	94
1.1	Betrachtete Prozesse.....	94
1.2	Möglichkeiten zur Quantifizierung der Retention	95
1.3	Indikatorenentwicklung	97
2	Methodisches Vorgehen	98
2.1	Quantifizierung der Retention im Hauptlauf und in den Nebenflüssen.....	98
2.1.1	Quantifizierung der Retention mit QSim.....	98
2.1.2	Quantifizierung der Retention mit MONERIS.....	101
2.2	Quantifizierung der Retention in der Aue	110
2.2.1	N-Retention in der Aue	110
2.2.2	P-Retention in der Aue.....	112
2.3	Bewertung des Retentionsindikators.....	114
2.3.1	Festlegung der Skalengrenzen für den Hauptlauf.....	115
2.3.2	Festlegung der Skalengrenze für die Aue.....	117
2.3.3	Berechnung der integrierten Umsatzraten auf dem 1-km-Fluss-Auen-Abschnitt.....	117
2.3.4	Berechnung des Retentionsindikators für den 1-km-Fluss-Auen-Abschnitt.....	118
2.3.5	Bewertungsraum.....	120
3	Fallbeispiel Donau.....	121
3.1	Retention im Hauptlauf (Ret _F).....	121
3.2	Retention in der Aue (Ret _A)	124
3.3	Retentionsindikator (Ind _{xret})	125
4	Fazit.....	129
5	Literatur	130
6	Anhänge.....	134

1 Einführung

Anthropogene Aktivitäten haben den globalen Stoffhaushalt von Stickstoff (N), Phosphor (P) und Kohlenstoff (C) stark verändert. Die Anwendung von Düngemitteln, Einträge über Kläranlagen, Luftverschmutzungen sowie die Degradation entwässerter Feuchtgebiete führen zu überhöhten N-, P- und teilweise auch C-Emissionen in die Gewässer. Dies kann vielfältige Probleme wie z. B. die Eutrophierung von Flüssen und Seen aber auch der Ästuare und Küstenregionen oder den Verlust an Biodiversität zur Folge haben. Flüsse und ihre Auen haben eine natürliche Kapazität, dem aus überhöhten Nährstoffemissionen resultierenden Anstieg der Nährstoffkonzentrationen bis zu einem gewissen Ausmaß entgegenzuwirken, indem sie diese Stoffe zurückhalten (Retention) und so die Belastung der unterliegenden Gewässer verringern.

1.1 Betrachtete Prozesse

Unterschiedliche Prozesse können zur Nährstoff- bzw. Kohlenstoffretention in Fluss und Aue beitragen. Dabei wird zwischen einem temporären Rückhalt und der dauerhaften Entfernung aus dem Ökosystem unterschieden. Assimilative Prozesse führen zu einer Aufnahme gelöster anorganischer N-, P- und C-Verbindungen in die Biomasse im Fluss und/oder die Auenvegetation. Ebenfalls können die partikulären Stoffkomponenten (und auch ein Teil der anorganischen Verbindungen wie ortho-Phosphat oder Ammonium) zeitweise im Sediment abgelagert bzw. sorbiert werden. Die Sedimentation gilt neben Adsorptionsprozessen und der Pflanzenaufnahme (Verhoeven et al. 2006) als wichtigster Prozess für den Phosphorrückhalt in Auen (van der Lee et al. 2004, Bondar et al. 2007, Trepel 2009, Hoffmann et al. 2009). Aufgrund der möglichen Remineralisierung, Rücklösung oder Resuspension führen diese Mechanismen aber meist lediglich zu einer temporären Retention (Kronvang et al. 1999).

Neben dem temporären Rückhalt kann Stickstoff über den Prozess der Denitrifikation (mikrobielle Umwandlung von Nitrat zu molekularem Stickstoff) auch dauerhaft aus dem System entfernt werden. Daher gilt die Denitrifikation als der wichtigste Prozess, durch den verfügbarer (reaktiver) Stickstoff dem Ökosystem permanent entzogen wird (Mulholland et al. 2008) und ist für die N-Retentionsleistung von Fluss und Aue von zentraler Bedeutung. Ebenso können organische C-Verbindungen durch den Prozess der Respiration (Zellatmung durch aquatische Organismen) zu gasförmigem Kohlenstoffdioxid (CO₂) umgewandelt werden, was ebenfalls einer dauerhaften Entfernung von organischem C entspricht, aber auch mit dem Trade-Off der Treibhausgasemission verbunden ist.

Bei Betrachtung der Ökosystemleistungen (ÖSL), die in Zusammenhang mit der N-, P-, und C-Retention stehen, wird häufig nicht zwischen den unterschiedlichen Prozessen differenziert, die zu einer temporären oder dauerhaften Retention führen (z. B. LaNotte et al. 2017). Jedoch sollten diese Prozesse prinzipiell differenzierter bewertet werden. Dies wird insbesondere in Flüssen deutlich, wo durch die gerichtete Wasserbewegung eine verstärkte Transportkomponente hinzukommt und eine assimilative Aufnahme in planktische Biomasse keiner Gesamt-Nährstoffretention, sondern lediglich einer Transformation der gelösten Nährstoffe entspricht, die in den stromab gelegenen Bereichen, Ästuaren oder Küstenzonen wieder rückgängig gemacht wird. Im Gegensatz dazu führt die Assimilation von Nährstoffen und Kohlenstoff durch die Auenvegetation zu zeitweiser Immobilisierung des Gesamtnährstoffs. Aus diesem Grund wird für die N- und P-Retention nur die (temporäre) Aufnahme in „stationäre“ Biomasse (d. h. in Auenvegetation oder in benthische Biomasse wie Zoobenthos oder Makrophyten) als ÖSL betrachtet, während die Aufnahme in planktische Biomasse nicht quantifiziert wird. Die in RESI für die Nährstoffretention quantifizierten Prozesse sind in der Tabelle 1 gelistet.

Die ÖSL der C-Retention (d. h. die Entfernung oder der Rückhalt von organisch gebundenem C als Selbstreinigungsleistung) ist hierbei von der ÖSL der C-Sequestrierung (d. h. der Festlegung von CO₂ in Biomasse oder Böden als Beitrag zum Treibhausgasrückhalt) zu unterscheiden (Schulz-Zunkel et al. 2012). In Flüssen findet sowohl ein intensiver Aufbau (Assimilation) als auch Abbau (Respiration) von organischem C statt. Im Unterschied zu Auen ist hier jedoch zu beachten, dass eine erhöhte C-Assimilation (ebenso wie erhöhte externe C-Einträge) zur Eutrophierung mit entsprechend negativen Folgen wie Sauerstoffmangel, Biodiversitätsverlust und indirekt auch zu einer verstärkten Bildung von Treibhausgasen (Methan) führen kann. Dieser Trade-Off zwischen CO₂-Festlegung in Biomasse und Eutrophierungserscheinungen besteht in der Aue in geringerem Maße. Aufgrund der negativen Folgen der Eutrophierung in Gewässern wird die ÖSL der C-Retention im Fluss als eine Selbstreinigungsleistung in Form einer C-Entfernung betrachtet, auch wenn dabei entsprechende Mengen an CO₂ freigesetzt werden.

Tab. 1: Kurzbeschreibung der in RESI berücksichtigten Prozesse zur Quantifizierung der Retention von N, P und C.

ÖSL	Kurzbeschreibung / beteiligte Prozesse
Retention von N	<ul style="list-style-type: none"> - (Temporärer) Rückhalt von N durch Aufnahme in stationäre Biomasse (z. B. Aufnahme über die Auenvegetation oder die benthische Biomasse in der Flusssohle) - (Temporärer) Rückhalt durch Aufnahme in Sedimente/Böden (Sedimentation, Sorption) - Dauerhafte Entfernung von N durch Denitrifikation
Retention von P	<ul style="list-style-type: none"> - (Temporärer) Rückhalt von P durch Aufnahme in stationäre Biomasse (z. B. Aufnahme über die Auenvegetation oder die benthische Biomasse in der Flusssohle) - (Temporärer) Rückhalt durch Aufnahme in Sedimente/Böden (Sedimentation, Sorption)
Retention von organischem C	<ul style="list-style-type: none"> - (Temporärer) Rückhalt von organischem C durch die benthische Biomasse in der Flusssohle - (Temporärer) Rückhalt durch Aufnahme in Sedimente/Böden (Sedimentation) - Dauerhafte Entfernung von organischem C durch Respiration

1.2 Möglichkeiten zur Quantifizierung der Retention

Direkte Messungen der Netto-Retention von Gesamt-N und Gesamt-P unter Freilandbedingungen sind z. B. über Bilanzierungen der Stoffeinträge und -austräge auf einem bestimmten Flussabschnitt möglich. Hierbei werden die Nährstofffrachten (Konzentration × Abfluss) einer stromaufgelegenen Messstelle und die hinzukommenden Stofffrachten über die Nebenflüsse und Kläranlagen auf der betrachteten Fließstrecke aufsummiert und mit dem tatsächlichen Austrag (d. h. der Nährstofffracht am Ende der Fließstrecke) verglichen. Vorausgesetzt, es wurden auf diese Weise alle signifikanten Einträge entlang der Fließstrecke berücksichtigt, entspricht die Differenz zwischen der Summe der Einträge und der tatsächlichen Fracht stromabwärts dem gewässerinternen Umsatz. Über reine Bilanzierungen lässt sich allerdings nicht direkt ermitteln, auf welchen Prozessen die zu einem bestimmten Zeitpunkt gemessene Retention beruht. Im Falle von Stickstoff lässt sich z. B. nicht ohne weiteres unterscheiden, ob die N-Fracht durch eine temporäre Speicherung im Sediment reduziert wurde oder ob tatsächlich eine dauerhafte Entfernung von N über den Prozess der Denitrifikation stattgefunden hat. Vergleiche zwischen Bilanzierungen und direkten Denitrifikationsmessungen weisen jedoch darauf hin, dass zumindest in frei fließenden Flüssen ohne ausgeprägte benthische Biomassen (z. B. Makrophyten) die Denitrifikation der dominante Retentionspfad für Gesamt-N ist (Pribyl et al. 2005; Smith et al. 2008; Ritz 2016). Dies wird auch über die QSim Modellierungen an der Donau bestätigt (s. Kap. 3.1). Direkte Messungen der

Denitrifikation in Flüssen lassen sich über sogenannte „Open-Channel“ N_2 Messungen durchführen. Hierbei wird das Endprodukt der Denitrifikation N_2 direkt in der Wassersäule des Flusses gemessen und die Denitrifikationsraten unter Berücksichtigung des Gasaustausches und der Aufenthaltszeit des Wassers berechnet (Baulch et al. 2010; Ritz et al. 2018). „Open-Channel“ Methoden eignen sich auch zur Quantifizierung des C-Umsatzes über respiratorische Prozesse. In diesem Fall wird nicht N_2 , sondern O_2 in der Wassersäule gemessen und die Respiration (O_2 -Verbrauch) wird über die Veränderung von O_2 unter Berücksichtigung der Primärproduktion (O_2 -Produktion) und des Gasaustausches berechnet (Odum 1956, Kupilas et al. 2017). In kleineren Flüssen besteht zudem die Möglichkeit, stabile Isotope ($^{15}NO_3$) als Tracer in den untersuchten Flussabschnitt einzubringen und über die Produktion des isotopenmarkierten N_2 bzw. über die Aufnahme in die Biomasse die N-Retention bzw. Denitrifikation zu messen (Böhlke et al. 2004; Mulholland et al. 2008). Hierbei ist darauf zu achten, dass die $^{15}NO_3$ Zugabe die natürliche NO_3 -Konzentration im Fluss nicht zu stark verändert und sich der eingebrachte Tracer möglichst gut in die reaktiven Zonen des Flussbettes einmischt.

Neben solchen Freilandmethoden kann die Retentionsleistung auch über Labormessungen quantifiziert werden. Zur Messung der Denitrifikation werden häufig Sedimentkerne aus dem Freiland entnommen und die Denitrifikation über Acetylen Inhibierungstechnik quantifiziert. Acetylen inhibiert den letzten Schritt der Denitrifikation, die Umwandlung von N_2O zu N_2 , wodurch das leicht messbare N_2O zum Endprodukt des Prozesses wird. Jedoch bestehen bei dieser Methode gewisse Einschränkungen, wie z. B. die Inhibierung der Nitrifikation durch zugegebene Acetylen (Felber et al. 2012). Die Nitrifikation kann jedoch insbesondere in Systemen mit niedrigen Nitratkonzentrationen in der Wassersäule eine wichtige Nitratquelle für die Denitrifikation sein (gekoppelte Nitrifikation/Denitrifikation), was zu Unterschätzungen der N-Retentionsleistung mit dieser Methode führen kann (z. B. Seitzinger 1988). Alternative Sediment-Inkubationen über die Zugabe eines ^{15}N Tracers („Isotope-Pairing“, Nielsen 1992) oder die direkte Messung der N_2 -Produktion im Sedimentkern (z. B. Smith et al. 2006) vermeiden diese Artefakte und sind, insbesondere in nitratarmen Systemen, der klassischen Acetylen Inhibierungstechnik vorzuziehen. Generell haben Labormethoden zwar den Vorteil, dass sie relativ leicht und unter kontrollierten Bedingungen durchgeführt werden können, allerdings werden die Sedimente dabei von ihrer natürlichen hydrodynamischen Umgebung isoliert und eine korrekte Nachbildung der Freilandbedingungen ist im Labor nur begrenzt möglich. Insbesondere in Flusssedimenten können die Austauschraten zwischen Sediment und Wassersäule eine entscheidende Größe für die mikrobielle Aktivität des Flussbettes und damit für deren Retentionsleistung sein (Zarnetske et al. 2011).

Sowohl Freiland- als auch Labormessungen können Umsatzraten nur für den Zeitraum wiedergeben in dem die Messungen durchgeführt wurden. Die Umsatzzraten können jedoch im Jahresverlauf stark schwanken, z. B. aufgrund von veränderten Temperatur- oder Abflussverhältnissen. In RESI werden modellbasierte Ansätze verwendet, die es erlauben, nicht nur die seasonspezifische Retentionsleistung, sondern auch die jährliche Gesamtretention zu quantifizieren und entsprechend zu bewerten. Die verwendeten Modellansätze werden in Kap. 2 näher erläutert.

1.3 Indikatorenentwicklung

Die Retentionsleistung in Flüssen und Auen kann über unterschiedliche Proxies quantifiziert werden. Über flächenbezogene Umsatzraten (Masse/Fläche/Zeit) lassen sich verschiedene Habitate direkt miteinander vergleichen. Um jedoch die Leistung eines Gesamtsystems (z. B. Fluss-Auen-Abschnitt) zu ermitteln muss die Gesamtfläche berücksichtigt werden, die für den jeweiligen Umsatzprozess zur Verfügung steht (z. B. die Breite des Flusses und die Fläche der angrenzenden Auen). Ist diese bekannt, lässt sich die zurückgehaltene Fracht in einem bestimmten Zeitraum (Masse/Abschnitt/Zeit) berechnen. Dieser Indikator wird häufig für die Quantifizierung der ÖSL eines bestimmten Flussabschnitts herangezogen (Grizzetti et al. 2015, Berg et al. 2016).

Aufgrund des positiven Zusammenhangs zwischen der Substratverfügbarkeit (hier die N-, P- oder C-Konzentration) und der Umsatzrate (z. B. Denitrifikation, P-Festlegung oder Respiration) ist die umgesetzte Masse in einem ‚belasteten‘ System, d. h. in einem System mit hohen N-, P- oder C-Konzentrationen, höher (sofern der entsprechende Prozess noch nicht substratgesättigt ist) (Mulholland et al. 2008). Eine direkte Überführung dieser Werte in eine ÖSL würde also dazu führen, dass belastete Systeme in Hinblick auf ihre Retentionsleistung besser bewertet werden als unbelastete. In RESI wird die Retention jedoch als Fähigkeit eines Fluss-Auen-Abschnitts verstanden, überhöhte Belastungen zu kompensieren. Entsprechend müssen die Umsatzraten in Relation zur jeweiligen Belastung betrachtet werden. Aus diesem Grund wurde in RESI der Indikator ‰-Retention pro 1-km-Fluss-Auen-Segment gewählt. Hierbei wird die absolute Retention auf einem gegebenen 1-km-Fluss-Auen-Segment in Relation zur Fracht gesetzt:

$$Ind_{xret} = \frac{\sum(Ret_xF, Ret_xA)}{T_x} * 1000 \quad \text{Gl. 1}$$

wobei:

Ind_{xret} = relative Retention des jeweiligen Stoffes (N oder P) auf einem 1-km-Fluss-Auen-Abschnitt [‰]

Ret_xF = absolute jährliche Retention auf einem 1-km-Fluss-Abschnitt [$t a^{-1}$]

Ret_xA = absolute jährliche Retention auf einem 1-km-Auen-Abschnitt [$t a^{-1}$]

T_x = absolute jährliche Fracht des jeweiligen Stoffes (N oder P) auf einem 1-km-Fluss-Abschnitt [$t a^{-1}$]

Der Indikator bezieht sich auf eine Abschnittslänge von 1-km, da auf unterschiedlich langen Abschnitten unterschiedlich viel Fläche und Aufenthaltszeit für die jeweiligen Prozesse zur Verfügung steht, was die Gesamtretention beeinflusst. Der so berechnete Indikator gibt an, in welchem Umfang die N-, P- oder C-Fracht des Flusswassers innerhalb eines 1-km langen Fluss-Auen-Abschnitts reduziert wird.

Der Beitrag zur Retention von N, P und C unterscheidet sich zwischen Fluss und Aue. Während der Indikator für die N- und P-Retention nach Gleichung 1 für Fluss und Aue berechnet wird, spielen bei der C-Retention vor allem die flussinternen Umsätze (u. a. auch die C-Produktion durch Assimilation des Phytoplanktons) eine Rolle. Dementsprechend wird der Indikator %_o-Retention für organischen Kohlenstoff wie folgt berechnet:

$$Ind_{cret} = \frac{\sum(Ret_cF, AssC)}{org.C} * 1000 \quad \text{Gl. 2}$$

wobei:

Ind_{cret} = relative Retention von org. C auf einem 1-km-Fluss-Auen-Abschnitt [%_o]

Ret_cF = absolute jährliche Retention von org. C auf einem 1-km-Fluss-Abschnitt [$t a^{-1}$]

$AssC$ = absolute jährliche org. C-Produktion auf einem 1-km-Fluss-Abschnitt [$t a^{-1}$]

$org.C$ = absolute jährliche org. C-Fracht im Fluss auf dem betrachteten Kilometer [$t a^{-1}$]

2 Methodisches Vorgehen

2.1 Quantifizierung der Retention im Hauptlauf und in den Nebenflüssen

Die N-, P- und C-Retention im Fluss (Ret_xF) kann auf unterschiedliche Weise quantifiziert werden. Dazu zählen einerseits modellbasierte Ansätze, andererseits Bilanzierungsrechnungen oder direkte Messungen des Stoffumsatzes und der Retention.

Im Folgenden werden QSim und MONERIS als zwei Modellalternativen zur Berechnung der flussinternen Retention vorgestellt. Während im Gewässergütemodell QSim die Retention der Nährstoffe N und P sowie die C-Retention im Hauptstrom über die Modellierung der Stoffumsatzraten berechnet werden, ist MONERIS für die Bilanzierung der gesamten N- und P-Retention ausgelegt. Mit MONERIS können Nährstoffbilanzen des Einzugsgebiets eines Oberflächengewässers berechnet werden. Daher können beide Modelle auch als Modellkette fungieren, falls Messdaten zu Einleitungen aus Nebenflüssen fehlen oder veränderte Nährstofffrachten in den Hauptstrom (z. B. Landnutzungsänderungen im Einzugsgebiet) simuliert werden sollen.

2.1.1 Quantifizierung der Retention mit QSim

Für die Modellregion Donau (von Ulm bis Passau) wird die N-, P- und C-Retention mit Hilfe des Gewässergütemodells QSim berechnet. In diesem Modell werden die Änderungen der jeweiligen Stofffracht (N, P und C) unter Berücksichtigung von Einleitungen und flussinternen Umsatzprozessen für die entsprechende Flussmorphologie berechnet. Es ist mit dem hydrodynamischen Modell HYDRAX (Oppermann et al. 2015) gekoppelt und berücksichtigt somit auch die Transportzeiten im Gewässer und deren Einfluss auf den Stoffumsatz. QSim wurde bereits erfolgreich für wissenschaftliche und wasserwirtschaftliche Fragestellungen an der Donau (Bergfeld 2006, Viergutz et al. 2013) eingesetzt. Es wurde seitdem mit einem Sedimentbaustein („SEDFLUX“) ausgestattet (Kirchesch et al. 2016), der es ermöglicht, auch die Umsatzprozesse im Sediment (wie sessile Mineralisierung, Nitrifikation, Denitrifikation) abzubilden.

2.1.1.1 N-Retention im Fluss

Die Änderung des Gesamt-Stickstoffs (Total Nitrogen: TN) wird im Modell über Sedimentationsverluste sowie Ammonium bzw. Nitratflüsse in oder aus dem Sediment berechnet. Die Sedimentation des organischen Materials und der Algen hängt dabei von dem turbulenzabhängig sedimentierbaren Anteil des jeweiligen Stoffes und der ebenso turbulenzabhängigen Sinkgeschwindigkeit

ab. Für die gelösten Verbindungen (Nitrat und Ammonium) wird der Stoffaustausch zwischen der Wassersäule und dem Sediment über einen Diffusionskoeffizienten berechnet, der in Abhängigkeit von der Turbulenz in der Wassersäule um einen ‚vertikalen Puls‘ erhöht wird. In Abhängigkeit von den Transportgeschwindigkeiten ins Sediment und von den im Sediment stattfindenden Prozessen können die Nitrat- bzw. Ammoniumflüsse negativ (d. h. das Sediment fungiert als Senke) oder positiv (d. h. das Sediment fungiert als Quelle) sein. Das Sediment selbst wird im Modell in eine aerobe und eine anaerobe Schicht unterteilt. Die Mineralisierung von abgelagertem organischem Material (Umwandlung von org. N zu Ammonium) findet in beiden Schichten statt. Die Nitrifikation (Umwandlung von Ammonium zu Nitrat) findet neben den Prozessen in der Wassersäule lediglich in der aeroben Schicht statt. Die Denitrifikation (Umwandlung von Nitrat zu N_2) findet in der anaeroben Schicht statt, sie kann bei sehr geringen O_2 Konzentrationen aber auch in der aeroben Schicht stattfinden. Der Stoffaustausch zwischen der aeroben und anaeroben Schicht wird ebenfalls über einen Diffusionskoeffizienten berechnet (Details in Kirchesch et al. 2016). Die zeitliche Änderung des Gesamtstickstoffs ergibt sich im Modell aus:

$$\frac{d_{ges}N}{dt} = -C_{org, sed} * N_{org} - BAC_{sed} * N_{BAC} - \sum_{j=1}^{j=3} A_{sed,j} * Q_{Nj} + \frac{JNO3}{H} + \frac{JNH4}{H} \quad \text{Gl. 3}$$

wobei:

$gesN$ = Gesamt-Stickstoffkonzentration [$g\ m^{-3}$]

$C_{org, sed}$ = sedimentierte Menge an totem org. Kohlenstoff [$g\ m^{-3}d^{-1}$]

N_{org} = Kohlenstoff/Stickstoffverhältnis in sedimentiertem totem org. Material [-]

BAC_{sed} = sedimentierte Bakterienbiomasse [$g\ m^{-3}\ d^{-1}$]

N_{BAC} = Stickstoffanteil an der Bakterienbiomasse [-]

$A_{sed,j}$ = sedimentierte Menge an Algen der Klasse j [$g\ m^{-3}d^{-1}$]

Q_{Nj} = Stickstoffanteil der Algenbiomasse der Klasse j [$gN\ gBiom^{-1}$]

$JNO3$ = Nitratstickstofffluss in bzw. aus dem Sediment [$g\ m^{-2}d^{-1}$]

H = Gewässertiefe [m]

$JNH4$ = Ammoniumstickstofffluss in bzw. aus dem Sediment [$g\ m^{-2}d^{-1}$]

2.1.1.2 P-Retention im Fluss

Die Änderung des Gesamt-Phosphors (Total Phosphorus: TP) erfolgt durch Sedimentation von partikulärem organisch gebundenem Phosphor (Algen und Detritus) und dem Austausch von anorganischem Phosphor (PO_4-P) mit dem Sediment. Der organisch gebundene Phosphor gelangt durch die Sedimentation des Phytoplanktons und des Detritus in das Sediment, wo er zu anorganischem Phosphor mineralisiert wird. Nur ein Teil des anorganischen Phosphors liegt im Porenwasser gelöst vor, da Phosphat unter oxidischen Bedingungen an Tonminerale und Eisenoxide sorbiert werden kann. Dies gilt sowohl für den im Sediment gebildeten als auch für den in der Wassersäule transportierten anorganischen Phosphor. Bei geringen Sauerstoffkonzentrationen wird Phosphor wiederum freigesetzt und kann in den darüber liegenden Wasserkörper diffundieren. Das Sorptionsvermögen von Phosphor an Feststoffe wird in QSim mit Hilfe der Adsorptionsisotherme nach Langmuir und unter Berücksichtigung der Sauerstoff- und Nitratkonzentration berechnet (Details in Kirchesch et al. 2016). Die Bilanzgleichung für den Gesamt-Phosphorgehalt im Modell QSim lautet:

$$\frac{d_{ges}P}{dt} = -C_{org, sed} * P_{org} - BAC_{sed} * P_{BAC} - \sum_{j=1}^{j=3} A_{sed,j} * Q_{P_j} + \frac{JPO4}{H} \quad \text{Gl. 4}$$

wobei:

gesP	= Gesamt-Phosphorkonzentration [g m ⁻³]
C _{org, sed}	= sedimentierte Menge an totem org. Kohlenstoff [g m ⁻³ d ⁻¹]
P _{org}	= Kohlenstoff/Phosphorverhältnis in sedimentiertem totem org. Material [-]
BAC _{sed}	= sedimentierte Bakterienbiomasse [g m ⁻³ d ⁻¹]
P _{BAC}	= Phosphoranteil an der Bakterienbiomasse [-]
A _{sed,j}	= sedimentierte Menge an Algen der Klasse j [g m ⁻³ d ⁻¹]
Q _{P_j}	= Phosphoranteil der Algenbiomasse der Klasse j [g P gBiom ⁻¹]
H	= Wassertiefe [m]
JPO4	= Phosphorfluss in bzw. aus dem Sediment [g m ⁻² d ⁻¹]

2.1.1.3 C-Retention im Fluss

Die C-Retention umfasst den Abbau des organisch gebundenen Kohlenstoffs (org. C) im Fluss (Respiration) und die Festlegung von org. C in den Sedimenten (Aufbau benthischer Biomasse, Sedimentation). Zusätzlich findet beim C-Umsatz im Gegensatz zu N und P auch ein flussinterner Aufbau von org. C durch assimilative Prozesse statt (autochthoner C), was in der Bilanz dem C-Abbau entgegenwirkt. Im Modell QSim wird sowohl der Aufbau der Algenbiomasse (Assimilation) als auch der Abbau des organischen C (Respiration) beschrieben. Beide Prozesse führen zu einer Veränderung der Sauerstoffkonzentration der Wassersäule (Assimilation = Sauerstoffproduktion, Respiration = Sauerstoffverbrauch) und gehen im Modell entsprechend in die Bilanzgleichung für die Änderung des Sauerstoffgehaltes ein. Die Gesamtgleichung lautet:

$$\frac{dO_2}{dt} = k_{2,OB} * (O_{2,Saett} - O_2) - BSB - \Delta O_{Nitri} + \sum_{j=1}^{j=3} \Delta O_{A,j} - \Delta O_{ROT} - \Delta O_{DR} + \frac{JO_2}{H} \quad \text{Gl. 5}$$

wobei:

k _{2,OB}	= Gasaustauschkoeffizient für Sauerstoff über die Gewässeroberfläche [d ⁻¹]
O ₂	= Sauerstoffgehalt [g m ⁻³]
O _{2,Saett}	= Sauerstoffsättigungskonzentration [g m ⁻³]
BSB	= Sauerstoffverbrauch durch die Oxidation organischer Kohlenstoffverbindungen in der Wassersäule [g m ⁻³ d ⁻¹]
ΔO _{Nitri}	= Sauerstoffverbrauch durch Nitrifikation in der Wassersäule [g m ⁻³ d ⁻¹]
ΔO _{A,j}	= Sauerstoffänderung durch die Algen der Klasse j [g m ⁻³ d ⁻¹]
ΔO _{ROT}	= Sauerstoffänderung durch die Respiration der Rotatorien [g m ⁻³ d ⁻¹]
ΔO _{DR}	= Sauerstoffänderung durch Respiration von <i>Dreissena polymorpha</i> [g m ⁻³ d ⁻¹]
H	= Wassertiefe [m]
JO ₂	= Sauerstofffluss in das Sediment [g m ⁻² d ⁻¹]

Als ÖSL für den C-Umsatz werden nur die Prozesse berücksichtigt, die mit einem Aufbau bzw. Abbau von organischem Material verbunden sind, hier also die mikrobielle Oxidation organischer Kohlenstoffverbindungen in der Wassersäule (BSB), die Respiration des Zooplanktons (hier: Rotatorien ΔO_{ROT}) und des Zoobenthos (hier: *Dreissena polymorpha* ΔO_{DR}) und der Sauerstofffluss in das Sediment (JO₂). Der Sauerstofffluss in das Sediment beinhaltet jedoch nicht nur den Abbau des

abgelagerten organischen Materials, sondern auch den O₂-Verbrauch durch die sessile Nitrifikation. Letztere wird im Modell jedoch als vernachlässigbar eingeschätzt (pers. Kommentar V. Kirchesch), weswegen der Sauerstofffluss in das Sediment annähernd dem sessilen C-Abbau entspricht. Der C-Abbau kann aus dem O₂ Verbrauch über die jeweiligen respiratorischen Koeffizienten berechnet werden. Diese sind:

1. 1 g C = 3,2 g O₂ für den mikrobiellen Abbau in der Wassersäule
2. 1 g C = 2,8 g O₂ für den mikrobiellen Abbau im Sediment
3. 1 g C = 2,1 g O₂ für die Respiration der Rotatorien und *Dreissena polymorpha*

Während ein Teil des sedimentierten Materials abgebaut und als Sauerstofffluss in das Sediment berücksichtigt wird, verbleibt ein nicht abbaubarer (refraktärer) Anteil im Sediment und trägt somit ebenfalls zur C-Retention bei. Im Modell QSim werden 20 % des abgelagerten organischen Materials als refraktär angenommen (Kirchesch et al. 2016). Entsprechend wird bei der C-Retention im Sediment neben dem Sauerstofffluss in das Sediment auch das sedimentierte organische Material zu 20 % berücksichtigt.

2.1.1.4 Flussspezifische Zusatzfaktoren

Benthische Filtrierer

Sofern benthische Filtrierer in einem Fluss von Bedeutung sind, sorgen diese ebenfalls für eine (temporäre) Verringerung der transportierten N, P und C-Frachten. In QSim kann der Effekt der benthischen Filtrierer über die Eingabe der entsprechenden Abundanzen (hier: die Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*)) auf dem jeweiligen Flussabschnitt berechnet werden (Schöl et al. 1999, Schöl et al. 2002, Viergutz et al. 2013). Von der filtrierten Stofffracht wird jedoch nur ein Teil in die benthische Biomasse aufgenommen. Der andere Teil des jeweiligen Stoffes (N, P oder C) wird mit den Faeces und Pseudofaeces in die Wassersäule zurückgeführt. Dies wird in den Bilanzgleichungen des Modells entsprechend als Quelle für die Wassersäule berücksichtigt und die rückgeführten Stoffe unterliegen dort weiteren Abbauprozessen. Im Falle von C wird ein weiterer Teil über die Respiration aus dem System entfernt. Somit ergibt sich die Retentionsleistung der benthischen Filtrierer aus deren Respiration (Umwandlung von org. C in CO₂), und der tatsächlichen Aufnahme in die benthische Biomasse der Organismen:

$$\text{Retention durch Zoobenthos}_{(C,N,P)} = \text{Respiration Zoobenthos}_{(C)} + \text{Biomasseaufbau}_{(C,N,P)} \quad \text{Gl. 6}$$

2.1.2 Quantifizierung der Retention mit MONERIS

Für die Modellregionen Nahe (von Kirn bis Bingen) und Donau (von Ulm bis Passau) wird die N- und P-Retention mit Hilfe von MONERIS (MODelling Nutrient Emissions in RIVER Systems) berechnet. MONERIS beschreibt als Modell die Nährstoffbilanz innerhalb des gesamten hydrologischen Einzugsgebiets eines Oberflächengewässers. Dies umfasst somit den Input in das Einzugsgebiet, die Umsetzungs- und Retentionsprozesse in Boden, Grundwasser und den Oberflächengewässern sowie innerhalb von urbanen Systemen. Das Modell unterscheidet sieben verschiedene (präferentiell-) diffuse und punktförmige Eintragspfade. Dabei unterliegen Nährstoffe teilweise bereits einer erheblichen Retention, bevor sie in die Oberflächengewässer gelangen. Innerhalb der Oberflächengewässer wird eine weitere, separat modellierte Retention und Transformation der Nährstoffe berücksichtigt. Im Oberflächenwasser ist die Retention (Summe aller Verlust- und Transformationsprozesse, auch Netto-Retention genannt) ein wichtiges Element des Nährstoffhaus-

halts. Diese kann in Abhängigkeit verschiedener Steuergrößen räumlich und zeitlich stark variieren und für Phosphor zeitweise, im Falle einer Remobilisierung bzw. von Rücklösung aus dem Sediment sogar negativ sein.

Basis für MONERIS sind zahlreiche Datengrundlagen, die einerseits über Zeitreihen als periodische Daten (z. B. atmosphärische Deposition, Stickstoff- und Phosphorbilanzen) und andererseits als statische Eingangsgrößen (z. B. Hydrogeologie, Bodeninformationen) eingehen. Mit den hydrologischen Teileinzugsgebieten (Analytical Unit (AU): ab 1-km² Gebietsgröße) wird ein Abflussbaum erstellt, in dem die Entwässerungsrichtung jedes Teileinzugsgebietes festgelegt ist. Unter Berücksichtigung der AU-spezifischen Wasserbilanzen können mit MONERIS die punktuellen und die diffusen Einträge und Herkunftsquellen in die Gewässer der Teileinzugsgebiete berechnet werden. Dazu werden die Eintragspfade wie folgt berücksichtigt:

- Erosion: Erosionsbedingte Sediment- und Nährstoffeinträge werden basierend auf der allgemeinen Bodenabtrags-Gleichung (ABAG) für geneigte und an das Gewässer angeschlossene Flächen berechnet. Es wurde an den Schwebstofffrachten der Gewässer sowie an den partikulären Phosphorfrachten der Gewässer validiert.
- Abschwemmung: Der Oberflächenabfluss für die Berechnung der Abschwemmung wird nach Carl et al. (2008) ermittelt. Die Konzentrationen der gelösten Nährstofffraktionen im Oberflächenabfluss werden als gebietsgewichtete Mittelwerte aus den Konzentrationen von Acker-, Grün- und Offenland ermittelt, wobei diese für Phosphor von der Phosphorsättigung des Oberbodens und für Stickstoff vor allem von der atmosphärischen Deposition und den Stickstoffüberschüssen bestimmt werden.
- Grundwasser/Zwischenabfluss: Die Berechnung der Einträge über den Grundwasserpfad erfolgt über eine Kopplung der Stickstoffüberschüsse der Landwirtschaft und der übrigen Flächen mit den Stickstoffkonzentrationen im Grundwasser mithilfe einer von den hydrogeologischen Gegebenheiten, der Sickerwassermenge und der Größe der Überschüsse selbst abhängigen Retentionsfunktion unter Berücksichtigung der großräumigen Verweilzeiten in den Flussgebieten. Für Phosphor werden feste Konzentrationen für die einzelnen Texturklassen angenommen.
- Dränagen: Auf Basis der über Standorteigenschaften wie Bodentyp, Bodenwasserverhältnisse, Landnutzung abgeleiteten Dränflächen, erfolgt die Modellierung der Nährstoffeinträge in Gewässer über die nach Sommer- und Winterabflüssen differenzierte Dränspende und die Nährstoffüberschüsse der landwirtschaftlichen Flächen.
- Die atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen wird über die Depositionswerte und die Gewässerfläche berechnet. Die Wasserflächenberechnung erfolgt über eine Gewässerbreitenberechnung und der Ableitung der Fließlängen aus topographischen Karten (s. Kap. 2.1.2.3).
- Die Einträge von versiegelten urbanen Flächen werden unter Berücksichtigung der regionalen Unterschiede in den Kanalisationssystemen (Misch- und Trennsystem, keine Kanalisation), dem Versiegelungsgrad sowie dem Ausbaugrad (Speichervolumen) des Mischsystems berechnet.
- Punktuelle Einträge aus kommunalen Kläranlagen und durch industrielle Direkteinleiter: Die punktuellen Einträge werden mit einer Frachtberechnung kalkuliert und können über ein eigens erstelltes, deutschlandweites Inventar zu Kläranlagen abgefragt werden.

Weiterhin wurde eine Methode zur Berücksichtigung der Nährstoffrückhalte und -verluste in den Oberflächengewässern in Abhängigkeit von der hydraulischen Belastung bzw. den spezifischen Abflussspenden des Flusssystemes entwickelt (Behrendt et al. 1999, Behrendt & Opitz 2000) und modifiziert (Venohr 2005, Venohr et al. 2011). Damit sind die Ermittlung der Nährstofffrachten aus den Nährstoffeinträgen in einem Flussgebiet und somit auch ein direkter Vergleich mit den aus Güte- und Abflussmessungen berechenbaren Nährstofffrachten möglich.

MONERIS wurde für die Berechnung der N- und P-Retention ausgelegt, beschreibt jedoch keine Umsätze oder Retention von Kohlenstoff. MONERIS verwendet zur Berechnung der Retention semi-empirische oder auch prozessorientierte Ansätze. Wobei die Retention als Summe aller beteiligten Transformations- und Retentionsprozesse in Abhängigkeit von den wichtigsten Steuergrößen abgeschätzt wird. Dabei wurden für TN, DIN (Dissolved Inorganic Nitrogen (gelöster anorganischer Stickstoff)) und TP jeweils für eine monatliche und für eine jahresbasierte Berechnung individuelle Ansätze entwickelt und kalibriert. Da der RESI-Indikator sich nur auf TN und TP bezieht und somit Transformationsprozesse zwischen mineralischen und biologisch gebundenen Fraktionen bzw. zwischen gelösten und partikulären Formen nicht betrachtet, werden diese hier nicht weiter beschrieben. Die innerjährliche Variabilität der Steuergrößen der beteiligten Prozesse kann jedoch einen erheblichen Einfluss auf die jährliche Gesamtretention haben, so dass trotz der Bewertung der Jahresretention in RESI die Berechnung auf monatlicher Ebene durchgeführt wurde.

Die Berechnung der Retention unterliegt folgender Systematik:

- Es wird davon ausgegangen, dass die Einträge eines Teileinzugsgebietes gleichmäßig in die als Nebengewässer (TRIB) ausgewiesenen Oberflächengewässer gelangen und dort einer Retention unterliegen (Fracht der Nebengewässer).
- Falls das betrachtete Teileinzugsgebiet kein Quellgebiet ist, wird für die von vorgelagerten Teileinzugsgebieten zufließenden Frachten eine Retention im Hauptlauf berechnet. Einträge aus Punktquellen, die direkt in den Hauptlauf einleiten, und die Frachten der Nebengewässer werden hier nicht berücksichtigt.
- Liegt am Teileinzugsgebietsauslass eine größere Wasserfläche (See oder Talsperre), wird hier für die Frachten des Hauptlaufes, für die Frachten der Nebengewässer und für die direkt in den Hauptlauf einleitenden Punktquellen eine zusätzliche Retention berechnet.

Die Berechnung der Stickstoff- und Phosphorretention basiert auf zwei unterschiedlichen Berechnungsansätzen. Im Folgenden werden zunächst kurz die Eingangsdaten und Methoden sowie der allgemeine Rechenweg beschrieben.

2.1.2.1 Abflussbaum

Die hierarchische Gliederung des Einzugsgebiets im MONERIS-Ansatz beginnt mit dem „Teileinzugsgebiet“ als Grundlage und kleinste Modelleinheit. Für diese Teileinzugsgebiete wurde ein Abflussbaum erstellt, welcher die Fließrichtung für jedes einzelne Teileinzugsgebiet definiert. Somit wird jedes Einzugsgebiet dem unterliegenden Einzugsgebiet zugeordnet. Sollte ein Teileinzugsgebiet in zwei verschiedene unterliegende Teileinzugsgebiete entwässern, beispielsweise durch einen Kanal oder eine Verzweigung, wird ein Splitting (über eine Split_ID) eingefügt und die anteiligen Abflüsse auf die angeschlossenen Gewässer verteilt.

2.1.2.2 Modellierung der Gebietsabflüsse

Innerhalb von RESI war keine hydrologische Modellierung vorgesehen. Vereinfachend wurde daher die Verteilung der Abflussspende auf Basis der monatlichen Niederschlagssummen und Verdunstung abgeleitet. Hierzu wurden Abflüsse von 16 Abflussstationen herangezogen und jeweils denjenigen Teileinzugsgebieten zugewiesen, an deren Auslass sie liegen. Anschließend wurden die Analysegebiete ohne vorliegende Abflussmessungen der nächsten stromabwärts gelegenen Messstelle zugeordnet. Für jedes Analysegebiet wurde die Wasserbilanz aus Niederschlag und Verdunstung berechnet und durch einen additiven Term (mm/Monat) ergänzt. Dieser wurde gemeinsam für alle einer Messstelle zugeordneten Analysegebiete so kalibriert, dass der gemessene Abfluss mit minimaler Abweichung wiedergegeben wird. Durch Inkonsistenzen in den Messungen ergaben sich zwischen den Abflüssen zweier benachbarter Pegel vereinzelt negative Wasserbilanzen. Diese wurden durch einen Mindestabfluss und eine iterative Kalibrierung gelöst.

2.1.2.3 Berechnung der Gewässeroberfläche

Die Gewässeroberfläche in einem Einzugsgebiet muss für die Berechnung der Nährstoffretention in Flüssen und Seen und für die Berechnung der atmosphärischen Deposition auf Gewässeroberflächen quantifiziert werden. Hierzu kam der Ansatz nach Venohr et al. (2005) zur Abschätzung der Flussbreite von Haupt- und Nebenflüssen zum Einsatz. Dieser Ansatz schätzt die Gewässeroberfläche als Produkt der Fließlänge und der Gewässerbreite ab, wobei zwischen Haupt- und Nebenläufen unterschieden wird. Für die Kalibrierung und Validierung wurden rund 500 Flusssysteme mit verschiedenen hydromorphologischen Charakteristika in Europa verwandt. Die Kalibrierung basiert sowohl auf Messungen der Flussbreite als auch auf detaillierten hydrologischen Karten, in denen Informationen zur Flussbreite vorliegen. Die berechnete Gewässeroberfläche wurde verifiziert durch statistische Daten der deutschen Bundesländer.

Die Flussbreite wird als abhängige Variable der gesamten Einzugsgebietsgröße, des spezifischen Abflusses und der mittleren Hangneigung des jeweiligen Teileinzugsgebietes berechnet. Die Wasserfläche der Flüsse wird – differenziert nach Haupt- und Nebenlauf – zur Fläche der Seen addiert. Die Fließlänge der Nebenläufe wird für jedes Teileinzugsgebiet aus den ATKIS-Karten entnommen.

2.1.2.4 Wassertemperatur

Der methodische Ansatz zur Berechnung der Wassertemperatur für Gebiete ohne verfügbare Messwerte wurde im EU-Projekt MARS (Managing Aquatic ecosystems and water Resources under multiple Stress) entwickelt. Da Wassertemperaturdaten nicht flächendeckend für jedes Teileinzugsgebiet vorlagen, wurden Korrelationen aus Luft- und Wassertemperatur auf monatlicher Ebene abgeleitet (Abb. 1). Konnte auf Grund von fehlerhaften oder zu lückenhaften Daten keine Korrelation abgeleitet werden, wurde diese von Stationen gleicher Höhe und Hydroregion übertragen. Werte unter 0 °C wurden auf 0 °C und Werte über 35 °C auf 35 °C gesetzt.

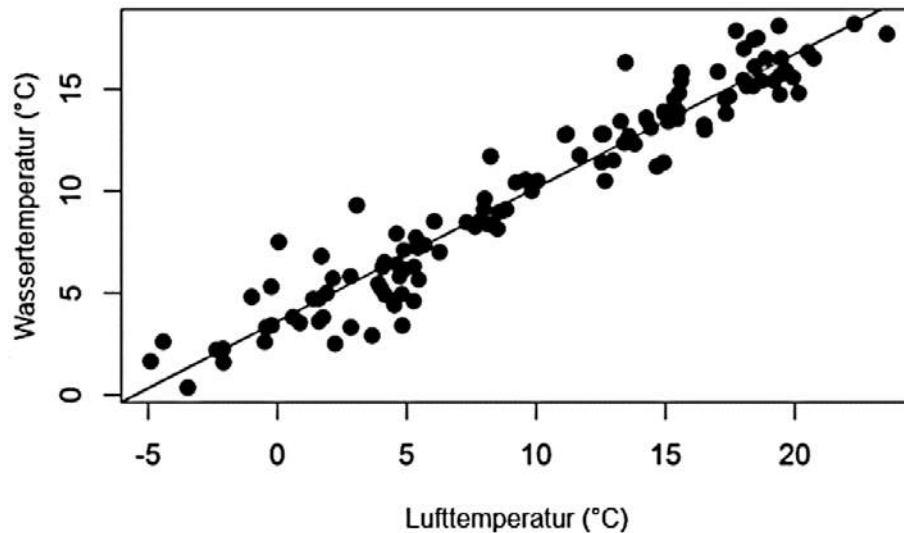


Abb. 1: Korrelation von Wassertemperatur und Lufttemperatur (für 2001 – 2010) eines deutschen Teilinzugsgebietes.

2.1.2.5 Berechnung der Stickstoffretention

Die Ermittlung der Stickstoffretention basiert auf der Annahme, dass der wesentliche Anteil der N-Retention durch eine gekoppelte Nitrifikation-Denitrifikation stattfindet, wohingegen ein dauerhafter Rückhalt von Stickstoff durch Sedimentation ebenso wie ein Abbau von gelöstem organischen Stickstoff (dissolved organic carbon (DON)) vernachlässigbar klein angenommen wird. Weiterhin wird davon ausgegangen, dass die zentralen Voraussetzungen für eine Denitrifikation bei einer räumlichen Auflösung von mehreren Kilometern Fließstrecke und einer zeitlichen Auflösung von Monaten nicht grundsätzlich limitierend wirken. Dies gilt insbesondere für Bedingungen, die als Voraussetzung für den Ablauf eines Denitrifikationsprozesses gelten, wie das Vorhandensein von Nitrat und Kohlenstoff sowie von sauerstoffarmen Bereichen im Sediment. Somit steuern physikalische Parameter wie Abfluss, Sedimentoberfläche, Aufenthaltszeit sowie die Wassertemperatur als Indikator der bakteriellen Aktivität die Denitrifikationsraten. Eine räumliche Verortung der Denitrifikation in den Oberflächengewässern eines Analysegebietes ist auf Basis dieser Ansätze nicht möglich.

Die Berechnung der Stickstoffretention basiert auf einem Massenbilanzansatz (Fracht = Eintrag – Retention). Durch Umformung lässt sich hieraus ein frachtgewichteter Retentionsfaktor ableiten, der die Retention in Form einer sigmoidalen Kurve, in Abhängigkeit von der hydraulischen Belastung (hydraulic load = HL) und der Wassertemperatur beschreibt:

$$R_{THL-TN} = \frac{1}{1 + 5,7 \cdot e^{(0,067 \cdot WT) HL^{-1}}} \cdot 100 \quad \text{Gl. 7}$$

wobei:

- R_{THL-TN} = mittlere monatliche TN Retention [%]
- HL = Hydraulische Belastung [m yr^{-1}]
- WT = mittlere monatliche Wassertemperatur [$^{\circ}\text{C}$]

Regulierende Ökosystemleistungen: Stoffmetabolisierung

Die hydraulische Belastung lässt sich unmittelbar in weitverbreitete Parameter der Retentionsmodellierung überführen:

$$HL = \frac{z}{\tau} = \frac{z}{\frac{V}{Q}} = \frac{z}{\frac{WSA \cdot z}{Q_a}} = \frac{Q}{WSA}$$

Gl. 8

wobei:

- z = mittlere Wassertemperatur des Gewässer [m]
- τ = mittlere Aufenthaltszeit im Gewässer [yr]
- V = mittleres Volumen des Gewässers [m³]
- Q = Abfluss [m³ yr⁻¹]
- WSA = Wasseroberfläche [m²]
- HL = Hydraulische Belastung [m yr⁻¹]

Eine Temperaturabhängigkeit moduliert die Sigmoidalkurve und beschreibt zunehmende Retentionsraten mit abnehmender hydraulischer Belastung und zunehmender Temperatur (Abb. 2).

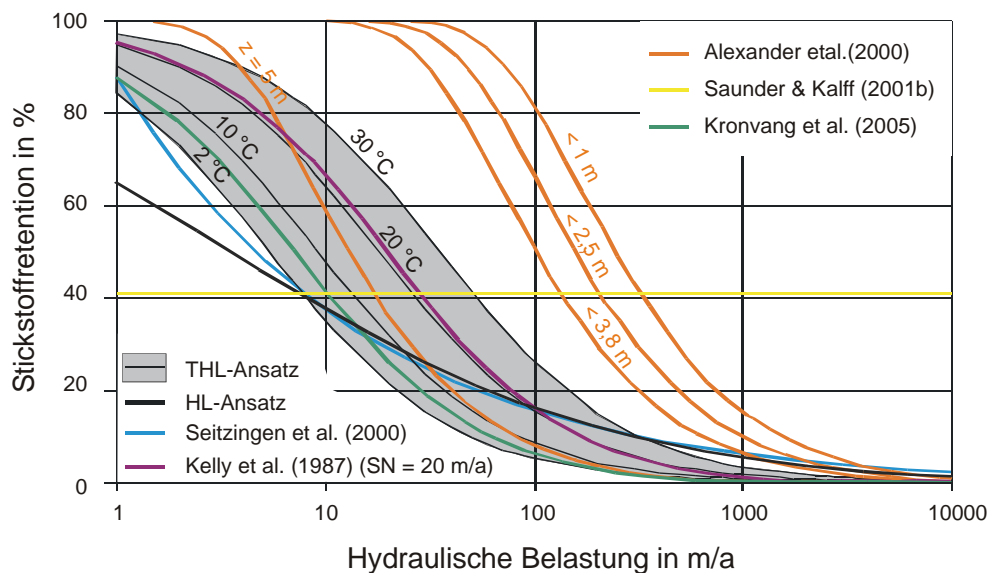


Abb. 2: Vergleich der berechneten prozentualen Retention nach verschiedenen Retentionsansätzen in Abhängigkeit von der hydraulischen Belastung (Venohr 2006).

2.1.2.7 Berechnung der Phosphorretention

Die Berechnung der Phosphorretention basiert auf dem Ansatz von Behrendt & Opitz (2000). Dieser beschreibt die Retention auf jährlicher Basis und unter alleiniger Berücksichtigung der hydraulischen Belastung bzw. Abflusspende. Für die Retentionsmodellierung auf monatlicher Ebene wurde zusätzlich die Abbildung einer (temporären) Sedimentation und der später möglichen Remobilisierung implementiert. Der Ansatz zur Berechnung der Sedimentation und Remobilisierung leitet sich grundsätzlich von dem Zusammenhang zwischen Partikelgröße und Fließgeschwindigkeit ab, der durch die Navier-Stokes Gleichung beschrieben wird. Dieser besagt, dass Sedimentation oder Remobilisierung von Partikeln einer bestimmten Größe maßgeblich durch die Fließgeschwindigkeit gesteuert werden. Demnach können gleichzeitig größere Partikel sedimentieren und feineres Material remobilisiert werden. Daraus ergibt sich weiterhin, dass nicht die absolute Geschwindigkeit, sondern die Geschwindigkeitsänderung zwischen zwei Berechnungsschritten darüber entscheidet, ob Sedimentation oder Remobilisierung als Prozess dominieren. Bei der hier angesetzten räumlichen und zeitlichen Auflösung von Flussabschnitten und Monaten ist eine dynamische Modellierung oder z. B. eine Unterscheidung zwischen Gleithang und Prallhang zur Beschreibung von kleinräumigen Gegebenheiten nicht sinnvoll. Stattdessen wird grundlegend davon ausgegangen, dass in einem Gewässerabschnitt unter den hydromorphologischen Gegebenheiten Sedimentation und Remobilisierung mittelfristig in einem relativ konstanten Verhältnis zu einander stehen, aus dem sich in den meisten Flüssen nur eine geringe, teilweise auch leicht negative (Remobilisierung > Sedimentation), mittlere jährliche Netto-Retention ergibt (Abb. 3).

Für die Phosphorretention ist zusätzlich wichtig, dass feine Sedimente eine größere Oberfläche bieten und in der Regel ein effektiverer Adsorptions- oder Assoziationspartner sind als große Partikel gleicher Gesamtmasse. Damit wird über die Sedimentation und Remobilisierung feiner Partikel mehr Phosphor festgelegt bzw. wieder remobilisiert als dies bei der gleichen Masse an größeren Partikeln der Fall wäre. Eine nennenswerte Sedimentation feiner Partikel erfolgt nur bei entsprechend kleinen Fließgeschwindigkeiten und geringer Turbulenz. Wie z. B. Feng (2016) zeigen konnte, nimmt die Fließgeschwindigkeit maßgeblich mit dem Abfluss, und damit in der Regel mit der Einzugsgebietsgröße, zu. In gefällereichen Gewässerabschnitten hingegen, verhindert die Turbulenz auf Grund der hohen Rauigkeit bei relativ geringen Fließgeschwindigkeiten eine nennenswerte Sedimentation. Umgekehrt ist für diese Gewässer auch von einer geringen Remobilisierung auszugehen, da die entsprechenden Sedimente nicht zur Verfügung stehen (Abb. 4). Auf Basis dieser Zusammenhänge setzt der neue Retentionsansatz folgende prinzipiellen Annahmen voraus:

4. Die Netto-Gesamtretention nimmt mit Gefälle und hydraulischer Belastung ab.
5. Bei abnehmender Sedimentation verringert sich auch das remobilisierbare Sediment.
6. Mit abnehmender, mittlerer jährlicher hydraulischer Belastung nimmt die Netto-Gesamtretention zu.
7. Die jährliche Netto-Gesamtretention kann, in Abhängigkeit von dem Verhältnis von monatlichen zu den mittleren langjährigen Abflussbedingungen, im gleichen Flussgebiet negativ oder positiv ausfallen.

Regulierende Ökosystemleistungen: Stoffmetabolisierung

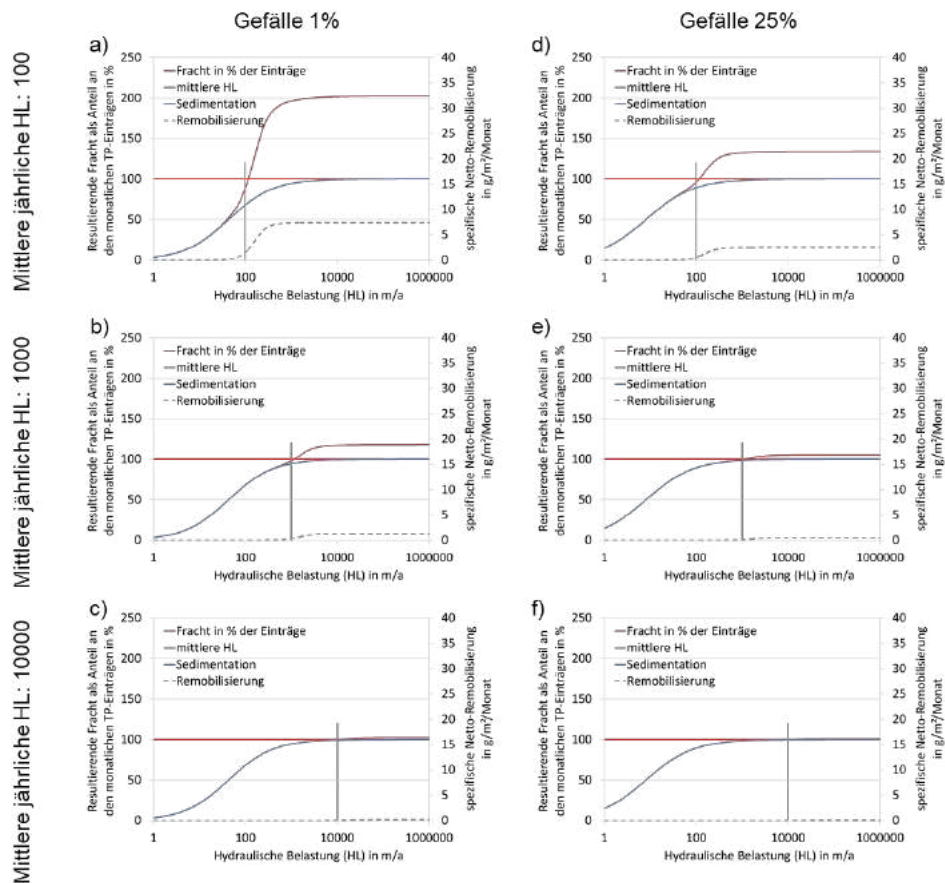


Abb. 3: Monatliche Netto-P-Retention bei unterschiedlichen hydromorphologischen Gegebenheiten (Gefälle und hydraulische Belastung HL), inklusive der Teilkomponenten Sedimentation und Remobilisierung. Gefälle 1 % und a) HL=100, b) HL=1000 und c) HL=10000. Gefälle 25 % und d) HL100, e) 1000 und f) 10000.

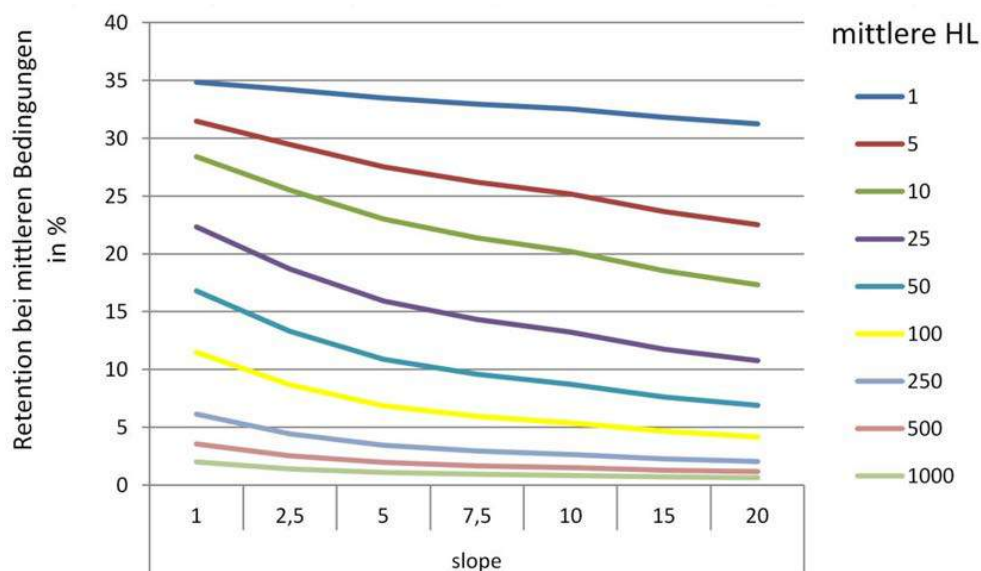


Abb. 4: Resultierende, mittlere Netto-Retention bei verschiedenen Kombinationen von Gefälle (slope) und mittlere hydraulischer Belastung (HL).

Die zuvor festgelegten Annahmen werden durch Gleichungen 9, 10, und 11 wiedergegeben. Diese wurden auf Basis von verschiedenen, EU-weiten Flusssystemen kalibriert.

$$Sedi_{P_Monat} = 1 - \frac{1}{1 + \frac{a \cdot sl^b}{HL} \cdot Q^{c \cdot sl^d}} \quad \text{Gl. 9}$$

wobei:

$Sedi_{P_Monat}$	= mittlere Sedimentation im Berechnungsmonat [-]
a	= Kalibrierungsparameter (Wert = 40,5)
b	= Kalibrierungsparameter (Wert = -0,45)
c	= Kalibrierungsparameter (Wert = 0,1)
d	= Kalibrierungsparameter (Wert = 0,1382)
HL	= Hydraulische Belastung [$m \text{ yr}^{-1}$]
sl	= Gefälle [%]
Q	= Abfluss [$m^3 \text{ yr}^{-1}$]

$$Remobi_{P_Monat} = \frac{(Sedi_{P_Mittel}) \cdot e \cdot \frac{Emi_{P_Monat}}{WSA}}{1 + f \cdot \left(\frac{Q_{Mittel}}{Q_{Monat}}\right)^g} \quad \text{Gl. 10}$$

wobei:

$Remobi_{P_Monat}$	= mittlere Remobilisierung von P aus dem Sediment im Berechnungsmonat, in $g/m^2/\text{Monat}$
$Sedi_{P_Mittel}$	= mittlere langjährige Sedimentation [-]
Emi_{P_Monat}	= mittlere monatliche Einträge abgeleitet aus Jahressumme [t/Monat]
WSA	= Wasserfläche (water surface area) [km^2]
Q_{Mittel}	= Mittlerer langjähriger Abfluss [$m^3 \text{ s}^{-1}$]
Q_{Monat}	= Mittlerer Abfluss im Berechnungsmonat [$m^3 \text{ s}^{-1}$]
e	= Kalibrierungsparameter (Wert = 3,2) [-]
f	= Kalibrierungsparameter (Wert = 4) [-]
g	= Kalibrierungsparameter (Wert = 2) [-]

$$Ret_{P_Monat} = \frac{(1 - Sedi_{P_Monat}) \cdot Emi_{P_Monat} + Remobi_{P_Monat} \cdot WSA}{Emi_{P_Monat}} \cdot 100 \quad \text{Gl. 11}$$

wobei:

Ret_{P_Monat}	= mittlere Netto-Retention im Berechnungsmonat [%]
------------------	--

2.2 Quantifizierung der Retention in der Aue

Der Nährstoffrückhalt in Auen ($Ret_{x,A}$) wird hier über den Stickstoff- und Phosphorrückhalt in rezenten Flussauen abgeschätzt und bewertet. Die angewandte Methodik nach Schulz-Zunkel et al. (2012) basiert maßgeblich auf bekannten landschaftsökologischen Ansätzen und stützt sich zusätzlich auf vorhandene Fallstudien.

2.2.1 N-Retention in der Aue

Inwieweit Auen zur N-Retention und somit zur Verbesserung der Wasserqualität der Flüsse beitragen, hängt von den hydrologischen Gegebenheiten, der Beschaffenheit der vorzufindenden Sedimente (Burt et al. 1999) sowie vom Anteil des Nitrats, das durch Überflutungsereignisse bzw. seitlich einströmendes Grundwasser in Hochwassersituationen vom Fluss in die Auen gelangt, ab. Günstige Bedingungen für eine vollständige Denitrifikation sind ein hoher Wassergehalt des Bodens und somit dort vorherrschende anaerobe Verhältnisse, eine neutrale Bodenreaktion, Temperaturen zwischen 10 °C und 35 °C sowie ein hoher Gehalt an leicht verfügbarem organischem Material (vgl. Gisi 1990). Des Weiteren beeinflussen Überflutungsdauer und -fläche (van der Lee et al. 2004) sowie die Nitratkonzentration des Flusswassers selbst (Vinten & Smith 1993) die Retentionsleistung von Auen.

Für die Erfassung der Stickstoffretentionsleistung wurde ein Schätzverfahren nach Schulz-Zunkel et al. (2012), basierend auf Gäth et al. (1999, verändert nach Höper 2005) verwendet und leicht modifiziert. Es erlaubt eine Zuordnung von Denitrifikationsstufen für die Bodentypen nach der Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 (BÜK1000). Das Verfahren geht davon aus, dass die Bodentypen auf Grund ihrer Redox-Eigenschaften, die insbesondere abhängig vom Wassergehalt sind, unterschiedliche Kapazitäten für die Umwandlung von Nitrat zu elementarem Stickstoff (N_2) besitzen (Denitrifikation). N_2 wird an die Atmosphäre abgegeben und somit aus dem Fluss-Auen-System entfernt.

Gäth et al. (1999, verändert nach Höper 2005) definieren fünf Denitrifikationsklassen (1 = sehr gering bis 5 = sehr hoch) unter Verwendung der Bodenübersichtskarte im Maßstab 1:50.000 (BÜK50). Aufgrund der Verwendung der Bodenübersichtskarte im Maßstab 1:1.000.000 (BÜK1000) anstatt der Bodenübersichtskarte im Maßstab 1:50.000 (BÜK50), waren einzelne methodische Anpassungen der Methodik von Schulz-Zunkel et al. (2012) nötig. So sind in der BÜK1000 die Bodentypen: „Auenboden“ und „Gley“ zum Typ „Auenboden/Gley“ zusammengefasst. Beide Bodentypen weisen aber nach der verwendeten Methode stark unterschiedliche Denitrifikationsstufen (2 für Auenboden, 4 für Gley) auf. Da laut Gäth et al. (1999, verändert nach Höper 2005) in Abhängigkeit von der Kenntnis des Vernässungsgrades der jeweiligen Standorte die Möglichkeit besteht, die Denitrifikationsstufen anzuheben, wurde in RESI für den Bodentyp „Auenboden/Gley“ die Denitrifikationsstufe 3 vergeben (Schulz-Zunkel et al. 2012).

Die entwickelte Herangehensweise (Abb. 5) nutzt weiterhin die aus dem Digitalen Landschaftsmodell (DLM25) abgeleiteten sieben Landnutzungsklassen. Für die Landnutzungstypen „Grünland“ und „Wald“, die zusammen rund 60 % der rezenten Auenfläche für 79 Flüsse in Deutschland einnehmen (Brunotte et al. 2009), ergeben sich demnach folgende fünf Denitrifikationsstufen, die abhängig vom jeweiligen Bodentyp vergeben werden: 1=sehr gering (Regosol, Braunerde), 2=gering (Parabraunerde), 3=mittel (Auenboden/Gley), 4=hoch (Gley) und 5=sehr hoch (Gley-Tschernosem, Moore). Zusätzlich geht in die Zuordnung die Auen-Zustandsbewertung der rezenten Aue nach Brunotte et al. (2009) ein. Auensegmente, die mit den Auenzustandsklassen 1: „sehr gering verändert“, 2 „gering verändert“ und 3: „deutlich verändert“ bewertet worden sind und

gleichzeitig der Denitrifikationsstufe 3 zugeordnet sind, wurden um eine Denitrifikationsstufe angehoben, (von Stufe 3 auf Stufe 4). Das damit einhergehende höhere Denitrifikationspotenzial ist in dem angenommenen höheren Überflutungspotenzial dieser Auenabschnitte begründet.

Den jeweiligen Denitrifikationsstufen werden dann, analog zu Gäth et al. (1999, verändert nach Höper 2005), Spannbreiten der potenziellen Stickstoffretention in $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ zugeordnet, die ebenfalls zu einer Spanne bei den berechneten Ergebnissen führt und deshalb mit einem Minimal- bzw. Maximalwert dargestellt werden (Denitrifikationsstufen in Abb. 5). Für den RESI-Ansatz wurden nur die Maximalwerte genutzt.

Die Zuordnung der Denitrifikationsstufen für die Landnutzungsklassen „Gewässer“, und „Feuchtgebiete“ erfolgte unabhängig vom Bodentyp. Dem Landnutzungstyp „Feuchtgebiet“ wird die höchste Denitrifikationsstufe (Stufe 5: sehr hoch = $250 \text{ kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) zugeordnet, weil davon ausgegangen wird, dass in Feuchtgebieten der Boden lange Zeit Wasser führend bzw. Wasser gesättigt ist und höhere Gehalte an organischem Material zu erwarten sind und somit von hohen Denitrifikationspotenzialen ausgegangen werden kann. Dem Landnutzungstyp „Gewässer“ in der Aue wird ebenfalls unabhängig vom Bodentyp die aus der Literatur abgeleitete und auf Expertenwissen basierende mittlere Faustzahl von $300 \text{ kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ zugeordnet (Schulz-Zunkel et al. 2012).

Die Landnutzungstypen „Acker“, „Siedlung“ sowie „vegetationslos“ gehen nicht in die Berechnung ein. Diese Bereiche sind in Bezug auf ihr Stickstoffretentionspotenzial schwer zu bewerten. Beim Landnutzungstyp „Siedlung“ fehlen Informationen zum Grad der Versiegelung, womit unklar ist, ob zumindest Teilbereiche dieser Gebiete ein Denitrifikationspotenzial besitzen. Beim Landnutzungstyp „Acker“ ist von entscheidender Bedeutung, wie viel Dünger ausgebracht wird. Bereiche mit Ackernutzung können unter Umständen sehr hohe Denitrifikationsraten aufweisen (Olde Venterink et al. 2006), besitzen aber gleichzeitig in Abhängigkeit von Standort- und Bewirtschaftungseinflüssen ein hohes Potenzial für eine Nitratauswaschung, so dass die Ergebnisse schwer im Gesamtkontext einzuordnen sind.

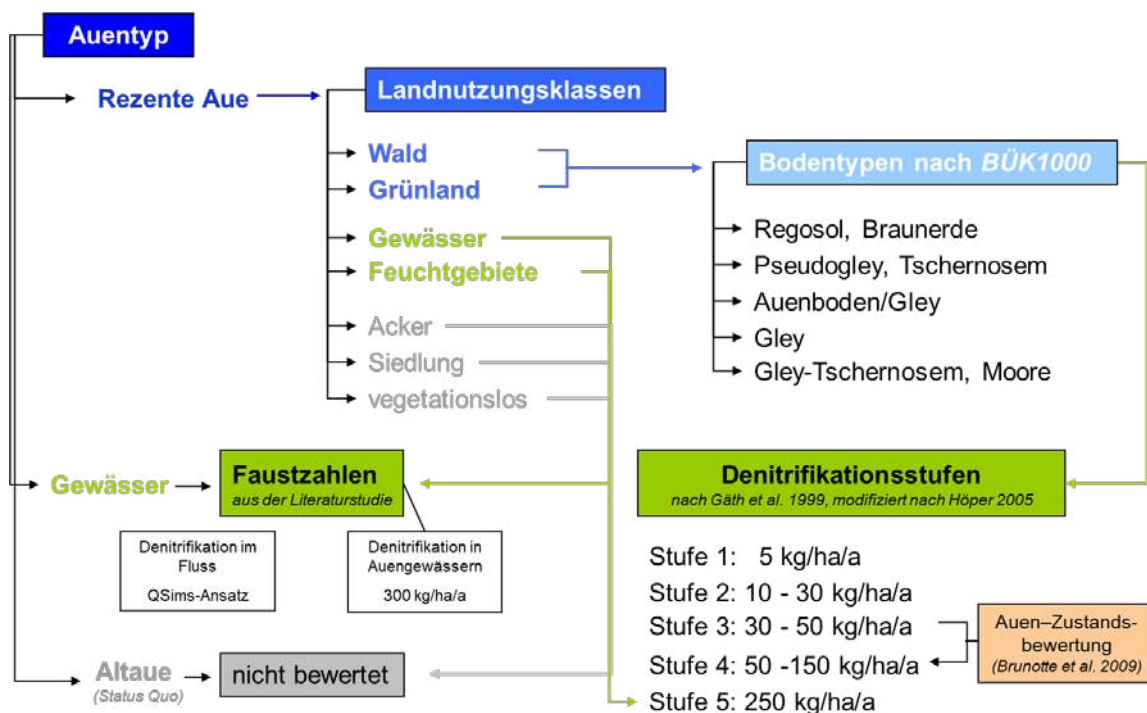


Abb. 5: Methodische Herangehensweise für die Erfassung der Stickstoffretention in großen Fluss-Auen-Ökosystemen (aus Schulz-Zunkel et al. 2012, verändert).

Die Verschneidung der Eingangsparameter mit der Fläche der rezenten Aue erlaubt eine flächengewichtete Zuordnung von Denitrifikationsstufen und somit eine Berechnung der Stickstoffretentionsleistung für einzelne Auensegmente. Somit kann jeder Fläche in Abhängigkeit vom Bodentyp bzw. Landnutzungstyp und den daran geknüpften Informationen zu Grund- und Stauwassereinfluss und Humusgehalt eine Denitrifikationsstufe zugeordnet werden, so dass hydrologische Merkmale zumindest indirekt in das Schätzverfahren eingehen.

Für vergleichende und kartografische Darstellungen wurden die N-Retentionsergebnisse in Klassen überführt, die sich aus den Retentionsraten der einzelnen km-Segmente ergeben und so eingeteilt sind, dass jede Klasse etwa 20 % aller vorkommenden Segmente enthält (Tab. 2).

Tab. 2: Klassenbildung für das Stickstoffretentionspotenzial für die Berechnungsvariante mit Maximalwerten (Klassenbildung nach Quintilen) (aus Schulz-Zunkel et al. 2012, Reihung der Klassen angepasst an das Bewertungssystem in RESI).

N-Retentionspotenzial in kg a ⁻¹ pro Auensegment	Klasse	Bedeutung: N-Retentionspotenzial
> 3.455	5	sehr hoch
> 980 - ≤ 3.455	4	hoch
> 283 - ≤ 980	3	mittel
> 52 - ≤ 283	2	gering
0 - ≤ 52	1	sehr gering

2.2.2 P-Retention in der Aue

Für die Quantifizierung der P-Retention in der Aue ist die Sedimentation von entscheidender Bedeutung. Die Sedimentation ist maßgeblich bestimmt durch die Fracht an suspendiertem Sediment, die Dauer und die Frequenz der Hochwasserereignisse, die Topografie und die Vegetationsbedeckung (van der Lee et al. 2004, Gautier et al. 2009). Der Abfluss im Fluss bestimmt das Überflutungsgeschehen in der Aue und dadurch die transportierte Sedimentfracht sowie die Höhe der Nährstofffracht in die Aue (van der Lee et al. 2004). Inwieweit die Aue Sediment und Nährstoffe zurückhalten kann, hängt wiederum von der Fließ- und Sinkgeschwindigkeit der feinen Partikel ab (vgl. van der Lee et al. 2004). Dabei spielt die Größe der vorhandenen überflutbaren Aue eine wesentliche Rolle (Hoffmann et al. 2009). Die Fließgeschwindigkeit wie auch der Abfluss in Auen werden durch die hydraulische Rauigkeit beeinflusst, die von der Rauigkeit der Auenvegetation abhängt (z. B. Kronvang et al. 1999). Die Rauigkeit der Vegetation unterscheidet sich stark zwischen verschiedenen Biotoptypen und beeinflusst entsprechend das Sedimentationsverhalten (van der Lee et al. 2004). So weisen Röhrichte und kleine Gewässer bzw. seichte Gewässer in Auen die größten Sedimentationsraten auf (Olde Venterink et al. 2003b).

Die Abschätzung der Phosphorretention erfolgte auf Grundlage der aktuellen Landnutzungsdaten in der rezenten Aue. Für jedes Auensegment wurden, basierend auf den sieben Landnutzungsklassen des Digitalen Landschaftsmodells (DLM25), Rauigkeitswerte berechnet (Mehl et al. 2012). Die Ergebnisse der einzelnen Auensegmente wurden in Rauigkeitsklassen überführt und Phosphorretentionsraten zugeordnet (Abb. 6). Der Rauigkeitsbeiwert drückt den Effekt der Bodenbedeckenden Vegetation auf das Retentionsverhalten aus. Durch den Anstieg der Oberflächenrauigkeit und der sich daraus ableitenden Abnahme der Fließgeschwindigkeit und des Wasservolumens wirkt die Vegetation als Filter für transportiertes Material (Borin et al. 2005). Die Sedimentationsraten steigen.

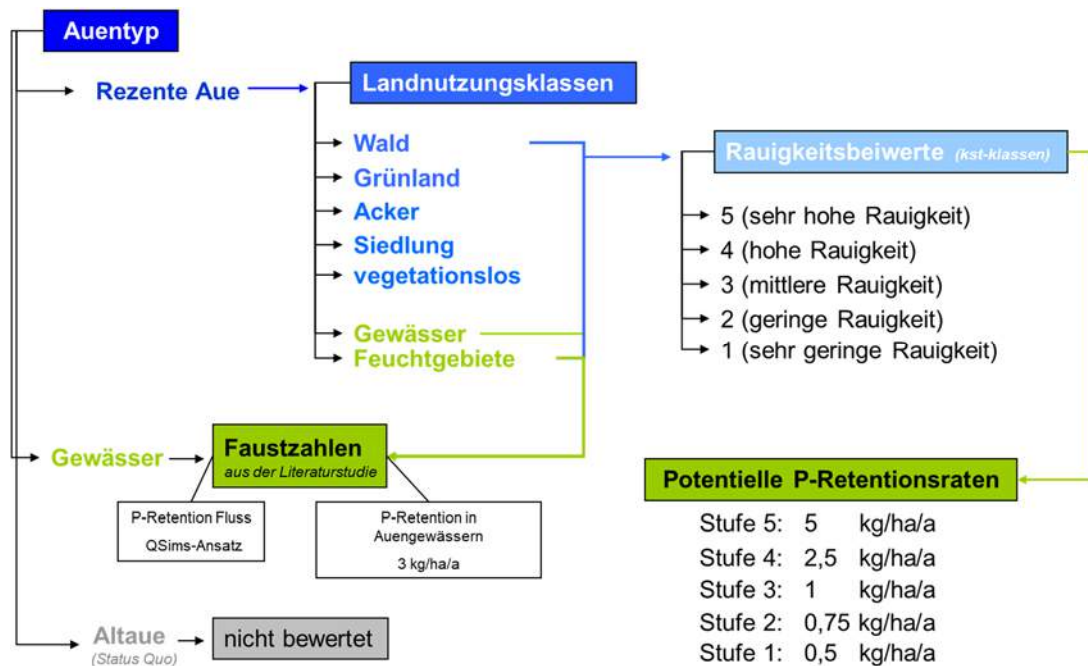


Abb. 6: Methodische Herangehensweise für die Erfassung der Phosphorretention in großen Fluss-Auen-Ökosystemen (aus Schulz-Zunkel et al. 2012, verändert).

Die potenziellen Phosphorretentionsraten für die verschiedenen Rauigkeitswerte wurden aus veröffentlichten Fallbeispielen ermittelt. Bei der Festlegung der Faustzahlen für die P-Retention wird der Empfehlung von Trepel (2007, 2009) gefolgt, der für die Neuschaffung von Überflutungsflächen einen P-Rückhalt durch Sedimentation von $1 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ angibt. Die Studien von Craft & Casey (2000) und Hoffmann et al. (2009) liegen in einer vergleichbaren Größenordnung. Der als konservativ einzuschätzende Wert von $1 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ wird in der hier verwendeten Methodik nach Schulz-Zunkel et al. (2012) als „Ankerpunkt“ für eine mittlere Rauigkeit angenommen und berücksichtigt bereits die Unsicherheit, dass die Häufigkeit der Überflutungen und der Anteil der dabei überschwemmten rezenten Aue im Einzelnen nicht bekannt sind. Die Messwerte für Einzeleignisse liegen zum Teil deutlich über diesem Wert. So wurde in der Studie von Noe & Hupp (2009) eine P-Retention zwischen $4,4$ und $41,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gemessen. Auch Hoffmann et al. (2009) verweisen auf Studien mit einem Maximalwert für die P-Retention von $116 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Ausgehend vom Ankerwert $1 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Stufe 3 der potenziellen Phosphorretention in Abb. 6) erfolgt die weitere Zuordnung der Stufen 1 und 2 in Schritten von $+1,5$ bzw. $+2,5$ ($\text{kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), die Zuordnung der Stufen 4 und 5 in jeweils $0,25$ -kg-Schritten. Analog zum Vorgehen bei Trepel (2007) werden für die Festlegung der P-Retention für die Stufen 1 und 2 eher konservative Annahmen getroffen, um den Effekt des Rückhaltes in Auen nicht zu überschätzen. In diese Methodik gehen die tatsächlichen ereignisbezogenen Überflutungsflächen und das Sedimentationsverhalten nicht ein.

Aufgrund ihrer besonderen Bedeutung erhalten die Gewässer in der Aue auch für die Phosphorretention einen separaten Wert. Dieser wurde auf $3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ festgelegt (Kronvang et al. 1999). Diese relativ geringe Phosphorretentionsrate in Auengewässern, im Vergleich zu den anderen vergebenen Faustzahlen, soll widerspiegeln, dass davon auszugehen ist, dass in Auengewässern eine Rücklösung von Phosphor stattfinden kann (Wagenschein 2006).

Die Berechnung der Gesamt-Phosphorretentionsleistung erfolgt über die flächengewichtete Zuordnung der Phosphorretentionsraten für die einzelnen Auenabschnitte der rezenten Aue (Mehl

et al. 2012). Während Wälder und Röhrichte das höchste Phosphorretentionspotenzial aufweisen, gehen die Landnutzungstypen „Grünland“, „Siedlung“ oder „vegetationslos“ mit geringen Rauigkeiten in die Auswertung ein (Mehl et al. 2012). Somit weisen Auenabschnitte mit hohen Anteilen an diesen Landnutzungstypen nur eine geringe Phosphorretentionsleistung auf.

Auch für die P-Retention werden für die vergleichenden Darstellungen die berechneten Ergebnisse der Auensegmente in fünf Klassen überführt und so eingeteilt, dass jede Klasse etwa 20 % aller vorkommenden Auensegmente enthält (Tab. 3, nach Schulz-Zunkel et al. 2012).

Tab. 3: Klassenbildung für das Phosphorretentionspotenzial (Klassenbildung nach Quintilen) (nach Schulz-Zunkel et al. 2012, Reihung der Klassen angepasst an das Bewertungssystem in RESI).

P-Retentionspotenzial in kg P a⁻¹ pro Auensegment	Klassen	Bedeutung: P-Retentionspotenzial
> 102	5	sehr hoch
> 34 - ≤ 102	4	Hoch
> 12 - ≤ 34	3	mittel
> 4 - ≤ 12	2	gering
0 - ≤ 4	1	sehr gering

2.3 Bewertung des Retentionsindikators

In RESI wird eine fünf-stufige Skala zur Bewertung angewendet, wobei ein Wert von 5 einer sehr hohen Retention entspricht und ein Wert von 1 keine bzw. sehr geringe Retention bzw. Freisetzen anzeigt. Die Skala berücksichtigt sowohl die flussinterne Retention als auch die Retention in den angrenzenden Auen.

In den meisten zentraleuropäischen Flusssystemen steigen die Abflüsse und Frachten mit zunehmender Einzugsgebietsgröße entlang eines Flusslaufs stetig an. Diffuse und punktförmige Einträge haben in der Regel zur Folge, dass stromab gelegene Abschnitte bzw. größere Flüsse mit höheren stofflichen Belastungen konfrontiert sind, was die %₀₀-Retention pro km in großen Flüssen prinzipiell verringert (Seitzinger et al. 2002). Des Weiteren beruht ein Großteil der Retentionsprozesse auf einer Interaktion zwischen Wassersäule und Sediment. Diese Interaktionsmöglichkeiten nehmen in der Regel durch ein ungünstigeres Sediment/Wassersäule Verhältnis mit der Größe der Flüsse ab, was ebenfalls zu geringeren %₀₀-Retentionen an großen Flüssen führt (Alexander et al. 2000). Um diese Skaleneffekte zu berücksichtigen und Fehlbewertungen großer Flüsse zu verringern, wurde ein flussgrößen-spezifischer Bewertungsmaßstab eingeführt und die Retention im Hauptlauf für fünf verschiedene Abflussklassen hergeleitet: 0,1-1 m³ s⁻¹, 1-10 m³ s⁻¹, 10-100 m³ s⁻¹, 100-1.000 m³ s⁻¹, 1.000-10.000 m³ s⁻¹. Des Weiteren bestehen in Abhängigkeit von den vorherrschenden Umweltbedingungen im jeweiligen Untersuchungsraum und der von verwendeten Methodik zur Quantifizierung der Retention (Kap. 1.2) große Unterschiede in den gemessenen Retentionsleistungen. Diese Unterschiede können durch die alleinige Betrachtung des Fallbeispiels Donau sowie die Beschränkung auf die mit QSim und/oder MONERIS ermittelten Retentionsraten nicht abgebildet werden. Um eine möglichst allgemeingültige Bewertungsskala zu entwickeln, werden die Skalengrenzen für den flussinternen Umsatz aus publizierten Literaturwerten abgeleitet, die verschiedene Flüsse und methodische Ansätze abdecken. Die Einstufung der Retention in den Auen wurde gemäß der Klassengrenzen aus Schulz-Zunkel et al. (2012) abgeleitet.

2.3.1 Festlegung der Skalengrenzen für den Hauptlauf

2.3.1.1 Ableitung der Skalierung für die flächenbezogene Retention mit N- und C-Umsatzraten aus der Literatur

Die Herleitung der Skalengrenzen basiert für den flussinternen Umsatz auf der Verteilung von flächenbezogenen Umsatzraten aus der Literatur. Hierfür wurde eine Literaturlauswertung zur flussinternen N- und C-Retention in Flüssen durchgeführt. Die Literaturlauswertung beinhaltet N-Retentionsraten aus 21 verschiedenen Fallstudien und Metaanalysen und für die C-Retention Daten zur heterotrophen Respiration aus zwölf verschiedenen Fallstudien und Metaanalysen. Der Netto-Abbau von organischem C entspricht der heterotrophen Respiration. Diese wurde, sofern nur die Gesamtrespiration (ecosystem respiration) angegeben war, über die Annahme, dass ca. 40 % der Gesamtrespiration der heterotrophen Respiration entspricht (Hall et al. 2016). Diese Literaturgrundlage kann in zukünftigen Anwendungen erweitert und die Skalierung entsprechend angepasst werden, falls sich grundsätzliche neue Erkenntnisse ergeben.

Die Verteilung der publizierten flächenbezogenen Umsatzraten wurde genutzt um die Maxima der RESI Stufen 2, 3 und 4 für die flussinterne Retention anhand des 25-Perzentils, des Median und des 75-Perzentils abzuleiten (Abb. 7). Nach den flächenbezogenen Literaturwerten der N-Retention liegt das 25-Perzentil bei $2,8 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, der Median bei $7,7 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ und das 75-Perzentil bei $17,9 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($n = 87$). Bei der C-Retention liegt das 25-Perzentil bei $22,5$, der Median bei $70,3$ und das 75-Perzentil bei $135,7 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($n = 230$).

Für die flussinterne P-Retention existieren allerdings kaum Literaturwerte, da die Sedimentation- bzw. Sorptionsprozesse im Fluss eher gering sind und in der Regel im Jahresverlauf wieder rückgängig gemacht werden (Kronvang et al. 2004). Aus diesem Grund basiert die Skalierung der P-Retention ausschließlich auf der Retentionsbewertung für die angrenzenden Auen.

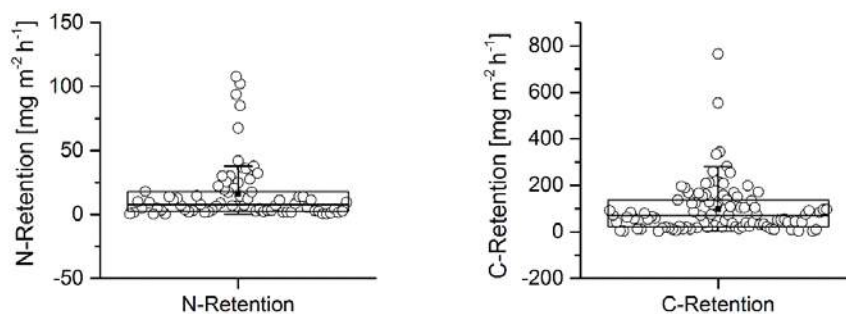


Abb. 7: 25-, 50- und 75-Perzentile der Umsatzraten aus der Literatur als Basis für die Ableitung der RESI Klassengrenzen für die N- und C-Retention. Das schwarze Quadrat gibt den arithmetischen Mittelwert an. Die Daten zur N-Retention stammen aus 21 verschiedenen Fallstudien und Metaanalysen mit Flüssen zwischen <1 bis $>500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ($n = 87$). Die Daten zur C-Retention stammen aus zwölf verschiedenen Fallstudien und Metaanalysen mit Flüssen von 10 bis $>500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ($n=230$). Verwendete Literatur ist im Anhang 6 aufgelistet.

2.3.1.2 Berechnung der abschnittsbezogenen flussinternen Umsatzraten

Für die flussinterne Retention ist eine Umrechnung der flächenbezogenen Literaturwerte von N und C (hier: $\text{mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) in abschnittsbezogene Umsatzraten (hier: $\text{t km}^{-1} \text{ a}^{-1}$) notwendig.

Da hierbei die Flussbreite eingeht, muss zunächst für die jeweilige Abflussklasse eine Flussbreite bestimmt werden. Die hierfür notwendige Flussmorphologie wurde anhand empirischer Gleichungen (aus Alexander et al. 2000 und Seitzinger et al. 2002) für die jeweilige Abflussklasse berechnet (Tab. 4).

Regulierende Ökosystemleistungen: Stoffmetabolisierung

Für die Skalierung der abschnittsbezogenen Umsatzraten wurden die zuvor gebildeten Maxima der RESI Stufen 2, 3 und 4 der flächenbezogenen N- und C-Retention mit der entsprechenden mittleren Flussbreite der 5 Abflussklassen multipliziert. Das Ergebnis stellt wiederum die Obergrenze der RESI Stufen 2, 3 und 4 für die jeweilige Abflussklasse dar (Tab. 5 und 6).

Tab. 4: Für die verschiedenen Abflussklassen abgeleitete Flussmorphologie nach Seitzinger et al. (2002): Fließgeschwindigkeit [m s^{-1}] = $0,1836 \times \text{Abfluss} [\text{m}^3 \text{s}^{-1}]^{0,3468}$ und Alexander et al. (2000): Tiefe [m] = $0,2612 \times \text{Fließgeschwindigkeit} [\text{m s}^{-1}]^{0,3966}$.

Abflussklasse	abgeleitete mittlere Fließgeschwindigkeit	abgeleitete mittlere Flusstiefe	abgeleitete mittlere Flussbreite (nach Abfluss, Tiefe und Fließgeschwindigkeit)
$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$	m s^{-1}	m	m
0,1 -1	0,15	0,21	17
1-10	0,33	0,51	32
10-100	0,74	1,28	58
100-1.000	1,64	3,19	105
1.000-10.000	3,64	7,95	190

Tab. 5: Aus Literaturdaten abgeleitete Skalierung der abschnittsbezogenen Umsatzraten für die flussinterne N-Retention für fünf verschiedene Abflussklassen.

Abflussklasse	5	4	3	2	1
	Sehr hohe Retention	Hohe Retention	Mäßige Retention	Geringe Retention	Freisetzung oder keine Retention
$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$	$\text{tN km}^{-1} \text{a}^{-1}$	$\text{tN km}^{-1} \text{a}^{-1}$	$\text{tN km}^{-1} \text{a}^{-1}$	$\text{tN km}^{-1} \text{a}^{-1}$	$\text{tN km}^{-1} \text{a}^{-1}$
0,1 -1	> 2,8	> 1,2 - 2,8	> 0,4 - 1,2	> 0 - 0,4	≤ 0
1-10	> 5,1	> 2,2 - 5,1	> 0,8 - 2,2	> 0 - 0,8	≤ 0
10-100	> 9,1	> 3,9 - 9,1	> 1,4 - 3,9	> 0 - 1,4	≤ 0
100-1.000	> 16,5	> 7,1 - 16,5	> 2,6 - 7,1	> 0 - 2,6	≤ 0
1.000-10.000	> 29,8	> 12,8 - 29,8	> 4,7 - 12,8	> 0 - 4,7	≤ 0

Tab. 6: Aus Literaturdaten abgeleitete Skalierung der abschnittsbezogenen Umsatzraten für die flussinterne C-Retention für fünf verschiedene Abflussklassen. Die Skalierung dient als Grundlage für die abschnittsbezogene Umsatzrate für die flussinterne C-Retention.

Abflussklasse	5	4	3	2	1
	Sehr hohe Retention	Hohe Retention	Mäßige Retention	Geringe Retention	Freisetzung oder keine Retention
$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$	$\text{tC km}^{-1} \text{a}^{-1}$	$\text{tC km}^{-1} \text{a}^{-1}$	$\text{tC km}^{-1} \text{a}^{-1}$	$\text{tC km}^{-1} \text{a}^{-1}$	$\text{tC km}^{-1} \text{a}^{-1}$
0,1 -1	> 21,3	> 11,0 - 21,3	> 3,5 - 11,0	> 0 - 3,5	≤ 0
1-10	> 38,4	> 19,9 - 38,4	> 6,6 - 19,9	> 0 - 6,4	≤ 0
10-100	> 69,3	> 35,9 - 69,3	> 11,5 - 35,9	> 0 - 11,5	≤ 0
100-1.000	> 125,2	> 64,9 - 125,2	> 20,8 - 64,9	> 0 - 20,8	≤ 0
1.000-10.000	> 226,0	> 117,1 - 226,0	> 37,5 - 117,1	> 0 - 37,5	≤ 0

2.3.2 Festlegung der Skalengrenze für die Aue

Die N- und P-Retentionsergebnisse nach Schulz-Zunkel et al. (2012) wurde in Klassen überführt, die sich aus den Retentionsraten der einzelnen km-Segmente ergeben und so eingeteilt sind, dass jede Klasse etwa 20 % aller vorkommenden Segmente enthält (vgl. Kap. 2.2). Für die Verrechnung der Retention in der Aue mit der Retention im Fluss wurden die Klassen nach Schulz-Zunkel et al. (2012) umgedreht, so dass für den RESI-Ansatz die Klasse 5 beispielsweise einer sehr hohen Retention entspricht (Tab. 2 und 3). Ebenfalls wurden die Klassengrenzen in die entsprechende Einheit $t\ km^{-1}\ a^{-1}$ umgerechnet. Für die Bewertung der C-Retention werden die Auenflächen nicht berücksichtigt, da die C-Retention nur als flussinterner Prozess berechnet wird. Ebenfalls wird die Retention in den Auen nicht in die fünf Abflussklassen unterteilt.

2.3.3 Berechnung der integrierten Umsatzraten auf dem 1-km-Fluss-Auen-Abschnitt

Um die integrierte Retentionsleistung für die N-Retention des Fluss-Auen-Abschnitts zu erhalten, werden die für die verschiedenen Abflussklassen hergeleiteten Umsatzraten für die Flussabschnitte (Tab. 5) und die Retentionsraten für die Auenabschnitte addiert (Tab. 7). Die Einstufung für die Retention in Auen wird nicht flussgrößenspezifisch unterteilt. Entsprechend geht für die Auen bei allen Abflussklassen ein konstanter Wert in die jeweilige RESI-Stufe 2, 3 und 4 ein (Tab. 8). Da für die P-Retention nur die Retention in den Auen berücksichtigt wird, findet bei der Berechnung der RESI-Stufen für die P-Retention keine Unterteilung in Abflussklassen statt. Damit entspricht die Berechnung der integrierten Umsatzrate auf dem Fluss-Auenabschnitt (Tab. 9). Bei der C-Retention werden keine Werte für die Auen addiert, da hier nur die flussinterne Retentionsleistung eingeht. Daher entspricht die Berechnung der integrierten Umsatzrate auch dem Fluss-Auenabschnitt (Tab. 6).

Tab.7: Klassenbildung für das Stickstoffretentionspotenzial in der Aue (Klassenbildung nach Quintilen) (nach Schulz-Zunkel et al. 2012).

Abflussklasse	5	4	3	2	1
	Sehr hohe Retention	Hohe Retention	Mäßige Retention	Geringe Retention	Freisetzung oder keine Retention
$m^3\ s^{-1}$	$tN\ km^{-1}\ a^{-1}$	$tN\ km^{-1}\ a^{-1}$	$tN\ km^{-1}\ a^{-1}$	$tN\ km^{-1}\ a^{-1}$	$tN\ km^{-1}\ a^{-1}$
0,1 -10.000	> 3,5	> 1,0 – 3,5	> 0,3 – 1,0	> 0,05 – 0,3	≤ 0 – 0,05

Regulierende Ökosystemleistungen: Stoffmetabolisierung

Tab. 8: Aus Literaturdaten (für die flussinterne Retention) und nach Schulz-Zunkel et al. 2012 (für die Retention in den Auen) abgeleitete Skalierung der abschnittsbezogenen Umsatzraten für die N-Retention.

Abflussklasse	5	4	3	2	1
	Sehr hohe Retention	Hohe Retention	Mäßige Retention	Geringe Retention	Freisetzung oder keine Retention
$m^3 s^{-1}$	$tN km^{-1} a^{-1}$	$tN km^{-1} a^{-1}$	$tN km^{-1} a^{-1}$	$tN km^{-1} a^{-1}$	$tN km^{-1} a^{-1}$
0,1 -1	> 6,3	> 2,2 - 6,3	> 0,7 - 2,2	> 0 - 0,7	≤ 0
1-10	> 8,5	> 3,2 - 8,5	> 1,1 - 3,2	> 0 - 1,1	≤ 0
10-100	> 12,6	> 4,9 - 12,6	> 1,7 - 4,9	> 0 - 1,7	≤ 0
100-1000	> 19,9	> 8,1 - 19,9	> 2,9 - 8,1	> 0 - 2,9	≤ 0
1000-10.000	> 33,2	> 13,8 - 33,2	> 5,0 - 13,8	> 0 - 5,0	≤ 0

Tab.9: Klassenbildung für das Phosphorretentionspotenzial in der Aue (Klassenbildung nach Quintilen) (nach Schulz-Zunkel et al. 2012). Die Klassenbildung dient als Grundlage für die Skalierung der abschnittsbezogenen Umsatzraten für die P-Retention.

Abflussklasse	5	4	3	2	1
	Sehr hohe Retention	Hohe Retention	Mäßige Retention	Geringe Retention	Freisetzung oder keine Retention
$m^3 s^{-1}$	$tP km^{-1} a^{-1}$	$tP km^{-1} a^{-1}$	$tP km^{-1} a^{-1}$	$tP km^{-1} a^{-1}$	$tP km^{-1} a^{-1}$
0,1 -10.000	> 0,1	> 0,03 - 0,1	> 0,01 - 0,03	> 0,004 - 0,01	$\leq 0 - 0,004$

2.3.4 Berechnung des Retentionsindikators für den 1-km-Fluss-Auen-Abschnitt

Um den Wert des Retentionsindikators ($\% / km$) für die jeweilige RESI-Stufe zu berechnen, müssen die abschnittsbezogenen Umsatzraten in Relation zu einer Belastung gesetzt werden. Aufgrund der häufig gefundenen Zusammenhänge zwischen der flächenbezogenen Umsatzrate und der im Fluss vorherrschenden Stoffkonzentration (z. B. Mulholland et al. 2008) werden für die Berechnung der Frachten von N und org. C ebenfalls die Konzentrationen aus den jeweiligen Literaturdaten herangezogen. Hierbei wurden vereinfacht die Mediane aller Literaturdaten als konstante Konzentration für die verschiedenen Abflussklassen angenommen ($2,6 mg L^{-1} NO_3-N$ und $3,9 mg L^{-1} org. C$) (Tab. 10 und 11). Da die Bewertung der P-Retention nicht auf international publizierten Umsatzraten, sondern auf einer deutschlandweiten Auswertung der Auenflächen basiert (Schulz-Zunkel et al. 2012), wurden auch die P-Konzentrationen aus einer deutschlandweiten Flussdatenbank der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (NITROLIMIT Datenbank Fließgewässer, Ritz et al. 2016) entnommen. Auch hier wurde vereinfacht der Median aller in der Datenbank enthaltenen Werte ($0,13 mg L^{-1} P$) als konstante Konzentration verwendet und mit dem mittleren Abfluss der fünf verschiedenen Abflussklassen verrechnet (Tab. 12).

Tab. 10: Finale abgeleitete Skalierung des Indikators der N-Retention für Fluss-Auen-Abschnitte. Für die Frachtberechnung wurde der Median der N-Konzentration der ausgewerteten Literaturdaten (2,6 mg L⁻¹) als konstanter Wert in allen Abflussklassen angesetzt.

Abfluss- klasse	N- Fracht	5	4	3	2	1
		Sehr hohe Retention	Hohe Retention	Mäßige Retention	Geringe Retention	Freisetzung oder keine Retention
m ³ s ⁻¹	[t a ⁻¹]	‰ km ⁻¹	‰ km ⁻¹	‰ km ⁻¹	‰ km ⁻¹	‰ km ⁻¹
0,1 -1	45	> 138,7	> 48,5 – 138,7	> 16,0 – 48,5	> 0 – 16,0	≤ 0
1-10	451	> 18,9	> 7,0 – 18,9	> 2,4 – 7,0	> 0 – 2,4	≤ 0
10-100	4 510	> 2,8	> 1,1 – 2,8	> 0,4 – 1,1	> 0 – 0,4	≤ 0
100-1000	45 096	> 0,4	> 0,2 – 0,4	> 0,06 – 0,2	> 0 – 0,06	≤ 0
1000-10.000	450 965	> 0,07	> 0,03 – 0,07	> 0,01 – 0,03	> 0 – 0,01	≤ 0

Tab. 11: Finale abgeleitete Skalierung des Indikators der P-Retention für Fluss-Auen-Abschnitte. Für die Frachtberechnung wurde der Median der P-Konzentration der Phytofluss Datenbank als konstanter Wert (0,13 mg L⁻¹) in allen Abflussklassen angesetzt.

Abfluss- klasse	P-Fracht	5	4	3	2	1
		Sehr hohe Retention	Hohe Retention	Mäßige Retention	Geringe Retention	Freisetzung oder keine Retention
m ³ s ⁻¹	[t a ⁻¹]	‰ km ⁻¹	‰ km ⁻¹	‰ km ⁻¹	‰ km ⁻¹	‰ km ⁻¹
0,1 -1	2,3	> 45,2	> 15,1 – 45,2	> 5,3 – 15,1	> 0 – 5,3	≤ 0
1-10	23	> 4,5	> 1,5 – 4,5	> 0,5 – 1,5	> 0 – 0,5	≤ 0
10-100	225	> 0,5	> 0,2 – 0,5	> 0,1 – 0,2	> 0 – 0,1	≤ 0
100-1000	2 255	> 0,05	> 0,02 – 0,05	> 0,005 – 0,02	> 0 – 0,005	≤ 0
1000-10.000	22 248	> 0,005	> 0,002 – 0,005	> 0,0005 – 0,002	> 0 – 0,0005	≤ 0

Tab. 12: Finale abgeleitete Skalierung des Indikators der C-Retention für Fluss-Abschnitte. Für die Frachtberechnung wurde der Median der organischen C-Konzentration der ausgewerteten Literaturdaten (3,9 mg L⁻¹) als konstanter Wert in allen Abflussklassen angesetzt.

Abfluss- klasse	C-Fracht	5	4	3	2	1
		Sehr hohe Retention	Hohe Retention	Mäßige Retention	Geringe Retention	Freisetzung oder keine Retention
m ³ s ⁻¹	[t a ⁻¹]	‰ km ⁻¹	‰ km ⁻¹	‰ km ⁻¹	‰ km ⁻¹	‰ km ⁻¹
0,1 -1	68	> 314,4	> 162,9 – 314,4	> 52,1 – 162,9	> 0 – 52,1	≤ 0
1-10	676	> 56,8	> 29,4 – 56,8	> 9,4 – 29,4	> 0 – 9,4	≤ 0
10-100	6 764	> 10,3	> 5,3 – 10,3	> 1,7 – 5,3	> 0 – 1,7	≤ 0
100-1000	67 644	> 1,9	> 1,0 – 1,9	> 0,3 – 1,0	> 0 – 0,3	≤ 0
1000-10.000	676 447	> 0,3	> 0,2 – 0,3	> 0,06 – 0,2	> 0 – 0,06	≤ 0

2.3.5 Bewertungsraum

Die Bewertung der Retention findet auf Ebene der 1-km Fluss-Auen-Segmente statt. Diese sind in die Kompartimente Fluss, rezente Aue und Altaue unterteilt (vgl. Abb. 8). Bei der Bewertung der Retentionsleistung werden lediglich die Kompartimente Fluss und rezente Aue bewertet (= Bewertungsraum). Da die Altaue von Überflutungsereignissen ausgeschlossen ist, wird sie bei der Bewertung nicht betrachtet. Aus Gründen der Darstellung und Vergleichbarkeit v.a. mit weiteren ÖSL werden die Ergebnisse auf das gesamte Fluss-Auen-Segment (inklusive Altaue) projiziert. Die Ausdehnung der Fluss-Auen-Segmente entspricht im Fall der Retentionsleistung daher nicht der tatsächlich bewerteten Fläche. Ein breiteres Fluss-Auen-Segment bedeutet daher nicht zwangsläufig eine höhere Retention.

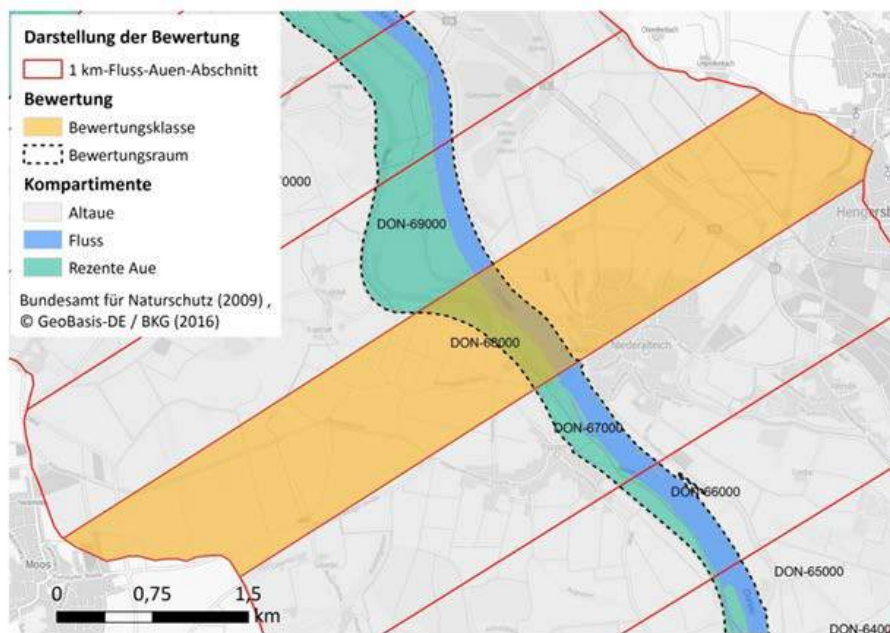


Abb. 8: Darstellung der Bewertung in einem 1-km Fluss-Auen-Abschnitt. Für die Bewertung der N-, P- und C-Retention wird lediglich der Beitrag der Kompartimente Fluss und rezente Aue betrachtet. Aufgrund der fehlenden Überflutung wird die Altaue nicht betrachtet. Um die Ergebnisse in den Modellregionen besser darstellen zu können, werden die Bewertungsklassen jedoch auf Ebene der 1-km Fluss-Auen-Segmente inklusive der Altaue dargestellt.

3 Fallbeispiel Donau

Die Quantifizierung und Bewertung der N-, P- und C-Retention von Fluss und Aue wurde neben weiteren Modellregionen am Fallbeispiel Donau getestet und hier dargestellt. Für die Donau umfasst das Projektgebiet die bayerische Donau von Ulm bis zur Mündung des Inn bei Passau. Die Kilometer werden für die Donau gegen die Fließrichtung angegeben, beginnend mit 0 an der Mündung im Schwarzen Meer. Auf dieser Strecke steigt der mittlere jährliche Abfluss von $124 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ bei Neu Ulm auf $638 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ am Pegel Hofkirchen an. Die Nährstoffkonzentrationen liegen im Jahresmittel bei ca. $3,5 \text{ mg L}^{-1}$ für Gesamt-N und $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ für Gesamt-P (an der Messstation Bad Abbach). Durch Flussbegradigungen und den Ausbau mehrerer Staustufen (insgesamt 20 innerhalb des Untersuchungsgebietes) ist die Geomorphologie des untersuchten Abschnitts stark anthropogen überformt. Die aktiven Donauauen sind zwischen Günzburg und Ingolstadt am ausgeprägtesten und zudem häufig durch hohe Wald-, Gewässer-, und Feuchtgebietsanteile gekennzeichnet. Stromab in Richtung Passau nimmt der Anteil rezenter Auen deutlich ab. Zudem ist ein Großteil dieser Auenflächen durch Ackernutzung und Siedlungsstrukturen geprägt, so z. B. um Regensburg. Zwischen Würth und Straubing finden sich dann nochmal rezente Auen, die höhere Anteile an Grünland, Gewässern und Feuchtgebieten aufweisen. Allerdings ist die Ausdehnung dieser rezenten Auen vergleichsweise gering. Sommerdeiche und Polderflächen können in der Methode nicht berücksichtigt werden, so dass genaue Angaben zu den Überflutungshäufigkeiten fehlen, was möglicherweise zu Fehleinschätzungen der Retentionsleistungen führen kann.

3.1 Retention im Hauptlauf (RetF)

Die Retention im Hauptlauf für die Modellregion Donau wird am Beispiel der mit QSim berechneten Werte dargestellt. Die mit QSim berechneten Werte beziehen sich zunächst auf die Flusskilometerangaben der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) und wurden jeweils auf die 1-km-Fluss-Auen-Abschnitte umgerechnet. Insgesamt zeigt sich in der Modellierung, dass die streckenbezogenen Umsätze pro 1-km-Fluss-Auen-Abschnitt (t a^{-1}) in Bereichen mit hydraulischen Retentionszonen, d. h. vor den Stauhaltungen der Donau erhöht sind (s. Abb.). Dies liegt in erster Linie an der längeren Verweilzeit des Wassers in diesen Abschnitten, was auch ein längeres Einwirken der Umsatzprozesse ermöglicht. Des Weiteren ist die Sedimentation von partikulärem Material in solchen Retentionszonen erhöht.

Die Modellergebnisse zeigen, dass die N-Retention an der Donau primär durch die direkte Aufnahme von Nitrat in das Sediment verursacht wird (positiver NO_3 -Flux), welches im Jahresverlauf in der Regel nicht mehr freigesetzt wird, sondern im Sediment durch Denitrifikation dauerhaft entfernt wird (Abb. 9, N-Retention). Insbesondere die geringeren Fließgeschwindigkeiten in Stauhaltungen führen zu einer erhöhten Denitrifikation, was auf die erhöhte Akkumulation von organischem Material und den mit dem C-Abbau erhöhten Sauerstoffverbrauch im Sediment (Abb. 9, C-Retention) zurückzuführen ist. Da die Nitrat-Eliminierung (laut Modell) insbesondere in den Stauhaltungen erhöht ist, scheint die N-Quelle für die Denitrifikation primär die direkte Nitratlieferung aus der Wassersäule zu sein, denn durch den erhöhten Sauerstoffverbrauch in den Stauhaltungen wird die Nitrifikation als alternative Nitratquelle für die Denitrifikation eher unterdrückt. Aufgrund der geringen Nitrifikation kommt es teilweise auch zu Ammonium-Freisetzungen vor den Stauhaltungen (negativer NH_4 -Flux), welche durch die erhöhten Mineralisierungsprozesse hervorgerufen werden. Insgesamt wurde im betrachteten Flussabschnitt eine Retention von rund 900 t N a^{-1} im Modell errechnet.

Die flussinterne P-Retention erfolgt entlang der Donau hauptsächlich durch den temporären Retentionsprozess der Sedimentation, welche in der Jahresbilanz durch Mineralisierung und PO_4 -Freisetzung aus dem Sediment (negativer PO_4 -Flux) wieder rückgängig gemacht wird. Somit findet flussintern nur eine sehr geringe bis keine Retention von P statt. Im Modell kann jedoch insbesondere vor den stromab gelegenen Stauhaltungen vermehrt P aus dem Sediment freigesetzt werden, da es hier zu einem stärkeren Abbau der im Längsverlauf akkumulierten Biomassen kommt (Abb. 9, P-Retention), was die Sauerstoffzehrung erhöht und die damit verbundene P-Freisetzung fördert (negative Retentionswerte). Lediglich in einigen flacheren Stauhaltungen stromauf, in denen der Sauerstoff im Sediment weniger stark gezehrt wird, findet eine längerfristige Festlegung von P im Sediment statt. Daher wurde im Flussabschnitt der Modellregion Donau im Jahresverlauf eine Freisetzung von ca. 14 t P a^{-1} simuliert.

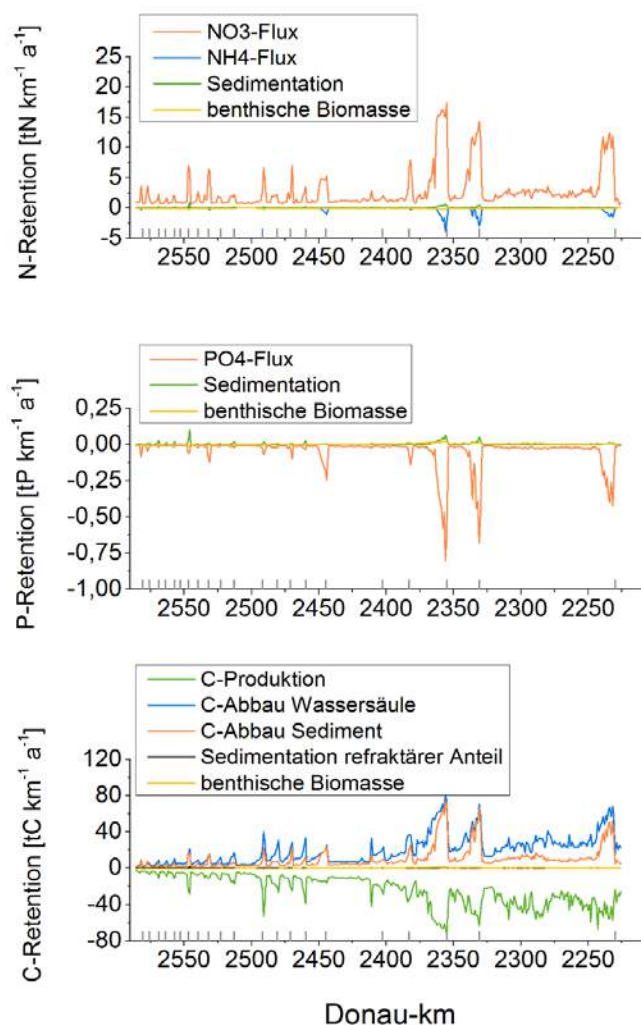


Abb. 9: Modellierte flussinterne Retention von N, P und org. C entlang der Donau als Mittelwerte der Jahre 2008-2012. Absolute Retentionsraten für die einzelnen Prozesse. Positive Werte geben eine Retention an, negative Werte geben eine Freisetzung bzw. Produktion an. Die grauen Markierungen auf der X-Achse geben die Lage der Stauhaltungen an. Die Kilometer werden für die Donau gegen die Fließrichtung angegeben, beginnend mit 0 an der Mündung im Schwarzen Meer.

Für die C-Retention wird neben dem Rückhalt in Sedimenten und benthischer Biomasse und dem Abbau von org. C durch Respiration (C-Abbau in Wassersäule und Sediment) auch die flussinterne C-Produktion durch Assimilation betrachtet (negative Retentionsraten). Dabei findet im Längsverlauf ein Anstieg der C-Produktion durch den Zuwachs von Phytoplanktonbiomasse statt. Dieser Zuwachs ist auch mit einer verstärkten Respiration in der Wassersäule verbunden, welche die Respiration des Phytoplanktons selbst und den mikrobiellen Abbau des Detritus umfasst. Die Respiration des Zooplanktons ist vernachlässigbar klein und wird hier nicht weiter diskutiert. Aufgrund der längeren Aufenthaltszeit des Wassers an den Staustufen der Donau kommt es zu einer erhöhten C-Produktion pro km, die Respiration nimmt aber ebenfalls zu, was im Jahresmittel zu einer erhöhten Netto-Retention von org. C in den Stauhaltungen führt. Während der Vegetationsperiode (insbesondere zu Zeitpunkten der Phytoplanktonblüte) findet allerdings auch in den flachen Abschnitten und Stauhaltungen der Donau eine Netto-Produktion von org. C statt (Abb. 10). Insgesamt zeigt sich also, dass vor allem tiefe Stauhaltungen durch das Überwiegen der respiratorischen Prozesse ein großes Rückhaltevermögen bezüglich org. C haben. Allerdings sind hierbei auch Trade-offs zu beachten, da die mit den hohen Abbauraten verbundenen Sauerstoffzehrungen bei geringer Wiederbelüftung auch zu Sauerstoffdefiziten im Gewässer führen können, was sich negativ auf die Biozönosen auswirken und zur erhöhten Produktion des Treibhausgases Methan führen kann (Maeck et al. 2013). Insgesamt ergaben die Simulationsrechnungen für den Fluss einen Rückhalt von 3587 t C a^{-1} .

Die Retentionsleistung über den Aufbau benthischer Biomasse (hier über das Wachstum von Muschelbiomasse an der Donau) spielt generell im Jahresmittel kaum eine Rolle, da die in der Vegetationsperiode aufgebaute Biomasse im Winterhalbjahr durch das Absterben wieder rückgängig gemacht wird (Abb. 11). Allerdings können Muscheln während der Vegetationsperiode durchaus zu einer temporären Retention beitragen und die Gefahr sommerlicher Eutrophierungsproblematiken in den stromab gelegenen Bereichen verringern.

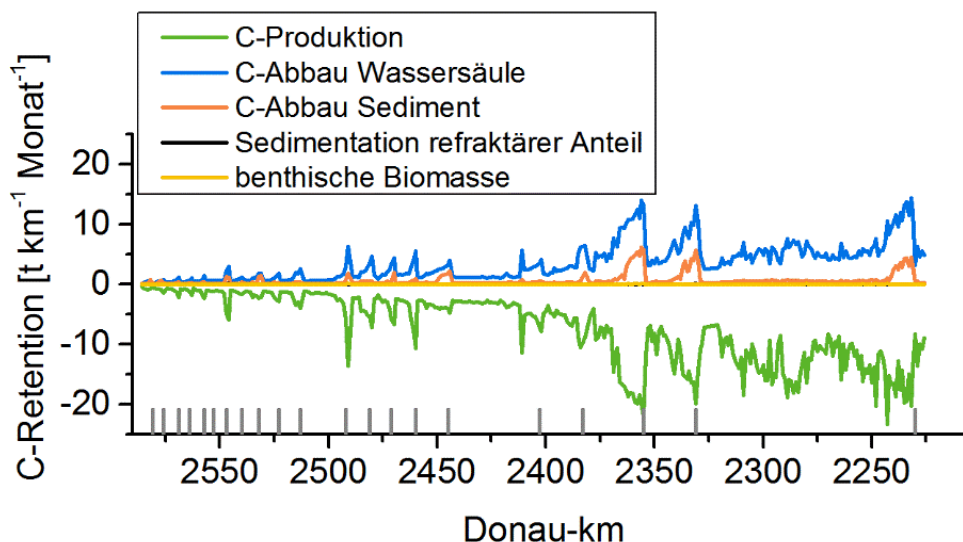


Abb. 10: Modellierte flussinterne Retention von organischem Kohlenstoff entlang der Donau als Mittelwert des Monats Mai für die Jahre 2008-2012. Absolute Retentionsraten für die Einzelnen Prozesse. Die grauen Markierungen auf der X-Achse geben die Lage der Stauhaltungen an. Die Kilometer werden für die Donau gegen die Fließrichtung angegeben, beginnend mit 0 an der Mündung im Schwarzen Meer.

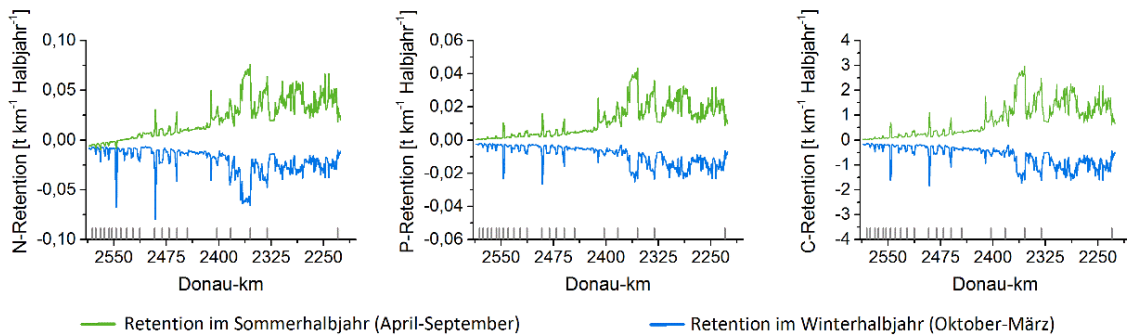


Abb. 11: Modellierte flussinterne Retention von N, P und C über die Festlegung in benthischer Biomasse (Muschelbiomasse) an der Donau als Mittelwerte des Sommer- und Winterhalbjahres für die Jahre 2008-2012. Die grauen Markierungen auf der X-Achse geben die Lage der Stauhaltungen an. Die Kilometer werden für die Donau gegen die Fließrichtung angegeben, beginnend mit 0 an der Mündung im Schwarzen Meer.

3.2 Retention in der Aue (Ret_A)

Für die N-Retention zeigt sich im Längsverlauf der Donau von Ulm nach Passau eine deutliche Abnahme der Retentionsleistung in den aktiven Auen (Abb. 12). Allerdings zeigen die Daten in zwei Bereichen im Vergleich höhere Retentionsleistungen. So finden sich im Gebiet zwischen Günzburg bis Ingolstadt die höchsten ermittelten Retentionsleistungen. Diese ergeben sich aus dem hier vorhandenen vergleichsweise großen Areal aktiver Auen, die hauptsächlich durch Wald, Feuchtgebiete und Gewässer geprägt sind. Zusätzlich wird angenommen, dass dieser Bereich von einer hohen Überflutungs- und Grundwasserdynamik geprägt wird und damit von dem Vorhandensein von ausreichend hohen Gehalten an organischer Bodensubstanz. Aufgrund der Modellannahmen sind hier optimale Bedingungen für den Prozess der Denitrifikation gegeben, so dass der verwendete Faustzahlenansatz im Vergleich zum Flusslauf hohe Denitrifikationsleistungen anzeigt.

Im Längsverlauf zeigen die Daten ein zweites Gebiet mit im Vergleich leicht erhöhten N-Retentionswerten zwischen Würth und Straubing. Die rezenten Auen in diesem Gebiet sind hauptsächlich mit Grünland und größeren Flächenanteilen an Feuchtgebieten und Gewässern ausgestattet, was zu höheren Denitrifikationsleistungen im Vergleich zu ober- und unterhalb liegenden Abschnitten führt. Allerdings sind die rezenten Auen entlang der Donau insgesamt nur mit kleineren Flächenanteilen vorhanden bzw. werden von Acker- und Siedlungsflächen dominiert. Daher zeigt der Bewertungsansatz für diese Bereiche nur geringe Denitrifikationsleistungen an. Insgesamt wurde für die rezente Aue der Modellregion Donau eine Retention von 1.939 t N a^{-1} errechnet.

Für die P-Retention zeigt sich ein ähnliches Bild (Abb. 13). Auch für diesen Prozess spielt die Größe der rezenten Auen wie auch deren Ausstattung hinsichtlich extensiver Landnutzung bzw. deren Anbindung an den Fluss eine entscheidende Rolle. Das Gebiet zwischen Günzburg und Ingolstadt zeigt ebenso wie für die N-Retentionsleistung im Vergleich zu den anderen Flussabschnitten höhere Retentionswerte. Diese sind ebenfalls hauptsächlich durch das Vorhandensein von Wäldern, Feuchtgebieten und Gewässerstrukturen bestimmt, die die Sedimentation im Hochwasserfall und damit den temporären P-Rückhalt bestimmen. Die deutlich geringeren Retentionswerte im Abschnitt Würth bis Straubing ergeben sich zum einen durch das Fehlen der Wälder in diesen rezenten Auen und zum anderen durch die geringen Flächen an überflutbaren Auen. Für die rezente Aue der Modellregion Donau wurde insgesamt ein Rückhalt von 85 t P a^{-1} abgeschätzt.

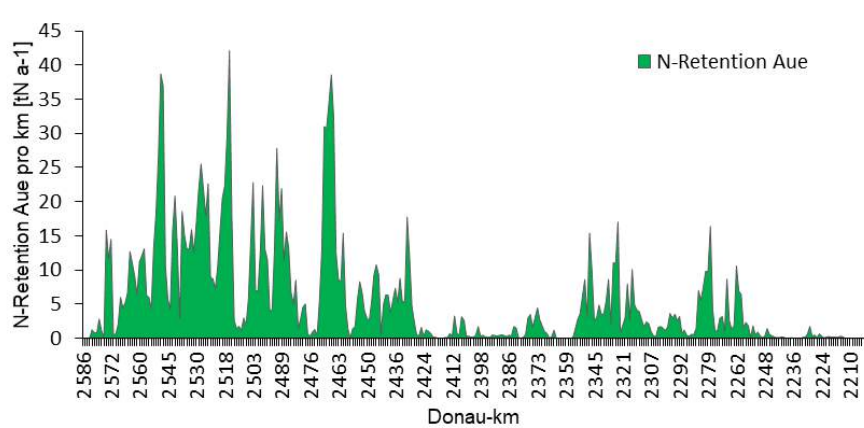


Abb. 12: N-Retentionsleistung der Auen entlang der bayerischen Donau.

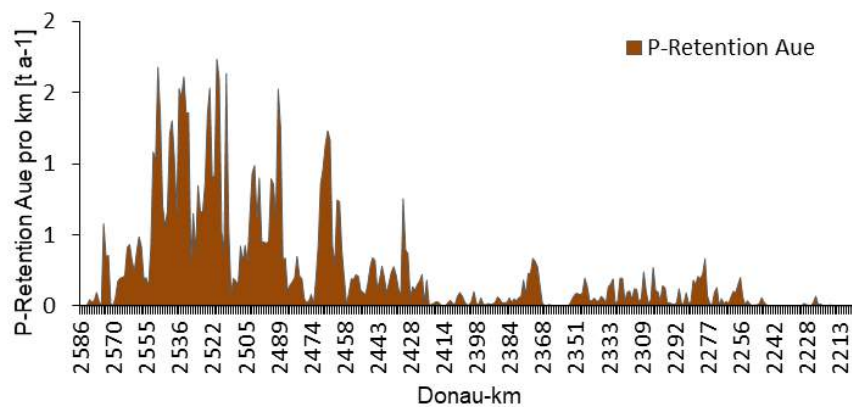


Abb. 13: P-Retentionsleistung der Auen entlang der bayerischen Donau.

3.3 Retentionsindikator (Ind_{xret})

Auf Grundlage der Retention im Fluss (Ret_{xF}) und in der rezenten Aue (Ret_{xA}) sowie der berechneten Frachten (T_x) (Darstellung s. Anhang 1-3) wurde für 338 jeweils einen Kilometer lange Fluss-Auen-Abschnitte der Donau der Retentionsindikator (Ind_{xret}) berechnet und bewertet. In Abbildung 14 wird der Anteil der fünf Bewertungsklassen der N-, P- und C-Retention an den Segmenten der gesamten Modellregion von Ulm bis Passau dargestellt. In Abbildung 15 wird die Bewertung der einzelnen 1-km-Fluss-Auen-Abschnitte räumlich dargestellt.

Die N-Retention wird für 27 % der 1-km-Fluss-Auen-Abschnitte in der Donau als sehr hoch (Klasse 5), für 17 % als hoch (Klasse 4), für 40 % als mäßig (Klasse 3) und für 16 % als gering (Klasse 2) eingestuft (Abb. 14). So wurde für die Modellregion eine Retention von 2841 t N a⁻¹ durch Fluss und Aue errechnet.

Regulierende Ökosystemleistungen: Stoffmetabolisierung

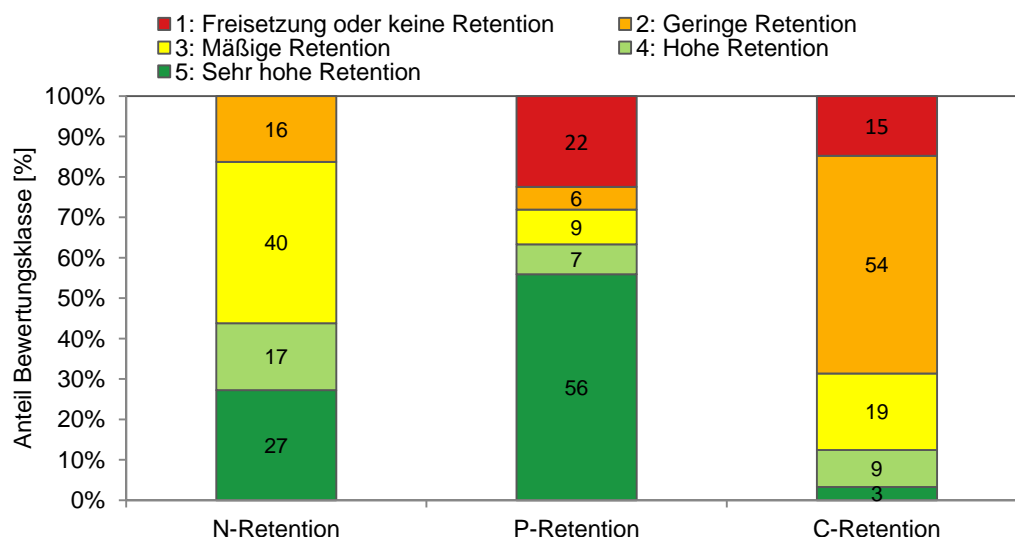


Abb. 14: Prozentualer Anteil der fünf Bewertungsklassen der N-, P- und C-Retention an den 338 bewerteten 1-km-Fluss-Auen-Abschnitte der Modellregion Donau.

Im Bereich von Ulm bis Kelheim wird die Retentionsleistung in den Fluss-Auen-Abschnitten vorwiegend als hoch bis sehr hoch eingestuft (Abb. 15). Innerhalb dieser Region werden lediglich Segmente im Bereich größere Städte wie Ulm, Donauwörth, Neuburg und Ingolstadt schlechter beurteilt (geringe bis mäßige Retentionsleistung). Im weiteren Verlauf der Donau von Kelheim bis Passau (schiffbarer Bereich) wird die Retention größtenteils als gering bis mäßig bewertet (Abb.). Die gute Bewertung der Donau von Ulm bis Kelheim ist auf den guten Zustand der rezenten Aue zurückzuführen. In diesem Teilabschnitt ist zum einen der Flächenanteil der rezenten Aue höher als im weiteren Verlauf, zum anderen befinden sich hier größere Wald- und Wasserflächen sowie Feuchtgebiete. Hinzu kommt die geringere Stickstofffracht im ersten Teilabschnitt der Modellregion, welche einen hohen Indikatorwert begünstigt. Da sich in diesem Bereich die meisten Staustufen befinden, kommt es teilweise auch im Hauptlauf zu höheren Retentionswerten, die jedoch wegen der hohen Retention in der Aue zu keiner weiteren Verbesserung der Bewertung führen. Im schiffbaren Bereich der Donau von Kelheim bis Passau nimmt sowohl die Fläche der rezenten Aue als auch der Anteil an Wald- und Feuchtgebieten zugunsten von Ackernutzung und Siedlungsstrukturen ab. Hinzu kommt der kontinuierliche Anstieg der N-Fracht durch zahlreiche Zuflüsse. Als Resultat wird die Retention in den 1-km Fluss-Auen-Abschnitten größtenteils als gering oder mäßig eingestuft. Trotzdem kommen vereinzelt Retentions-Hot-Spots vor. So macht sich die erhöhte N-Retention im Fluss aufgrund der geringen Retentionsleistung in der Aue vor den großen Staustufen bei Geislingen, Straubing und Kachlet bei der Bewertung bemerkbar. Eine weitere Region mit erhöhter Retentionsleistung befindet sich im Bereich der Isarmündung bei Deggendorf. In dieser Region befindet sich ein hochwertiges Auenschutzgebiet mit einer naturnahen Auenlandschaft und hohen Anteilen an Wäldern und Grünland.

Die P-Retention wird in über der Hälfte der 1-km-Fluss-Auen-Abschnitte (56 %) der Donau als sehr hoch, in 7 % als hoch, in 9 % als mäßig und in 6 % als gering eingestuft. Trotz der allgemein guten Bewertung der P-Retention werden rund 22 % der Fluss-Auen-Segmente mit Klasse 1 bewertet, was keine Retention bzw. eine Freisetzung anzeigt. In den Simulationen werden trotz der P-Freisetzung im Fluss (vgl. Kap. 3.1) insgesamt 71 t P a⁻¹ durch die Retention in der rezenten Aue zurückgehalten.

Ähnlich wie bei der N-Retention ist der Abschnitt zwischen Ulm und Kelheim aufgrund des guten Zustandes der rezenten Aue sowie der geringeren P-Fracht am Beginn der Modellregion sehr gut bewertet (Abb. 15). Vereinzelt schlechter bewertete Segmente sind entweder auf eine geringe Retentionsleistung in der rezenten Aue wie beispielsweise bei Neuburg, Ingolstadt oder Großmehring zurückzuführen, oder auf die geringe Retention bzw. Freisetzung von P vor den Staustufen beispielsweise bei Oberelchingen und Leipheim (vgl. Abb. 9). Stromab ist die Bewertung teilweise sehr heterogen. Besonders auffällig sind jedoch die mit Klasse 1 bewerteten 1-km-Fluss-Auen-Abschnitte vor den größeren Stauhaltungen bei Regensburg, Geislingen, Straubing und Kachlet, in denen es ebenfalls zu einer Freisetzung größerer Mengen von P kommt. Der Bereich um die Isarmündung stellt aufgrund der hochwertigen Auen wie bei der N-Retention einen Hot-Spot der Retention dar. Im restlichen Bereich der Modellregion zwischen Kelheim und Passau sind die Segmente sehr heterogen bewertet, was zum größten Teil auf die Retention in der rezenten Aue zurückzuführen ist, da der Fluss in diesen Segmenten nicht in größerem Umfang zur Retention von P beiträgt.

Die C-Retention wird für 3 % der 1-km-Fluss-Auen-Abschnitte in der Donau als sehr hoch (Klasse 5), für 9 % als hoch (Klasse 4), für 19 % als mäßig (Klasse 3), für 54 % als gering (Klasse 2) eingestuft. In 15 % der Abschnitte findet keine Retention oder sogar eine Freisetzung von C statt (Abb. 14). Die C-Retention wurde mit 3.587 t C a^{-1} nur für den Fluss berechnet.

Die Retentionsleistung von Kohlenstoff wird im Großteil der Modellregion als gering eingestuft (Abb. 15). Das Ergebnis der Bewertung zeigt jedoch die erhöhte C-Retention vor den Staustufen der Donau. Daher wird die Retention vor 18 Staustufen der Modellregion als mäßig bis sehr hoch klassifiziert. Besonders vor den Staustufen bei Straubing und Geisling kommt es zu einem sehr hohen Rückhalt von C. Anders verhält es sich zwischen der Einmündung der Großen Laber und der Isareinmündung in die Donau. Der Abschnitt ist fast durchgängig mit Klasse 1 bewertet, was mit einer hohen flussinternen C-Produktion durch den Zuwachs von Phytoplanktonbiomasse zusammenhängt (s. Kap. 3.1). Dies könnte mit dem Zufluss des Allachbachs und der Aiterach zusammenhängen. Im entsprechenden Flusswasserkörper wurden organische Belastungen als Grund für die Zielverfehlung des guten ökologischen Zustandes nach WRRL angegeben.

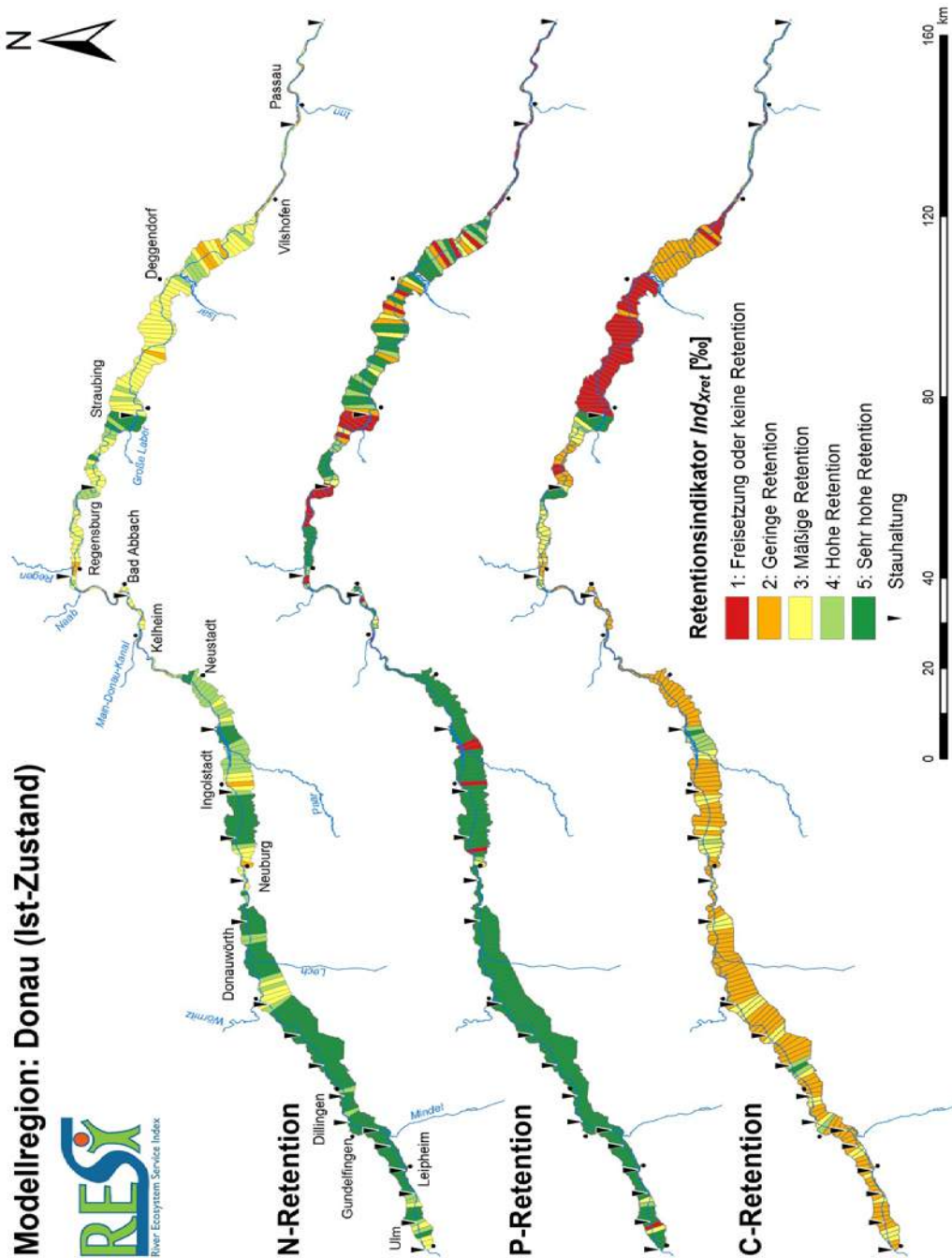


Abb. 15: Fünfstufige Bewertung der N-, P- und C-Retention für 338 1-km-Fluss-Auen-Abschnitte in der Modellregion Donau.

4 Fazit

Der hier hergeleitete Indikator der ‰-Retention pro km beschreibt die Fähigkeit eines Fluss-Auen-Abschnitts, die vorliegende stoffliche Belastung aus dem Einzugsgebiet durch gewässerinterne Prozesse zu kompensieren. Zusammen mit der abflussspezifischen Skalierung für die Bewertung (die das naturgemäß geringere Verhältnis von Sedimentoberfläche/Stofffracht in größeren Flüssen berücksichtigt) wurde eine objektive Grundlage abgeleitet, die es ermöglicht, die Selbstreinigungsleistung verschiedener Flüsse und Auen oder auch die Effekte unterschiedlicher Bewirtschaftungs- bzw. Ausbauszenarien an einem Flussabschnitt zu bewerten und zu vergleichen.

Das Fallbeispiel der Donau zwischen Ulm und Passau zeigt, dass sowohl der Fluss als auch die angrenzende Aue zu einer deutlichen Nährstoffretention beitragen kann. Insgesamt spiegeln die Ergebnisse die wichtige Rolle der Flussauen für die Selbstreinigungsleistung von Fließgewässern wider, da die Retention in den Abschnitten am höchsten ist, in denen sich die rezente Aue in einem guten Zustand befindet. Für die flussinternen Prozesse zeigen die Modellergebnisse jedoch auch eine erhöhte Retention von N und C im Bereich von Stauhaltungen. Eine hohe Retention ist also nicht zwangsläufig mit einem guten ökologischen Zustand gleichzusetzen. Die erhöhten Retentionen in Stauhaltungen sind nämlich häufig mit negativen Wechselwirkungen wie erhöhten Sauerstoffzehrungen, P-Freisetzungen oder auch einer eingeschränkten Durchgängigkeit verbunden. Diese Zusammenhänge verdeutlichen, dass die isolierte Betrachtung einzelner Ökosystemleistung zu fehlerhaften Schlussfolgerungen führen kann und für eine sachgerechte Bewertung mögliche Wechselwirkungen mit weiteren ÖSL berücksichtigt werden sollten.

5 Literatur

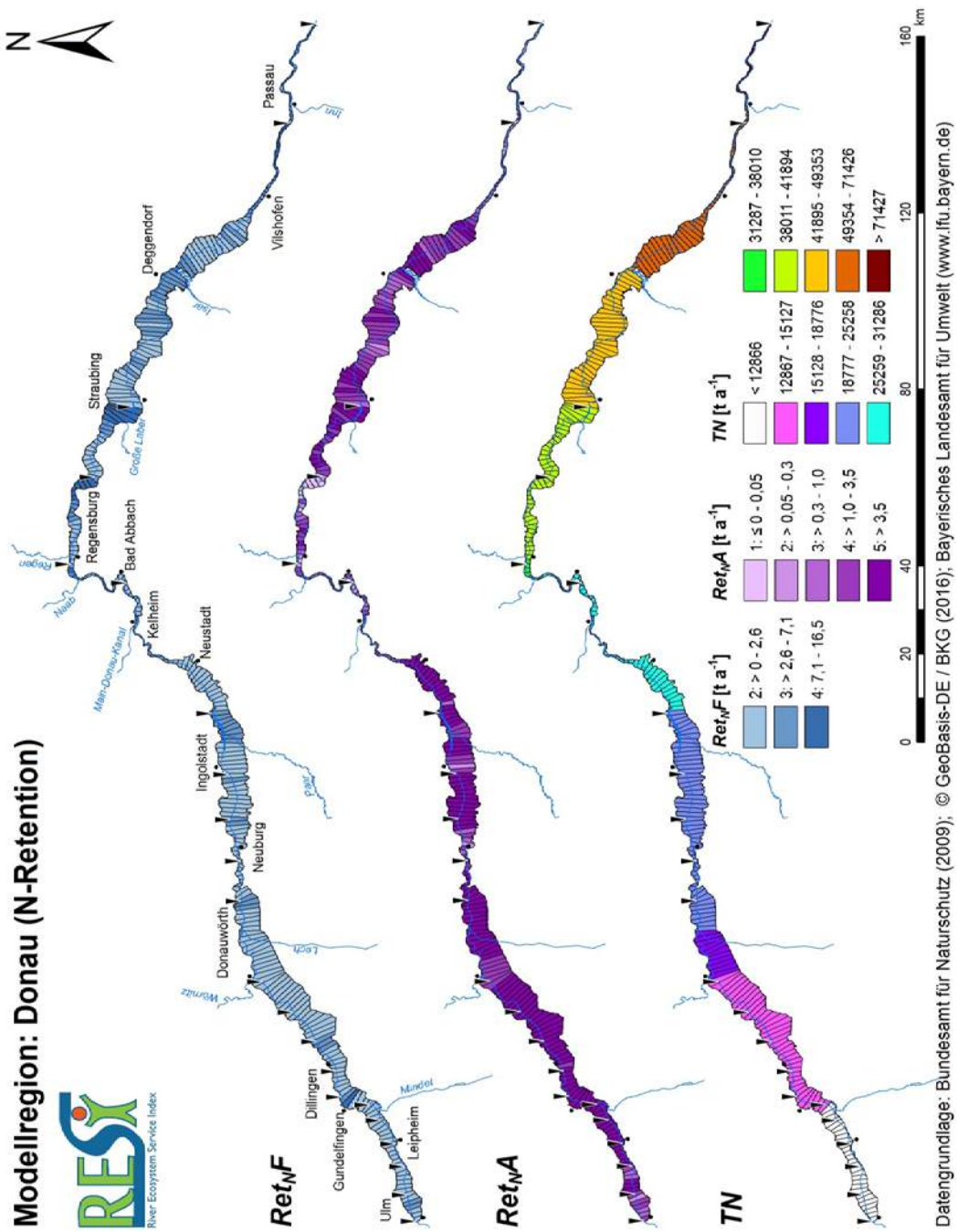
- Alexander, R. B., Smith, R. A. & Schwarz, G. E. (2000): Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. – *Nature* 403: 758-761.
- Baulch, H. M., Venkiteswaran, J. J., Dillon, P. J. & Maranger, R. (2010): Revisiting the application of open-channel estimates of denitrification. – *Limnology and Oceanography - Methods* 8: 202-215.
- Behrendt, H. & Opitz, D. (2000): Retention of nutrients in river systems: dependence on specific runoff and hydraulic load. *Hydrobiologia* 410: 111-122.
- Behrendt, H., Huber, P., Kornmilch, M., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G. & Uebe, R. (1999): Nutrient emissions into river basins of Germany. Berlin, 261 S.
- Berg, C. E., Mineau, M. M. & Rogers, S. H. (2016): Examining the ecosystem service of nutrient removal in a coastal watershed. – *Ecosystem Services* 20: 104-112.
- Bergfeld, T. (2006): Die Donau – Auswirkungen der Stauregelung auf Stoffhaushalt und Trophie. – *Limnologie Aktuell* 12: 99-112.
- Böhlke, J. K., Harvey, J. W. & Voytek, M. A. (2004): Reach-scale isotope tracer experiment to quantify denitrification and related processes in a nitrate-rich stream, midcontinent United States. – *Limnology and Oceanography* 49: 821-838.
- Bondar, E., Oliver, G., Gyozo, J., Kucera-Hirzinger, V., Whalley, P., Zessner, M. & Hein, T. (2007): Integration of the nutrient reduction function in the riverine wetland management. Guidance Document, Wien.
- Borin, M., Vianello, M., Moraria, F. & Zaninb, G. (2005): Effectiveness of buffer strips in removing pollutants in runoff from a cultivated field in North-East Italy. – *Agriculture Ecosystems and Environment* 105: 101-114.
- Brunotte, E., Dister, E., Günther-Dringer, D., Koenzen, U. & Mehl, D. (2009): Flussauen in Deutschland – Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 87, 244 S.
- Burt, T. P., Matchett, L. S., Goulding, K. W. T., Webster, C. P. & Haycock, N. E. (1999): Denitrification in riparian buffer zones: the role of floodplain hydrology. – *Hydrological Processes* 13: 1451-1463.
- Carl, P., Gerlinger, K., Hattermann, F.F., Krysanova, V., Schilling, C. & Behrendt, H. (2008): Regularity-based functional streamflow disaggregation: 2. Extended demonstration. – *Water Resources Research* 44: 1-19.
- Craft, C.B. & Casey, W. P. (2000): Sediment and nutrient accumulation in floodplain and depression freshwater wetlands of Georgia, USA. – *Wetlands* 20: 323-332.
- Felber, R., Conen, F., Flechard, C. R. & Neftel, A. (2012): Theoretical and practical limitations of the acetylene inhibition technique to determine total denitrification losses. – *Biogeosciences* 9: 4125-4138.
- Feng, M. (2016): Flow and thermal regimes in river networks: effects of hydropower regulation and climate extremes. Dissertation, Freie Universität Berlin. 145 S.

- Gäth, S., Anthony, F., Becker, K.-W., Geries, H., Höper, H., Kersebaum, C. & Nieder, R. (1999): Bewertung der standörtlichen Denitrifikationsleistung und N-vorratsveränderung von Böden und Bodennutzungssystemen. – Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 85: 1373-1376; modifiziert von Höper, H. (2005), unveröffentlicht.
- Gautier, E., Corbonnois, J., Petit, F., Arnaud-Fassetta, G., Brunstein, D., Grivel, S., Houbrechts G. & Thierry, B. (2009): Multidisciplinary approach for sediment dynamics study of active floodplains. *Géomorphologie*: 65-78.
- Gisi, U. (1990): *Bodenökologie*. Stuttgart (Thieme-Verlag). 304 S.
- Grizzetti, B., Paul, P., Billen, G., Bouraoui, F., Garnier, J. & Lassaletta, L. (2015): The role of water nitrogen retention in integrated nutrient management: assessment in a large basin using different modelling approaches. *Environmental Research Letters* 10: 65008.
- Hall, R. O., Tank, J.L., Baker, M. A., Rosi, E. & Hotchkiss, E (2016): Metabolism, gas exchange, and carbon spiraling in rivers. – *Ecosystems* 19: 73-86.
- Hoffmann, C.C., Kjaergaard, C., Uusi-Kämpä, J., Hansen, H.C.B & Kronvang, B. (2009): Phosphorus retention in riparian buffers: Review of their efficiency. – *Journal of Environmental Quality* 38: 1942-1955.
- Kirchesch, V., Bergfeld-Wiedemann, T. & Fischer, H. (2016): Das Sedimentmodul "SEDFLUX" im Gewässergütemodell QSim. BfG-1943, Koblenz.
- Kronvang, B., Hoffmann, C.C., Svendsen, L.M., Windolf, J., Jensen, J.P. & Dorge, J. (1999): Retention of nutrients in river basins. – *Aquatic Ecology* 33: 29-40.
- Kronvang, B., Hezlar, J., Boers, P., Jensen, J. P., Behrendt, H., Anderson, T., Arheimer, B., Venohr, M., Hoffmann, C. C. & Nielsen, C. B. (2004): *Nutrient retention handbook. Software manual for EU-ROHARP-NUTRET and scientific review on nutrient retention*. Norwegian Institute for Water Research (NIVA), Norway.
- Kupilas, B., Hering, D., Lorenz, A. W., Knuth, C. & Gücker, B. (2017): Hydromorphological restoration stimulates river ecosystem metabolism. – *Biogeosciences* 14: 1989-2002.
- LaNotte, A., Maes, J., Dalmazzone, S., Crossman, N. D., Grizzetti, B. & Bidoglio, G (2017): Physical and monetary ecosystem service accounts for Europe : A case study for in-stream nitrogen retention. – *Ecosystem Services* 23: 18-29.
- 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: 8130-8137.
- Mehl, D., Steinhäuser, A., Kasperidus, H.D. & Scholz, M. (2012). Hochwasserretention, In: M. Scholz, D. Mehl, C. Schulz-Zunkel, H. D. Kasperidus, W. Born, & K. Henle (Hrsg.): *Ökosystemfunktionen von Flussauen - Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion*. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 124: 48-72.
- 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. G., Gregory, S. V., Grimm, N. B., Johnson, S. L., McDowell, W. H., Meyer, J. L., Valett, H. M., Webster, J. R., Arango, C. P., Beau-lieu, 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: 202-206.

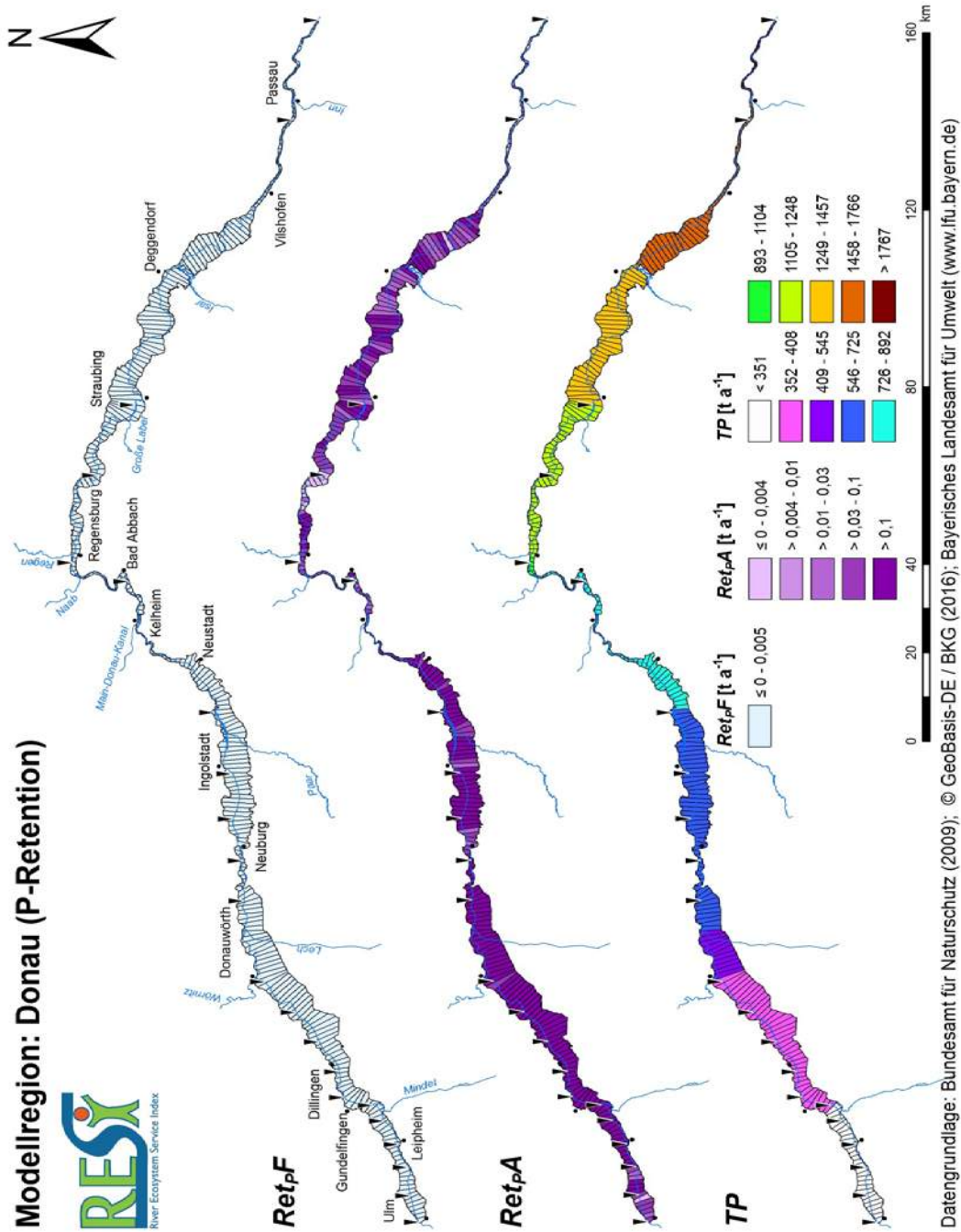
- Nielsen, L. P. (1992): Denitrification in sediment determined from nitrogen isotope pairing. – FEMS Microbiology Letters 86: 357-362.
- Noe, G.B. & Hupp, C.R. (2009): Retention of riverine sediment and nutrient loads by coastal plain floodplains. – Ecosystems 12: 728-746.
- Odum, H.T. (1956): Primary production in flowing waters. – Limnology and Oceanography 1:102-117.
- Olde Venterink, H.O., Vermaat, J.E., Pronk, M., Wiegman, F., van der Lee, G. E. M., van den Hoorn, M. W., Higler, L. W. G. & Verhoeven, J. T. A. (2006): Importance of sediment deposition and denitrification for nutrient retention in floodplain wetlands. – Applied Vegetation Science 9 (2): 163-174.
- Oppermann, R., Schumacher, F. & Kirchesch, V. (2015): Hydrax - Ein hydrodynamisches 1-D Modell. – BfG-1873, Koblenz. <http://doi.bafg.de/BfG/2015/HYDRAX.pdf>
- Pribyl, A.L., McCutchan, J. H., Lewis, W. M. & Saunders, J. F. (2005): Whole-system estimation of denitrification in a plains river: a comparison of two methods. – Biogeochemistry 73: 439-455.
- Ritz S. (2016): Nitrogen retention in a large nitrogen rich lowland river: estimates from open-channel methods. Dissertation Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg.
- Ritz, S., Fischer, H. & Dolman, A. (2016): Potenzielle Nährstofflimitation in Fließgewässern. Kap. 1.4. In: NITROLIMIT: Stickstofflimitation in Binnengewässern – Ist Stickstoffreduktion ökologisch sinnvoll und wirtschaftlich vertretbar? Abschlussbericht des BMBF Verbundprojekts NITROLIMIT II, FKZ 0033W015 AN–GN, 25-32, www.nitrolimit.de/index.php/downloads.html
- Ritz, S., Dähnke, K. & Fischer, H. (2018): Open-channel measurement of denitrification in a large lowland river. Aquatic Sciences 80: 11. DOI:10.1007/s00027-017-0560-1
- Schöl, A., Kirchesch, V., Bergfeld, T. & Müller, D. (1999): Model-based analysis of oxygen budget and biological processes in the regulated rivers Moselle and Saar: modelling the influence of benthic filter feeders on phytoplankton. – Hydrobiologia 410: 167-176.
- Schöl, A., Kirchesch, V., Bergfeld, T., Schöll, F., Borcharding, J. & Müller, D. (2002): Modelling the chlorophyll a content of the River Rhine - Interrelation between riverine algal production and population biomass of grazers, rotifers and the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. – International Review of Hydrobiology 87: 295-317.
- Schulz-Zunkel, C., Scholz, M., Kasperidus, H. D., Krüger, F., Natho, S. & Venohr, M. (2012): Nährstoffretention, In: M. Scholz, D. Mehl, C. Schulz-Zunkel, H. D. Kasperidus, W. Born, & K. Henle (Hrsg.): Ökosystemfunktionen von Flussauen - Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 124: 48-72.
- Seitzinger, S.P. (1988): Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: ecological and geochemical significance. – Limnology and Oceanography 33: 702-724.
- Seitzinger, S.P., Styles, R.V., Boyer, E.W., et al (2002): Nitrogen retention in rivers: model development and application to watersheds in the northeastern USA. – Biogeochemistry 57: 199-237.
- Smith, L. K., Voytek, M. A., Böhlke, J. K. & Harvey, J. W. (2006): Denitrification in nitrate-rich streams: application of N₂:Ar and 15N-tracer methods in intact cores. – Ecological Applications 16: 2191-2207.

- Smith, T. E., Laursen, A. E. & Deacon, J. R. (2008): Nitrogen attenuation in the Connecticut River, northeastern USA; a comparison of mass balance and N₂ production modeling approaches. – *Biogeochemistry* 87: 311-323.
- Trepel, M. (2007): Faustzahlen zur Bilanzierung der Eintragsminderung durch landwirtschaftliche Maßnahmen sowie durch Maßnahmen zur Verbesserung des Nährstoffrückhalts in Fließgewässern, Feuchtgebieten und Seen. – Stellungnahme, unveröffentlicht.
- Trepel, M. (2009): Nährstoffrückhalt und Gewässerrenaturierung. – *Korrespondenz Wasserwirtschaft* (2): 211-215.
- Uehlinger U (2006) Annual cycle and inter-annual variability of gross primary production and ecosystem respiration in a floodprone river during a 15-year period. – *Freshwater Biology* 51: 938-950.
- Van der Lee, G. E. M., Olde Venterink, H. O. & Asselman, N. E. M. (2004): Nutrient retention in floodplains of the Rhine distributaries in The Netherlands. – *River Research and Applications* 20: 315-325.
- Venohr, M. (2006): Modellierung der Einflüsse von Temperatur, Abfluss und Hydromorphologie auf die Stickstoffretention in Flusssystemen. Dissertation. Berliner Beiträge zur Ökologie 4, Weißensee Verlag, Berlin, 193 S.
- Venohr, M., Hirt, U., Hofmann, J., Opitz, D., Gericke, A., Wetzig, A., Natho, S., Neumann, F., Hürdler, J., Matranga, M., Mahnkopf, J., Gadegast, M. & Behrendt, H. (2011): Modelling of Nutrient Emissions in River Systems - MONERIS - Methods and Background. – *International Review of Hydrobiology* 96 (5): 435-483.
- Verhoeven, J. T. A., Arheimer, B., YIN, C. & Hefting, M. M. (2006): Regional and global concerns over wetlands and water quality. – *Trends in Ecology & Evolution* 21 (2): 96-103.
- Viergutz, C., Bergfeld-Wiedemann, T. & Kirchesch, V. (2013): EU-Studie Donau: Gewässergüte des Ist-Zustandes und der verschiedenen Ausbauvarianten. – BfG-1740, Bundesanstalt für Gewässerkunde. Koblenz.
- Vinten, A. J. A. & Smith, K. A. (1993): Nitrogen cycling in agricultural soils. – In: Burt, T.P., Heathwaite, A.L. & Trudgill, S.T. (Hrsg.): *Nitrate: Processes, Patterns and Management*. John Wiley Chichester: 29-73.
- Wagenschein, D. (2006): Einfluss der Gewässermorphologie auf die Nährstoffretention – Modellstudie am Beispiel der mittleren Weißen Elster (Dissertation Brandenburgische Technische Universität Cottbus). – UFZ-Dissertation 12/2006, 110 S.
- Zarnetske, J. P., Haggerty, R., Wondzell, S. M. & Baker, M.A. (2011): Dynamics of nitrate production and removal as a function of residence time in the hyporheic zone. *Journal of Geophysical Research* 116: 1-12.

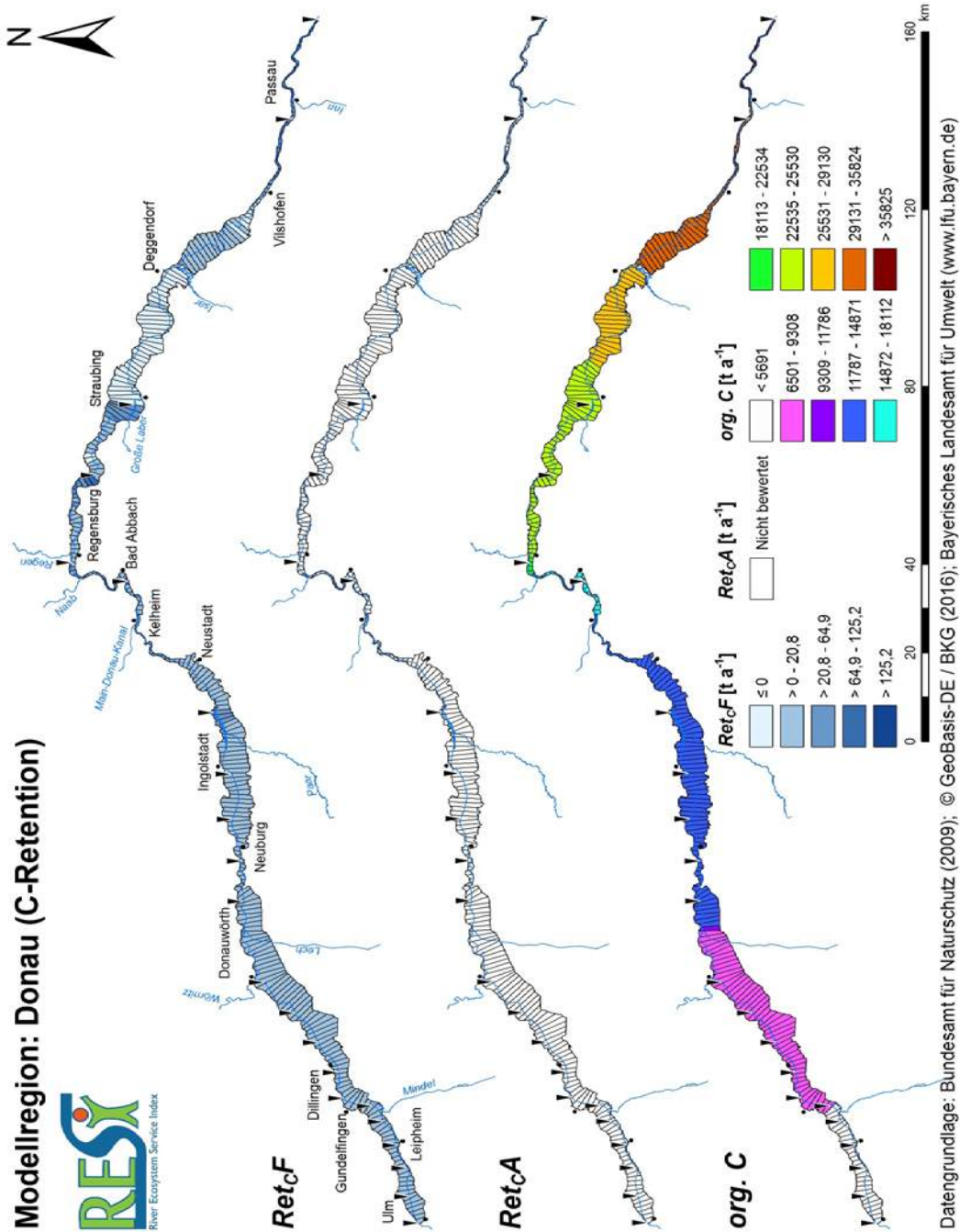
6 Anhänge



Anhang 1: N-Retention im Fluss (Ret_{pF}), in der rezenten Aue (Ret_{pA}) sowie die N-Fracht (TN) in den 338 1-km-Fluss-Auen-Abschnitten der der Modellregion Donau.



Anhang 2: P-Retention im Fluss (*Ret_pF*), in der rezenten Aue (*Ret_pA*) sowie die P-Fracht (TP) in den 338 1-km-Fluss-Auen-Abschnitten der der Modellregion Donau.



Anhang 3: C-Retention im Fluss (*Ret_cF*), in der rezenten Aue (*Ret_cA*) sowie die org. C-Fracht (org. C) in den 338 1-km-Fluss-Auen-Abschnitten der der Modellregion Donau.

Anhang 4: Datenbasis zur Herleitung der Klassengrenzen für die flussinterne N-Retention

Quelle	Methode	Untersuchte Flüsse bzw. Flussabschnitte	Land
Arango et al. 2007	Acetylen Inhibierung	5	USA
Böhlke et al. 2004	in-situ ¹⁵ N	1	USA
Böhlke et al. 2009	Open-Channel N ₂ , in-situ ¹⁵ N, Stoffbilanz, Laborinkubation ¹⁵ N, Laborinkubation N ₂ , Mikrokosmos Inkubation	2	USA
Christensen et al. 1990	Acetylen Inhibierung	2	Dänemark
Gardner et al. 2016	Open-Channel N ₂	5	USA
House und Warwick 1998	Stoffbilanz	1	England
Kronvang et al. 2004	Metanalyse	41 Messungen aus 16 versch. Studien	Globale Hochrechnung
Laursen und Seitzinger 2004	Open-Channel N ₂	3	USA
Mulholland et al. 2004	in-situ ¹⁵ N	1	USA
Nielsen 1992	Laborinkubation ¹⁵ N	1	Schweden
Pattinson et al. 1998	Acetylen Inhibierung	6	England
Pribyl et al. 2005	Open-Channel N ₂	1	USA
Reisinger et al. 2016	Open-Channel N ₂ , Laborinkubation N ₂	4	USA
Richardson et al. 2004	Acetylen Inhibierung	1	USA
Ritz 2016	Stoffbilanz	1	Deutschland
Ritz et al. 2018	Open-Channel N ₂	3	Deutschland
Seitzinger 1988	Laborinkubation N ₂	2	USA
Seitzinger et al. 2006	Modellbasierte Abschätzung	/	Globale Hochrechnung
Sjodin et al. 1997	Stoffbilanz	2	USA
Smith et al. 2006	Laborinkubation N ₂	2	USA
Smith et al. 2008	Open-Channel N ₂	2	USA

Anhang 5: Datenbasis zur Herleitung der Klassengrenzen für die flussinterne C-Retention

Autor	Methode	Untersuchte Flüsse bzw. Flussabschnitte	Land
Battin et al. 2009	Metanalyse	130 publizierte Messungen	Globale Hochrechnung
Cole und Caraco 2001	Metanalyse	1	USA
Ellis et al. 2012	CO ₂ Messung	14	Brasilien
Griffith et al. 2012	Open-Channel O ₂	6	USA
Hall et al. 2016	Open-Channel O ₂	14	USA
Hope et al. 2001	CO ₂ Messung	3	Schottland
Howarth et al. 1992	Open-Channel O ₂	1	USA
Lauerwald et al. 2015	Modellbasierte Abschätzung	/	Globale Hochrechnung
Minshall et al. 1983	O ₂ Bilanz & in-situ Inkubation	4	USA
Richey et al. 1990	O ₂ Bilanz & in-situ Inkubation	51	Brasilien
Thomas et al. 2005	Open-Channel O ₂	4	USA
Uehlinger 2006	Open-Channel O ₂	1	Schweiz

Anhang 6: Literatur zur Herleitung der Klassengrenzen

- Arango, C. P., Tank, J. L., Schaller, J. L., Royer, T. V., Bernot, M. J. & David, M. B (2007): Benthic organic carbon influences denitrification in streams with high nitrate concentration. – *Freshwater Biology* 52: 1210-1222.
- Battin, T. J., Kaplan, L. A., Findlay, S., Hopkinson, C. S., Marti, E., Packman, A. I., Newbold, J. D. & Sabater, F (2009): Biophysical controls on organic carbon fluxes in fluvial networks. – *Nature Geoscience* 1: 95-100.
- Böhlke, J. K., Antweiler, R. C., Harvey, J. W., Laursen, A. E., Smith, L. K., Smith, R. L. & Voytek, M. A (2009): Multi-scale measurements and modeling of denitrification in streams with varying flow and nitrate concentration in the upper Mississippi River basin, USA. – *Biogeochemistry* 93: 117-141.
- Böhlke, J. K., Harvey, J. W. & Voytek, M. A. (2004): Reach-scale isotope tracer experiment to quantify denitrification and related processes in a nitrate-rich stream, midcontinent United States. – *Limnology and Oceanography* 49: 821-838.
- Christensen, P. B., Nielsen L. P., Sorensen J. & Revsbech N. P. (1990): Denitrification in nitrate-rich streams: diurnal and seasonal variation related to benthic oxygen metabolism. – *Limnology and Oceanography* 35: 640-651.
- Cole, J. J. & Caraco, N. F. (2001): Carbon in catchments: connecting terrestrial carbon losses with aquatic metabolism. – *Mar Freshwater Res* 52: 101-110.
- Ellis, E. E., Richey, J. E., Aufdenkampe, A. K., Krusche, A. V., Quay, P. D., Salimon, C. & da Cunha, H. B. (2012): Factors controlling water-column respiration in rivers of the central and southwestern Amazon Basin. – *Limnology and Oceanography* 57: 527-540.
- Gardner, J. R., Fisher, T. R., Jordan, T. E. & Knee, K. L. (2016): Balancing watershed nitrogen budgets: accounting for biogenic gases in streams. – *Biogeochemistry* 127: 231-253.
- Griffiths, N. A., Tank, J. L., Royer, T. V., Warrner, T. J., Frauendorf, T. C., Rosi-Marshall, E. J., & Whiles, M. R. (2012): Temporal variation in organic carbon spiraling in Midwestern agricultural streams. – *Biogeochemistry* 108(1-3): 149-169.
- Hall, R. O., Tank, J. L., Baker, M. A., Rosi-Marshall, E. J. & Hotchkiss, E. R (2016): Metabolism, Gas Exchange, and Carbon Spiraling in Rivers. – *Ecosystems* 19: 73-86,
- Hope, D., Palmer, S. M., Billett, M. F. & Dawson, J. J. C. (2001): Carbon dioxide and methane evasion from a temperate peatland stream. – *Limnology and Oceanography* 46: 847-857.
- House, W. A. & Warwick, M. S. (1998): A mass-balance approach to quantifying the importance of instream processes during nutrient transport in a large river catchment. – *Science of the Total Environment* 210: 139-152.
- Howarth, R. W., Marino, R., Garritt, R. & Sherman, D. (1992): Ecosystem respiration and organic carbon processing in a large, tidally influenced river: the Hudson River: 83-102.
- Kronvang, B., Hezlar, J., Boers, P., Jensen, J. P., Behrendt, H., Anderson, T., Arheimer, B., Venohr, M., Hoffmann, C. C. & Nielsen, C. B. (2004): Nutrient retention handbook. Software manual for EUROHARP-NUTRET and scientific review on nutrient retention. Norwegian Institute for Water Research (NIVA), Norway.
- Lauerwald, R., Laruelle, G. G., Hartmann J., Ciais, P. & Regnier, P. A (2015): Spatial pattern in CO₂ evasion from the global river network. – *Global Biogeochemical Cycles* 29: 534-554.

- Laursen, A.E. & Seitzinger, S.P. (2004): Diurnal patterns of denitrification, oxygen consumption and nitrous oxide production in rivers measured at the whole-reach scale. – *Freshwater Biology* 49: 1448–1458.
- Minshall, G. W., Petersen, R. C., Cummins, K. W., Bott, T. L., Sedell, J. R., Cushing, C. E., and Vannote, R. L (1983): Interbiome comparison of stream ecosystem dynamic. – *Ecological Monographs* 53: 1-25.
- Moloney, C. L., & Field, J. G. (1989): General allometric equations for rates of nutrient uptake, ingestion, and respiration in plankton organisms. – *Limnology and Oceanography* 34(7): 1290-1299.
- Mulholland, P. J., Valett, H. M., Webster, J. R., Thomas, S. A., Cooper, L. W., Hamilton, S. K. & Peterson, B. J., (2004): Stream denitrification and total nitrate uptake rates measured using a field ^{15}N tracer addition approach. – *Limnology and Oceanography* 49: 809-820.
- Nielsen, L.P. (1992): Denitrification in sediment determined from nitrogen isotope pairing. – *FEMS Microbiology Letters* 86: 357-362.
- Pattinson, S. N., Garcia-Ruiz, R. & Whitton, BA. (1998): Spatial and seasonal variation in denitrification in the Swale-Ouse system, a river continuum. *Science of the Total Environment* 210: 289–305.
- Pribyl, A.L., McCutchan, J.H., Lewis, W.M. & Saunders, J.F. (2005): Whole-system estimation of denitrification in a plains river: a comparison of two methods. – *Biogeochemistry* 73: 439–455.
- Reisinger, A. J., Tank, J. L., Hoellein, T. J. & Hall, Jr. R. O. (2016): Sediment, water column, and open-channel denitrification in rivers measured using membrane-inlet mass spectrometry. *Journal of Geophysical Research: – Biogeosciences*: 1258–1274.
- Richardson, W. B., Strauss, E. A., Bartsch, L. A., Monroe, E. M., Cavanaugh, J. C., Vingum, L., & Soballe, D. M (2004): Denitrification in the upper Mississippi River: rates, controls, and contribution to nitrate flux. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61: 1102–1112.
- Richey, J.E., Melack, J.M., Aufdenkampe, A.K., Ballester, V.M. & Hess, L.L (2002): Outgassing from Amazonian rivers and wetlands as a large tropical source of atmospheric CO_2 . – *Nature* 416: 617-620.
- Ritz, S. (2016): In-stream nitrogen retention in a large nitrogen rich river: estimates from open-channel methods. Dissertation Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg.
- Ritz, S., Fischer, H. & Dähnke, K. (2018): Open-channel measurement of denitrification in a large lowland river. – *Aquatic Sciences* 80: 11, doi.org/10.1007/s00027-017-0560-1.
- Seitzinger, S., Harrison, J. A., Böhlke, J. K., Bouwman, A. F., Lowrance, R., Peterson, B., Tobias, C. & Drecht, G. V. (2006): Denitrification across landscapes and waterscapes: a synthesis. – *Ecological Applications* 16: 2064-2090.
- Seitzinger, S. P. (1988): Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: ecological and geochemical significance. – *Limnology and Oceanography* 33: 702-724.
- Sjodin, A. L., Lewis, W. M. & Saunders, J. F. (1997): Denitrification as a component of the nitrogen budget for a large plains river. – *Biogeochemistry* 39: 327-342.
- Smith, L. K., Voytek, M. A., Böhlke, J. K. & Harvey, J. W. (2006): Denitrification in nitrate-rich streams: application of N_2 : Ar and ^{15}N -tracer methods in intact cores. – *Ecological Applications* 16: 2191-2207.

Regulierende Ökosystemleistungen: Stoffmetabolisierung

- Smith, T. E., Laursen, A. E. & Deacon, J. R. (2008): Nitrogen attenuation in the Connecticut River, northeastern USA; a comparison of mass balance and N₂ production modeling approaches. – *Biogeochemistry* 87: 311-323.
- Thomas, S. A., Royer, T. V., Snyder, E. B. & Davis, J. C. (2005): Organic carbon spiraling in an Idaho river. – *Aquatic Sciences* 67: 424-433.
- Uehlinger, U. (2006): Annual cycle and inter-annual variability of gross primary production and ecosystem respiration in a floodprone river during a 15-year period. – *Freshwater Biology* 51: 938-950.

Analyse und Bewertung der Ökosystemleistung „Habitatbereitstellung“ – Bundesweiter Ansatz für die Aue

SCHOLZ, M., DAMM, C., FISCHER-BEDTKE, C., FÖCKLER, F., GELHAUS, M., GERSTNER, L., KASPERIDUS, H. D., RUMM, A., STAMMEL, B. & K. HENLE

Inhaltsverzeichnis

1	Einführung	142
2	Methodisches Vorgehen	142
2.1	Bewertungskriterien	143
2.1.1	Flächenanteil an Natura 2000-Gebieten.....	143
2.1.2	Landnutzungsintensität	144
2.1.3	Flächenanteil an Feuchtlebensräumen und geschützten Biotopen	145
2.1.4	Rückstau durch Querbauwerke	145
2.1.5	Lage in der rezenten Aue bzw. der Altaue	145
2.2	Ermittlung des Habitatindex auf bundesweiter Ebene	146
3	Literaturverzeichnis.....	147

1 Einführung

Die Ökosystemleistung (ÖSL) Habitatbereitstellung betrachtet im Projekt River Ecosystem Service Index (RESI) die funktionelle und strukturelle Qualität flussauentypischer Habitate, Lebensgemeinschaften und Arten. Die Habitate mit ihrer naturraumtypischen Vielfalt der Tier- und Pflanzengemeinschaften der Natur- und Kulturlandschaft sind Ausdruck der charakteristischen Standortverhältnisse. Mit diversen Rechtsnormen, wie dem Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG), der Europäischen Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) oder der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) schützt der Mensch diese Naturgüter und bringt dadurch Wertschätzung und Nutzungsinteresse der Gesellschaft zum Ausdruck.

„Habitat“ oder „Biodiversität“ wird in einigen Studien als ÖSL innerhalb der Hauptgruppe „Regulierende und erhaltende Leistungen“ eingeordnet (Common International Classification for Ecosystem Services (CICES), Maes et al. 2012; Haines-Young & Potschin 2010: „Erhaltung von Lebenszyklen, Habitaten und Genpool“; Grizzetti et al. 2015: „Erhaltung von Populationen und Lebensräumen“; Liqueste et al. 2013; Egoh et al. 2012: „Erhaltung von Lebenszyklen“). In anderen Studien wird „Habitat“ als eigene Hauptgruppe („Habitat oder unterstützende Leistungen“) genannt (De Groot et al. 2010: „Aufzuchthabitate; Schutz des Genpools“; Posthumus et al. 2010; Díaz et al. 2005: „Habitatbereitstellung“; Scholz et al. 2012; The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB): „Lebensraum für Arten; Erhaltung der genetischen Diversität“). Die RESI-ÖSL „Habitatbereitstellung“ wurde in Anlehnung an CICES (Haines-Young & Potschin 2013) als Leistung zur „Erhaltung von Lebenszyklen und Habitaten“ definiert. Die Erhaltung der Arten und Habitate zielt hier nicht nur auf „genutzte“ und „nutzbringende“ Arten, sondern auf alle Arten und Lebensräume ab, wie es auch im BNatSchG definiert wird (Erhaltung der Biodiversität als eigenen Wert, vgl. BNatSchG, Art. 1). Die CICES-Klassen „Bestäubung und Diasporenverbreitung“ oder die „Erhaltung von Aufzuchtpopulationen und -habitaten“ wurde dagegen im RESI nicht als separate ÖSL aufgeführt.

2 Methodisches Vorgehen

Je nach der betrachteten Skalenebene (bundesweiter Ansatz an größeren Flussauenabschnitten der Modellgebiete oder ein regionaler bis lokaler Ansatz auf Maßnahmenebene innerhalb der Modellgebiete; s. Fischer-Bedtke et al. 2020 in diesem Buch, Fischer et al. 2019) kommen aufgrund der oftmals in unterschiedlicher Auflösung / Genauigkeit vorliegenden räumlichen Daten und Informationen zu Arten- und Lebensgemeinschaften verschiedene methodische Ansätze zum Einsatz. Im hier dargestellten bundesweiten Bewertungsansatz geht es darum, mit weniger detaillierten, aber bundesweit einheitlichen Datengrundlagen eine überblicksmäßige Bewertung der Habitatbereitstellung zu ermöglichen. Die Bewertungskriterien basieren auf allgemein im Naturschutz anerkannten fachlichen Bewertungskriterien, die für Auen spezifisch sind. Die verwendeten Daten sollten bundesweit verfügbar sein. Die Methodik soll neben der Darstellung des Ist-Zustandes auch einen Vergleich zwischen dem ermittelten Ist-Zustand und angestrebten zukünftigen Handlungsoptionen ermöglichen. Neben der Dynamik und Vielfalt an Arten und Lebensräumen als auentypische Eigenschaften wird auch eine nachhaltige Nutzung der Kulturlandschaft berücksichtigt. Beides kann zwischen einzelnen Flusslandschaften variieren, was bei der Bewertung berücksichtigt werden muss bzw. angepasst werden kann. Unabhängig von der Skalenebene sollen auch hier die einzelnen Bewertungskriterien in eine fünfstufige Skala überführt werden, damit entsprechend dem Bewertungsalgorithmus und analog zum Gesamt-RESI-Index auch ein fünfstufiges Bewertungsergebnis erreicht wird. Der daraus resultierende Habitatindex beschreibt als Proxy die Bedeutung des betrachteten Auenabschnitts für auentypische Arten und Lebensräume in fünf Stufen von „sehr hoch“ (= 5) bis „sehr gering“ (= 1). Für die Habitatbereitstellung werden die Kompartimente rezente Aue und Altaue bewertet.

Für die Bewertung der Habitatbereitstellung auf bundesweiter Ebene sind aussagekräftige Indikatoren, die die Bedeutung für auentypische Arten und Lebensräume beschreiben, erforderlich. Sie wurden so ausgewählt, dass sie sensitiv gegenüber den Wirkungen von zu betrachtenden Handlungsoptionen (z. B. Bewirtschaftungsänderungen der Landnutzungen oder Renaturierungen) in den Modellgebieten sind und möglichst auch „Tradeoffs“, d. h. negative Wechselwirkungen mit anderen ÖSL, abbilden können. Grundsätzlich kommt dafür eine Vielzahl an Indikatoren in Frage, die je nach Datenverfügbarkeit zwischen verschiedenen Skalenebenen variieren können. Für größere Betrachtungsebenen haben sich integrierende Indikatoren, wie der Flächenanteil an Natura 2000-Schutzgebieten, die Landnutzungsintensität, der Flächenanteil an Feuchtlebensräumen und geschützten Biotopen sowie der Rückstau durch Querbauwerke für eine Bewertung in rezenten Auen als aussagekräftig erwiesen (Scholz et al. 2012). Auf diese wird in der hier dargestellten Herangehensweise mit einigen Modifikationen und aktuelleren Daten zurückgegriffen, um die Habitatbereitstellung für größere Flüsse in Deutschland zu quantifizieren.

2.1 Bewertungskriterien

Die Bewertung der Habitatqualität von Auen erfolgte im bundesweiten Ansatz über integrierende Merkmale nach Scholz et al. (2012). Der Habitatindex zur Abschätzung der Bedeutung der Flussauen für die naturraumtypische Vielfalt der Arten und Lebensräume integriert fünf Merkmale:

- A) Flächenanteil an Natura 2000-Gebieten (s. Kap. 2.1.1)
- B) Landnutzungsintensität (verändert nach Planungsbüro Koenzen in Scholz et al. 2012) (s. Kap. 2.1.2)
- C) Flächenanteil an Feuchtlebensräumen und geschützten Biotopen (s. Kap. 2.1.3)
- D) Rückstau durch Querbauwerke (s. Kap. 2.1.4)
- E) Lage in der rezenten Aue bzw. der Altaue (s. Kap. 2.1.5)

2.1.1 Flächenanteil an Natura 2000-Gebieten

Natura 2000-Gebiete mit ihren auf europäischer Ebene geschützten Lebensraumtypen sowie Tier- und Pflanzenarten können als Maßzahl für die auentypische Vielfalt gelten. Wesentliche Grundlagen sind die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) sowie die Vogelschutzrichtlinie (VSchRL), für mehr Details siehe Scholz et al. (2012). Anhand des Flächenanteils von Natura 2000-Gebieten in den Fluss-Auen-Segmenten werden fünf Klassen unterschieden (Tab. 1).

Tab. 1: Klassen für das Merkmal Flächenanteil von Natura 2000-Gebieten.

Anteil (%)	Klasse	Anteil an Natura 2000-Gebieten
0	1	kein Anteil
> 0-25	2	geringer Anteil
> 25-50	3	mittlerer Anteil
> 50-75	4	hoher Anteil
> 75-100	5	sehr hoher Anteil

2.1.2 Landnutzungsintensität

Grundlage für die Berechnung der Landnutzungsintensität stellt das digitale Landbedeckungsmodell für Deutschland dar (LBM-DE 2012). Der Berechnungsalgorithmus wurde auf Grundlage des in Scholz et al. (2012) dargestellten Algorithmus durch das Planungsbüro Koenzen bzw. Brunotte et al. (2009) angepasst. Hierfür wurden sieben Landnutzungsklassen („Gewässer“, „Siedlung“, „Wald“, „Acker“, „Grünland“, Feuchtgebiete“ und „sonstige Flächen“) definiert und die Objektklassen entsprechend integriert. Dabei wurde den Landnutzungen Wald, Gewässer und Feuchtgebiet die geringste, Grünland eine mittlere und Acker, Siedlung und sonstigen Flächen eine hohe Nutzungsintensität zugewiesen. Nadelwald wird, wenn er mehr als 50 % der Waldfläche des Kompartimentes ausmacht, als Malus berücksichtigt, jedoch nicht für Standorte der Voralpen. Abbildung 1 enthält die entsprechenden Zuordnungen der Landnutzungsintensität zu den fünf Bewertungsklassen und Tabelle 2 eine beispielhafte Zuordnung. Zusätzlich zu der in Scholz et al. (2012) dargestellten Klassifizierung werden Abbaugewässer mit in die Berechnung einbezogen. Dafür wurden sämtliche Wasserflächen in der Aue auf ihre Naturnähe über die Ufer- und Flächenform im Luftbild überprüft und entweder weiterhin als „Gewässer“ bewertet oder einer der hier definierten zwei Kategorien für Abbaugewässer zugeordnet: aktiver Abbau im Gewässer vorhanden, Abbaueinfluss überwiegt, auch in Altauenstrukturen (Kategorie 1); Aktiver Abbau, aber > 50 % des Gewässerufers naturnah (Kategorie 2). Überschreitet z. B. der Anteil der Abbaugewässer am Kompartiment 10 %, wird der Habitatwert maximal der Klasse 3 zugeordnet.

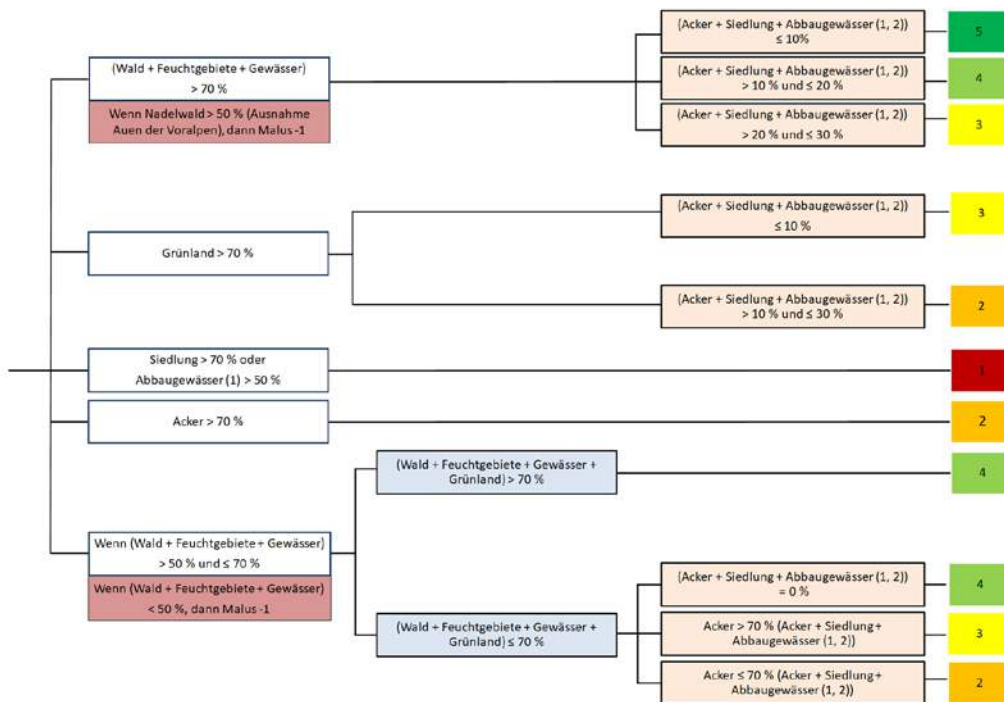


Abb. 1: Bewertungsvorschrift für das Merkmal Landnutzungsintensität. Verändert nach Planungsbüro Koenzen in Scholz et al. (2012)

Tab. 2: Klassen für das Merkmal Landnutzungsintensität (s. a. Abb. 2)

Landnutzungsintensität	Klasse	Bedingungen (Auszug, s.a. Abb. 2)
sehr hoch	1	Siedlung > 70 % oder Abbaugewässer (1) > 50 %
hoch	2	Grünland > 70 % und Abbaugewässer(1, 2) > 10 ≤ 30 %
mittel	3	(Wald + Feuchtgebiete + Gewässer) > 70 % und (Acker + Siedlung) > 20 ≤ 30 %
gering	4	(Wald + Feuchtgebiete + Gewässer) > 70 % und (Acker + Siedlung) > 10 ≤ 20 %
sehr gering	5	(Wald + Feuchtgebiete + Gewässer) > 70 % und (Acker + Siedlung) ≤ 10 %

2.1.3 Flächenanteil an Feuchtlebensräumen und geschützten Biotopen

Für das quantitative und qualitative Vorkommen von auentypischen Biotopen werden der Anteil an Feuchtlebensräumen sowie der Anteil geschützter Biotope berücksichtigt. Als Grundlage diente hier Fuchs et al. (2010) und Brunotte et al. (2009). Nur der Parameter, der einen höheren Flächenanteil aufweist, wird in die weitere Berechnung auf Fluss-Auen-Segmentebene einbezogen (für mehr Details siehe Scholz et al. (2012)). Die Einteilung der Flächenanteile der Feuchtlebensräume bzw. der geschützten Biotope in den 1-km-Fluss-Auen-Segmenten erfolgte ebenfalls in fünf Klassen (Tab. 3).

Tab. 3: Klassen für das Merkmal Flächenanteil an Feuchtlebensräumen bzw. geschützten Biotopen.

Anteil (%)	Klasse	Anteil an Feuchtlebensräumen bzw. geschützten Biotopen
0	1	kein Anteil
> 0-25	2	geringer Anteil
> 25-50	3	mittlerer Anteil
> 50-75	4	hoher Anteil
> 75-100	5	sehr hoher Anteil

2.1.4 Rückstau durch Querbauwerke

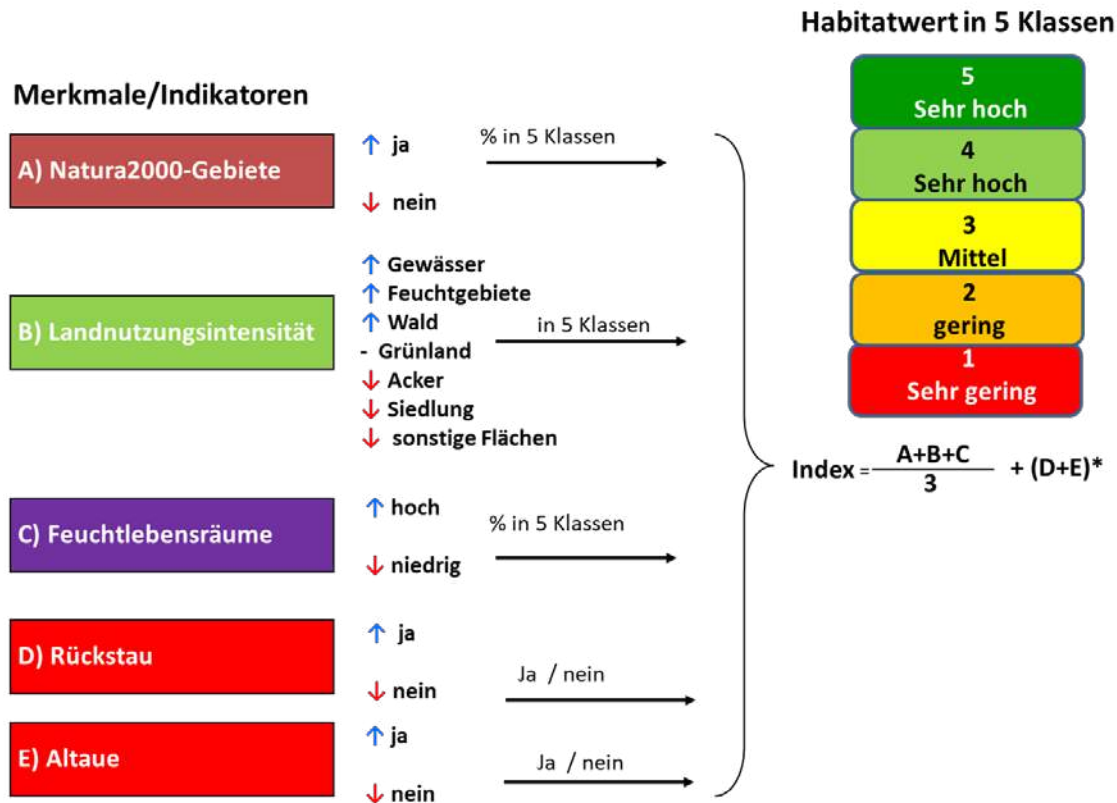
Im Vergleich zu ungestauten Flussabschnitten ist die Auendynamik in durch Rückstau beeinflussten Flussauenabschnitten fehlend bzw. eingeschränkt. Als Eingangsdaten dienten verschiedene Informationen zu Querbauwerken aus den Gewässerstrukturgütekartierungen der Länder und einer Übersicht der Bundesanstalt für Gewässerkunde für Bundeswasserstraßen, die bereits bei Brunotte et al. (2009) zusammengefasst und für weitere Flüsse bei Scholz et al. (2012) und im RESI-Projekt erweitert wurde. Die Informationen über die Querbauwerke und die daraus resultierenden Rückstaubereiche wurden in Brunotte et al. (2009) bzw. Scholz et al. (2017) als „Rückstau vorhanden“ und „kein Rückstau vorhanden“ hinterlegt, für weitere Informationen siehe Scholz et al. (2012, 2017). Da der Einfluss des Rückstaus zum Rand der Aue hin geringer ist als im unmittelbaren Uferbereich bzw. den näher angrenzenden rezenten Auenflächen, wird der Malus in Abhängigkeit der Lage in der morphologischen Aue differenziert vergeben: -1 für die rezente Aue; -0,5 für die Altaue.

2.1.5 Lage in der rezenten Aue bzw. der Altaue

Durch anthropogene Veränderungen wie z. B. Deiche oder Aufschüttungen wurden innerhalb der morphologischen Aue Flächen vom Überflutungsregime abgeschnitten. Aufgrund dieser starken Veränderungen erhalten diese vom Überflutungsgeschehen abgetrennten Bereiche (Altaue) einen Altauen-Malus von -1.

2.2 Ermittlung des Habitatindex auf bundesweiter Ebene

Für die Berechnung des Indexes werden für jedes Fluss-Auen-Segment die Klassenwerte für die ersten drei Merkmale ermittelt und auf eine ganze Zahl gerundet. Eine Abwertung des Indexwertes erfolgt, wenn im Segment das Merkmal „Rückstau“ und/oder Altaue vorhanden ist (Abb. 2).



Seite 5

Abb. 2: Berechnungsvorschrift zur Ermittlung des Habitatindex (in Anlehnung an Scholz et al. 2012);
*nur, wenn Index 2 - 5 für rezente Aue und 2,5-5 für Altaue

3 Literaturverzeichnis

- Brunotte, E., Dister, E., Günther-Diringer, D., Koenzen, U. & Mehl, D. (2009): Flussauen in Deutschland - Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. – Naturschutz und biologische Vielfalt 87, 141 S., Kartenband.
- De Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L. & Willemen, L. (2010): Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. – *Ecological Complexity* 7: 260-272.
- Díaz, S., Tilman, D., Fargione, J., Chapin, F.S., Dirzo, R., Kitzberger, T., Gemmill, B., Zobel, M., Vilà, M., Mitchell, C., Wilby, A., Daily, G. C. Galetti, M., Laurance, W. F., Pretty, J., Naylor, R., Power, A. & Harvell, D. (2005): Biodiversity regulation of ecosystem services. In: Hassan, H., Scholes, R. & Ash, N. (Hrsg.): *Ecosystems and human well-being: current state and trends*. Island Press, Washington, D.C., USA: 297–329.
- Egoh, B., Drakou, E.G., Dunbar, M.B., Maes, J. & Willemen, L. (2012): Indicators for mapping ecosystem services: a review, JRC Scientific and Policy Reports. European Commission, Joint Research Centre, Luxembourg, 107 S.
- Fischer, C., Damm, C., Foeckler, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Harris, R. M. B., Hoffmann, T. G., Iwanowski, J., Kasperidus, H., Mehl, D., Podschun, S. A., Rumm, A., Stammel, B. & Scholz, M. (2019): The “Habitat Provision” Index for Assessing Floodplain Biodiversity and Restoration Potential as an Ecosystem Service - Method and Application. – *Frontiers in Ecology and Evolution* 7: 483, doi: 10.3389/fevo.2019.00483.
- Fischer-Bedtke, C., Rumm, A., Damm, C., Foeckler, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Kasperidus, H., Stammel, B. & Scholz, M. (2020): Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung – Detailansatz für die Aue. In diesem Buch.
- Fuchs, D., Hänel, K., Lipski, A., Reich, M., Finck, P. & Riecken, U. (2010): Länderübergreifender Biotopverbund in Deutschland. Grundlagen und Fachkonzept. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 96, 191 S.
- Grizzetti, B., Lanzanova, D., Liqueste, C. & Reynaud, A. (2015): Cook-book for water ecosystem service assessment and valuation, JRC Science and policy Report. European Commission Luxembourg.
- Haines-Young, R. & Potschin, M. (2010): The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In Raffaelli D. & Frid, C. (Hrsg.): *Ecosystem Ecology: A New Synthesis (Ecological Reviews)*. Cambridge, Cambridge University Press: 110-139.
- Haines-Yong, R. & Potschin, M. (2013): CICES V4.3–Revised report prepared following consultation on CICES Version 4, August-December 2012. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003
- Liqueste, C., C. Piroddi, E. G. Drakou, L. Gurney, S. Katsa-Nevakis, A. Charef & Egoh, B. (2013): Current Status and Future Prospects for the Assessment of Marine and Coastal Ecosystem Services: A Systematic Review. – *PLoS ONE* 8:e67737.
- Maes, J., Egoh, B., Willemen, L., Liqueste, C., Vihervaara, P., Schägner, J.P., Grizzetti, B., Drakou, E.G., Notte, A.L., Zulian, G., Bouraoui, F., Luisa Paracchini, M., Braat, L. & Bidoglio, G. (2012): Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. – *Ecosystem Services* 1 (1): 31-39.
- Posthumus, H., J. R. Rouquette, J. Morris, D. J. G. Cowing & Hess, T.M. (2010): A framework for the assessment of ecosystem goods and services: a case study on lowland floodplains in England. – *Ecological Economics* 69 (7): 1510-1523.

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., Dister, E., Ehlert, T., Mehl, D., Schneider, E., Foeckler, F., Damm, C., Rumm, A., Krüger, F., Schulz-Zunkel, C., Egger, G. & Werling, M. (2017): Nutzung, Auenzustand und Renaturierung. In: Schneider, E., Werling, M., Stammel, B., Januschke, K., Ledesma-Krist, G., Scholz, M., Hering, D., Gelhaus, M., Dister, E. & Egger, G. (Hrsg.): Biodiversität der Flussauen Deutschlands. – Naturschutz und biologische Vielfalt 163: 79-118.

Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung – Detailansatz für die Aue

FISCHER-BEDTKE, C., DAMM, C., FOCKLER, F., GELHAUS, M., GERSTNER, L., HORCHLER, P., KASPERIDUS, H. D., RUMM, A., STAMMEL, B. & M. SCHOLZ

Inhaltsverzeichnis

1	Einführung	150
2	Methodisches Vorgehen	150
2.1	1. Schritt: Biotoptypenbezogene Bewertung	152
2.1.1	Der Biotoptyp als Bewertungsgrundlage.....	152
2.1.2	Der Biotoptypwert.....	153
2.2	2. Schritt: Bewertung auf Einzelbiotopenebene (BW)	157
2.3	3. Schritt: Aggregation des Habitatswerts Hab_{reg} auf Kompartiment-Ebene	160
2.4	Verworfen oder bereits integrierte Kriterien.....	161
3	Literaturverzeichnis.....	163
4	Anhänge.....	165

1 Einführung

Auf Grundlage von Scholz et al. (2012) wurde im RESI-Projekt mit bundesweit verfügbaren Daten ein Übersichtsverfahren für die ÖSL Habitatbereitstellung weiterentwickelt (s. Scholz et al. 2020 in diesem Buch). Dieser Beitrag stellt die methodische Herangehensweise bei besserer Datenlage im Rahmen eines Detailverfahrens für die Betrachtung kleinerer Flussabschnitte vor (s. Fischer et al. 2019). Die Definition und Einordnung in bestehende ÖSL Klassifikationssysteme ist Scholz et al. (2020) in diesem Buch zu entnehmen.

Für die Betrachtung kleinerer Flussabschnitte kann eine Bewertung der ÖSL über Biotoptypen oder Tier- und Pflanzenarten als Indikatoren erfolgen (Scholz et al. 2009), die für größere Gebiete oftmals nicht flächendeckend oder einheitlich vorhanden sind. Diese haben sich auch als Indikatoren für die Auswirkungen von Maßnahmen bewährt. Darunter eignen sich insbesondere gefährdete und/oder naturraum- oder standorttypische (hier auentypische) Arten und Biotoptypen (u.a. Rumm et al. 2016) zur Indikation. Aufgrund ihrer guten Verfügbarkeit stellen Biotoptypen die zentrale Bewertungsgrundlage für die ÖSL Habitatbereitstellung auf dieser Ebene dar. Artdaten liegen dagegen oftmals nur in räumlich begrenztem Umfang vor und gehen deswegen als zusätzliches Bewertungskriterium ein, sind jedoch nicht zwangsläufig zur Ermittlung des RESI-Habitatindex erforderlich (Stammel et al. 2020, Rumm et al. 2020 in diesem Buch).

2 Methodisches Vorgehen

Bei dem detaillierteren Verfahren zur Erstellung des Habitatindex wird in einem ersten Schritt eine typbezogene Bewertung aufgrund von vorliegenden flächenhaften Biotopdaten vorgenommen (Biotoptyp-Ebene). In einem zweiten Schritt folgt eine einzelbiotopbezogene Einschätzung (Biotop-Ebene), die anhand von spezifischen Ausprägungen des Biotops oder Biotopkomplexes ggf. vorliegende zusätzliche Detailinformationen integrieren kann. So kann z. B. aufgrund von FFH-Erhaltungszuständen, wertgebenden Artvorkommen, Rückstau durch Querbauwerke oder verändertem Überflutungsregime die typbezogene Bewertung des ersten Schritts für jedes einzelne Biotop auf- bzw. abgewertet werden. In einem dritten Schritt erfolgt die Aggregation auf Kompartiment-Ebene (rezente Aue und Altaue) (Abb. 1) durch flächengewichtete Zusammenfassung der Bewertung auf Biotoptyp-Ebene. Zusätzlich kann es zu einer Aufwertung des Kompartiments durch einen besonders ausgeprägten Feuchtegradienten kommen. Eine Zusammenführung der beiden Kompartimente rezente Aue und Altaue auf 1-km Fluss-Auen-Segmentebene ist möglich. Für den Fluss kann ergänzend die Bewertung der aquatischen Arten und Lebensräume (aquatische Biodiversität) mit dem AquaRESI (Nissl et al. 2020 in diesem Buch) erfolgen.

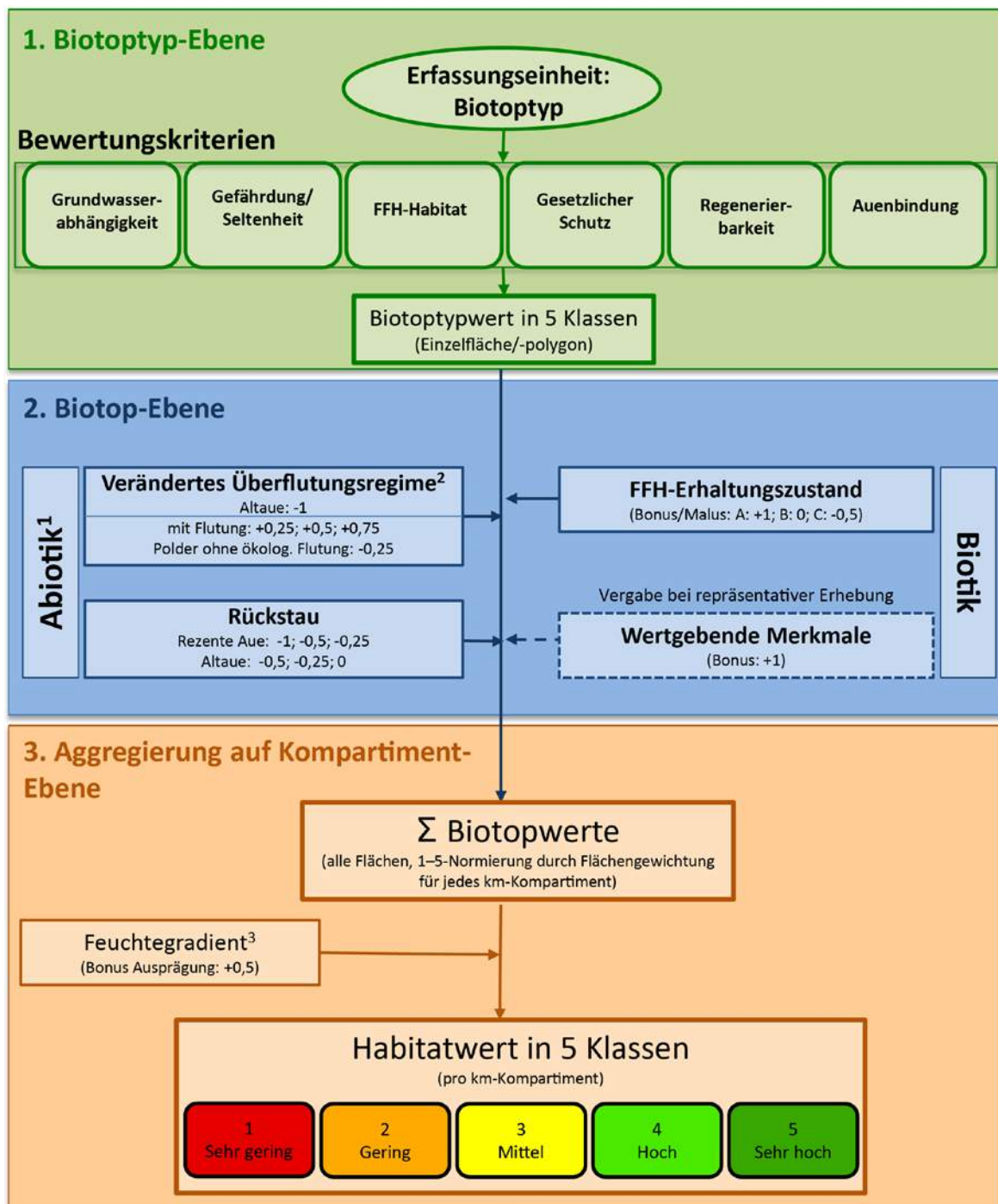


Abb. 1: Schematische Darstellung der drei Ebenen des Habitatindex auf Flussabschnittebene oder Maßnahmenebene; ¹ Malus/Bonus nur für auentypische/naturnahe Biotypen (Biotypen mit Auenbindung = 3 und 5); ² Sommerpolder und andere, von Verwaltungen geschützte Auenbereiche, Überflutungsräume mit Einlaufschwelen oder steuerbaren Einlassbauwerken (z. B. der Riedstrom an der Donau) und gesteuerte Polder (ggf. mit abgestufter Anpassungsflutung); ³ nur für Biotypen mit Auenbindung = 5

2.1 1. Schritt: Biototypenbezogene Bewertung

2.1.1 Der Biototyp als Bewertungsgrundlage

Wesentlicher Indikator und die maßgebliche Bewertungsgrundlage für den RESI-Habitatindex auf Modellgebiets-Ebene ist der Biototyp. Aus diesem Grund folgt eine kurze Definition dieses Begriffes, der in den letzten Jahrzehnten zu einer der wichtigsten Grundlagen für die Beschreibung und Bewertung von Natur und Landschaft von der lokalen bis zur regionalen Ebene innerhalb des Naturschutzes und der Landschaftsplanung in Mitteleuropa geworden ist:

Biototypen (Definition)

Der/das Biotop wird als ein Landschaftsausschnitt mit spezifischen, weitgehend homogenen Eigenschaften als Lebensraum einer Biozönose verstanden, der aufgrund kartierbarer Merkmale von seiner Umgebung abgrenzbar ist und eine bestimmte Mindestgröße aufweist (Blab et al. 1993, Wiegleb et al. 2002, von Drachenfels 2012, 2016). Ein Biototyp ist ein „abstrahierter Typus aus der Gesamtheit gleichartiger Biotope“ (Wiegleb et al. 2002). Biototypen werden über abiotische und biotische Merkmale sowie Nutzungsformen abgegrenzt und bieten somit die Möglichkeit, ökologische Bedingungen für Lebensgemeinschaften abzubilden (Ssymank et al. 1993). Höchste Priorität haben die Merkmale, die zu einer leichten Abgrenzung im Gelände führen. Neben Morphologie, Strukturen oder Standortfaktoren, die sich räumlich abgrenzen lassen, werden hier auch kennzeichnende Pflanzenarten hinzugezogen (Knickrehm & Rommel 1995, Kirsch-Stracke & Reich 2004, von Drachenfels 2012, 2016). Je detaillierter eine Erfassung ist, desto häufiger orientieren sich Biototypen an Pflanzengesellschaften und ihren speziellen Standorteigenschaften. Größere Erfassungen orientieren sich eher an Nutzungstypen in der Kulturlandschaft (Scholz et al. 2009). Häufig kommt es aufgrund der Darstellbarkeit in den entsprechenden Bearbeitungsmaßstäben zu einer Aggregation sehr kleinräumiger Bestände.

Deutschlandweit werden Biotypenkartierungen bereits seit den 1980er in der Landschaftsplanung und im Naturschutz genutzt. Diese liegen in allen Bundesländern vor. Die Detailschärfe ist aber regional sehr verschieden und von den in den Ländern zur Verfügung stehenden Kartierschlüsseln abhängig. Um eine bundeseinheitliche Nutzung des RESI-Habitatindex zu gewährleisten, wurden alle in den Modellregionen vorkommenden und weitere für den „Lebensraum Fluss- aue“ anzunehmende Biotypen ausgewählt, dem bundesweiten Biototypenschlüssel (Finck et al. 2017) zugeordnet und hierarchisch sortiert. Anhand dieser Liste können Erfassungen aus einzelnen Bundesländern einem RESI-Biototyp zugeordnet werden. Dort, wo eine selektive Biotopkartierung (nur ausgewählte Biotypen werden erfasst) vorliegt, werden die fehlenden Flächen durch die Informationen aus dem Digitalen Landbedeckungsmodell für Deutschland (LBM-DE 2012) in geringerer Detailschärfe ergänzt. Auch diese Einheiten wurden RESI-Biototypen zugeordnet.

2.1.2 Der Biotoptypwert

Für alle RESI-Biotoptypen wurde zusammenfassend ein typbezogener Biotopwert ermittelt. Die Auswahl der Bewertungskriterien orientiert sich dabei an den Zielen und Aufgaben des Naturschutzes und der Landschaftspflege (BNatSchG, Art. 1) und an weiteren gesellschaftlichen Normen. Sie werden durch den speziell entwickelten Bewertungsparameter Auenbindung ergänzt, der zur Bewertung von Flussauen eine wichtige Rolle spielt. Die im RESI-Projekt verwendete Ableitung des Biotoptypwertes erfolgt auf Grundlage folgender Kriterien:

- Grundwasserabhängigkeit gemäß Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) (GW, Tab. 1, Finck et al. 2017)
- Gefährdung/Seltenheit (Rote Liste des Bundes- Finck et al. 2017) (RL, Tab. 2)
- Fauna-Flora-Habitat (FFH, Tab. 3)
- Gesetzlicher Schutz (BNatSchG, LNatSchG) (GS, Tab. 4)
- Regenerierbarkeit (Wiederherstellbarkeit/Entwicklungszeit) (RE, Tab. 5, Finck et al. 2017)
- Auenbindung (Abhängigkeit von (intakten) Auenfunktionen, expertenbasierte Einstufung) (AB, Tab. 6)

Die Wertstufen der verwendeten Bewertungskriterien werden bis auf die Auenbindung aus einem Standardwerk abgeleitet (Finck et al. 2017). Dabei wurde jeweils eine dreistufige Skala entsprechend der unten folgenden Tabellen (Tab. 1-6) angewandt. Um trotzdem dem fünfstufigen RESI-Index gerecht zu werden, wurden diese auf die Stufen 1, 3 und 5 verteilt. Bei der Mittelwertberechnung des Biotopwertes aus den sechs Kriterien können so Werte von 1 bis 5 erreicht werden.

Grundwasserabhängigkeit nach Finck et al. (2017) (i. S. der WRRL)

Tab. 1: Wertstufen (1, 3 und 5), Kategorien und Beschreibungen des Kriteriums Grundwasserabhängigkeit gemäß WRRL (nach Finck et al. 2017)

Stufen	Kategorien	Kategorien nach Finck et al. 2017	Beschreibung
1	Nicht grundwasserabhängig		Biotoptypen, die in ihrer Ausprägung kaum bzw. nicht vom Grundwasser bestimmt werden. Darunter fallen mehr oder weniger trockene Standorte ohne Merkmale von Grund- und Staunässe bzw. ohne Arten, die auf feuchte Standorte angewiesen sind. Z. B. Nadelwald, Fels.
3	Je nach Ausprägung grundwasserabhängig	2 = „je nach Ausprägung grundwasserabhängig“	Grundwasserabhängigkeit auf Ebene der Biotoptypen nicht eindeutig bestimmbar bzw. von der Ausprägung des jeweiligen Biotoptyps abhängig oder es sind nicht alle Subtypen des jeweiligen Biotoptyps grundwasserabhängig. Z. B. Gebüsche.
5	Grundwasserabhängig	1 = „grundwasserabhängig“	Biotoptypen, die durch den Standortfaktor Grundwasser wesentlich bestimmt werden, d.h. in ihrer Ausprägung direkt grundwasserabhängig sind bzw. einem wechselnden Einfluss von Grund- und Oberflächenwasser unterliegen. Z. B. Hartholz-Auenwald, Stromtalwiesen, Fließgewässer.

Gefährdung/Seltenheit (Rote Listen des Bundes/der Länder) nach Finck et al. (2017)

Tab. 2: Wertstufen (1, 3 und 5), Kategorien und Beschreibungen des Kriteriums Gefährdung/Seltenheit (nach Finck et. al. 2017)

Stufen	Kategorien	Kategorien nach Finck et al. 2017	Beschreibung
X	Gefährdungseinstufung nicht sinnvoll	#	
1	ungefährdet	* aktuell kein Verlustrisiko	Biotoptyp, für den i) keine aktuelle Gefährdung angenommen wird; ii) die vorhandenen Daten nicht ausreichen, um die Bestandes- oder Gefährdungssituation einzuschätzen oder iii) eine Einstufung der Gefährdung aus naturschutzfachlicher Sicht nicht sinnvoll ist. Z. B. Standgewässer anthropogen, Intensivgrünland oder Siedlungs- und Verkehrsflächen
3	Gefährdet/beeinträchtigt	2-3 gefährdet bis stark gefährdet 3 gefährdet 3-V akute Vorwarnliste V Vorwarnliste	Biotoptyp, dessen i) Bestände entweder sehr stark abgenommen haben, aber noch große Flächen einnehmen; ii) Bestände deutlich abgenommen haben und keine großen Flächen mehr einnehmen oder iii) Bestände überwiegend aus naturschutzfachlicher Sicht deutlich an Qualität verloren haben. Z. B. Flutrasen, Standgewässer nährstoffreich
5	Stark gefährdet bis vernichtet	0 vollständig vernichtet 1! akut von vollständiger Vernichtung bedroht 1 von vollständiger Vernichtung bedroht 1-2 stark gefährdet bis von vollständiger Vernichtung bedroht 2 stark gefährdet	Biotoptyp, i) von dem im Bezugsraum kein Bestand mehr existiert; ii) dessen Verschwinden oder dessen Vernichtung in absehbarer Zeit angenommen wird; iii) dessen Bestände entweder sehr stark abgenommen haben und nur noch kleine Flächen einnehmen oder iv) dessen Bestände aus naturschutzfachlicher Sicht stark an Qualität verloren haben. Z. B. Pfeifengraswiesen, Hartholz-Auenwald

FFH-Lebensraumtyp nach Finck et al. (2017)

Zuordnung des Biotoptyps zu den Lebensraumtypen gemäß Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) (92/43/EWG; Fassung vom 13. Mai 2013, RL 2013/17/EU).

Tab. 3: Wertstufen (1, 3 und 5), Kategorien und Beschreibungen des Kriteriums FFH (nach Finck et. al. 2017); LRT: Lebensraumtyp.

Stufen	Kategorien	Kategorien nach Finck et al. 2017	Beschreibung
1	nein		kein FFH-LRT
3	nur in bestimmten Ausprägungen	Biotoptypen, die ganz oder teilweise einem FFH-LRT entsprechen	Komplexe aus FFH-LRT und Nicht-FFH-LRT
5	ja		FFH-LRT

Gesetzlicher Schutz (BNatSchG, LNatSchG) nach Finck et al. (2017) (i. S. von § 30 BNatSchG)

Zuordnung des Biotoptyps zu den gemäß § 30 BNatSchG bzw. nach Ländergesetzen gesetzlich geschützten Biotopen.

Tab. 4: Wertstufen (1, 3 und 5), Kategorien und Beschreibungen des Kriteriums gesetzlicher Schutz (nach Finck et al. 2017)

Stufen	Kategorien	Kategorien nach Finck et al. 2017	Beschreibung
1	nein		Kein geschützter Biotoptyp
3	nur in bestimmten Ausprägungen	L nach speziellem Landesrecht ganz oder teilweise geschützte Biotoptypen	Komplexe aus geschützten und nicht geschützten Biotoptypen
5	ja	§ bundesweit ganz oder teilweise geschützte Biotoptypen	Bundesweit gesetzlich geschützte Biotoptypen

Regenerierbarkeit (Wiederherstellbarkeit/Entwicklungszeit) nach Finck et al. (2017)

Tab. 5: Wertstufen (1, 3, und 5), Kategorien und Beschreibungen des Kriteriums Regenerierbarkeit (nach Finck et al. 2017)

Stufen	Kategorien	Kategorien nach Finck et al. 2017	Beschreibung
X	keine Einstufung sinnvoll	X keine Einstufung sinnvoll	Biotoptyp, bei dem eine Einstufung nicht sinnvoll ist oder dessen Regeneration aus naturschutzfachlicher Sicht nicht erwünscht ist: Z. B. Fließgewässer anthropogen, künstlich gefasste Quellen.
1	bedingt regenerierbar (bis 15 Jahre)	B bedingt regenerierbar (etwa bis 15 Jahre)	Relativ leicht regenerierbare Biotoptypen, deren Regeneration in kurzen bis mittleren Zeiträumen (etwa bis 15 Jahre) wahrscheinlich ist. Der Biotoptyp kann sich in kurzer Zeit entwickeln, seine Standorte sind kurzfristig herstellbar und die Einwanderung der entsprechenden Arten ist bereits in kurzen Zeiträumen wahrscheinlich. Z. B. Intensivgrünland, Röhrichte.
3	schwer regenerierbar (15 - 150 Jahre)	S schwer regenerierbar (15-150 Jahre)	Mittelfristig wiederherstellbare Biotoptypen, deren Regeneration nur in langen Zeiträumen (15 - 150 Jahre) wahrscheinlich ist. Der Biotoptyp besitzt eine lange Entwicklungszeit, ist an nur mittelfristig oder schwer herstellbare Standorte gebunden oder aber die Einwanderung der entsprechenden Arten ist erst in langen Zeiträumen wahrscheinlich. Z. B. Nasswiesen, Pfeifengraswiesen und Kleinseggenriede basenarmer Standorte.
5	nicht bis kaum regenerierbar (> 150 Jahre)	N nicht regenerierbar K kaum regenerierbar (> 150 Jahre)	Nicht oder kaum in annähernder gleicher Ausprägung wiederherstellbare Biotoptypen, deren Regeneration nur in sehr langen Zeiträumen (> 150 Jahre) oder gar nicht möglich ist. Dazu zählen Biotoptypen, die eine extrem lange Entwicklungszeit aufweisen, an nicht wieder oder schwer herstellbare Standorte gebunden sind sowie deren Einwanderung der entsprechenden Arten in sehr langen Zeiträumen nicht oder nur in unvollständiger Form wahrscheinlich ist. Z. B. Hochmoore, natürliche Felsen und Seen, offene Binnendünen, Altarme und viele Waldtypen.

Auenbindung (Abhängigkeit von intakten Auenfunktionen) nach Expertenmeinungen

Das Kriterium Auenbindung beschreibt die Bindung des Biotoptyps an den Lebensraum Aue mit dessen Abhängigkeit vom Grund- und Oberflächenwassereinfluss und seinen stark räumlich und zeitlich schwankenden Lebensbedingungen. Zentrale Rolle spielt dabei die Abhängigkeit von den für Auen besonderen Landschaftsfunktionen, den Auenfunktionen. Unter diesen werden hier alle für Auen spezifischen Prozesse und Strukturen verstanden. Dazu gehört vorrangig die Hydrodynamik sowie die daraus resultierende Überflutung und Austrocknung, die Grundwasserauffüllung, die Wasserreinigung, die Stoffretention, die Bereitstellung von Habitaten, die lokalklimatischen Effekte und viele weitere, welche die Grundlage für die vom Menschen genutzten Ökosystemleistungen bilden. Der Grad der Abhängigkeit von Biotoptypen von diesen Prozessen oder den aus diesen resultierenden Strukturen definiert die Intensität der Auenbindung eines Biotoptyps. Die Zuordnung der einzelnen Biotoptypen zu unten genannten Stufen erfolgte auf der Grundlage der Erfahrungen aller Bearbeiter und im Diskurs mit weiteren Experten. Sie kann bei Bedarf regionalisiert werden.

Tab. 6: Wertstufen (1, 3, und 5), Kategorien und Beschreibungen des Kriteriums Auenbindung (nach Breunig et al. 2000).

Stufen	Art	Beschreibung
1	Auenunabhängig (Biotoptypen durchaus in Auen)	Biotoptypen mit Verbreitungsschwerpunkt außerhalb von Fluss- und Auenlandschaften und ohne Anpassung an Flusssauendynamik bzw. ohne natürliche Flussaufenfunktion (starke Einschränkung, Unterbindung oder vollständiger Verlust der Auenfunktion mit ihrer typischen, angepassten Fauna und Flora). Z. B. Acker, Felsen, Streuobstbestand, Uferverbau
3	Mittlere Auenbindung (Biotoptypen vorwiegend in Auen)	Biotoptypen, die regelmäßig und charakteristischerweise in Flüssen und Auen anzutreffen sind, aber auch außerhalb von Auen auf ähnlich feuchten Standorten vorkommen können (kein Verbreitungsschwerpunkt in Auen, bedingte Auenfunktion, z. B. Röhricht)
5	Auenabhängig/hohe Auenbindung (Biotoptypen ausschließlich in Auen)	Biotoptypen, die ausschließlich oder zumindest mit deutlichem Verbreitungsschwerpunkt in Fluss- und Auenlandschaften mit entsprechend natürlicher bis naturnaher Hydro- und Morphodynamik vorkommen und auf periodisch auftretende Überflutungen und Niedrigwasserverhältnisse, verbunden mit starken Grund- oder Oberflächenwasserstandsschwankungen (Hydrodynamik), angewiesen sind (intakte Auenfunktion). Besonders kennzeichnend oder typisch für Auenlandschaften sind, z. B. Uferpionierfluren, Flutrasen, Uferrohricht, Weich- und Hartholzauwald, Stromtalwiesen sowie Altwasser und Altarme

Zur Ermittlung des Biotoptypwertes (BTW) wird aus den Rangstufen der einzelnen Bewertungskriterien der gewichtete Mittelwert gebildet:

$$BTW = \frac{RL + FFH + GS + RE + AB}{n} \quad \text{Gl. 1}$$

mit n = Anzahl der Kriterien

Die für die RESI-Biotope daraus resultierenden Biotoptypwerte sind dem Anhang 1 zu entnehmen und stellen die Basis für die Bewertung auf Einzelbiotopebene dar.

2.2 2. Schritt: Bewertung auf Einzelbiotopebene (BW)

Die genaue Betrachtung von Biotopausprägungen auf Einzelbiotopebene erlaubt in einem zweiten Bearbeitungsschritt zusätzlich eine bestandsspezifische Auf- oder Abwertung des im ersten Schritt festgelegten Biotoptypwertes (max. +2/-2,25). Die Bewertung erfolgt nach abiotischen (nur für naturnahe und auentypische Biotope) und biotischen (für alle Biotope) Standort-Parametern. Zur ersten Gruppe zählen verändertes Überflutungsregime (V_{Regime} , Tab. 7 und 8) und Lage des Auen-Kompartimentes im Rückstaubereich einer Staustufe (Stau, Abb. 2, Tab. 9). Zur zweiten Gruppe zählen FFH-Erhaltungszustand (FFH_{EHZ} , Tab. 10) und wertgebende Merkmale ($Wert_{\text{Zusatz}}$; z. B.: Wiesenbrüteregebiete, Tab. 11).

An dieser Stelle ist der RESI-Habitatindex in besonderem Maße durch den Nutzer erweiterbar. Die zusätzliche Verwendung weiterer wertgebender Merkmale erfordert unter Umständen eine Anpassung der Größe der Boni/Mali, um ein sinnvolles Gesamtergebnis zu erhalten:

$$BW_i = BTW_i + V_{\text{Regime}} + \text{Stau} + FFH_{\text{EHZ}} + Wert_{\text{Zusatz}} \quad \text{Gl. 2}$$

Verändertes Überflutungsregime (V_{Regime})

Auenflächen können dem natürlichen Abflussregime des Flusses direkt ausgesetzt sein (rezente Aue) oder durch Deiche vom Überflutungsgeschehen ausgeschlossen sein (Altaue). Dazwischen gibt es heute eine Vielzahl von Flächen, in denen das Überflutungsregime in sehr unterschiedlichem Maße durch Eingriffe des Menschen verändert vorliegt. Um eine möglichst einheitliche Bewertung dieses für die Habitatfunktion wichtigen Faktors für sehr verschiedene Situationen zu erreichen, wird der erstgenannte, ökologische Idealfall der ungehindert überfluteten Aue als rezente Aue bezeichnet und alle anderen, veränderten Flächen werden graduell differenziert als Altauen eingestuft. Solche Fälle sind z. B.

- Sommerpolder und andere, von Verwallungen geschützte Auenbereiche,
- Überflutungsräume mit Einlaufschwelen oder steuerbaren Einlassbauwerken und
- gesteuerte Polder (ggf. mit abgestufter Anpassungsflutung).

In beeinträchtigten Auen bekommen naturnahe und auentypische Biotoptypen zunächst einen Altauen-Malus von -1 (AA, Tab. 7) und anschließend einen abgestuften Bonus (Flut, Tab. 8), der mit der Flutungshäufigkeit zunimmt und damit die Möglichkeit der Adaptation der Auenökosysteme an die Überflutung beschreibt. So bekommen die Biotope in Poldern mit häufigen sogenannten "ökologischen Flutungen" (im Weiteren Anpassungsflutungen) ($\leq HQ5$) auf diesen Flächen einen Bonus von 0,75. Bei selteneren Flutungen ($> HQ5 \leq HQ20$) bekommen sie einen Bonus von 0,5. Bei noch selteneren Flutungen ($> HQ20 \leq 50$) erhalten die Flächen einen Bonus von 0,25. Von Sommerdeichen geschützte Bereiche, welche z. B. 5–20-jährlich überströmt werden, bekommen ebenfalls einen Bonus von 0,5. Bei anderen Situationen sind im Einzelfall plausible Annahmen zu den Jährlichkeiten anzusetzen, wenn genaue Daten zur lokalen Situation nicht vorliegen.

Polderbereiche ohne ökologische Anpassungsflutungen können bei einer möglichen Flutung beispielsweise mit einer 50- bis 100-jährlichen Überflutungswahrscheinlichkeit (HQ_{50} bis HQ_{100}) keine überflutungsangepassten Biozönosen entwickeln, d. h. bei seltenen Flutungen wäre von einer besonders starken Schädigung der hier vorkommenden Biozönosen auszugehen. Dies wird mit einem zusätzlichen Malus von -0,25 bewertet. Auf diese Weise können auch alle weiteren, nutzerspezifischen Überflutungssituationen im RESI-Habitatindex abgebildet werden.

Habitatbereitstellung: Detailansatz in der Aue

Das Merkmal verändertes Überflutungsregime (V_{Regime}) bewertet, abhängig von der Häufigkeit der noch stattfindenden Überflutungen (Flut), somit die Abkopplung der Aue vom Überflutungsregime durch anthropogene Veränderungen (AA):

$$V_{\text{Regime}} = AA + \text{Flut} \quad \text{Gl. 3}$$

Tab.7 : Wert des Malus für die Lage eines Biotops in der morphologischen Aue

Lage Aue*	AA
Rezente Aue	0
Altaue**	-1

*nur für naturnahe oder auentypische Biototypen (Auenbindung 3 oder 5) verwendet

**kann regional differenziert werden

Tab. 8: Wert des Bonus Überflutungshäufigkeit in der Altaue

Überflutungshäufigkeit*	Flut
HQ > HQ 20 und ≤ 50	+0,25
HQ > HQ 5 ≤ HQ 20	+0,5
HQ ≤ HQ 5	+0,75
Polder ohne ökologische Flutungen	-0,25

*nur für naturnahe oder auentypische Biototypen (Auenbindung 3 oder 5) verwendet

Einfluss von Querbauwerken (Malus für Rückstau)

Stauhaltungen verändern die natürliche Hydrodynamik eines Flussabschnittes, was nicht ohne Auswirkungen auf die Ökosystemleistung Habitatbereitstellung bleibt (z. B. Veränderungen der Makrozoobenthos-/Molluskenfauna im Bereich von gestauten Abschnitten, vgl. Banning 1998, Foeckler et al. 2000). Dies wird im RESI-Habitatindex durch einen Malus „Stau“ berücksichtigt. Da der Einfluss des Rückstaus mit zunehmender Entfernung zur Stauhaltung geringer wird (vgl. Abb. 2), wird der Malus in Abhängigkeit der Lage des Kompartiments zur Stauhaltung differenziert vergeben (s. Tab. 9).

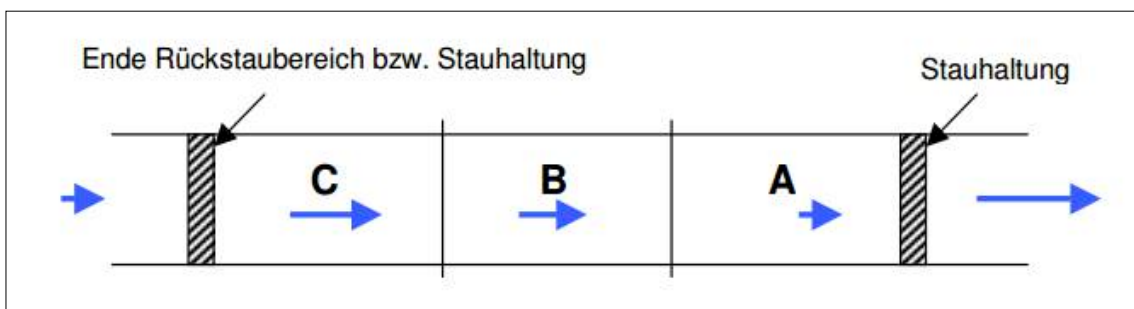


Abb. 2: Schematische Darstellung des Rückstaubereichs einer Stauhaltung, der im Beispiel bis zur nächsten stromaufliegenden Stauhaltung reicht und zur Bewertung in drei Abschnitte unterteilt wird. Die Pfeilgröße soll die in Fließrichtung abnehmende Fließgeschwindigkeit zum Ausdruck bringen (aus ÖKON 2006).

Tab. 9: Ermittlung des Malus Rückstau (Stau) in Abhängigkeit der Entfernung des Kompartiments zur Stauhaltung und der Lage in der morphologischen Aue

Lage	Malus Stau*	
	Rezente Aue	Altaue
A	-1	-0,50
B	-0,50	-0,25
C	-0,25	0

*nur für naturnahe oder auentypische Biotoptypen (Auenbindung 3 oder 5) verwendet

FFH-Erhaltungszustand (FFH_{EHZ})

Die Bewertung der erfassten FFH-Lebensraumtypen erfolgt nach den Stufen A (hervorragend), B (gut) und C (mittel bis schlecht) auf Grundlage der FFH-Lebensraumkartierung der Länder (Tab. 10; wenn Informationen vorhanden).

Tab. 10: Zuordnung (oder Ermittlung) des FFH_{EHZ}-Bonus/Malus eines Biotops zum FFH-Erhaltungszustand (FFH-EHZ)

FFH-EHZ	FFH _{EHZ}
A	+1
B	0
C	-0,5*

*Malus wird nicht vergeben, wenn der FFH-LRT in der Altaue liegt, da bereits ein Altauen-Malus vergeben wurde.

Wertgebende Merkmale (Wert_{Zusatz})

Wenn flächendeckend bzw. für ein gesamtes Gebiet repräsentativ vorhanden, können auch faunistische und floristische Daten als Bonus mit in die Bewertung einbezogen werden (Stammel et al. 2020, Rumm et al. 2020 in diesem Buch). Dies beinhaltet zum Beispiel naturschutzfachlich bedeutende Vorkommen von Arten wie z. B. Wiesenbrüterbestände. Diese Möglichkeit ist nur begrenzt einsetzbar, da der Habitatindex auf fünf Stufen begrenzt ist, d. h. es gibt eine maximale Aufwertung von +1 auch bei mehreren wertgebenden Merkmalen (Tab. 11).

Tab.11: Wert des Bonus wertgebende Merkmale

Wertgebendes Merkmal	Wert _{Zusatz}
Vorhanden	+1*
Nicht vorhanden	0

*wenn qualifizierende Bewertung des wertgebenden Merkmals vorhanden ist, wird der Indexwert mit maximal +1 je Biotoptyp aufgewertet

2.3 3. Schritt: Aggregation des Habitatswerts Hab_{reg} auf Kompartiment-Ebene

Um eine Bewertung auf Auen-Kompartiment-Ebene zu erhalten, werden die Biotopwerte aller Einzelbiotope eines Kompartiments aus Schritt 2 (vgl. Kap. 2.2) flächengewichtet summiert. Dabei wird jeder Biotopwert (BW) eines Einzelobjekts (= Biotop) mit seiner Fläche (A) multipliziert und anschließend die Summe für alle Einzelobjekte eines Kompartiments (Teil eines Auensegments, z. B. rezente Aue rechts) durch dessen Fläche geteilt. Dieser Wert wird anschließend nochmals durch einen Bonus-Wert (max. 0,5) aufgewertet, je nachdem, ob ein vollständig ausgeprägter Feuchtegradient (Feucht) anzutreffen ist. Daraus resultiert der RESI-Habitatindex Hab_{reg} :

$$Hab_{reg} = \frac{\sum_{i=1}^n (BW_i \times A_i)}{\sum_{i=1}^n A_i} + Feucht \quad \text{Gl. 4}$$

Die Vollständigkeit des Feuchtegradienten (Bonus „Feucht“)

Die Vielfalt der Lebensräume und Arten wird durch die Dynamik des Wassers bestimmt. In natürlichen Auen besteht eine ausgeprägte Hydro- und Morphodynamik, so dass sich ein ausgeprägtes Auenrelief mit hohen und tiefen Standorten, mit grobkörnigen bis hin zu bindigen Böden, mit länger und kürzer vernässten und sogar sehr trockenen Standorten ausbilden kann. Diese Standortvielfalt bestimmt weitgehend die hohe Biodiversität in Auen (Ward et al. 1999). Ein Zeiger für eine Aue mit einer guten Habitatausstattung ist daher neben dem flächigen Vorkommen bestimmter Biotoptypen auch die Vollständigkeit des Feuchtegradienten von nassen Standorten, wie Altwassern, bis hin zu sehr hohen oder trockenen Standorten, wie beispielsweise Sandtrockenrasen oder Brennen. Für den RESI-Habitatindex wurden daher die auentypischen Biotope (Auenbindung = 5) betrachtet und entsprechend einer Experteneinschätzung in fünf Feuchtestufen eingeteilt (s. Anhang 2):

1. Trockenrasen und Halbtrockenrasen in Auen, Kalk-Kiefernwälder auf Schotterflächen
2. Nass- und Feuchtgrünland, Hartholzauwald inkl. Erlen- und Eschenwald
3. Pfeifengraswiesen, Stromtalwiesen, Flutrasen, krautige Ufersäume, Niedermoore, Weidengebüsche und Weichholzaunen
4. Temporäre Gewässer, zeitweilig trockenfallende Lebensräume unterhalb der Mittelwasserlinie, Großseggenriede, Röhrichte
5. Fließgewässer, Standgewässer, Altarme und Altwasser, Schotterflächen der subalpinen bis alpinen Fließgewässer

Ein Bonus von 0,5 wird dann erreicht, wenn mindestens drei dieser fünf Feuchtestufen der auentypischen Biotope in einem Kompartiment vorkommen. Allerdings wird dieser Bonus nur vergeben, wenn die Fläche der Biotoptypen einer Feuchtestufe auch einen angemessenen Mindestanteil einnimmt, da bei einem geringeren Anteil als 1 % nicht mehr davon ausgegangen werden kann, dass diese kleinen Biotopvorkommen tatsächlich ein Kompartiment aufwerten können.

2.4 Verworfenne oder bereits integrierte Kriterien

Nicht alle der zu Beginn des RESI-Projektes erarbeiteten Indikatoren sind (direkt) zur Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung im Detailverfahren herangezogen worden. Da der RESI-Habitatindex nicht als starres Bewertungsschema zu verstehen ist, bieten diese Kriterien, v. a. dann, wenn höher aufgelöste Daten vorliegen, Erweiterungsmöglichkeiten. Dabei ist jedoch zu beachten, dass es dadurch nicht zu Doppelbewertungen innerhalb der ÖSL Habitatbereitstellung kommen darf. Die Entscheidung, ob eine Doppelbewertung vorliegt, ist aufgrund der vielfach eng verflochtenen Auenfunktionen nicht immer eindeutig zu treffen. Auch spielt die expertenbasierte Gewichtung der Funktionen für den Index eine erhebliche Rolle und kann in unterschiedlichen Anwendungsfällen des RESI-Habitatindex eine unterschiedliche Auswahl erforderlich machen.

Hydrodynamik, Abfluss und Überflutung sowie Morphodynamik

Die Indikatoren Hydrodynamik, Abfluss, Überflutung und Morphodynamik werden bereits indirekt über die Biotoptypen bzw. die o. g. Bonus-/Malus-Kriterien (z.B. „Rückstau“ oder „Verändertes Überflutungsregime“) in den RESI-Habitatindex integriert.

Konnektivität (Längs- und Quervernetzung)

Auen sind lineare Landschaftselemente, die sehr stark über das Wasser longitudinal und transversal vernetzt sind. Ähnlich wie die o. g. Indikatoren wird dieses für Auen sehr wichtige Kriterium über die vergebenen Kriterien (z. B. „Verändertes Überflutungsregime“ oder „Rückstau“) indirekt bereits integriert und wurde, um keine Doppelbewertungen zu verursachen, nicht weiter berücksichtigt. Denkbar ist hier jedoch eine noch stärker differenzierte Bewertung, wenn detaillierte Informationen auf Maßnahmenebene vorliegen, z. B. ein Malus bei Vorhandensein von Uferverbau für die angrenzenden auentypischen (Auenanbindung = 5) Biotope.

Bewertung biotischer Daten nach WRRL

Dies kann über die Integration der „aquatischen Habitatbereitstellung“ (AquaRESI) in den RESI-Habitatindex erfolgen (Nissl et al. 2020 in diesem Buch). Das Monitoring der WRRL bezieht sich auf den Wasserkörper. Eine Bewertung von Auen mit den verwendeten biologischen Qualitätskomponenten ist damit nicht möglich.

Vorhandensein von Pionierstandorten

Aufgrund der starken anthropogenen Überprägung (Uferbefestigungen, Begradigungen) sind in den überwiegend anthropogen veränderten Flusslandschaften Mitteleuropas kaum noch Pionierstandorte vorhanden oder nur kleinflächig ausgeprägt. Zudem fehlen hier oftmals die Datengrundlagen zu deren Vorkommen, da das Vorhandensein auch starken jahreszeitlichen Schwankungen unterliegt und daher nur schwer einheitlich erfasst werden kann. Wenn Daten vorhanden sind, kann dieser Parameter auch ohne weiteres über eine leitbildkonforme Biotopzusammensetzung (s. u.) eingebaut werden, bzw. wird in gewissem Maß bereits über die Biotoptypen selbst berücksichtigt.

Die leitbildkonforme Biotopzusammensetzung

Auen können in ihrer Biotopausstattung sehr verschieden sein, ein für alle Auen in Deutschland allgemein gültiges Leitbild ist aufgrund der naturräumlichen, im Speziellen der auentypologischen Vielfalt nicht formulierbar. Neben dem rekonstruierten Urzustand, der zum großen Teil aus Auenwald besteht, aber in manchen Landschaften auch eine hohe Zahl an Pionierflächen aufweist, können durchaus auch Kulturlandschaften mit einem hohen Anteil an (extensivem) Grünland von großer Bedeutung für die Habitatbereitstellung sein. Wertgebend sind dabei v. a. das Vorhanden-

Habitatbereitstellung: Detailansatz in der Aue

sein verschiedener Habitatgruppen (Wald, Grünland, Gewässer und Feuchtgebiete) und ein geringer Flächenanteil von Äckern und Siedlungen. So kann z. B. eine weitgehend walddominierte Auenlandschaft in Tieflandauen ebenso eine hohe Habitatqualität haben wie eine von großen extensiven Grünländern oder hohen Feuchtgebietsanteilen geprägte Aue. Für den RESI-Habitatindex wurde zunächst ein möglichst allgemeingültiges Leitbild für die Auen aufgestellt, das sowohl wald- als auch grünlanddominierte, naturnahe Auen miteinschließt (Tab. 12). Der Flächenanteil der jeweiligen Habitatgruppe, der dem Leitbild entspricht, wird daher mit einer großen Spannweite beschrieben (in Tabelle 12 mit Stufe 5 bewertet). Abstufungen für einen noch vertretbaren Anteil der jeweiligen Habitattypen wurden mit 3 bewertet. Fasst man die Bewertungen der einzelnen Biotopgruppen zusammen, so ergibt sich eine Gesamt-Wertstufe. In der Summe werden 4 bis 20 Punkte vergeben. Es erfolgt eine Aufwertung des Kompartiments, wenn der Gesamtwert >14 und der Anteil an Acker und/oder Siedlung < 30 % im Kompartiment ist. Daraus folgt, dass mindestens drei der vier Biotopgruppen mit einer fünf und der übrige mit einer 3 bewertet werden müssen. Die Bewertungstabelle und die Einteilung in die jeweiligen Kategorien ist kein starres Schema und kann für einen Bonus an das jeweilige Leitbild vor Ort angepasst werden. So könnte bspw. bei vorhandenen Daten auch das Vorkommen von Pionierstandorten etc. und eine detailliertere Unterscheidung von Biotoptypen, d. h. ein lokales/regionales Leitbild, eingebaut werden. Ebenfalls können die Leitbilder der Auentypologie von Koenzen (2005) entnommen und gegebenenfalls modifiziert werden. Auch wenn die Leitbildkonformität ein naturschutzfachlich wichtiges Kriterium für die Bewertung von Maßnahmen darstellen kann, wurde auch hier die Tendenz zu einer Doppelbewertung gesehen, die sich mit der Biotopbewertung in Kombination mit der Bewertung des Feuchtegradienten ergibt.

Tab. 12: Beispielhafte Grenzen für die Zuordnung als leitbildkonforme Biotopzusammensetzung

Biotoptyp	5 (gut)	3 (mittel)	1 (schlecht)
Wald	20-< 90 %	5-< 20 %, oder ≥ 95	< 5 %
Grünland	5-< 80 %	< 5 %, oder 80-< 90%	≥ 90 %
Feuchtgebiet	5-< 80 %	<5 %, oder 80-< 90%	≥ 90 %
Gewässer	5-< 25 %	25-< 50 %, oder < 5 %	≥ 50 %
Acker, Siedlung/ Verkehr	Kein Bonus bei > 50 %		

3 Literaturverzeichnis

- Banning, M. (1998): Auswirkungen des Aufstaus größerer Flüsse auf das Makrozoobenthos - dargestellt am Beispiel der Donau. – Essener Ökologische Schriften 9: 285 S.
- Blab, J., Riecken, U. & Ssymank, A. (1993): Vorschlag eines Kriteriensystems für eine Rote Liste Biotope auf Bundesebene. In: Blab, J. & Riecken, U. (Hrsg.): Grundlagen und Probleme einer Roten Liste der gefährdeten Biototypen Deutschlands: Referate und Ergebnisse. Greven (Kilda-Verlag): 265-273.
- Breunig, T., Riedinger, R. & Vogel, P. (2000): Charakterisierung der Biototypen der Oberrhein-niederung. Gutachten im Auftrag der Gewässerdirektion Südlicher Oberrhein/Hochrhein (Lahr) unter Mitwirkung der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg Karlsruhe.
- Drachenfels, O. v. (2012): Einstufungen der Biototypen in Niedersachsen - Regenerationsfähigkeit, Wertstufen, Grundwasserabhängigkeit, Nährstoffempfindlichkeit, Gefährdung. – Inform. d. Naturschutz Niedersachs. 32, 1 (1/12): 1-60.
- Drachenfels, O. v. (2016): Kartierschlüssel für Biototypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der gesetzlich geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie, Stand Juli 2016. – Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. Heft A/4: 326 S.
- Finck, P., Heinze, S., Raths, U., Riecken, U. & Ssymank, A. (2017): Rote Liste der gefährdeten Biototypen Deutschlands. Dritte Fortgeschriebene Fassung 2017. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 156, 637 S.
- Fischer, C., Damm, C., Foeckler, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Harris, R. M. B., Hoffmann, T. G., Iwanowski, J., Kasperidus, H., Mehl, D., Podschun, S. A., Rumm, A., Stammel, B. & Scholz, M. (2019): The "Habitat Provision" Index for Assessing Floodplain Biodiversity and Restoration Potential as an Ecosystem Service - Method and Application. – *Frontiers in Ecology and Evolution* 7: 483, doi: 10.3389/fevo.2019.00483.
- Foeckler, F., Deichner, O., Schmidt, H. & Jacob, K. (2000): Weichtiergemeinschaften als Indikatoren für Auenstandorte – Beispiele von Isar und Donau. – *Angewandte Landschaftsplanung* 37: 33-47.
- Kirsch-Stracke, R. & Reich, M. [mit Beiträgen von R Brinkmann & B. Knickrehm] (2004): Erfassen und Bewerten der Biotopfunktion (Arten- und Lebensgemeinschaften). In: von Haaren, C. (Hrsg.): *Landschaftsplanung*. Ulmer, Stuttgart: 215-247.
- Knickrehm, B. & Rommel, S. (1995): Biotypenkartierung in der Landschaftsplanung. Anforderungen an einen Kartierschlüssel vor dem Hintergrund der lokalen Landschaftserfassung.- Schriftenreihe des Institutes für Landschaftspflege und Naturschutz am Fachbereich für Landschaftsarchitektur und Umweltentwicklung. – *Arbeitsmaterialien* 27, 174 S.
- Koenzen, U. (2005): Fluss- und Stromauen in Deutschland. Typologie und Leitbilder. – *Angewandte Landschaftsökologie* 65, 327 S.
- Nissl, M., Stammel, B., Lentz, A., Foeckler, F., Fischer-Bedtke, C., Damm, C., Gelhaus, M., Gerstner, L., Kasperidus, H., Scholz, M. & Rumm, A. (2020): Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung im Fluss – AquaRESI. In diesem Buch.
- ÖKON (2006): Erstellung eines Regel- und Bewertungswerkes für ein in das Flussauenmodell INFORM zu integrierendes Molluskenmodul (Momor). Im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerskunde (BfG). Unveröffentlichtes Gutachten.
- 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: 151-163.

Habitatbereitstellung: Detailansatz in der Aue

- Rumm, A., Scholz, M., Stammel, B., Fischer-Bedtke, C., Damm, C., Gelhaus, M., Gerstner, L. & Foeckler, F. (2020): Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung anhand der Molluskenfauna - Mollix. In diesem Buch.
- Scholz, M., Henle, K., Dziock, F., Stab, S. & Foeckler, F. (Hrsg.) (2009): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart, 482 S.
- 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., Fischer-Bedtke, C., Rumm, A., Damm, C., Foeckler, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Kasperidus, H.D., Stammel, B. & Henle, K. (2020): Analyse und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung – Bundesweiter Ansatz für die Aue. In diesem Buch.
- Ssymank, A., Riecken, U. & Ries, U. (1993): Das Problem des Bezugssystems für eine Rote Liste Biotoptypen. – Landschaftspfl. u. Naturschutz 38: 47-58.
- Stammel, B., Damm, C., Fischer-Bedtke, C., Francis, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Horchler, P. Rumm, A. & Scholz, M. (2020): Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung anhand der floristischen Ausstattung – Florix. In diesem Buch.
- Wiegleb, G. Bernotat, D., Gruehn, D., Riecken, U. & Vorwald, J. (2002): Gelbdruck „Biotope und Biotoptypen“. In: Plachter, H., Bernotat, D., Müssner, R. & Riecken, U. (Hrsg.): Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. – Landschaftspfl. u. Naturschutz 70: 281-328.
- Ward, J. V., Tockner, K. & Schiemer, F. (1999): Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity¹. – Regulated Rivers: Research & Management 15: 125-139.

4 Anhänge

Anhang 1: Biotoptypwerte der Kriterien (Gefährdung/Seltenheit (Rote Listen des Bundes/der Länder) (RL); FFH-Status (FFH); Gesetzlicher Schutz (GS); Regenerierbarkeit (Wiederherstellbarkeit/Entwicklungszeit) (RE); Grundwasserabhängigkeit gemäß WRRL (GW); Auenbindung (AB)) für die RESI-Biotoptypen. Der RESI-Biotoptyp-Wert ist Anhang 2 zu entnehmen.

RESI Code	RESI Biotoptypen	RL	FFH	GS	RE	GW	AB
10.0	Gewässer (unspezifisch)	3	3	3	3	5	5
11.0	Quellen	3	3	3	5	5	3
11.1	naturnahe Quellen	5	5	5	5	5	3
11.2	künstlich gefasste Quellen	1	1	1		5	1
12.0	Fließgewässer (unspezifisch)	3	3	3	5	5	5
12.1	Fließgewässer temporär	5	3	5	3	5	5
12.2	Fließgewässer naturnah	5	5	5	5	5	5
12.3	Fließgewässer mäßig beeinträchtigt	3	5	1	3	5	3
12.4	Fließgewässer anthropogen	1	1	1		5	1
13.0	Standgewässer in Auen (unspezifisch)	3	3	3	3	5	5
13.1	Standgewässer in Auen temporär	5	1	5	3	5	5
13.2	Standgewässer in Auen nährstoffarm	5	5	5	3	5	5
13.3	Standgewässer in Auen nährstoffreich	3	5	5	1	5	5
13.4	Standgewässer in Auen anthropogen	1	1	1		5	1
14.0	Altarme und Altwasser	5	5	5	3	5	5
15.0	Abbaugewässer	3	3	3	1	5	3
15.1	Abbaugewässer naturnah	3	5	5	1	5	3
15.2	Abbaugewässer naturfern	1	1	1		5	1
16.0	Lebensräume unterhalb des Mittelwassers	5	5	5	3	5	5
16.1	zeitweilig trockenfallende Lebensräume unterhalb des Mittelwasserbereichs an fließenden Gewässern	5	5	5	3	5	5
16.2	zeitweilig trockenfallende Lebensräume unterhalb des Mittelwasserbereichs an stehenden Gewässern	3	5	5	3	5	5
17.0	Uferverbau	1	1	1		1	1
20.0	Grünland	3	3	3	5	3	3
21.0	Nass-/Feuchtgrünland	3	3	5	3	5	5
21.1	Pfeifengraswiesen in Auen	5	5	5	3	5	5
21.2	Stromtalwiesen	5	5	5	3	5	5
21.3	Sonstiges extensives Feucht- und Nassgrünland	5	1	5	3	5	5
21.4	Flutrasen	3	1	5	1	5	5
22.0	Grünlandbrache	3	3	3		5	3
23.0	Frisches/Mesophiles Grünland	5	5	3	3	3	3
24.0	Intensivgrünland	1	1	1		5	3
25.0	(Halb-)Trockenrasen in Auen	5	5	5	5	1	3
25.1	Trockenrasen	5	5	5	5	1	1
25.2	Halbtrockenrasen	5	5	5	3	1	5

Habitatbereitstellung: Detailansatz in der Aue

RESI Code	RESI Biotoptypen	RL	FFH	GS	RE	GW	AB
30.0	<u>Ufersäume, Stauden- und Ruderalfluren</u>	3	3	1	1	3	3
31.0	Kahlschläge	1	1	1		1	1
32.0	krautige und grasige Säume und Fluren der offenen Landschaft	3	1	3	1	3	3
33.0	krautige Ufersäume oder Fluren an Gewässern	3	5	1	1	3	5
34.0	Staudenflur neophytendominiert	1	1	1		3	3
35.0	Initialvegetation trocken	3	1	1		1	3
40.0	<u>Großseggenriede, Röhrichte und Niedermoore in Auen</u>	5	3	5	3	5	5
41.0	Großseggenriede in Auen	5	1	5	3	5	5
42.0	Röhrichte in Auen	3	5	5	3	5	5
43.0	Niedermoore (ohne Röhrichte und Großseggen)	5	5	5	5	5	5
50.0	<u>Gehölze, Hecken und Gebüsche</u>	3	3	3	3	3	3
51.0	Gebüsche	3	3	5	3	3	3
51.1	(Weiden-)Gebüsch in Auen	3	5	5	3	3	5
51.2	Gebüsche nasser bis feuchter organischer Standorte	3	3	5	3	5	3
51.3	Gebüsche trockener Standorte	3	5	5	3	1	3
51.4	Gebüsche frischer Standorte	3	1	5	3	3	3
52.0	Feldgehölze und Hecken	3	3	3	3	3	3
52.1	Feldgehölze und Hecken feuchter Standorte	3	3	1	3	3	3
52.2	Feldgehölze und Hecken frischer Standorte	3	3	1	3	3	3
52.3	Feldgehölze und Hecken trockener Standorte	5	1	5	3	1	3
52.4	Gehölzanpflanzungen und Hecken eingeführter Arten	1	1	1	1	3	1
53.0	Einzelbaum, Baumgruppen, Alleen	3	1	3	3	3	3
54.0	Streuobstbestand	5	1	3	3	3	1
60.0	<u>Wälder und Forste</u>	3	3	3	5	5	3
61.0	Auwälder (unspezifisch)	5	5	5	5	5	5
61.1	Erlen- und Eschenwälder	3	5	5	5	5	5
61.2	Weichholzauwälder	5	5	5	3	5	5
61.3	Hartholzauwälder	5	5	5	5	5	5
62.0	Laub(misch)wälder	3	3	3	5	3	3
62.1	Laub- und Mischwälder feuchter bis frischer Standorte	3	3	1	3	3	3
62.2	Laub(misch)wälder trockener bzw. trocken-warmer Standorte	5	3	5	3	1	1
62.3	Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald (LRT 9160)	5	5	1	5	5	3
63.0	Laubforste	1	1	1	3	3	1
63.1	Laub(misch)forste überwiegend eingeführter Baumarten	1	1	1	3	3	1
63.2	Pappelforste	1	1	1	3	5	1
64.0	Vorwälder	1	1	1	1	3	3
65.0	Nadelwälder (nur Schneeheide-Kiefernwälder und Waldkiefernwälder des Tieflands)	3	1	3	3	1	1
65.1	Kalk-Kiefernwälder auf Schotterflächen und Schwemmkegeln	3	1	5	3	1	5
65.2	trockene Sandkiefernwälder	3	1	3	3	1	1

River Ecosystem Service Index (RESI)

RESI Code	RESI Biotoptypen	RL	FFH	GS	RE	GW	AB
66.0	Nadelforste	1	1	1		3	1
67.0	Bruch-/Sumpfwälder	3	3	5	5	5	3
67.1	Bruchwälder	5	5	5	5	5	3
67.2	Sumpfwälder	3	1	5	3	5	3
70.0	<u>Fels-, Gesteins- und Offenbodenbiotope</u>	5	5	5	5	1	3
71.0	natürliche Höhlen und Balmen	3	5	5	5	1	1
72.0	Felsen, Block- und Schutthalden	3	5	5	5	1	1
73.0	Lehm- und Lösswände	5	1	5	3	1	3
74.0	Schotterflächen der subalpinen bis alpinen Fließgewässer	5	5	5	5	5	5
80.0	<u>Acker/Ackerbrache</u>	1	1	1		3	1
81.0	Acker	1	1	1		3	1
82.0	Ackerbrache	3	1	1		3	1
90.0	<u>Siedlungs- und Verkehrsflächen</u>	1	1	1		3	1

Habitatbereitstellung: Detailansatz in der Aue

Anhang 2: Biotoptypwerte und Feuchtwerte für die RESI-Biotoptypen. sieben Landnutzungstypen (LN7) nach LBM-DE 2012: GL = Grünland; G= Gewässer; F = Feuchtgebiete; SF = Sonstige Fläche; W = Wald; A = Acker; S = Siedlung; 1 = sehr gering; 2 = gering; 3 = mittel; 4 = hoch; 5 = sehr hoch.

RESI Code	RESI Biotoptypen	LN 7	Biotoptypwert	Feuchtwert
10.0	Gewässer (unspezifisch)	G	4	5
11.0	Quellen	G	4	
11.1	naturnahe Quellen	G	5	
11.2	künstlich gefasste Quellen	G	2	
12.0	Fließgewässer (unspezifisch)	G	4	5
12.1	Fließgewässer temporär	G	4	4
12.2	Fließgewässer naturnah	G	5	5
12.3	Fließgewässer mäßig beeinträchtigt	G	3	
12.4	Fließgewässer anthropogen	G	2	
13.0	Standgewässer in Auen (unspezifisch)	G	4	5
13.1	Standgewässer in Auen temporär	F	4	4
13.2	Standgewässer in Auen nährstoffarm	G	5	5
13.3	Standgewässer in Auen nährstoffreich	G	4	5
13.4	Standgewässer in Auen anthropogen	G	2	
14.0	Altarme und Altwasser	G	5	5
15.0	Abbaugewässer	G	3	
15.1	Abbaugewässer naturnah	G	4	
15.2	Abbaugewässer naturfern	G	2	
16.0	Lebensräume unterhalb des Mittelwassers	F	5	4
16.1	zeitweilig trockenfallende Lebensräume unterhalb des Mittelwasserbereichs an fließenden Gewässern	F	5	4
16.2	zeitweilig trockenfallende Lebensräume unterhalb des Mittelwasserbereichs an stehenden Gewässern	F	4	4
17.0	Uferverbau	SF	1	
20.0	Grünland	GL	3	
21.0	Nass-/Feuchtgrünland	GL	4	2
21.1	Pfeifengraswiesen in Auen	GL	5	3
21.2	Stromtalwiesen	GL	5	3
21.3	Sonstiges extensives Feucht- und Nassgrünland	GL	4	2
21.4	Flutrasen	GL	3	3
22.0	Grünlandbrache	GL	3	
23.0	Frisches/Mesophiles Grünland	GL	4	
24.0	Intensivgrünland	GL	2	
25.0	(Halb-)Trockenrasen	GL	4	
25.1	Trockenrasen	GL	4	
25.2	Halbtrockenrasen in Auen	GL	4	1

RESI Code	RESI Biotoptypen	LN 7	Biotoptypwert	Feuchte-wert
30.0	Ufersäume, Stauden- und Ruderalfluren	GL	2	
31.0	Kahlschläge	SF	1	
32.0	krautige und grasige Säume und Fluren der offenen Landschaft	GL	2	
33.0	krautige Ufersäume oder Fluren an Gewässern	GL	3	3
34.0	Staudenflur neophytendominiert	GL	2	
35.0	Initialvegetation trocken	GL	2	
40.0	Großseggenriede, Röhrichte und Niedermoore in Auen	F	4	4
41.0	Großseggenriede in Auen	F	4	4
42.0	Röhrichte in Auen	F	4	4
43.0	Niedermoore (ohne Röhrichte und Großseggen)	F	5	3
50.0	Gehölze, Hecken und Gebüsche	GL	3	
51.0	Gebüsche	GL	3	
51.2	(Weiden-)Gebüsch in Auen	F	4	3
51.1	Gebüsche nasser bis feuchter organischer Standorte	F	4	
51.3	Gebüsche trockener Standorte	GL	3	
51.4	Gebüsche frischer Standorte	GL	3	
52.0	Feldgehölze und Hecken	GL	3	
52.1	Feldgehölze und Hecken feuchter Standorte	GL	3	
52.2	Feldgehölze und Hecken frischer Standorte	GL	3	
52.3	Feldgehölze und Hecken trockener Standorte	GL	3	
52.4	Gehölzanzpflanzungen und Hecken eingeführter Arten	GL	1	
53.0	Einzelbaum, Baumgruppen, Alleen	GL	3	
54.0	Streuobstbestand	GL	3	
60.0	Wälder und Forste	W	4	
61.0	Auwälder (unspezifisch)	W	5	2
61.1	Erlen- und Eschenwälder	W	5	2
61.2	Weichholzauwälder	W	5	3
61.3	Hartholzauwälder	W	5	2
62.0	Laub(misch)wälder(sonstiger)	W	3	
62.1	Laub- und Mischwälder feuchter bis frischer Standorte	W	3	
62.3	Laub(misch)wälder trockener bzw. trocken-warmer Standorte	W	3	
62.3	Sternmieren-Eichen-Hainbuchenwald (LRT 9160)	W	4	
63.0	Laubforste	W	2	
63.1	Laub(misch)forste einheimischer und eingeführter Baumarten	W	2	
63.2	Pappelforste	W	2	
64.0	Vorwälder	W	2	
65.0	Nadelwälder (nur Schneeheide-Kiefernwälder und Waldkiefernwälder des Tieflands)	W	2	

Habitatbereitstellung: Detailansatz in der Aue

RESI Code	RESI Biotoptypen	LN 7	Biotoptypwert	Feuchtewert
65.1	Kalk-Kiefernwälder auf Schotterflächen und Schwemmkegeln	W	3	1
65.2	trockene Sandkiefernwälder	W	2	
66.0	Nadelforste	W	1	
67.0	Bruch/Sumpfwälder	W	4	
67.1	Bruchwälder	W	5	
67.2	Sumpfwälder	W	3	
70.0	<u>Fels-, Gesteins- und Offenbodenbiotope</u>	SF	4	
71.0	natürliche Höhlen und Balmen	SF	3	
72.0	Felsen, Block- und Schutthalden	SF	3	
73.0	Lehm- und Lösswände	SF	3	
74.0	Schotterflächen der subalpinen bis alpinen Fließgewässer	SF	5	5
80.0	<u>Acker/Ackerbrache</u>	A	1	
81.0	Acker	A	1	
82.0	Ackerbrache	A	2	
90.0	<u>Siedlungs- und Verkehrsflächen</u>	S	1	

Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung im Fluss – AquaRESI

NISSL, M., STAMMEL, B., LENTZ, A., FOECKLER, F., PARZEFALL, C., FISCHER-BEDTKE, C., DAMM, C., GELHAUS, M., GERSTNER, L., KASPERIDUS, H. D., SCHOLZ, M. & A. RUMM

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	172
2	Methodisches Vorgehen	173
2.1	Bewertungskomponenten der Habitatbereitstellung Fluss (AquaRESI).....	173
2.1.1	Bewertung der biologisch relevanten Gewässerstrukturen (GWS _{Fluss}).....	173
2.1.2	Bewertung der biologischen Ausstattung des Fließgewässers (Bio _{Fluss}).....	175
2.1.3	Bewertung der Wasserqualität i. S. des chemischen Zustands des Flusses (Chemie).....	175
2.2	Berechnung des Habitatwertes im Fluss (AquaRESI)	176
2.2.1	Berechnung der biologisch relevanten Gewässerstruktur (GWS _{Fluss}).....	176
2.2.2	Berechnung der biologischen Ausstattung (Bio _{Fluss})	176
2.2.3	Abschließende Berechnung des Habitatwertes (AquaRESI) unter Einbezug der Wasserchemie.....	177
2.3	Hinweis zur Verwendung des AquaRESI	177
3	Literaturverzeichnis.....	178

1 Einleitung

Im RESI wurde die Ökosystemleistung (ÖSL) Habitatbereitstellung zunächst basierend auf Daten in Form von Biotoptypen aus den amtlichen Biotoptypenerfassungen der Bundesländer (Detailansatz für die Aue, Fischer-Bedtke et al. 2020a in diesem Buch) oder Landnutzungstypen (bundesweiter Ansatz für die Aue, Scholz et al. 2020 in diesem Buch) bewertet. Der Ansatz ist sehr gut dazu geeignet, Managementoptionen/Maßnahmen in terrestrischen Komponenten von Flussauenökosystemen abzubilden (Damm et al. 2020, Mehl et al. 2020, Fischer-Bedtke et al. 2020b, Gelhaus et al. 2020 in diesem Buch). Gerade aber Managementoptionen/Maßnahmen im Fluss, vor allem solche, die kleinräumig die unmittelbar angrenzenden Uferbereiche betreffen, können durch diese auf terrestrische Habitate ausgerichtete Bewertung nur unzureichend abgebildet werden. Durch die enge Verzahnung von aquatischen bis semiaquatischen und semiterrestrischen Lebensräumen in Flussauen spielt die Habitatbereitstellung im Fluss zusätzlich zur Habitatbereitstellung in der Aue für die Beurteilung der biologischen Vielfalt von Auenökosystemen eine wichtige Rolle.

Der in diesem Beitrag vorgestellte Habitatindex Fluss (im Weiteren AquaRESI) ist ein Bewertungsinstrument, das die Habitat- und Artenausstattung im Fluss und den direkt angrenzenden Uferbereichen anhand von aussagekräftigen Indikatoren für die Habitat- und Artenqualität darstellt. Eingangsdaten werden bereits im Rahmen der Bewertung der Gewässerqualität zur Überwachung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) standardisiert erhoben und bewertet. Der AquaRESI soll bei der Bewertung von zukünftigen Maßnahmen/Managementoptionen und bereits umgesetzten Maßnahmen im Fluss anwendbar sein, die absehbar Auswirkungen auf gewässertypische Arten und Habitate haben. Mit dem AquaRESI wird so eine neue, deutlich verfeinerte Option entwickelt, flussauenspezifische Habitatentwicklungsprozesse in Fließgewässern zu bewerten. Ziel dieses eigenständigen Indexes zur Quantifizierung der Habitatbereitstellung im Fluss ist es, in Kombination mit dem Detailansatz zur Bewertung der Habitatbereitstellung in der Aue nach Fischer-Bedtke et al. 2020a (in diesem Buch), die gesamte Habitatbereitstellung in Flussauen basierend auf einheitlichen methodischen Vorgaben abzubilden und zu bewerten.

Als Indikatoren eignen sich neben der Artausstattung auch die strukturelle Ausstattung eines Gewässers und seine Wasserqualität. Alle Komponenten stehen miteinander in Wechselwirkung und beeinflussen sich gegenseitig (z.B. Kangler 2015). In der Literatur finden sich zwar einige Ansätze zur Beurteilung biologisch relevanter Gewässerstrukturen (z.B. Förster et al. 2017), jedoch wird dabei nur der Zusammenhang zwischen der Artausstattung und den biologisch relevanten Gewässerstrukturen bestätigt. Die biologische Artausstattung selbst wird nicht berücksichtigt. Eine Bewertung der Habitatbereitstellung im Fluss allein anhand der Artausstattung hingegen definiert die ökologische Gewässerqualität sehr gut, da die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaften des jeweiligen Gewässertyps die Gesamtheit aller Einflussfaktoren und Störgrößen reflektiert. Einerseits würde dabei die Bedeutung der Funktionalität und Struktur der Lebensräume, die die Gewässerstruktur und die Wasserqualität für die Pflanzen und Tiere bereitstellen, zu wenig berücksichtigt werden. Andererseits können zwar gut ausgeprägte Strukturen vorhanden sein, aber die entsprechende Organismenbesiedlung fehlt – z.B. weil im Umfeld keine „Quellpopulation“/kein Wiederbesiedlungspotenzial (mehr) vorhanden ist bzw. Individuen daraus aufgrund ungünstiger, angrenzender Fließgewässerabschnitte nicht dorthin gelangen können (UBA 2014). Deshalb ist es notwendig, in die Bewertung der Habitatbereitstellung im Fluss sowohl die biologisch relevanten Gewässerstrukturen als auch die Artausstattung sowie die Wasserqualität zu integrieren.

2 Methodisches Vorgehen

2.1 Bewertungskomponenten der Habitatbereitstellung Fluss (AquaRESI)

Der hier vorgestellte Index setzt sich aus drei Komponenten zusammen: (1) biologisch relevante Gewässerstrukturen, (2) biologische Ausstattung und (3) Wasserqualität (i. S. des chemischen Zustandes des Flusses; Abb. 1).

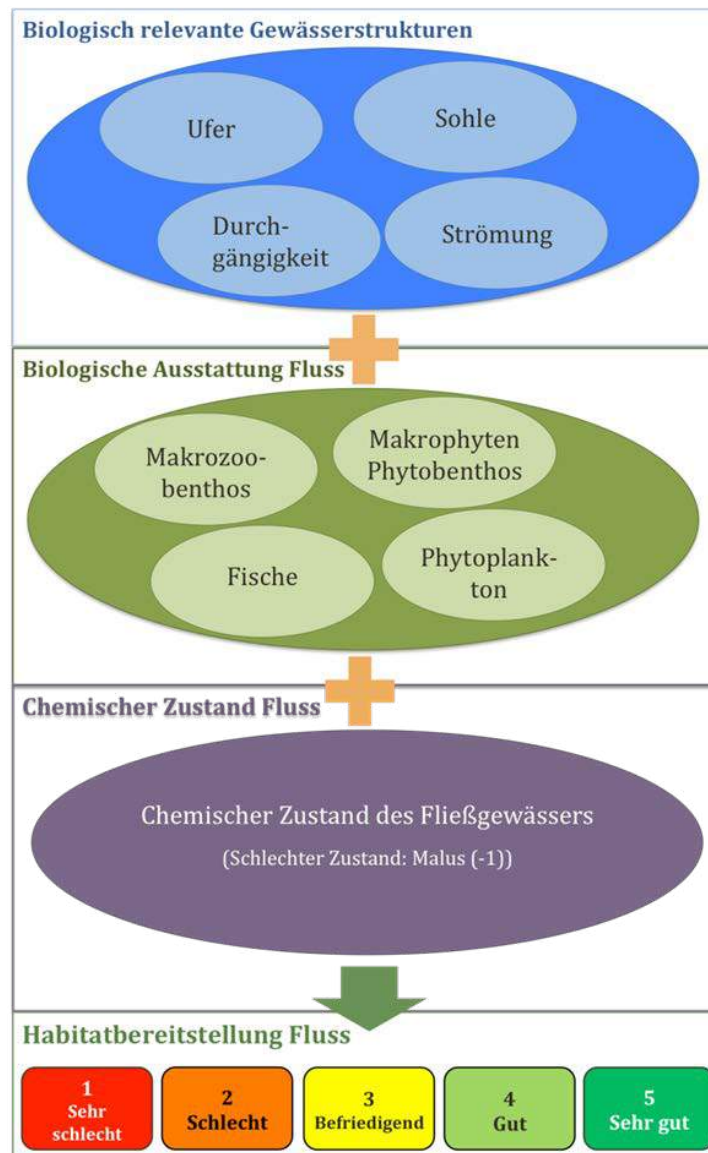


Abb. 1: Schematische Darstellung der Bewertungskomponenten und -methodik des AquaRESI (Habitatindex Fluss).

2.1.1 Bewertung der biologisch relevanten Gewässerstrukturen (GWS_{Fluss})

Für die Bewertung der Teilkomponente biologisch relevante Gewässerstrukturen (GWS_{Fluss}) wird auf die i. d. R. räumlich hoch aufgelösten (je nach Gewässerbreite in 100 m, 200 m oder 500 m-Abschnitte) und für jedes Bundesland erhobenen Daten der Fließgewässerstrukturgütekartierung zurückgegriffen. Mit diesem Verfahren wird seit einigen Jahrzehnten die Gewässerstrukturgüte von Fließgewässern (i. d. R. an allen Fließgewässern mit einem Einzugsgebiet > 10 km²) erfasst. Bewertungsrelevant sind dabei die ökologische Qualität und die Funktionsfähigkeit der Ge-

wässer. Fließgewässer zeichnen sich neben ihrer Abflussdynamik durch charakteristische morphologische Eigenschaften (Gewässerstrukturen) aus (z. B. Ufer- und Sohlbeschaffenheit, Strukturausstattung), die je nach Fließgewässertyp natürlicherweise unterschiedlich ausgeprägt sind (Kangler 2015). Diese Strukturkomponenten, sowohl natürlich als auch anthropogen entstanden, sind für die ökologische Funktion des Gewässers und der Aue relevant (Lüderitz & Jüpner 2009).

Die Bewertung der Fließgewässerstruktur basiert auf der Abweichung der aktuellen Ausprägung eines Strukturelements (sog. Einzelparameter) vom Referenzzustand. Referenz ist dabei allerdings nicht der Urzustand der Gewässer, sondern der naturnahe Zustand, der sich unter den heutigen Gegebenheiten (unter Berücksichtigung unveränderbarer Zustände/Restriktionen wie Siedlungen, etc.) einstellen würde. Die im Gelände erhobenen und anhand der Referenz bewerteten Einzelparameter werden dann zu Hauptparametern aggregiert und anschließend zu einer Gesamtbewertung zusammengeführt. Im Gegensatz zum RESI-Ansatz wird, sowohl für die Bewertung der Einzel-, der Hauptparameter als auch für die Gesamtbewertung, eine siebenstufige Skala verwendet (Tab. 1). Die Bewertungsklasse „1“ bedeutet, dass die bewertete strukturelle Eigenschaft (z. B. Sohlsubstratvielfalt) dem naturnahen Zustand entspricht. Dagegen bedeutet „7“ eine vollständig veränderte, nicht naturnahe Ausprägung.

Tab. 1: Gewässerstrukturklassen und deren qualitative Bedeutung (nach LAWA 1999).

Bewertungsindex/ Kartografische Darstellung	Qualitative Bewertung der Gesamtbewertung
1	unverändert
2	gering verändert
3	mäßig verändert
4	deutlich verändert
5	stark verändert
6	sehr stark verändert
7	vollständig verändert

Für den Index zur Quantifizierung der flussspezifischen Habitatbereitstellung werden jene Gewässerstrukturparameter herangezogen, die die Habitatqualität für die Gewässerorganismen beeinflussen. Nach Förster et al. (2017) sind Gewässerstrukturen biologisch relevant, wenn sie die Atmungs-, Bewegungs-, Reproduktions-, Substrat- und Ernährungsbedingungen beeinflussen. Dazu zählen die Strömungsbedingungen, Sohle- und Uferbeschaffenheit. Angelehnt an Förster et al. (2017) werden deshalb für die Entwicklung des AquaRESI die Hauptparameter Sohle (Soh), Strömung (Str) und Ufer (Uf) der Fließgewässerstrukturkartierung festgelegt. Zusätzlich zu Förster et al. (2017) wird auch die ökologische Durchgängigkeit (Dgk) als Einflussfaktor auf die Fließgewässerbiozönose gesehen und deshalb als biologisch relevante Gewässerstruktur erachtet. Die ökologische Durchgängigkeit beschreibt das räumliche und funktionelle Gewässerkontinuum (Binder et al. 2016). Die durch Stauanlagen und Wehre verursachte verringerte Durchgängigkeit wirkt als Wanderungs- und Migrationsbarriere mit Folgen für Reproduktions-, Bewegungs- und Ernährungsbedingungen (Tittizer & Krebs 1996). Zum Beispiel führen die Reduzierung der Wasserstandsamplitude und der Strömungsgeschwindigkeit sowie Kolmatierung (Eintrag und Ablagerung von Feinmaterial im Lückensystem poröser Fließgewässersohlen) zur Verringerung der Habitatqualität und -vielfalt und beeinflussen damit die Ökologie des Fließgewässers (Müller et al. 2011).

Die Hauptparameter Soh, Str, Uf und Dgk der Fließgewässerstrukturkartierung werden in der Regel mit verschiedenen Einzelparametern erfasst. Da diese zwischen den Fließgewässerstrukturkartierungen der Bundesländer variieren können, sind die Parameter für die Berechnung der AquaRESI-Teilkomponente biologisch relevante Gewässerstrukturen (GWS_{Fluss}) nach inhaltlichen Kriterien auszuwählen.

Zur Bewertung der Sohle (Soh) sind Parameter relevant, die die Substratbeschaffenheit (inkl. Verbau) sowie deren Diversität und Struktur beschreiben. Die Habitatqualität der Uferbereiche wird durch Angaben zum Bewuchs, Grad der Verbauung, zur Struktur und Beschattung indiziert. Einzelparameter, die die Strömung (Str) bewerten, sind i. d. R. Tiefenvariabilität, Strömungsvielfalt, Strömungsbild, Ausleitung und Rückstau. Durchgängigkeitsspezifische Bewertungsparameter (Dgk) sind i. d. R. Querbauwerke, Verrohrungen sowie Durchlässe und Brücken. Die Auswahl der Bewertungsparameter der GWS_{Fluss} orientiert sich an den Bewertungsparametern der LAWA (1999), anhand derer die Gewässerstrukturen der Nahe (Rheinland-Pfalz) kartiert und bewertet wurden. Bei Verwendung des AquaRESI in einem anderen Bundesland müssen die Bewertungsparameter ggf. an die jeweilige Fließgewässerstrukturkartierung angepasst werden. Trotz der Unterschiede in den Kartierverfahren zwischen den Bundesländern, liegen ihnen die gleichen Ziele und methodischen Grundsätze (Erhebung in Abschnitten, Bewertung der Abweichung vom Referenzzustand) zugrunde, sie sind somit durchaus in gleicher Weise in den Index integrierbar und anhand ihrer Ergebnisse vergleichbar.

2.1.2 Bewertung der biologischen Ausstattung des Fließgewässers (Bio_{Fluss})

Die Teilkomponente biologische Ausstattung (Bio_{Fluss}) wird anhand der biologischen Qualitätskomponente (BQK) gemäß der WRRL bewertet. Die BQK ist ein Teilindikator zur Bewertung des ökologischen Zustands/Potenzials von Oberflächenwasserkörpern (Hanusch & Sybertz 2018). Bestandteile der BQK sind die im Fließgewässer lebenden Organismengruppen: Makrozoobenthos, Makrophyten/Phytobenthos, Fische und Phytoplankton. Es handelt sich um ein europaweit standardisiertes Bewertungsverfahren, das an allen Fließgewässern mit einem Einzugsgebiet $\geq 10 \text{ km}^2$ Anwendung findet. Man benötigt im Rahmen der Überblicks-Überwachung und der operativen Überwachung eine Auswahl der Messstellen und der untersuchten biologischen Parameter nach Art der Belastung, möglichst repräsentativ für den Wasserkörper. Die BQK werden mindestens einmal pro Bewirtschaftungszeitraum (6 Jahre) erhoben (BMU 2010), wodurch Daten in regelmäßigen Abständen aktualisiert werden. Durch zusätzliche Erhebungen im Rahmen verschiedener Eingriffe, z. B. Kläranlagenerweiterungen, Straßenbau usw., können höher aufgelöste Datensätze gewonnen werden. Die entsprechenden Bewertungssysteme, z. B. PERLODES (Meier et al. 2006) für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos, stehen frei zur Verfügung.

2.1.3 Bewertung der Wasserqualität i. S. des chemischen Zustands des Flusses (Chemie)

Die Bewertung der Teilkomponente chemischer Zustand des Fließgewässers (Chemie) kann gemäß der WRRL über die Einhaltung von Umweltqualitätsnormen (UQN) für ausgewählte prioritäre Stoffe erfolgen. Zu berücksichtigende Umweltqualitätsnormen liegen derzeit für 45 Stoffe (z. B. Dichlormethan oder Atrazin) vor (UBA 2018). Die Bewertung des chemischen Zustands erfolgt in zwei Klassen: („guter“ und „nicht guter“ chemischer Zustand). Wird für lediglich einen dieser Stoffe die UQN im Jahresmittel überschritten, gilt der chemische Zustand des Gewässerabschnittes als „nicht gut“, die Einhaltung der UQN führt zur Bewertung „guter chemischer Zustand“. Aufgrund von flächendeckenden UQN-Überschreitungen durch den prioritären Schadstoff Quecksilber, wird die chemische Zustandsklasse zusätzlich ohne diesen ubiquitären Parameter ermittelt

und unabhängig vom Quecksilbergehalt angegeben. Im Rahmen der chemischen Zustandsbewertung handelt es sich um standardmäßig räumlich relativ gering aufgelöste Datensätze (Bewertung an Überblicksmessstellen für Fließgewässer, deren Einzugsgebiet $\geq 10 \text{ km}^2$ sind, BMU 2010), was jedoch durch eigene Messungen erhöht werden kann. Aus diesem Grund ist fallspezifisch zu überlegen, ob diese Komponente mit einbezogen wird oder nicht.

2.2 Berechnung des Habitatwertes im Fluss (AquaRESI)

2.2.1 Berechnung der biologisch relevanten Gewässerstruktur (GWS_{Fluss})

Zunächst wird aus den jeweiligen Einzelparametern der o. g. Parameter (Soh, Uf, Str, Dgk) der Mittelwert pro Flussabschnitt (i. d. R. 100m) berechnet. Für die Bewertung Soh werden beispielsweise die Einzelparameter Sohsubstratvielfalt, Sohlverbau und Kolmation gemittelt. Aus den ermittelten Mittelwerten für Soh, Uf, Str und Dgk wird anschließend durch das arithmetische Mittel dieser vier Parameter der biologische Gewässerstrukturwert GWS_{Fluss} für jeden Abschnitt errechnet:

$$GWS_{\text{Fluss}} = \frac{Soh + Str + Uf + Dgk}{n} \quad \text{Gl. 1}$$

mit n = Anzahl der Kriterien

Nachdem aus den Hauptparametern der GWS_{Fluss} errechnet wurde, wird der GWS_{Fluss} von der siebenstufigen Skala in die fünfstufige RESI-Skala umgerechnet, damit der Wert danach mit der fünfstufigen Skala des Bio_{Fluss} verrechnet werden kann. Die Umrechnung des GWS_{Fluss} -Wertes von einer siebenstufigen Bewertung in eine fünfstufige Skala erfolgt, indem der Wert mit $5/7$ multipliziert wird. Die Umrechnung erfolgt nach der Mittelwertbildung, damit möglichst wenig Genauigkeit verloren geht. Anschließend wird der Wert in die RESI Skala transponiert, da die Bewertungsstufen des RESI genau umgekehrt sind ($\geq 4,5$ sehr gut und $< 1,5$ sehr schlecht). Zum Beispiel wird 4,3 in den Wert 1,7 transponiert.

2.2.2 Berechnung der biologischen Ausstattung (Bio_{Fluss})

Die biologische Ausstattung (Bio_{Fluss}) errechnet sich aus dem Mittelwert der BQK der WRRL Messstellen: Fische, Makrozoobenthos (MZB), Phytoplankton (PP) und Makrophyten/Phytobenthos (MPPB) (Bewertungsstufen 1-5):

$$Bio_{\text{Fluss}} = \frac{\text{Fische} + \text{MZB} + \text{PP} + \text{MPPB}}{n} \quad \text{Gl. 2}$$

mit n = Anzahl der Kriterien

Um der Gewässerflora und -fauna eine gleiche Gewichtung für die biologische Ausstattung des Fließgewässers zu geben, wird im Gegensatz zur WRRL-Fließgewässerbewertung der Mittelwert aus den vier BQKs berechnet. Bei fehlender Bewertung einer Komponente setzt sich die biologische Ausstattung (Bio_{Fluss}) aus der Mittelwertbildung der restlichen Komponenten zusammen. Anschließend wird der Wert in die RESI Skala transponiert (vgl. Kap. 2.2.1).

2.2.3 Abschließende Berechnung des Habitatwertes (AquaRESI) unter Einbezug der Wasserchemie

Aus dem Mittelwert von GWS_{Fluss} und Bio_{Fluss} und, je nach chemischen Zustand des Fließgewässers, einer anschließenden Abwertung (-1) kann der Habitatwert für jeden Abschnitt AquaRESI ermittelt werden:

$$AquaRESI = \frac{GWS_{Fluss} + Bio_{Fluss}}{2} + Chemie \quad \text{Gl. 3}$$

Anschließend wird der errechnete Mittelwert in den Bewertungsindex (1= sehr schlecht bis 5 = sehr gut) überführt.

Die Habitatwerte aller Flussabschnitte (i. d. R. 100m) eines Fluss-Kompartimentes werden abschnittslängengewichtet zusammengefasst, um die Bewertung der Habitatbereitstellung im Fluss AquaRESI auf die 1-km lange Fluss-Kompartimentebene zu erhalten.

2.3 Hinweis zur Verwendung des AquaRESI

Die Daten des WRRL-Monitorings stammen im Vergleich zu den Fließgewässerstrukturdaten aus einem grobmaschigeren Netz an biologischen und chemischen Messstellen (z. B. oft nur eine WRRL-Messstelle für einen Flussabschnitt von 100 Flusskilometern). Um beim AquaRESI eine differenziertere Bewertung zu bekommen, sollten die Daten der WRRL-Messstellen möglichst mit eigenen Erhebungen zur biologischen Ausstattung (Bio_{Fluss}) und Wasserqualität (Chemie) ergänzt werden. Ist geplant, den AquaRESI zur Bewertung von Maßnahmen/Managementoptionen einzusetzen, wäre es darüber hinaus sinnvoll, den zu bewertenden Fließgewässerabschnitt in homogene Teilabschnitte einzuteilen und dort je Abschnitt die entsprechenden Daten zur Komponente Bio_{Fluss} und zur Chemie aufzunehmen.

Der AquaRESI wurde im Rahmen der Bachelorarbeit von Maria Nissl an der Universität Bayreuth, betreut von Frau Dr. Brigitte John, ebenfalls Universität Bayreuth, und Frau Dr. Barbara Stammel, Katholische Universität Eichstätt, in Zusammenarbeit mit dem Projekt RESI erarbeitet. Ausführliche Informationen zum AquaRESI sind in der Bachelorarbeit selbst (Nissl 2019) nachzulesen.

3 Literaturverzeichnis

- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2010): Die Wasser-
rahmenrichtlinie. Auf dem Weg zu guten Gewässern.
- Binder, W., Patt, H., Kiel, E., Pottgiesser, T., Sommerhäuser, M., Koenzen, U. & Kurth, A. (2016):
Natürliche Fließgewässer, Typologie der Fließgewässer. – In: Patt, H. (Hrsg.): Fließgewässer
und Auenentwicklung: 5-76.
- Damm, C., Lotti, J., Fischer-Bedtke, C., Foeckler, F., Gelhaus, M., Rumm, A., Scholz, M., Stammel, B. &
Gerstner, L. (2020): Anwendung des RESI Habitatindex für die Modellregionen am Oberrhein.
In diesem Buch.
- Fischer-Bedtke, C., Rumm, A., Damm, C., Foeckler, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Kasperidus, H., Stam-
mel, B. & Scholz, M. (2020a): Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitat-
bereitstellung –Detailansatz für die Aue. In diesem Buch.
- Fischer-Bedtke, C., Iwanowski, J., Podschun, S., Becker, A., Fischer, H., Damm, C., Gelhaus, M., Gerst-
ner, L., Hoffmann, T. G., Hornung, L., Kasperidus, H. D., Linnemann, K., Ritz, S., Rumm, A., Stam-
mel, B., Scholz, M., Schulz-Zunkel, C., Venohr, M., Wildner, M. & Mehl, D. (2020b): Ergebnisse
der ÖSL-Quantifizierung und -bewertung bei Umsetzung typspezifischer Gewässerentwick-
lungsflächen an der Nahe von Hoppstädten-Weiersbach bis zur Mündung in den Rhein bei Bin-
gen. In diesem Buch.
- Förster, J., Halle, M. & Müller, A. (2017): Entwicklung eines Habitatindex zur Beurteilung bio-
zönotisch relevanter Gewässerstrukturen. – Korrespondenz Wasserwirtschaft 8: 466-471.
- Gelhaus, M., Podschun, S., Albert, C., Becker, A., Chakhvashvili, E., Fischer-Bedtke, C., Fischer, H.,
Damm, C., Gerstner, L., Hoffmann, T. G., Iwanowski, J., Kasperidus, H. D., Linnemann, K., Mehl,
D., Pusch, M., Rayanov, M., Ritz, S., Rumm, A., Sander, A., Scholz, M., Schulz-Zunkel, C., Thiele, J.,
Venohr, M., von Haaren, C., Wildner, M., Stammel, B. (2020): Ergebnisse der ÖSL-Quantifizie-
rung und -bewertung für geplante Hochwasserschutzmaßnahmen an der Donau von der Iller-
bis zur Lechmündung. In diesem Buch.
- Hansch, M. & Sybertz, J. (2018): Fachbeitrag Wasserrahmenrichtlinie - Vorgehensweise bei Stra-
ßenbauvorhaben. – ANliegen Natur 40 (2): 95-106.
- Kangler, G. (2015): Gewässerstrukturkartierung 2.0 – Novellierte Methode für eine bayernweite
Bewertung morphologischer Eigenschaften der Fließgewässer. – Auenmagazin 8: 18-22.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1999): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bun-
desrepublik Deutschland. Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer.
- LfU Bayern (Bayerisches Landesamt für Umwelt) (2014): Methodenband für die Bestandsauf-
nahme WRRL in Bayern (Umweltspezial).
- Lüderitz, V. & Jüpner, R. (2009): Renaturierung von Fließgewässern. – In: Zerbe, S., Wiegler, G.
(Hrsg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa, Springer, Berlin-Heidelberg: 95-124.
- Mehl, D., Fischer-Bedtke, C., Damm, C., Gelhaus, M., Gerstner, L., Hoffmann, T. G., Iwanowski, J., Po-
dschun, S., Rumm, A., Scholz, M. & Stammel, B. (2020): Ergebnisse der Quantifizierung und Be-
wertung von Ökosystemleistungen vor und nach der Renaturierung der Nebel. In diesem Buch.
- Meier, C., Haase, P., Roauffs, P., Schindehütte, K., Schöll, F., Sundermann, A. & Hering, D. (2006):
Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung, Handbuch zur Untersuchung und Bewer-
tung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-
Wasserrahmenrichtlinie.
- Müller, M., Pander, J., & Geist, J. (2011). The effects of weirs on structural stream habitat and bio-
logical communities. – Journal of Applied Ecology 48(6): 1450-1461.

- Nissl, M. (2019): Quantifizierung der Habitatbereitstellung im Fluss im Rahmen des "River Ecosystem Service Index (RESI)" am Beispiel der Naab. Bachelorarbeit an der Universität Bayreuth, unveröffentlicht.
- Scholz, M., Fischer-Bedtke, C., Rumm, A., Damm, C., Foeckler, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Kasperidus, H., Stammel, B. & Henle, K. (2020): Analyse und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung“ – bundesweiter Ansatz für die Aue. In diesem Buch.
- Tittizer, T. & Krebs, F. (Hrsg.) (1996): Ökosystemforschung: Der Rhein und seine Auen - Eine Bilanz. Springer (Berlin, Heidelberg): 361-375.
- Umweltbundesamt (UBA) (2018): Chemischer Zustand der Fließgewässer. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/fliessgewaesser/chemischer-zustand-der-fliessgewaesser#textpart-1> (Stand: 15.5.2019).
- Umweltbundesamt (UBA) (2014): Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_43_2014_strategien_zur_optimierung_von_fliessgewaesser-renaturierung_0.pdf (Stand: 15.5.2019).

Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung anhand der floristischen Ausstattung – Florix

STAMMEL, B., DAMM, C., FISCHER-BEDTKE, C., FOECKLER, F., GELHAUS, M., HORCHLER, P., KASPERIDUS, H., RUMM, A. & M. SCHOLZ

Inhaltsverzeichnis

1	Einführung	182
2	Methodisches Vorgehen	183
2.1	Bewertungskriterien	184
2.1.1	Auentypische Biotop (AT)	184
2.1.2	Hydrodynamik (Hy)	186
2.1.3	Naturschutzfachlich bedeutsam (gefährdet und geschützt) (Nat)	186
2.1.4	Geographische Bindung an Auen (Geo)	186
2.1.5	Gesamtartenzahl (N)	186
2.2	Festlegung der regionalen Grenzwerte	186
2.3	Anwendung der regionalen Grenzwerte	189
3	Literaturverzeichnis	190

1 Einführung

Der entwickelte Habitatindex im Projekt „River Ecosystem Services Index“ (RESI) (Fischer-Bedtke et al. 2020 in diesem Buch, Fischer et al. 2019) verwendet als bestimmende Eingangsgröße der Bewertung Biotoptypen (RESI-Biotoptypen), die auch die Artenvielfalt von Pflanzen als Proxy darstellen sollen. Einzelbiotope des gleichen Typs können aber von sehr unterschiedlicher Qualität und Artausstattung sein: z. B. können Stromtalwiesen trotz wiederhergestellter intakter Standortbedingungen (v.a. Hydrologie) verarmt an Arten bleiben, so lange keine Spenderflächen in der Umgebung vorhanden sind (Donath et al. 2009). Dies wird in der detaillierten Umweltplanung (Einzelobjektansprache mit Vorort-Kontrolle) oder auch bei der Bewertung des Erhaltungszustands von Fauna-Flora-Habitat-Lebensraumtypen (FFH-LRT) in den drei Stufen A, B und C (hervorragend, gut und mittel bis schlecht) berücksichtigt. Letztere geht auch beim Habitatindex in die Bewertung mit ein, jedoch gilt diese Bewertung nur für Biotoptypen, die auch als FFH-Anhang I LRT gelistet sind, also nicht für alle RESI-Biotoptypen. Auch bestehen im bundesweiten Vergleich starke Unterschiede in der FFH-Bewertung (BfN & BLAK 2017), so dass eine einheitliche Grundlage erstrebenswert ist, bei der dennoch eine Regionalisierung nach den Besonderheiten vor Ort und dem entsprechenden Auentyp möglich ist.

Gefäßpflanzen als relativ leicht zu bestimmende und ortsbeständige Artengruppe werden einerseits bei naturschutzfachlichen Gutachten als „Standardartengruppe“ erfasst und andererseits schon lange als geeignete Indikatoren gesehen, um Standortbedingungen und teilweise auch die Qualität eines Standorts zu beschreiben (Ellenberg et al. 1991, Wulf 1997, Dziöck et al. 2006, Ewald 2007, Glaeser & Wulf 2009, Scholz et al. 2009). Eine exakte Definition und Auswahl einer flussauentypspezifischen Kombination „aentypischer“ Pflanzenarten steht jedoch aus. Es gibt nur wenige Arten, die ausschließlich oder sehr eng an Auen gebunden sind (Rohde 2004). Zahlreiche Arten haben ein Hauptvorkommen in Auen, obwohl sie an anderen Standorten wachsen können. Daher muss ein Set verschiedener Eigenschaften für die Definition dieser „aentypischen“ Arten herangezogen werden. Intakte Auen stellen extreme Standort- und Lebensraumbedingungen dar. Durch das Wechselspiel hydromorphologischer Prozesse haben sich viele Pflanzen an diese Dynamik angepasst (Schneider et al. 2017). Das Vorkommen einzelner Arten oder auch Artgruppen ermöglicht daher den Rückschluss auf Standorteigenschaften wie Nährstoff- oder Wasserverfügbarkeit. Die Vielzahl aentypischer Biotoptypen (Fischer-Bedtke et al. 2020 in diesem Buch) zeigt die Standortamplitude von sehr trockenen Magerrasen bis hin zu Gewässern, von Pioniergesellschaften und Röhrichten zu naturnahen Auenwäldern oder zu genutztem Grünland. All diese Biotoptypen sollen bei der Auswahl der aentypischen Arten abgedeckt sein. Außerdem wurde insbesondere für größere Flussauen eine Gruppe von Arten beschrieben, die einen geographischen Schwerpunkt ihres Vorkommens in Auen besitzen und als sogenannte Stromtalarten bekannt sind (Burkart 2001, Siedentopf 2005). Eine Auswahl der aentypischen Indikationsarten sollte all diese verschiedenen Parameter berücksichtigen.

Ähnlich wie der „Mollix“, der die Molluskenfauna in Auen naturschutzfachlich bewertet bzw. als Teilindikator für die Quantifizierung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung verwendet werden kann (Rumm et al. 2020 in diesem Buch, Foekler et al. 2017), soll der hier vorgestellte „Florix“ mit Hilfe der Pflanzenartenvielfalt zum einen die Qualität eines Standortes im Hinblick auf seine Auenfunktionalität (Fischer-Bedtke et al. 2020 in diesem Buch), zum anderen aber auch die aentypische Artenvielfalt der Gefäßpflanzen als eigene Eingangsgröße und den naturschutzfachlichen Wert in der Bewertung berücksichtigen.

Der Florix wurde zunächst für die Modellregion „Bayerische Donau“ entwickelt und an dem Gebiet „Donau zwischen Iller und Lech“ getestet. Für diese Region liegt die selektive Biotopkartierung, in der alle naturschutzfachlich wertvollen Biotop erfasst werden, vor. Für jedes dieser Biotop besteht auch eine Artenliste (LfU Bayern 2012). Die Auswahl der Pflanzenarten orientiert sich daher an den Vorkommen in den Flussauen der bayerischen Donau. Die Vorgehensweise bei der Auswahl der auentypischen Pflanzenarten und bei der Bewertung lässt sich allerdings auf jede andere mitteleuropäische Region übertragen.

2 Methodisches Vorgehen

Die Berechnung des hier vorgestellten Index erfolgt in vier Schritten (Abb. 1). Um Flächen hinsichtlich ihrer Pflanzenartenvielfalt und ihrer auentypischen Artausstattung bewerten zu können, müssen in einem ersten Schritt alle in Deutschland vorkommenden Arten (GermanSL, Jansen & Dengler 2008, 2010) auf ihre Zugehörigkeit zu vier auentypischen Artengruppen überprüft werden. Diese vier Artengruppen bzw. Arteigenschaften sind: Zeiger für auentypische Biotop, Zeiger für Hydrodynamik, naturschutzfachlich bedeutsame Arten und Arten mit einer geographischen Bindung an Auen (s. Kap. 2.1.1 bis 2.1.4). Die Einteilung zu diesen Artgruppen beruht auf veröffentlichten Datenbanken und Quellen. Zusätzlich wurden auch eigene Auswertungen durchgeführt. Die jeweilige Anzahl von Arten dieser Gruppen bildet die Grundlage der Bewertung auf Objektebene, in diesem Fall von einzelnen Biotop. Dabei wird die Artenzahl jeder dieser vier Artgruppen als Kriterium für sich bestimmt. Zusätzlich wird auch die Gesamtartenzahl eines Biotop (s. Kap. 2.1.5) erfasst. Um die Artenzahlen dieser fünf Bewertungskriterien (vier Artgruppen und Gesamtartenzahl) im Vergleich zu einem Referenzgebiet (hier die bayerische Donau) beurteilen zu können, werden in einem zweiten Schritt die Artenzahlen für diese insgesamt fünf Bewertungskriterien für alle Biotop (hier 3.729) im Referenzgebiet ausgewertet und sortiert. Die Grenzwerte für die fünf Bewertungsstufen (1 bis 5) für jedes einzelne Bewertungskriterium werden durch die Einteilung in Quintilen festgelegt (s. Kap. 2.2). Im dritten Schritt wird dann das Artvorkommen auf Einzelflächen entsprechend der definierten Grenzwerte für die einzelnen Bewertungskriterien bewertet und im letzten Schritt zu einem Mittelwert zusammengefasst.

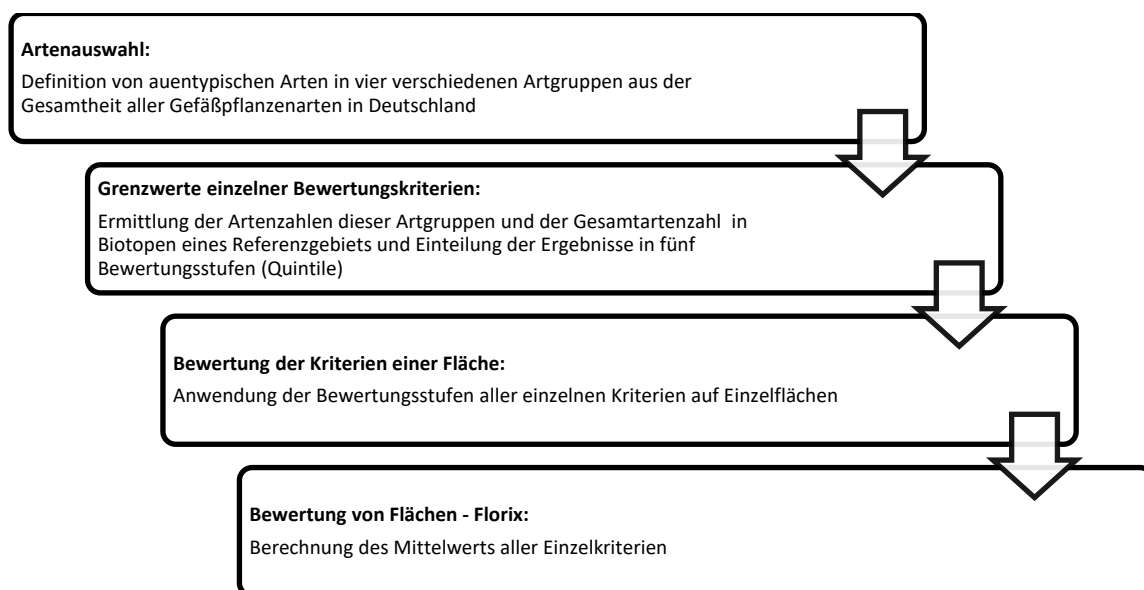


Abb. 1: Schematische Darstellung der Methode zur Bewertung der auentypischen Gefäßpflanzenartenvielfalt von Einzelflächen in einem Modellgebiet.

2.1 Bewertungskriterien

Zur Ermittlung des Florix werden insgesamt fünf Bewertungskriterien herangezogen, die sich an den Bewertungskriterien des Mollix (Rumm et al. 2020 in diesem Buch) orientieren (Abb. 2). Sie gliedern sich dabei ebenfalls in Flussauenspezifität („Auentypische Biotope“, „Hydrodynamik“) und naturschutzfachlich-floristische Bedeutung („Naturschutzfachlich bedeutsam“). Ergänzend zu den Kriterien des Mollix wurde zusätzlich bewertet, ob Pflanzenarten unabhängig von den detaillierten Standortbedingungen ihren geographischen Verbreitungsschwerpunkt in Flussauen haben (z. B. sogenannte Stromtalarten nach Burkart 2001, „Geografische Bindung“). Schließlich wurde die unspezifische Artenvielfalt als Bewertungskriterium berücksichtigt („Artenzahl“).

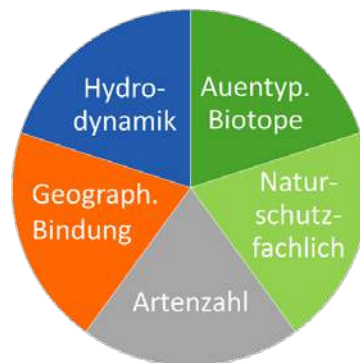


Abb. 2: Übersicht über die fünf verwendeten Bewertungskriterien für Arten, die in den Florix gleichgewichtet eingehen.

Anders als beim Mollix wurden Neobiota nicht berücksichtigt. Das Vorkommen von Neophyten ist in Auen nahezu „allgegenwärtig“ (Schneider et al. 2017), aber nur wenige invasive Arten mit negativen Auswirkungen auf andere Arten sind bislang in dem betrachteten Datensatz als deutlicher Zeiger für Degradation zu werten. Ob dieses Kriterium zukünftig hinzuzuziehen ist, sollte bei einer Weiterentwicklung in anderen Naturräumen und Datensätzen geprüft werden.

Es ergibt sich schließlich ein Set aus fünf Kriterien, die gleichgewichtet in den Florix einfließen. Als Ausgangsartenliste diente die Standardliste GermanSL Version 1.4 (Jansen & Dengler 2008, 2010, <https://germansl.infinitemature.org/>), die Einteilung zu den Arteigenschaften erfolgte in Bezug auf die bayerische Donau.

2.1.1 Auentypische Biotope (AT)

Für den Habitatindex wurden auentypische Biotoptypen festgelegt (Kriterium „Auenbindung“=5) (Fischer-Bedtke et al. 2020 in diesem Buch). Aus der Literatur wurden nun diesen Biotoptypen Zeigerarten zugeordnet und als Zeiger für auentypische Biotoptypen identifiziert. Als Grundlage diente einerseits die in der ecodbase.dbf-Tabelle der GermanSL (Jansen & Dengler 2008, 2010, <https://germansl.infinitemature.org/page/artattribute/>) erfasste Zuordnung zu pflanzensoziologischen Einheiten nach Ellenberg et al. (1991). In Tabelle 1 sind die pflanzensoziologischen Einheiten aufgelistet, die den auentypischen Biotopen zugeordnet wurden. Zusätzlich wurden die Arten herangezogen, die zur Bewertung von FFH-LRT als Indikatoren identifiziert wurden. Dazu gibt es zunächst einen bundesweiten Vorschlag (BfN & BLAK 2017), aber auch für jedes einzelne Bundesland eine regionalisierte Kartieranleitung. Für die „Bayerische Donau“ wurde daher der bayerische Bewertungsleitfaden (LfU Bayern & LWF 2010) verwendet. In Tabelle 2 sind alle FFH-LRT aufgelistet, die als auentypisch bewertet wurden.

Tab. 1: Pflanzensoziologische Einheiten nach Ellenberg et al. (1991), die den auentypischen Biotoptypen (Fischer-Bedtke et al. 2020 in diesem Buch) zuzuordnen sind.

Nummer	Einheit (botanisch)	Einheit (deutsch)
1.1	Lemnetea	Wasserlinsen-Decken
1.3	Potamogetonetea	Wasserpflanzengesellschaften
1.5	Phragmitetea	Röhrichte und Seggenrieder
1.7	Scheuchzerio-Caricetea nigrae	Niedermoor- und Schlenkengesellschaften, Flachmoorgesellschaften
3.1	Isoëto-Nanojuncetea	Zwergbinsen-Teichbodengesellschaft
3.2	Bidentetea (tripartitae)	Zweizahn-Schlammufergesellschaft
3.5.2	Calystegietalia	Uferstauden- und Schleiergesellschaften
3.8	Agrostietera stoloniferae	Flutrasen u. Feuchtweiden
5.2	Sedo-Scleranthetea	lockere Sand- und Felsrasen
5.3	Festuco-Brometea	Kalk-Magerrasen
5.4.1	Molinietalia (caeruleae)	Streu- und Futterwiesen feucht-nasser Standorte
7.1	Erico-Pinetea	Kalk-Kiefernwälder
8.1	Salicetea purpureae	Weiden-Auengebüsche und -wälder
8.4.3.3	Alno-Ulmion	Erlen-Eschen-Auwälder

Tab. 2: FFH-Lebensraumtypen, die als auentypisch eingestuft werden.

Nummer	Bezeichnung
2310	Trockene Sandheiden mit <i>Calluna</i> und <i>Genista</i>
2330	Dünen mit offenen Grasflächen mit <i>Corynephorus</i> und <i>Agrostis</i>
3130	Oligo- bis mesotrophe stehende Gewässer mit Vegetation der Littorelletea uniflorae und/oder der Isoëto-Nanojuncetea
3140	Oligo- bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus Armleuchteralgen
3150	Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des Magnopotamions oder Hydrocharitions
3220	Alpine Flüsse mit krautiger Ufervegetation
3230	Alpine Flüsse mit Ufergehölzen von <i>Myricaria germanica</i>
3240	Alpine Flüsse mit Ufergehölzen von <i>Salix elaeagnos</i>
3260	Flüsse der planaren bis montanen Stufe mit Vegetation des Ranunculion fluitantis und Callitricho-Batrachion
3270	Flüsse mit Schlammhängen mit Vegetation des Chenopodion rubri p.p. und des Bidention p.p.
6120	Trockene, kalkreiche Sandrasen
6210	Naturnahe Kalk-Trockenrasen und deren Verbuschungsstadien (Festuco-Brometalia)
6410	Pfeifengraswiesen auf kalkreichem Boden, torfigen und tonig-schluffigen Böden (Molinion caeruleae)
6430	Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe
6440	Brenndolden-Auenwiesen (Cnidion dubii)
6510	Magere Flachland-Mähwiesen (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>)
7230	Kalkreiche Niedermoore
9160	Subatlantischer oder mitteleuropäischer Stieleichenwald oder Eichen-Hainbuchenwald (Carpinion betuli)
91E0	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i> (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae)
91F0	Hartholz-Auenwälder mit <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> oder <i>Fraxinus angustifolia</i> (Ulmion minoris)

Habitatbereitstellung: floristische Ausstattung (Florix)

2.1.2 Hydrodynamik (Hy)

Für dieses Kriterium wurde der Feuchte-Zeigerwert nach Ellenberg et al. (1991) herangezogen. Dabei sind Pflanzenarten mit den Merkmalen „Überschwemmungszeiger“ und „Wechselfeuchtezeiger“ in die Berechnung des Index eingegangen.

2.1.3 Naturschutzfachlich bedeutsam (gefährdet und geschützt) (Nat)

Hier ging einerseits das Gefährdungspotenzial, andererseits aber auch der gesetzliche Schutz mit ein. Gesetzlich geschützte Arten sind in BNatschG § 44 und in der BArtSchV genannt. Für die Auswahl der Arten wurden beide Kategorien (geschützt und streng geschützt) berücksichtigt, in denen bereits die nach Anhang 4 der FFH- Richtlinie geschützten Arten enthalten sind. Die Gefährdung wird dagegen über das Vorhandensein in der Roten Liste erfasst. Als Auswahlkriterium wurden für den Florix die Kategorien ausgestorben bis gefährdet (0 bis 3) und selten (r) verwendet. Da bei der Gefährdung sehr große regionale Unterschiede auftreten und die Genauigkeit auf Länderebene entsprechend höher ist, wird in der dargestellten Modellregion die Rote Liste Bayern (Scheuerer & Ahlmer 2003) verwendet.

2.1.4 Geographische Bindung an Auen (Geo)

Diverse Arbeiten haben sich bereits mit der Auswahl und dem Phänomen von Stromtalarten beschäftigt (Siedentopf 2005, Oberdorfer 2001, Burkart 2001). Für die Auswahl an der bayerischen Donau wurden daher die von Burkart (2001) genannten Arten ausgewählt und mit den Arten von Siedentopf (2005) ergänzt, die diese für die Donau und Süddeutschland identifiziert hat. Zusätzlich wurde die bayerische floristische Kartierung (<https://bayernflora.de/>) ausgewertet. Diese liegt in der Genauigkeit von Quadranten der Topographischen Karten (ca. 5 x 5 km) vor. Es wurden alle in der morphologischen Aue der Donau liegenden Quadranten mit der gleichen Anzahl an benachbarten, nicht in der Aue liegenden Quadranten verglichen. Die Auswahl der Arten, die typisch für die Quadranten der Auen sind, wurde durch eine species indicator analysis (PC-ORD 6.08 (MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA)) getroffen.

2.1.5 Gesamtartenzahl (N)

Die Artenzahl alleine ist nicht geeignet, um die auentypische Pflanzenartenvielfalt zu beschreiben. Als Ergänzung jedoch, neben den beschriebenen Zeigern für auentypische oder naturschutzfachlich bedeutsame Arten, kann die Gesamtartenvielfalt innerhalb eines Biototyps durchaus ein wichtiges Kriterium darstellen, um die Qualität von Standorten zu beschreiben. Die großen Unterschiede zwischen verschiedenen Habitattypen (z. B. Röhricht und Magerrasen) werden durch die unter Kap. 2.2 dargestellte Festlegung der Grenzwerte in Abhängigkeit von RESI-Biototypgruppen berücksichtigt.

2.2 Festlegung der regionalen Grenzwerte

Da sich die Pflanzenartenvielfalt einzelner Flussauen oftmals deutlich unterscheidet (vgl. Stammel et al. 2017), werden die Bewertungsgrenzen für die fünf Stufen innerhalb der Kriterien für die jeweils zu betrachtende Flussregion anhand eines Referenzgebiets festgelegt. Die hier beschriebene Festlegung ist ein auf einem großen Datensatz basierendes Beispiel, das für andere Regionen überprüft bzw. angepasst werden muss. Die Einstufung der Kriterien für die bayerische Donau erfolgte anhand von 3.729 Biotopen entlang der gesamten bayerischen Donau von Ulm bis Passau. Verwendung fanden alle in der morphologischen Aue erfassten Biotope der bayerischen selektiven Biotopkartierung (Abb. 3). Die bayerische Biotopkartierung (LfU Bayern 2012) ist selektiv aufgebaut und umfasst Flächen sehr unterschiedlicher Flächengröße (150 m² bis 50 ha), die sich teilweise aus Teilflächen zusammensetzen. Die dort verfügbaren Artenlisten basieren nicht

auf Vegetationsaufnahmen, sondern sind eine reine Auflistung der Artvorkommen. Das Erfassungsdatum variiert ebenfalls deutlich um mehrere Jahre.

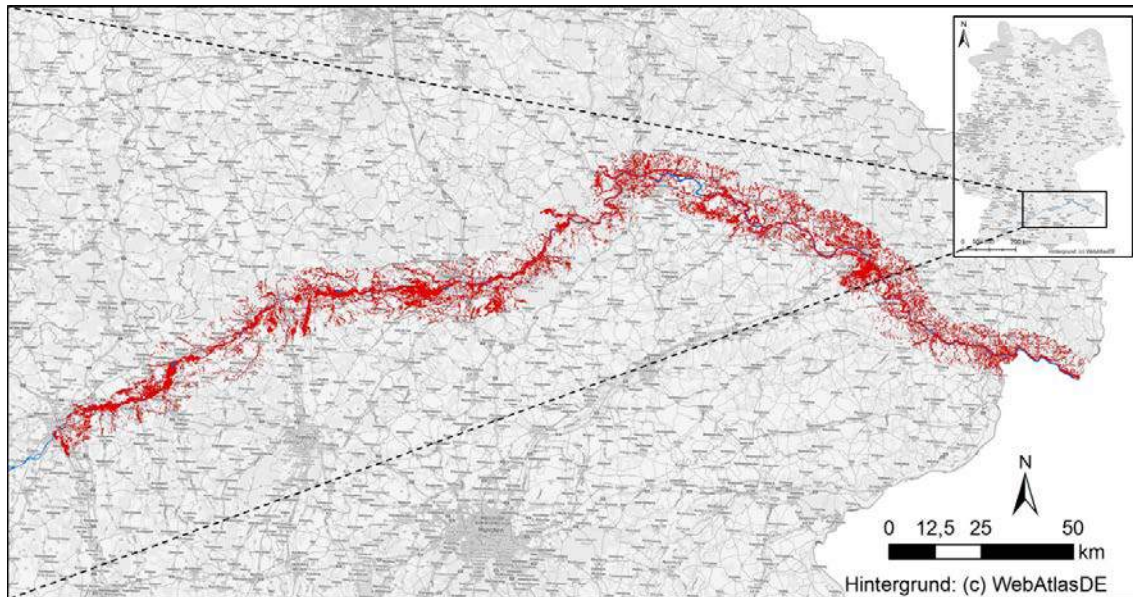


Abb. 3: Lage der Modellregion „Bayerische Donau“ (kleine Deutschlandkarte, rechts oben) und die zur Grenzwertfestlegung herangezogenen 3.729 Biotope (große Karte, rote Flächen) der bayerischen Biotopkartierung (LfU Bayern & LWF 2010).

Die Biotope und Biotopkomplexe der bayerischen Donau wurden nach ihrem größten Flächenanteil den RESI-Biotoptypgruppen Gewässer (10), Grünland (20), Röhricht und Stauden (30, 40), Weichholzaue (61.2) und übrige Gehölze (50, 60 ohne 61.2) zugeordnet (Fischer-Bedtke et al. 2020, Anhang 2 in diesem Buch). Die Grenzwerte wurden dann jeweils für alle 3.729 Biotope zusammen und für alle Biotope einer dieser fünf RESI-Kategorien bestimmt. Es wurde die Anzahl der Arten jedes Kriteriums pro Biotop erfasst. Die Klasseneinteilung erfolgte gleichmäßig über fünf Stufen mit einer gleichen Anzahl an Biotopen pro Stufe. Die Biotope wurden dazu entsprechend dieser Anzahl aufsteigend sortiert, die Grenzwerte für dieses Kriterium wurden dann nach jeweils 20 % der Biotope (bei 1.000 Biotopen der Grenzwert 1 an der 200. Stelle, für 2 an der 400. Stelle etc.) gezogen. So ergeben sich für jedes Kriterium und für jede RESI-Biotoptypgruppe einzelne Werte, die in Tabelle 3 dargestellt sind.

Habitatbereitstellung: floristische Ausstattung (Florix)

Tab. 3: Grenzwerte der Artenzahlen für das Referenzgebiet „Bayerische Donau“ von 1 bis 5 für die fünf Bewertungskriterien Gesamtartenzahl (N), Zeiger autotypische Biotop (AT), Zeiger Hydrodynamik (Hy), Zeiger für geographische Bindung an Auen (Geo) und naturschutzfachlich bedeutsame Arten (Nat); dabei aufgelistet für alle Biotop (alle) und für die definierten fünf RESI-Biotopgruppen (Gewässer, Grünland, Röhricht, Weichholzaue, übrige Gehölze).

Gesamtartenzahl (N)

	alle	Gewässer	Grünland	Röhricht	Weichholzaue	übrige Gehölze
1	0-15	0-13	0-16	0-9	0-18	0-18
2	16-24	14-21	17-28	10-17	19-26	19-28
3	25-36	22-29	29-40	18-27	27-34	29-40
4	37-53	30-44	41-59	28-44	35-52	41-59
5	54-288	45-179	60-209	45-147	53-162	60-288

Zeiger autotypische Biotop (AT)

	alle	Gewässer	Grünland	Röhricht	Weichholzaue	übrige Gehölze
1	0-10	0-11	0-13	0-8	0-12	0-10
2	11-17	12-17	14-20	9-14	13-17	11-16
3	18-24	18-23	21-28	15-21	18-22	17-24
4	25-35	24-34	29-40	22-33	23-35	25-35
5	36-157	35-136	41-127	34-98	36-117	36-157

Zeiger Hydrodynamik (Hy)

	alle	Gewässer	Grünland	Röhricht	Weichholzaue	übrige Gehölze
1	0-4	0-4	0-3	0-4	0-6	0-4
2	5-7	5-7	4-6	5-7	7-9	5-6
3	8-10	8-10	7-9	8-11	10-13	7-10
4	11-16	11-15	10-14	12-17	14-18	11-15
5	17-66	16-57	15-66	18-52	19-61	16-60

Zeiger geographische Bindung (Geo)

	alle	Gewässer	Grünland	Röhricht	Weichholzaue	übrige Gehölze
1	0-7	0-8	0-7	0-5	0-8	0-7
2	8-11	9-13	8-11	6-10	9-13	8-12
3	12-17	14-17	12-18	11-15	14-17	13-18
4	18-27	18-26	19-32	16-24	18-27	19-29
5	28-143	27-123	33-128	25-76	28-106	30-143

Naturschutzfachlich bedeutsam (Nat)

	alle	Gewässer	Grünland	Röhricht	Weichholzaue	übrige Gehölze
1	0	0-1	0	0	0	0
2	1	1-2	1	1	1	1
3	2	3-4	2	2	2	2
4	4	5	5	3-4	3	3-4
5	5-53	6-36	6-53	5-29	4-23	5-31

2.3 Anwendung der regionalen Grenzwerte

Die gemäß Tabelle 3 bestimmten Artenzahl-Grenzwerte werden in der Modellregion „Bayerische Donau“ auf die einzelnen Biotop angewandt. Jedes Biotop bekommt für jedes Bewertungskriterium einen Wert von 1 bis 5 zugewiesen. Zuletzt wird ein Mittelwert aus diesen fünf Kriterien berechnet, der den Florix des Biotops darstellt:

$$Florix = \frac{AT + HY + Nat + Geo + N}{n} \quad \text{Gl. 1}$$

mit AT: Wertstufe „Auentypische Biotop“, Hy: Wertstufe „Hydrodynamik“, Nat: Wertstufe „Naturschutzfachlich bedeutsam“, Geo: Wertstufe „geographische Bindung an Auen“, N: Wertstufe „Gesamtartenzahl“.

Wenn Artdaten zu Biotopen flächenhaft vorliegen, kann in einem letzten Schritt auch eine flächengewichtete Berechnung des Florix auf Segment-Ebene erfolgen. In jedem Fall kann der Florix auf der Einzelbiotop-Ebene des Habitatindex als Bonus und Malus berücksichtigt werden. Dabei werden die in Tabelle 4 gelisteten Werte empfohlen.

Tab. 4: Zuordnung des Florix zu Bonus/Malus-Werten für die Einzelbiotopbewertung im Habitatindex (s. Fischer-Bedtke et al. 2020 in diesem Buch)

Florix Wert	Bonus/Malus für Einzelbiotopbewertung Habitatindex
5	+1
4	+0,5
3	0
2	-0,5
1	-1

Der Florix wurde an der bayerischen Donau in zwei Gebieten getestet und validiert. In der Modellregion für die geplanten Hochwasserschutzmaßnahmen an der Donau von der Iller- bis zur Lechmündung (s. Gelhaus et al. 2020 in diesem Buch) wurden insgesamt über 1.000 Biotop anhand ihrer floristischen Artenzusammensetzung bewertet. Insbesondere die Wälder, die Grünlandhabitate und die Röhrichtbestände wurden zu einem hohen Anteil (> 50 %) gut oder sehr gut (4 oder 5) bewertet, während die Weichholzauenhabitate nur zu 37 % in diesen Klassen bewertet wurden. Als ein zweites Testgebiet wurde die untere bayerische Donau oberhalb von Straubing bis zur Isarmündung gewählt, in dem Biotop sowohl in der gestauten und der ungestauten Aue, als auch in der rezenten Aue und der Altaue miteinander verglichen wurden. Der Florix zeigte hier eine große Sensitivität bezüglich dieser Parameter. Aufgrund der benötigten Artangaben ist es allerdings nicht möglich, den Florix auf zukünftige Szenarien anzuwenden.

3 Literaturverzeichnis

- Bundesamt für Naturschutz (BfN) und Bund-Länder-Arbeitskreis (BLAK) FFH-Monitoring und Berichtspflichten (Hrsg.) (2017): Bewertungsschemata für die Bewertung des Erhaltungsgrades von Arten und Lebensraumtypen als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring. – Teil II: Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie (mit Ausnahme der marinen und Küstenlebensräume). – BfN-Skripten 481, 242 S.
- Burkart, M. (2001): River corridor plants (Stromtalpflanzen) in Central European lowland: a review of a poorly understood plant distribution pattern. – *Global Ecology & Biogeography* 10: 449-468.
- Donath, T. W., Schmiede, R., Harnisch, M., Burmeier, S., Eckstein, R. L., & Otte, A. (2009): Renaturierung von Auenwiesen – Perspektiven für die langfristige Entwicklung. – *Laufener Spezialbeiträge* 2(09): 122-132.
- Dziock, F., Henle, K., Foeckler, F., Follner, K., & Scholz, M. (2006): Biological indicator systems in floodplains – a review. – *International Review of Hydrobiology* 91(4): 271-291.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulißen, D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa, 2. Ausgabe. *Scripta Geobotanica*, 18: 1-258.
- Ewald, J. (2007): Beurteilung von Waldstandorten und Waldgesellschaften mit Zeigerarten-Ökogrammen. – *Tuexenia* 27: 7-18.
- Fischer-Bedtke, C., Rumm, A., Damm, C., Foeckler, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Kasperidus, H., Stammel, B. & Scholz, M. (2020): Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung – Detailansatz für die Aue. In diesem Buch.
- Fischer, C., Damm, C., Foeckler, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Harris, R. M. B., Hoffmann, T. G., Iwanowski, J., Kasperidus, H., Mehl, D., Podschun, S. A., Rumm, A., Stammel, B., & Scholz, M. (2019): The “Habitat Provision” Index for Assessing Floodplain Biodiversity and Restoration Potential as an Ecosystem Service - Method and Application. – *Frontiers in Ecology and Evolution* 7.
- Foeckler, F., Schmidt, H., Heymer, C., Beck, M., Scholz, M., Henle, K. & Rumm, A., (2017): Der Molluskenindex (Mollix) - ein Bewertungsansatz für Flussauen-Ökosysteme: Konzeptentwurf und erste Teilergebnisse. Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2016 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) und der deutschen und österreichischen Sektion der Societas Internationalis Limnologiae (SIL), Universität für Bodenkultur Wien, 26.-30. Sept. 2016. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Hardegsen: 91-96.
- Gelhaus, M., Podschun, S., Albert, C., Becker, A., Chakhvashvili, E., Fischer-Bedtke, C., Fischer, H., Damm, C., Gerstner, L., Hoffmann, T. G., Iwanowski, J., Kasperidus, H. D., Linnemann, K., Mehl, D., Pusch, M., Rayanov, M., Ritz, S., Rumm, A., Sander, A., Scholz, M., Schulz-Zunkel, C., Thiele, J., Venohr, M., von Haaren, C., Wildner, M. & Stammel, B. (2020): Ergebnisse der ÖSL-Quantifizierung und -bewertung für geplante Hochwasserschutzmaßnahmen an der Donau von der Iller bis zur Lechmündung. In diesem Buch.
- Glaeser, J. & Wulf, M. (2009): Effects of water regime and habitat continuity on the plant species composition of floodplain forests. – *Journal of Vegetation Science* 20(1): 37-48.
- Jansen, F. & Dengler, J. (2010): Plant names in vegetation databases – a neglected source of bias. – *Journal of Vegetation Science* 21: 1179–1186.
- Jansen, F., & Dengler, J. (2008): GermanSL - Eine universelle taxonomische Referenzliste für Vegetationsdatenbanken in Deutschland. – *Tuexenia* 28: 239–253.
- LfU Bayern & LWF (Bayerisches Landesamt für Umwelt & bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft) (2010): Handbuch der Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Bayern, 165 S.+ Anhang. Augsburg & Freising-Weihenstephan.

- LfU Bayern (Bayerisches Landesamt für Umwelt) (2012): Kartieranleitung Biotopkartierung Bayern, Teil 1: Arbeitsmethodik (Flachland/Städte), 42 S. + Anhang. Augsburg, http://www.lfu.bayern.de/natur/biotopkartierung_flachland/kartieranleitungen/index.h
- Oberdorfer, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete. 8, überarb. und erg. Aufl., Stuttgart.
- Rohde, S. (2004): River Restoration: Potential and limitations to re-establish riparian landscapes (Doctoral dissertation, ETH Zürich).
- Rumm, A., Scholz, M., Stammel, B., Fischer-Bedtke, C., Damm, C., Gelhaus, M., Gerstner, L. & Foeckler, F. (2020): Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung anhand der Molluskenfauna – Mollix. In diesem Buch.
- Scheuerer, M. & Ahlmer, W. (2003): Rote Liste gefährdeter Gefäßpflanzen Bayerns mit regionalisierter Florenliste. – Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz 165: 1-372.
- Scholz, M., Henle, K., Dziock, F., Stab, S. & Foeckler, F. (Hrsg.) (2009): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. Ulmer Verlag, Stuttgart, 482 S.
- Schneider, E., Scholz, M., Dister, E., Mehl, D., Kurth, A. & Hamer, H. (2017): Biodiversität in Auen. In: Schneider, E., Werling, M., Stammel, B., Januschke, K., Ledesma-Krist, G., Scholz, M., Hering, D., Gelhaus, M., Dister, E. & Egger, G. (Hrsg.): Biodiversität der Flussauen Deutschlands. Bundesamt für Naturschutz, Bonn Bad Godesberg. - Naturschutz und Biologische Vielfalt 163: 41-78.
- Siedentopf, Y.M. (2005): Vegetationsökologie von Stromtalpflanzengesellschaften (Senecionion fluviatilis) an der Elbe. – Braunschweig (Technische Universität Carolo-Wilhelmina, Fachbereich für Biowissenschaften und Psychologie – Dissertation), 296 S.
- Stammel, B., Scholz, M., Ackermann, W. & Horchler, P. (2017): Räumliche Vielfalt der Pflanzenarten in den großen Auen Deutschlands. In Schneider, E., Werling, M., Stammel, B., Januschke, K., Ledesma-Krist, G., Scholz, M., Hering, D., Gelhaus, M., Dister, E. & Egger, G. (Hrsg.): Biodiversität in Flussauen. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 163: 167-180.
- Wulf, M. (1997): Plant species as indicators of ancient woodland in northwestern Germany. – Journal of Vegetation Science 8(5): 635-642.

Habitatbereitstellung: floristische Ausstattung (Florix)

Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung anhand der Molluskenfauna – Mollix

RUMM, A., SCHOLZ, M., STAMMEL, B., FISCHER-BEDTKE, C., DAMM, C., GELHAUS, M., GERSTNER, L. & F. FOECKLER

Inhaltverzeichnis

1	Einführung	194
2	Methodisches Vorgehen	194
2.1	Ermittlung des Habitattyps einer Probestelle	196
2.2	Bewertungskriterien	199
2.1.1	Anteil auenabhängiger Arten (Aue _{PS})	199
2.1.2	Anteil Wechselwasserzeiger (Wechsel _{PS})	199
2.1.3	Anteil habitattypischer Indikatorarten (Ind _{PS})	200
2.1.4	Habitattypische Artenanzahl (AZ _{PS})	201
2.1.5	Anzahl gefährdeter und geschützter Arten (SG _{PS})	201
2.1.6	(Potenziell) Invasive Arten (Inv _{PS})	202
2.3	Bewertung der Molluskenfauna auf Probestellenebene	203
3	Anwendung	204
4	Literaturverzeichnis	205

1 Einführung

Um die Anwendung von faunistischen Daten im Habitatindex des Projektes "River Ecosystem Service Index (RESI)" (wertgebende Merkmale; s. Fischer-Bedtke et al. 2020 in diesem Bericht) zu testen, wurde am Beispiel der Mollusken (Schnecken und Muscheln) der sog. Molluskenindex ("Mollix", nach Foeckler et al. 2017a, verändert) als Teilindikator zur Quantifizierung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung entwickelt. Mollusken haben sich bereits in zahlreichen Projekten als sensitive Indikatorgruppe für Auenlebensräume und deren Veränderungen bewährt (Foeckler 1990, Čejka 2006, Foeckler et al. 2009, 2010, Rumm et al. 2014a, b). Vor allem durch ihre kleinräumigen Habitatansprüche und geringe Mobilität spiegeln sie, im Gegensatz zu mobileren Artengruppen (Vögel, Libellen, etc.), die unmittelbaren Bedingungen ihres Fundortes wider. Der hier vorgestellte Bewertungsansatz lässt sich prinzipiell auch auf andere, zur Indikation in Flussauen geeignete Artengruppen (ÖKON 2005) übertragen bzw. um diese ergänzen. Bewährt hat sich hier insbesondere die Kombination der Indikatorgruppen Mollusken, Laufkäfer (Januschke et al. 2018) und Vegetation (Scholz et al. 2009, Stammel et al. 2020 in diesem Bericht). Auch Makrozoobenthos bzw. ausgewählte Ordnungen daraus (wie z. B. Odonata (Libellen)) haben sich für die Bewertung semiaquatischer/semiterrestrischer Auenlebensräume als aussagekräftig und sensitiv erwiesen (u. a. Foeckler et al. 1994a, b, 1995a, b, Chovanec et al. 2005, Graf & Chovanec 2016, Funk et al. 2017).

Bisher werden faunistische Verfahren zur Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen nur selten angewandt (z. B. Fuchs & Sachteleben 2015), v.a. aufgrund des oftmals nur punktuellen Vorhandenseins aussagekräftiger Erhebungsdaten (lokal begrenzte bzw. habitattypspezifische Aufnahmen). In den RESI-Habitatindex geht der Mollix aufgrund dieser vergleichsweise eingeschränkteren Datenverfügbarkeit nur als zusätzliches Kriterium in Form eines wertgebenden Merkmals ein (s. Fischer-Bedtke et al. 2020 in diesem Bericht). Er kann allerdings als eigenständiger Bewertungsindex, z. B. im Rahmen von Planfeststellungsverfahren, Zustandsbewertungen, Monitoring oder Beweissicherungen genutzt werden. In allen Fällen ist jedoch eine wichtige Voraussetzung für seine Anwendung, dass die Molluskenfauna in dem zu bewertenden Gebiet repräsentativ erfasst wurde, d. h. dort alle für Mollusken relevanten Habitatstrukturen mit vergleichbarer Methodik untersucht wurden und damit ein guter Erfassungsgrad der Artengemeinschaften vorliegt.

2 Methodisches Vorgehen

Bewertungsgrundlage des Mollix sind, im Gegensatz zu anderen Verfahren, die nur das Vorkommen einzelner Arten in einem Gebiet betrachten (z. B. Fuchs & Sachteleben 2015), die Artengemeinschaften der im Untersuchungsgebiet/in einer Region erfassten Probestellen. Zur Ermittlung des Mollix werden insgesamt sechs Bewertungskriterien herangezogen: Anteil auenabhängiger Arten, Anteil Wechselwasserzeiger, Anteil habitattypischer Indikatorarten, habitattypische Artenzahl, Anzahl gefährdeter und geschützter Arten sowie Anteil invasiver Arten (Kap. 2.2.1. bis 2.2.6, Abb. 1). Diese geben Auskunft über die Flussauenspezifität, die naturschutzfachlich-faunistische Bedeutung und die Degradation der an der Probestelle vorgefundenen Molluskenartengemeinschaft (Foeckler et al. 2017a). Die Kriterien werden zunächst einzeln bewertet und dann zu einem Mollix-Wert zusammengeführt, der die Bedeutung des Habitats (der Probestelle) für die Molluskenfauna widerspiegelt.

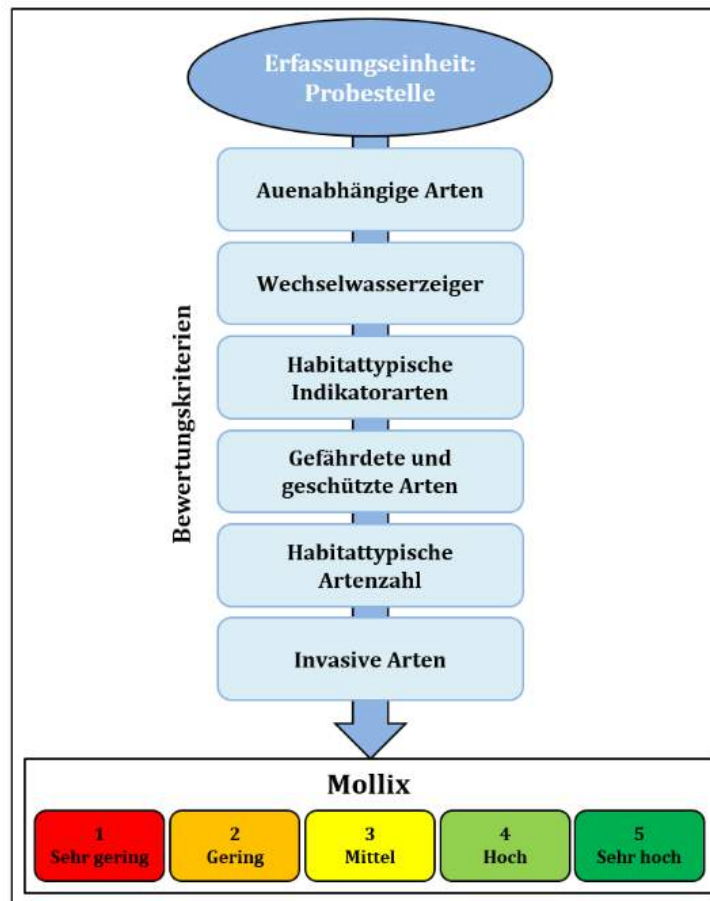


Abb. 1: Schematische Darstellung der Bewertung des Mollix

Die Molluskenfauna verschiedener Flüsse unterscheidet sich oftmals deutlich voneinander (z. B. zwischen Elbe und Donau, Rumm et al. 2014b). Deswegen sollte sich die Festlegung der Bewertungsgrenzen, insbesondere bei den Kriterien "Habitattypische Artenzahlen" sowie "Gefährdete und geschützte Arten", am regionalen Maximum der jeweils betrachteten Flussregion orientieren und muss somit für die Bewertung anderer Flüsse/Flussregionen jeweils angepasst werden. Die Einstufung der Kriterien erfolgte zunächst nur für die bayerische Donau, von der v. a. aus dem unteren Bereich (Pfatter bis Vilshofen) repräsentative Molluskenerhebungen vorliegen (Rumm et al. 2014b). Insgesamt wurden aus diesem Donauabschnitt gut 700 Datensätze verwendet (Foeckler 1990, Foeckler et al. 2010, Arge KÖSS 2011, ÖKON 2011, IVL & ÖKON 2012, ÖKON 2014).

2.1 Ermittlung des Habitattyps einer Probestelle

Zwei der Bewertungskriterien, "Habitattypische Indikatorarten" und "Habitattypische Artenzahlen", sind vom Habitattyp der jeweiligen Probestelle abhängig. Um diese Kriterien fachlich sinnvoll bewerten zu können, muss zunächst der an der Probestelle von der Molluskenfauna indizierte Habitattyp mit Hilfe des sog. "erweiterten Floodplain Index" (erwFI, nach Foeckler et al. 2017a, verändert) ermittelt werden. Dieses Verfahren wurde in Anlehnung an den "Floodplain Index (FI)" von Chovanec et al. (2005) entwickelt, der u. a. dazu eingesetzt wird, anhand der an einer Probestelle vorgefundenen Artenzusammensetzung Auenhabitate entlang eines theoretischen lateralen Konnektivitätsgradienten zu indizieren. Dieser Ansatz wurde bereits für verschiedene Tier-/Artengruppen, z. B. Makrozoobenthos oder aquatische Mollusken, angewandt und ist u. a. bei Chovanec & Waringer (2001), Chovanec et al. (2005), Waringer et al. (2005) oder Funk et al. (2017) detailliert beschrieben. Folglich wird hier nur auf die Anpassungen im Rahmen des erwFI eingegangen.

Für den erwFI wurden neben aquatischen auch terrestrische Auenhabitate mit einbezogen und insgesamt sechs Habitattypen entlang eines idealisierten "Feuchtegradientens" (Permanenz der Wasserführung bei den aquatischen und Überflutungshäufigkeit bzw. Bodenfeuchte bei den terrestrischen Habitaten) definiert (Abb. 2). Abweichend von der ursprünglichen Definition der Habitattypen von Foeckler et al. (2017a; 9 Habitate, unterschieden in die drei Lebensraumgruppen Wasser, Offenland und Wald) wurden die Landhabitate nicht mehr zwischen Offenland und Wald unterschieden, sondern je nach Feuchtegrad zusammengefasst betrachtet.

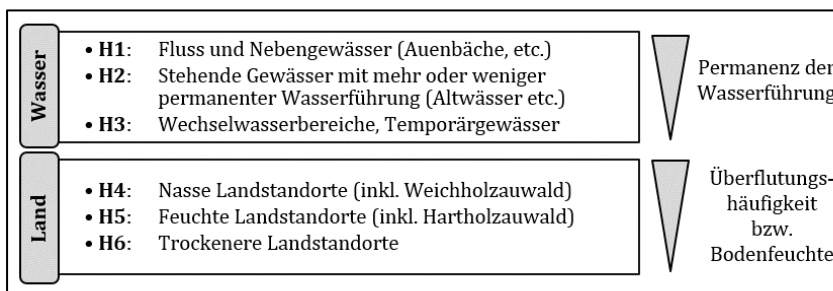


Abb. 2: Die Habitattypen des erweiterten Floodplain Index, angeordnet entlang eines idealisierten "Feuchtegradientens" (Permanenz der Wasserführung bei den aquatischen und Überflutungshäufigkeit bzw. Bodenfeuchte bei den terrestrischen Habitaten) (in Anlehnung an Foeckler et al. 2017a)

Die Ermittlung des Habitattyps erfolgt mit Hilfe artspezifischer Habitatwerte und Indikationsgewichte. Der Habitatwert beschreibt dabei numerisch (1 = H1 bis 6 = H6) die Präferenz einer Art für einen der sechs definierten Habitattypen und wird mit Hilfe von zehn Valenzpunkten, die zwischen den Habitattypen verteilt werden, ermittelt (Foeckler et al. 2017a). Grundlage für die Verteilung der Valenzpunkte stellt die Datenbank von Falkner et al. (2001) für Gehäuseschnecken dar, welche Moorkens & Killeen (2009) um Muscheln ergänzt haben. Dort sind fuzzy-kodierte Informationen zum Vorkommen der Arten in für Mollusken relevanten Makrohabitaten hinterlegt. Diese geben die Affinität/Präferenz einer Art für ein bestimmtes Makrohabitat an (3: hohe Affinität; 2: mittlere Affinität; 1: geringe Affinität; 0: keine Affinität; Falkner et al. 2001). Insgesamt wurden daraus 37 Makrohabitat-kategorien verwendet. Diese wurden den sechs Habitattypen des erwFI bzw. der Kategorie "Sonstige Habitate" zugeordnet (Tab. 1).

Tab. 1: Habitattypen des erweiterten Floodplain Indexes und zugeordnete Makrohabitat-kategorien aus Falkner et al. (2001) und Moorkens & Killeen (2009)

Habitattyp des erwFI [zugehörige Makrohabitat-kategorien aus Falkner et al. (2001) und Moorkens & Killeen (2009)]	
H1	Fluss und Nebengewässer (Auenbäche, etc.) [[62] Running freshwater (gen.)]
H2	Stehende Gewässer mit mehr oder weniger permanenter Wasserführung (Altwässer, etc.) [[611] Lake (gen.); (612) Permanent pool]
H3	Wechselwasserbereiche, Temporärgewässer [[613] Temporary pool]
H4	Nasse Landstandorte (inkl. Weichholzwald) [[132] Alnus swamp; (133) Salix swamp; (141) Softwood; (2322) Unimproved grassland, flooded; (71) Fen (gen.); (72) Reeds/Tall sedges beds (gen.); (73) Water edge (gen.)]
H5	Feuchte Landstandorte (inkl. Hartholzwald) [[112] Humid/mesophilous deciduous forests (gen.); (131) Betula/Pinus swamp; (142) Hardwood; (152) Mixed forest, humid; (21) Tall herb communities; (2321) Unimproved grassland, humid]
H6	Trockenere Landstandorte [[111] Dry/thermophilous (gen.) deciduous forests; (121) Scrub, dry; (122) Scrub, atlantic; (123) Scrub, Ulex thickets; (151) Mixed forest, dry; (161) Coniferous forests (gen.); (22) Thermophilous forest fringes; (231) Dry/semi-arid unimproved grassland (gen.); (24) Heathland; (33) Inland sand dunes]
-	Sonstige Habitate [[31] Coastal beaches (gen.); (32) Coastal dunes (gen.); (41) Cliff and rock (gen.); (42) Scree and old walls (gen.); (51) Ancient hedges; (52) Recent hedges; (63) Spring/flushes (gen.); (81) Estuarine (gen.); (82) Lagoons; (83) Salt marsh (gen.)]

Für die Verteilung der Valenzpunkte auf die sechs definierten Habitattypen wurde anschließend die höchste Affinität der jeweiligen Art aus den dazugehörigen Makrohabitaten übernommen und diese entsprechend auf 10 Valenzpunkte standardisiert. Beispielsweise hat Art x eine hohe Affinität (3) zu den zu H4 und eine mittlere Affinität (2) zu den zu H5 zugehörigen Makrohabitaten. Folglich ergeben sich 6 Valenzpunkte für H4 und 4 Valenzpunkte für H5. Die so verteilten Valenzpunkte werden anschließend gemäß Gleichung 1 zu einem Habitatwert (HV) für die Art verrechnet:

$$HV = \frac{(1 * H1 + 2 * H2 + \dots + 6 * H6)}{10} \quad \text{Gl. 1}$$

Mit Hilfe von Tabelle 2 kann dieser Wert in den von der Art indizierten Habitattyp "übersetzt" werden. Ein Beispiel zur Berechnung ist in Abbildung 3 dargestellt.

Tab. 2: Zuordnung der erweiterten Floodplain Index-Werte (erwFI) zu den Habitattypen

Habitattyp des erwFI		erwFI-Wert
H1	Fluss und Nebengewässer (Auenbäche etc.)	< 1,6
H2	Stehende Gewässer mit mehr oder weniger permanenter Wasserführung (Altwässer etc.)	1,6–<2,6
H3	Wechselwasserbereiche, Temporärgewässer	2,6–<3,6
H4	Nasse Landstandorte (inkl. Weichholzwald)	3,6–<4,6
H5	Feuchte Landstandorte (inkl. Hartholzwald)	4,6–<5,6
H6	Trockenere Landstandorte	≥ 5,6

Habitatbereitstellung: Molluskenfauna (Mollix)

Habitattyp	H1	H2	H3	H4	H5	H6
Valenzpunktverteilung für Art x	0	0	0	6	4	0

1) Ermittlung des Habitatwerts (HV) der Art x:

$$HV = \frac{(1 \times 0 + 2 \times 0 + 3 \times 0 + 4 \times 6 + 5 \times 4 + 6 \times 0)}{10} = 4,4$$

2) Übersetzung des HV in einen Habitattyp gem. Tab. 2
 → Art x indiziert Habitattyp H4

Abb. 3: Beispiel zur Ermittlung des Habitatwerts einer Art x

Nicht alle der erfassten Arten sind in den genannten Datenbanken gelistet, sodass bei einzelnen Arten eine eigene Einstufung basierend auf der gängigen Literatur (Falkner 1990, Jungbluth & von Knorre 2009, Moorkens & Killeen 2009, Boschi 2011, Glöer 2002, 2015, Wiese 2014) vorgenommen wurde.

Ergänzend zum Habitatwert gibt das Indikationsgewicht die "Nischenbreite" der jeweiligen Art (1 = eurytop bis 5 = stenotop) wieder. Abweichend vom FI, bei dem die Einnischung mit Hilfe des Ansatzes von Sládeček (1964) innerhalb der indizierten Habitattypen ermittelt wird, wird das Indikationsgewicht beim erwFI anhand der Anzahl des Vorkommens einer Art innerhalb der 37 Makrohabitat-kategorien festgelegt. Mit dieser anderen Herangehensweise soll verhindert werden, dass Arten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt außerhalb der Auenhabitats haben, zu stark gewichtet werden. Durch die Integration terrestrischer Arten/Habitats ist nicht zwangsläufig gegeben, dass die Art ihren Verbreitungsschwerpunkt innerhalb der sechs Habitattypen bzw. innerhalb von Flussauen allgemein hat, was bei den im FI definierten aquatischen Habitattypen prinzipiell der Fall ist. Orientierend am Vorkommen der Arten in den 37 Makrohabitats wurde folgende Einstufung für das Indikationsgewicht vorgenommen: Vorkommen in 1 oder 2 Makrohabitats: 5; in 3 oder 4 Makrohabitats: 4; in 5 oder 6 Makrohabitats: 3; in 7 oder 8 Makrohabitats: 2; in mehr als 8 Makrohabitats: 1.

Für die Ermittlung des Habitattyps werden die Habitatwerte und Indikationsgewichte aller an einer Probestelle vorgefundenen Arten gemäß Gleichung 2 verrechnet:

$$erwFI = \frac{\sum_{i=1}^n (HV_i \times A_i \times IW_i)}{\sum_{i=1}^n (A_i \times IW_i)} \tag{Gl. 2}$$

mit HV_i : Präferenz der Art i für die Habitats des erwFI, IW_i : Indikationsgewicht der Art i, A_i : $\ln(x+1)$ -transformierte Individuenzahl der Art i an der Probestelle

Es ergeben sich für den erwFI Werte zwischen 1 und 6, die über die in der Tabelle 2 angegebenen Grenzen einem der sechs Habitattypen zugeordnet werden. Für die Berechnung können Präsenz- oder Abundanzdaten verwendet werden. Um die Dominanz der häufigen Arten nicht zu stark zu gewichten und das Indikationspotenzial der seltenen Arten damit zu "überprägen", wird empfohlen $\ln(x+1)$ -transformierte Individuenzahlen einzusetzen. Im Falle der Mollusken führt dies zu einer guten Abbildung des idealisierten "Feuchtegradienten" innerhalb der definierten Habitattypen.

2.2 Bewertungskriterien

2.2.1 Anteil auenabhängiger Arten (Aue_{PS})

Ähnlich wie beim Habitatindex (Fischer-Bedtke et al. 2020 in diesem Buch) wird auch beim Mollix die "Auenbindung" der Arten für die Bewertung der Habitatbereitstellung herangezogen. Dafür wurden die Mollusken analog zu den Biotopen in drei Gruppen unterteilt: auenabhängige Arten (Arten, die ausschließlich bzw. zumindest mit deutlichem Verbreitungsschwerpunkt in Flussauen vorkommen), Arten mit mittlerer Auenbindung (Arten, die regelmäßig und charakteristischerweise in Flüssen und Auen anzutreffen sind, aber auch außerhalb von Flussauen auf ähnlich feuchten Standorten vorkommen können) sowie auenunabhängige Arten (Arten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt außerhalb von Flussauen haben; vgl. Auenbindung für Habitate; Fischer-Bedtke et al. 2020 in diesem Buch). Die Einteilung der Molluskenarten in diese drei Gruppen erfolgte ebenfalls mit Hilfe der Makrohabitate von Falkner et al. (2001) und Moorkens & Killeen (2009). Dabei werden alle Makrohabitate, die den Habitattypen H1 bis H5 des erwFI zugeordnet wurden (Tab. 1), als auentypisch angesehen. Die Makrohabitate, die zum Habitattyp H6 (ausgenommen der Makrohabitate "(33) Inland sand dunes" und "(231) Dry/semi-arid unimproved grassland (gen.)" - hier als auentypisch eingestuft) bzw. der Kategorie "Sonstige Habitate" gehören, gelten als auenuntypisch. Alle Arten, die mit mehr als 66,6 % Affinität in auentypischen Makrohabitaten vorkommen, werden als auentypisch eingestuft. Arten mit Werten größer als 33,3 % bis max. 66,6 % gelten als Arten mit mittlerer Auenbindung und Arten mit max. 33,3 % Affinität zu auentypischen Makrohabitaten werden als auenunabhängige Arten definiert. Hat beispielsweise eine Art eine hohe Affinität (3) für ein auentypisches und jeweils eine geringe Affinität (1) für zwei nicht auentypische Makrohabitate, wird diese Art mit $((3+0+0)/(3+1+1)) \times 100 = 60\%$ Affinität zu auentypischen Makrohabitaten als Art mit mittlerer Auenbindung eingestuft.

Bewertet wird für das Kriterium Aue_{PS} der prozentuale Anteil der auentypischen Arten an der Gesamtartenzahl einer Probestelle (Gleichung 3, Übersetzung in Punkte in Tab. 3):

$$Aue_{PS} = \frac{n_{Aue}}{N_{Art}} \times 100 \quad \text{Gl. 3}$$

mit n_{Aue} : Anzahl auenabhängiger Arten, N_{Art} : Gesamtartenzahl einer Probestelle

Tab. 3: Einstufung des Bewertungskriteriums Aue_{PS}

Aue_{PS} (%)	Punkte
< 20	1
20-< 40	2
40-< 60	3
60-< 80	4
≥ 80	5

2.2.2 Anteil Wechselwasserzeiger ($Wechsel_{PS}$)

Sogenannte Wechselwasserzeiger sind Arten, die Habitate mit sich periodisch ändernden hydrologischen Verhältnissen (zeitweise Überflutung terrestrischer bzw. Trockenfallen aquatischer Lebensräume) tolerieren bzw. auf diese angewiesen sind. Das Vorkommen von Wechselwasserarten kann als Maß für die Intaktheit einer naturnahen Wasserstandsdynamik in Flussauen herangezogen werden (Foeckler et al. 2016). Als Wechselwasserzeiger werden alle Landmolluskenarten definiert, die nach Falkner et al. (2001) eine hohe Überflutungstoleranz haben (mind. 1 in der Kategorie "inundation tolerance-high"), bzw. Wassermolluskenarten, die nach Falkner et al. (2001)

Habitatbereitstellung: Molluskenfauna (Mollix)

mehrere Wochen bis Monate Austrocknung tolerieren (mind. 1 in den Kategorien "survival of dry period-weeks" oder "survival of dry period-months").

Bewertet wird der prozentuale Anteil der Wechselwasserarten an der Gesamtartenzahl einer Probestelle (Gleichung 4, Übersetzung in Punkte in Tab. 4):

$$Wechsel_{PS} = \frac{n_{Wechsel}}{N_{Art}} \times 100 \quad \text{Gl. 4}$$

mit $n_{Wechsel}$: Anzahl Wechselwasserzeiger, N_{Art} = Gesamtartenzahl einer Probestelle

Tab. 4: Einstufung des Bewertungskriteriums Wechsel_{PS}

Wechsel _{PS} (%)	Punkte
<20	1
20 - <40	2
40 - <60	3
60 - <80	4
≥80	5

2.2.3 Anteil habitattypischer Indikatorarten (Ind_{PS})

Die verschiedenen Habitattypen sind in ihrer naturnahen Ausprägung von charakteristischen Molluskengesellschaften besiedelt (u.a. Jungbluth et al. 1986, Foeckler 1990, 2009, Körnig 2009, Čejka & Hamerlik 2009). Die Anzahl der darin für den Habitattyp auftretenden charakteristischen Arten gibt Auskunft über die Intaktheit des Habitats (Foeckler 1990, Foeckler et al. 1991). Da diese Vergesellschaftungen stark von den jeweiligen Bedingungen vor Ort abhängen, wird im Mollix das Vorkommen von habitattypischen Indikatorarten als Proxy für diese habitattypischen Molluskengesellschaften verwendet. Habitattypische Indikatorarten (Ind_{PS}) werden hier als Arten definiert, die mit ihrem Habitatwert den Habitattyp der Probestelle sensitiv (i.S.v. stenök, Indikationsgewicht ≥ 3) indizieren (Kap. 2.1). Da innerhalb intakter Flussauen die verschiedenen Habitats oft-mals eng verzahnt sind, können je nach Habitat auch Arten anderer Habitattypen dort typischerweise auftreten und eine charakteristische Begleitfauna ausbilden. Sofern diese nicht als "Degradationszeiger" zu werten sind (wie z. B. Stillgewässerarten im Fließgewässer), werden diese ebenfalls zur Bewertung mit herangezogen.

Bewertet wird der prozentuale Anteil der Indikatorarten des jeweiligen Habitattyps und der dafür charakteristischen Begleitfauna an der Gesamtartenzahl einer Probestelle (Gleichung 5, Übersetzung in Punkte in Tab. 5). Dabei werden für H1 nur Indikatorarten von H1, für H2 auch Indikatorarten von H3, für H3 und H4 Indikatorarten von H3, H4 und H5, für H5 auch Indikatorarten von H4 und H6 sowie für H6 auch Indikatorarten von H5 bewertet:

$$Ind_{PS} = \frac{n_{Ind}}{N_{Art}} \times 100 \quad \text{Gl. 5}$$

mit n_{Ind} : Anzahl habitattypischer Indikatorarten, N_{Art} = Gesamtartenzahl einer Probestelle

Tab. 5: Einstufung des Bewertungskriteriums Ind_{PS}

Ind_{PS}	Punkte
< 20	1
20-< 40	2
40-< 60	3
60-< 80	4
≥ 80	5

2.2.4 Habitattypische Artenanzahl (AZ_{PS})

Die Anzahl der in einem Habitat angetroffenen Arten kann als Maß für die Degradation (i.S.v. Verarmung der Molluskenfauna) einer Probestelle herangezogen werden, z. B. durch Schadstoffbelastung, Überdüngung oder aufgrund von Versauerung (u. a. Jungbluth et al. 1986, Körnig 2009, Strätz 2011). Da die Artenzahlen zwischen den verschiedenen Habitattypen stark variieren können (u. a. Foeckler 1990, Jurkiewicz-Karnkowska 2011), wird bei der Bewertung zwischen den Habitattypen differenziert (Tab. 6). Dafür wird der mit Hilfe des erwFI ermittelte Habitattyp herangezogen (Kap. 2.1). Auch unterscheiden sich die Artenzahlen zwischen den Flussregionen (Rumm et al. 2014b), sodass die Bewertung zudem regionspezifisch erfolgen sollte. Die in Tabelle 6 dargestellten Grenzen wurden anhand der im Datensatz zur bayerischen Donau maximal im jeweiligen Habitattyp vorkommenden Artenzahlen ermittelt. Die Grenzen der fünf Klassen wurden dazwischen gleichmäßig verteilt.

Tab. 6: Einstufung des Bewertungskriteriums AZ_{PS} (regionspezifisch, hier für die bayerische Donau) (in Klammern die Anzahl der Probestellen mit diesem Habitattyp im vorhandenen Datensatz der bayerischen Donau, die als Referenz herangezogen wurden; *nicht verifiziert, da nur 1 Probestelle, Grenzen analog zu H5)

H1 (49)	H2 (341)	H3 (189)	H4 (77)	H5 (75)	H6* (1)	Punkte
< 6	< 9	< 10	< 8	< 6	< 6	1
6 - 11	9 - 17	10 - 19	8 - 15	6 - 11	6 - 11	2
12 - 17	18 - 26	20 - 29	16 - 23	12 - 17	12 - 17	3
18 - 23	27 - 35	30 - 39	24 - 31	18 - 23	18 - 23	4
≥ 24	≥ 36	≥ 40	≥ 32	≥ 24	≥ 24	5

2.2.5 Anzahl gefährdeter und geschützter Arten (SG_{PS})

Bewertet wird die Anzahl an Arten, die gefährdet bzw. gesetzlich geschützt sind, also Arten, die auf der Roten Liste (RL) des jeweiligen Bundeslandes bzw. Deutschlands stehen und/oder im Anhang II bzw. IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) gelistet sind.

Die Bewertung sollte an die jeweilige Region und Fragestellung (z. B. Verwenden der RL des jeweiligen Bundeslands) angepasst werden. Vorkommen von Arten der RL-Kategorie 0 („ausgestorben oder verschollen“), 1 („vom Aussterben bedroht“), R („extrem seltene Arten und Arten mit geographischer Restriktion“) und/oder von Arten der FFH-Anhänge II und IV ergeben die höchste Punktzahl (5 Punkte). Beim Vorkommen von Arten der RL-Kategorie 2 („stark gefährdet“) werden – je nach Anzahl – 4 oder 5 Punkte, beim Vorkommen von Arten der RL-Kategorie 3 („gefährdet“) 2, 3 oder 4 Punkte sowie beim Vorkommen von Arten der Vorwarnliste und/oder der RL-Kategorie G („Gefährdung anzunehmen, aber Status unbekannt“) 1, 2 oder 3 Punkte vergeben (Tab. 7). Die für die Bewertungsstufen (ausgenommen der 5 Punkte-Kategorie) notwendige Mindestzahl an Arten der RL-Kategorien 2, 3, V und/oder G wird anhand der in der Region durchschnittlich

Habitatbereitstellung: Molluskenfauna (Mollix)

vorkommenden Arten der jeweiligen Kategorie bestimmt. Überdurchschnittlich viele Arten der jeweiligen RL-Kategorie ergeben die höhere, unterdurchschnittlich viele die niedrigere Bewertung. An der bayerischen Donau kommen z. B. durchschnittlich an einer Probestelle zwei Arten der RL-Kategorie 3 vor, dies führt zur Vergabe von 3 Punkte. Kommen mehr als zwei Arten vor, werden 4 Punkte, bei weniger als zwei Arten 2 Punkte vergeben (Tab. 7).

Besonders gewichtet wird zudem das Vorkommen von mehreren Arten der RL-Kategorien 0, 1, R und/oder von mehreren Arten der FFH-Anhänge II und IV. Dies führt zur Vergabe von Bonuspunkten - für jede weitere Art dieser Klassen ergibt sich ein Bonus von +1 Punkt.

Tab. 7: Ermittlung des Bewertungskriteriums SG_{PS} (regionsspezifisch, hier für die bayerische Donau) (RL0: „ausgestorben oder verschollen“, RL1: „vom Aussterben bedroht“, RL2: „stark gefährdet“, RL3: „gefährdet“, RLV: „Art der Vorwarnliste“, RLG: „Gefährdung anzunehmen, aber Status unbekannt“, RLR: „extrem seltene Arten und Arten mit geographischer Restriktion“, II: Art des FFH-Anhang II, IV: Art des FFH-Anhang IV)

SG _{PS}	Punkte
Keine bzw. < 3 x RLV, RLG	1
3 x RLV, RLG oder 1 x RL3	2
≥ 4 x RLV, RLG oder 2 x RL3	3
1 x RL2 oder ≥ 3 x RL3	4
≥ 1 x II/IV oder ≥ 1 x RL0 oder ≥ 1 x RL1 oder ≥ 1 x RLR oder ≥ 2 x RL2	5
Für jede weitere II/IV, RL0, RL1 und RLR	Bonus: +1

2.2.6 (Potenziell) Invasive Arten (Inv_{PS})

Aus dem aquatischen Bereich (Makrozoobenthos) ist bekannt, dass das Auftreten von Neozoen durch anthropogene Veränderungen begünstigt wird (Schöll et al. 2016). Insbesondere konkurrenzstarke, invasive Arten beeinflussen durch ihre schnelle Ausbreitung und massenhaftes Auftreten die vorhandene Fauna negativ, z.B. Verdrängung heimischer Arten (z.B. von *Arion rufus* durch *A. lusitanicus*, Strätz 2011), Veränderung der Nahrungsverfügbarkeit, des Nahrungsnetzes und der Sedimentbeschaffenheit (z. B. durch *Dreissena bugensis*, Martens et al. 2007, oder *Corbicula fluminea*, Abb. 4). Somit kann auch der Anteil an (potenziell) invasiven Arten an einer Probestelle als Maß für die Degradation eines Habitats herangezogen werden. Die Einstufung der Arten als invasiv (u. a. *Corbicula fluminalis*, *C. fluminea*, *Dreissena bugensis*, *D. polymorpha*) bzw. potenziell invasiv (z. B. *Potamopyrgus antipodarum*, *Sinanodonta woodiana*) folgt Rabitsch & Nehring (2017).



Abb. 4: Massive Dominanz der Grobgerippten Körbchenmuschel (*Corbicula fluminea*) (Foto: A. Rumm)

Bewertet wird der prozentuale Individuenanteil dieser Arten an der Gesamtindividuenzahl einer Probestelle (Gleichung 6, Übersetzung in Punkte in Tab. 8):

$$Inv_{PS} = \frac{n_{IndiInv}}{N_{Indi}} \times 100 \quad \text{Gl. 6}$$

mit $n_{IndiInv}$: Anzahl der Individuen invasiver Arten, N_{Indi} : Gesamtindividuenzahl einer Probestelle

Tab. 8: Einstufung des Bewertungskriteriums Inv_{PS}

Inv_{PS} (%)	Punkte
≥ 80	1
60-< 80	2
40-< 60	3
20-< 40	4
< 20	5

2.3 Bewertung der Molluskenfauna auf Probestellenebene

Die sechs Kriterien werden zunächst einzeln mit Hilfe eines Punktesystems bewertet, maximal können je Kriterium fünf Punkte (ausgenommen dem Kriterium "Geschützte und gefährdete Arten" SG_{PS}) erreicht werden (s. Kap. 2.1.1 bis 2.1.6). Die Punkte der einzelnen Kriterien werden anschließend zum Mollix (Gleichung 7) aufsummiert und in eine der fünf RESI-Bewertungsklassen überführt (Tab. 9).

$$Mollix = Aue_{PS} + Wechsel_{PS} + Ind_{PS} + SG_{PS} + AZ_{PS} + Inv_{PS} \quad \text{Gl. 7}$$

mit Aue_{PS} : Punktezahl für den Anteil auentypischer Arten, $Wechsel_{PS}$: Punktezahl für den Anteil an Wechselwasserzeiger, Ind_{Pkt} : Punktezahl für den Anteil an habitattypischen Indikatorarten, SG_{PS} : Punktezahl für die Anzahl an geschützten und gefährdeten Arten, AZ_{PS} : Punktezahl für eine habitattypische Artenanzahl, Inv_{PS} : Punktezahl für den Individuenanteil (potenziell) invasiver Arten.

Die Einbindung des Mollix in den Habitatindex hängt stark vom Umfang und der Qualität der vorhandenen Daten ab. Ist beispielsweise die Molluskenfauna aller in der zu bewertenden Region vorhandenen Biotoptypen repräsentativ erfasst worden, so ist denkbar, den Mollix ähnlich wie den Florix auf Einzelbiotop-Ebene des Habitatindex als Bonus und Malus zu berücksichtigen (Stammel et al. 2020, in diesem Bericht, s. dort Tab. 4).

Tab. 9: Einstufung der Probestellen anhand des Mollix-Wertes in die 5-stufige RESI-Bewertungsskala

Mollix Wert	Bedeutung für die Molluskenfauna
< 11	1 (sehr geringe)
11-< 16	2 (geringe)
16-< 21	3 (mittlere)
21-< 26	4 (hohe)
≥ 26	5 (sehr hohe)

Oftmals liegen allerdings nur punktuelle Erhebungen vor. Dann sollte der Mollix als eigenständiger Index verwendet werden, z. B. um die Bedeutung eines Flussauenabschnitts für die Molluskenfauna oder auch die Entwicklung nach Eingriffen und Renaturierungen darzustellen. Dafür

Habitatbereitstellung: Molluskenfauna (Mollix)

kann im Anschluss an die Bewertung auf Probestellenebene noch der Mittelwert der Mollix-Klassen der einzelnen Probestellen, z. B. innerhalb eines Auensegments, gebildet (Gleichung 8) und wiederum in eine der fünf RESI-Bewertungsklassen überführt werden (Tab. 10). Aber auch hier ist eine Aggregation auf einen größeren Abschnitt nur aussagekräftig, wenn die Molluskenfauna in allen relevanten Habitatstrukturen repräsentativ erhoben wurde.

$$Mollix = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n Mollix_i \quad \text{Gl. 8}$$

Tab. 10: Einstufung von Auensegmenten/Regionen anhand der Molluskenfauna in die 5-stufige RESI-Bewertungsskala

Mollix Wert	Bedeutung für die Molluskenfauna
< 1,5	1 (sehr geringe)
1,5-< 2,5	2 (geringe)
2,5-< 3,5	3 (mittlere)
3,5-< 4,5	4 (hohe)
≥ 4,5	5 (sehr hohe)

3 Anwendung

Der Mollix wurde an der unteren Bayerischen Donau, im Saalemündungsgebiet sowie an der Mittelelbe getestet und validiert. Insgesamt wurden damit gut 1800 Molluskendatensätze bewertet. Dabei hat sich der Mollix als sensitiv gegenüber degradierten Flussauenabschnitten (z. B. durch Einstau/Staustufen) und Veränderungen im Rahmen einer Deichrückverlegung gezeigt. Die Bewertung der Molluskenfauna anhand des Mollix bestätigt die Ergebnisse detaillierter Auswertungen der Artenzusammensetzung der Molluskenfauna und/oder deren Merkmale/Eigenschaften (Traits) dort. Diese haben gezeigt, dass deutliche Unterschiede in der Artenzusammensetzung gestauter und ungestauter Flussauenabschnitte bestehen (Foeckler et al. 2017b), und, dass sich die Artenzusammensetzung im Rückdeichungsgebiet nach den ersten dort auftretenden Überflutungen zu einer autotypischeren Molluskenfauna verändert hat (Rumm et al. 2016, 2018).

4 Literaturverzeichnis

- Arge KÖSS (Arbeitsgemeinschaft KÖSS (Kagerer, ÖKON, Schlemmer, Seifert)) (2011): Donauausbau Regensburg - Straubing, Stauhaltung Straubing. Ökologische Erfolgskontrolle, Teil Mollusken. Im Auftrag der Bundesrepublik Deutschland (Bundeswasserstraßenverwaltung), vertreten durch die Rhein-Main-Donau AG, diese vertreten durch die RMD Wasserstraßen GmbH, München.
- Boschi, C. (2011): Die Schneckenfauna der Schweiz. Ein umfassendes Bild- und Bestimmungsbuch. – Bern/ Stuttgart/ Wien (Haupt Verlag).
- Čejka, T. & Hamerlik, L. (2009): Land snails as indicators of soil humidity in Danubian woodland (SW Slovakia). – *Polish Journal of Ecology* 57(4): 741-747.
- Čejka, T., (2006): Use of terrestrial molluscs for bioindication of the impact of the Gabčíkovo hydraulic structures (the Danube river, Slovakia). *Malakologický bulletin*: 1-6.
- Chovanec, A. & Waringer, J. (2001): Ecological integrity of river–floodplain systems—assessment by dragonfly surveys (Insecta: Odonata). *Regulated Rivers: – Research & Management* 17(4-5): 493-507.
- Chovanec, A., Waringer, J., Straif, M., Graf, W., Reckendorfer, W., Waringer-Löschenkohl, A., Waidbacher, H. & Schultz, H. (2005): The Floodplain Index – a new approach for assessing the ecological status of river/floodplain-systems according to the EU Water Framework Directive. *Archiv. Hydrobiol. Suppl.* – 155: 169-185.
- Falkner, G. (1990): Vorschlag für eine Neufassung der Roten Liste der in Bayern vorkommenden Mollusken (Weichtiere). *Schriftenreihe Bayer.* – Landesamt für Umweltschutz 97: 61-112.
- Falkner, G., Castella, E., Obrdlík, P. & Speight, M.C.D. (2001): *Shelled Gastropoda of Western Europe*. München (Verlag der Friedrich-Held-Gesellschaft).
- Fischer-Bedtke, C., Rumm, A., Damm, C., Foeckler, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Kasperidus, H., Stammel, B. & Scholz, M. (2020): Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung –Detailansatz für die Aue. In diesem Buch.
- Foeckler, F. (1990): Charakterisierung und Bewertung von Augewässern des Donauraums Straubing durch Wassermolluskengesellschaften. Beiheft 7 zu den Berichten der ANL, Laufen/Salzach, 154 S.
- Foeckler F., Diepolder U. & Deichner O. (1991): Water mollusc communities and bioindication of lower Salzach floodplain waters. *Regulated Rivers: – Research and Management*. 6 (4): 301–312.
- 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., Kretschmer, W., Deichner, O. & Schmidt, H. (1994b): Les communautés de macroinvertébrés dans les chenaux abandonnés par une rivière en cours d'incision, la basse Salzach (Bavière, Allemagne) – *Revue Géographie de Lyon*. 69 (1):31-40.
- Foeckler, F., Orendt, C. & Burmeister, E.G. (1995a): Biozöologische Typisierung von Augewässern des Donauraums Straubing anhand von Makroinvertebratengemeinschaften. – *Arch. Hydrobiol., Supplement* 101, *Large Rivers* 9 (3/4), Stuttgart: 229-308.
- Foeckler, F., Kretschmer, W., Deichner, O. & Schmidt, H. (1995b): Die Rolle aquatischer Makroinvertebraten in den Altwässern der Salzach-Aue. – *Münchener Beiträge zur Abwasser, Fischerei- und Flussbiologie* 48: 120-196.
- Foeckler, F., Deichner, O., Schmidt, H. & Castella, E. (2009): Weichtiergemeinschaften als Indikatoren für Wiesen- und Rinnenstandorte der Elbauen. – In: Scholz et al. (Hrsg.): *Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue*. – Stuttgart (Ulmer Verlag), 1. Auflage: 203–243.

Habitatbereitstellung: Molluskenfauna (Mollix)

- Foeckler, F., Schmidt, H. & Herrmann, T. (2010): Ökologische Untersuchungen im Isarmündungsgebiet. Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): – BfN-Skript 276: 159 S. + Anhang.
- Foeckler, F., Stammel, B., Schmidt, H. & Rumm, A. (2016): Lebensräume der Flussauen: Wechselwasserzonen - "Kampfzonen" zwischen Land und Wasser. – Auenmagazin 10: 31-37.
- Foeckler, F., Schmidt, H., Heymer, C., Beck, M., Scholz, M., Henle, K. & Rumm, A., (2017): Der Molluskenindex (Mollix) - ein Bewertungsansatz für Flussauen-Ökosysteme: Konzeptentwurf und erste Teilergebnisse. Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2016 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) und der deutschen und österreichischen Sektion der Societas Internationalis Limnologiae (SIL), Universität für Bodenkultur Wien, 26.-30. Sept. 2016. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Hardegsen: 91-96.
- Foeckler, F., Schmidt, H., Scholz, M., Deichner, O., Kobialka, H., Meindorfer, K., Henrichfreise, A. & Rumm, A. (2017b): Die Untere Saale - die Biodiversität ungestauter und gestauter Abschnitte. – In: Schneider, E., Werling, M., Stammel, B., Januschke, K., Ledesma-Krist, G., Scholz, M., Hering, D., Gelhaus, M., Dister, E. & Egger, G. (Hrsg.): Biodiversität in Flussauen. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 163: 167-180.
- Fuchs, D. & Sachteleben, J. (2015): Biodiversität - Fauna. – In: Tiemeyer, B., Bechtold, M., Belting, S., Freibauer, A., Förster, C., Schubert, E., Dettmann, U., Fuchs, D., Frank, S., Gelbrecht, J., Jeuther, B., Laggner, A., Rosinski, E., Leiber-Sauheitl, K., Sachteleben, J., Zak, D. & Drösler, M. (Hrsg.): Instrumente und Indikatoren zur Bewertung von Biodiversität und Ökosystemleistungen von Mooren, Braunschweig. Abschlussbericht.
- Funk, A., Trauner, D., Reckendorfer, W. & Hein, T. (2017): The Benthic Invertebrates Floodplain Index – Extending the assessment approach. – Ecological Indicators 79: 303-309.
- Glöer, P. (2002): Die Süßwassermollusken Nord- und Mitteleuropas. – Hackenheim, 2. Auflage, 262 S.
- Glöer, P. (2015): Süßwassermollusken. – Hrsg.: Deutscher Jungending für Naturbeobachtung, Hamburg, 14. Auflage, 135 S.
- Graf, W. & Chovanec, A. (2016): Entwicklung eines WRRRL-konformen Bewertungssystems für Auen großer Flüsse auf Basis des Makrozoobenthos unter besonderer Berücksichtigung der Donau. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.), Wien.
- IVL & ÖKON ((Institut für Vegetationskunde und Landschaftsökologie & Gesellschaft für Landschaftsökologie, Gewässerbiologie & Umweltplanung mbH) (2012): Erhebung Mollusken. Donauausbau Straubing - Vilshofen. EU-Studie. Ökologische Datengrundlagen. Los 06: Mollusken. Im Auftrag der Bundesrepublik Deutschland (Bundeswasserstraßenverwaltung), vertreten durch die Rhein-Main-Donau AG, diese vertreten durch die RMD Wasserstraßen GmbH, München. Die Studie wurde von der Bundesrepublik Deutschland, dem Land Bayern und der Europäischen Union finanziert.
- Januschke, K., Jachertz, H. & Hering, D. (2018): Machbarkeitsstudie zur biozönotischen Auenzustandsbewertung. – BfN-Skripten 484, 87 S.
- Jungbluth J.H., Falkner, G. & Schmalz K.V. (1986): Kartierung der Mollusken (Weichtiere). – In: OAG (Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Ostbayern): Ökologische Grundlagenermittlung Stauhaltung Straubing. Unveröffentlichtes Gutachten, im Auftrag der Rhein-Main-Donau AG, München, 593 S. (inkl. Karten, ASK-Blätter).
- Jungbluth, H. & von Knorre, D. (2009): Rote Liste der Binnenmollusken [Schnecken Gastropoda) und Muscheln (Bivalvia)] in Deutschland. 6. revidierte und erweiterte Fassung 2009. – Mitteilungen der Deutschen Malakozoologischen Gesellschaft 81: 3-25.
- Jurkiewicz-Karnkowska, E. (2011): Effects of habitat conditions on the diversity and abundance of molluscs in floodplain water bodies of different permanence of flooding. – Polish Journal of Ecology 59(1): 165-178.

- Körnig S. (2009): Die Mollusken des Naturschutzgebietes Steckby-Lödderitzer Forst. – Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt, Sonderheft 46: 159-168.
- Martens, A. Grabow, K. & Schoolmann, G. (2007): Die Quagga-Muschel *Dreissena rostriformis bugensis* (Andrusov, 1897) am Oberrhein (Bivalvia: Dreissenidae). – *Lauterbornia* 61: 145-152.
- Moorkens, E. A. & Killeen, I. J. (2009): Database of association with habitat and environmental variables for non-shelled slugs and bivalves of Britain and Ireland. Irish Wildlife Manuals, No. 41. National Parks and Wildlife Service, Department of the Environment, Heritage and Local Government, Dublin.
- ÖKON (2005): Faunistische Betrachtung zu Bewertungsverfahren der Fluss- und Stromauen Deutschlands. Im Auftrag des BfN. Unveröffentlichtes Manuskript.
- ÖKON (2011): Ergänzende vegetationskundliche und faunistische Untersuchungen im Rahmen der Planung des Flutpolders Oberauer Schleife. Im Auftrag des Wasserwirtschaftsamtes Deggendorf (© Wasserwirtschaftsamt Deggendorf, www.wwa-deggendorf.bayern.de). Unveröffentlichtes Gutachten.
- ÖKON (2014): Vorlandmanagement Donau, Umsetzungsabschnitt III – Isarmündung bis Staatshausen, Kartierung von Land- und Wassermollusken. Im Auftrag des Wasserwirtschaftsamtes Deggendorf (© Wasserwirtschaftsamt Deggendorf, www.wwa-deggendorf.bayern.de). Unveröffentlichtes Gutachten.
- Rabitsch, W. & Nehring S. (2017): Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wild lebende gebietsfremde aquatische Pilze, Niedere Pflanzen und Wirbellose Tiere. – BfN-Skripten 458, 222 S.
- Rumm, A., Röder, U., Wiesner, A., Deichner, O., Schmidt, H., Adler, M., Berger, C. & Foeckler, F. (2014a): Monitoring von Land- und Wassermollusken im Zuge der Maßnahmen des Vorlandmanagements Donau, Umsetzungsabschnitt III – Isarmündung bis Staatshaufen. – *Auenmagazin* 7: 43-48.
- Rumm, A., Scholz, M., Bushart, M. & Foeckler, F. (2014b): Mollusken als Bioindikatoren in Auenlebensräumen am Beispiel der Elbe und Donau. – *Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal* 11: 28-34.
- 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., Dziock, F., Ilg, C., Scholz, M., Harris, R. M. & Gerisch, M. (2018). Shifts in mollusc traits following floodplain reconnection: Testing the response of functional diversity components. – *Freshwater biology* 63(6): 505-517.
- Schöll, F., Haybach, A. & Eggers, T.O. (2016): Aquatische Neozoen (Makrozoobenthos) in Fließgewässern Deutschlands. – In: *Handbuch Angewandte Limnologie: Grundlagen - Gewässerbelastung - Restaurierung - Aquatische Ökotoxikologie - Bewertung - Gewässerschutz*: 1-24.
- Scholz, M., Dziock, F., K. Henle, Stab, S. & Foeckler, F. (Hrsg.) (2009): Entwicklung von Indikationssystemen am Beispiel der Elbaue. – Ulmer Verlag, Stuttgart, 482 S. und 1 CD-ROM.
- Sládeček, V. (1964): Zur Ermittlung des Indikations-Gewichtes in der biologischen Gewässeruntersuchung. – *Arch. Hydrobiol.* 60: 241-243.
- Stammel, B., Damm, C., Fischer-Bedtke, C., Francis, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Horchler, P. Rumm, A. & Scholz, M. (2020): Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung anhand der floristischen Ausstattung – Florix. In diesem Buch.
- Strätz, C. (2011): Fachberichte Zoologie - Botanik, Mollusken im Rahmen der Erstellung des Pflege- und Entwicklungsplan für das Naturschutzgroßprojekt "Das Schwäbische Donautal - Auwaldverbund von nationaler Bedeutung". Unveröffentlichtes Gutachten für die Kling Consult Planungs- und Ingenieurgesellschaft für Bauwesen mbH, Baugrundinstitut nach Din 1054, Kulmbach, im Auftrag des Donautal-Aktiv e.V., Dillingen.

Habitatbereitstellung: Molluskenfauna (Mollix)

Waringer, J., Chovanec, A., Straif, M., Graf, W., Reckendorfer, W., Waringer-Löschenkohl, A., Waidbacher, H. & Schultz, H. (2005): The Floodplain Index – habitat values and indication weights for molluscs, dragonflies, caddiesflies, amphibians and fish from Austrian Danube floodplain waterbodies. – *Lauterbornia* 52: 177-186.

Wiese, V. (2014): Die Landschnecken Deutschlands. Finden – Erkennen – Bestimmen. – Wiebelsheim (Quelle & Meyer Verlag GmbH &Co.), 352 S.

Regelwerk für Maßnahmen in den Modellgebieten für den Habitatindex

DAMM, C., GERSTNER, L., FISCHER-BEDTKE, C., FOCKLER, F., GELHAUS, M., RUMM, A., STAMMEL, B. & M. SCHOLZ

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	210
2	Maßnahmen/Szenario.....	210
2.1	Deichrückverlegungen.....	210
2.2	Gesteuerte Polder	210
2.3	Gesteuerte Polder mit Anpassungsflutungen	211
2.4	Aufgabe von Sommerdeichen	211
2.5	Uferentsicherungen	211
2.6	Anbindung/Aufweitung bestehender Nebenrinnen	211
3	Literaturverzeichnis.....	212

1 Einleitung

Im River Ecosystem Service Projekt (RESI) werden Veränderungen von Ökosystemleistungen (ÖSL) von historischen Zuständen oder prognostizierten/konstruierten Szenarien mit aktuellen Zuständen (Status quo) verglichen. Wichtige Elemente dabei sind Handlungsoptionen (i.S.v. Maßnahmen oder Bezugszuständen), die für die einzelnen Modellregionen nach Praxisrelevanz ausgewählt wurden und bereits umgesetzte, geplante oder skizzierte Vorhaben darstellen. Für bereits umgesetzte Maßnahmen können verschiedene Zeitschnitte verglichen werden, sofern die benötigten Daten vor und nach der Umsetzung vorhanden sind. Für die geplanten oder skizzierten Vorhaben müssen dagegen Annahmen getroffen werden, wie sich Biotope und abiotische Bedingungen verändern werden.

Im Folgenden werden die Regeln für die Berechnung des Habitatindex (Scholz et al. 2020, Fischer-Bedtke et al. 2020 in diesem Buch) für diese Handlungsoptionen aufgezeigt. Dabei werden die Regeln für die 1-km Fluss-Auen-Segmente der bundesweiten Auenkulisse bzw. deren Auen-Kompartimente (rezente Aue, Altaue) angewandt.

2 Maßnahmen/Szenario

2.1 Deichrückverlegungen

In den Deichrückverlegungsszenarien wird die Landnutzung vereinfacht leitbildorientiert verändert. Für das Rückdeichungsgebiet erfolgt eine Aufwertung v.a. durch die Redynamisierung des Wasserhaushaltes, welche durch eine Umwandlung nicht auentypischer Biotope in auentypische in die Bewertung eingeht. Für die zur rezente Aue hinzukommenden Räume wird zusätzlich eine Flächenverteilung entsprechend der folgenden Regeln angewendet. Bezugsraum ist jeweils das Auen-Kompartiment (rezente Aue und Altaue) im Fluss-Auen-Segment:

1. Die Ackerflächen der (ehemaligen) Altaue werden zu je einem Drittel in Wald, Grünland und Feuchtgebiet umgewandelt.
2. Sollten in einem Kompartiment weniger als 5 % Wasserflächen liegen, dann werden 10 % der ehemaligen Ackerfläche zu Gewässerfläche.
3. Wenn Grünland mehr als 50 % der Kompartimentfläche einnimmt, dann wird ein Drittel der Grünlandfläche wie Ackerfläche behandelt (also im oben genannten Schlüssel aufgeteilt).

Der Status der Rückdeichungsflächen sowie die Aufstandsfläche des alten Deiches ändert sich bei einer Rückdeichung von "Altaue" zu "rezente Aue". Der neue, zurückverlegte Deich wird der Altaue hinzugerechnet und als Grünland bewertet.

2.2 Gesteuerte Polder

Analog zu den Deichrückverlegungen wird bei gesteuerten Poldern zwischen der Deichaufstandsfläche des neuen (i.S.d. rückverlegten) Polderdeiches, der des flussseitigen Altdeiches und der eigentlichen Polderfläche unterschieden. Aufgrund der i.d.R. nur seltenen Flutungsereignisse, die für eine auenspezifische Anpassung der Lebensgemeinschaften im Polder nicht häufig genug auftreten, wird der Polderraum weiterhin als Altaue gewertet. Im Unterschied zur meist dahinterliegenden Altaue außerhalb des Polders werden die Lebensgemeinschaften innerhalb des Polders im Retentionsfall einer katastrophalen Überstauung ausgesetzt, die eine Abwertung (-0,25) der Habitatqualität zur Folge hat (s. Fischer-Bedtke et al. 2020 in diesem Buch). Eine Umwandlung von Acker in überflutungstolerantere Lebensräume findet bei der Umsetzung von Polderplanungen oft nicht statt und ist demnach bisher auch nicht vorgesehen. Dies könnte aber sehr einfach entsprechend berücksichtigt werden.

2.3 Gesteuerte Polder mit Anpassungsflutungen

Durch die Realisierung von Anpassungsflutungen als Minimierungsmaßnahme in Poldern, die oft als ökologische Flutungen bezeichnet werden, kann im Idealfall eine Anpassung der Lebensgemeinschaften an episodische Überflutungen erreicht werden. Diese zusätzliche Qualität bewirkt eine Aufwertung der betroffenen Altauenbereiche (Bonus), wenn die Jährlichkeit der Anpassungsflutungen und ihre Flächenausbreitung bekannt ist (s. Tab. 1). Die noch nicht auentypischen Landnutzungstypen in häufig gefluteten Bereichen (0–5-jährlich) werden in auentypische Biotoptypen umgewandelt.

Tab. 1: Wert des Bonus je nach Häufigkeit der Anpassungsflutung

Häufigkeit der Anpassungsflutung	Bonus
≥ 5-jährlich	+0,75
5-20-jährlich	+0,5
20-50-jährlich	+0,25

2.4 Aufgabe von Sommerdeichen

In den Szenarien werden die nicht auentypischen Biotope im ehemals von Sommerdeichen geschützten Raum durch auentypische Biotope ersetzt.

Gegebenenfalls vorhandene Ackerflächen in den von Sommerdeichen geschützten Bereichen der rezenten Aue werden im Szenario entsprechend dem in Kap. 2.1 dargestellten Schlüssel 1:1:1 in Wald, Grünland und Feuchtgebiet umgewandelt.

Sommerdeiche stellen eine Beeinträchtigung des auentypischen Überflutungsregimes dar. Das beeinträchtigte Überflutungsregime hinter diesen Deichen wird im Status quo nicht mit Abschlägen für den Habitatindex bewertet, sondern wie eine ungeschützte rezente Aue behandelt.

Eine alternative Berechnungsmöglichkeit könnte im Status quo das beeinträchtigte Überflutungsregime der Sommerpolder berücksichtigen:

Die Beseitigung oder weitgehende Öffnung des Sommerdeiches im Szenario wertet durch Herstellung rezenter Auenverhältnisse den ehemals geschützten Bereich auf. Diese Methode wurde jedoch nicht weiter verfolgt, weil bereits die o.g. Biotoptypenanpassung eine hinreichende Differenzierung der Szenarien erlaubte.

2.5 Uferentsicherungen

In Gewässerabschnitten mit Uferentsicherungen wird ein landseitiger Puffer entlang der Uferlinie gelegt, der die beeinflusste und damit ökologisch verbesserte Fläche widerspiegelt. Die Breite des Puffers orientiert sich an der Größe der Gewässer. So wurden bei einer Uferentsicherung am Rhein 20 m angenommen, eine Uferentsicherung an einem Seitengewässer der Donau wurde mit 10 m Wirkraumbreite veranschlagt. Für diese Räume wird eine Anpassung der Lebensgemeinschaften angenommen und entsprechend auentypische Werte (Biotopwert = 5, Auenbindung = 5, Feuchtestufe = 5) festgelegt.

2.6 Anbindung/Aufweitung bestehender Nebenrinnen

Bestehende Nebenrinnen werden entsprechend der erwarteten Zieldimensionen flächenhaft in der Biotopkarte des Zielzustandes abgegrenzt und mit auentypischen Werten versehen (Biotopwert = 5, Auenbindung = 5, Feuchtestufe = 5). Gleiches gilt auch für neu angelegte Rinnen.

3 Literaturverzeichnis

Fischer-Bedtke, C., Rumm, A., Damm, C., Foeckler, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Kasperidus, H., Stammel, B. & Scholz, M. (2020): Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung – Detailansatz für die Aue. In diesem Buch.

Scholz, M., Fischer-Bedtke, C., Rumm, A., Damm, C., Foeckler, F., Gelhaus, M., Gerstner, L. , Kasperidus, H., Stammel, B. & Henle, K. (2020): Analyse und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung“ – bundesweiter Ansatz für die Aue. In diesem Buch.

Erfassung und Bewertung kultureller Ökosystemleistungen von Flusslandschaften

THIELE, J., ALBERT, C. & C. VON HAAREN

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	214
1.1	Anlass und Zielsetzung.....	214
1.2	Grundlagen: Definition, Klassen und Bewertungsrahmen kultureller Ökosystemleistungen für den RESI.....	215
2	Ansatz zur Erfassung und Bewertung von kulturellen Ökosystemleistungen: KÖSL ^{MAP}	219
2.1	Methodisches Vorgehen bei der Bewertung eines Indikators.....	219
2.2	Übertragung in die RESI-Bewertungsskala und den RESI-Bewertungsraum.....	221
2.3	Indikatoren zur Erfassung und Bewertung der Bereitstellung kultureller Ökosystemleistungen.....	222
2.3.1	Landschaftsbild: Indikator und Daten.....	222
2.3.2	Natur- und Kulturerbe: Indikator und Daten.....	223
2.3.3	Unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft: Indikator und Daten.....	225
2.3.4	Möglichkeiten für wasserbezogene Aktivitäten durch Merkmale der Flusslandschaft: Indikator und Daten.....	229
2.4	Erfassung und Bewertung der Erholungsinfrastruktur als menschlicher Beitrag kultureller Ökosystemleistungen.....	238
2.4.1	Bundesweite Berechnung.....	238
2.4.2	Erweiterungsmöglichkeiten für eine regionale Quantifizierung der Erholungsinfrastruktur.....	240
2.5	Erfassung und Bewertung der Nutzung kultureller Ökosystemleistungen mit dem KÖSL ^{MAP} -Verfahren.....	243
3	Zusammenfassung.....	245
4	Literaturverzeichnis.....	246

1 Einleitung

1.1 Anlass und Zielsetzung

Fließgewässer und Auen sind Austragungsort zahlreicher kultureller Praktiken, die einen nicht materiellen Nutzen für das menschliche Wohlergehen haben (Rodrigues 2015, Maltby & Acreman 2011, Aylward et al. 2005). So bieten sie Möglichkeiten für vielfältige Aktivitäten im Freien (Melstrom et al. 2015) und sind beliebte Ziele für den Tourismus und die Naherholung (Rayanov et al. 2018). Im Vergleich zur restlichen Landschaft von Deutschland weisen rezente Auen und Fließgewässer ein höherwertiges Landschaftsbild auf (Thiele et al. 2019). Sie sind dadurch besonders wertvoll für die Bereitstellung der kulturellen Ökosystemleistung (ÖSL) Landschaftsbild (Hermes et al. 2018). Flusslandschaften dienen darüber hinaus als Inspirationsquelle; sie sind Orte der Bildung (Rodrigues 2015) und Orte der Ausübung religiöser Feste (Lokgariwar et al. 2013). Wantzen et al. (2016) haben für die soziokulturelle Interaktion zwischen Menschen und Flusslandschaften den Begriff „River Culture“ eingeführt, dem sie einen universalen Charakter zuschreiben.

Die Bereitstellung kultureller ÖSL ist durch den Ausbau der Flusslandschaften zu Transportwegen, landwirtschaftlichen Produktionsflächen und Siedlungsflächen beeinträchtigt (Tockner et al. 2010, Vörösmarty et al. 2010, Tockner & Stanford 2002). Das zweite Ziel der von der Europäischen Kommission 2011 verabschiedeten Biodiversitätsstrategie sieht die Wiederherstellung von mind. 15 % der beschädigten Ökosysteme bis 2020 vor (Europäische Kommission 2011). Der bestehenden Überbeanspruchung von Ökosystemen kann durch die Anwendung des ÖSL-Konzeptes entgegengewirkt werden, da das Konzept eine nachhaltige Landnutzung und die Berücksichtigung von ÖSL in Entscheidungsprozessen zum Ziel hat (Grunewald & Bastian 2013). Renaturierungsmaßnahmen wirken positiv auf die Bereitstellung kultureller ÖSL, wie z. B. auf das Landschaftsbild (Tunstall et al. 2000, Vermaat et al. 2016, Seidl & Stauffacher 2013, Schindler et al. 2014). Die Erfassung und Bewertung kultureller ÖSL von Flusslandschaften könnte die Umsetzung von Renaturierungsprojekten z. B. im Sinne der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) oder der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) unterstützen, indem die Bewertung kultureller ÖSL als Kommunikationsinstrument von Entscheidungsträgern eingesetzt wird (Vollmer et al. 2015, Vlachopoulou et al. 2014, Thiele et al. 2019).

Bestehende Instrumente und Richtlinien mit Bezug zu Flusslandschaften, wie beispielsweise die WRRL, fokussieren auf die Ermittlung und Überwachung des biologischen und chemischen Zustands. Die Erfassung und Bewertung kultureller ÖSL wurden hingegen nicht integriert. Ebenso werden in aktuellen Studien zu ÖSL-Bewertungen von Flusslandschaften Versorgungs- und Regulationsleistungen häufiger quantifiziert als kulturelle ÖSL (Hanna et al. 2018). Als Begründung für diese Forschungslücke werden häufig fehlende Datengrundlagen sowie unterschiedliche Definitionen und Betrachtungsweisen kultureller ÖSL zwischen Fachdisziplinen gesehen (Ambrose-Oji & Pagella 2012, Vidal-Abarca Gutiérrez & Suárez Alonso 2013, Paracchini et al. 2014, Cooper et al. 2016, Rabe et al. 2018).

Dieser Beitrag konzentriert sich vor diesem Hintergrund auf die Erfassung und Bewertung kultureller ÖSL von Flusslandschaften, um deren Bewertung in den praxisnahen River Ecosystem Service Index (RESI) zu integrieren. Ziel ist eine räumliche Bewertung kultureller ÖSL mit einem transparenten und in der Praxis reproduzierbaren Verfahren. Dazu wurde ein bundesweiter Bewertungsansatz erarbeitet, der einen deutschlandweiten Vergleich der Bereitstellung kultureller ÖSL von Flusslandschaften ermöglicht und der durch den Einbezug von lokalen räumlichen Daten erweitert werden kann. Der Begriff Flusslandschaften wird synonym zum Terminus morphologische Aue verwendet.

1.2 Grundlagen: Definition, Klassen und Bewertungsrahmen kultureller Ökosystemleistungen für den RESI

Kulturelle ÖSL werden als Beiträge der Ökosysteme zu den immateriellen Vorteilen (MEA 2005a) definiert, die sich aus einer Umwelt-Mensch-Beziehung entwickeln oder durch sie ermöglicht werden (Chan et al. 2012). Sie entstehen aus einer passiven oder aktiven Interaktion mit den Ökosystemen. Die Auseinandersetzungen basieren auf der soziokulturellen Prägung der interagierenden Person und erfordern zumeist einen menschlichen Beitrag (wie z. B. eine Erholungsinfrastruktur) zur tatsächlichen Inanspruchnahme der kulturellen ÖSL (Burkhard et al. 2014, von Haaren et al. 2014). Dieser Definition liegt zum einen die häufig zitierte Definition des Millennium Ecosystem Assessment (MEA 2005a) zugrunde, wonach kulturelle ÖSL als „nonmaterial benefits people obtain from ecosystems through spiritual enrichment, cognitive development, reflection, recreation, and aesthetic experiences“ definiert werden (MEA 2005a). Zum anderen wird der konzeptionelle Ansatz von Fish et al. (2016) berücksichtigt, der kulturelle ÖSL relational betrachtet sowie lineare Konstruktionen ablehnt. Konkret werden kulturelle ÖSL als „[...] *the contributions ecosystems make to human well-being in terms of the identities they help frame, the experiences they help enable and the capabilities they help equip*“ beschrieben (Fish et al. 2016: 212).

Um kulturelle ÖSL praxistauglich erfassen und bewerten zu können, ist eine geeignete Klassifikation für den Bezugsraum der morphologischen Auen nötig. Zur Bildung dieser Klassen wurden die Klassifikationen des MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (MEA 2005b), der TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity)-Bericht für Wasser und Feuchtgebiete (Russi et al. 2012) sowie CICES (The Common International Classification of Ecosystem Services) V 4.3 und V 5.1 miteinander verglichen (CICES 2013, 2018) (Tab. 1). Zusammen mit der Sichtung und Auswertung spezifischer Publikationen zu ÖSL von Flusslandschaften (Bark et al. 2015, Clerici et al. 2014, Egoh et al. 2012, Grizzetti et al. 2015, Zander & Straton 2010, Rabe et al. 2018, Rodrigues 2015, Vermaat et al. 2016, Kerr & Swaffield 2012) wurden daraus die folgenden vier kulturellen Ökosystemleistungs-(KÖSL-)Klassen für den RESI erstellt:

- Landschaftsbild
- Natur- und Kulturerbe
- Möglichkeiten für nicht-wasserbezogene Aktivitäten durch Merkmale der Flusslandschaft (abgekürzt unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft)
- Möglichkeiten für wasserbezogene Aktivitäten durch Merkmale der Flusslandschaft

Die kulturelle ÖSL Landschaftsbild kann als Schlüsselklasse kultureller ÖSL betrachtet werden, da das Landschaftsbild einen Einfluss auf andere kulturelle ÖSL ausübt (Hermes et al. 2018, Thiele et al. 2019). Die kulturelle ÖSL Landschaftsbild ist sowohl in den Klassifikationen von CICES, TEEB und MA (Tab. 1) enthalten als auch in weiteren KÖSL-Klassifikationen mit aquatischem und terrestrischem Bezug (Grizzetti et al. 2015, Maes et al. 2014, De Groot et al. 2010). Als weitere Klasse wurde Natur- und Kulturerbe berücksichtigt, da Flusslandschaften aufgrund ihrer bevorzugten Nutzung als Siedlungsraum von kulturellen Praktiken geformt und geprägt sind. Aus diesen Landschaften entsteht durch die Interaktion mit beispielsweise historischen Monumenten oder das Ausüben alter handwerklicher Praktiken, die einen Bezug zur landschaftlichen Ausstattung haben, ein Nutzen für das menschliche Wohlergehen. Dieser Nutzen muss nicht materieller Natur sein. Hierzu zählen beispielsweise auch das Erlernen von Wissen, die Inspiration oder eine spirituelle Bereicherung. Da die historischen Monumente auf das Landschaftsbild wirken und das Landschaftsbild andere kulturelle ÖSL-Klassen beeinflusst, ist die Klasse Natur- und Kulturerbe als Ergänzung zur Bewertung des Landschaftsbildes einzuordnen. Die bewerteten historischen Elemente charakterisieren nämlich ebenso die Eigenart einer Landschaft und diese ist wiederum

Kulturelle Ökosystemleistungen

ein Subindikator für die Bewertung des Landschaftsbildes (Hermes et al. 2018). In Anlehnung an die Definition von Tengberg et al. (2012), die materielles und immaterielles Erbe umfasst, ist die kulturelle ÖSL Natur- und Kulturerbe definiert als die Gesamtheit aller materiellen Objekte sowie die gedankliche und kulturelle Reflexion materieller Naturgüter durch den Menschen und lebendige kulturelle Ausdrucksformen, die nicht fassbar sind. Die Klasse wurde sowohl in den KÖSL-Klassifikationen von Liquete et al. (2013) und Maes et al. (2014) gelistet als auch in CICES V 4.3 und V 5.1 (CICES 2013, 2018) (Tab. 1).

Tab. 1: Vergleich von Klassifikationen kultureller ÖSL nach dem Vorgehen von Hirons et al. (2016), ausgehend von CICES V 4.3 (Haines-Young & Potschin 2013) und in Bezug auf das Millennium Ecosystem Assessment (2005b) sowie auf Russi et al. (2012).

Bereich	Gruppe	Klasse
Physische und intellektuelle Interaktion mit der Biota, mit Ökosystemen und mit Land-/Meereslandschaften	Physische und experimentelle Interaktion	Nutzung von Pflanzen, Tieren und Land- / Meereslandschaften in verschiedenen ökologischen Umgebungen (im Sinne von „erfahren“)
		Physische Nutzung von Land- und Meereslandschaften in verschiedenen Umgebungen
	Intellektuelle und repräsentative Interaktion ^e	Wissenschaft
		Bildung ^d
		Natur- und Kulturerbe ^f
		Unterhaltung
Spirituelle oder symbolische Interaktion mit der Biota, mit Ökosystemen und Land-/Meereslandschaften	Spirituell und/oder symbolisch ^c	Symbolik
		Heilig und/oder religiös
	Andere kulturelle ÖSL	Existenz
		Vermächtnis
a) Millennium Ecosystem Assessment (2005b): Erholung, Russi et al. (2012): Ökotourismus und Erholung b) Millennium Ecosystem Assessment (2005b): Landschaftsbild c) Millennium Ecosystem Assessment (2005b): spirituelle und inspirierende Bedeutung, Russi et al. (2012): Kulturelle Werte und inspirierende Dienstleistungen d) Millennium Ecosystem Assessment (2005b): Bildung e) Russi et al. (2012): Kulturelle Werte und inspirierende Dienstleistungen, z. B. Bildung, Kunst und Forschung f) Russi et al. (2012): Landschafts- und Ausstattungswert		

CICES V 4.3 und V 5.1 (Haines-Young & Potschin 2013, 2018) führen die Gruppe „physische und experimentelle Interaktion“ (Tab. 1). Sie ist im TEEB-Bericht für Wasser und Feuchtgebiete (Russi et al. 2012) unter der KÖSL-Klasse „Ökotourismus und Erholung“ und im MEA (2005b) unter der Bezeichnung „Erholung“ wiederzufinden. Aus dieser CICES-Gruppe, die zwei Klassen beinhaltet, wurden für die Erfassung und Bewertung von kulturellen ÖSL im RESI zwei Klassen abgeleitet¹. Die Klasse unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft ist definiert als die Möglichkeit der Nutzung einer Flusslandschaft zu Erholungszwecken durch Aktivitäten im Freien (Radfahren, Spazierengehen). Da sich die KÖSL-Klasse unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft auf

¹ Abgeleitet von vor allem den CICES-Klassen „Characteristics of living systems that that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through active or immersive interactions“ und „Characteristics of living systems that enable activities promoting health, recuperation or enjoyment through passive or observational interactions“ (Haines-Young & Potschin 2018).

Aktivitäten im Freien bezieht, die theoretisch auch in Landschaften ohne Fließgewässer ausgeübt werden könnten, wurde die weitere KÖSL-Klasse „Möglichkeiten für wasserbezogene Aktivitäten“ durch Merkmale der Flusslandschaft von der CICES-Gruppe „physische und experimentelle Interaktion“ abgeleitet (Tab. 1). Sie beschreibt spezifische Nutzungen der Flusslandschaft (Freizeitanlagen, Baden, nicht motorisiertes und motorisiertes Bootfahren) zum Zweck der Erholung, der Stressreduktion sowie der physischen und psychischen Gesundheit. Merkmale der Flusslandschaft erlauben so die Förderung der Gesundheit und Erholung durch aktive und umfassende Interaktion (Haines-Young & Potschin 2018).

Die CICES-KÖSL-Klassen „Wissenschaft“ und „Bildung“ sind bei einer räumlichen Bewertung der Bereitstellung (Haaren et al. 2014, Albert et al. 2016) kultureller ÖSL schwer zu erfassen und abzugrenzen. Jedoch können sie bei der Bewertung der Nachfrage im Sinne des konzeptionellen Bewertungsrahmens nach Haaren et al. (2014) durch eine Befragung quantifiziert werden (siehe beispielsweise Plieninger et al. 2013). Der zweite CICES-Bereich „spirituelle und symbolische Interaktion“ (Haines-Young & Potschin 2013) wurde nicht in die Klassifikation des RESI integriert, da diese Klassen nicht über bestehende Datensätze räumlich abgegrenzt werden können.

Um die vier aufgestellten kulturellen ÖSL erfassen und bewerten zu können, bedarf es eines in der Praxis einsetzbaren Bewertungsrahmens. Aufbauend auf dem praxisorientierten ÖSL-Bewertungsmodell (Haaren et al. 2014) und dem konzeptionellen Rahmen für kulturelle ÖSL von Fish et al. (2016) wurde für die Bewertung kultureller ÖSL im RESI eine Differenzierung nach Angebot und Nachfrage (Burkhard et al. 2014, Kandziora et al. 2013) bzw. bereitgestellten und genutzten ÖSL (Haaren et al. 2014) vorgenommen. Bereitgestellte kulturelle ÖSL sind Beiträge der Flusslandschaften, die potenziell vom Menschen heute oder zukünftig genutzt werden könnten (Haaren et al. 2014, Bastian et al. 2012). Sie werden durch die terrestrischen und aquatischen biophysikalischen Strukturen und Prozesse von Flusslandschaften ermöglicht (Abb. 1). Menschliche Beiträge, wie beispielsweise die Erholungsinfrastruktur, gestatten eine tatsächliche Nutzung der Bereitstellung (Burkhard et al. 2014). Die Nachfrage kann unterschieden werden in eine tatsächliche, direkte Inanspruchnahme (z. B. Kanufahren, Erleben der Landschaft) und ein gewünschtes Niveau der Leistung, das von gesellschaftlichen Werten abhängt (z. B. Erleben von „Naturnähe“). Dieses wird zumeist in Normen ausgedrückt, wobei das gewünschte Niveau die direkte Nutzung überschreiten kann (Abb. 1). Der Kasten „gewünschtes Niveau“ ist deswegen größer als der Kasten der direkten Inanspruchnahme (Schröter et al. 2014, Wolff et al. 2015). Die Nachfrage nach kulturellen ÖSL steht dabei in einer komplexen Verbindung mit indirekten Treibern (Hauck et al. 2015), wie beispielsweise dem demographischen Wandel, Verhaltensnormen oder technischen Innovationen (Villamagna et al. 2013) und individuellen Bedürfnissen potenziell Begünstigter (Schröter et al. 2014). Da sowohl die Bewertung von Ökosystemen als auch die Sichtweise auf Ökosysteme von aktuellen Leitbildern und gesellschaftlichen Normen geprägt wird, wurde in dem Bewertungsrahmen die soziokulturelle und ökonomische Dimension aufgenommen, die u. a. auf Entscheidungen wirkt. Die soziokulturelle und ökonomische Dimension unterliegt einem ständigen gesellschaftlichen Wandel. Dadurch verändern sich auch die Einstellungen, die Präferenzen und die daraus resultierenden Handlungen gegenüber Ökosystemen.

In den RESI wurde der konzeptionelle Bewertungsbereich der Bereitstellung kultureller ÖSL integriert (Abb. 1), da bei beispielsweise den regulierenden ÖSL Aspekte der Bereitstellung und Nachfrage nicht unmittelbar voneinander zu trennen sind. Aus diesem Grund wurde innerhalb des RESI auch für kulturelle ÖSL von einer räumlichen Bewertung der Erholungsinfrastruktur und der Nachfrage abgesehen. Auf eine Berechnung eines Komplexindikators, der das Angebot, den menschlichen Beitrag und die Nachfrage berücksichtigt, wurde verzichtet, da gerade die Unterschiede in den Ergebnissen je Raumeinheit zwischen den Bewertungsbereichen (Bereitstellung,

Kulturelle Ökosystemleistungen

menschlicher Beitrag, Nachfrage) relevant für Entscheidungsträger sein können. Für die Unterstützung von Entscheidungsträgern kann die Information, dass beispielsweise eine Flusslandschaft eine hohe Bereitstellung für die kulturelle ÖSL unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft vorweist, aber nur eine geringe Bewertung des menschlichen Beitrags und der Nachfrage, von Relevanz sein.

Aufbauend auf der vorgestellten Definition für kulturelle ÖSL, den vier identifizierten KÖSL-Klassen und dem Bewertungsrahmen wird im folgenden Kapitel die Methode der Bewertung vorgestellt.

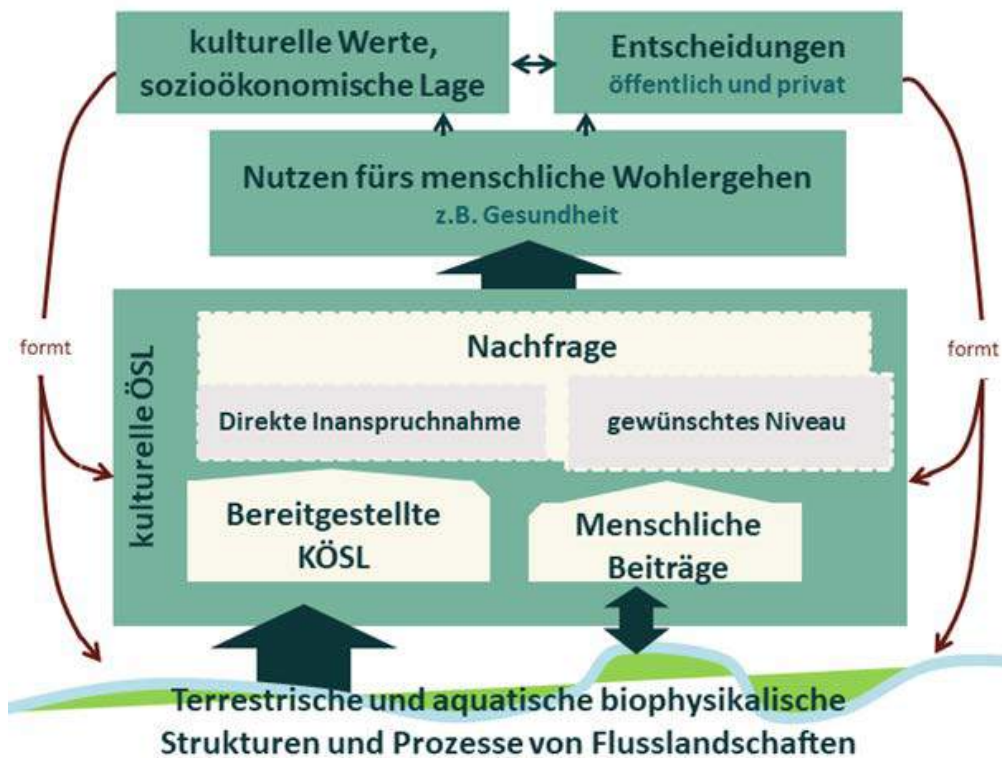


Abb. 1: Praxistauglicher Bewertungsrahmen für kulturelle ÖSL.

2 Ansatz zur Erfassung und Bewertung von kulturellen Ökosystemleistungen: KÖSL^{MAP}

In dem ÖSL-Bewertungsdiskurs wurden diverse Kartier-Verfahren (engl. Mapping) entwickelt, die von expertenbasierten Ansätzen (Burkhard et al. 2012) über partizipative GIS-Methoden (z. B. public participation geographic information system) in Form eines Bottom-up-Ansatzes (Brown et al. 2012, Brown & Kyttä 2014) bis hin zum Einsatz von automatisierten Werkzeugen (z. B. Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs (InVEST)) reichen. Indikatorbasierte Ansätze, die räumliche Daten als Basis nutzen (z. B. Schirpke et al. 2018, Peña et al. 2015, Paracchini et al. 2014, Kienast et al. 2012, Casado-Arzuaga et al. 2014), sind weitere verbreitete Kartier-Verfahren, die sich vor allem durch ihre Transparenz und Reproduzierbarkeit auszeichnen. Daten von Plattformen wie „Flickr“ und „Instagram“ wurden ebenfalls in räumliche Bewertungsansätze kultureller ÖSL integriert (Wood et al. 2013, Yoshimura & Hiura 2017, Gliozzo et al. 2016).

Die Bereitstellung kultureller ÖSL werden mit einem indikatorbasierten Kartier-Verfahren erfasst und bewertet (Thiele et al. 2020), das als KÖSL^{MAP}-Verfahren benannt wurde. KÖSL^{MAP} identifiziert räumlich abgrenzbare Gebiete, die eine besonders hohe oder geringe Bereitstellung von beispielsweise der kulturellen ÖSL Landschaftsbild vorweisen (Hermes et al. 2018). Die Bewertungsmethode basiert auf räumlichen Daten und der Verwendung eines Geographischen Informationssystem (GIS). Eine räumliche Erfassung und Bewertung kultureller ÖSL ermöglicht dadurch eine verständliche und schnelle Kommunikation der Ergebnisse in Form von Karten (Robinson & Petchenik 1975, Crampton 2001, Dransch et al. 2010). Die Quantifizierung der Bereitstellung mit KÖSL^{MAP} bietet zudem die Möglichkeit, Trade-offs zwischen ÖSL statistisch zu analysieren und beispielsweise mit Spinnendiagrammen zu visualisieren (Howe et al. 2014).

Im Folgenden wird das grundlegende Vorgehen bei der Erfassung und Bewertung eines Indikators vorgestellt, um darauf aufbauend den Übertrag der Bereitstellungsbewertung kultureller ÖSL in den RESI darzustellen. Die Berechnung der einzelnen Indikatoren wird in einem weiteren Abschnitt detailliert behandelt. Hier werden auch Indikatoren für die Erfassung und Bewertung der Erholungsinfrastruktur und der Nutzung vorgestellt, die bislang nicht in den RESI integriert wurden.

2.1 Methodisches Vorgehen bei der Bewertung eines Indikators

Ein Indikator bildet sich aus einer Kombination verschiedener Subindikatoren (Abb. 2). Für die Entwicklung geeigneter Indikatoren und deren Subindikatoren wurden zunächst aktuelle indikatorbasierte Ansätze gesichtet (z. B. Schirpke et al. 2018, Peña et al. 2015, Paracchini et al. 2014, Kienast et al. 2012, Casado-Arzuaga et al. 2014). Im Anschluss an die Literaturrecherche erfolgte die Auswahl der potenziellen Subindikatoren anhand der Datenverfügbarkeit in Deutschland. Es wurde verifiziert, ob die in der Literatur identifizierten potenziellen Subindikatoren bundesweit mit verfügbaren räumlichen Daten bewertet werden könnten. Diejenigen Subindikatoren, die sich aufgrund der Datenverfügbarkeit für eine bundesweite Bewertung der Bereitstellung kultureller ÖSL eignen, wurden in einem bundesweiten Indikator je kultureller ÖSL aufgenommen. Die bundesweit anwendbaren und räumlich vergleichbaren Indikatoren können durch das Einbeziehen weiterer Subindikatoren ergänzt werden, die räumliche Daten von regionalen Behörden als Bewertungsgrundlage benötigen (Abb. 2). Für die Bewertung ist ein GIS erforderlich.

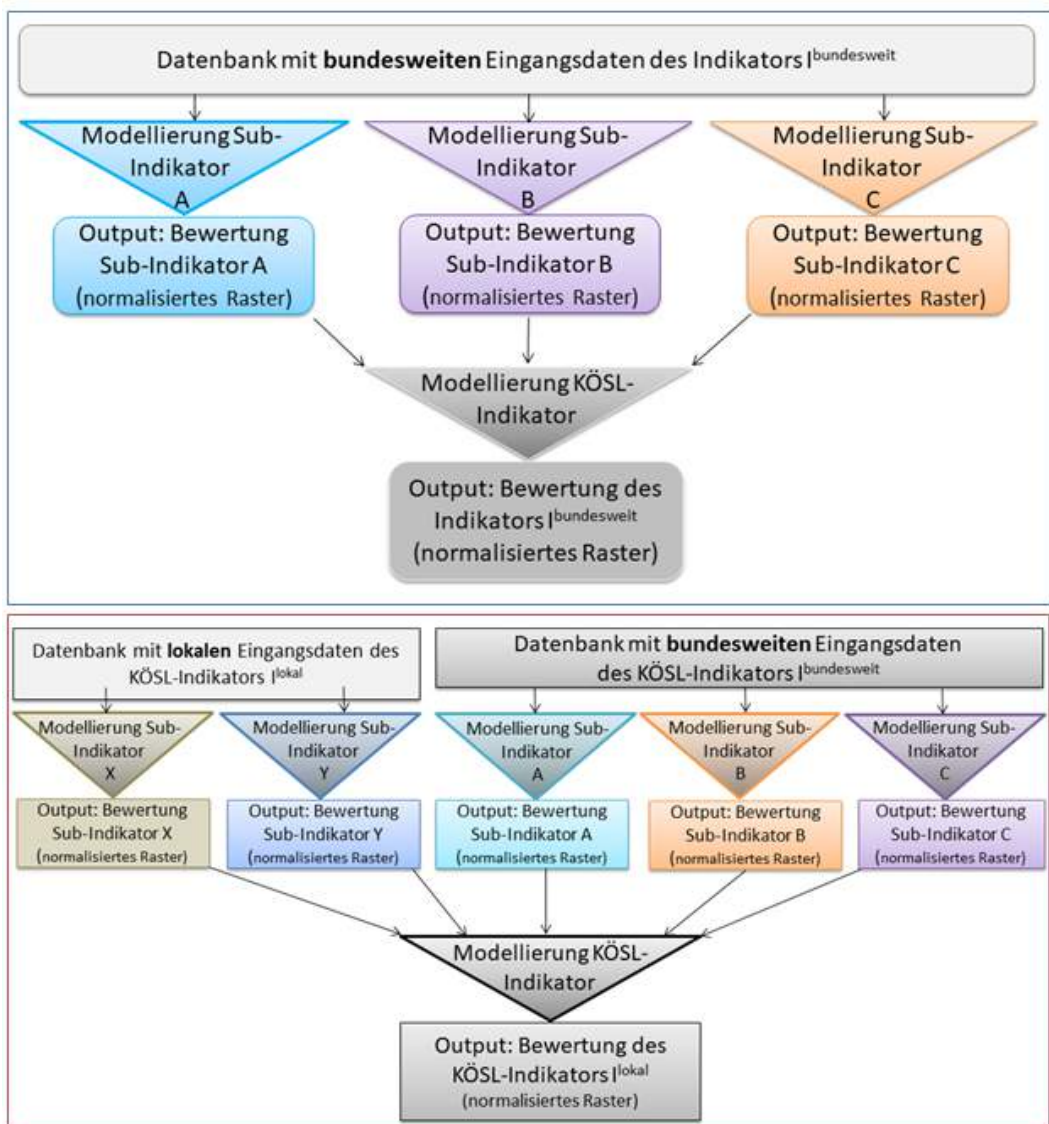


Abb. 2: Schematische Darstellung der bundesweiten Indikatorbewertung (blauer Rahmen) und der Bewertung dieses Indikators mit weiteren regionalen Eingangsdaten, die als Eingangsdaten für ergänzende Sub-Indikatoren genutzt wurden (roter Rahmen).

Die Bewertung der Subindikatoren wurden durch die Erstellung von Modellen im „ModelBuilder“¹ der GIS-Software ArcGIS 10.5 und 10.6 von ESRI je Subindikator automatisiert. Hierdurch ist eine zeitsparende Reproduktion der Bewertung gegeben. Der Workflow der Modelle umfasste grundlegend eine Transformation der Eingangsdaten in ein einheitliches Koordinatensystem und die Selektion derjenigen Features, die für einen spezifischen Subindikator zur Bewertung relevant sind. In weiteren Geoverarbeitungsschritten wurden beispielsweise Nachbarschaftsanalysen durchgeführt. Die Raster hatten eine Auflösung von 100 × 100 m (bundesweite Bewertung) oder 10 × 10 m (lokale Bewertung). Um die einzelnen Subindikatoren zu einem Indikator zusammenzufügen, wurde der Workflow jeder Subindikatorbewertung und Indikatorberechnung mit einer Normalisierung zwischen 0 und 100 abgeschlossen (Gleichung 1, vgl. Hermes et al. 2018, Rabe et al. 2018, Larondelle et al. 2014). Die Bewertung bezieht sich auf Rasterzellen.

¹ Der ModelBuilder „ist eine visuelle Programmiersprache für die Erstellung von Geoverarbeitungs-Workflows“ (ESRI 2018b).

$$v' = \left(\frac{v - \min}{\max - \min} \right) \times 100 \quad \text{Gl. 1}$$

mit:

v' = ist das normalisierte Ergebnisraster

v = ist das Eingangsraster

\min = der kleinste Wert des Eingangsrasters

\max = der höchste Wert im Eingangsraster

2.2 Übertragung in die RESI-Bewertungsskala und den RESI-Bewertungsraum

Die RESI-Bewertungsskala ist fünfstufig von 1 (sehr gering bis fehlend) bis 5 (sehr hoch). Als einheitlicher Bewertungsraum wurden Fluss-Auen-Kompartimente genutzt, die unterteilt in Altaue, rezente Aue und Fluss vorliegen (s. Podschun et al. 2020 in diesem Buch).

Um die Bereitstellungsbewertung kultureller ÖSL der Raster in die Fluss-Auen-Kompartimente zu übertragen, wurden Mittelwerte für die Fluss-Auen-Kompartimente der RESI-Modellregionen berechnet. Die erzeugten Mittelwerte wurden in einem weiteren Berechnungsschritt in Quintile klassifiziert (Abb. 3). Die Quintilen-Grenzen dieser Berechnung haben so zunächst die RESI-Modellregionen als Gültigkeitsbereich (Podschun et al. 2018a, 2018b). Da sich die Quintile auf die RESI-Modellregionen beziehen, sind die Spannweiten der Bewertungsklassen nicht übertragbar.

Die Operationalisierung der Bereitstellung kultureller ÖSL in Flusslandschaften mit dem beschriebenen Vorgehen KÖSL^{MAP} basiert auf einer Pilotstudie, in der erstmals mittels räumlicher Daten eine möglichst umfassende Bewertung der angepassten CICES-Klassen vorgenommen wurde.

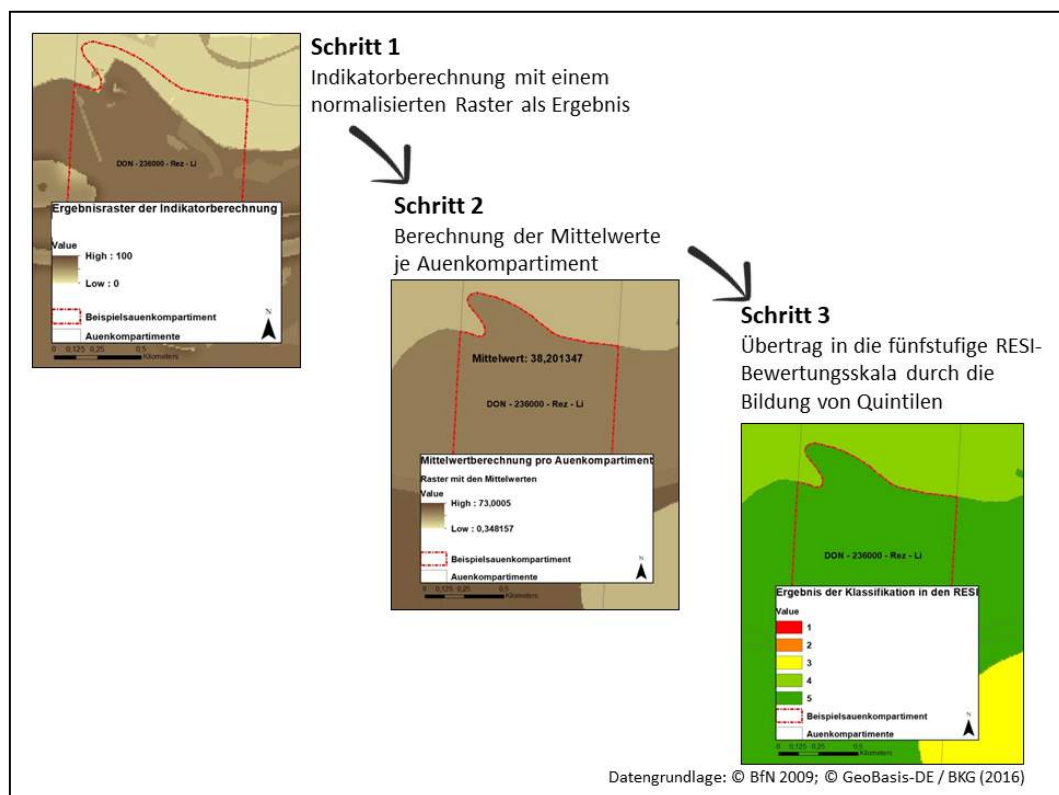


Abb. 3: Übertragung der Rasterbewertung kultureller ÖSL in die RESI-Bewertungsskala und den RESI-Bewertungsraum.

2.3 Indikatoren zur Erfassung und Bewertung der Bereitstellung kultureller Ökosystemleistungen

2.3.1 Landschaftsbild: Indikator und Daten

Das Landschaftsbild nach Hermes et al. (2018) wird charakterisiert durch Vielfalt (V_{de}), Natürlichkeit (N_{de}) und Eigenart (E_{de}). Diese Charakteristika bilden die Subindikatoren des Landschaftsbildes (Abb. 4 und Gleichung 2 (vgl. Hermes et al. 2018)).

$$f_{\text{Landschaftsbild}} = (V_{de} + N_{de} + E_{de})^{\text{normalisiert}} \quad \text{Gl. 2}$$

Sie werden über Landschaftsstrukturmaße mit weiteren Subindikatoren quantifiziert und anschließend mit gleicher Gewichtung überlagert. Die Summe der drei Subindikatoren wurde abschließend normalisiert.



Abb. 4: Subindikatoren zur Berechnung des Landschaftsbildes nach Hermes et al. (2018).

Die Vielfalt der Landschaft wurde nach Hermes et al. (2018) über drei Subindikatoren berechnet:

- Landnutzungsvielfalt, die sich aus der Berechnung des Shannon-Diversity-Index (SHDI) und Patch-Density-Index (PD) zusammensetzt,
- Strukturvielfalt, die über den Edge-Density-Index, die Dichte an Strukturelementen (z. B. besondere Gewässermerkmale) und die Vielfalt an Elementtypen erhoben wird, und
- Reliefviefalt

Die Natürlichkeit wurde über den Subindikatoren Abwesenheit von Lärm, Abwesenheit von technischen Elementen und die wahrgenommene Natürlichkeit ermittelt. Zur Berechnung der wahrgenommenen Natürlichkeit wurde der Hemerobie-Index (Walz & Stein 2014) durch Hermes et al. (2018) angepasst. Die Berechnung der Eigenart erfolgte über die Seltenheit von Landnutzungsklassen im nationalen Vergleich (Anteil >3 %), den Anteil eines Landschaftstyps im nationalen Vergleich und landschaftsprägende Elemente (z. B. Burgen) (Hermes et al. 2018).

Folgende Daten werden für die Analyse herangezogen: ATKIS-Basis-DLM, DGM25, LBM 2012 und

BfN-Landschaftstypen. Eine detaillierte Beschreibung der Bewertungsmethodik ist in der Publikation von Hermes et al. (2018) dargelegt. Diese Landschaftsbildbewertung wurde für den RESI angewendet, da die Bewertung auf aktuellen Erkenntnissen zur Erfassung und Bewertung mit Hilfe eines GIS basiert und eine deutschlandweite Bewertung mit räumlichen Daten in vergleichbarer Qualität vornimmt.

2.3.2 Natur- und Kulturerbe: Indikator und Daten

2.3.2.1 Bundesweite Berechnung

Landschaften werden durch kulturelle Praktiken geformt und geprägt. Aus diesen Landschaften mit beispielsweise historischen Monumenten entsteht ein Nutzen, der einen Einfluss auf das menschliche Wohlergehen hat. Tengberg et al. (2012) schlagen folgende Definition für das Kulturerbe im Zusammenhang mit ÖSL vor: „[...] *cultural heritage as being features within landscapes significant in some way to the present, including not only historical objects or landscape features (cultural and natural) but also intangible aspects such as stories, knowledge systems and traditions [...]*“. Materielles Kulturerbe umfasst Kulturlandschaften², Architekturdenkmäler und -ensembles, archäologische Stätten sowie Museums- und Bibliotheksbestände (Bierwerth 2014). Auf Grundlage von dieser Definition wurden Elemente aus dem ATKIS-Katalog selektiert, die im Grunddatenbestand enthalten sind, sowie Naturdenkmäler. Die KÖSL-Klasse Natur- und Kulturerbe wurde über die Subindikatoren Anzahl an Punkten, Linien und Flächen mit Bedeutung für das Natur- und Kulturerbe ($PNKE_{de}$, $LNKE_{de}$ und $FNKE_{de}$) erfasst und bewertet (Tab. 2, Gleichung 3). Die in dem Basis-DLM als Natur- und Kulturdenkmäler ausgewiesenen Elemente und UNESCO Kultur- und Naturerbestätten bildeten die Datengrundlage.

$$f_{NKE_{bundesweit}} = (\ln(PNKE_{de}) + \ln(FNKE_{de}) + \ln(LNKE_{de}))^{normalisiert} \quad \text{Gl. 3}$$

Leider konnte kein Datensatz für Flächen des nationalen Naturerbes einbezogen werden, da diese nicht zur Verfügung gestellt werden. Ebenfalls ist zu betonen, dass die Baudenkmäler im ATKIS-Katalog (Kennung 71009, ADF 2711) nicht als Grunddatenbestand ausgezeichnet sind und somit nicht deutschlandweit einheitlich vorliegen. Es wurden Daten von Landesämtern für die Quantifizierung der Baudenkmäler angefragt.

Für die Berechnung der Subindikatoren wurde der ModelBuilder der GIS-Software ArcGIS von ESRI eingesetzt: Über eine Iteration wurden die Elemente je Bundesland selektiert und mit dem Werkzeug „Merge“ zusammengeführt. Die Polygone des Subindikators ($FNKE_{de}$) erhielten ein neues Feld mit dem Wert 1. Sie wurden über dieses Wertefeld in Raster umgewandelt (Werkzeug: Polygon to Raster), um sie anschließend zu überlagern, wobei die Anzahl der überlagerten Elemente berechnet wurde (Werkzeug: Cell Statistics). Die Berechnung dieser und der anderen Subindikatoren wurde mit der Berechnung des natürlichen Logarithmus und einer Normalisierung abgeschlossen (Abb. 2). Die Berechnung der Subindikatoren $PNKE_{de}$ und $LNKE_{de}$ erforderte den Einsatz der Werkzeuge „Polyline to Raster“ und „Point to Raster“. Der Indikator Gleichung 3 leistet auf bundesweiter Ebene eine kartographische Darstellung und Bewertung der Bereitstellung von Natur- und Kulturerbe.

² Hier werden die bewerteten Flusslandschaften als Kulturlandschaften verstanden, deswegen werden sie nicht separat bewertet.

Tab. 2: Subindikatoren und Bewertungsgrößen für die bundesweite Operationalisierung der kulturellen ÖSL Natur- und Kulturerbe.

Subindikatoren (bundesweit)	Abk.	Einheit	Bewertungsgröße	Datenquelle
Punkte mit Bedeutung für das Natur- und Kulturerbe	$PNKE_{de}$	0 – 100	Normalisierung der Anzahl pro 10000 m ² zwischen 1 und 100	Basis-DLM, UNESCO
Flächen mit Bedeutung für das Natur- und Kulturerbe	$FNKE_{de}$	0 – 100	Normalisierung der Anzahl pro 10000 m ² zwischen 1 und 100	Basis-DLM, UNESCO
Linien mit Bedeutung für das Natur- und Kulturerbe	$LNKE_{de}$	0 – 100	Normalisierung der Anzahl pro 10000 m ² zwischen 1 und 100	Basis-DLM, UNESCO

2.3.2.2 Lokale Berechnung mit weiteren Subindikatoren am Beispiel der bayerischen Donau

Die Quantifizierung der Bereitstellung von der kulturellen ÖSL Natur- und Kulturerbe erfolgt über die Subindikatoren Dichte der Baudenkmäler (BaD_{BY}), Dichte der Bodendenkmäler (BoD_{BY}) und Dichte der Naturdenkmäler (ND) mit einer angepassten Bewertung (Tab. 3):

$$f_{NKE_{lokal}} = (\ln(BaD_{BY}) + \ln(BoD_{BY}) + \ln(ND))^{normalisiert} \quad \text{Gl. 4}$$

Für die Bewertung der Subindikatoren wurden räumliche Daten der Bau- und Bodendenkmäler vom bayerischen Landesamt für Denkmalpflege (BLfD) zur Verfügung gestellt. Die bekannten Baudenkmäler wurden nach Art. 1 Abs. 2 und Art. 2 BayDSchG (Denkmalliste) kartiert, die Bodendenkmäler nach Art. 1 Abs. 4 & Art. 2 BayDSchG (Denkmalliste). Flächige Elemente für Bayern waren in der Ebene „AX_Denkmalenschutzrecht“ (AdV 2015) des Basis-DLMs hingegen nicht enthalten.

Tab. 3: Subindikatoren und Bewertungsgrößen für die lokale Operationalisierung der kulturellen ÖSL Natur- und Kulturerbe (nach Thiele et al. 2020).

Subindikatoren (lokal)	Abk.	Einheit	Bewertungsmethode	Datenquelle
Dichte der Baudenkmäler	BaD_{BY}	0 – 100	Normalisierung der Anzahl pro 100 m ² über deren Kernel-Dichte mit 1000 m Suchradius (Hermes et al. 2018) für die morphologische Aue der bayerischen Donau	Bayerisches Landesamt für Denkmalpflege
Dichte der Bodendenkmäler	BoD_{BY}	0 – 100	Normalisierung der Anzahl pro 100 m ² über deren Kernel-Dichte mit 1000 m Suchradius (Hermes et al. 2018) für die morphologische Aue der bayerischen Donau	Bayerisches Landesamt für Denkmalpflege
Dichte der Naturdenkmäler	ND	0 – 100	Normalisierung der Anzahl pro 100 m ² über deren Kernel-Dichte mit 1000 m Suchradius (Hermes et al. 2018) für die morphologische Aue der bayerischen Donau	Basis-DLM

Die Dichteberechnung der Subindikatoren (BaD_{BY} , BoD_{BY} und ND) erfolgte mit dem Geoverarbeitungswerkzeug „Kernel Density“ und einem Suchradius von 1000 m (Hermes et al. 2018). Für alle Subindikatoren wurde der natürliche Logarithmus berechnet bevor sie normalisiert wurden. Die einzelnen Subindikatoren wurden normalisiert und mit dem Werkzeug „Cell Statistics“ zusammengerechnet. Abschließend wurde eine erneute Normalisierung zu dem Indikator (Gleichung 4) vorgenommen.

Da keine Daten zum immateriellen Kulturerbe verfügbar sind, wurde das immaterielle Kulturerbe nicht in dem bundesweiten oder lokalen Indikator berücksichtigt. Entscheidungsträger auf lokaler Ebene könnten jedoch von der zeitaufwendigen Analyse des immateriellen Kulturerbes profitieren, die eine Recherche und Digitalisierung erfordert.

2.3.3 Unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft: Indikator und Daten

2.3.3.1 Bundesweite Berechnung

Die kulturelle ÖSL unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft (UI) beschreibt das Erleben von Tieren, Pflanzen und Landschaft durch Aktivitäten (z. B. Wandern oder Radfahren) zum Zweck der Erholung. Diese Klasse wurde aus den CICES-Klassen „Experiential use of plants, animals and land-/seascapes in different environmental settings“ und „Physical use of land-/seascapes in different environmental settings“ abgeleitet (Haines-Young & Potschin 2013). Sie beschreibt die Möglichkeit, Flora und Fauna einer Flusslandschaft zum Zweck der Erholung zu erleben. Das menschliche Wohlergehen kann dadurch hinsichtlich seiner physischen und psychischen Gesundheit gesteigert werden, da beispielsweise Stress durch das Beobachten von Natur abgebaut werden kann (Schäffer 2016). Die Bereitstellung wurde über drei Subindikatoren quantifiziert (Tab. 4).

Tab. 4: Subindikatoren und Bewertungsgrößen für die bundesweite Operationalisierung der kulturellen ÖSL unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft (nach Thiele et al. 2020).

Subindikatoren (bundesweit)	Abk.	Einheit	Bewertungsmethode	Datenquelle
Ufer- und Gewässerverfügbarkeit	UGV _{de}	0 – 100	Normalisierte Uferlänge pro 100 × 100 m Rasterzelle und normalisierte Wasserfläche pro 100 × 100 m Rasterzelle mit abschließender Normalisierung	LBM-DE2012
Erlebbarkeit des Raums	EdR _{de}	0 – 100	Möglichkeit, eine Landoberfläche aufgrund ihrer Landbedeckung zu erleben (Bewertung auf Grundlage der CORINE-Klassifikation)	LBM-DE2012
Vorhandensein von Schutzgebieten	VvS _{de}	0 – 100	Vorhandensein von Schutzgebieten (vgl. Grizzetti et al. 2015) 0 = Kein Schutzgebiet 100 = Schutzgebiet	Nationalparks, Biosphärenreservate, Naturparks, Naturschutzgebiete, Landschaftsschutzgebiete, Vogelschutzgebiete, FFH-Gebiete

Kulturelle Ökosystemleistungen

Die Quantifizierung der Ufer- und Gewässerverfügbarkeit (UGV) erfolgte über die Uferlänge je 100×100 m und die Wasserfläche je 100×100 m. Beide Berechnungen wurden nach einer Normalisierung zwischen 0 und 100 summiert und erneut zum Subindikator UGV_{de} normalisiert. Das Landbedeckungsmodell (LBM-DE 2012) war die Berechnungsgrundlage für diesen Subindikator, der bundesweit vereinbar ist.¹

Die Bewertung des Subindikators Erlebbarkeit des Raums (EdR) basiert auf einer Einschätzung der Durchlässigkeit von Landnutzungsklassen, um eine Flusslandschaft erleben zu können (Tab. 5). Bebaute Flächen wurden bei dieser Bewertung nicht berücksichtigt, da die Datengrundlage (LBM-DE 2012) keine Unterscheidung in öffentliche und private Grundstücke zulässt. Den Landnutzungsklassen wurden mit dem Werkzeug „Reclassify“ Werte zwischen 0 und 95 zugewiesen (Thiele et al. 2020). Als Datengrundlage diente das LBM-DE 2012, so dass eine bundesweite Bewertung möglich ist.

Das potenziell zu beobachtende Artenspektrum wird mit dem Subindikator Vorhandensein von Schutzgebieten (VvS_{de}) quantifiziert. Da Schutzgebiete u. a. den Schutz von seltenen Tier- und Pflanzenarten beinhalten, ist davon auszugehen, dass in Schutzgebieten ein breites Artenspektrum beobachtet werden kann. Es wurden die Schutzgebietskategorien Naturschutzgebiete, Nationalparks, Biosphärenreservate, Landschaftsschutzgebiete, Naturparks, FFH-Gebiete und europäische Vogelschutzgebiete berücksichtigt. Für die Berechnung wurden die Polygone mit den Schutzgebietskategorien zunächst in Raster übertragen, wobei jede Rasterzelle den Wert 1 erhielt (Werkzeug: Polygone to Raster). Flusslandschaftsbereiche, die von Schutzgebieten bedeckt sind, erhielten den Wert 100 und Flusslandschaftsbereiche, die nicht als Schutzgebiet ausgewiesen sind, wurden mit 0 bewertet. Der Subindikator lässt sich bundesweit quantifizieren mit der Einschränkung, dass die Ausweisungskriterien für Schutzgebiete von den Bundesländern erhoben werden und so mitunter nicht übereinstimmen. Die Daten der Schutzgebiete wurden vom BfN zur Verfügung gestellt.

Die drei Subindikatoren (Tab. 4) wurden mit gleicher Gewichtung zu einem Indikator zusammengesetzt, der abschließend normalisiert wurde:

$$f_{UI_{bundesweit}} = (UGV_{de} + EdR_{de} + VvS_{de})^{normalisiert} \quad \text{Gl. 5}$$

mit:

UGV = Ufer- und Gewässerverfügbarkeit

EdR = Erlebbarkeit des Raums

VvS = Vorhandensein von Schutzgebieten

¹ Die verwendeten Geoverarbeitungsschritte können der Beschreibung für eine lokale Berechnung im nächsten Abschnitt entnommen werden. Die Dichteberechnung wurde bei der bundesweiten Indikatorberechnung nicht durchgeführt, hier wurde die Wasserfläche bzw. Uferlänge mit Hilfe eines Fischnetzes auf ein Raster mit 100×100 m Auflösung übertragen.

Tab. 5: Einschätzung der Durchlässigkeit von Landnutzungsklassen als Bewertungsgrundlage für den Subindikator Erlebbarkeit des Raums der kulturellen ÖSL unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft (nach Thiele et al. 2020).

CLC CODE	Name der Klasse	Bewertung
111	Durchgängig städtische Prägung	k.A.
112	Nicht durchgängig städtische Prägung	k.A.
121	Industrie und Gewerbeflächen, öffentliche Einrichtungen	k.A.
122	Straßen-, Eisenbahnnetze und funktionell zugeordnete Flächen	k.A.
123	Hafengebiete	k.A.
124	Flughafen	0
131	Abbaufläche	0
132	Deponien und Abraumhalden	0
133	Baustellen	0
141	Städtische Grünflächen	95
142	Sport- und Freizeitanlagen	k.A.
211	Nicht bewässertes Ackerland	30
221	Weinbaufläche	60
222	Obst- und Beerenobstbestände	85
231	Wiesen und Weiden	50
242	Komplexe Parzellenstruktur	50
243	Landwirtschaftlich genutztes Land mit Flächen natürlicher Bodenbedeckung von signifikanter Größe	50
311	Laubwälder	85
312	Nadelwälder	70
313	Mischwälder	85
321	Natürliches Grünland	95
322	Heiden und Moorheiden	85
324	Wald-Strauch-Übergangsstadien	70
331	Strände, Dünen und Sandfläche	95
332	Felsen ohne Vegetation	3
333	Flächen mit spärlicher Vegetation	90
334	Brandflächen	90
335	Gletscher und Dauerschneegebiete	3
411	Sümpfe	15
412	Torfmoore	10
421	Salzwiesen	20
423	In den Gleitzonen liegende Flächen	5
511	Gewässerläufe	0
512	Wasserfläche	0
521	Lagunen	0
522	Mündungsgebiete	0
523	Meere und Ozeane	0

2.3.3.2 Lokale Berechnung mit weiteren Subindikatoren am Beispiel der bayerischen Donau

Bei der lokalen Bewertung (bzw. Bewertung einer Modellregion) wurde die Bewertungsgröße des Subindikators Ufer- und Gewässerverfügbarkeit (UGV) leicht angepasst in die Summe aus normalisierter Uferdichte je 100 m² und normalisierter Dichte der Wasserfläche je 100 m² mit abschließender Normalisierung zum Subindikator UGV. Der lokale Indikator wurde nach dem Vorbild des bundesweiten Indikators wie folgt zusammengesetzt:

$$f_{UI_{lokal}} = (UGV + EdR + VvS)^{normalisiert} \quad \text{Gl. 6}$$

mit:

UGV = Ufer- und Gewässerverfügbarkeit

der = Erlebbarkeit des Raums

VvS = Vorhandensein von Schutzgebieten

Der Subindikator Ufer- und Gewässerverfügbarkeit (UGV) wurde über die Dichte der Uferlänge je 100 m² und die Dichte der Wasserfläche je 100 m² quantifiziert (Grizzetti et al. 2015, Peña et al. 2015). Hierfür wurden aus dem Landbedeckungsmodell (LBM-DE 2012) die Flächen mit den CORINE-Codes 511 und 512 selektiert, um die Liniendichte bzw. die Dichte der Wasseroberfläche je 100 m² in einem Raster mit 10 m Auflösung zu bestimmen. Die selektierten Polygone wurden zunächst zusammengeführt (Werkzeug: Dissolve). Die Berechnung der Liniendichte erforderte als nächsten Geoverarbeitungsschritt das Werkzeug „Polygone to Line“, gefolgt von einer Berechnung der Dichte (Werkzeug: Kernel Density). Für die Berechnung der Dichte der Wasserfläche wurden die selektierten und zusammengeführten Polygone mit einem Fischnetz (Werkzeug: Create Fishnet) überlagert (Werkzeug: Intersect), wobei das Fischnetz der Ausdehnung der Untersuchungsfläche (hier: 10 m Raster der morphologischen Aue der bayerischen Donau) entsprach. Die Werkzeuge „Polygone to Raster“ und „Raster to Point“ (mit der Wasserfläche als Wertefeld) wurden anschließend durchgeführt. Die Dichteberechnung der Punkte, die den Flächeninhalt der Wasseroberfläche enthielten, wurde mit einem Suchradius von 100 m zur Glättung der Übergänge durchgeführt (Werkzeug: Kernel Density). Für die Dichteberechnung der Uferlinie wurde der gleiche Suchradius verwendet. Beide Raster wurden nach einer Normalisierung überlagert (Werkzeug: Weighted Sum), hierbei floss die Dichte der Wasserfläche mit der Gewichtung von 0,4 und die Dichte der Uferlinien mit der Gewichtung von 0,6 ein. Eine abschließende Normalisierung bedeutete die Generierung des Subindikators UGV.

Die Berechnung der Subindikatoren EdR und VvS entspricht der bundesweiten Berechnung. Es wurde lediglich die Rasterauflösung auf 10 m angepasst und mit der Abgrenzung der morphologischen Aue der bayerischen Donau normalisiert.

Der Erweiterungssubindikator rechtlich ausgewiesene Luftkurorte wurde für jedes Bundesland recherchiert und mit einem Gemeinde-Datensatz verschnitten (© GeoBasis-DE/BKG 2015). Die rechtlichen Grundlagen für die Ausweisung eines Luftkurortes werden in „Begriffsbestimmungen – Qualitätsstandards für die Prädikatisieren von Kurorten, Erholungsorten und Heilbrunnen“ durch den Deutschen Tourismusverband e.V (DTV) und dem deutschen Heilbäderverband e. V. (DHV) (DTV & DHV 2005) dargelegt. Die Anerkennung als Luftkurort erfolgt auf der Basis eines Gesetzes bzw. einer Verordnung des jeweiligen Bundeslandes (z. B. Bayerische Anerkennungsverordnung – BayAnerkV). Diejenigen Gemeinden, die als Luftkurorte ausgewiesen wurden und in

der Fläche der morphologischen Auen liegen, wurden mit dem Wert 100 quantifiziert. An der bayerischen Donau befinden sich beispielsweise keine Luftkurorte, deswegen wurde der Subindikator nicht in den Indikator (Gleichung 6) integriert.¹

2.3.4 Möglichkeiten für wasserbezogene Aktivitäten durch Merkmale der Flusslandschaft: Indikator und Daten

2.3.4.1 Bundesweite Berechnung

Die Subindikatoren für die kulturelle ÖSL Möglichkeiten für wasserbezogene Aktivitäten durch Merkmale der Flusslandschaft (im Folgenden abgekürzt mit wasserbezogene Aktivitäten) wurden nach den Aktivitäten Baden, Angeln, nicht motorisiertes Bootfahren und motorisiertes Bootfahren unterteilt.

Drei Subindikatoren wurden für eine bundesweite Berechnung eingesetzt (Tab. 6), da zum Berechnungszeitpunkt nur für diese Subindikatoren bundesweite Geodaten zur Verfügung standen. Aus diesen Subindikatoren wurde folgender Indikator für die Bewertung der Bereitstellung wasserbezogener Aktivitäten gebildet:

$$f_{WA_{bundesweit}} = (DSB_{de} + NMB_{de} + MB_{de})^{normalisiert} \quad \text{Gl. 7}$$

mit:

DSB_{de} = Dichte von Sand/Sandbänken

NMB_{de} = Mindestbreite für nicht motorisiertes Bootfahren

MB_{de} = Mindestbreite für motorisiertes Bootfahren

Die Dichte von Sand und Sandbänken (DSB_{de}) wurde als bundesweiter Subindikator berechnet und auf einer Skala von 0 bis 100 normalisiert. Für die Berechnung der Dichte wurde folgende Selektion aus dem Basis-DLM (© GeoBasis-DE/BKG 2016) vorgenommen (Werkzeug: Select): Objektart 55001, Art 1640 in gew02 und 43007, OFM 1040 in veg03. Diese Auswahl wurde in ein Raster mit 100 m Auflösung überführt (Werkzeug: Polygon to Raster) und es wurde eine Nachbarschaftsanalyse (Werkzeug: Focal Statistics) mit 1000 m Suchradius durchgeführt (Hermes et al. 2018). Anschließend wurde mit dem Ergebnis und dem Werkzeug „Raster Calculator“ die Dichte für die gesamte Fläche von Deutschland berechnet. Diese Geoverarbeitungsschritte wurden getrennt für die beiden Ebenen (gew02 und veg03) vorgenommen. Abschließend wurden die beiden Dichteberechnungen summiert (Werkzeug: Cell Statistics) und zu dem Subindikator DSB_{de} normalisiert.

¹ Da der Rechercheaufwand für diesen Subindikator hoch ist und die Rechercheergebnisse je nach Quelle der ausgewiesenen Luftkurorte eines Bundeslandes variieren, ist dies ein Erweiterungssubindikator. Dieser kann mit halbem Gewicht in die Summe der drei Subindikatoren (Gleichung) einfließen. Es wurde festgestellt, dass sich die Listen mit Luftkurorten in ihrer Güte erheblich unterscheiden. In der Liste von Rheinland-Pfalz (Quelle: Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz) sind beispielsweise die Gemeindenamen aufgeführt, während in Hessen (Quelle: HA Hessen Agentur GmbH) Stadt- und Ortsteil spezifiziert werden. Die aufgeführten Luftkurorte wurden aus dem Gemeindedatensatz des Bundesamtes für Kartographie und Geodäsie (BKG 2014) selektiert. Dabei konnten nicht immer alle aufgeführten Luftkurorte ermittelt werden.

Kulturelle Ökosystemleistungen

Tab. 6: Subindikatoren und Bewertungsgrößen für die bundesweite Operationalisierung der kulturellen ÖSL Möglichkeiten für wasserbezogene Aktivitäten durch Merkmale der Flusslandschaft (nach Thiele et al. 2020).

Subindikatoren (bundesweit)	Abk.	Einheit	Bewertungsmethode	Datenquelle
Dichte von Sand/Sandbänken	DSB _{de}	0–100	Normalisierung der bundesweiten Dichteberechnung zwischen 0 und 100	Basis-DLM
Min. Breite von 5m (Mindestbreite für nicht motorisiertes Bootfahren)	NMB _{de}	100 $\hat{=}$ ja 0 $\hat{=}$ nein	Gewässerabschnitt mit mindestens 5 m Breite als Voraussetzung für nicht motorisiertes Bootfahren	DLM250
Min. Breite von 12 m (Mindestbreite für motorisiertes Bootfahren)	MB _{de}	100 $\hat{=}$ ja 0 $\hat{=}$ nein	Gewässerabschnitt mit mindestens 12 m Breite als Voraussetzung für motorisiertes Bootfahren	DLM250

Die Ableitung des Subindikators NMB_{de} (Mindestbreite für nicht motorisiertes Bootfahren) erfolgte durch folgende Eingangsgrößen: Eine Expertenbefragung beim Deutschen Kanu-Verband e.V., bei einem Sachverständigenbüro für bauliche Anlagen der Sportschifffahrt und bei einem Dozenten¹ ergab, dass eine Faustformel für die Mindestbreite von nicht motorisiertem Bootfahren angewendet werden kann. Die Mindestbreite setzt sich zusammen aus der Möglichkeit, das Boot zu drehen, mindestens aber das Paddel zu bewegen, ohne das Ufer zu berühren. Es wurden 5 m als Mindestbreite für kleine Kajaks festgesetzt. Es muss jedoch angemerkt werden, dass dieses eine Faustregel ist, d. h., an Engstellen können diese 5 m auch unterschritten werden und ein Paddeln auf dem Fließgewässer wäre dennoch möglich. Die Berechnung erfolgte über eine Selektion derjenigen Fließgewässer, die breiter als 5 m sind (Werkzeug: Select mit dem Ausdruck: BRG² >= 5). Die Auswahl wurde in ein Raster mit 100 m Auflösung und den Wert 100 überführt (Werkzeug: Feature to Raster).

Der Subindikator MB_{de} (Mindestbreite für motorisiertes Bootfahren) wurde in Anlehnung an die Bewertung der Bereitstellung für das nicht motorisierte Bootfahren über Expertenaussagen festgelegt und beträgt 12 m. Diese 12 m beziehen sich auf ein kleines motorisiertes Boot mit einer Breite von 2,5 m und einer Länge von 6 m. Die Mindestbreite wurde zurückgeführt auf eine Sogwirkung, die zwischen zwei fahrenden Booten entsteht, sowie einen ausreichenden Abstand zum Ufer, da hier oft Steinpackungen vorhanden sind (Abstand zum Ufer 2,5 m, Boot A 2,5 m, Abstand zwischen den Booten 2 m, Boot B 2,5 m, Abstand zum Ufer 2,5 m). Die Bewertung erfolgte über eine Selektion derjenigen Fließgewässer, die breiter als 12 m sind (Werkzeug: Select mit dem Ausdruck: BRG >= 12). Die Auswahl wurde in ein Raster mit 100 m Auflösung überführt (Werkzeug: Feature to Raster).

¹ Anonymisierung zugesichert.

² Breite des Gewässer (AdV 2015)

2.3.4.2 Lokale Berechnung mit weiteren Subindikatoren am Beispiel der bayerischen Donau

Eine lokale Berechnung (bzw. Berechnung einer Modellregion) der Bereitstellung wasserbezogene Aktivitäten erfolgte über folgende Subindikatoren und angepasste Bewertungsgrößen (Tab. 7).

Für die Bildung des Indikators wurden die Subindikatoren je Aktivität summiert (vgl. Gleichung 8). Die erste Klammer steht für die Aktivität Baden, gefolgt vom motorisierten Bootfahren und nicht motorisierten Bootfahren, die zu einer Summe zusammengefasst wurden), wenn mehr als ein Subindikator für eine Aktivität aufgestellt wurde (Ausnahme: Angeln, bewertet mit dem Subindikator StK_{ges}):

$$f_{WA_{lokal}} = \left\{ StK_{ges} + (ST + DSB + UB)^{normalisiert} + [(WT_{90} + MB)^{normalisiert} + (WT_{60} + NMB + LK)^{normalisiert}]^{normalisiert} \right\}^{normalisiert} \quad \text{Gl. 8}$$

mit:

StK_{ges} = Strukturgüte

ST = Sichttiefe

DSB = Dichte von Sand/Sandbänken

UB = Uferbewuchs

WT_{90} = Wassertiefe, Wassertiefe unter 60 cm wurde mit 0 bewertet

MB = Min. Breite von 12 m

WT_{60} = Wassertiefe, Wassertiefe unter 90 cm wurde mit 0 bewertet

NMB = Min. Breite von 5 m

LK = Laufkrümmung

Kulturelle Ökosystemleistungen

Tab. 7: Subindikatoren und Bewertungsgrößen für die lokale Operationalisierung der kulturellen ÖSL Möglichkeiten für wasserbezogene Aktivitäten durch Merkmale der Flusslandschaft (nach Thiele et al. 2020).

Subindikatoren (lokal)	Abk.	Einheit	Bewertungsmethode	Datenquelle
Dichte von Sand/Sandbänken	DSB ¹	0-100	Normalisierung der Kernel-Dichte pro 100 m ² mit 1000 m Suchradius (Hermes et al. 2018) für das Untersuchungsgebiet.	Basis-DLM
Min. Breite von 5 m	NMB	0-100	Gewässerabschnitt mit mindestens 5 m Breite als Voraussetzung für nicht motorisiertes Bootfahren, die selektierten Line-Features werden über eine Kernel-Dichte mit 100 m Suchradius in einem Raster mit 10 m Auflösung berechnet und für das Untersuchungsgebiet normalisiert.	Basis-DLM
Min. Breite von 12 m	MB	0-100	Gewässerabschnitt mit mindestens 12 m Breite als Voraussetzung für motorisiertes Bootfahren, die selektierten Polygon-Features werden nach einer Überführung in Punkt-Features über eine Kernel-Dichte mit 100 m Suchradius in einem Raster mit 10 m Auflösung berechnet und für das Untersuchungsgebiet normalisiert.	Basis-DLM
Sichttiefe	ST	0-100	Interpolation der Schwebstoffkonzentration: Bei einer Schwebstoffkonzentrationen unter 10 g/m ³ liegt die Sichttiefe bei 1 m oder darüber (Morrison, o. J.) und anschließende Dichteberechnung mit 100 m Suchradius ² .	Schwebstoffkonzentrationen und Pegel
Laufkrümmung	LK	0-100	Bewertung der Laufkrümmung durch die Gewässerstrukturkartierung: Reklassifikation der Laufkrümmungsbewertung mit einer anschließenden Dichteberechnung über einen 1000-m-Suchradius (Hermes et al. 2018) für das Untersuchungsgebiet.	Gewässerstrukturkartierung
Uferbewuchs	UB	0-100	Bewertung des Uferbewuchses durch die Gewässerstrukturkartierung: Reklassifikation der Bewertung des Bewuchses mit einer anschließenden Dichteberechnung über einen 1000-m-Suchradius (Hermes et al. 2018) für das Untersuchungsgebiet.	Gewässerstrukturkartierung
Strukturgüte	StK _{ges}	0-100	Umkehrung der Skalierung und Reklassifikation der Strukturgüteskala mit einer Dichteberechnung über einen 1000-m-Suchradius (Hermes et al. 2018) für das Untersuchungsgebiet.	Gewässerstrukturkartierung
Wassertiefe	WT ₆₀	0-100	Mittelwert der täglichen Wassertiefen vom 01.01.2011 bis 31.12.2015, normalisiert zwischen 0 und 100. Wassertiefen unter 60 cm wurden mit 0 bewertet.	
Wassertiefe	WT ₉₀	0-100	Mittelwert der täglichen Wassertiefen vom 01.01.2011 bis 31.12.2015, normalisiert zwischen 0 und 100. Wassertiefen unter 90 cm würden mit 0 bewertet.	BfG, Bayerisches Landesamt für Umwelt

¹ Dieser Subindikator ist für die bayerische Donau (Untersuchungsgebiet dieser Berechnung) weniger bedeutend, da nur sehr wenige Elemente in der morphologischen Aue der bayerischen Donau kartiert und somit selektiert wurden.

² Nur die Pegel Dillingen, Kelheim, Deggendorf und Passau-Kachlet standen für die Berechnung an der bayerischen Donau zur Verfügung.

Vorstellung der Subindikatoren und ihrer Quantifizierung für das Baden

Der lokale Subindikator Sichttiefe (ST) ist nicht nur entscheidend für die Badesicherheit, sondern auch für die Qualität des Baderlebnisses. Dieser Subindikator sollte über Trübungsdaten erhoben werden, jedoch lagen zum Zeitpunkt der Erstellung der Berechnung keine Trübungsdaten für die Modellregionen im RESI vor. Allerdings war eine indirekte Bewertung des Subindikators über Schwebstoffkonzentrationen möglich. Das Bayerische Landesamt für Umwelt (LfU) hat dem Projekt RESI 14-tägige Messwerte der Schwebstoffkonzentration zur Verfügung gestellt. Über die Schwebstoffkonzentrationen konnte indirekt die Trübung mit dem Subindikator Sichttiefe (ST) in der Modellregion bayerische Donau bewertet werden. Je höher die Schwebstoffkonzentration ist, desto schlechter eignet sich ein Gewässer für das Baden. Bei einer Schwebstoffkonzentrationen unter 10 g/m^3 liegt die Sichttiefe bei 1 m oder darüber (Morrison, o. J.). Für die Quantifizierung des Subindikators wurde zunächst aus den 14-tägigen Messwerten der Median für die Monate Mai bis September für die Jahre 2012 bis 2014 errechnet und in die Attributtabelle des entsprechenden Pegels übertragen. Es wurde der Median berechnet, da er robust gegenüber Ausreißern ist. Anschließend wurde der Mittelwert aus den drei Werten des Medians gebildet, um einen durchschnittlichen Median über drei Jahre zu erhalten. Da dem Projekt nur vier Pegel in digitalisierter Form vorliegen, können nur diese bewertet werden (Dillingen, Kelheim, Deggendorf und Passau-Kachlet). Alle gemittelten Mediane für die Monate Mai bis September der Jahre 2012 bis 2014 liegen unter 10 g/m^3 , so dass eine Sichttiefe von 1 m oder mehr angenommen werden kann. Da mit abnehmender Schwebstoffkonzentration die Sichttiefe zunimmt, wurden elf Klassen gebildet und auf die Normalisierung zwischen 0 und 100 übertragen (s. Tab. 8). Die ermittelten Ergebnisse für die vier Pegel der Donau können der Tabelle 9 entnommen werden.

Tab. 8: Klassenbreite der Schwebstoffkonzentration.

Breite der Klassen	Wert
0–0,99	100
1–1,99	90
2–2,99	80
3–3,99	70
4–4,99	60
5–5,99	50
6–6,99	40
7–7,99	30
8–8,99	20
9–9,99	10
10 und >10	0

Tab. 9: Ergebnisse der Bewertung der Schwebstoffkonzentration an der Donau

Pegel	Median 2012 (Mai bis September) g/m ³	Median 2013 (Mai bis September) g/m ³	Median 2014 (Mai bis September) g/m ³	Mittelwert der Mediane 2012- 2014 (Mai bis September) g/m ³	Wert nach Klasse
Dillingen	8,5	9,5	4,5	7,5	30
Kelheim	9,6	4,8	7	7,1	30
Deggendorf	7	12	8,5	9,2	10
Passau- Kachlet	7	9,5	8,5	8,3	20

Um die Mittelwerte der Mediane für die vier Pegel auf das gesamte Gewässer zu übertragen, wurde mit der Methode „Spline“ interpoliert. Es wurde diese Methode gewählt, da die Messwerte große räumliche Lücken aufweisen und davon auszugehen ist, dass die Werte auf geringer Distanz nicht sprunghaft ansteigen. Die interpolierten Rasterwerte wurden abschließend klassifiziert (Abb. 5). Aus dem interpolierten und klassifizierten Raster wurden mit dem Werkzeug „Raster to Point“ Punkte berechnet, wobei die Klassifikation als Wertefeld herangezogen wurde. Über diese Punkte und die klassifizierten Werte wurde eine Dichte für die Untersuchungsregion der bayerischen morphologischen Aue berechnet (Werkzeug: Kernel Density), die abschließend zu dem Subindikator „ST“ normalisiert wurde.

Die Berechnung der Dichte von Sand und Sandbänken (DSB) erforderte zunächst die gleiche Selektion wie die bundesweite Bewertung (vgl. vorheriger Abschnitt). Die selektierten Polygone wurden mit dem Werkzeug „Polygone to Raster“ in Raster mit 10 m Auflösung überführt und mit dem Werkzeug „Raster to Point“ in Punkte umgewandelt. Anschließend erfolgte die Berechnung der Dichte (Werkzeug: Kernel Density) mit einem Suchradius von 1000 m (Hermes et al. 2018). Die Berechnung des Subindikators wurde mit einer Normalisierung abgeschlossen. Allerdings ist die Selektion in der betrachteten Modellregion morphologische Aue der bayerischen Donau, in der der Pilottest der Berechnung durchgeführt wurde, sehr gering.

Der Uferbewuchs (UB) ist ein weiterer Subindikator für die Bereitstellung dieser Aktivität, denn nur wenn die Uferstruktur einen Zugang zum Fließgewässer zulässt, kann gebadet werden. Die Bewertung erfolgt über eine Einschätzung des Uferbewuchses auf einer Skala von 0 bis 100. Die neu klassifizierte Bewertung floss in eine Dichteberechnung (Werkzeug: Kernel Density) mit dem Wert der Klassifikation und einem Suchradius von 1000 m (Hermes et al. 2018) mit ein. Eine Normalisierung beendete die Berechnung dieses Subindikators.

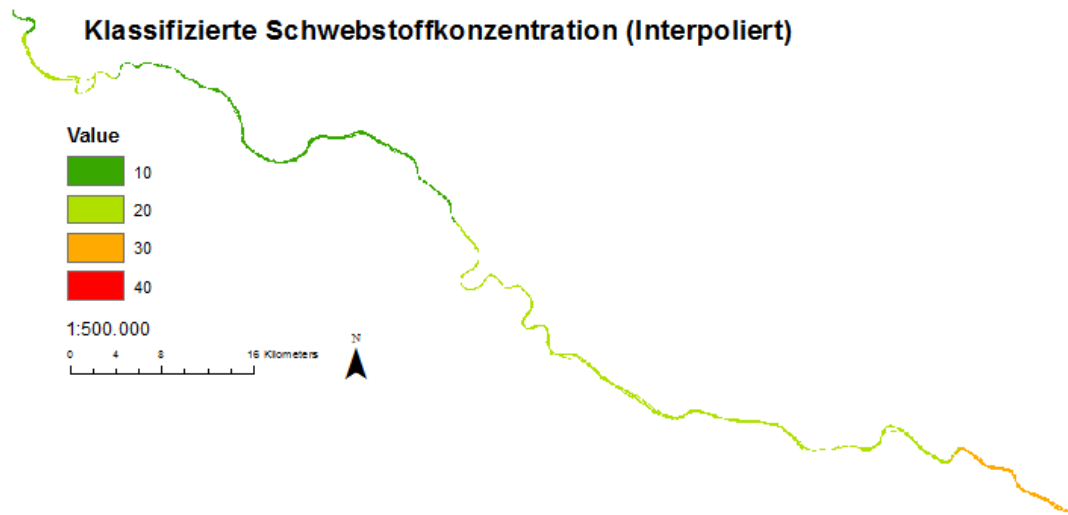


Abb. 5: Quantifizierung der Sichttiefe über die Schwebstoffkonzentration, vorgestellt an einem Abschnitt der bayerischen Donau (Datengrundlage: LfU).

Weitere Subindikatorvorschläge zur Quantifizierung des Badens

Konzentration von intestinalen Enterokokken (koloniebildende Einheiten (KbE) / 100 ml) und *Escherichia coli* (KbE / 100 ml): Die Nutzung von Fließgewässern zum Baden kann aufgrund erhöhter Konzentrationen von hygienisch relevanten Bakterienformen eingeschränkt sein (Gasse et al. 2009). Um ein Infektionsrisiko zu mindern, schreibt die europäische Badegewässerrichtlinie (2006/7/EWG) für die zwei mikrobiologischen Parameter *Escherichia coli* (*E. coli*) und *intestinale Enterokokken* Grenzwerte vor.

Diese Parameter sind Erweiterungssubindikatoren für die Bereitstellung der wasserbezogenen Aktivität Baden als kulturelle Praxis (Wantzen et al. 2016, Fish et al. 2016). Bislang werden diese hygienischen Parameter jedoch nur dann in Fließgewässern bewertet, wenn es sich bereits um ausgewiesene Badegewässer handelt oder wenn ein Flussabschnitt als Badegewässer ausgewiesen werden soll. Die WRRL klammert die hygienischen Parameter bewusst aus, denn diese werden in der EU-Badegewässerrichtlinie festgehalten. Aus der Bewertung der WRRL oder der ökologischen Gewässergüte (vgl. Saprobien-Index, Trophie-Index) lassen sich folglich keine Aussagen darüber treffen, ob die hygienischen Voraussetzungen für das Baden erfüllt werden. Die Gewässergüte bewertet ebenfalls keine hygienischen Parameter. Die Erweiterungssubindikatoren *E. coli* und *intestinale Enterokokken* konnten deswegen nicht bewertet werden, da es die Datenverfügbarkeit nicht zulässt. Bei einer Bewertung des hygienischen Zustands des Fließgewässers ist zu bedenken, dass sich die Qualität des Wassers je nach Wetterlage verändert. Es bedürfte deswegen eines ständigen Monitorings. Das ReWaM-Forschungsprojekt „FLUSSHYGIENE“ führte Messreihen von sowohl physikalisch-chemischen Parametern als auch mikrobiellen Indikatororganismen und Krankheitserregern in vier Referenzgebieten durch (Kompetenzzentrum Wasser Berlin o. J.).

Ebenso beeinflussen die Fließgeschwindigkeit, die Konzentration an Cyanobakterien und die Konzentration an Phytoplankton das Baderlebnis und könnten als weitere mögliche Erweiterungssubindikatoren herangezogen werden. Der Wert der Fließgeschwindigkeit kann einen allgemeinen Hinweis darauf geben, ob sich der Gewässerabschnitt zum Baden eignet. Doch da beispielsweise die Fließgeschwindigkeitsdaten aus eindimensionalen Modellen, wie z. B. QSim, keine Buchten mit Bademöglichkeit berücksichtigen und keine offiziellen Fließgeschwindigkeitsbegrenzungen recherchiert werden konnten, wird die Fließgeschwindigkeit nicht in das Indikatoren-Set aufgenommen.

Die Konzentration an Cyanobakterien wird nicht als Subindikator berücksichtigt, da eine Massenentwicklung eher in Standgewässern auftritt. Ein Konzentrationswert kann zudem nicht verallgemeinert werden, da die Massenentwicklung von Cyanobakterien stark variiert und mitunter sehr unterschiedliche Toxingehalte zur Folge hat (DWA 2016).

Vorstellung der Subindikatoren und ihrer Quantifizierung für das nicht motorisierte Bootfahren (wie z. B. Kanu- oder Kajakfahren)

Die Ermittlung und Quantifizierung der Bereitstellung für das nicht motorisierte Bootfahren als wasserbezogene Aktivitäten erfolgte über fünf Subindikatoren, wobei sich zwei Subindikatoren auf Wildwasser beziehen, die in der Pilotstudie nicht berechnet wurden:

Wassertiefe (WT₆₀): Aus der Anlage 6 zum Protokoll der Konferenz „Freizeit- und Kanuwandersport“ (21. und 22.10.2006) wurde eine Mindestwassertiefe von 30 cm für erfahrene Kanuten festgehalten. Da es sich um eine Angabe für erfahrene Paddler handelt, wurde als Grenzwert für den Subindikator Mindesttiefe eine Wassertiefe von mindestens 60 cm angenommen. Dies ist eine konservative Grenzfestlegung, die auf einer Expertenaussage mit einer gewässerökologischen Sichtweise basiert und deren Ziel es ist, Sohlenkontakt zu vermeiden. Aufgrund der Datenverfügbarkeit im RESI wurde der Subindikator nicht bundesweit bewertet. Zur Bewertung dieses Subindikators würden Daten zu Wasserständen aus einer hydrologischen Modellierung benötigt, die hier jedoch nicht vorliegen.

Min. Breite von 5 m (NMB): Für die lokale Berechnung der Breite wurde das Linien-Feature gew01_l aus dem Basis-DLM herangezogen (© GeoBasis-DE/BKG 2016) und nach denjenigen Abschnitten selektiert, die breiter als 5 m sind (Werkzeug: Select über das Feld BRG). Über die Breitenangaben wurde in einem weiteren Geoverarbeitungsschritt die Dichte bestimmt (Werkzeug: Kernel Density). Zudem wurden die Flächen (gew01_f, OBJART = '44001') selektiert (Werkzeug: Select) und in ein Raster mit 10 m Auflösung transformiert (Werkzeug: Polygon to Raster). Das Raster wurde in ein Punkt-Feature überführt (Werkzeug: Raster to Point), um im Anschluss eine Dichteberechnung über die extrahierten Punkte durchführen zu können. Beide Dichteberechnungen wurden mit dem Werkzeug „Cell Statistics“ zusammengerechnet und zum Subindikator NMB normalisiert.

Da ein mäandrierender Fluss das Paddeln für den Erholungssuchenden interessant und abwechslungsreich gestaltet, ist die Laufkrümmung ein weiterer Subindikator (LK). Die Laufkrümmung wird aus Daten der Strukturgütekartierung je Gewässerabschnitt auf einer Skala von 0 bis 100 bewertet. Ein gradliniger Flussabschnitt wird mit 0 bewertet und ein mäandrierender Abschnitt hingegen mit 100. Aus den Werten dieser Berechnung wurde mit dem Linien-Feature eine Dichte mit 1000 m Suchradius (Hermes et al. 2018) berechnet (Werkzeug: Kernel Density), die abschließend zum Subindikator LK normalisiert wurde. Auch aus Synergiegründen zu bestehenden Bewertungsverfahren (Ziel des RESI) ist der Einbezug der Gewässerstrukturgüte (hier die Laufkrümmung) in die Bereitstellung fürs nicht motorisierte Bootfahren als positiv zu bewerten.

Die Fließgeschwindigkeit könnte als Subindikator für Wildwasserfahrten quantifiziert werden, jedoch liegen hierfür keine Daten vor. Der Subindikator bezieht sich zudem nicht auf die im RESI betrachteten Modellregionen. Er ist jedoch aufgeführt, da das Subindikator-Set auf alle Flüsse Deutschlands übertragbar sein soll. Die Dichte von Stromschnellen ist ebenfalls ein Subindikator für Wildwasserfahrten und kann mit Daten aus dem Basis-DLM bundesweit auf einer Skala von 0 bis 100 quantifiziert werden. Diese Quantifizierung wurde bereits umgesetzt, auch wenn die Modellregionen kaum Stromschnellen enthalten.

Vorstellung der Subindikatoren und ihrer Quantifizierung für das motorisierte Bootfahren

Die Quantifizierung der Bereitstellung für motorisiertes Bootfahren als wasserbezogene Aktivitäten erfolgte über zwei Subindikatoren:

Min. Breite von 12 m (MB): Für die Berechnung wurden Wasserflächen (gew01 im BasisDLM) mit dem Werkzeug „Select“ ausgewählt und in ein Raster mit 10 m Auflösung transformiert (Werkzeug: Polygon to Raster). Die Werte der Rasterzellen wurden in Punkte mit dem Wert der Wasserfläche in Quadratmetern überführt (Werkzeug: Raster to Point), aus denen die Dichte berechnet wurde. Die Dichteberechnung wurde abschließend zu dem Subindikator MB normalisiert.

Der zweite Subindikator ist die Mindesttiefe (WSd₉₀), die von den Experten auf 90 cm für kleine Motorboote (2,5 m breit und unter 7 m lang) festgesetzt wurde. Bei dieser Mindesttiefe würde ein ausreichender Abstand zur Sohle unter Einbezug der Eintauchtiefe des Motors bestehen. Die Bewertung würde über Wassertiefen aus einem hydrologischen Model erfolgen. Aufgrund der Datenverfügbarkeit ist der Subindikator nicht bundesweit bewertbar. Würden Fließgewässerabschnitte die Mindesttiefe nicht erfüllen, so würden sie mit 0 bewertet werden. Bei einer Erfüllung der Mindesttiefe erfolgt eine Bewertung mit 100. Die Berechnung des Subindikators ist identisch mit der Berechnung der WSd₆₀. Insgesamt ist zu betonen, dass die aufgeführten Mindestwerte (WSd₉₀ und WSd₆₀) eine Orientierung sind und nach Möglichkeit an das zu analysierende Gewässer angepasst werden sollten.

Vorstellung der Subindikatoren und ihrer Quantifizierung für das Angeln

Die Freizeitbeschäftigung Angeln findet typischerweise in der Natur am Gewässer statt, der gesellschaftliche Nutzen ist vielfältig (z. B.: Entspannung, Erholung) (Arlinghaus 2004). Mittels einer Befragung wurde festgestellt, dass Karpfen, Salmoniden (forellenartige Fische), Hecht, Dorsch und Aal die am häufigsten den Gewässern entnommenen Fischarten sind (Arlinghaus 2004). Der Großteil der Angler bevorzugt Uferangeln mit natürlichen Ködern, „wobei mit Vorliebe in möglichst naturnahen Gewässern größere, natürlich reproduzierte Fische gezielt beangelt wurden“ (Arlinghaus 2004). Da es nicht den einen „typischen“ Freizeitangler gibt (Arlinghaus et al. 2014, Beardmore et al. 2013), müssen Subindikatoren für die Bereitstellung diese Multidimensionalität des Freizeitangelns berücksichtigen. Die Auswahl eines Angelplatzes wird von sechs Faktoren beeinflusst: „[C]osts, fishing quality, environmental quality, facility development, encounters with other anglers, and regulations“ (Hunt 2005). Das Freizeitangeln wird von der Bereitstellung anderer ÖSL (z. B. Ästhetik, Wasserqualität) unterstützt. Villamagna et al. (2014) identifizierten in ihrer Studie aus Virginia und North Carolina die Habitatqualität und die Fischabundanz als relevante Faktoren für die „Capacity“ (hier: Bereitstellung). Da ihnen keine Daten für die Fischabundanz zur Verfügung standen, analysierten sie die Habitatqualität anhand der vier Indikatoren Verfügbarkeit von Oberflächenwasser, Artenreichtum von Wildfisch („game-fish“), Wasserqualität und Vorhandensein von Auwald.

Vor diesem Hintergrund und zur Vermeidung von Doppelbewertungen wird folgender Subindikator für die Bereitstellung der Aktivität Freizeitangeln aufgestellt: Bewertung der Gewässerstrukturgüte (StK_{ges}). Die Bewertung erfolgte über eine Klassifikation der Gewässerstrukturgüte von 0 bis 100. Über diese Klassifikation wurde eine Dichteberechnung mit dem Werkzeug „Kernel Density“ vorgenommen, und zwar bei einem Suchradius von 1000 m (Hermes et al. 2018). Die Bewertung wurde mit einer Normalisierung abgeschlossen.

Die bundesweite Bewertung der Strukturgüte aus dem Jahr 2000 wird aufgrund des Alters nicht in den RESI eingebunden. Jedoch wäre ein Vergleich für die Modellflüsse ein weiterer möglicher Arbeitsschritt, um Erkenntnisse zu einer Veränderung zu generieren.

Kulturelle Ökosystemleistungen

Die Ufer- und Wasserverfügbarkeit, die Sichttiefe oder das Landschaftsbild wären ebenfalls wichtige Parameter für die wasserbezogene Aktivität Angeln, werden aber bereits an anderer Stelle bewertet. Um eine Doppelbewertung zu vermeiden, wurden sie hier nicht erneut einbezogen.

Da in Studien aufgezeigt werden konnte, dass nichtangel- bzw. nichtfangspezifische Aktivitäten (z. B. Naturerleben, Einsamkeit) wichtigere Motive für das Freizeitangeln sind als angel- bzw. fangspezifische Aktivitäten (z. B. das Fangen vieler Fische) (Driver & Knopf 1976, Ensinger 2015, Fedler & Ditton 1994, Ditton & Sutton 2004), wurde kein Subindikator für die Fischabundanz aufgestellt.

2.4 Erfassung und Bewertung der Erholungsinfrastruktur als menschlicher Beitrag kultureller Ökosystemleistungen

2.4.1 Bundesweite Berechnung

Um die bereitgestellten kulturellen ÖSL (z. B. ein hoch bewertetes Landschaftsbild) tatsächlich in Anspruch nehmen zu können, ist ein menschlicher Beitrag nötig (

Abb. 1). Als menschlicher Beitrag ist in Bezug auf kulturelle ÖSL die (Erholungs-)Infrastruktur (EI) relevant (Paracchini et al. 2014, Wolff et al. 2015). Durch die tatsächliche Nutzung, die durch den menschlichen Beitrag ermöglicht wird, entstehen Effekte auf das menschliche Wohlergehen, wie beispielsweise auf die Gesundheit (Albert et al. 2016, Burkhard et al. 2014).

Die Bewertung der Erholungsinfrastruktur erfolgte über folgende Subindikatoren (Tab. 10, Gleichung 9), aufbauend auf Hermes et al. (unveröffentlicht).

$$f_{EI_{bundesweit}} = \left[3 * WN + \left(PP + \frac{BeH}{3} + CP + FZA + GA + Gmie \right)^{normalisiert} + \right. \\ \left. BiG + BG + AuF + BPF \right]^{normalisiert} \quad \text{Gl. 9}$$

mit:

WN = Wegenetzdichte

PP = Parkplatzdichte

BeH = Beherbergungsdichte

CP = Campingplatzdichte

FZA = Freizeitanlagendichte

GA = Grünanlagendichte

Gmie = Gastronomiedichte

BiG = Dichte an Bildungseinrichtungen

BG = Dichte der EU-Badegewässer

AuF = Dichte von Anlegern (Sportboote), Fährhäfen und Personenfähren, Bootsverleih

BPF = Dichte von Beobachtungsplattformen

Tab. 10: Subindikatoren und Bewertungsgrößen für die bundesweite Operationalisierung der Erholungsinfrastruktur als menschlicher Beitrag für kulturelle ÖSL.

Subindikatoren (bundesweit)	Abk.	Einheit	Bewertungsmethode (in Anlehnung an die Berechnung des Subindikators „provokante Elemente“ nach Hermes et al. (2018))	Datenquelle
Wegenetzdichte incl. Seilbahnen (Fußweg, Fahrwegachse)	WN	0 – 100	Normalisierte Dichte von Linien in einem 1000-m-Suchradius	Basis-DLM
Dichte an Bildungseinrichtungen (Informationsstellen, Lehrpfade etc.)	BiG	0 – 100	Normalisierte Dichte von Punkten in einem 1000-m-Suchradius	OSM (Open Street Map)
Parkplatzdichte	PP	0 – 100	Punktdichte und Patch Density: Dichte der Flächen und Punkte werden getrennt berechnet	Basis-DLM
Freizeitanlagendichte (z. B. Zoo)	FZA	0 – 100	Punktdichte und Patch Density: Dichte der Flächen und Punkte werden getrennt berechnet	Basis-DLM
Grünanlagendichte	GA	0 – 100	Punktdichte und Patch Density: Dichte der Flächen und Punkte werden getrennt berechnet	Basis-DLM
Beherbergungsdichte	BeH	0 – 100	Normalisierte Dichte von Punkten in einem 1000-m-Suchradius	OSM
Gastronomiedichte	Gmie	0 – 100	Normalisierte Dichte von Punkten in einem 1000-m-Suchradius	OSM
Campingplatzdichte	CP	0 – 100	Punktdichte und Patch Density in einem 1000-m-Suchradius: Dichte der Flächen und Punkte werden getrennt berechnet	Basis-DLM
Dichte der EU-Badegewässer	BG	0 – 100	Normalisierte Dichte von Punkten in einem 1000-m-Suchradius	UBA (auf Anfrage)
Dichte von Anlegern (Sportboote), Fährhäfen und Personenfähren, Bootsverleih (über OSM)	AuF	0 – 100	Normalisierte Dichte von Punkten/ Linien und Flächen in einem 1000-m-Suchradius	Basis-DLM, OSM
Dichte von Beobachtungsplattformen, etc.	BPF	0 – 100	Normalisierte Dichte von Punkten in einem 1000-m-Suchradius	OSM

Für die Berechnung der Erholungsinfrastruktur wurde ebenfalls ein Indikator (Gleichung 9) entwickelt, der automatisiert in einem GIS-Modell ermittelt werden kann. In dem Modell wurden die einzelnen Infrastruktureinrichtungen zunächst mit einer SQL (Structured Query Language)-Abfrage aus dem Basis-DLM und den OSM (Open Street Map)-Daten selektiert, damit in einem weiteren Geoverarbeitungsschritt die Dichte für einen 1-km-Radius berechnet werden kann. Der 1-km-Radius wurde aufgrund der Annahme gewählt, dass die selektierten Infrastruktureinrichtungen einen Wirkungsraum auf Nutzende erzielen und diese bereit sind, beispielsweise einen ausgewiesenen Radweg zu nutzen, wenn sich dieser 1 km entfernt von ihrem Standort befindet. Die Werkzeuge „Point Density“ und „Line Density“ der ESRI-Software ArcGIS wurden bei der Quantifizierung der Subindikatoren in das Modell integriert (Tab. 10). Die Dichte von Flächen wird über die Patch Density (McGarigal & Marks 1995) mit Hilfe der Werkzeuge „Focal Statistics“ und „Raster Calculator“ berechnet (Hermes et al. 2018). Flächen, die kleiner als ein Hektar sind, wurden in Punkte konvertiert und anschließend bei der Berechnung der Punktdichte berücksichtigt.

Der Indikator für die Erholungsinfrastruktur (Gleichung 9) berücksichtigt die Wegenetzdichte (WN) dreifach, da diese sowohl für Freizeitausflüge als auch für Tagesausflüge und (Kurz-)Reisen relevant ist. Des Weiteren ist das Wegenetz für alle wasserbezogenen Aktivitäten und sonstige Interaktionen mit der Flusslandschaft entscheidend. Zur Berechnung der Wegenetzdichte wurden die Objektart „Weg, Pfad, Steig“ und die Geometrie von Wirtschaftswegen (Kennung 42008) berücksichtigt. Die Dichte der Seilbahnen wurde ebenfalls als normalisiertes Raster berücksichtigt.

Die Klammer enthält die Dichteberechnungen der Subindikatoren PP, BeH, CP, FZA, GA und Gmie. Je Subindikator wurde die Punktdichte und die Patch Density berechnet. Waren die selektierten Elemente der Subindikatoren PP, FZA, GA und CP größer als ein Hektar, wurde die Dichte der Flächen mit einer Patch Density (McGarigal & Marks 1995) in einem 1-km-Radius bestimmt (Hermes et al. 2018). Die einzelnen Dichteberechnungen (Point/Patch/Line) der jeweiligen Subindikatoren wurden summiert und zum Subindikatorergebnis normalisiert. Der Subindikator Beherbergungsdichte (BeH) wurde nur zu einem Drittel in die Bewertung der Erholungsinfrastruktur einbezogen, da er lediglich für Reisen mit Übernachtungen von Bedeutung ist. Der Subindikator wurde mit OSM-Daten quantifiziert. Diese Daten weisen regionale Unterschiede auf, da sie mit einem Bottom-up-Ansatz generiert werden. Das Basis-DLM zeigte jedoch ebenfalls regionale Unterschiede in der Ausweisung von Flächen, die sich vor allem an Bundesländergrenzen festmachen lassen.

Die Klammer enthält die Berechnung und Zusammenführung von Subindikatoren, die eher einen unspezifischen Charakter aufweisen und die Nachfrage nach allen vier aufgestellten Klassen kultureller ÖSL grundlegend ermöglichen. Die Ausübung wasserbezogener Aktivitäten kann jedoch durch weitere Einrichtungen, wie beispielsweise einen Anleger, vereinfacht werden. Die Einrichtungen können auch eine ungesteuerte Nutzung lenken, indem regulierte Zutritte geschaffen werden.

Die Dichte von Anlegern, Bootsverleihstationen, Fährhäfen und –Linien sowie von Sport- und Yachthäfen wurde in den Subindikator AuF für den menschlichen Beitrag der kulturellen ÖSL „Möglichkeiten für wasserbezogene Aktivitäten durch Merkmale der Flusslandschaft integriert. Daten zu Anlegern, Fährhäfen sowie Sport- und Yachthäfen sind in dem Basis-DLM als Grunddatenbestand enthalten und konnten so selektiert und bundesweit quantifiziert werden. Bootsverleihstationen wurden aus dem OSM-Datenbestand selektiert. Der Subindikator BiG wurde spezifisch für die kulturelle ÖSL Wissenschaft und Erholung (Haines-Young & Potschin 2013) aufgestellt. Dieses gilt gleichfalls für den Subindikator BPF, wobei dieser auch für die nicht-wasserbezogene Aktivität der Naturbeobachtung von Bedeutung ist (kulturelle ÖSL unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft). Weitere spezifische Subindikatoren für wasserbezogene Aktivitäten und Interaktionen mit der Flusslandschaft (z. B. BG) wurden ebenso als einzelne Summanden betrachtet und nicht in die „unspezifischen“ Infrastruktureinrichtungen mit eingerechnet.

Die Berechnung des Indikators erfolgt nach dem KÖSL^{MAP}-Ansatz (siehe Kapitel 2.1).

2.4.2 Erweiterungsmöglichkeiten für eine regionale Quantifizierung der Erholungsinfrastruktur

Bei einer regionalen Bewertung der Erholungsinfrastruktur besteht die Möglichkeit, weitere Subindikatoren in die Bewertung des Indikators einzubeziehen (Abb. 2). Diese Subindikatoren sind nicht in die bundesweite Indikatorberechnung integriert, da sie zum Teil einen hohen Rechercheaufwand und eigene Digitalisierungen der Rechercheergebnisse erfordern. Im Folgenden werden ergänzende Subindikatoren für eine lokale Erweiterung der Berechnung der Erholungsinfrastruktur vorgestellt, deren Anwendung für die RESI-Modellregion bayerische Donau getestet wurde

(Tab. 11). Die Berechnung erfolgt nach dem Vorgehen von KÖSL^{MAP} in einem 10-x-10-m-Raster (lokale Berechnung), wobei die Ergebnisse der einzelnen Subindikatoren in dem letzten Schritt des Geoverarbeitungsworkflows normalisiert wurden (s. Kap. 2.1). Die Subindikatoren für spezifische Aktivitäten wurden nach den Befragungsergebnissen gewichtet (Rayanov et al. 2018) in eine Gesamtbewertung der Erholungsinfrastruktur der bayerischen Donau einbezogen. Der Subindikator Dichte der Angelvereine (AV) wurde beispielsweise nur zu 4 % in der Gesamtbewertung berücksichtigt. Subindikatoren, die sich auf motorisierten und nichtmotorisierten Bootfahren bezogen, wurden zu einem Subindikator summiert, der unter Berücksichtigung der Prozentangaben doppelt in die Berechnung der Erholungsinfrastruktur einfließt. Der Grund war die nicht immer eindeutige Trennung der Verwendung von Infrastruktureinrichtungen, wie bspw. Anlegern in den Ausgangsdaten.

Der ergänzende Subindikator Dichte an Kanu- und Kajakverleihstationen sowie Rudervereinen (KKR) wurde erfasst, indem nach Ruder-, Kanu- und Kajakvereinen sowie nach Verleihstationen in der Modellregion recherchiert wurde.¹ Die Ergebnisse der Onlinerecherche wurden über die Angaben der Adressen digitalisiert. Hierdurch wurde ein Punktdatensatz erstellt, der mit einer Dichteanalyse in einem 10-x-10-m-Raster bewertet wurde. Die Bewertung wurde in einem anschließenden Geoverarbeitungsschritt normalisiert (Abb. 2).

Ein weiterer Subindikator, der eine eigene Erstellung der Grundlagendaten bedarf, ist die Dichte der Angelvereine (AV). Bei der Recherche nach den Angelvereinen wurde zunächst der Oberverband gesucht und sich dann systematisch abwärts nach den einzelnen Vereinen vorgearbeitet. Diese Rechercheergebnisse wurden mit einer Internetrecherche (Suchbegriff „Angeln + Donau“) abgeglichen. Gefundene Vereine wurden tabellarisch aufgelistet und als Point-Feature digitalisiert. Dieser Datensatz war Eingang für eine anschließende Dichteanalyse. Der Subindikator ausgewiesene Angelgewässer (AAG) basiert auf einer Onlinerecherche nach Karten, die anschließend georeferenziert wurden. Der Workflow erforderte im nächsten Schritt eine Digitalisierung der Gewässer, die in ein Raster mit dem Wert 100 übertragen wurden. Ebenfalls ist der Fischbesatz (FiB) ein regional ergänzend einzusetzender Subindikator für die Berechnung des menschlichen Beitrags (Gleichung 9), der spezifisch für das Freizeitangeln aufgestellt wurde. Der mittels Telefonbefragung recherchierte Fischbesatz wurde in der Tabelle der digitalisierten Angelgewässer aufgenommen. Der Wertebereich wurde in einem weiteren Schritt normalisiert.

Die Anzahl an Personenschiffahrtsunternehmen pro Flusskilometer ist ein weiterer lokal anwendbarer Subindikator für die Berechnung des menschlichen Beitrags kultureller ÖSL von Flusslandschaften. Bewertungsgrundlage ist eine Digitalisierung der Recherche nach Schifffahrtsanbietern und deren Routen. Die Routen wurden auf die bayerische Donau übertragen, so dass für jeden Flusskilometerabschnitt eine Anzahl an Anbietern ermittelt werden konnte. Dieses Ergebnis wurde in ein Raster übertragen (10 × 10 m Auflösung) und normalisiert. Der BfN-Fluss-Auen-Segment-Datensatz wurde als Dateneingang für die Angaben und die Abgrenzung der Flusskilometer genutzt. Sonderfahrten (z. B. Adventfahrten) wurden bei der Bewertung nicht berücksichtigt. Die Befahrbarkeit (rechtliche Einschränkungen) von Fließgewässern mit Booten wurde in einem weiteren Subindikator abgebildet, der auf eigenen Recherchen und der Übertragung der Rechercheergebnisse auf Flusskilometer gründet. Flussabschnitte, die befahren werden können, wurden mit dem Wert 100 klassifiziert und Abschnitte, die nicht befahrbar sind, mit dem Wert 0. Die Klassifikation wurde für nicht motorisierte Boote und motorisierte Boote vorgenommen. Beide Ergebnisse wurden summiert und zu dem Subindikator BefA normalisiert. Bewertungs-

¹ Der Einsatz von OSM-Daten wurde getestet, jedoch wiesen die selektierten Daten sehr große regionale Unterschiede auf.

Kulturelle Ökosystemleistungen

grundlagen für die Befahrbarkeit des Fallbeispiels Donau mit motorisierten und nicht-motorisierten Boote waren unter anderem das Verzeichnis der Befahrungsregelungen (DKV 2011, 2016, GDWS 2014, BMVI 2015).

Tab. 11: Ergänzende Subindikatoren und Bewertungsgrößen für eine lokale Operationalisierung des menschlichen Beitrags.

Subindikatoren (lokal)	Abk.	Einheit	Bewertungsmethode	Datenquelle
Dichte an Kanu- und Kajakverleih-stationen sowie Rudervereinen	KKR	0 – 100	Onlinerecherche und Digitalisierung von Vereinen, normalisierte Dichte von Punkten in einem 1000-m-Suchradius für das Untersuchungsgebiet	Eigener Datensatz (basierend auf einer Onlinerecherche)
Dichte an Angelvereinen	AV	0 – 100	Onlinerecherche und Digitalisierung von Vereinen, normalisierte Dichte von Punkten in einem 1000-m-Suchradius für das Untersuchungsgebiet	
Ausgewiesene Angelgewässer	AAG	100 $\hat{=}$ ja 0 $\hat{=}$ nein	Georeferenzierung von Angelkarten und Digitalisierung der ausgewiesenen Angelgewässer (AAG), die mit dem Wert 100 in ein 10-x-10- m-Raster als AAG transformiert werden	
Fischbesatz	FiB	0 – 100	Telefonische Befragung der Vereine und Übertragung der Besatzzahlen in die digitalisierten Angelgewässer, Normalisierung des ermittelten Wertebereichs	
Anzahl an Personenschifffahrtsunternehmen	PSU	0 – 100	Onlinerecherche der Personenschifffahrtsunternehmen und deren Routen, Übertragung der Rechercheergebnisse auf das Fließgewässer, um je Flusskilometer eine Anzahl an Personenschifffahrtsunternehmen zu erhalten, die abschließend zwischen 0 und 100 normalisiert werden	
Befahrbarkeit (rechtliche Einschränkungen)	BefA	100 $\hat{=}$ ja 0 $\hat{=}$ nein	Recherche nach rechtlichen Einschränkungen für die Nutzung von Fließgewässern mit motorisierten und nicht motorisierten Booten und Übertragung der Ergebnisse auf Flusskilometer	
Wanderwege und Radwegenetz	WNERWEITERUNG	Integration in die WN Berechnung, s. Tab. 10: Normalisierte Dichte von Linien in einem 1000-m-Suchradius	Geoportal Bayern für bayerische Rad- und Wanderwege	

2.5 Erfassung und Bewertung der Nutzung kultureller Ökosystemleistungen mit dem KÖSL^{MAP}-Verfahren

Der aufgestellte Bewertungsrahmen für kulturelle ÖSL von Flusslandschaften wurde differenziert in Bereitstellung und Nachfrage (Abb. 1). In den RESI wurde die indikatorbasierte Erfassung und Bewertung der Bereitstellung kultureller ÖSL nach dem KÖSL^{MAP}-Ansatz integriert (s. Kap. 2.1). Die Quantifizierung der Erholungsnutzung und Wertschätzung von Flusslandschaften wurde im Projekt RESI über eine Befragung mit einem integrierten Mapping-Werkzeug vorgenommen (Rybanov et al. 2018). Da in der Praxis die Erstellung und Durchführung einer Befragung zur Quantifizierung der Nutzung von Flusslandschaften nicht immer gegeben ist, folgt an dieser Stelle die Vorstellung von Subindikatoren zur Quantifizierung der Nutzung in einem GIS nach dem KÖSL^{MAP}-Ansatz.

- Bevölkerungszahlen (BZ, Zensusdaten in 1-x-1-km-Kacheln): Nach Paracchini et al. (2014) werden für einen kurzen Ausflug in der Wohnumgebung durchschnittlich 4 km zurückgelegt. Der Subindikator BZ berechnet für jeden Mittelpunkt eines 1-km-Fischnetzes die Summe der Bevölkerungszahl (Quelle der Bevölkerungszahlen: Statistische Ämter des Bundes und der Länder 2018) in einem 4-km-Radius. Das Fischnetz überlappt mit dem Untersuchungsraum. Der Subindikator bezieht sich auf einen Personenkreis, der sich aufgrund der Wohnnähe ohne längere Fahrzeiten in der Flusslandschaft erholen könnte.
- Übernachtungszahlen (ÜnZ, fünfjähriges Mittel auf Kreisebene (NUTS -3)): Der Subindikator überträgt den fünfjährigen Mittelwert von Gästeübernachtungen je Kreis auf den Untersuchungsraum. Die Übernachtungszahlen stammen aus den Statistikabteilungen der Landesbehörde und wurden aus den monatlichen Zahlen errechnet (Bayerisches Landesamt für Statistik o. J.). In einem weiteren Arbeitsschritt wurden die Polygone in Raster umgewandelt und zum Subindikatorergebnis normalisiert. Der Wert jeder Rasterzelle entspricht dem fünfjährigen Mittelwert der Gästeübernachtungen je Kreis. Der Subindikator (Abkürzung: ÜnZ) bezieht sich vor allem auf (Kurz-)Reisen. Da bei Tagesausflügen oder Erholungsausflügen mit der Dauer bis zu vier Stunden keine Übernachtungen anfallen, wurde ÜnZ durch drei dividiert zum Endergebnis dieses Subindikators.
- Passagiere je Flusskilometer (Pas, dreijähriges Mittel): Über die Befragung von Personenschiffahrtsunternehmen wurde die Passagieranzahl eines Jahres ermittelt. Diese Angaben wurden in einem weiteren Schritt auf die gefahrenen Flusskilometer des Anbieters übertragen. Die Routen der Anbieter waren zuvor auf Grundlage des BfN-Fluss-Auen-Segment-Datensatzes und einer Digitalisierung der Routen je Anbieter räumlich abgebildet worden (vgl. Kap. 2.4.2). Die Anzahl der Passagiere der verschiedenen Anbieter auf einem Flusskilometer wurden summiert und in einem Punktdatensatz übertragen. Hieraus wurde eine Dichte mit einem Suchradius von 1000 m berechnet. Es wurde die Punktdichte berechnet, da sich die Passagiere nicht nur auf dem Fließgewässer aufhalten, sondern auch Landbesuche tätigen. Das Ergebnis wurde in einem weiteren Arbeitsschritt zum Subindikator Pas normalisiert. Der Subindikator richtet sich speziell an die Nutzung eines Fließgewässers für die motorisierte Ausflugsschiffahrt.
- Mitglieder von Ruder- und Kanuvereinen (MVK): Über eine Befragung wurde die Anzahl der Vereinsmitglieder eines Jahres ermittelt und in eine Spalte in die Vereinskoordinaten übertragen. Die Vereine wurden für die Berechnung des menschlichen Beitrags recherchiert und digitalisiert (s. Kap. 2.4.2). Paddelnde legen bei einer Kanutour zwischen 10 und 15 Kilometer zurück (CanoeGuide 2016), so dass eine Punktdichte mit der Mitgliederzahl als

Kulturelle Ökosystemleistungen

Dichtewertfeld und einem Suchradius von 6 km (halbe Strecke) berechnet wurde. Es wurde angenommen, dass die Anzahl der Vereinsmitglieder Rückschlüsse auf die Nutzung des Fließgewässers zulässt. Die Interpolation wurde abschließend zum Subindikator MVK normalisiert.

- Für einen weiteren Subindikator wurde die Anzahl der vergebenen Angellizenzen (AL) bei den recherchierten und digitalisierten Vereinen abgefragt (Villamagna et al. 2014). Die Angeltgewässer der Lizenzen wurden digitalisiert und erhielten den Wert der vergebenen Angellizenzen. Dieses Ergebnis wurde in einem Raster normalisiert (Subindikator AL).
- Aufgesuchte Orte von Befragten (AOB): Dieser ergänzende Subindikator AOB konnte integriert werden, da bei einer Befragung nach den aufgesuchten Erholungsorten gefragt wurde. Bei einer Tour sollte der wichtigste Besuchspunkt oder ein wichtiger Haltepunkt während der Tour entlang des Flusses auf einer Karte markiert werden (Rayanov et al. 2018). Die Punkte wurden auf das Untersuchungsgebiet reduziert. Der Subindikator wurde aus der normalisierten Punktdichte mit einem 1000-m-Suchradius berechnet.

Die Subindikatoren wurden zu einem Ergebnisraster der Nutzung summiert (Gleichung 10). Hierbei wurden die Ergebnisse einer repräsentativen Befragung zur Freizeitnutzung großer Fließgewässer zur Gewichtung der Subindikatoren gewässerspezifischer Freizeitnutzungen (z. B. Angeln) einbezogen (Rayanov et al. 2018). Fotoplattformen oder Social-Media-Daten wurden hingegen nicht in die Bewertung der Nutzung integriert, da die Repräsentativität nicht zwangsläufig gegeben ist.

$$f_{Nutzung} = [BZ + \ddot{U}nZ + (Pas * 0,1) + (MVK * 0,05) + (AL * 0,04) + AOB]^{normalisiert} \quad \text{Gl. 10}$$

mit:

- BZ = Bevölkerungszahlen
- ÜnZ = Übernachtungszahlen
- Pas = Passagiere je Flusskilometer
- MVK = Mitglieder von Ruder- und Kanuvereinen
- AL = Angellizenzen
- AOB = Aufgesuchte Orte der Befragten

3 Zusammenfassung

In diesem Beitrag wurde ein Index zur Erfassung und Bewertung der kulturellen ÖSL Landschaftsbild, Natur- und Kulturerbe, unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft (nichtwasserbezogene Aktivitäten) und Möglichkeiten für wasserbezogene Aktivitäten durch Merkmale der Flusslandschaft (wasserbezogene Aktivitäten) vorgestellt. Die indikatorbasierte Methode wird als KÖSL^{MAP}-Verfahren bezeichnet. Sie erfasst und bewertet kulturelle ÖSL von Flusslandschaften. Für die Bewertung wurde, abgeleitet von Haaren et al. (2014), ein praxistauglicher Bewertungsrahmen für kulturelle ÖSL erarbeitet und als Bewertungsgrundlage genutzt. Der Bewertungsrahmen beinhaltet die Bewertungsebenen Bereitstellung kultureller ÖSL, menschlicher Beitrag, Inanspruchnahme von kulturellen ÖSL und Nutzen für das menschliche Wohlergehen. Das KÖSL^{MAP}-Verfahren basiert auf räumlichen Daten, wodurch es räumlich und zeitlich reproduzierbar und transparent ist. Es erleichtert so eine Erfassung und Bewertung von kulturellen ÖSL in der Praxis.

Abgeleitet von Thiele et al. (2020) bietet das KÖSL^{MAP}-Verfahren für die Bewertung der Bereitstellung kultureller ÖSL und des menschlichen Beitrags (hier: Erholungsinfrastruktur) ein Indikatorset, das bundesweite Bewertungsergebnisse liefert. Für eine regionale Bewertung stellt die Methode ergänzende Subindikatoren bereit, die regionale Geodaten als Bewertungsgrundlage einbeziehen. Damit können kulturelle ÖSL von Flusslandschaften mit dem KÖSL^{MAP}-Verfahren sowohl bundesweit als auch lokal erfasst und bewertet werden (Thiele et al. 2020).

Da die Bewertung in Rasterform erfolgt, ist eine Integration in den RESI gesichert. Aus den Rastern der Indikatorbewertungen wurde für jedes Fluss-Auen-Kompartiment ein Mittelwert berechnet. Die erzeugten Mittelwerte wurden über eine Klassifikation in den fünfstufigen RESI transformiert. Vier Indikatoren bewerteten die Bereitstellung kultureller ÖSL: Landschaftsbild, Natur- und Kulturerbe, unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft und wasserbezogene Aktivitäten. Der menschliche Beitrag und die Inanspruchnahme wurden mit je einem Indikator bewertet.

Der Nutzen für das menschliche Wohlergehen (engl. benefit) konnte methodisch jedoch nicht über Indikatoren abgebildet werden, deren Bewertung auf räumlichen Daten basiert. Für die Bewertung der Benefits wurden Personen befragt, die Fließgewässer und Auen in der Freizeit nutzen (Rayanov et al. 2018).

4 Literaturverzeichnis

- AdV (2015): ATKIS-Objektartenkatalog Basis-DLM. Version 7.0.2.
- Albert, C., Galler, Hermes, J., Neuendorf, F., Haaren, C. von & Lovett, A. (2016): Applying ecosystem services indicators in landscape planning and management: The ES-in-Planning framework. – *Ecological Indicators* (61): 100-113.
- Ambrose-Oji, B. & Pagella, T. (2012): Spatial Analysis and Prioritisation of Cultural Ecosystem Services: A Review of Methods. Research Report, Forest Research. Surry.
- Arlinghaus, R. (2004): Angelfischerei in Deutschland - eine soziale und ökonomische Analyse. Berlin.
- Arlinghaus, R., Beardmore, B., Riepe, C., Meyerhoff, J. & Pagel, T. (2014): Species-specific preferences of German recreational anglers for freshwater fishing experiences, with emphasis on the intrinsic utilities of fish stocking and wild fishes. – *Journal of fish biology* 85 (6): 1843-1867.
- Aylward, B., Bandyopadhyay, J. & Belausteguigotia, J.C. (2005): Freshwater Ecosystem Services. In: Chopra, K. R. (Hrsg.): *Ecosystems and human well-being. Policy Responses*, Volume 3. Island Press. Washington, DC.
- Bark, R. H., Barber, M., Jackson, S., Maclean, K.; Pollino, C. & Moggridge, B. (2015): Operationalising the ecosystem services approach in water planning. A case study of indigenous cultural values from the Murray–Darling Basin, Australia. – *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 11 (3): 239-249.
- Bark, R. H., Robinson, C. J. & Flessa, K.W. (2016): Tracking cultural ecosystem services. Water chasing the Colorado River restoration pulse flow. – *Ecological Economics* 127: 165–172.
- Bastian, O., Haase, D. & Grunewald, K. (2012): Ecosystem properties, potentials and services – The EPPS conceptual framework and an urban application example. – *Ecological Indicators* 21: 7-16.
- Bayerisches Landesamt für Statistik (o. J.): Tourismus und Gastgewerbe. https://www.statistik.bayern.de/statistik/wirtschaft_handel/tourismus/index.html. (Stand: 27.2.2018).
- Beardmore, B., Haider, W., Hunt, L. M. & Arlinghaus, R. (2013): Evaluating the Ability of Specialization Indicators to Explain Fishing Preferences. – *Leisure Sciences* 35 (3): 273-292.
- Beichler, S. A. (2015): Exploring the link between supply and demand of cultural ecosystem services – towards an integrated vulnerability assessment. – *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 11 (3): 250-263.
- Bierwerth, G. (2014): Kulturerbe. In: *Online-Lexikon zur Kultur und Geschichte der Deutschen im östlichen Europa*. <http://ome-lexikon.uni-oldenburg.de/begriffe/kulturerbe/>. (Stand: 10.4.2020).
- BMVI (2015): Wassermotorräder auf Binnenschiffahrtsstraßen.
- Brown, G. & Kytä, M. (2014): Key issues and research priorities for public participation GIS (PPGIS). A synthesis based on empirical research. – *Applied Geography* 46: 122-136.
- Brown, G., Montag, J. M. & Lyon, K. (2012): Public Participation GIS. A Method for Identifying Ecosystem Services. – *Society & Natural Resources* 25 (7): 633-651.
- Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y. & Müller, F. (2014): Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands – Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification. – *Landscape Online* (34): 1-32.
- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S. & Müller, F. (2012): Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. – *Ecological Indicators* 21: 17-29.

- CanoeGuide (2016): Tageskilometer bei einer Kanutour. <https://www.canoeGuide.net/vorbereitung/tageskilometer-bei-einer-kanutour>. (Stand: 23.5.2016)
- Casado-Arzuaga, I., Onaindia, M., Madariaga, I. & Verbarg, P. H. (2014): Mapping recreation and aesthetic value of ecosystems in the Bilbao Metropolitan Greenbelt (northern Spain) to support landscape planning. – *Landscape Ecology* 29 (8): 1393-1405.
- Chan, K. M.A., Satterfield, T. & Goldstein, J. (2012): Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. – *Ecological Economics* 74: 8–18.
- CICES (Common International Classification of Ecosystem Service) (2013): Towards a Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) for Integrated Environmental and Economic Accounting. <https://cices.eu/resources/>. (Stand: 10.4.2020).
- CICES (Common International Classification of Ecosystem Service) (2018): Notes on the current revision (V5.1, 18/03/2018). https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2018/03/Finalised-V5.1_18032018.xlsx. (Stand 10.4.2020)
- Clerici, N., Paracchini, M.L. & Maes, J. (2014): Land-cover change dynamics and insights into ecosystem services in European stream riparian zones. – *Ecology & Hydrobiology* 14 (2): 107-120.
- Cooper, N., Brady, E., Steen, H. & Bryce, R. (2016): Aesthetic and spiritual values of ecosystems. Recognising the ontological and axiological plurality of cultural ecosystem 'services'. – *Ecosystem Services* 21: 218-229.
- Crampton, J. W. (2001): Maps as social constructions. Power, communication and visualization. – *Progress in Human Geography* 25 (2): 235-252.
- De Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L. & Willemsen, L. (2010): Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. – *Ecological Complexity* 7 (3): 260-272.
- Ditton, R. & Sutton, S. (2004): Substitutability in recreational fishing. – *Human Dimensions of Wildlife* 9: 87-102.
- DKV (Deutscher Kanu-Verband) (2011): DKV-Sportprogramm 2011. https://kanu-club-langenfeld.de/downloads/DKV_sportprogramm2011.pdf (Stand: 10.4.2020)
- DKV (Deutscher Kanu-Verband) (2016): http://www.kanu-bw.de/images/downloads/2016/Befahrungsregelungen_Vorg16_LKV01_NM.pdf (Stand: 10.4.2020)
- Dransch, D., Rotzoll, H. & Poser, K. (2010): The contribution of maps to the challenges of risk communication to the public. – *International Journal of Digital Earth* 3 (3): 292–311.
- Driver, B. & Knopf, R. (1976): Temporary escape: One product of sport fisheries management. *Fisheries* 1 (2): 21–29.
- DTV & DHV (Deutscher Tourismusverband e.V. & Deutscher Heilbäderverband e.V.) (Hrsg.) (2005): Begriffsbestimmungen – Qualitätsstandards für die Prädikatisierung von Kurorten, Erholungsorten und Heilbrunnen. 12. Auflage. Bonn.
- DWA (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.) (2016): Risiken an Badestellen und Freizeitgewässern aus gewässerhygienischer Sicht.
- Egoh, B., Drakou, E. G., Dunbar, M. B., Maes, J. & Willemsen, L. (2012): Indicators for mapping ecosystem services: a review. Publications Office of the European Union, 2012. Luxembourg, 114 S.
- Ensinger, J. (2015): Nordostdeutsche Angler im Vergleich – sozioökonomische Charakteristika, Einstellungen, Wahrnehmungen und Verhaltensweisen der Angler in Berlin, Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern.
- ESRI (Environmental Systems Research Institute) (2018a): <https://desktop.arcgis.com/de/arcmap/latest/extensions/spatial-analyst/what-is-the-spatial-analyst-extension.htm>. (Stand: 10.5.2019).

- ESRI (Environmental Systems Research Institute) (2018b): <https://pro.arcgis.com/de/pro-app/help/analysis/geoprocessing/modelbuilder/what-is-modelbuilder-.htm>. Stand 28.3.2019.
- Europäische Kommission (2011): <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/HTML/?uri=CELEX:52011DC0244&from=EN>. (Stand: 14.4.2019).
- Fedler, J. & Ditton, R. (1994): Understanding angler motivations in fisheries management. – *Fisheries* 19 (4): 6-13.
- Fish, R., Church, A. & Winter, M. (2016): Conceptualising cultural ecosystem services. A novel framework for research and critical engagement. – *Ecosystem Services* 21: 208–217.
- García-Nieto, A. P., Quintas-Soriano, C., García-Llorente, M., Palomo, I., Montes, C. & Martín-López, B. (2015): Collaborative mapping of ecosystem services. The role of stakeholders' profiles. – *Ecosystem Services* 13: 141-152.
- Gasse, J., Steinmetz, H. & Krampe, J. (2009): Untersuchungen zur hygienischen Qualität kleiner Fließgewässer. – *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 61 (11-12): 178–183.
- GDWS (Generaldirektion Wasserstraßen und Schifffahrt) (2014): Verkehrsbericht 2013. Generaldirektion Wasserstraßen und Schifffahrt - Außenstelle Süd. Würzburg.
- Gliozzo, G., Pettorelli, N. & Haklay, M. (2016): Using crowdsourced imagery to detect cultural ecosystem services. A case study in South Wales, UK. – *Ecology and Society* 21 (3): 6. [dx.doi.org/10.5751/ES-08436-210306](https://doi.org/10.5751/ES-08436-210306)
- Grizzetti, B., Lanza, D., Lique, C., Reynaud, A., Rankinen, K., Hellsten, S., Forsius, M. & Cardoso, A.-C. (2015): Cook-book for water ecosystem service assessment and valuation. Luxembourg, 135 S.
- Grunewald, K. & Bastian, O. (2013): Ökosystemleistungen (ÖSD) - mehr als eine Modewort? In: Grunewald, K. & Bastian, O. (Hrsg.): *Ökosystemdienstleistungen. Konzept, Methoden und Fallbeispiele*. Springer Spektrum. Berlin: 1-11.
- Guerrero, P., Møller, M.S., Olafsson, A. S. & Snizek, B. (2016): Revealing Cultural Ecosystem Services through Instagram Images. The Potential of Social Media Volunteered Geographic Information for Urban Green Infrastructure Planning and Governance. – *Urban Planning* 1 (2): 1.
- Haaren, C. von, Albert, C., Barkmann, J., de Groot, R.S., Spangenberg, J.H., Schröter-Schlaack, C. & Hansjürgens, B. (2014): From explanation to application. Introducing a practice-oriented ecosystem services evaluation (PRESET) model adapted to the context of landscape planning and management. – *Landscape Ecology* 29 (8): 1335-1346.
- Haines-Young, R. & Potschin, M. (2013): Common International Classification of Ecosystem Services (CICES), 34 S.
- Haines-Young, R. & Potschin, M. B. (2018): Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure.
- Hanna, D. E. L., Tomscha, S. A., Ouellet Dallaire, C., Bennett, E. M. & Hooftman, D. (2018): A review of riverine ecosystem service quantification. Research gaps and recommendations. – *Journal of Applied Ecology* 55 (3): 1299-1311.
- Hauck, J., Winkler, K. J. & Priess, J. A. (2015): Reviewing drivers of ecosystem change as input for environmental and ecosystem services modelling. – *Sustainability of Water Quality and Ecology* 5: 9-30.
- Hermes, J., Albert, C. & Haaren, C. von (2018): Assessing the aesthetic quality of landscapes in Germany. – *Ecosystem Services* 31: 296–307.
- Hermes, J., Albert, C., Schmücker, D., Barkmann, J. & Haaren, C. von (unveröffentlicht): Die Qualität der Landschaft für Feierabend- und Wochenenderholung in Deutschland: Potenzial, Dar-

- gebot, Präferenzen, Nutzung. Ergebnisse des F+E-Vorhabens „Erfassung und Bewertung kultureller Ökosystemleistungen in Deutschland“.
- Hirons, M., Comberti, C. & Dunford, R. (2016): Valuing Cultural Ecosystem Services. – *Annual Review of Environment and Resources* 41 (1): 545-574.
- Howe, C., Suich, H., Vira, B. & Mace, G.M. (2014): Creating win-wins from trade-offs? Ecosystem services for human well-being: A meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world. – *Global Environmental Change* 28: 263-275.
- Hunt, L. M. (2005): Recreational Fishing Site Choice Models. Insights and Future Opportunities. – *Human Dimensions of Wildlife* 10 (3): 153-172.
- Kandziora, M., Burkhard, B. & Müller, F. (2013): Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. – *Ecological Indicators* 28: 54-78.
- Kerr, G.N. & Swaffield, S.R. (2012): Identifying Cultural Service Values of a Small River in the Agricultural Landscape of Canterbury, New Zealand, Using Combined Methods. – *Society & Natural Resources* 25 (12): 1330-1339.
- Kienast, F., Degenhardt, B., Weilenmann, B., Wäger, Y. & Buchecker, M. (2012): GIS-assisted mapping of landscape suitability for nearby recreation. – *Landscape and Urban Planning* 105 (4): 385-399.
- Kompetenzzentrum Wasser Berlin (o. J.): Hygienisch relevante Mikroorganismen und Krankheitserreger in multifunktionalen Gewässern und Wasserkreisläufen (FLUSSHYGIENE). <https://www.kompetenz-wasser.de/de/project/flusshygiene/>. (Stand: 22.8.2019).
- Larondelle, N., Haase, D. & Kabisch, N. (2014): Mapping the diversity of regulating ecosystem services in European cities. – *Global Environmental Change* 26: 119-129.
- Liquete, C., Piroddi, C., Drakou, E.G., Gurney, L., Katsanevakis, S., Charef, A. & Egoh, B. (2013): Current status and future prospects for the assessment of marine and coastal ecosystem services. A systematic review. – *PloS one* 8 (7): 1-15.
- Lokgariwar, C., Chopra, R., Smakhtin, V., Bharati, L. & O’Keeffe, J. (2013): Including cultural water requirements in environmental flow assessment. An example from the upper Ganga River, India. – *Water International* 39 (1): 81-96.
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Murphy, P., Paracchini, M.-L., Barredo, J., Grizzetti, B., Cardoso, A., Somma, F., Petersen, J.-E., Meiner, A., Gelabert, E., Zal, N., Kristensen, P., Bastrup-Birk, A., Biala, K., Romao, C., Piroddi, C., Egoh, B., Fiorina, C., Santos, F., Naruševičius, V., Verboven, J., Pereira, H., Bengtsson, J., Kremena, G., Marta-Pedroso, C., Tord, S., Estreguil, C., San Miguel, J., Braat, L. Grêt-Regamey, A., Perez-Soba, M., Degeorges, P., Beaufaron, G., Lillebø, A., Malak, D.A., Liquete, C., Condé, S., Moen, J., Östergård, H., Czúcz, B., Drakou, E.G., Zulian, G. & Laval, C. (2014): Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020 Environment. 2nd Report – Final. Publications office of the European Union, Luxembourg. Technical Report 080.
- Maltby, E. & Acreman, M.C. (2011): Ecosystem services of wetlands. Pathfinder for a new paradigm. – *Hydrological Sciences Journal* 56 (8): 1341-1359.
- McGarigal, K. & Marks, B. (1995): FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Portland, 122 S.
- Melstrom, R. T., Lupi, F., Esselman, P.C. & Stevenson, R.J. (2015): Valuing recreational fishing quality at rivers and streams. – *Water Resources Research* 51 (1): 140-150.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005a): Ecosystems and human well-being. Synthesis. Island Press. Washington, DC.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005b): Ecosystems and human well-being: Wetlands and water. Synthesis. Island Press. Washington, DC.

- Morrison, W. (o. J.): Estimation of Secchi Depth from Turbidity Data in the Willamette River at Portland (14211720). http://or.water.usgs.gov/will_morrison/images/secd_tbdy_linear_graph.png. (Stand: 19.12.2020).
- Paracchini, M. L., Zulian, G., Kopperoinen, L., Maes, J., Schägner, J. P., Termansen, M., Zandersen, M., Perez-Soba, M., Scholefield, P. A. & Bidoglio, G. (2014): Mapping cultural ecosystem services. A framework to assess the potential for outdoor recreation across the EU. – *Ecological Indicators* 45: 371–385.
- Peña, L., Casado-Arzuaga, I. & Onaindia, M. (2015): Mapping recreation supply and demand using an ecological and a social evaluation approach. – *Ecosystem Services* 13: 108–118.
- Plieninger, T., Dijks, S., Oteros-Rozas, E. & Bieling, C. (2013): Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level. – *Land Use Policy* 33: 118–129.
- Podschun, S. A., Albert, C., Costea, G., Damm, C., Dehnhardt, A., Fischer, C., Fischer, H., Foeckler, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Hartje, V., Hoffmann, T. G., Hornung, L., Iwanowski, J., Kasperidus, H. D., Linnemann, K., Mehl, D., Rayanov, M., Ritz, S., Rumm, A., Sander, A., Schmidt, M., Scholz, M., Schulz-Zunkel, C., Stammel, B., Thiele, J., Venohr, M., von Haaren, C., Wildner, M. & Pusch, M. (2018b): RESI - Anwendungshandbuch: Ökosystemleistungen von Flüssen und Auen erfassen und bewerten, 187 S. + XI.
- Podschun, S. A., Thiele, J., Dehnhardt, A., Mehl, D., Hoffmann, T. G., Albert, C., Haaren, C. von, Deutschmann, K., Fischer, C., Scholz, M., Costea, G. & Pusch, M. (2018b): Das Konzept der Ökosystemleistungen - eine Chance für integratives Gewässermanagement. – *Hydrologie & Wasserbewirtschaftung* 62 (6): 453-468.
- Rabe, S.-E., Gantenbein, R., Richter, K.-F. & Grêt-Regamey, A. (2018): Increasing the credibility of expert-based models with preference surveys – Mapping recreation in the riverine zone. – *Ecosystem Services* 31: 308-317.
- Rayanov, M., Dehnhardt, A., Glockmann, M., Hartje, V., Hirschfeld, J., Lindow, M., Sagebiel, J., Thiele, J. & Welling, M. (2018): Der ökonomische Wert von Flusslandschaften für Naherholung – eine Zahlungsbereitschaftsstudie in vier Regionen Deutschlands. – *Hydrologie & Wasserbewirtschaftung* 62 (6): 410-422.
- Robinson, A. H. & Petchenik, B. B. (1975): The Map as a Communication System. – *The Cartographic Journal* 12 (1): 7-15.
- Rodrigues, J. M. G. (2015): Cultural Services in Aquatic Ecosystems. In: Chicharo, L., Müller, F. & Fohrer, N. (Hrsg.): *Ecosystem Services and River Basin Ecohydrology*. Springer Netherlands. Dordrecht: 35-56.
- Russi, D., ten Brink, P., Farme, A., Badura, T., Coates, D., Förster, J. & Davidson, N. (2012): *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Water and Wetlands*. IEEP. London and Brussels, 84 S.
- Schäffer, S. (2016): *Naturerfahrungen und Gesundheit. Motorische Fähigkeiten, subjektive Gesundheitseinschätzungen und Einblicke in den Alltag von Waldkindergartenkindern*.
- Schindler, S., Sebesvari, Z., Damm, C., Euller, K., Mauerhofer, V., Schneidergruber, A., Biró, M., Essl, F., Kanka, R., Lauwaars, S.G., Schulz-Zunkel, C., van der Sluis, T., Kropik, M., Gasso, V., Krug, A., T. Pusch, M., Zulka, K.P., Lazowski, W., Hainz-Renetzeder, C., Henle, K. & Wrabka, T. (2014): Multifunctionality of floodplain landscapes. Relating management options to ecosystem services. – *Landscape Ecology* 29 (2): 229-244.
- Schirpke, U., Meisch, C., Marsoner, T. & Tappeiner, U. (2018): Revealing spatial and temporal patterns of outdoor recreation in the European Alps and their surroundings. – *Ecosystem Services* 31: 336-350.
- Schröter, M., Barton, D.N., Remme, R.P. & Hein, L. (2014): Accounting for capacity and flow of ecosystem services. A conceptual model and a case study for Telemark, Norway. – *Ecological Indicators* 36: 539-551.

- Seidl, R. & Stauffacher, M. (2013): Evaluation of river restoration by local residents. – *Water Resources Research* 49 (10): 7077-7087.
- Statistische Ämter des Bundes und der Länder (2018): Fläche und Bevölkerung nach Ländern <https://www.statistikportal.de/de/bevoelkerung/flaeche-und-bevoelkerung> (Stand: 2.8.2019).
- Tenerelli, P., Demšar, & Luque, S. (2016): Crowdsourcing indicators for cultural ecosystem services. A geographically weighted approach for mountain landscapes. – *Ecological Indicators* 64: 237-248.
- Tengberg, A., Fredholm, S., Eliasson, I., Knez, I., Saltzman, K. & Wetterberg, O. (2012): Cultural ecosystem services provided by landscapes. Assessment of heritage values and identity. – *Ecosystem Services* 2: 14-26.
- Thiele, J., Albert, C., Hermes, J. & Haaren, C. von (2020): Assessing and quantifying offered cultural ecosystem services of German river landscapes. – *Ecosystem Services* (42): 101080.
- Thiele, J., Haaren, C. von & Albert, C. (2019): Are river landscapes outstanding in providing cultural ecosystem services? An indicator-based exploration in Germany. – *Ecological Indicators* (101): 31-40.
- Tockner, K., Pusch, M., Borchardt, D. & Lorang, M.S. (2010): Multiple stressors in coupled river-floodplain ecosystems. – *Freshwater Biology* 55: 135-151.
- Tockner, K. & Stanford, J.A. (2002): Riverine flood plains. Present state and future trends. – *Environmental Conservation* 29 (03): 308-330.
- Tunstall, S. M., Penning-Rowsell, E.C., Tapsell, S.M. & Eden, S.E. (2000): River Restoration. Public Attitudes and Expectations. – *Water and Environment Journal* 14 (5): 363-370.
- Vermaat, J. E., Wagtendonk, A.J., Brouwer, R., Sheremet, O., Ansink, E., Brockhoff, T., Plug, M., Hellsten, S., Aroviita, J., Tylec, L., Giełczewski, M., Kohut, L., Brabec, K., Haverkamp, J., Poppe, M., Böck, K., Coerssen, M., Segersten, J. & Hering, D. (2016): Assessing the societal benefits of river restoration using the ecosystem services approach. – *Hydrobiologia* 769 (1): 121-135.
- Vidal-Abarca Gutiérrez, M.R. & Suárez Alonso, M.L. (2013): Which are, what is their status and what can we expect from ecosystem services provided by Spanish rivers and riparian areas? – *Biodiversity and Conservation* 22 (11): 2469-2503.
- Villamagna, A.M., Angermeier, P.L. & Bennett, E.M. (2013): Capacity, pressure, demand, and flow. A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery. – *Ecological Complexity* 15: 114-121.
- Villamagna, A.M., Mogollón, B. & Angermeier, P.L. (2014): A multi-indicator framework for mapping cultural ecosystem services. The case of freshwater recreational fishing. – *Ecological Indicators* 45: 255-265.
- Vlachopoulou, M., Coughlin, D., Forrow, D., Kirk, S., Logan, P. & Voulvoulis, N. (2014): The potential of using the Ecosystem Approach in the implementation of the EU Water Framework Directive. – *The Science of the total environment* 470-471: 684-694.
- Vollmer, D., Prescott, M.F., Padawangi, R., Girot, C. & Grêt-Regamey, A. (2015): Understanding the value of urban riparian corridors. Considerations in planning for cultural services along an Indonesian river. – *Landscape and Urban Planning* 138: 144-154.
- Vörösmarty, C. J., McIntyre, P.B., Gessner, M.O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S.E., Sullivan, C.A., Liermann, C.R. & Davies, P.M. (2010): Global threats to human water security and river biodiversity. – *Nature* 467: 555-561.
- Walz, U. & Stein, C. (2014): Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. – *Journal for Nature Conservation* 22 (3): 279-289.

- Wantzen, K. M., Ballouche, A., Longuet, I., Bao, I., Bocoum, H., Cissé, L., Chauhan, M., Girard, P., Gopal, B., Kane, A., Marchese, M.R., Nautiyal, P., Teixeira, P. & Zalewski, M. (2016): River Culture. An eco-social approach to mitigate the biological and cultural diversity crisis in riverscapes. – *Ecohydrology & Hydrobiology* 16 (1): 7-18.
- Wolff, S., Schulp, C.J.E. & Verburg, P. H. (2015): Mapping ecosystem services demand. A review of current research and future perspectives. *Ecological Indicators* 55: 159-171.
- Wood, S. A., Guerry, A.D., Silver, J.M. & Lacayo, M. (2013): Using social media to quantify nature-based tourism and recreation. – *Scientific reports* 3 : 2976: 1-7.
- Yoshimura, N. & Hiura, T. (2017): Demand and supply of cultural ecosystem services. Use of geotagged photos to map the aesthetic value of landscapes in Hokkaido. – *Ecosystem Services* 24: 68-78.
- Zander, K.K. & Straton, A. (2010): An economic assessment of the value of tropical river ecosystem services. Heterogeneous preferences among Aboriginal and non-Aboriginal Australians. – *Ecological Economics* 69 (12): 2417-2426.

Anwendung des RESI Habitatindex für die Modellregionen am Oberrhein

DAMM, C., LOTTI, J., FISCHER-BEDTKE, C., FOCKLER, F., GELHAUS, M., RUMM, A., SCHOLZ, M., STAMMEL, B. & L. GERSTNER

Inhaltsverzeichnis

1	Modellgebiete am Oberrhein.....	254
2	Polder Altenheim.....	256
2.1	Gebietsbeschreibung.....	256
2.2	Vergleichszustände.....	257
2.3	Ergebnisse ÖSL Habitatbereitstellung.....	258
2.3.1	Altenheim – Ausgangszustand.....	258
3	Rastatter Rheinaue.....	259
3.1	Gebietsbeschreibung.....	259
3.2	Szenarien.....	259
3.3	Ergebnisse ÖSL Habitatbereitstellung.....	261
3.3.1	Rastatter Rheinaue – Status Quo.....	261
3.3.2	Rastatter Rheinaue – Szenario.....	261
4	Hördter Rheinaue.....	261
4.1	Gebietsbeschreibung.....	261
4.2	Szenarien.....	262
4.3	Ergebnisse ÖSL Habitatbereitstellung.....	263
4.3.1	Hördt – Status Quo.....	263
4.3.2	Hördt – Szenario.....	264
5	Hessisches Ried.....	264
5.1	Gebietsbeschreibung.....	264
5.2	Szenarien.....	265
5.3	Ergebnisse der ÖSL Habitatbereitstellung.....	267
5.3.1	Hessisches Ried – Status Quo.....	267
5.3.2	Hessisches Ried – Szenario.....	267
6	Diskussion/Fazit.....	268
7	Datengrundlagen.....	269
8	Literatur.....	270

1 Modellgebiete am Oberrhein

Für eine beispielhafte Anwendung des RESI wurden vier Gebiete am Oberrhein in Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz und Hessen ausgewählt (s. Abb. 1). Der Rhein ist die am stärksten genutzte und wirtschaftlich wichtigste Wasserstraße Deutschlands und Westeuropas. Er hat eine Gesamtlänge von 1.239 km, wovon 880 km schiffbare Wasserstraße sind (Becker et al. 2015). Die Größe des Einzugsgebietes beträgt 185.000 km². Die Modellgebiete verteilen sich über den Oberrhein zwischen Offenburg und der Mainmündung.

Geologisch ist die Oberrheinische Tiefebene ein Grabenbruch, der sich als eine 300 km lange und im Schnitt 40 km breite Flachlandebene zwischen Basel im Süden und den Städten Frankfurt und Wiesbaden im Norden erstreckt. Spannungen in Erdkruste und -mantel führten im Tertiär vor 45 Millionen Jahren zu einer Absenkung der Erdoberfläche und damit zur Entstehung des Oberrheingrabens, welcher nachfolgend mit Erosionsmaterial aus dem Einzugsgebiet aufgefüllt wurde (Gallusser et al. 1992).

Das am Rhein vorherrschende hydrologische Regime ist geprägt durch hohe Sommerhochwasser von Mai bis Juli aufgrund der Schneeschmelze in den Alpen sowie durch niedrige Wasserstände im Winter von Dezember bis Januar. Zwischen Basel und Straßburg fließt der Rhein in seiner ehemaligen Furkationszone mit einem Gefälle von 1 ‰, wechselt daraufhin in die Übergangszone mit einem Gefälle von 0,5 bis 0,8 ‰, bis er in Karlsruhe in seine Mäanderzone mit einem Gefälle von 0,3 ‰ und weniger übergeht. Diese Gefälleänderungen schaffen naturräumlich günstige Bedingungen für eine Vielzahl an Lebensräumen (Kremer 2010), die jedoch heute aufgrund weitreichender anthropogener Eingriffe bereits beträchtliche Arten- und Habitatverluste erleiden mussten. Charakteristisch für die Oberrheinische Tiefebene ist ein mildes Klima mit hohen Durchschnittstemperaturen und Niederschlägen zwischen 500–800 mm im Jahr. Sie ist eine der wärmsten Regionen Deutschlands und bietet auf Grund ihrer langen Vegetationsperiode optimale Bedingungen für viele Pflanzenarten. Die Böden sind typischerweise durch fluvio-glaziale Ablagerungen, also Sande und Kies oder äolischen Löss, geprägt. Lokal treten mit kristallinem Material gefüllte Schwemmkegel auf (Gallusser et al. 1992). Die klimatischen Bedingungen führen zu fruchtbaren Böden, die ideal für die landwirtschaftliche Nutzung sind. Im potentiell natürlichen Zustand wäre die Rheinebene dominiert von Waldlandschaften aus Eichen- und Hainbuchenlaubwäldern oder Buchenwäldern am östlichen Rand. In den Überflutungsaue des Oberrheins lässt sich die typische Verteilung von Weichholzwäldern aus Silberweiden in niedriger gelegenen, häufiger überstauten Bereichen und Hartholzwäldern mit Stieleichen, sowie in abnehmendem Maß Ulmen und Eschen in den höher gelegenen Bereichen beobachten (Gallusser et al. 1992), zu denen lokal noch Traubenkirschen-Eschen-Erlenwälder der Randsenken kommen.

Die Modellgebiete liegen bis auf den Polder Altenheim unterhalb der letzten Staustufe in Iffezheim, sodass die Längsdurchgängigkeit des Rheins im Bereich dieser Testgebiete nicht eingeschränkt ist. Dennoch haben zwei Jahrhunderte des Flussausbaus die Gewässerstruktur und die Auen des Rheins stark verändert. Der Flusslauf wurde begradigt, die Ufer mit Blocksteinen befestigt und viele Seitenarme vom Hauptfluss abgetrennt. Darüber hinaus sind die Retentionsflächen beträchtlich geschrumpft. So wurden 80 bis 90 % der ehemaligen Flussaue des südlichen Oberrheins vom Überflutungsregime abgetrennt, während der nördliche Bereich mit Verlusten von 65 bis 80 % etwas weniger stark betroffen, aber ebenfalls sehr anfällig gegenüber Hochwasserereignissen ist (Brunotte et al. 2009). Durch erhebliche Retentionsraumverluste im gesamten Oberrhein sind flächenhafte Maßnahmen zur Wiederherstellung verbesserter Hochwassersicherheit von großer Bedeutung in diesem Flussabschnitt (HSK 1978) und machen einen erheblichen Teil der untersuchten Maßnahmen aus.

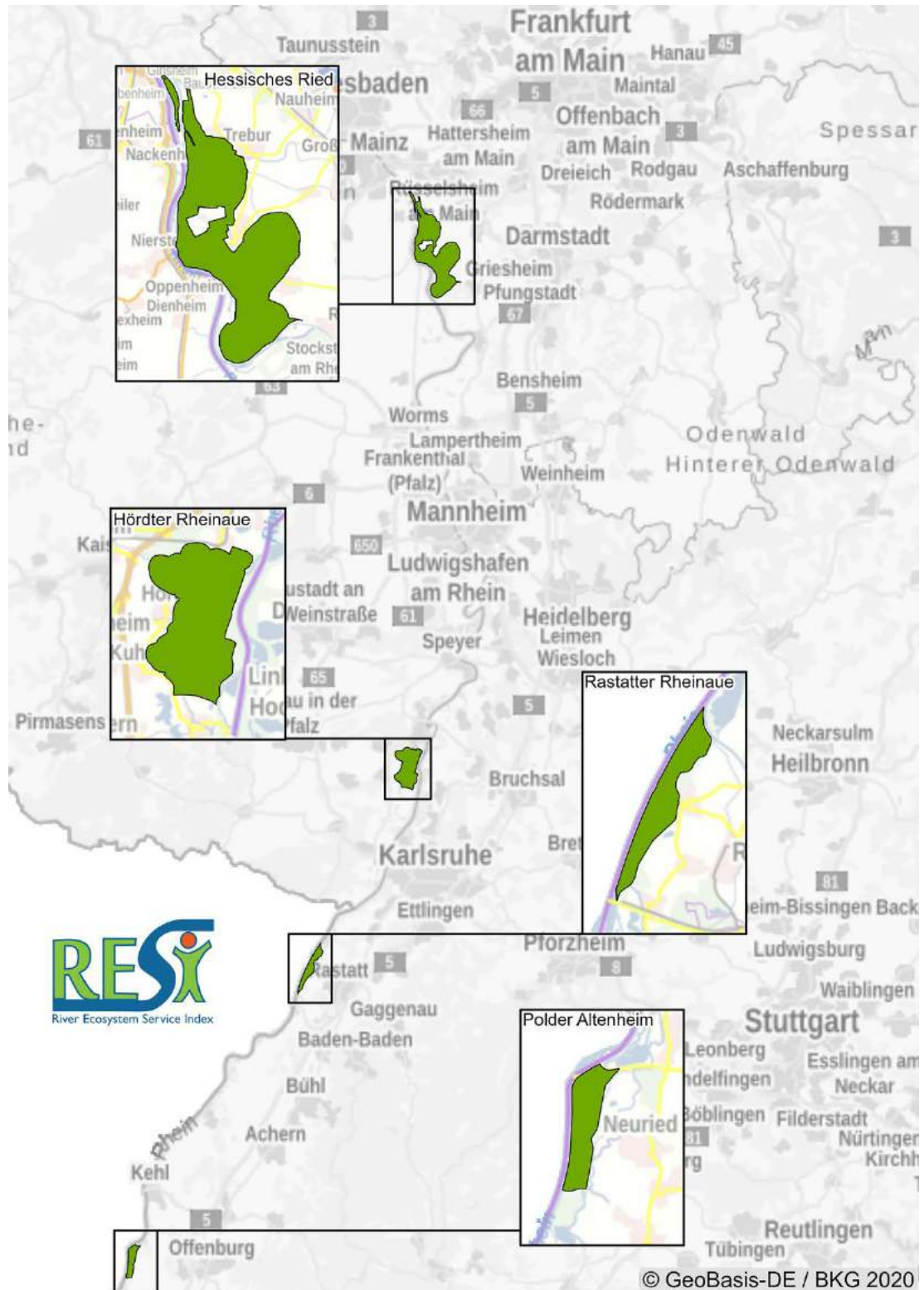


Abb. 1: Übersicht der Modellgebiete in der Oberrheinaue

2 Polder Altenheim

2.1 Gebietsbeschreibung

Der 520 ha große Flutungspolder Altenheim am südlichen Oberrhein südlich von Kehl/Straßburg wurde 1987 im Rahmen des baden-württembergischen Integrierten Rheinprogrammes (IRP) in der rechtsrheinischen Altaue in Betrieb genommen. Er bietet damit die Möglichkeit, den RESI an einer seit 30 Jahren umgesetzten Maßnahme zu testen. Schäden an Vegetation und Fauna durch die ersten Flutungen wurden zum Anlass genommen, ein inzwischen in vielen Einsätzen bewährtes Regime abgestufter Anpassungsflutungen zu etablieren, für das der Polder technisch zunächst nicht eingerichtet war. Nach inzwischen mehr als 160 Anpassungsflutungen und 10 Retentions-einsätzen liegen durch ein breites Monitoring sehr gute Daten zu den ökologischen Auswirkungen der Flutungen im Polderraum vor (Pfarr 2014). Der Polderraum ist überwiegend bewaldet, landwirtschaftliche Flächen wurden z. T. extensiviert und der Kiesabbau hat seit Inbetriebnahme einen erheblichen Raum eingenommen (Abb. 2). Die zu untersuchende Maßnahme ist in diesem Fall damit keine Prognose, sondern der realisierte Polderbau, d. h. es werden die Zustände vor (1987) und nach (2015) Bau des Polders verglichen.

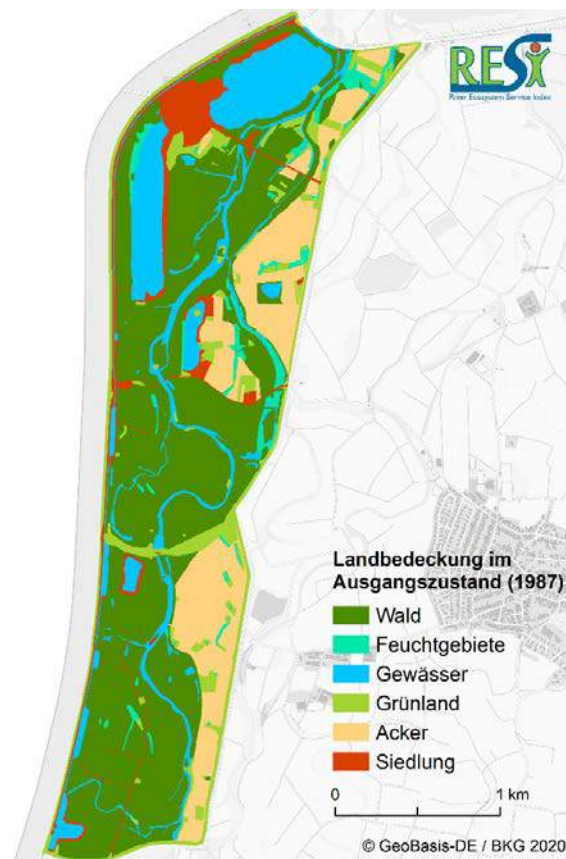


Abb. 2: Landbedeckung im Ausgangszustand (1987) im Polder Altenheim

2.2 Vergleichszustände

Die durch den RESI-Habitatindex zu beurteilenden unterschiedlichen Situationen sind

- a) der Biotopzustand vor dem Bau des Polders (Kartierung Semmelmann (1988) in RPK 1991).
- b) der Biotopzustand drei Jahrzehnte nach dem Bau des Polders.

Für den Ausgangszustand wird davon ausgegangen, dass die zur Zeit der Erfassung 1987 schon fortgeschrittenen Bauarbeiten des Polders das relevante Biotopinventar der gesamten Polderfläche noch nicht nennenswert verändert haben und damit nahezu der Zustand vor dem Polderbau abgebildet wird. Die in der damaligen Karte nicht klassifizierten Bereiche wurden in Absprache mit dem Regierungspräsidium Freiburg (Frau U. Pfarr) der Einheit Acker zugeordnet. Für den aktuellen Zustand wurden die Daten der speziellen Biotopkartierung des Landes Baden-Württemberg sowie für die verbleibenden Flächen die Landnutzungsdaten des LBM-DE2012 verwendet.

Wesentliche Veränderungen zwischen den Jahren 1987 und 2015 ergeben sich durch die Anpassungen der Biotoptypen aufgrund des Flutungsbetriebs (Tab. 1). Als weitere, nicht durch den Polderbau verursachte Änderung ist die Ausweitung des Kiesabbaus zu sehen, die nennenswerte Flächen des Auwaldes zerstört hat. Um diesen Einfluss herauszurechnen, wurden im aktuellen Zustand (2014) die seit der Kartierung 1987 hinzugekommenen Flächen des Kiessees entsprechend der Biotopausstattung in ihrem Ausgangszustand (Wald) bewertet und dem Bereich der Anpassungsflutungen der Stufe 3 (s. Tab. 1 Anpassungsflutungsstufen für den Polder Altenheim) zugeordnet.

Ergänzend zum Berechnungsalgorithmus wurden in den Polderprojekten Altenheim und Hördt die Anpassungsflutungen (AF) als biotopverbessernde Maßnahme flächenhaft berücksichtigt. Dazu wurden den Biotopwerten der Einzelbiotope in Altenheim in den von den drei Stufen (Abb. 3) der Anpassungsflutungen erreichten Flächen*, Boni in folgender Höhe zugeordnet:

Tab. 1: Anpassungsflutungsstufen für den Polder Altenheim

Stufe der AF	Bonus	Begründung der Bonushöhe
Stufe 1 ($< 30\text{m}^3/\text{s}$)	+0,75 Punkte	Wasserstand in Gewässern und Schluten steigt. Betroffenheit v.a. aquatischer/semi-aquatischer Lebensräume mit weitgehend bestehender Wasserprägung. Altauenmalus wird nahezu aufgehoben
Stufe 2 ($< 50\text{m}^3/\text{s}$)	+0,5 Punkte	Ausuferung beginnt flächenhaft, Anpassungen nachweisbar
Stufe 3 ($< 80\text{m}^3/\text{s}$)	+0,25 Punkte	Großflächige Überflutung, aber hohe Jährlichkeit (ca. 10-jährlich), damit geringere Adaptationswirkung

* Die Flächenpolygone der Überflutungsflächen wurden freundlicherweise vom Regierungspräsidium Freiburg zur Verfügung gestellt

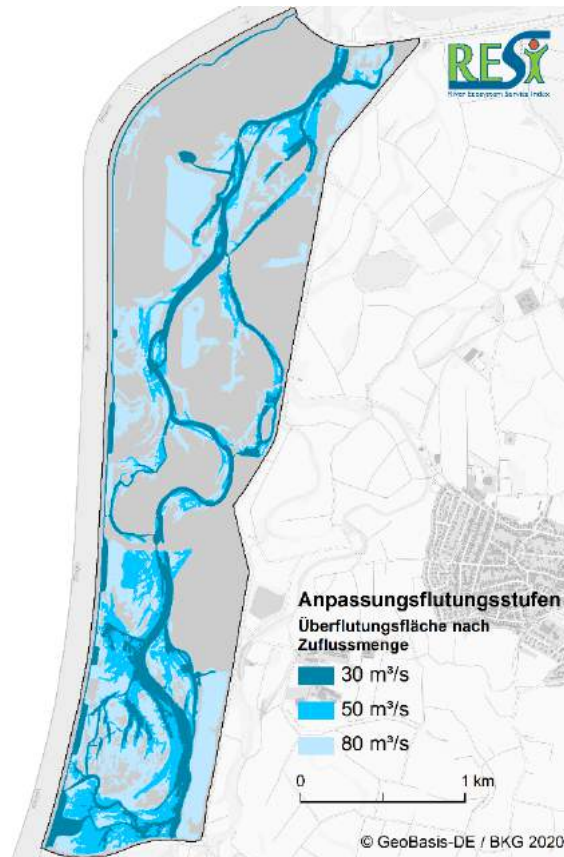


Abb. 3: Flächen der Anpassungsflutungsstufen im Polder Altenheim

2.3 Ergebnisse ÖSL Habitatbereitstellung

2.3.1 Altenheim – Ausgangszustand

Die Abbildung 4a zeigt die Bewertung der ÖSL Habitatbereitstellung im Zustand vor dem Polderbau. Bereits im Ausgangszustand wird der Polderbereich mit einem durchschnittlichen RESI-Habitatwert von 3 bewertet. Die Waldflächen haben primär einen guten Habitatwert, der aber einerseits durch die bereits existierende Abtrennung von der rezenten Aue (= Altauen-Malus), andererseits durch die ackerbauliche Nutzung in den Randbereichen in der Gesamtfläche reduziert wird.

2.3.1.1 Altenheim – Aktueller Zustand

Verbesserungen im Vergleich zum Ausgangszustand gibt es vor allem in Bereichen, die großflächig von Anpassungsflutungen beeinflusst, d.h. aufgewertet werden (Abb. 4b). Im nördlichsten Auen-Kompartiment kommt es zu einer Abwertung durch den Poldermalus, die aufgrund der verhältnismäßig kleinen Fläche der Anpassungsflutung nicht kompensiert wird.

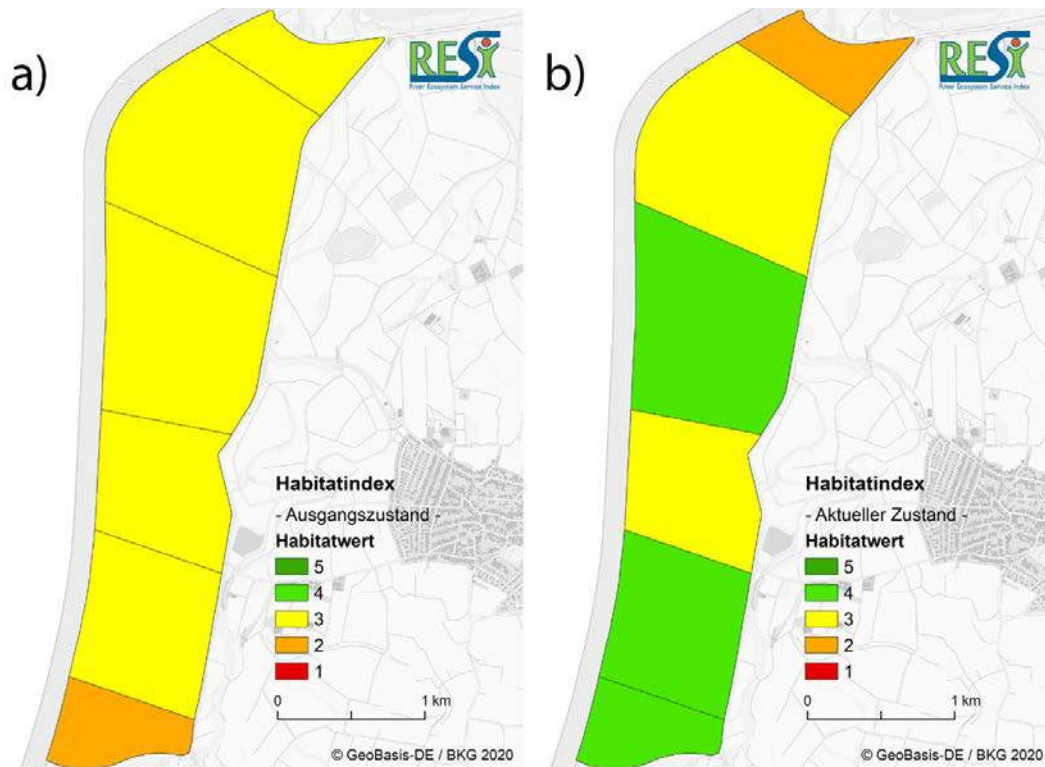


Abb. 4: Polder Altenheim – Habitatwerte für a) Ausgangszustand (1987) und b) Aktueller Zustand (2015)

3 Rastatter Rheinaue

3.1 Gebietsbeschreibung

Das Modellgebiet der Rastatter Rheinaue liegt rechtsrheinisch zwischen Rhein-km 336 und km 344,5 in Baden-Württemberg. Das 850 ha große Naturschutzgebiet liegt in der rezenten Aue kurz unterhalb der letzten Rheinstaustufe Iffezheim und damit im frei fließenden, aber weiterhin stark kanalisierten Abschnitt des Rheins. Die Flächen werden zum größeren Teil forstwirtschaftlich genutzt (v.a. Hybridpappelanbau, Unterbau truppweise mit Eiche), Teile der vorhandenen aber überalterten Weichholzauwälder sind ungenutzt. Landwirtschaftliche Pflegeflächen und Kiesabbaugewässer sind nur wenig vorhanden.

Die zu untersuchenden Maßnahmen sind aktuell in Entwicklung befindliche Gewässervernetzungsprojekte, welche das ehemalige, weitgehend degenerierte Seitengewässersystem des Rheins mit erheblichen zusätzlichen Wassermengen beaufschlagen sollen. Damit einher geht in diesem Szenario eine Aufgabe der forstlichen Nutzung sowie eine Renaturierung von Abschnitten des Rheinufers durch Uferrenaturierungsmaßnahmen. Grundlage für die Auswertung der ÖSL Habitatbereitstellung ist ein dem Vorhabensleitbild entsprechend prognostizierter Zustand in der Zukunft.

3.2 Szenarien

Der RESI-Habitatindex vergleicht im Testgebiet Rastatter Rheinaue den Status Quo (2015, vereinfacht in Abb. 5a) mit einer Zukunftsplanung für den Raum, welche aktuell auf ihr Potential für eine spätere Umsetzung untersucht wird (Machbarkeitsstudie). Zur Wiederherstellung von naturnäheren Zuständen in der durch Fluss-Auen-Entkopplung weitgehend statischen, bzw. degenerierenden und in Auflandung befindlichen Aue, beschäftigt sich das Aueninstitut des Karlsruher Institut für Technologie (KIT) derzeit mit einem Vorhaben zur Redynamisierung der Rheinaue

durch verbesserten hydraulischen Anschluss an den Hauptstrom. Dazu sollen Optionen einer Reaktivierung und Neuschaffung von Gewässerverbindungen zwischen dem Hauptgerinne des Rheins und noch vorhandenen Seitenrinnen in der Aue sowie Uferrenaturierungen im Hauptstrom untersucht werden. Im Szenario wurden folgende Veränderungen angenommen:

1. Eine Verbreiterung der Rinnen in der Aue (Vergrößerung der Fließgewässerfläche).
2. Darin Entstehung von Kiesbänken.
3. Umwandlung aller nicht naturnaher Waldbestände (Hybridpappelbestände) in naturnahe Auenwälder (etwa 50 % Weichholzauwald, 50 % Hartholzauwald entsprechend der relativen Geländehöhe – zwischen den in das Gelände extrapolierten Rheinwasserständen bei Mittelwasser und dem 1-jährlichen Hochwasser).
4. Entsteinung des Rheinuferes in bestimmten Abschnitten. Dafür wurde ein 20 m breiter rechtsrheinischer Korridor mit Uferfluren (RESI-Typ „Lebensraum an Fließgewässern unterhalb des Mittelwassers“ mit sehr hohem Biotopwert angenommen (s.a. Fischer-Bedtke et al. 2020, Anlage 2, in diesem Buch).

Die Biotoptypen des Ausgangszustandes entstammen einer Vegetationskartierung, die im Rahmen einer Bachelorarbeit im Sommer 2015 durchgeführt wurde (Frietsch 2015). Das Szenario ist ein angenommener Biotopzustand nach Umsetzung umfassender Maßnahmen (Abb. 5b), der an das Leitbild einer dynamisierten Aue dieses Naturraumes angelehnt ist. Die Uferentwicklungsbereiche entstammen den Szenarien einer Dissertationsarbeit (Diaz-Redondo et al. 2018).

Im Status Quo wurden Fauna-Flora-Habitat (FFH)-Erhaltungszustände verwendet, die dem Managementplan für das FFH-Gebiet 7015-341 „Rheinniederung zwischen Wintersdorf und Karlsruhe“ entnommen wurden. Im Szenario wurden keine Biotoperhaltungszustände verwendet, da der Erhaltungszustand zukünftiger Zustände nicht prognostizierbar ist. Angenommen wurde daher ein mittlerer Erhaltungszustand (B).

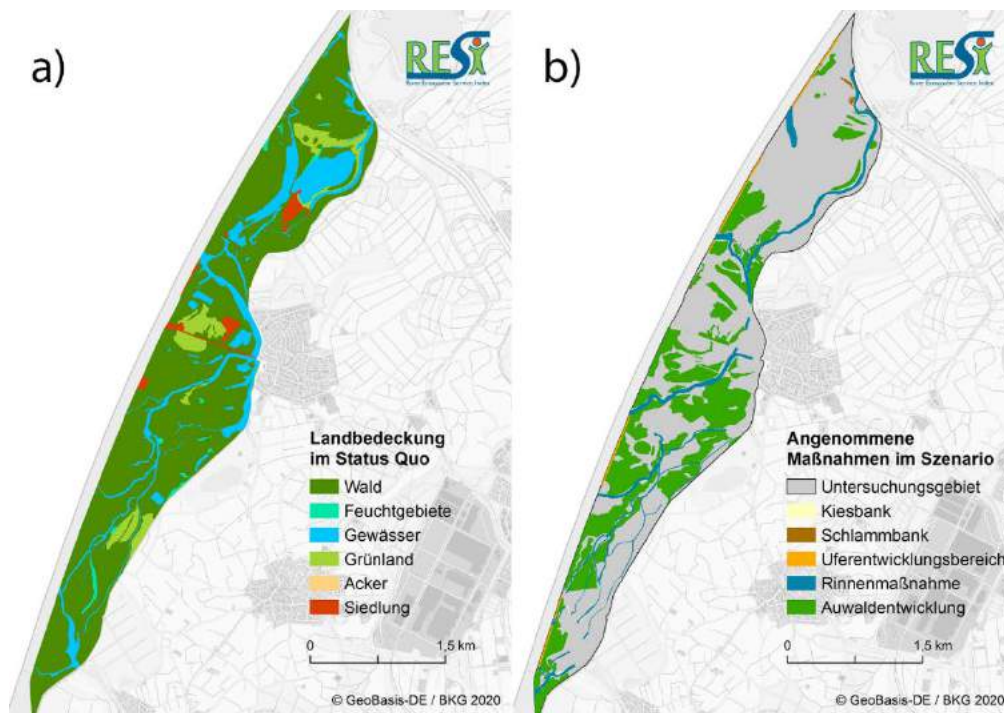


Abb. 5: Aktuelle Landbedeckung (a) und angenommene Maßnahmen im Szenario (b) für die Rastatter Rheinaue

3.3 Ergebnisse ÖSL Habitatbereitstellung

3.3.1 Rastatter Rheinaue – Status Quo

In die Bewertung der Rastatter Rheinaue fließen nur die Bereiche der rezenten Aue mit ein, da die Maßnahmen des Szenarios sich auch nur in dieser auswirken würden. Der durchschnittliche RESI-Habitatwert ist bereits im Ausgangszustand hoch, wird in den mittleren Kompartimenten vor allem durch die großen Pappelforstbestände etwas abgewertet. Im südlichsten Kompartiment liegen ebenfalls fast ausschließlich durch den Einzelparameter „Biotopwert“ schlecht bewertete Pappelforste (Abb. 6a).

3.3.2 Rastatter Rheinaue – Szenario

Das Szenario für die Rastatter Rheinaue verbessert die ohnehin positive Bewertung des Raumes. Durch Rinnenaufweitungen und -anbindungen in der Aue, Rheinuferabsenkungen und Umwandlung der auenuntypischen Pappelbestände in Auwald wird eine für die Habitatbereitstellung optimierte Auenlandschaft wiederhergestellt (Abb. 6b).

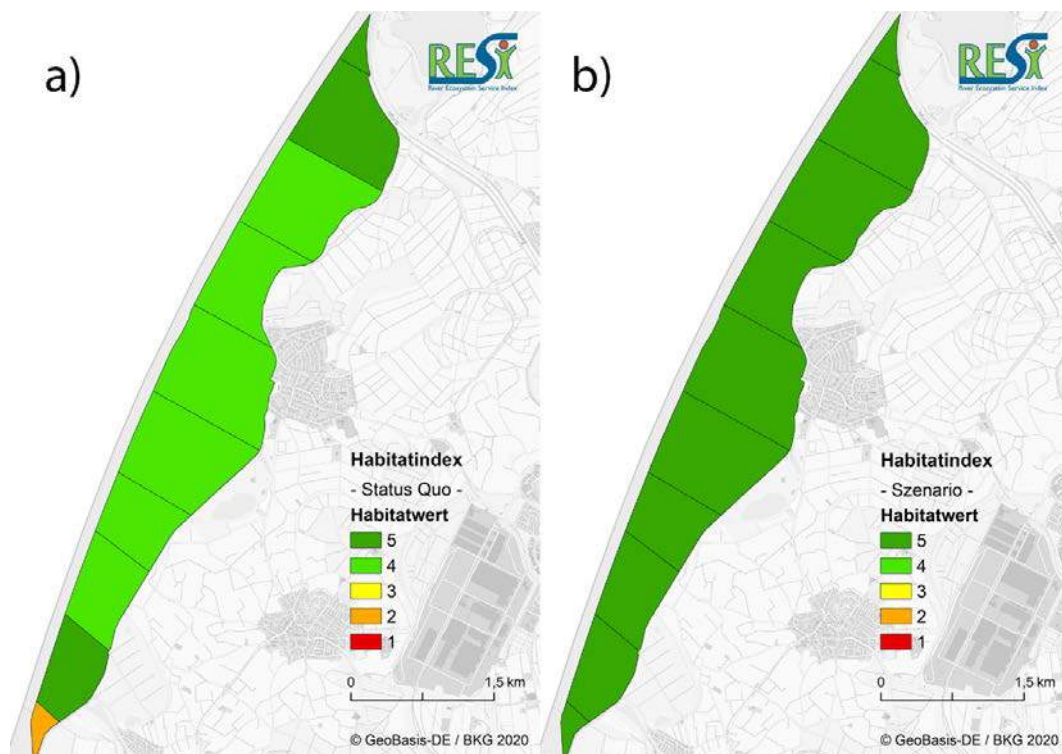


Abb. 6: Rastatter Rheinaue – Habitatwerte für a) Status Quo und b) Szenario

4 Hördter Rheinaue

4.1 Gebietsbeschreibung

Die Hördter Rheinaue liegt linksrheinisch zwischen Karlsruhe und Mannheim/Ludwigshafen. Es handelt sich um einen mehr als 2000 ha großen Altauenbereich, der von einem ausgeprägten Hochufer begrenzt ist. Die Flächen werden landwirtschaftlich und in tiefer liegenden Bereichen

forstwirtschaftlich genutzt (Abb. 7). Aufgrund ihrer Größe und Lage oberstrom des bedeutenden Industriezentrums um Mannheim und Ludwigshafen stehen die Flächen seit Langem in der Diskussion als potenzieller Retentionsraum. Gleichzeitig haben sie hohen naturschutzfachlichen Wert und darüber hinaus erhebliches Entwicklungspotenzial.

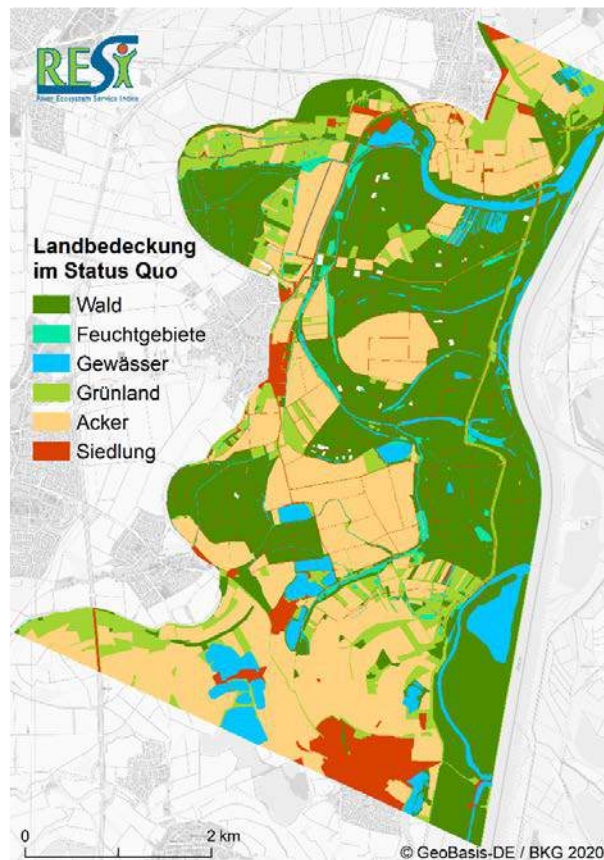


Abb. 7: Aktuelle Landbedeckung in der Hördter Rheinaue

4.2 Szenarien

Im Zentrum verschiedener Optionen für den zukünftigen Hochwasserrückhalt in der Region steht als erstes RESI-Szenario der 860 ha große Extremhochwasserpolder Hördt. Das Vorhaben ist nach langer und schwieriger regionaler Diskussion seit 2015 in der Hochwasserschutzplanung des Landes Rheinland-Pfalz verankert, die Baumaßnahme des neuen Polderdeiches befindet sich in der Planfeststellung. Der Polder umfasst einen überwiegend von Wald, nur zum geringeren Teil von landwirtschaftlichen Flächen bedeckten Teil der Hördter Rheinaue (Altaue). Aufgrund der Planung für den Einsatz bei Hochwassern mit einer Jährlichkeit von > 200 Jahren wird auf technische Einlassbauwerke verzichtet und nur mit Überlaufschwelen im Rheinhauptdamm und einem Entleerungsbauwerk geplant. Anpassungsflutungen sind dreistufig auf bis zu 137 ha der Polderfläche vorgesehen (Abb. 8a).

Als zweites Szenario wird eine Deichrückverlegung unter Nutzung des natürlichen Hochufers untersucht, welche eine deutlich größere Fläche umfasst (ca. 1.780 ha; Abb. 8b). Die Biotoptypen des Ausgangszustandes entstammen einer Vegetationskartierung, welche im Rahmen des Regionalen Raumordnungsverfahrens durchgeführt wurde (Vegetationskarte in SFN 2008). Kleinere Randbereiche wurden mit Daten des LBM-DE 2012 ergänzt, da dort keine genaueren Biotopdaten ver-

fürbar waren. Die Daten der speziellen Biotopkartierung des Landes Rheinland-Pfalz wurden berücksichtigt, sind aber schon in der verwendeten Karte des Raumordnungsverfahrens enthalten.

Wie im Regelwerk Damm et al. (2020, in diesem Buch) beschrieben, werden die Deichflächen des neuen Polders als Grünland und die Altaue wie im Status Quo bewertet.

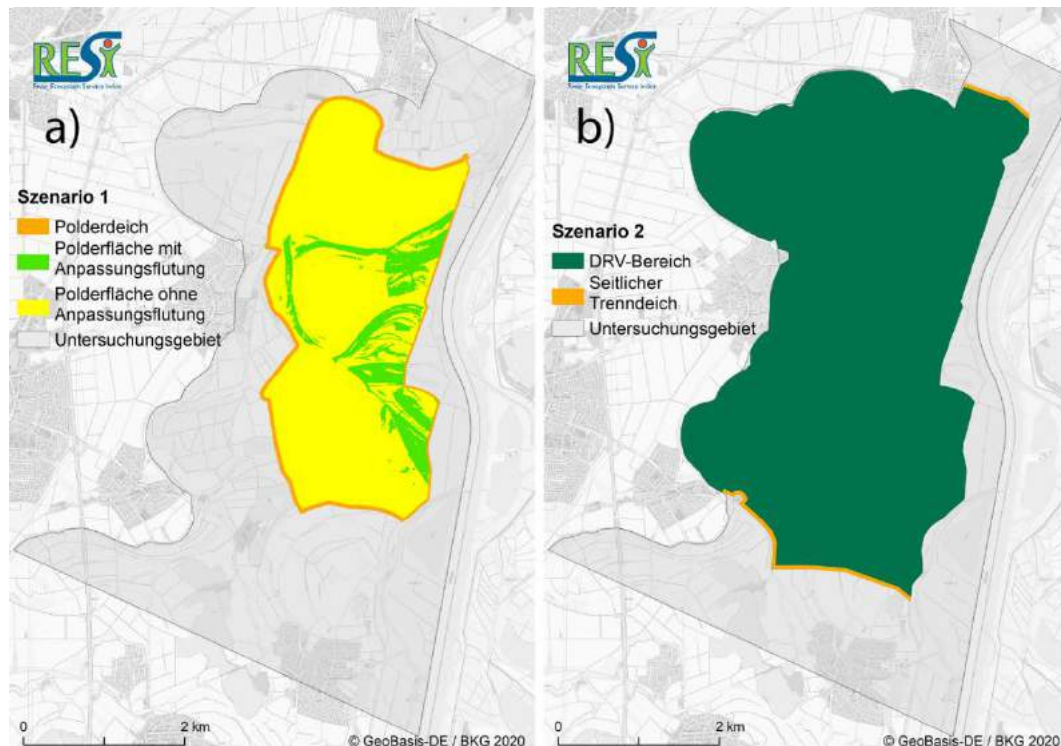


Abb. 8: Hördter Rheinaue – Flächenübersicht zu a) Szenario 1 und b) Szenario 2

Innerhalb der Anpassungsflutungsflächen (Abb. 8a) wird eine Umwandlung der dortigen Waldtypen in Hartholzauwald und Weichholzaue angenommen (je nach Höhenlage: Grenze zwischen MW und HW1). Alle anderen Biotope werden belassen, da eine Überschwemmung alle 200 Jahre keinerlei ökologische Veränderungen in Richtung einer Auenanpassung bewirkt. Die im seltenen Retentionsfall eintretende Schädigung wird mit einem Abschlag von -0,25 beim Biotopwert verrechnet (Poldermalus). Eine Umwandlung von Ackerflächen findet im Szenario nicht statt, da eine fortdauernde landwirtschaftliche Nutzung dieser Flächen geplant ist.

Bei der Berechnung des Szenarios einer großen Deichrückverlegung (Abb. 8b) wurden seitliche Trenndeiche (im Norden und Süden) in den Dimensionen der Polderdeiche konstruiert sowie eine Aufteilung der Ackerflächen in Wald, Grünland und Feuchtgebiet angenommen (entsprechend dem Aufteilungsschlüssel (Damm et al. 2020 in diesem Buch)).

4.3 Ergebnisse ÖSL Habitatbereitstellung

4.3.1 Hördt – Status Quo

Der Status Quo zeigt den von Ausdeichung (= Altauenmalus) und ackerbaulicher Nutzung eingeschränkten Habitatwert in der gesamten Altaue. Lediglich vom Überflutungsregime abgetrennte Waldbereiche der Altauen-Kompartimente können die nördlichen Kompartimente um eine (bis zwei) Klassen aufwerten. Die beiden südlichsten Altauen-Kompartimente sind fast ausschließlich landwirtschaftlich geprägt (Abb. 9a).

4.3.2 Hördt – Szenario

Im Polderszenario 1 ist eine Verbesserung der Habitatbereitstellung speziell in den Bereichen der geplanten Anpassungsflutungen zu erkennen, in denen auch die Umwandlung der Waldbestände in Auwald zur Verbesserung der Habitatbewertung beiträgt. Die Abwertung des zweitnördlichsten Altauen-Kompartiments (rot) ist in der veränderten Fläche begründet (höherer Ackeranteil im kleineren Zuschnitt des Szenarios).

Die Deichrückverlegung beeinflusst die Bewertung der Habitatbereitstellung durch die erwartete Landnutzungsänderung (Damm et al. 2020 in diesem Buch) und den Wegfall des Altauenmalus in den betroffenen Bereichen über die gesamte Fläche sehr stark. Die neue rezente Aue wird so durchgehend mit 4 („gut“) bewertet (s. Abb. 9b). Im Deichrückverlegungsszenario wurden die Forste nicht zu Auwald umgewandelt, wodurch eine Verbesserung auf die Stufe 5 möglich gewesen wäre. D. h., eine noch bessere Habitatbewertung könnte entsprechend durch eine angenommene Entwicklung der großen Laubforstbestände (Biotopwert 3) hin zu Auwäldern erreicht werden (Abb. 9c).

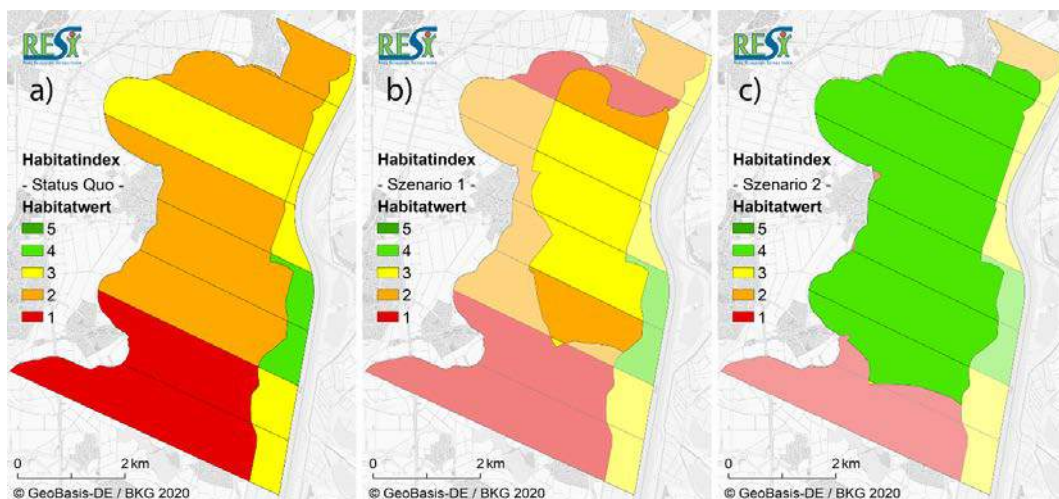


Abb. 9: Hördter Rheinaue – Habitatwerte für a) Status Quo, b) Szenario 1 (Polder) und c) Szenario 2 (Deichrückverlegung)

5 Hessisches Ried

5.1 Gebietsbeschreibung

Der RESI-Untersuchungsraum im Hessischen Ried reicht vom Stockstadt-Erfelder Altrhein (Naturschutzgebiet Kühkopf-Knoblochsau) bis nördlich von Trebur, ca. 3,5 km oberhalb der Mainmündung, und umfasst im Wesentlichen die morphologische Rheinaue. Die sehr große Altaue des Hessischen Riedes ist weitgehend waldfrei und von intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen geprägt (Abb. 10), wobei große Flächen annähernd frei von Siedlungsbereichen sind und daher schon vor mehr als zwei Jahrzehnten Gegenstand einer Studie im Auftrag des Landes Hessen zur Einrichtung von Fließpoldern waren (Mock et al. 1990). Hierbei wurden verschiedene Flächenvarianten mit jeweils mehreren Tausend Hektar Umfang untersucht, die Grundlage für die hier untersuchten Szenarien sind. Die sehr schmale rezente Aue wird von Sommerdeichen unterteilt, deren Aufgabe ein Szenario (Abb. 11, Szenario 1) darstellt.

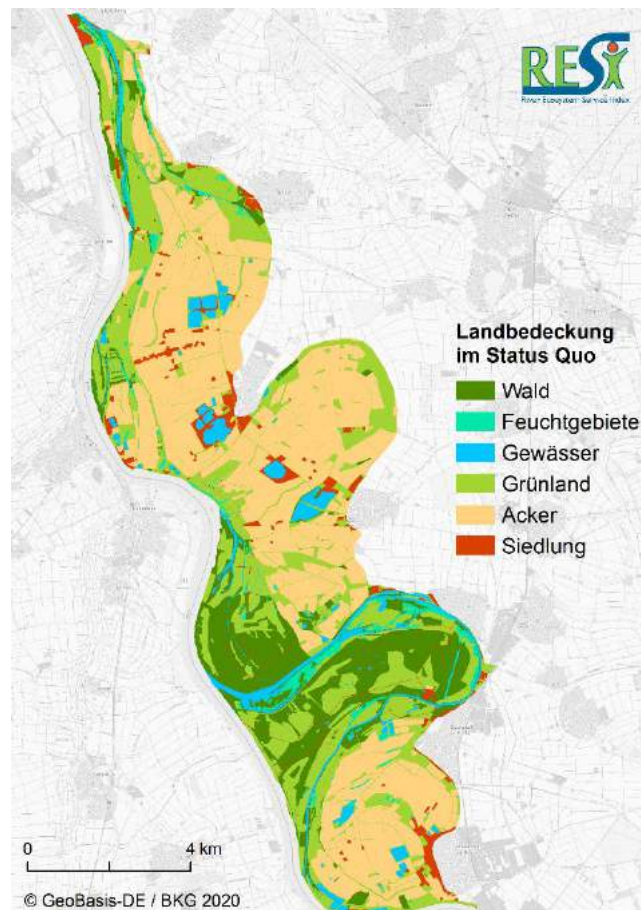


Abb. 10: Aktuelle Landbedeckung im Hessischen Ried

5.2 Szenarien

Im Modellgebiet Hessisches Ried wird der Status Quo mit folgenden Szenarien verglichen (Abb. 11):

1. Aufgabe aller Sommerdeiche. Es erfolgt eine Umwandlung von Ackerland entsprechend dem Umwandlungsschlüssel 1:1:1 (Damm et al. 2020 in diesem Bericht)
2. Deichrückverlegung Leeheim (ca. 400 ha)
3. Fließpolder bis Hessenaue (Leeheim – Geinsheim – südlich Hessenaue) = Variante A (ca. 1740 ha)
4. Fließpolder bis Trebur/Ginsheim (Leeheim – Geinsheim – Hessenaue – Trebur – Astheim – Ginsheim) = Variante B (ca. 3.170 ha)

Die Szenarien bauen aufeinander auf, d. h. sie werden kumulativ in der genannten Reihenfolge und nicht separat betrachtet.

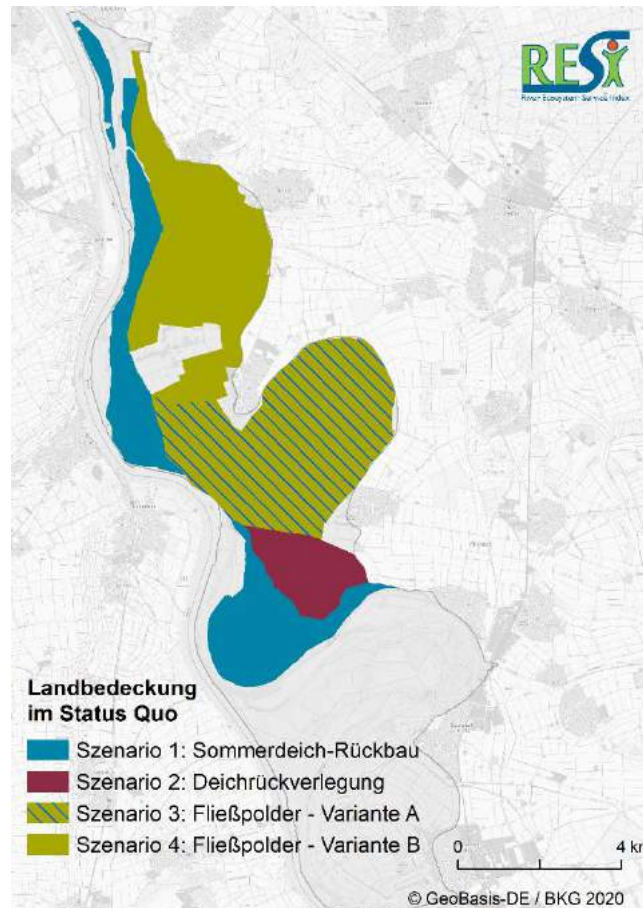


Abb. 11: Szenarienräume im Hessischen Ried

Im Status Quo werden von Sommerdeichen geschützte Bereiche als rezente Aue bewertet (kein Malus für eingeschränktes Überflutungsregime). Im Modellraum Hessisches Ried findet innerhalb der rezenten Aue die Bewertung für die Sommerdeich-Bereiche separat statt.

Ein weiteres hier verwendetes Szenario ist eine schon in der lokalen Diskussion befindliche Deichrückverlegung südlich von Leeheim (ca. 400 ha; Abb. 11, Szenario 2). In der Deichrückverlegungsfläche fällt der Altauenmalus weg, da die Fläche damit zur rezenten Aue wird. Es findet eine Umwandlung von Ackerland in Wald, Grünland und Feuchtgebiete statt (lt. Umwandlungsschlüssel, s. Damm et al. 2020 in diesem Bericht).

Im Fließpolder wird von einer Umwandlung der tiefen Flächen in Grünland ausgegangen. Diese „tiefliegenden Flächen“ wurden als Höhenprojektion ausgehend vom Wasserstand bei einem mittleren Hochwasser in die heutige Altauenfläche ausgespiegelt. Eine hinreichend sinnvolle Abbildung von Rinnenstrukturen ergab sich bei einem Wert zwischen den in das Gelände extrapolierten Rheinwasserständen bei mittlerem Hochwasser und dem 1-jährlichen Hochwasser. Da die Überflutung im Retentionsfall je nach Standort etwa 5 bis 20-jährlich angenommen wird, ist eine Entwicklung überflutungstoleranter Lebensgemeinschaften nur bedingt ausgeprägt – damit wird der Biotopwert der Flächen nur begrenzt verbessert (Biotopwertänderung der naturnahen Biotoptypen im Rinnenbereich um +0,5). Die Jährlichkeit der ausufernden Hochwasser ist am nördlichen Oberrhein niedriger als am südlichen Oberrhein, aber bei entsprechender Gestaltung der Einlaufbauwerke in den Fließpolder höher als die erforderliche Mindestjährlichkeit für eine Auenentwicklung bzw. eine Anpassung der Lebensgemeinschaften an Überflutungsbedingungen. Zudem sind die Hochwasser länger anhaltend. Es verbessert sich zudem z. B. die Funktion der Diasporenausbreitung im Raum durch die Überflutung.

Als Berechnungsgrundlage für die Szenarienbewertung wurden die Biotop- und Komplexgeometrien aus der Hessischen Biotopkartierung (s. Tab. 2), den in das Untersuchungsgebiet fallenden FFH-Gebietsmaßnahmenplänen (RPD 2007; RPD 2009a; RPD 2009b; RPD 2009c; RPD 2009d; RPD 2011a; RPD 2011b; RPD 2014) und der Pilotkartierung der Hessischen Lebensraum- und Biotopkartierung (Berg 2015) zusammengeführt und harmonisiert. Gebietsteile, für die keine genaueren Biotopdaten verfügbar waren, wurden mit Daten des LBM-DE 2012 ergänzt.

5.3 Ergebnisse der ÖSL Habitatbereitstellung

5.3.1 Hessisches Ried – Status Quo

Die größtenteils ackerbaulich genutzten Altauenbereiche erreichen im Status Quo meist schlechte (2) bis sehr schlechte (1) RESI-Habitatwerte. Auch die nur durch Sommerdeiche geschützten (und oft ebenfalls für Ackerbau genutzten) Bereiche fallen gegenüber den übrigen rezenten Auenbereichen in der Bewertung ab (Abb. 12a). Das Naturschutzgebiet Kühkopf (hellgrün) hebt sich deutlich hervor, wenn auch die landwirtschaftliche Nutzung eine Einstufung in die Klasse 5 verhindert.

5.3.2 Hessisches Ried – Szenario

Die Aufgabe der Sommerdeiche in der rezenten Aue führt in Szenario 1 zu erkennbaren Aufwertungen der wieder komplett an die rezente Aue angeschlossenen Bereiche um bis zu zwei Klassen durch die angenommenen Landnutzungsänderungen (Abb. 12b).

In Szenario 2 kommt zu den wiederangeschlossenen Sommerdeichbereichen auch eine größere Deichrückverlegung im Zentrum des Gebietes hinzu, die durch Landnutzungsänderung und Wiederanbindung an die rezente Aue eine entsprechend hohe Aufwertung des Habitatindex erfährt (Abb. 12c).

Die Poldervariante A in Szenario 3 beeinflusst die Habitatbereitstellung positiv, indem die tiefliegenden Ackerbereiche in höherwertiges Grünland umgewandelt werden. Diese tiefliegenden Bereiche werden häufiger geflutet und erhalten dafür auf Biotopenebene einen Überflutungsbonus von 0,5. Die übrigen Bereiche werden entsprechend der in Damm et al. 2020 (in diesem Buch) beschriebenen Regeln mit einem Poldermalus belegt. Insgesamt kommt es zu einer leichten Aufwertung des Habitatwertes um eine Klasse (Abb. 12d).

Die erweiterte Poldervariante B in Szenario 4 wird entsprechend der vorigen Lösung bewertet, der Habitatwert steigt meist um 2 Klassen. Die Verbesserungen des Habitatwertes wirken sich hier nur in breiten Fluss-Auen-Segmenten aus, da in den nördlichen, schmälere Segmenten keine Biototypveränderungen (kein Acker in tiefliegenden Flächen) angenommen wurden (Abb. 12e).

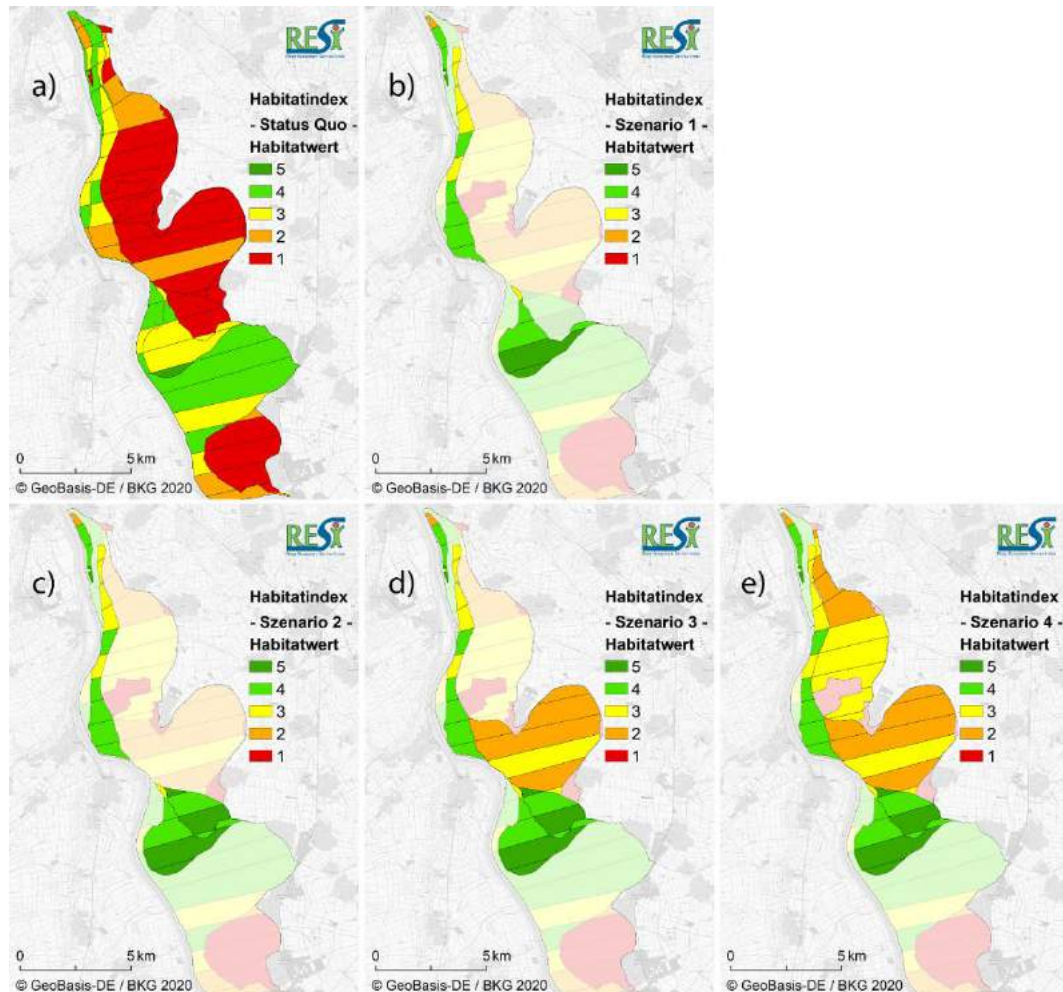


Abb. 12: Hessisches Ried - Habitatwerte für a) Status Quo, b) Szenario 1 (Sommerdeich-Rückbau), c) Szenario 2 (Deichrückverlegung Leeheim), d) Szenario 3 (Fließpolder Variante A) und e) Szenario 4 (Fließpolder Variante B)

6 Diskussion/Fazit

Die Anwendung des RESI-Habitatindex für die Modellgebiete am Oberrhein belegt die Sensitivität dieses Teilindexes für die betrachteten Maßnahmen. Die Flächenveränderungen der rezenten Auen werden ebenso deutlich abgebildet wie die Änderungen der Landnutzung, gleich ob diese angenommen wurden oder tatsächlich stattgefunden haben. Der Faktor Rückstau im Hauptstrom kam nur im Beispiel Altenheim zum Tragen, wurde aber durch die betrachteten Maßnahmen nicht verändert. Deutlich wird auch, dass bei verändertem Raumbezug durch Veränderungen der Auenengrenzen (z. B. Polderbau oder Deichrückverlegung) der jeweils veränderte Bewertungsraum bei der Interpretation zu berücksichtigen ist.

7 Datengrundlagen

Die genutzten Datengrundlagen sind der Tabelle 2 zu entnehmen

Tab. 2: Datengrundlagen im Projektraum Oberrhein

Vorhandene Daten	Stand	Quelle
LBM DE-2012	2012	Bundesamt für Kartographie und Geodäsie
Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands	2017	Finck et al. (2017)
Berichte zum Integrierten Rheinprogramm Band 3	1998	Regierungspräsidium Freiburg
Geodaten zu Anpassungsflutungen im Polder Altenheim	2017	Regierungspräsidium Freiburg
Biotoptypenkartierung im NSG Rastatter Rheinaue	2015	Frietsch (2015)
FFH-Erhaltungszustände aus dem Managementplan für das FFH-Gebiet 7015-341 „Rheinniederung zwischen Wintersdorf und Karlsruhe“	2017	Regierungspräsidium Karlsruhe
Biotoptypenschlüssel Rheinland Pfalz		Landesamt für Umwelt (LfU) Rheinland-Pfalz
Spezielle Biotopkartierung des Landes Rheinland-Pfalz	20.05.2016	Webserver LfU Rheinland-Pfalz
Vegetationskartierung Polder Hördt	2008	SFN (2008)
Gutachten zur Nutzung des Hessischen Riedes für Fliesspolder	1990	Mock et al. (1990)
Biotop- und Komplexgeometrien der Hessischen Biotopkartierung (Selektive Biotopkartierung des Landes Hessen, Webserver natureg.hessen.de)	1992-2006; Zugriff 10.05.2016	Hessen-Forst, Forsteinrichtung und Naturschutz (FENA), Gießen
Grundlagenkartierungen FFH-Managementpläne Hessisches Ried	2007-2014	Regierungspräsidium Darmstadt

8 Literatur

- Becker, G., Huitema, D. & Aerts, J. C. J. H. (2015). Prescriptions for adaptive comanagement: the case of flood management in the German Rhine basin. – *Ecology and Society* 20(3). 1
- Berg, T. (2015): Landesweite Artenhilfskonzepte für bedrohte Arten der FFH-Richtlinie in Hessen. - In: Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUKLV) & Hessen-Forst Servicezentrum Forsteinrichtung und Naturschutz (FENA) (Hrsg.): Atlas der Fische Hessens - Verbreitung der Rundmäuler, Fische, Krebse und Muscheln. FENA Wissen 2: 416-421, Gießen, Wiesbaden.
- Brunotte, E., Dister, E., Günther-Diringer, D., Koenzen, U. & Mehl, D. (2009): Flussauen in Deutschland - Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 87, 244 S.
- Damm, C., Gerstner, L., Fischer-Bedtke, C., Francis, F., Gelhaus, M., Rumm, A., Stammel, B. & Scholz, M. (2020): Regelwerk für Maßnahmen in den Modellgebieten für den Habitatindex. In diesem Buch.
- Díaz-Redondo, M., Egger, G., Marchamalo, M., Damm, C., de Oliveiera, R. & Schmitt, L. (2018): Targeting lateral connectivity and morphodynamics in a large river-floodplain system: The upper Rhine River. – *River Research and Applications* 34: 734-744.
- Finck, P., Heinze, S., Raths, U., Riecken, U. & Ssymank, A. (2017): Rote Liste der gefährdeten Biototypen Deutschlands. Dritte Fortgeschriebene Fassung 2017. – Münster (Landwirtschaftsverlag). – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* Heft 156, 637 S.
- Frietsch, J. (2015): Biotopkartierung des Naturschutzgebietes Rastatter Rheinaue unter Berücksichtigung von Sukzessionsphasen und Standorteigenschaften zur Evaluation naturnaher Lebensräume. Bachelorarbeit. KIT-Institut für Geographie und Geoökologie-Aueninstitut.
- Gallusser, W. A., Schenker, A., Schindler-Weckesser, R. & Dillmann, E. (Éd.). (1992): Die Auen am Oberrhein: Ausmaß und Perspektiven des Landschaftswandels am südlichen und mittleren Oberrhein seit 1800. Birkhäuser (Basel, Boston), 192 S.
- HSK (Hochwasserstudienkommission) (1978): Schlussbericht der Hochwasserstudienkommission für den Rhein / Rapport Final de la Commission d'Etude des Crues du Rhin. Schlussbericht Teil 1, 59 S.
- Kremer, B. P. (2010): Der Rhein. Von den Alpen bis zur Nordsee. Mercator (Duisburg), 256 S.
- Mock, F.J., Mürb, R. & Dister, E. (1990) Hochwasserschutz am Rhein durch Auen-Renaturierung. Unveröffentlichtes Gutachten Ingenieurbüro Golüke GmbH im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt und Reaktorsicherheit.
- Pfarr, U. (2014): Erfahrungen mit ökologischen Flutungen der Polder Altenheim - Umweltverträglicher Hochwasserschutz im Integrierten Rheinprogramm. – *Auenmagazin* 6/2014: 9-13.
- RPD (Regierungspräsidium Darmstadt) (2007): Maßnahmenplan für das FFH-Gebiet 6016-305 „Grünland im Bereich der Herrenwiese nordwestlich von Astheim“.
- RPD (Regierungspräsidium Darmstadt) (2009a): Maßnahmenplan für das FFH-Gebiet 6016-303 „Riedloch von Trebur mit angrenzender Fläche“.
- RPD (Regierungspräsidium Darmstadt) (2009b): Maßnahmenplan für das FFH-Gebiet 6116-301 „Riedwiesen von Wächterstadt“.
- RPD (Regierungspräsidium Darmstadt) (2009c): Maßnahmenplan für das FFH-Gebiet 6116-302 „Bruderlöcher“.
- RPD (Regierungspräsidium Darmstadt) (2009d): Maßnahmenplan für das FFH-Gebiet 6116-303 „Großer Goldgrund bei Hessenaue“.

- RPD (Regierungspräsidium Darmstadt) (2011a): Maßnahmenplan für das FFH/VIS-Gebiet „Mainmündung/ Ginsheimer Altrhein“ mit Teilraum des FFH-Gebietes „Riedloch von Trebur mit angrenzender Fläche“.
- RPD (Regierungspräsidium Darmstadt) (2011b): Maßnahmenplan für das FFH/VIS-Gebiet 6116-350/ 6116-450 „Kühkopf-Knoblochsau“.
- RPD (Regierungspräsidium Darmstadt) (2014): Bewirtschaftungsplan für das FFH-Gebiet 6116-351 „Riedsee westlich Leeheim“ mit Teilraum des VIS-Gebietes 6116-450 „Hessisches Ried mit Kühkopf-Knoblochsau“.
- RPK (Regierungspräsidium Karlsruhe) (1991): Materialien zum Integrierten Rheinprogramm. Band 3, Heft 2 Anlage IV.8.
- SFN (Spang. Fischer. Natzschka. GmbH) (2008): Einbeziehung der Hördter Rheinaue als Reserverraum für Extremhochwasser in das Hochwasserschutzkonzept des Landes Rheinland-Pfalz. Faunistische und vegetationskundliche Bestandserfassungen. Auftraggeber: SGD Süd, Neustadt a. d. Weinstraße. Walldorf, 314 S.

Ergebnisse der Quantifizierung und Bewertung von Ökosystemleistungen vor und nach der Renaturierung der Nebel

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

Inhaltsverzeichnis

1	Modellregion	274
2	Durchgeführte Renaturierungsmaßnahmen	277
3	Wirkungen auf regulative Ökosystemleistungen.....	280
3.1	Systematik und Vorgehen	280
3.2	Datengrundlagen	281
3.3	Hochwasserregulation.....	282
3.4	Niedrigwasserregulation.....	284
3.5	Sedimentregulation	284
3.6	Bodenbildung in Auen	286
3.7	Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung.....	287
3.8	Kühlwirkung (Gewässer und terrestrische Böden)	288
3.9	Habitatbereitstellung	289
4	Fazit.....	290
5	Literaturverzeichnis.....	291

1 Modellregion¹

Der mehr als 70 km lange Tieflandfluss Nebel stellt mit seinen Niederungen bzw. Auen ein RESI-Modellgebiet dar. Das 998 km² umfassende und überwiegend landwirtschaftlich genutzte Einzugsgebiet der Nebel liegt zentral im mittleren Mecklenburg. Größere Städte an der Nebel sind Güstrow und Bützow. Bei letzterer mündet die Nebel in die Warnow, die wiederum bei Rostock-Warnemünde die Ostsee erreicht (Abb. 1). Die mittlere Jahrestemperatur für die Deutsche Wetterdienst (DWD)-Station Laage (knapp außerhalb und nördlich des Einzugsgebietes) liegt bei 8,7° C; der mittlere Jahresniederschlag beträgt für die im Osten des Nebelgebietes gelegene DWD-Station Lalendorf 609 mm (Zeitreihe 1981-2010, DWD 2017).

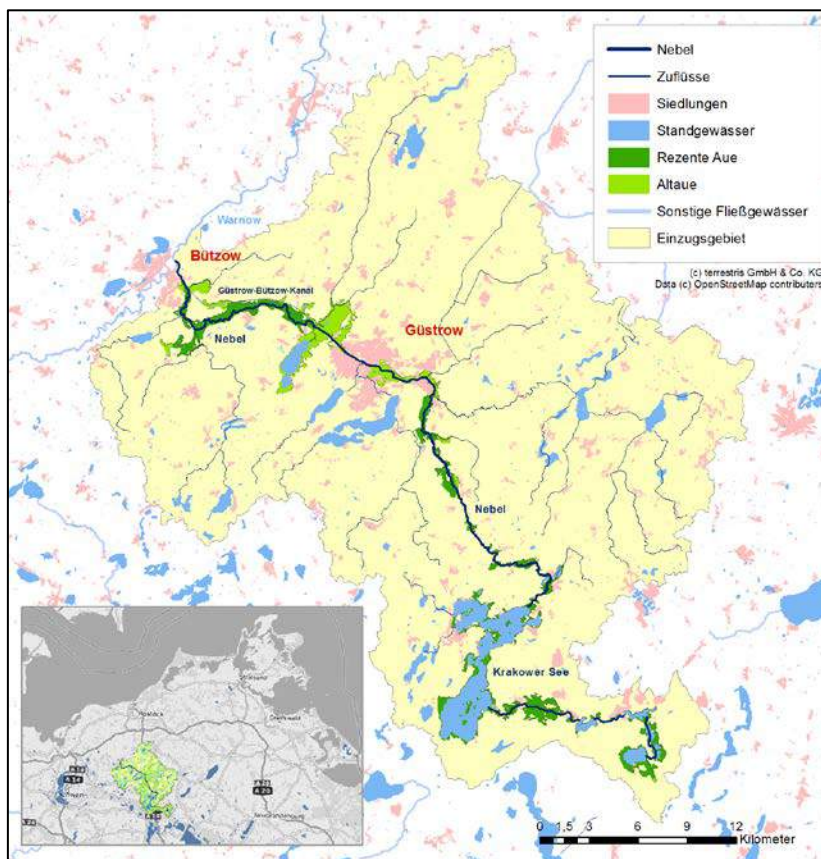


Abb. 1: Einzugsgebiet der Nebel und Lage in Mecklenburg-Vorpommern (aus Mehl et al. 2018)

Die Nebel ist ein ausgesprochen vielgestaltiger Tieflandfluss, der unterschiedliche, für Deutschlands Nordosten typische Naturräume durchfließt. Besonders hervorzuheben sind die Strecken mittelgebirgsartiger, schmaler Durchbruchstäler in Endmoränenlagen. In den z. T. ausgedehnten Niederungen dominieren dagegen Versumpfungs-, Verlandungs- und Durchströmungsmoore (Mehl & Thiele 1998, 2018). Unter dem Einfluss der landwirtschaftlichen Nutzung und der dafür vorgenommenen künstlichen Entwässerung der Moore erfolgte auf dem Gros der Flächen eine Degradation der Torfe (Mehl et al. 1995). Die Nebel durchfließt im Oberlauf mehrere Seen. Darunter ist der Krakower See mit einer Seefläche von rund 15 km² der Größte. Die Auenflächen an der Nebel umfassen entsprechend der Methodik von Brunotte et al. (2009) 22,9 km² rezente Aue sowie 13,2 km² Altaue.

¹ Die nachfolgenden textlichen Darstellungen sind in Teilen Mehl et al. (2018) entlehnt.

Entlang der Nebel und auch an den integrierten Seen erstrecken sich flächenhaft große Schutzgebiete des Natura-2000-Netzes (Special Areas of Conservation: SAC, Special Protection Area: SPA, Abb. 2). Bedeutsamste Gebiete sind das sich entlang der gesamten Nebel erstreckende FFH-Gebiet „Nebeltal mit Zuflüssen, verbundenen Seen und angrenzenden Wäldern“ (DE 2239-301), das für den Oberlauf und den Krakower See bedeutsame SPA-Gebiet „Nossentiner/Schwinzer Heide“ (DE 2339-402 (nahezu deckungsgleich mit dem gleichnamigen Naturpark) sowie das SPA-Gebiet „Warnowtal, Sternberger Seen und untere Mildenitz“ im Nebelunterlauf (DE 2137-401).

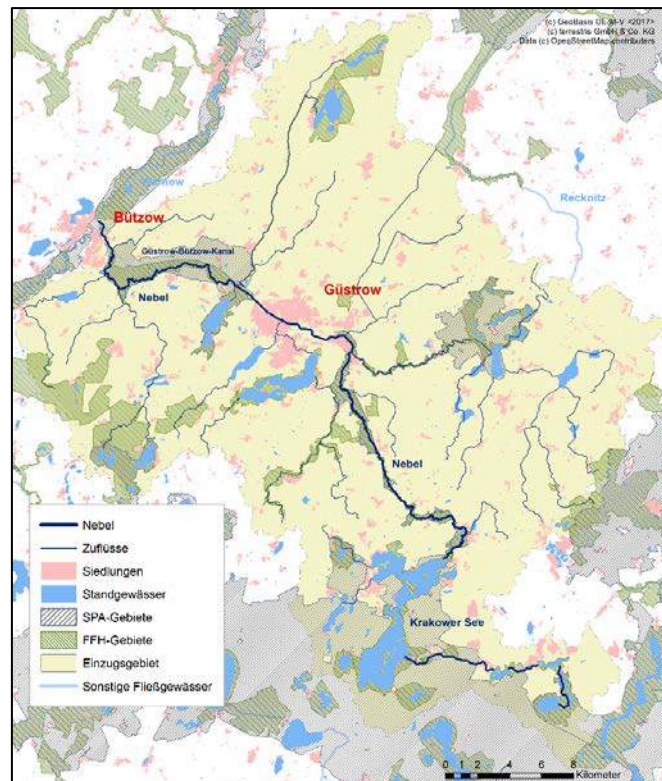


Abb. 2: Natura-2000-Gebietskulisse im Einzugsgebiet der Nebel

Land- und spezifische Gewässernutzungen haben über die Jahrhunderte an der Nebel zu vielfältigen und tiefgreifenden Veränderungen geführt. Hydromorphologisch bedeutsam sind vor allem Mühlenstau, Wehre, die Anlage des Güstrow-Bützow-Kanals als Wasserstraße sowie der Gewässerausbau zur Vorflutoptimierung und Flächenentwässerung (Begradigung, Vertiefung hydraulisch optimierte Profile), der auch ein verstärktes Gewässerunterhaltungserfordernis nach sich zieht (Tab. 1).

Vor allem die gefällereichen Fließstrecken in den Durchbruchstätern der Nebel blieben aber weitestgehend von umfangreichen Umgestaltungsmaßnahmen verschont, so dass die Nebel selbst zur politischen Wende 1989/1990 noch eines der natürlichsten und strukturell vielfältigsten Gewässer Mecklenburg-Vorpommerns war. Das zeigt sich u. a. am Artenreichtum der unterschiedlichen Lebensräume. Bereits in den 1990-er Jahren konnten 23 Fisch- und Rundmaularten nachgewiesen werden, darunter Steinbeißer, Bauchneunauge, Bachforelle, Hecht und Quappe (z. B. Winkler et al. 1995). Auch lassen sich Referenzbiozöten bei den Wasserwirbellosen (z. B. Berlin & Mehl 1997) und den Niederungsartengruppen belegen (z. B. Berlin & Thiele 2012). Zudem werden in zahlreichen Bereichen der Nebel die z. T. hochgradig geschützten Taxa der Windelschnecken (u.a. *Vertigo moulinsiana*) und Bachmuscheln (u. a. *Unio crassus*) in reproduzierenden Beständen gefunden.

Ergebnisse: Renaturierung der Nebel

Tab. 1: Zeittafel wichtiger dokumentierter (früherer, nutzungsorientierter) Gewässerausbaumaßnahmen an der Nebel (aus Mehl & Thiele 1998, gekürzt, aber tlw. ergänzt), *zeitweilige Betriebsunterbrechungen unterschiedlicher Dauer

Zeitraum	wasserwirtschaftliche Maßnahmen
1287-1880*	Betrieb mehrerer Wassermühlen im Stadtbereich Güstrow
1296-1553*	Betrieb der Wassermühle Serrahn
1296-1829	Betrieb der Wassermühle Ahrenshagen
1339-1947	Betrieb der Wassermühle Kölln (zuletzt mit Turbine)
1558-1972	Betrieb der Wassermühle Kuchelmiß (zuletzt mit Turbine)
1562-1928	Betrieb der Wasserkünste in Güstrow
1572-1949*	Betrieb der Wassermühle Dobbin (zuletzt mit Turbine)
1628-1855*	Betrieb der Wassermühle Kieth
nach 1704	Bau einer Schleusenammer in Güstrow (für Boote, Flöße)
um 1718	Begradigung eines Teiles im Stadtbereich Güstrow (für Holzflößerei)
1776	Aufstau der Nebel im Stadtbereich Güstrow
1856-1962*	Betrieb der Wassermühle Linstow (ab 1873 mit Turbine)
1864	Abtrennen einer Nebelschlinge in Güstrow im Rahmen des Bahnbaues
1882	Inbetriebnahme des ersten Wasserwerkes
1883	Errichtung der Zuckerfabrik mit Wasserleitung zur Nebel
1894-1896	Bau des Schifffahrtskanals Güstrow-Bützow (Reichswasserstraße), Eindeichung und Aufstau der Nebel
um 1900/13	Zuschüttung des östlichen Nebelarmes in Güstrow ("Schustergraben")
nach 1945	Zuschüttung von Durchlässen ehemaliger Wasserbauten in Güstrow
1957-1962	Begradigungen im Zuge des Zuckerfabrikbaues bei Güstrow
1959	Errichtung eines Wehres zur Stauhaltung von landwirtschaftlichen Flächen bei Kölln
1963	Bau eines Wehres zur Überwindung eines Sohlüberganges und Stauhaltung bei Kölln
1964	Bau eines Wehres für die Zuleitung der Fischteiche Dobbin
Ende der 1960er Jahre	Ausbau der Nebel zum Vorfluter für den Augrabens
Anfang der 1970er Jahre	Sanierung des Güstrow-Bützow-Kanales: Abbruch des alten Entlastungswehres bei Lüssow und Ersetzung durch festes Überfallwehr (Kanal wird Hauptvorfluter bei gleichzeitiger Entlastung der Alt-Nebel), Umbau der alten Schleuse bei Zepelin zu einem Wehr, Umbau der Schleuse bei Wolken zu einem Sohlabsturz
1972	Errichtung eines Wehres am Auslauf des Krakower Sees (zur Stauhaltung des Sees)
1974	Errichtung eines Wehres im Nebelkanal zur Wasserregulierung in Bezug auf die Warnow
1975	Entfernung der Kammerschleuse im Kanal bei Wolken und Ersatz durch Staustufe (zur verbesserten Speisung der Warnow)
1975 - 1978	Errichtung von 3 Wehren zur Stauhaltung der Seen: am Auslauf des Malkwitzer Sees, zwischen Kraazer See und Hofsee, am Auslauf des Orthsees
1978	Umbau des Wehres an der Forellenzuchtanlage Dobbin, Entfernung der Kammerschleuse im Kanal bei Zeppelin und Ersatz durch Staustufe (zur verbesserten Speisung der Warnow)
Ende der 70er Jahre	Verlegung der Nebel für ein Brückenbauwerk über die Bahntrasse in Güstrow: Bifurkation durch Ausbau des parallel zum Bahndamm verlaufenden Grabens Errichtung eines neuen Wehres für die Güstrower Zuckerfabrik
1984	Rekonstruktion des Wehres bei Kölln

2 Durchgeführte Renaturierungsmaßnahmen²

Bereits Anfang der 1990-er Jahre wurden auf der damaligen rechtlichen Grundlage von Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) und dem Wasserhaushaltsgesetz (WHG) Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Situation eingeleitet. Diese sind besonders seit dem Inkrafttreten von der Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) im Jahr 2000 und einer nachhaltigeren Verfolgung der Ziele von Fauna-Flora-Richtlinie (FFH-RL) und der Vogelschutzrichtlinie (VSchRL) auch in der Umsetzung systematisch angegangen worden. Die explizit auf stoffliche Belastungsreduktion ausgerichteten Vorhaben, z. B. Kläranlagensanierung und -ausbau, sollen hier nicht betrachtet werden; vielmehr stehen hydromorphologisch orientierte Maßnahmen im Vordergrund (Abb. 3 und 4, Tab. 2).

Die Renaturierungsmaßnahmen an der Nebel wurden konzeptionell und gutachterlich übergreifend vorbereitet und erst danach planerisch und baulich umgesetzt. Zentraler Ausgangspunkt waren Gewässerentwicklungspläne für die beiden Gewässerteile ober- und unterhalb des Krakower Sees (BIOTA 1994, 1995) sowie ein etwas später erarbeiteter Pflege- und Entwicklungsplan für das Naturschutzgebiet „Nebetal“ (BIOTA 1998). Seit 1994 wurden mehr als 7 Mio. Euro Fördermittel von EU, Bund und Land für die Maßnahmenplanung und vor allem für die -umsetzung an der Nebel eingesetzt (LU 2015).

Alle Konzeptionen und Planungen integrieren grundsätzlich Entwässerungs- und Bewirtschaftungsfragestellungen durch spezifische Lösungen, wie

- Konsequentes Anwenden hydrologischer und hydraulischer Modellierungstechniken zur Wirkungsabschätzung von Maßnahmen,
- Begrenzung der hydrologischen Auswirkungen auf die prognostizierten Auswirkungsräume,
- Anpassung einmündender Grabensysteme und Dränsammler und
- Schaffung von Grenzgräben und neuen Ent-/Bewässerungslösungen (z. B. Einstaumöglichkeiten in Gräben zur Optimierung des Wasserrückhaltes in Mooren).

Wegen zahlreicher geschützter Lebensräume und Arten, gerade in Niedermoorbereichen, bedurfte es häufig einer intensiven naturschutzfachlichen Betreuung (Umsetzen von Arten, Kontrolle von Sedimentdrift, ökologische Baubegleitung usw.), s. hierzu Thiele et al. (2014).

Betroffener Landeigentümer und -nutzer wurden von Anfang an kooperativ beteiligt. Um die Flächenverfügbarkeit abzusichern, wurde bevorzugt auf die Instrumente der integrierten Landentwicklung und der Bodenordnung gesetzt (Mehl & Bittl 2005, Mehl et al. 2008, 2011). Insofern erfolgten viele Genehmigungen auf Grundlage des Landwirtschaftsanpassungsgesetzes (LwAnpG) und des Flurbereinigungsgesetzes (FlurbG). Das konzertierte und letztlich sehr erfolgreiche Zusammenwirken von Wasserwirtschaftsverwaltung und Flurneuordnungsbehörde bildete somit eine zentrale Säule der Nebel-Renaturierung (Bittl & Kolbow 2014).

² Die nachfolgenden textlichen Darstellungen sind in Teilen Mehl et al. (2018) entlehnt.

Ergebnisse: Renaturierung der Nebel

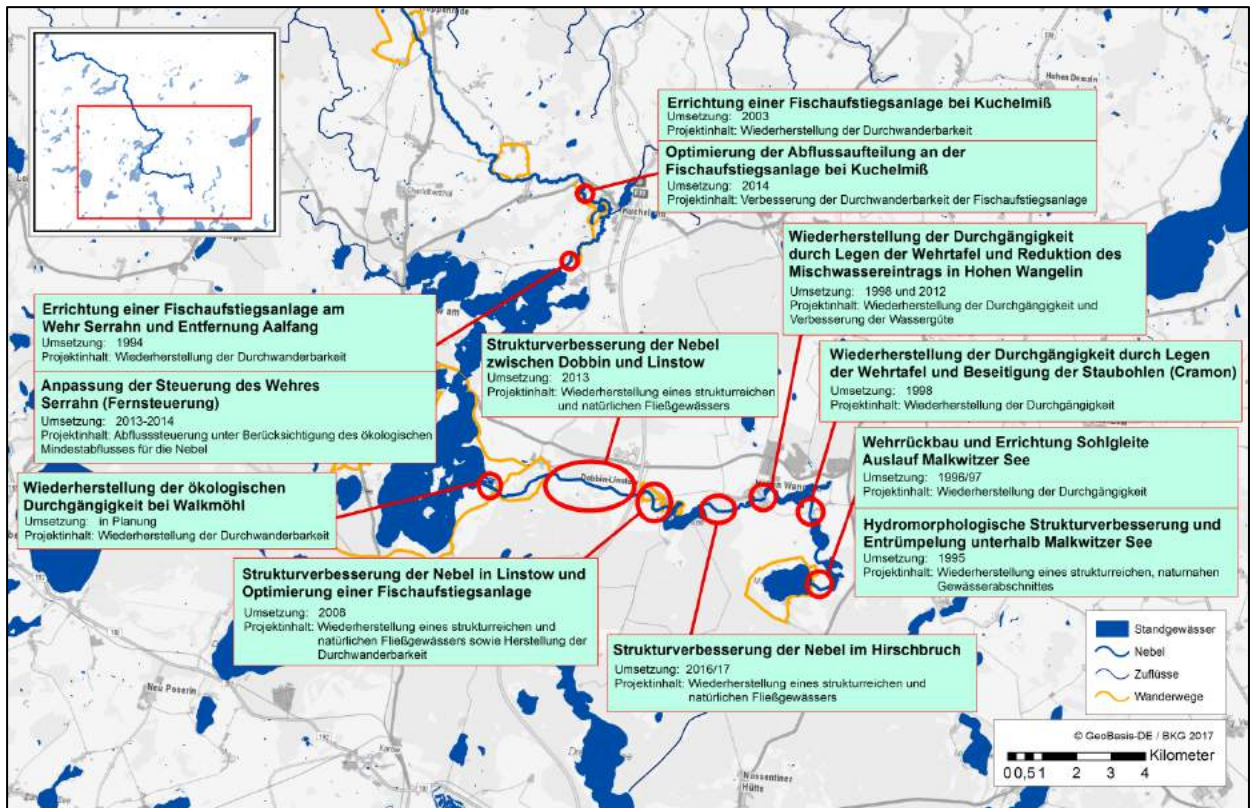


Abb. 3: Umgesetzte Renaturierungsvorhaben an der oberen Nebel, aus Mehl et al. 2018

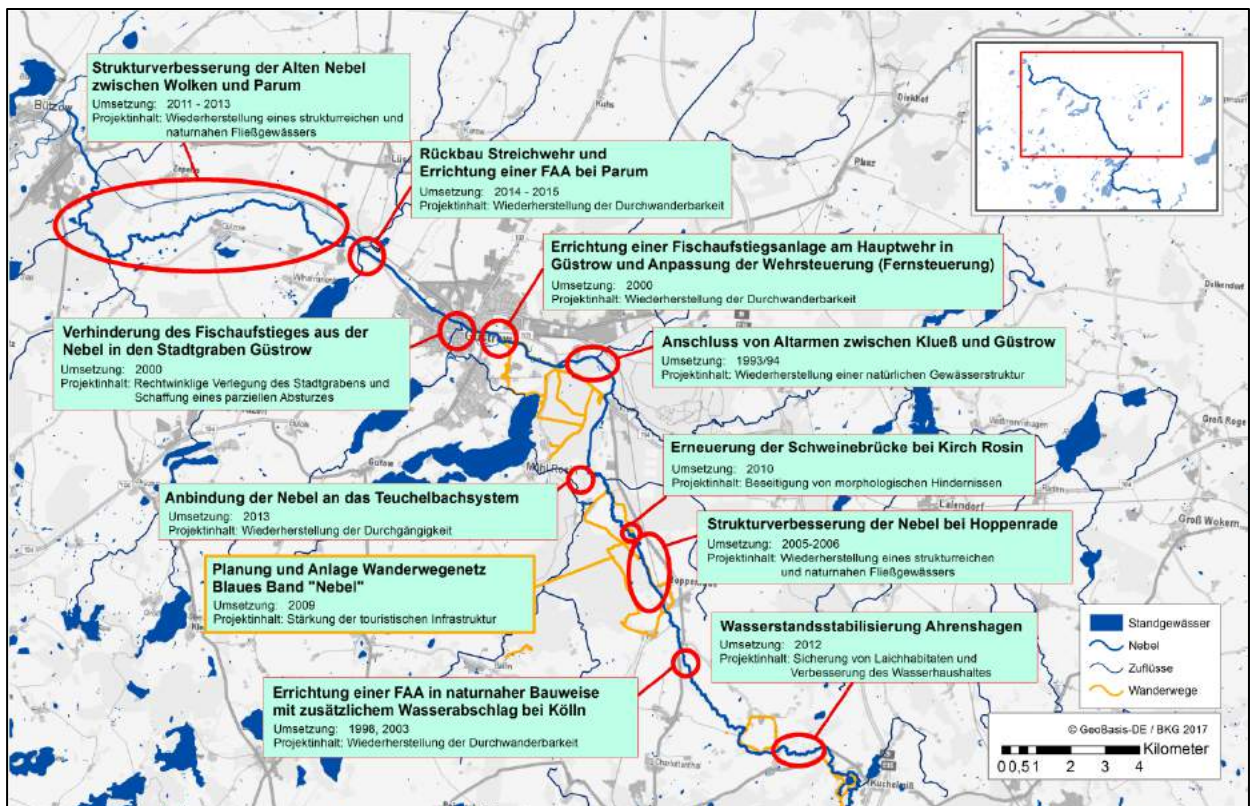


Abb. 4: Umgesetzte Renaturierungsvorhaben an der unteren Nebel, aus Mehl et al. 2018

Tab. 2: Kennzeichen ausgewählter Einzelvorhaben an der Nebel, aus: Mehl et al. (2018)

Maßnahmenbereich Umsetzungszeitraum	Maßnahmenumfang und -ergebnisse	Kosten
Nebel bei Hoppenrade 2005 bis 2006	<ul style="list-style-type: none"> • Verlegung der Nebel in ein neues, naturnahes Bett mit wechselnden Breiten und Tiefen, naturraumtypische Lauform (stark schwingend) • Laufverlängerung von 1,5 km auf 2,5 km in diesem Gewässerabschnitt • 50 bis 150 m breiter Entwicklungskorridor einschließlich einer 25 bis 70 m breiten Wasserwechselzone (insgesamt ca. 20 ha) 	ca. 300.000 € Baukosten, integriert in ein laufendes Bodenordnungsverfahren nach LwAnpG
Nebel im Abschnitt Linstow-Dobbin 2012 bis 2013	<ul style="list-style-type: none"> • Neuprofilierung des zuvor geraden Nebellaufes auf 2,5 km Länge als mäßig geschwungenes Gewässer inkl. Einbau von Totholz, dabei Schaffung typspezifischer Breiten- und Tiefenvarianz • 7 bis 10 m breite Wasserwechselzone auf Höhe des Mittelwasserstandes • Durchgehender, 40 m breiter Entwicklungskorridor; hier Etablierung natürlicher Vegetation, keine Bewirtschaftung (insgesamt ca. 10 ha) • abschnittsweise Initialbepflanzung (als Abgrenzung Korridor – Nutzfläche) 	ca. 340.000 € Baukosten, integriert in zwei laufende Bodenordnungsverfahren nach LwAnpG
Alte Nebel 2011 bis 2013 Errichtung Fischaufstiegsanlage bei Parum 2014 bis 2015	<ul style="list-style-type: none"> • Hydrologische Bevorteilung durch deutlich erhöhten Durchfluss und weitgehend unregelmäßige hydrologische Dynamik (realisiert über Errichtung einer entsprechend konzeptionierten neuen Fischaufstiegsanlage; im Güstrow-Bützow-Kanal jetzt nur noch Mindestwasserführung) • Mindestens 45 m breite Wasserwechselzone auf Höhe des Mittelwasserstandes und engerer Entwicklungskorridor; hier Etablierung natürlicher Vegetation, keine Bewirtschaftung (insgesamt ca. 100 ha) • Weiterer Entwicklungskorridor auf ca. 300 ha Fläche mit Erhöhung der Grundwasserstände im Moorkörper und entsprechender Anpassung der Grünlandnutzungsintensität • Altarmanschlüsse, Laufverlängerung von vormals 14,0 km auf 15,4 km; flache, strukturierte und unbefestigte Ufer 	ca. 1.500.000 € Baukosten Alte Nebel ca. 500.000 € Kosten für ein Flurbereinigungsverfahren nach FlurbG ca. 1.700.000 € Baukosten Fischaufstiegsanlage

3 Wirkungen auf regulative Ökosystemleistungen

3.1 Systematik und Vorgehen

Mit Hilfe der oben dargestellten Ökosystemleistung (ÖSL)-Bewertungsansätze erfolgten Bewertungen der ausgewählten regulativen Ökosystemleistungen (1) Hochwasserregulation (Kap. 3.3), (2) Niedrigwasserregulation (Kap. 3.4), (3) Sedimentregulation (Kap. 3.5), (4) Bodenbildung in Auen (Kap. 3.6), (5) Rückhalt von Treibhausgasen bzw. Kohlenstoffsequestrierung (Kap. 3.7), (6) Kühlwirkung (Gewässer und Auenböden) (Kap. 3.8) und (7) Habitatbereitstellung (Kap. 3.9). Bei Eignung wurde auch eine Monetarisierung durchgeführt (vgl. Mehl et al. 2018). Für die Vergleiche werden aktuelle sowie Daten des Zeitraumes Anfang der 1990-er Jahre für einen historischen Vergleich genutzt. Es kann gezeigt werden, dass der Nutzen für den Menschen und somit die gesamtgesellschaftlichen Vorteile der Gewässerrenaturierung erheblich weiter zu fassen sind, als es eine singuläre Betrachtung ökologischer Kriterien erwarten ließe.

Eine gute und für die Nebel vollständige Vergleichsmöglichkeit des morphologischen Zustandes vor und nach den Renaturierungsmaßnahmen bietet auch die Fließgewässerstrukturgütekartierung, da durch BIOTA (1994) bereits seinerzeit mit einem annähernd der heutigen Methodik entsprechenden Parametersatz kartiert wurde und auch die Auswertung als adäquat angesehen werden kann (u.a. bereits 5-stufige Klassifizierungsskala wie bei der WRRL). Um eine Vergleichsbasis zu erhalten, wurde im Jahr 2016 die Nebel mit dieser Methodik neu kartiert (Abb. 5).

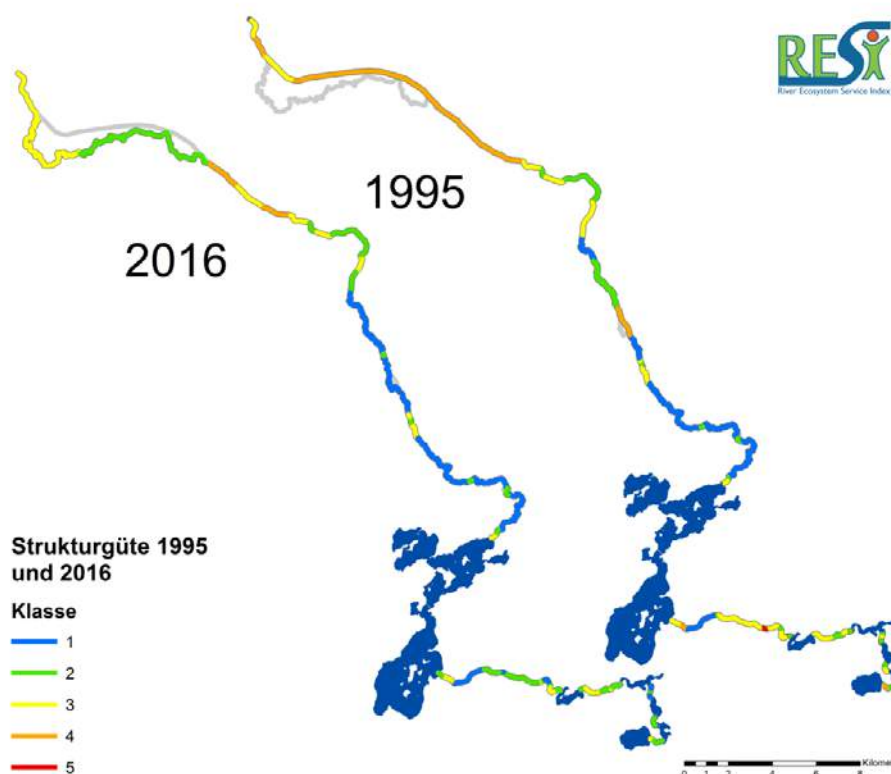


Abb. 5: Klassifizierung der Fließgewässerstruktur der Nebel auf Grundlage der Daten und Methodik von BIOTA (1994, 1995); Vergleich der Jahre 1995 und 2016 (aus: Mehl et al. 2018)

Hiernach zeigt sich infolge der Renaturierung auf vielen Teilstrecken eine deutliche Verbesserung des morphologischen Zustandes. Von im Jahr 1995 ca. 46 % der Gewässertrecke mit sehr guter und guter Gesamtklassifizierung verändert sich das Ergebnis im Jahr 2016 auf ca. 68 %, was einer Zunahme von fast 50 % der Fließstrecke entspricht. Am deutlichsten bemerkbar machen sich die Veränderungen in den Klassifizierungen der Sohle (Klasse 1 und 2 in 1995: ca. 42 %, in 2016: 64 %) und des Ufers (Klasse 1 und 2 in 1995: ca. 44 %, in 2016: 65 %). Wegen der langen Entwicklungszeit standorttypischer Landvegetation ist das Ergebnis für das Kompartiment „Land“ (noch) nicht so deutlich.

Analog zu Brunotte et al. (2009) wurde die Nebel mit ihrem Auenraum in 57 orthogonal geschnittene 1-km-Fluss-Auen-Segmente untergliedert; durchflossene Seen sind integriert worden. Die sich ergebenden 57 Auen-Segmente bilden die räumliche Bezugsbasis für die nachstehenden Auswertungen (Abb. 6). Gegenüber der stärker schwingenden Fließstrecke der Nebel (ca. 70 km) ist die Länge der Auen mit maximal 57 km natürlich kürzer. Für eine übersichtliche und einheitliche Darstellung werden die ÖSL Werte in gleichgroßen Abschnitten (Bänder) stellvertretend für die jeweiligen Auen-Segmente dargestellt.

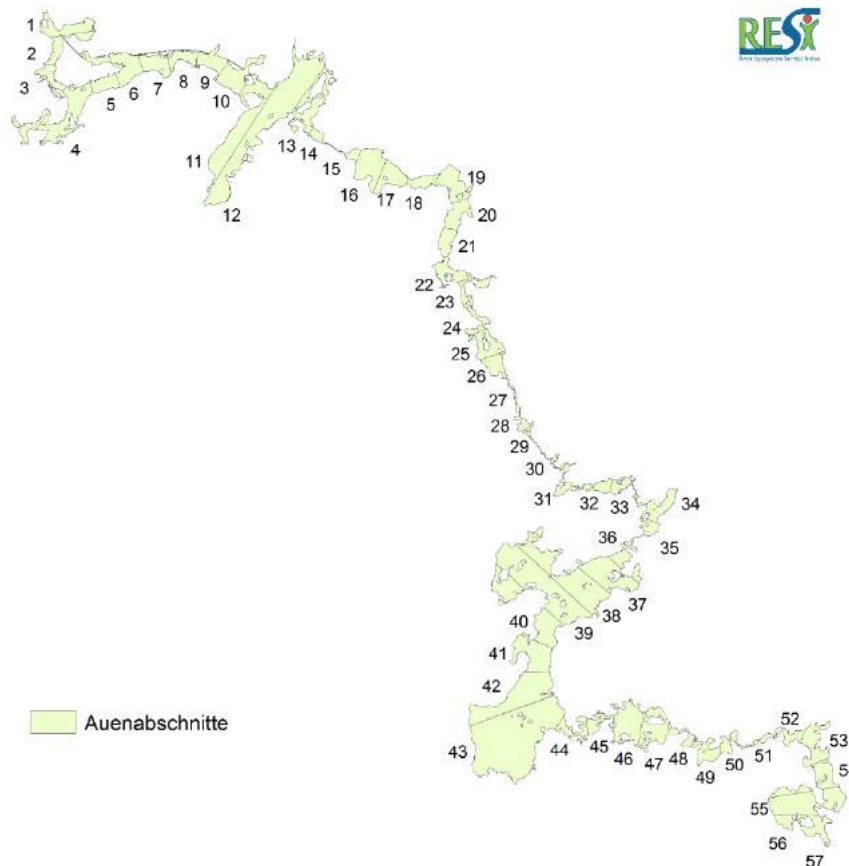


Abb. 6: Gebildete Auen-Segmente/-abschnitte an der Nebel (aus: Mehl et al. 2018)

3.2 Datengrundlagen

Die genutzten Datengrundlagen (Tab. 3) variieren inhaltlich etwas in Bezug auf die beiden Vergleichsjahre 1995 und 2016. Etwaige Abweichungen sind aber vernachlässigbar, weil die Daten dessen ungeachtet für die Landschafts- und Gewässerverhältnisse der Jahre 1990 und 2016 repräsentativ sind.

Tab. 3: Wesentliche Datengrundlagen zur Bestimmung der Ökosystemleistungen, aus: Mehl et al. (2018)

Sektor	Grundlage	Stand	Quelle
Gewässerroute	Gewässernetz M-V: Gewässerrouten: WBV-Routen ohne Ein-/Ausleitabschnitte	2016	GeoBasis-DE/M-V (2017)
Topographische Karten	Historische topographische Karten 1:25 000 Normalblattschnitt (TK25-N)	1990	GeoBasis-DE/M-V (2017)
	WebAtlasDE.light	2016	GeoBasis-DE/BKG (2017)
Boden	Analyse des Bodenpotentials (Bodenfunktionsbereiche)	1993 bis 1996	GeoBasis-DE/M-V (2017)
Landnutzungsdaten	Digitales Landbedeckungsmodell für Deutschland (LBM-DE)	2012	GeoBasis-DE/BKG (2017)
	Biotop- und Nutzungstypenkartierung Mecklenburg-Vorpommern	1991	GeoBasis-DE/M-V (2017)
Hochwasserregulation	DGM 10: Digitales Geländemodell der Auflösung 10 m x 10 m	2006 bis 2012	GeoBasis-DE/BKG (2017)
Hydrometeorologie	Klimadaten nahegelegener Klima- und Niederschlagsstationen	2016	Deutscher Wetterdienst (2016), Homepage
Fließgewässerstruktur-güte	Altdaten und Neukartierung nach gleicher Methodik (2016)	1994 und 2016	BIOTA (1994, 1995)
Feuchtlebensräume	Flächenanteil an Feuchtlebensräumen und geschützten Biotopen	2016	Fuchs et al. (2010), update BfN 2016
Natura 2000	Natura2000 Gebiete (FFH-Richtlinie und Vogelschutzrichtlinie)	2016	Brunotte et al. (2009) Scholz et al. 2012

3.3 Hochwasserregulation³

Der Indikator „Hochwasserrückhaltevolumen“ der ÖSL Hochwasserregulation nimmt im zeitlichen Vergleich zwischen 1995 und 2016 praktisch nur im Bereich der Alten Nebel (Unterlauf) zu, da hier gegenüber dem Güstrow-Bützow-Kanal eine deutliche Laufverlängerung und Wiederschließung größerer Teile der ehemaligen morphologischen Aue durch die Maßnahmenumsetzung zu konstatieren ist (Abb. 7). Der Hochwasserrückhalteraum an der Nebel beträgt nach dieser Abschätzung für das Jahr 1990 ca. 44.562.280 m³ und für das Jahr 2016 ca. 51.534.561 m³, was einer Zunahme von rund 16 % entspricht.

³ Die nachfolgenden textlichen Darstellungen sind in Teilen Mehl et al. (2018) entlehnt.

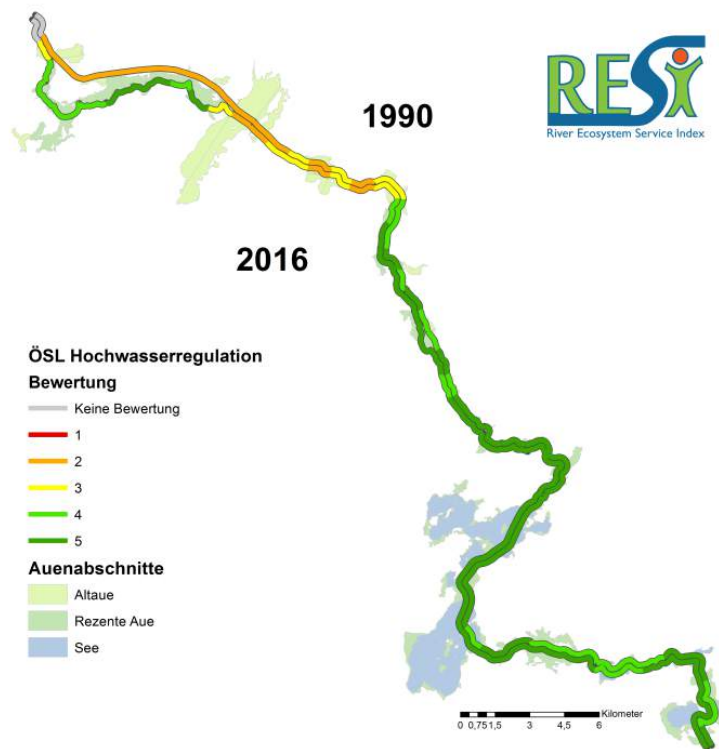


Abb. 7: Klassifizierte Ökosystemleistung Hochwasserregulation an der Nebel 1990 und 2016, aus: Mehl et al. (2018), 5 = sehr hoch; 4 = hoch; 3 = mittel; 2 = gering; 1 = sehr gering

Monetär lässt sich diese Ökosystemleistung plausibel über die Ersatzkosten einer technischen Rückhaltung über volumengleiche (ungesteuerte) Polder abbilden. Als Kostensatz wurde ein Wert von 25 Euro/m³ angesetzt, was dem Mittelwert für Erdbau, Bodenverbringung, Planung und Untersuchung aus umgesetzten regionalen Vorhaben entspricht. Nicht berücksichtigt werden hingegen Kosten für eine Flächenverfügbarkeit (im Regelfall Erwerb). Auch weitere mögliche Kosten sind zunächst schwer prognostizierbar. Deshalb stellt der o. g. Kostensatz eher eine Annahme minimaler Kosten dar.

Die Differenzbetrachtung der Volumina in 1990 und in 2016 ergibt so einen monetären Vorteil in Höhe von 174 Mio. Euro. Relevante Hochwasserrisikoabschnitte nach der Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie (HWRM-RL) sind im Gewässersystem unterhalb der Gewässerabschnitte der Warnow bei Bützow und bei Schwaan zu lokalisieren (Mehl et al. 2014). Die hohe mögliche Mengenableitung über den Abschlag/die Fischaufstiegsanlage bei Parum (Güstrow-Bützow-Kanal/Alte Nebel) wirkt im Übrigen auch nach oberhalb (Stadt Güstrow) hydraulisch verbessernd, weil der Kanal seine hydraulische Leistungsfähigkeit behalten hat. Somit wird hier eine ÖSL bereitgestellt, die jedoch ober- und unterhalb genutzt wird. Der Einfluss solcher Leistungen ist damit nicht nur bedeutsam für landschaftliche Prozesse, sondern zeigt die Vorteile systemübergreifenden Gewässermanagements gerade für den Hochwasserschutz auf.

Als weiterer Indikator wurde der Mittelwert der Klassifizierungen für Ufer, Sohle und Land der Fließgewässerstrukturgüte (s. o.) verwendet, da die Strukturgütedaten die hydraulischen Einflüsse auf die Rauigkeit und damit die Fließgeschwindigkeit bzw. die Wellenabflachung (Scheiteldämpfung) hilfswise abbilden.

Bei der abschließenden Bewertung wurden die Klassifizierungsergebnisse beider Ansätze gemittelt (arithmetisches Mittel), um das hydraulische Zusammenwirken darzustellen (Abb. 5). Die Gewässer-/Auentypabhängigkeit einer Bewertung wird in diesem Fall durch die Ausgangsdaten abgesichert (Strukturgüte, ggf. Auenzustandsklasse).

3.4 Niedrigwasserregulation⁴

Als Indikator wurde der Mittelwert aus den Klassifizierungen für Ufer und Sohle der Fließgewässerstrukturgüte berechnet. Die Gewässer-/Auentypabhängigkeit einer Bewertung wird auch in diesem Fall durch die Ausgangsdaten abgesichert (Strukturgüte). Die Ergebnisse zeigen, dass die Renaturierungsmaßnahmen deutliche Verbesserungen bringen (Abb. 8). Eine monetäre Bewertung kann zusammen mit der Ökosystemleistung „Sedimentregulation“ über die Ersatzkostenmethode und entsprechende Renaturierungskosten erfolgen.

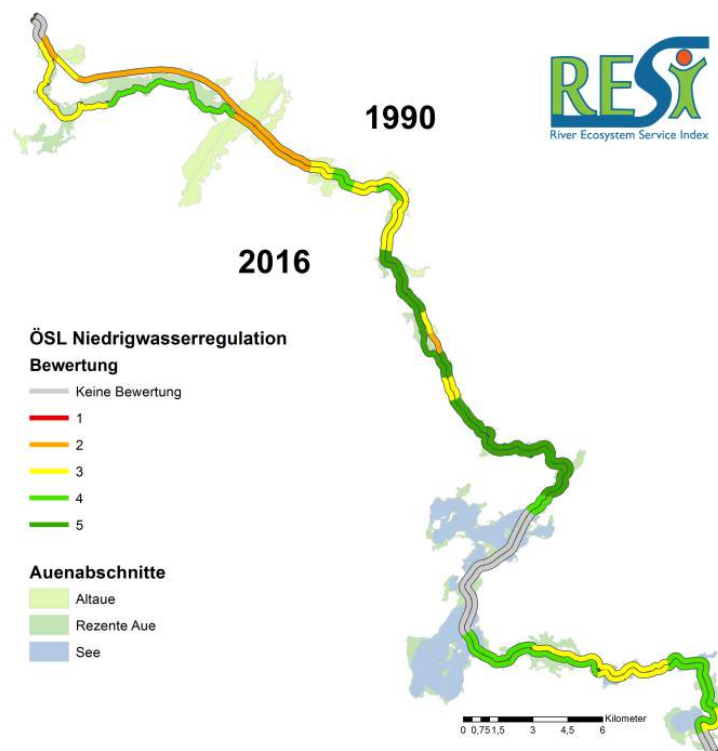


Abb. 8: Klassifizierte Ökosystemleistung Niedrigwasserregulation an der Nebel 1990 und 2016, aus: Mehl et al. (2018), 5 = sehr hoch; 4 = hoch; 3 = mittel; 2 = gering; 1 = sehr gering

3.5 Sedimentregulation⁵

Als Indikator für die Sedimentregulation wurde die Klassifizierung für „Sohle“ der Fließgewässerstrukturgüte verwendet. Die Gewässer-/Auentypabhängigkeit einer Bewertung wird in diesem Fall wiederum durch die Ausgangsdaten abgesichert (Strukturgüte). Auch hier zeigen die Ergebnisse, dass die Renaturierungsmaßnahmen wirken (Abb. 9).

⁴ Die nachfolgenden textlichen Darstellungen sind in Teilen Mehl et al. (2018) entlehnt.

⁵ Die nachfolgenden textlichen Darstellungen sind in Teilen Mehl et al. (2018) entlehnt.

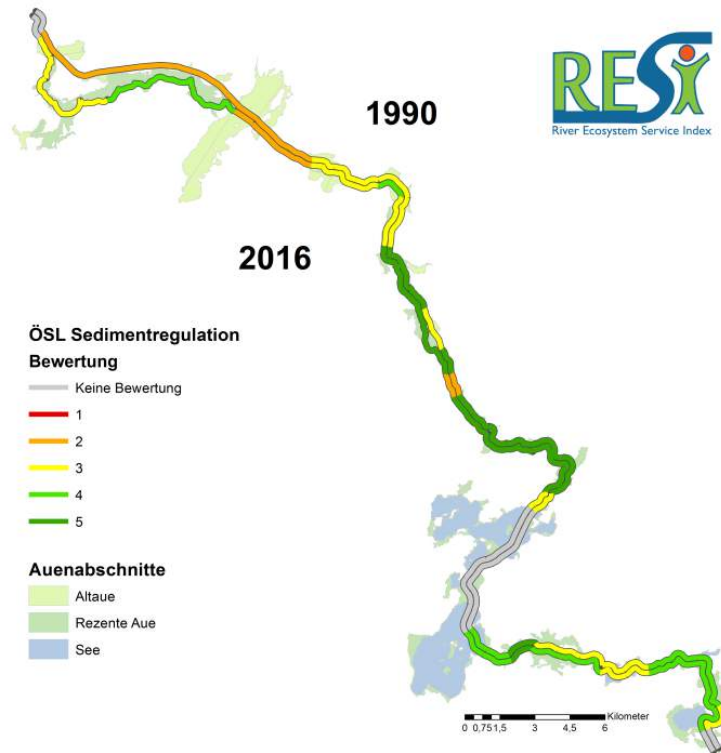


Abb. 9: Klassifizierte Ökosystemleistung Sedimentregulation an der Nebel 1990 und 2016, aus: Mehl et al. (2018), 5 = sehr hoch; 4 = hoch; 3 = mittel; 2 = gering; 1 = sehr gering

Für die Monetarisierung von Niedrigwasser- sowie Sedimentregulation kann auf die Ersatzkostenmethode zurückgegriffen werden. Hierzu wurden die Renaturierungskosten zur Erreichung des sehr guten hydromorphologischen Zustands ins Verhältnis zum jeweiligen Ausgangszustand gesetzt. Bei einer Differenz „Strukturgütekategorie 5 zur -kategorie 1“ wurden 100 % der Renaturierungskosten veranschlagt, 75 % bei Kategorie 4, 50 % bei Kategorie 3 und 25 % der Kosten bei Kategorie 2. Die Renaturierungskosten wurden für die Nebel nach der jeweiligen Gewässergröße ohne Spezialbauwerke wie z. B. Fischaufstiegsanlagen und ohne die integrierten Seen abgeschätzt (Tab. 4). Hiernach ergibt sich summarisch ein Unterschiedsbetrag vom Jahr 1990 zu 2016 in Höhe von 4,7 Mio. Euro (Tab. 5).

Tab. 4: Abgeschätzte Renaturierungskosten für die Nebel nach Größenordnungen (je km Lauflänge), aus: Mehl et al. (2018)

Kostenposition	Kleines Gewässer	Mittleres Gewässer	Mittelgroßes Gewässer
Sohlbreite	< 2 m	≥ 2 bis < 5 m	≥ 5 m
Aushubmengen je laufenden Meter	ca. 8 m ³	ca. 15 m ³	ca. 25 m ³
Baukosten brutto	159.600 €	223.600 €	307.100 €
Planungskosten brutto	65.600 €	81.600 €	100.300 €
Begleituntersuchungen/-arbeiten brutto	24.400 €	24.400 €	24.400 €
Summe brutto	249.600 €	329.600 €	431.800 €

Tab. 5: Berechnung der Ersatzkosten entsprechend der Differenz „Strukturgüteklasse 5 zur -Klasse 1“, der Gewässergröße, der Renaturierungskosten sowie der Lauflänge, aus: Mehl et al. (2018)

Güteklassendifferenz (Kostenansatz)	Gewässergröße	Ersatzkosten € pro m	Lauflänge in m	Renaturierungskosten
keine	klein	-	3.226	-
keine	mittel	-	3.081	-
keine	mittelgroß	-	29.140	-
1 (25 %)	klein	62,40 €	615	38.376 €
1 (25 %)	mittel	82,40 €	3.923	323.255 €
1 (25 %)	mittelgroß	107,95 €	5.790	625.031 €
2 (50 %)	mittelgroß	215,90 €	11.518	2.486.674 €
3 (75 %)	mittelgroß	323,85 €	3.847	1.245.851 €
Gesamt				4.719.187 €

3.6 Bodenbildung in Auen⁶

Als weitere Ökosystemleistung wurde die Bodenbildung bewertet. Die Dominanz der Niedermoore an der Nebel rechtfertigt, dass bei dieser ÖSL auf die natürliche Moorbildung (Torfakkumulation) bzw. die anthropogen verursachte Moordegradation abgestellt wird. In moorerfüllten Niederungen können Gewässervertiefungen, Grundwasserspiegelabsenkungen und die Veränderung der Überschwemmungsdynamik zur Moordegradation führen.

Als wesentliche Datengrundlage wurde auf das digitale Geländemodell zurückgegriffen. Die Grundwasserflurstände wurden auf der Basis der mittleren Wasserstände in der Nebel ermittelt (einfaches Wasserspiegellagenmodell). Die Typspezifität der Aue wurde über die Flächengewichtung, bezogen auf die Moorfläche, berücksichtigt.

Die Ergebnisse (Abb. 10) zeigen, dass der Moorzustand an der Nebel nur in einzelnen Auenabschnitten als gut zu bewerten ist; vornehmlich wegen der landwirtschaftlichen Nutzung ist der Umfang der Moorentwässerung einfach zu groß. Immerhin konnten mit den Renaturierungsmaßnahmen im Gewässernahbereich auch ökologisch nachweisbare Verbesserungen und in vielen Fällen deutliche Stützungen der Grundwasserstände erreicht werden.

⁶ Die nachfolgenden textlichen Darstellungen sind in Teilen Mehl et al. (2018) entlehnt.

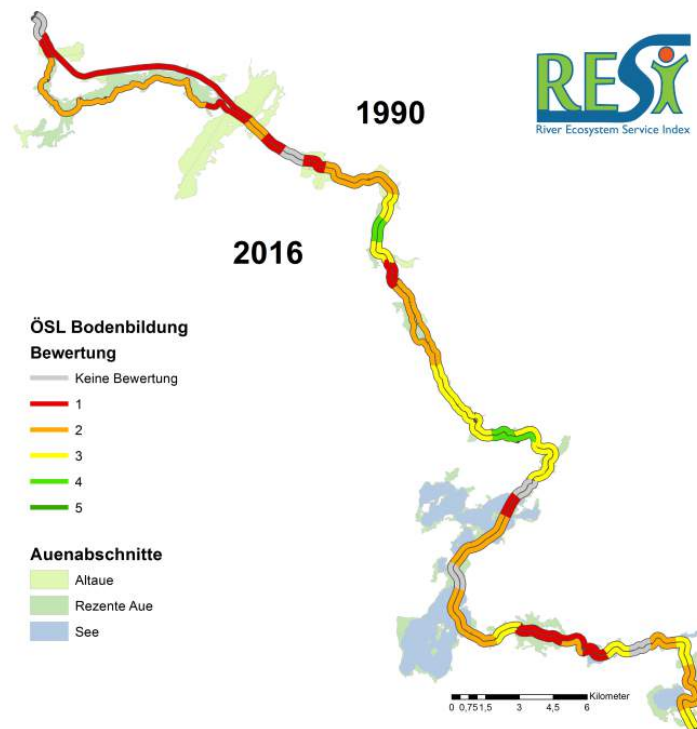


Abb. 10: Klassifizierte Ökosystemleistung Bodenbildung an der Nebel 1990 und 2016, aus: Mehl et al. (2018), 5 = sehr hoch; 4 = hoch; 3 = mittel; 2 = gering; 1 = sehr gering

3.7 Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung⁷

Die Berechnungs- und Bewertungsergebnisse zeigen, dass die Freisetzung der Treibhausgase (THG) in vielen Auen-Segmenten infolge der Renaturierungsmaßnahmen abgenommen hat, besonders stark im Unterlauf infolge der Renaturierung der Alten Nebel (Abb. 11 und 12). In den Auen-Segmenten an den oberen Nebelseen sind die Werte des Jahres 2016 im Vergleich zu 1990 teilweise leicht erhöht. Dies ist insofern plausibel, da der Wasserstand von Beginn der 1990-er Jahre bis zumindest ca. 2009 beispielsweise im Orthsee klimatisch bedingt um ca. 2 Dezimeter gefallen ist und zusätzliche Verlandungstendenzen wirken. Der größere Flächenumfang an randlichen Feuchtgebieten vergrößert damit die THG-Freisetzung.

Insgesamt führen die Renaturierungsmaßnahmen an der Nebel aber zur deutlichen Reduktion der THG-Freisetzung: 1990: 46.711 t a⁻¹ CO₂-Äquivalent, 2016: 37.748 t a⁻¹ CO₂-Äquivalent. Dies drückt sich in einer sehr deutlichen Schadenskostenreduktion von ca. 720.000 € je Jahr aus.

⁷ Die nachfolgenden textlichen Darstellungen sind in Teilen Mehl et al. (2018) entlehnt.

Ergebnisse: Renaturierung der Nebel

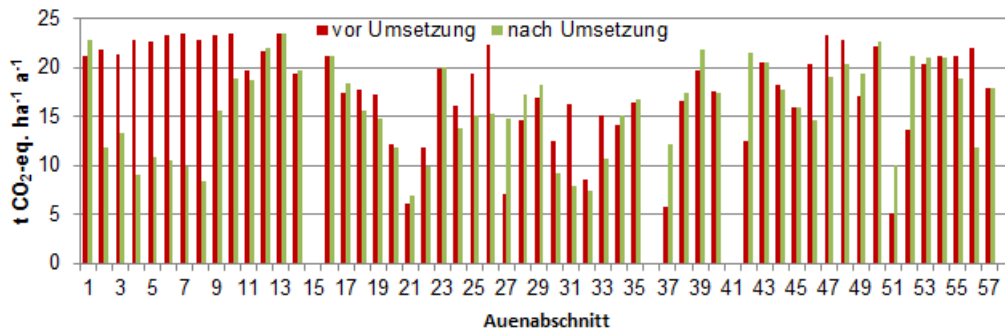


Abb. 11: Freisetzung von THG in den Auen-Segmenten der Nebel in Tonnen CO₂-Äquivalent je ha und Jahr (Fließrichtung von rechts nach links), aus: Mehl et al. (2018)

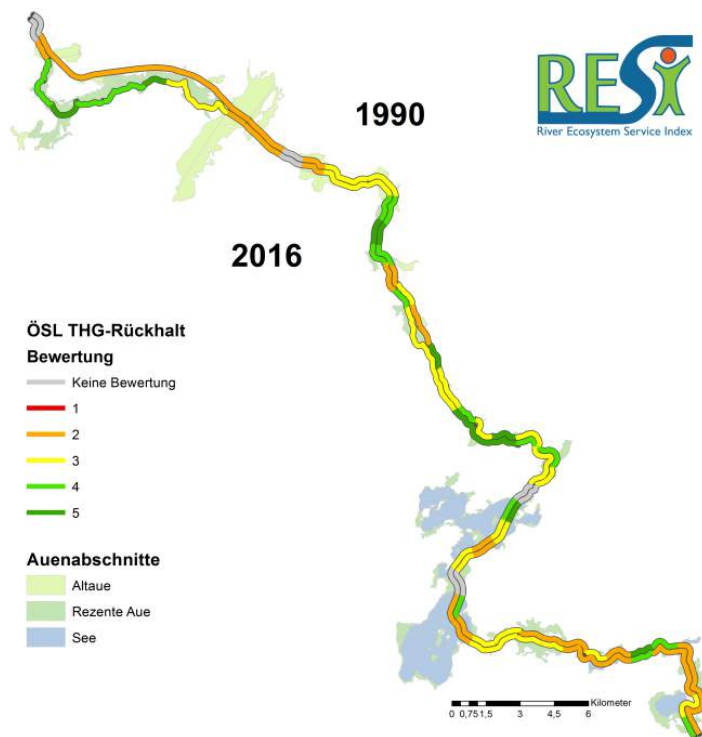


Abb. 12: Klassifizierte Ökosystemleistung THG-Rückhalt an der Nebel 1990 (rechtes Band) und 2016 (linkes Band), aus: Mehl et al. (2018), 5 = sehr hoch; 4 = hoch; 3 = mittel; 2 = gering; 1 = sehr gering

3.8 Kühlwirkung (Gewässer und terrestrische Böden) ⁸

Für die Kühlwirkung der Gewässeroberflächen und der terrestrischen Böden in den Auen-Segmenten zeigt sich im Vergleich zwischen dem Jahr 1990 und dem Jahr 2016 vor allem die sehr positive Wirkung der Renaturierung der Alten Nebel (Unterlauf; Abb. 13). Im Jahr 1990 betrug danach die jährliche Kühlleistung ca. 11.480 GWh, 2016 ca. 13.295 GWh, was einer Zunahme um mehr als 12 % entspricht.

⁸ Die nachfolgenden textlichen Darstellungen sind in Teilen Mehl et al. (2018) entlehnt.

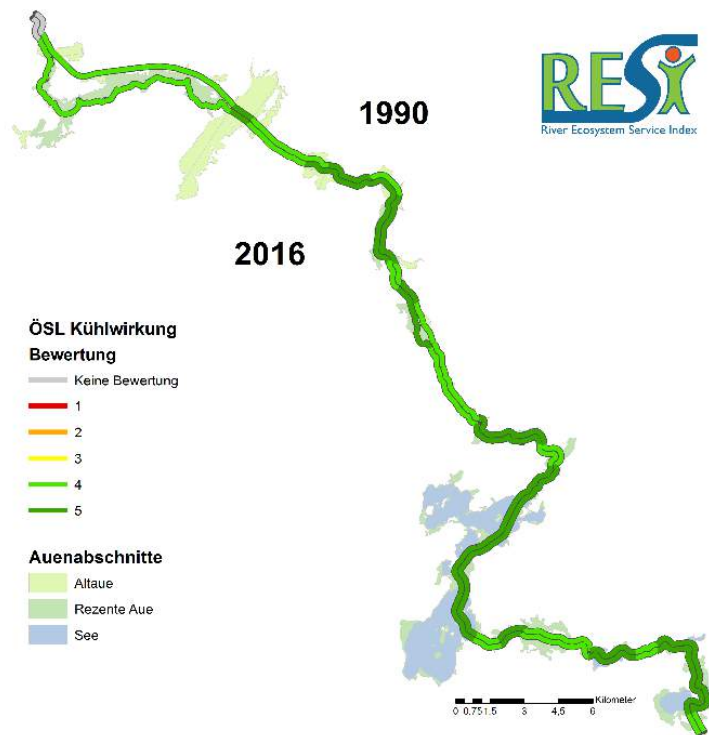


Abb. 13: Klassifizierte Ökosystemleistung Kühlwirkung an der Nebel 1990 und 2016, aus: Mehl et al. (2018), 5 = sehr hoch; 4 = hoch; 3 = mittel; 2 = gering; 1 = sehr gering

3.9 Habitatbereitstellung

Für die ÖSL Habitatbereitstellung erfolgte die Bewertung des Bezugszustandes für 2016 nach der in Scholz et al. (2020) beschriebenen Methode mittels dem bundesweitem Ansatz. Die Zusammenfassung des Habitatwertes auf Segmentebene ergibt, dass für die Nebel 24 % der Auen-Segmente eine „sehr geringe“ (10 %) bis „geringe“ (14 %) Bedeutung und 33 % eine „hohe“ (26 %) bis „sehr hohe“ (7 %) Bedeutung für auentypischen Arten und Lebensräume aufweisen. Die „sehr hohen“ und „hohen“ Habitatwerte spiegeln die naturnahen Bereiche der Nebel wider. Für 43 % wird eine „mittlere“ Bedeutung der Habitatbereitstellung festgestellt (Abb. 14). Mittels Index werden unterschiedliche Bewertung von Unter-, Mittel und Oberlauf deutlich. Dabei wurde der Mittellauf hauptsächlich mit „sehr hohen“ und „hohen“, der Oberlauf mit „mittel“ und „hohen“ und der Unterlauf mit „mittel“ und „geringen“ Habitatwerten bewertet. Die „sehr geringen“ Habitatwerte treten vorrangig im Unterlauf, vor allem im Bereich der Stadt Güstrow, auf.

Für den Bereich des Kanals wurde die rezente Aue von 2016 für 1990 in Altaue umgewandelt und erhielt einen Altauen- sowie Rückstau-Malus. Für das Merkmal Flächenanteil an Feuchtlebensräumen und geschützten Biotopen wurden für 1990 die Flächen in die Berechnung einbezogen, die vor 1990 kartiert wurden. Da die Erfassung der Natura 2000-Gebiete erst ab 1996 erfolgte, wurde für das Merkmal Flächenanteil an Natura 2000-Gebieten keine Änderungen im Vergleich zu 2016 vorgenommen. Eine Verbesserung des Habitatwertes durch Renaturierungsmaßnahmen erfolgt somit hauptsächlich im Bereich des ehemaligen Kanals (Unterlauf) (Abb. 14) vorrangig durch den Wegfall des Altauen- und Rückstau-Malus.

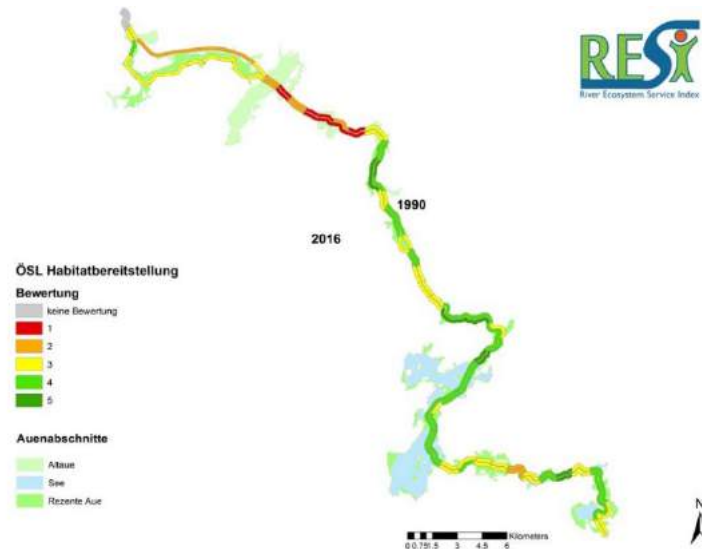


Abb. 14: :Resi-Habitat-Index mittels bundesweiten Ansatz auf Segmentebene für das Projektgebiet Nebel Für Bezugszustand 2016 und Bezugszustand 1990. 5 = sehr hoch; 4 = hoch; 3 = mittel; 2 = gering; 1 = sehr gering

Durch die unterschiedliche Datengrundlage (1990: Biotop- und Nutzungstypenkartierung (BNTK), 2016: CORINE Land Cover) zur Berechnung der Landnutzungsklassen (LN 7) nach Brunotte et al. (2009) kam es in 2 Segmenten (ID 17000-Alt-Li, ID 44000-Alt-Li) zu einer Abwertung des Habitatwertes. Für das zweite Segment (ID 44000-Alt-Li) wurde eine Fischzuchtanlage 1990 der Landnutzung Gewässer, hingegen 2016 der Landnutzung Siedlung zugeordnet. Es kam zu einer Anpassung, indem für 1990 und 2016 die Landnutzung Siedlung angenommen wurde. Für das Segment ID 17000-Alt-Li wurden 1990 Bereiche der Landnutzung Wald und 2016 der Landnutzung Grünland zugeordnet. Hier kam es zu keiner Anpassung, sodass es 2016 zu einer Abwertung für das entsprechende Segment kam.

4 Fazit

Insgesamt wurde durch die Renaturierungsmaßnahme eine Verbesserung der betrachteten ÖSL in 2016 gegenüber 1990 erreicht. Dies erfolgte vorwiegend durch die Reaktivierung der Altaue zur rezenten Aue, den Wegfall des Rückstaus durch den 1990 noch vorhandenen Kanal, der Laufverlängerung und Umwandlung in auentypische Biotope.

Die Ergebnisse für die Fallstudie Nebel zeigen, dass die einzelnen ÖSL-Indizes trotz unterschiedlicher Datengrundlage für 1990 und 2016 für einen Vorher-Nachher-Vergleich geeignet sind.

5 Literaturverzeichnis

- Berlin, A. & Mehl, D. (1997): Die Trichoptera der Nebel (Mecklenburg-Vorpommern). – *Lauterbornia* 31: 83-97.
- Berlin, A. & Thiele, V. (2012): Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera. Ansprüche, Bioindikation, Gefährdung. Friedland (Steffen-Verlag), 304 S.
- BIOTA (1994): Modellvorhaben "Gewässerpflegeplan Nebel". – biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH im Auftrag von Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern/Staatliches Amt für Umwelt und Natur Rostock.
- BIOTA (1995): Gewässerentwicklungsplan „Obere Nebel“. – biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH im Auftrag von Landesnationalparkamt Mecklenburg-Vorpommern/Naturpark Nossentiner/Schwinzer Heide.
- BIOTA (1998): Erarbeitung eines Pflege- und Entwicklungsplanes für das Naturschutzgebiet „Nebeltal“. biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH im Auftrag des Staatlichen Amtes für Umwelt und Natur Rostock.
- Bittl, R. & Kolbow, D. (2014): Zusammenwirken von Wasserwirtschaftsverwaltung und Flurneueordnungsbehörde bei der Umsetzung von Maßnahmen nach WRRL. – *Wasser und Abfall* 12: 16-22.
- BNatSchG: Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz - BNatSchG) vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), zuletzt geändert durch Gesetz vom 07.08.2013 (BGBl. I S. 3154) m. W. v. 15.08.2013.
- Brunotte, E., Dister, E., Günther-Diringer, D., Koenzen, U. & Mehl, D. (Hrsg.) (2009): Flussauen in Deutschland. Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. – *Naturschutz und biologische Vielfalt* 87, 141 S.
- DWD (Deutscher Wetterdienst) (2017): Daten des Deutschen Wetterdienstes, <https://www.dwd.de/> (Stand: 07.04.2017).
- Fuchs, D., Hänel, K., Lipski, A., Reich, M., Finck, P. & Riecken, U. (2010): Länderübergreifender Biototypverbund in Deutschland – Grundlage und Fachkonzept. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 96, 193 S.
- LU (Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern) (2015): Renaturierung der Nebel abgeschlossen. – Pressemitteilung Nr. 334/15 des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern vom 09.10.2015.
- Mehl, D. & Bittl, R. (2005): Der Beitrag integrierter ländlicher Entwicklungskonzepte und der Flurneueordnung zur Umsetzung von FFH- und Wasserrahmenrichtlinie in Mecklenburg-Vorpommern. – *zfv – Zeitschrift für Geodäsie, Geoinformation und Landmanagement* 130 (2): 63-69.
- Mehl, D., Bollmohr, A., Bittl, R. & Reimann, T. (2008): Regionalmanagement in drei kooperierenden Amtsbereichen – ein innovatives Pilotvorhaben integrierter ländlicher Entwicklung zur Umsetzung von GAKG und ELER-Verordnung in Mecklenburg-Vorpommern. – *Raumforschung und Raumordnung* 1/2008: 76-83.
- Mehl, D., Bollmohr, A., Zedler, S., Reimann, T., Bittl, R. & Winkelmann, D. (2011): Funktion und Bedeutung der Flurneueordnung bei der Integrierten ländlichen Entwicklung am Fallbeispiel eines Regionalmanagements nach GAK-Grundsätzen. – *Allgemeine Vermessungsnachrichten* 2/2011: 49-58.
- Mehl, D. & Thiele, V. (1998): Fließgewässer- und Talraumtypen des Norddeutschen Tieflandes am Beispiel der Naturräume Mecklenburg-Vorpommerns. Buchverlag im Blackwell Wissenschaftsverlag (Berlin, Parey), 261 S.

- Mehl, D. & Thiele, V. (2018): Renaturierung der Nebel bei Hoppenrade. – In: Schneider, E., Werling, M., Stammel, B., Januschke, K., Ledesma-Krist, G., Scholz, M., Hering, D., Gelhaus, M., Disster, E. & Egger, G. (Hrsg.): Biodiversität der Flussauen Deutschlands. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 163: 337-351.
- Mehl, D., Hoffmann, T. G., Bollmohr, A. & J. Schentschischin (2014): Leitfaden Hochwasserrisiko-managementplanung in Mecklenburg-Vorpommern. – Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.), 84 S.
- Mehl, D., Hoffmann, T. G., Iwanowski, J., Lüdecke, K. & Thiele, V. (2018): 25 Jahre Fließgewässerrenaturierung an der mecklenburgischen Nebel: Auswirkungen auf den ökologischen Zustand und auf regulative Ökosystemleistungen. – Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 62 (1): 6-24.
- Mehl, D., Könker, H., Hellmuth, O. & Pivarci, R. (1995): Das Flussgebiet der Nebel - eine naturräumliche Charakterisierung. – In: Mehl, D. & Thiele, V. (Hrsg.): Ein Verfahren zur Bewertung nordostdeutscher Fließgewässer und deren Niederungen unter besonderer Berücksichtigung der Entomofauna. Nachr. entomol. – Ver. Apollo, Suppl. 15: 19-40.
- Scholz, M., Mehl, D., Schulz-Zunkel, C., Kasperidus, H. D., W. Born, W. & Henle, K. (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen. Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion. – Naturschutz und biologische Vielfalt 124, 257 S.
- Scholz, M., Fischer-Bedtke, C., Rumm, A., Damm, C., Foeckler, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Kasperidus, H. D., Stammel, B. & Henle, K. (2020): Analyse und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung“ – bundesweiter Ansatz für die Aue. In diesem Buch.
- Thiele, V., Lüdecke, K. & Koch, R. (2014): Ökologische Sanierung eines naturschutzfachlich hochsensiblen, niedermoor geprägten Tieflandflusses. – Wasser und Abfall 16 (10): 36-43.
- Winkler, H. M., Lill, D. & Lemcke, R. (1995): Die Fischfauna der Nebel - ein Indikator zur Bewertung des ökologischen Gewässerzustandes. - In Mehl, D. & Thiele, V. (Hrsg.): Ein Verfahren zur Bewertung nordostdeutscher Fließgewässer und deren Niederungen unter besonderer Berücksichtigung der Entomofauna. – Nachr. entomol. Ver. Apollo, Suppl. 15: 215-230.

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

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

Inhaltsverzeichnis

1	Modellregion	295
1.1	Bezugszustand	295
1.2	Szenario	295
2	Systematik und Vorgehen	296
3	Versorgende ÖSL	298
3.1	ÖSL Kulturpflanzen/landwirtschaftliches Ertragspotenzial	298
3.1.1	Bezugszustand.....	298
3.1.2	Szenario.....	298
3.2	Pflanzliche Biomasse.....	300
3.2.1	Bezugszustand.....	300
3.2.2	Szenario.....	300
3.3	Fazit für ÖSL Kulturpflanzen und Pflanzliche Biomasse	302
4	Regulative ÖSL.....	302
4.1	ÖSL Habitatbereitstellung.....	302
4.1.1	Bezugszustand.....	302
4.1.2	Szenario.....	302
4.1.3	Fazit	304
4.2	ÖSL Hochwasserregulation	304
4.2.1	Bezugszustand.....	304
4.2.2	Szenario.....	305
4.2.3	Fazit	305
4.3	ÖSL Niedrigwasserregulation.....	307
4.3.1	Bezugszustand.....	307
4.3.2	Szenario.....	307
4.3.3	Fazit	307
4.4	ÖSL Sedimentregulation	309

Ergebnisse: Gewässerentwicklungsflächen an der Nahe

4.4.1	Bezugszustand.....	309
4.4.1	Szenario.....	309
4.4.2	Fazit	309
4.5	ÖSL Bodenbildung.....	311
4.5.1	Bezugszustand.....	311
4.5.2	Szenario.....	311
4.5.3	Fazit	311
4.6	ÖSL Kühlwirkung.....	313
4.6.1	Bezugszustand.....	313
4.6.2	Szenario.....	313
4.6.3	Fazit	313
4.7	ÖSL Stickstoffretention (N-Retention).....	315
4.7.1	Bezugszustand.....	315
4.7.2	Szenario.....	315
4.8	ÖSL Phosphorretention (P-Retention)	317
4.8.1	Bezugszustand.....	317
4.8.2	Szenario.....	317
4.8.3	Fazit N- und P-Retention.....	319
5	Kulturelle ÖSL.....	319
5.1	ÖSL Landschaftsbild	319
5.2	ÖSL Natur- und Kulturerbe.....	319
5.3	ÖSL Unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft.....	321
5.4	ÖSL wasserbezogene Aktivitäten.....	321
6	Synthese	322
7	Literaturverzeichnis.....	324

1 Modellregion

1.1 Bezugszustand

Das Nahe-Einzugsgebiet hat eine Fläche von rund 4.065 km² mit etwa 635.000 Einwohnern. Siedlungsschwerpunkte sind die Bereiche Kaiserslautern, Bad Kreuznach, Idar-Oberstein und Kirn. Der Untersuchungsraum von Hoppstädten-Weiersbach bis zur Mündung hat eine ca. 60 km lange Fließstrecke. Die Fläche der betrachteten rezenten Aue beträgt 9,9 km², die der Altaue 14,9 km² (Brunotte et al. 2009) (Abb. 1). Die Nahe entspringt im Westen in der Nähe des Bostalsees im Saarland und mündet nach etwa 120 km Flusslänge bei Bingen in Rheinland-Pfalz in den Rhein. Laut Koenzen (2005) handelt es sich bei der Nahe um einen gefällereichen Fluss des Deckgebirges. Die in den 1970ern über weite Strecken stattgefundenen Ausbaumaßnahmen führten zu einem begradigten Flusslauf (kanalartig).

Das Einzugsgebiet der Nahe ist geprägt von ackerbaulicher Nutzung, teilweise mit größeren Anteilen an Grünland und Weinbau. Die rezente Aue des Untersuchungsgebietes besteht zu 46 % aus Acker-, Siedlungs-, Verkehrs- und Gewerbeflächen, 50 % werden als Grünland bewirtschaftet, nur 4 % sind Wälder. Die Nutzungsverhältnisse der Altaue weisen mit knapp 74 % einen deutlich höheren Anteil an Acker-, Siedlungs-, Verkehrs- und Gewerbeflächen auf (LBM DE 2012).

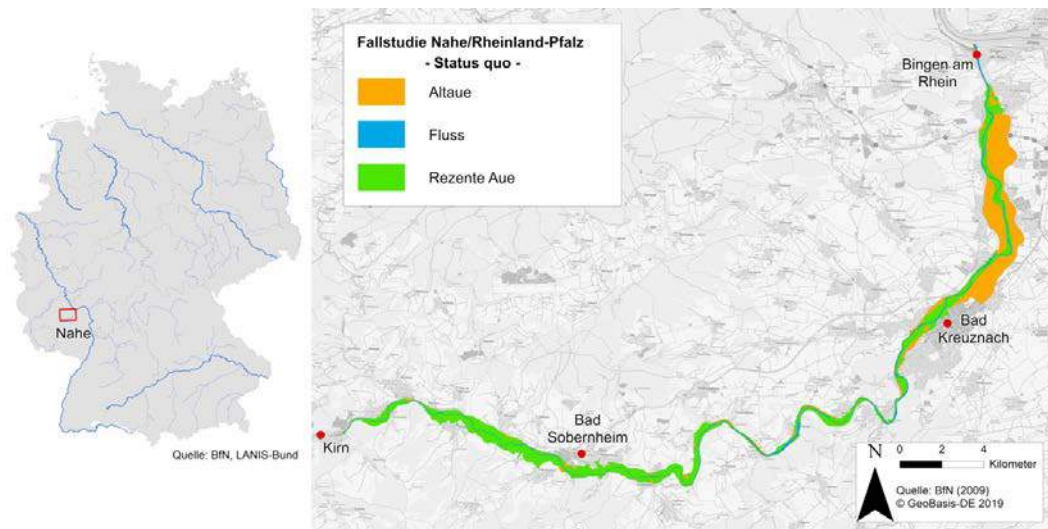


Abb. 1: Übersicht der Modellregion Nahe von Hoppstädten-Weiersbach bis zur Mündung in den Rhein bei Bingen mit Lage in Deutschland (links) und Fluss-Auen-Kompartimente (rechts), orange = Altaue, blau = Fluss und grün = rezente Aue.

1.2 Szenario

Die typspezifischen Gewässerentwicklungsflächen (GEF) des Landesamtes für Umwelt Rheinland-Pfalz geben potentielle Räume an, um gemäß der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) ökologisch funktionsfähige Gewässer auch in der Kulturlandschaft zu integrieren und zu entwickeln. Die rezente Aue wird in den potentiellen Räumen erweitert und Veränderungen in der Landnutzung werden durch die Renaturierungsmaßnahmen angenommen (Abb. 2). Dabei wird im Szenario die potenzielle natürliche Vegetation (pnV) angenommen, wobei Restriktionsflächen (Siedlungs- und Verkehrsflächen) unberührt bleiben. Die pnV wurde aus dem Auenleitbild von Koenzen (2005) abgeleitet (Gewässer = 10 %, Röhricht = 10 %, Niederungswald = 50 %, Hochwald = 22 %, offen = 2 %). Bei dieser Methodik ist zu bedenken, dass wir eine Situation circa 5-10 Jahre nach Maßnahmenumsetzung analysieren, da sich die pnV nach Maßnahmenumsetzung nicht sofort einstellt (Fehlen von Altersstruktur der Gehölze sowie Totholz im Fluss / am Ufer).

Ergebnisse: Gewässerentwicklungsflächen an der Nahe

Den neuen Landnutzungsflächen wurden entsprechend der CORINE Land Cover (CLC) Nomenklatur Nutzungscodes zugeordnet.

Die Flächen der Altaue im Bezugszustand, die im Szenario in den GEF liegen, wurden als neue rezente Aue für das Szenario zugewiesen, da diese Flächen potentiell durch Verbesserungen der hydromorphologischen Bedingungen wieder reaktiviert werden könnten. Die Fläche der rezenten Aue vergrößert sich somit im Szenario von 14,9 km² auf 16,8 km².

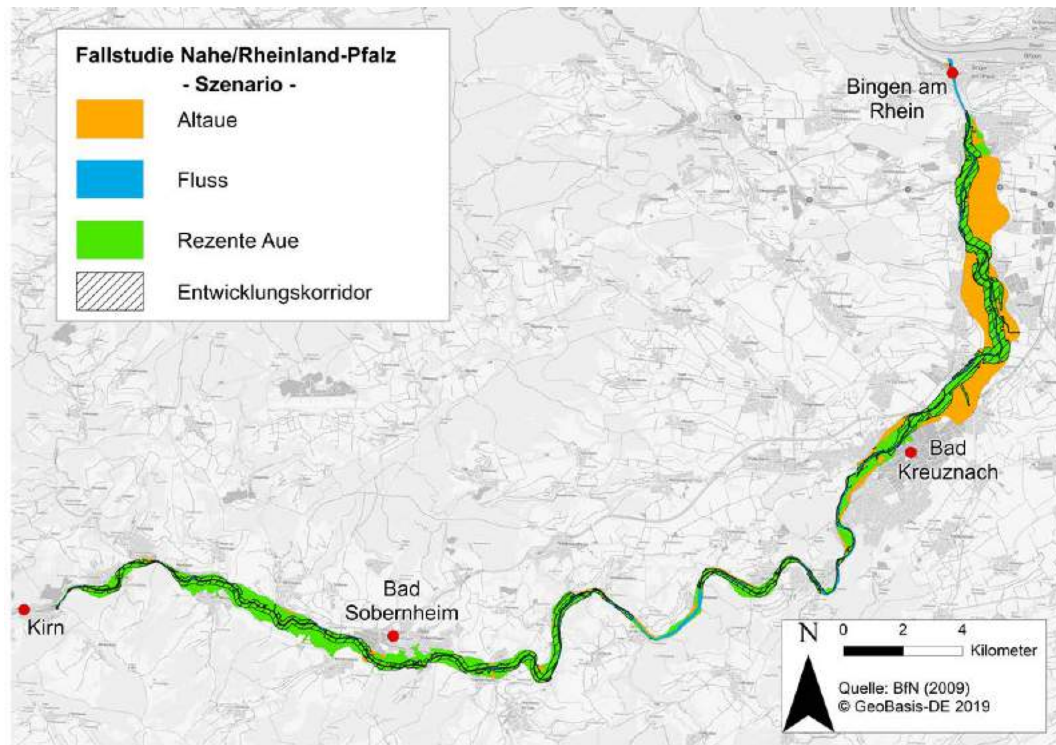


Abb. 2: Szenario der Modellregion Nahe von Hoppstädten-Weiersbach bis zur Mündung in den Rhein bei Bingen. Schwarz schraffiert = typspezifische Gewässerentwicklungsflächen (GEF) vom Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz, orange = Altaue, blau = Fluss und grün = rezente Aue.

2 Systematik und Vorgehen

Für die Modellregion Nahe von Hoppstädten-Weiersbach bis zur Mündung in den Rhein bei Bingen wurden insgesamt 15 verschiedene Ökosystemleistungen (ÖSL) betrachtet, die zu den drei Hauptgruppen der versorgenden, regulierenden und kulturellen ÖSL zusammengefasst werden können. Die entsprechenden Referenzen für die Berechnungen der einzelnen ÖSL sind der Tabelle 1 zu entnehmen. Der Bezugszustand der Modellregion liegt für die versorgenden ÖSL Kulturpflanzen, Pflanzliche Biomasse vor sowie für die regulativen ÖSL Habitatbereitstellung, Hochwasserregulation, Niedrigwasserregulation, Sedimentregulation, Bodenbildung, Kühlwirkung, Stickstoffretention und Phosphorretention, und für die kulturellen ÖSL Landschaftsbild, unspezifische Interaktion, Natur- und Kulturerbe und wasserbezogene Aktivitäten. Für das Szenario 1 wurden soweit möglich die Veränderungen für die Planungszustände des Szenarios für die ÖSL quantitativ berechnet. Für alle kulturellen ÖSL war die Datengrundlage für die Szenarios für eine Berechnung nicht ausreichend. Hier wurde ein qualitativer Ansatz gewählt, d. h. eine schriftliche Ausführung zu den zu erwartenden Änderungen gemacht.

Für die versorgenden und die kulturellen ÖSL sowie die regulativen ÖSL Habitatbereitstellung, Stickstoffretention und Phosphorretention liegen die ÖSL auf der Ebene der Fluss-Auen-Kompartimente vor. Für die regulativen ÖSL Bodenbildung, Sedimentregulation, Niedrigwasserregulation, Hochwasserregulation und Kühlwirkung erfolgte die ÖSL Bewertung, aufgrund der großflächigeren Funktionszusammenhänge und Eingangsdaten, auf der Ebene der Fluss-Auen-Segmente (Tab. 1). Für die Synthese zum Gesamt RESI wurden über flächengewichtete Mittelwerte alle ÖSL auf Fluss-Auen-Segmentebene zusammengeführt, was eine integrierende Darstellung ermöglicht. Hier sollte man jedoch beachten, dass detailliertere Informationen durch Mittelwertbildung verloren gehen. Grundsätzlich empfiehlt sich eher die Berechnung auf Fluss-Auen-Kompartimentebene, um eine möglichst genaue Aussage zu den Ausprägungen vorliegen zu haben. Vor allem für konkrete Maßnahmen wie z. B. die Vergrößerung der rezenter Aue ist die Trennung nach rezenter Aue und Altaue für eine Bewertung notwendig, um lokale Änderungen nachvollziehen zu können.

Tab. 1: Übersicht der betrachteten ÖSL, deren Raumbezug sowie Referenz in diesem Buch.

ÖSL	Raumbezug	Ansatz	Referenz in diesem Buch
Regulative ÖSL			
Habitatbereitstellung	Rezente Aue, Altaue	lokal	Fischer-Bedtke et al. 2020
Hochwasserregulation	Morphologische Aue	bundesweit	Mehl et al. 2020
Niedrigwasserregulation	Fluss	bundesweit	Mehl et al. 2020
Sedimentregulation	Fluss	bundesweit	Mehl et al. 2020
Bodenbildung	Morphologische Aue	bundesweit	Mehl et al. 2020
Kühlwirkung	Morphologische Aue	lokal	Mehl et al. 2020
Stickstoffretention	Rezente Aue, Fluss	bundesweit	Ritz et al. 2020
Phosphorretention	Rezente Aue, Fluss	bundesweit	Ritz et al. 2020
Kulturelle ÖSL			
Landschaftsbild	Morphologische Aue	bundesweit	Thiele et al. 2020
Unspezifische Interaktion	Morphologische Aue	bundesweit	Thiele et al. 2020
Natur- und Kulturerbe	Morphologische Aue	bundesweit	Thiele et al. 2020
Wasserbezogene Aktivitäten	Morphologische Aue	bundesweit	Thiele et al. 2020
Versorgende ÖSL			
Kulturpflanzen	Rezente Aue, Altaue		Dehnhardt et al. 2020
Pflanzliche Biomasse	Rezente Aue, Altaue		Dehnhardt et al. 2020

3 Versorgende ÖSL

3.1 ÖSL Kulturpflanzen / landwirtschaftliches Ertragspotenzial

3.1.1 Bezugszustand

Insgesamt deutet das Ergebnis auf eine hohe Bodenfruchtbarkeit bzw. gute Standorteignung in den Auen des Nahe-Abschnitts hin. Nur der Bereich um Bad Kreuznach (schmale Auenbereiche) scheint für eine landwirtschaftliche Nutzung weniger geeignet zu sein (Abb. 3).

Dieses hohe Potenzial wird derzeit jedoch nur zu einem Teil landwirtschaftlich genutzt. Die Indices für die Produktion auf Acker- und Grünlandflächen sind tendenziell deutlich niedriger, da der Anteil der jeweiligen Landnutzung meist in der rezenten Aue sehr gering ist. Der Ackerbau spielt besonders in der breiteren Altaue eine Rolle. Die schmalen Bereiche der morphologischen Aue sind durch das enge Talprofil auch öfter von Überschwemmungen betroffen, weshalb hier auch kaum Ackerbau betrieben wird (Abb. 3).

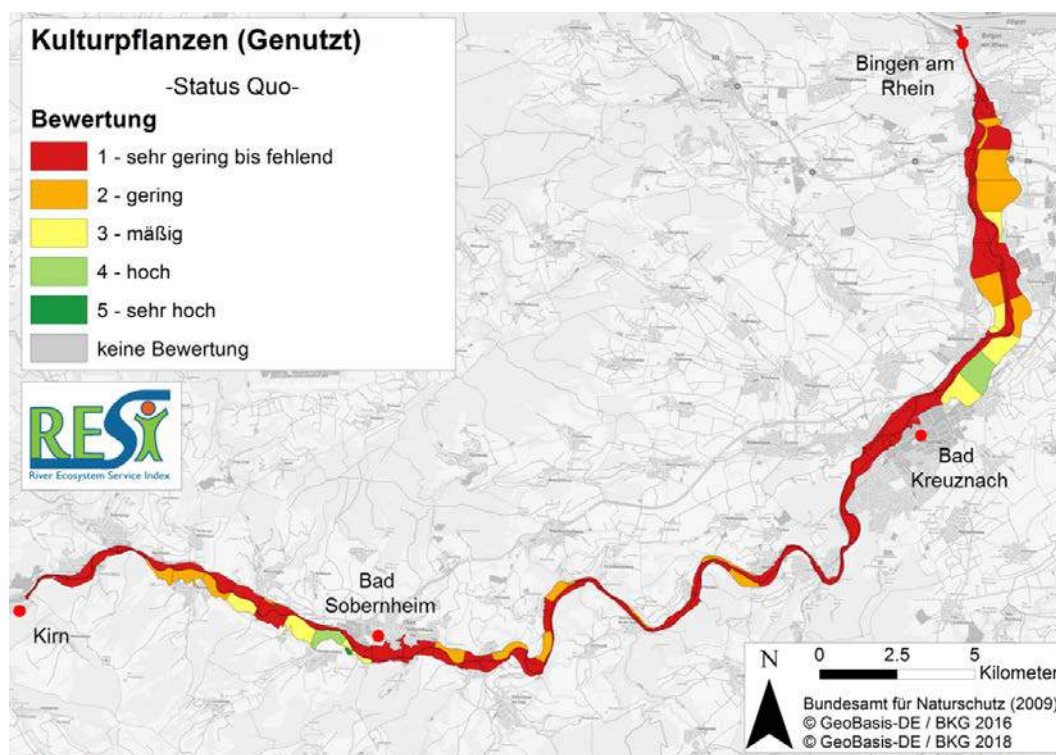


Abb. 3: Bewertung der ÖSL Kulturpflanzen (genutzt) auf Auen-Kompartimentebene der Modellregion Nahe von Hoppstädten-Weiersbach bis zur Mündung in den Rhein bei Bingen für 2016.

3.1.2 Szenario

Der Index für die Kulturpflanzen (Ackerbau) verschlechtert sich in einigen Kompartimenten (wie zu erwarten war) um eine Stufe (Abb. 4 und 5). In einzelnen Kompartimenten kommt es jedoch entgegen der Erwartungen zu einer Erhöhung. (Abb. 5).

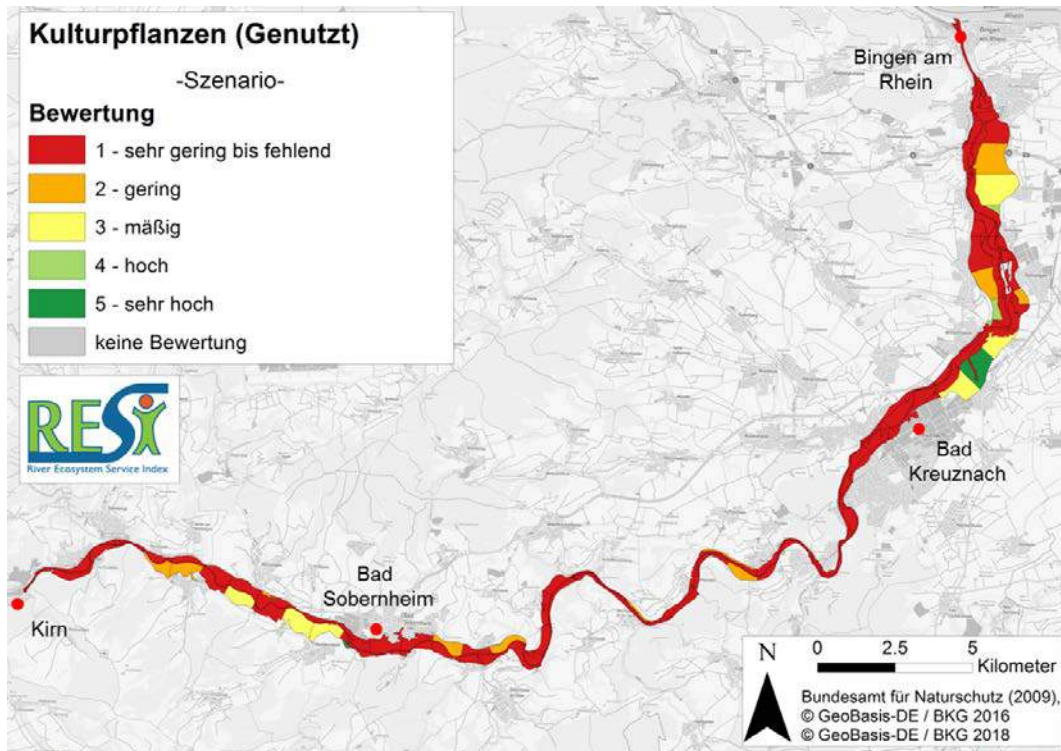


Abb. 4: Bewertung der ÖSL Kulturpflanzen (genutzt) auf Auen-Kompartimentebene der Modellregion Modellregion Nahe von Hoppstädten-Weiersbach bis zur Mündung in den Rhein bei Bingen für 2016 für das Szenario.

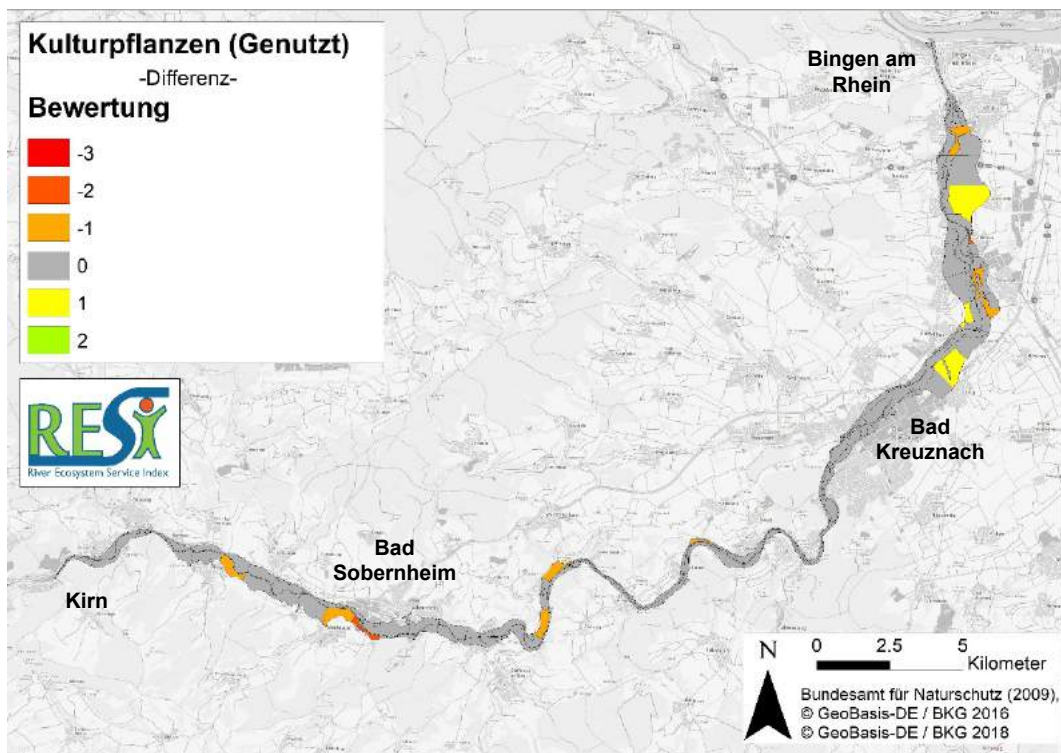


Abb. 5: Differenz zwischen Szenario und Bezugszustand auf Auen-Kompartimentebene. Die angegebenen Differenzklassen entsprechen der Anzahl der Stufen, um die der Wert für die ÖSL Kulturpflanzen des Bezugszustands für das jeweilige Kompartiment aufgewertet wird.

3.2 Pflanzliche Biomasse

3.2.1 Bezugszustand

In den schmalen Auenbereichen und in der rezenten Aue ist der Anteil der Grünlandnutzung höher, was auch mit den geringeren Schadenskosten im Überflutungsfall im Vergleich zum Ackerbau zusammenhängen dürfte (Abb. 6). Insgesamt jedoch sind die Anteile der landwirtschaftlichen Nutzflächen an den Kompartimentflächen gering, was auch bei guter Standorteignung zu Indices von 1 oder 2 führt.

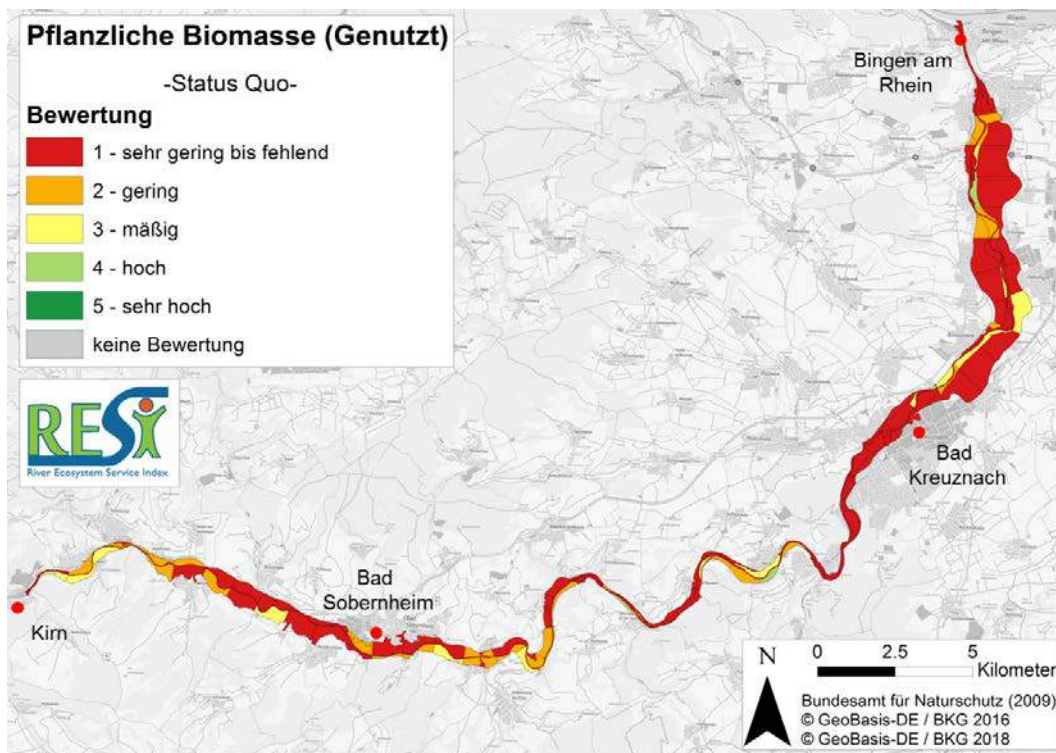


Abb. 6: Bewertung der ÖSL Pflanzliche Biomasse (genutzt) auf Auen-Kompartimentebene der Modellregion Nahe von Hoppstädten-Weiersbach bis zur Mündung in den Rhein bei Bingen für 2016.

3.2.2 Szenario

Der Index für die Pflanzliche Biomasse verschlechtert sich in einigen Kompartimenten. Eine Verschlechterung erfolgt vor allem im Bereich des Gewässerentwicklungstreifens, durch die Umwidmung von intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen (überwiegend Acker) und Grasland in Feuchtlebensräume, Auengewässer und Auwald. Nur in wenigen Bereichen der Altaue wird die ÖSL pflanzliche Biomasse mit mäßig und gering bewertet, alle anderen Bereiche mit sehr gering (Abb. 7 und 8).

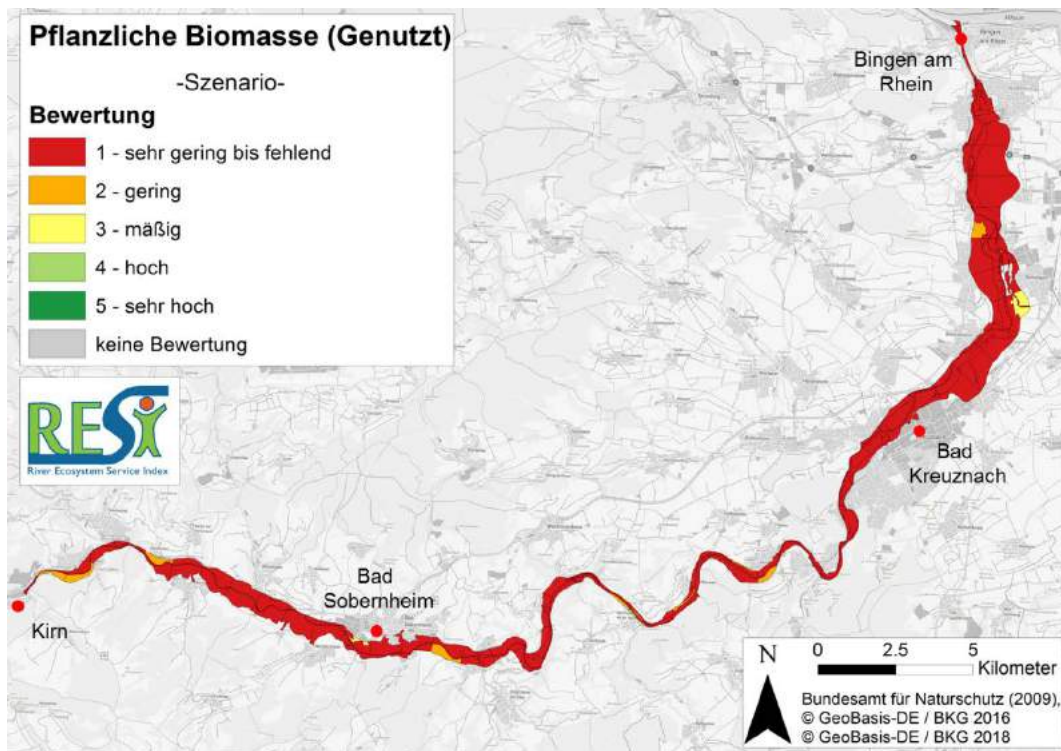


Abb. 7: Bewertung der ÖSL Pflanzliche Biomasse (genutzt) auf Auen-Kompartimentebene der Modellregion Nahe von Hoppstädten-Weiersbach bis zur Mündung in den Rhein bei Bingen für das Szenario.

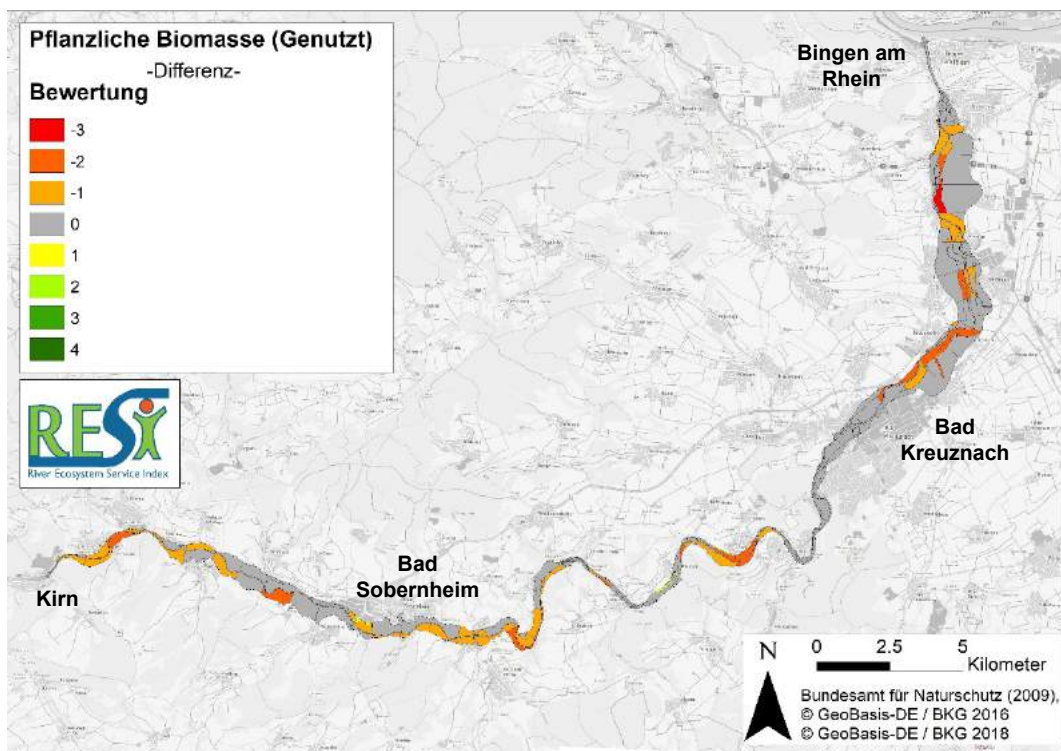


Abb. 8: Differenz zwischen Szenario und Bezugszustand auf Auen-Kompartimentebene. Die angegebenen Differenzklassen entsprechen der Anzahl der Stufen, um die der Wert für die ÖSL Kulturpflanzen des Bezugszustands für das jeweilige Kompartiment aufgewertet wird.

3.3 Fazit für ÖSL Kulturpflanzen und Pflanzliche Biomasse

Im bewerteten Szenario wird die Landnutzung in der Modellregion verändert, indem auf typspezifischen Gewässerentwicklungsflächen wieder die natürliche potenzielle Vegetation hergestellt und die Deichlinie entsprechend verändert wird. Für die Landwirtschaft bedeutet dies vor allem, dass Bereiche, die im Bezugszustand in der Altaue liegen, nun zur rezenten Aue gehören. Dadurch ändert sich hier die Überflutungsdynamik, was tendenziell zu Ertragsverlusten auf Acker- und Grünlandflächen führt. Diese Veränderungen werden mit den entwickelten Indices bewertet. Dabei wird in der rezenten Aue (gegenüber der Altaue) ein langfristig gemittelter Ertragsverlust von 10 % unterstellt.

Die Erhöhung in einzelnen Kompartimenten hängt in den untersuchten Einzelfällen mit der geänderten Zugehörigkeit einzelner Ackerflächen zum jeweiligen Kompartiment zusammen. Eine wertvolle Einzelfläche, die im Bezugszustand in der Altaue lag, kann durch Zugehörigkeit zu einem Kompartiment in der rezenten Aue hier im Einzelfall trotz der Ertragsminderung zu einer Aufwertung des Kompartimentes führen, besonders wenn der Indexwert hier schon im Bezugszustand nahe der Stufengrenze war. Diese Besonderheit ist letztlich als Informationsverlust durch die Klasseneinteilung in 5 Stufen zu sehen.

4 Regulative ÖSL

4.1 ÖSL Habitatbereitstellung

4.1.1 Bezugszustand

Durch die zahlreichen Querbauwerke und Verbauung der Fließstrecke sowie hohen Anteil an Acker-, Siedlungs-, Verkehrs- und Gewerbeflächen weist der Großteil der Auen-Kompartimente (85 %) nur eine „sehr geringe“ bis „geringe“ Bedeutung für auentypischen Arten und Lebensräume auf. Für 15 % wird eine „mittlere“ Bedeutung der Habitatbereitstellung festgestellt (Abb. 9). Dies betrifft jedoch nur die rezenten Auenbereiche. Auenbereiche der Klasse „sehr gut“ und „gut“ sind nicht vorhanden. Zwischen Bad Kreuznach und Bingen am Rhein ist ebenfalls die Trennung zwischen rezenter Aue und Altaue gut erkennbar. Im Bereich zwischen Kir und Bad Sobernheim deckt sich dagegen die Fläche der rezenten Aue nahezu mit der Fläche der morphologischen Aue, sodass hier kein deutlicher Unterschied zwischen rezenter und Altaue erkennbar ist.

4.1.2 Szenario

Eine Verbesserung des Habitatwertes erfolgt nur für die im Szenario beschriebene rezente Aue (Gewässerentwicklungskorridor) durch die Umwidmung von intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen (überwiegend Acker) in Feuchtlebensräume, Auengewässer und Auwald. Vor allem zwischen Bad Kreuznach und Bingen kommt es zu einer deutlichen Verbesserung in der rezenten Aue (Abb. 10). Die Habitatwerte verändern sich von den Klassen 1 - 3 auf hauptsächlich 2 - 5 im Szenario (Abb. 11). Geringe Werte (Klasse 1) kommen nur vereinzelt vor. In einigen Bereichen (vor allem zwischen Kirn und Bad Sobernheim) wird eine Verbesserung zur Klasse 4 und 5 nicht erreicht, da Siedlung und Verkehrsflächen sowie Rückstau bestehen bleiben. Somit sind „sehr geringe“ und „geringe“ Habitatwerte in der rezenten Aue erreicht bzw. werden nicht aufgewertet.

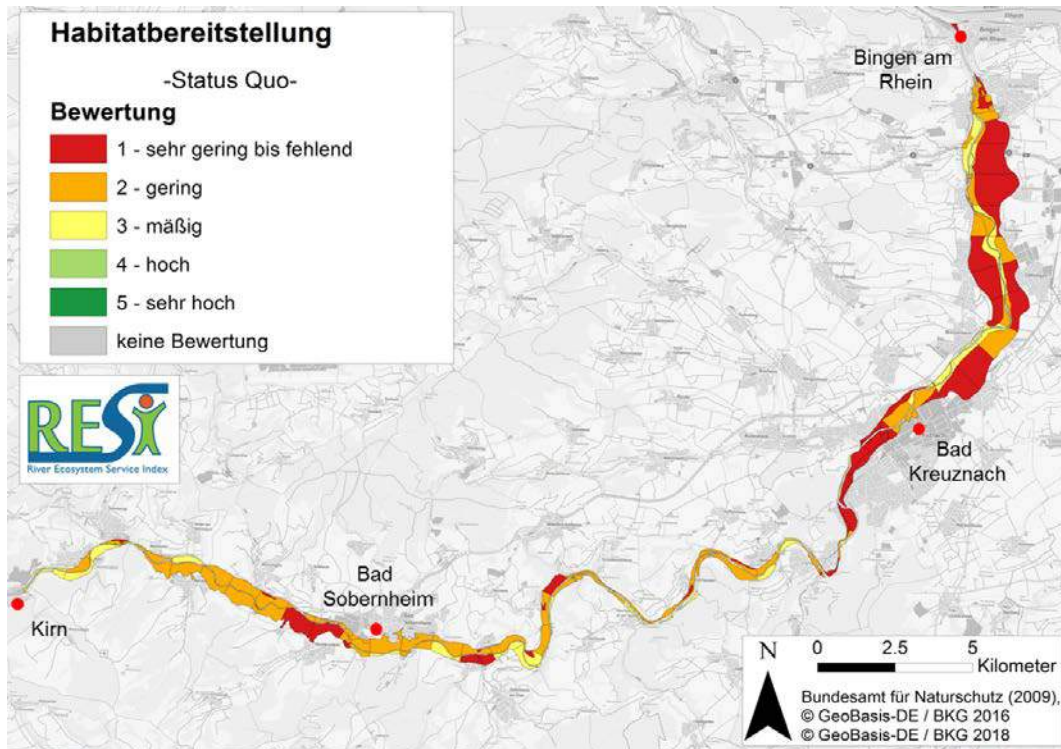


Abb. 9: Habitat-Index und prozentuale Flächenanteile der Habitat-Klassen für die Modellregion Nahe von Hoppstädten-Weiersbach bis zur Mündung in den Rhein bei Bingen für 2016.

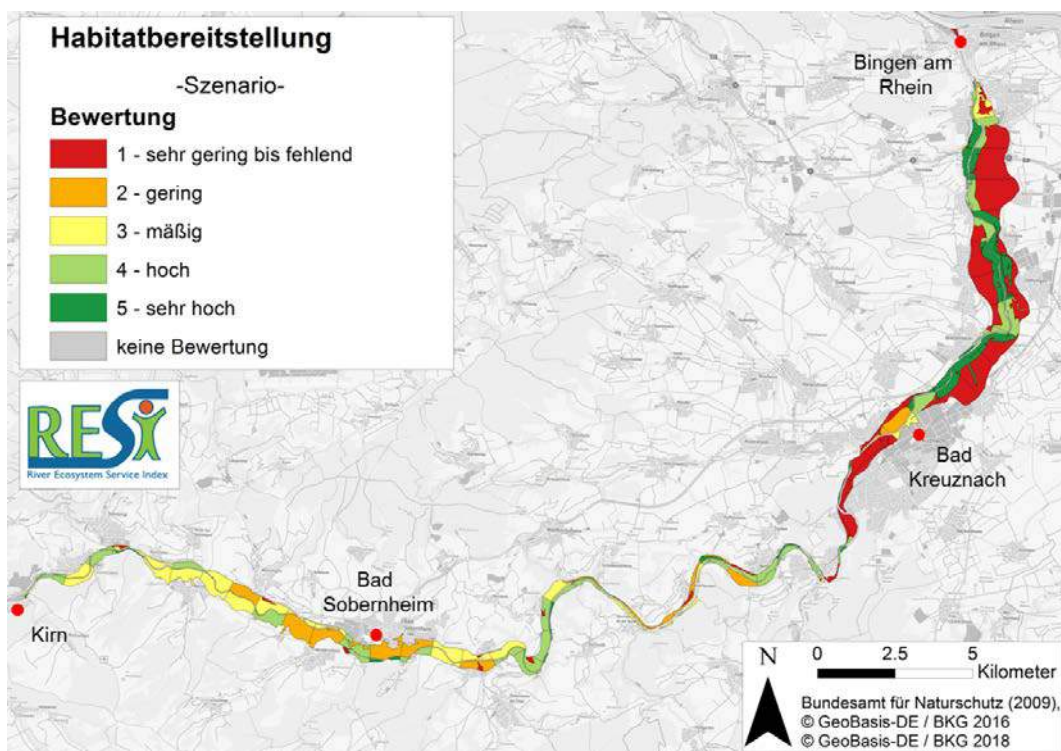


Abb. 10: Bewertung der ÖSL Habitatbereitstellung auf Auen-Kompartimentebene der Modellregion Nahe von Hoppstädten-Weiersbach bis zur Mündung in den Rhein bei Bingen für das Szenario.

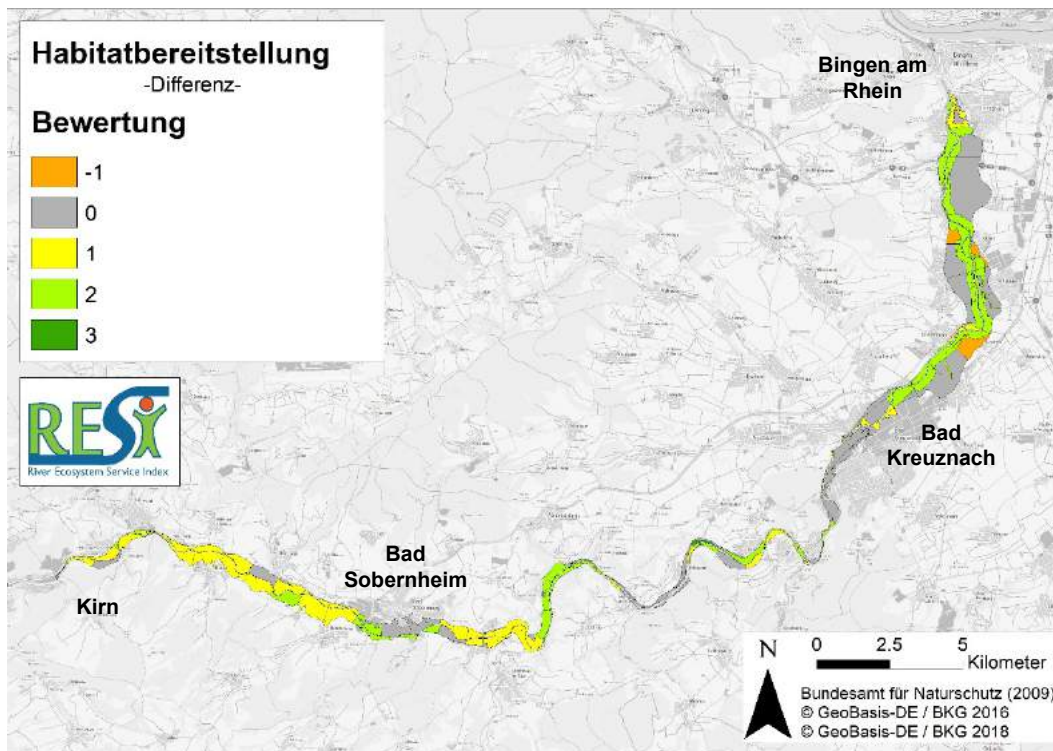


Abb. 11: Differenz zwischen Szenario und Bezugszustand auf Auen-Kompartimentebene. Die angegebenen Differenzklassen entsprechen der Anzahl der Stufen, um die der Habitatwert des Bezugszustands für das Segment aufgewertet wird.

4.1.3 Fazit

Die Werte zur Bewertung der Habitatbereitstellung im Bezugszustand an der Nahe variieren nur wenig und hauptsächlich zwischen 1 und 2 („sehr gering“ bis „gering“). Die Wirkungen der Stauhaltungen sowie die Acker-, Siedlungs-, Verkehrs- und Gewerbeflächen führen zu stark veränderten Verhältnissen in der rezenten Aue. Insgesamt wird durch die Renaturierungsmaßnahme (Szenario) eine Verbesserung der Habitatbereitstellung erreicht. Dies erfolgt vorwiegend durch die Umwidmung von intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen in Feuchtlebensräume, Auengewässer und Auenwald. Der Vergleich mit der aktuellen Landnutzung zeigt, dass die meisten naturnahen Auenlebensräume in der heutigen rezenten Flussaue der Nahe nur noch einen geringen Anteil ausmachen. Durch die Wiederanbindung verlorengegangener Retentionsflächen und den damit einhergehenden Gewinn an auentypischen Biotopen verbessert sich die ÖSL Habitatbereitstellung im Szenario.

4.2 ÖSL Hochwasserregulation

4.2.1 Bezugszustand

Die Bewertungen bewegen sich in der Spanne von 1 bis 5, wobei die Klassen 4 und 5 über 50 % der Bewertungen der Fluss-Auen-Segmente ausmachen (Abb. 12). Die höchsten Bewertungen (Klasse 4 und 5), die in diesen Zustand erreicht werden, sind vor allem im oberen Lauf (Kirn bis Bad Sobernheim) vertreten, da sich in diesem Bereich die rezente Aue nahezu mit der Fläche der morphologischen Aue deckt. Der untere Lauf ist geprägt von Eindeichungen und kann dadurch nur bedingt gute Bewertungen erzielen.

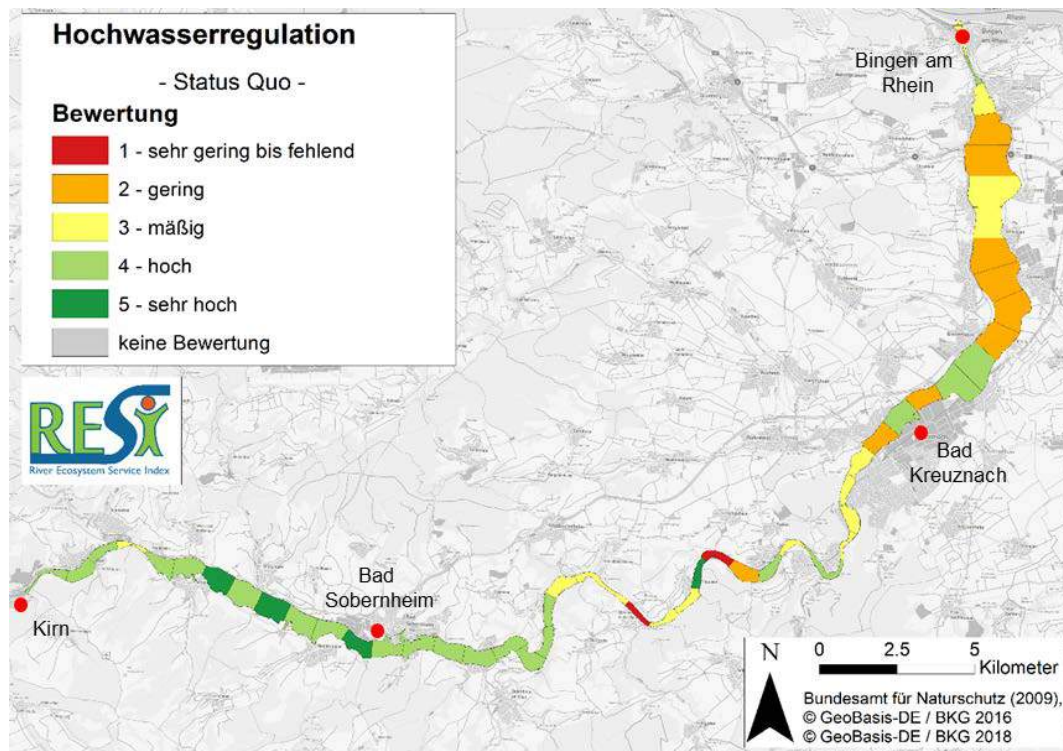


Abb. 12: Bewertung der ÖSL „Hochwasserregulation“ auf Fluss-Auen-Segmente für das Projektgebiet Nahe von Hoppstädten-Weiersbach bis zur Mündung in den Rhein bei Bingen für 2016.

4.2.2 Szenario

Im Szenario-Zustand sind 60 % der Bewertungen im sehr guten bis guten Bewertungszustand. Aufgrund der Zunahme der rezenten Aue durch potentiell mögliche Rückdeichungen kommt es besonders zwischen Bad Kreuznach und Bingen am Rhein zu Aufwertungen. Nur zwei Fluss-Auen-Segmente verbleiben als sehr schlecht / schlecht eingestuft, die restlichen Fluss-Auen-Segmente liegen im Bereich mäßig (36 %) und gut (53 %) bis sehr gut (7 %). Eine Verbesserung der Bewertung der ÖSL Hochwasserregulation erfolgt hauptsächlich zwischen Bad Kreuznach und Bingen am Rhein (Abb. 13). Hier ist eine Aufwertung um bis zu zwei Klassen möglich, bedingt durch die Aufweitung der rezenten Aue und strukturellen Verbesserungen am Gewässer (Abb. 14).

4.2.3 Fazit

Durch Renaturierungen und Rückbau von Deichen besonders zwischen Bad Kreuznach und Bingen am Rhein ist eine deutliche Erhöhung der Hochwasserregulation ersichtlich. Im Vergleich zum Bezugszustand konnte im Szenario eine Aufwertung der Fluss-Auen-Segmente in den Bereichen erzielt werden, in denen die Maßnahmen angesetzt wurden. Insbesondere in den Bereichen, die im Bezugszustand eingedeicht sind, kann durch den Rückbau dieser die rezente Aue vergrößert werden. Noch höhere Bewertungen könnten erzielt werden, wenn die strukturellen Gegebenheiten des Gewässers (Uferstruktur, Landstruktur, Sohlstruktur) optimiert werden würden.

Ergebnisse: Gewässerentwicklungsflächen an der Nahe

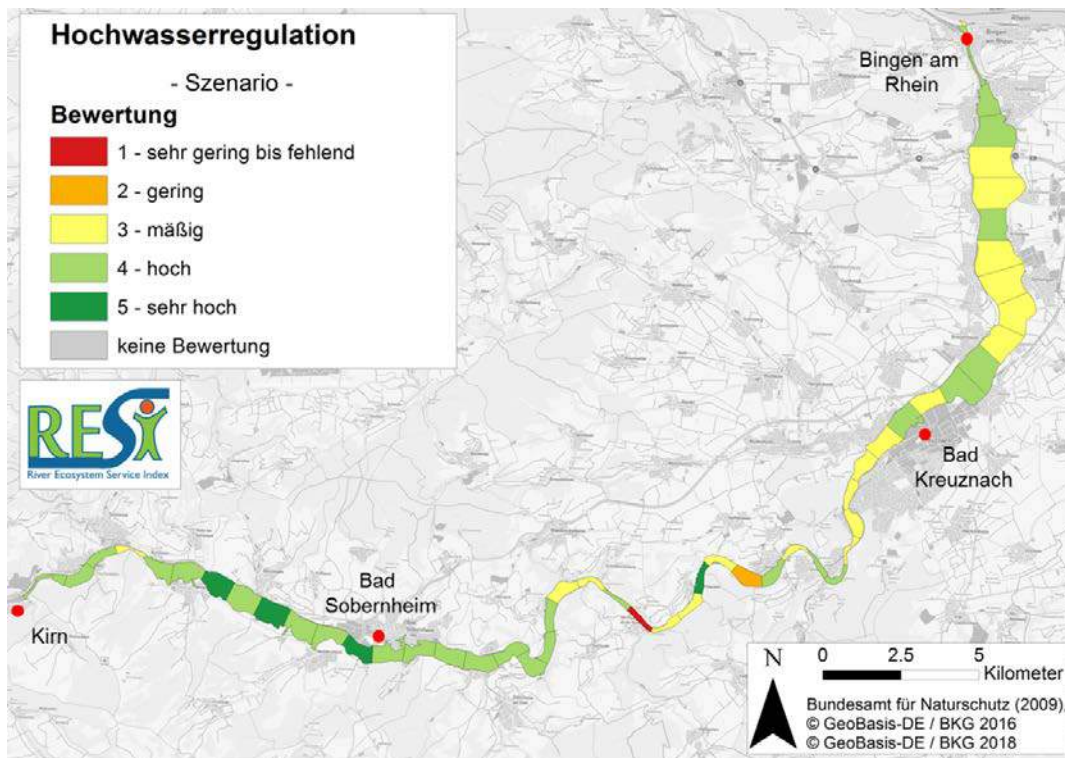


Abb. 13: Bewertung der ÖSL Hochwasserregulation auf Fluss-Auen-Segmentebene für das Projektgebiet Nahe von Hoppstädten-Weiersbach bis zur Mündung in den Rhein bei Bingen für das Szenario.

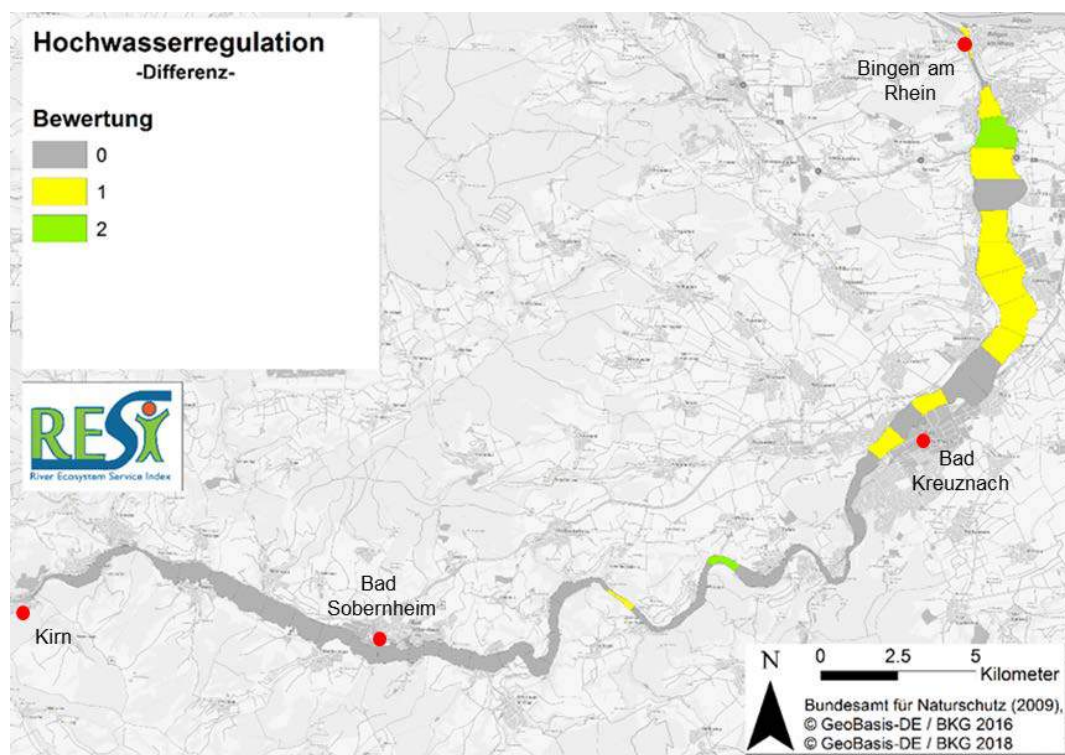


Abb. 14: Differenz zwischen Szenario und Bezugszustand. Die angegebenen Differenzklassen entsprechen der Anzahl der Stufen, um die der Wert für die ÖSL Hochwasserregulation des Bezugszustands für das Fluss-Auen-Segment aufgewertet wird.

4.3 ÖSL Niedrigwasserregulation

4.3.1 Bezugszustand

Im Ergebnis für die ÖSL Niedrigwasserregulation (Abb. 15) sind alle Bewertungsklassen vertreten (1 = 9 %, 2 = 29 %, 3 = 11 %, 4 = 2 %, 5 = 49 %). Die maximalen Werte (Bewertungsklasse 5) im oberen Lauf sind durch den Rückstau (Querbauwerke) zu erklären. In diesem Fall wird durch menschlichen Input die ÖSL optimiert. Die sehr schlechten Bewertungen (Klasse 1) resultieren aus der schlechten Bewertung der Fließgewässerstrukturkartierung (für die Bereiche Ufer und Land), die den naturfernen Zustand des Gewässers widerspiegeln.

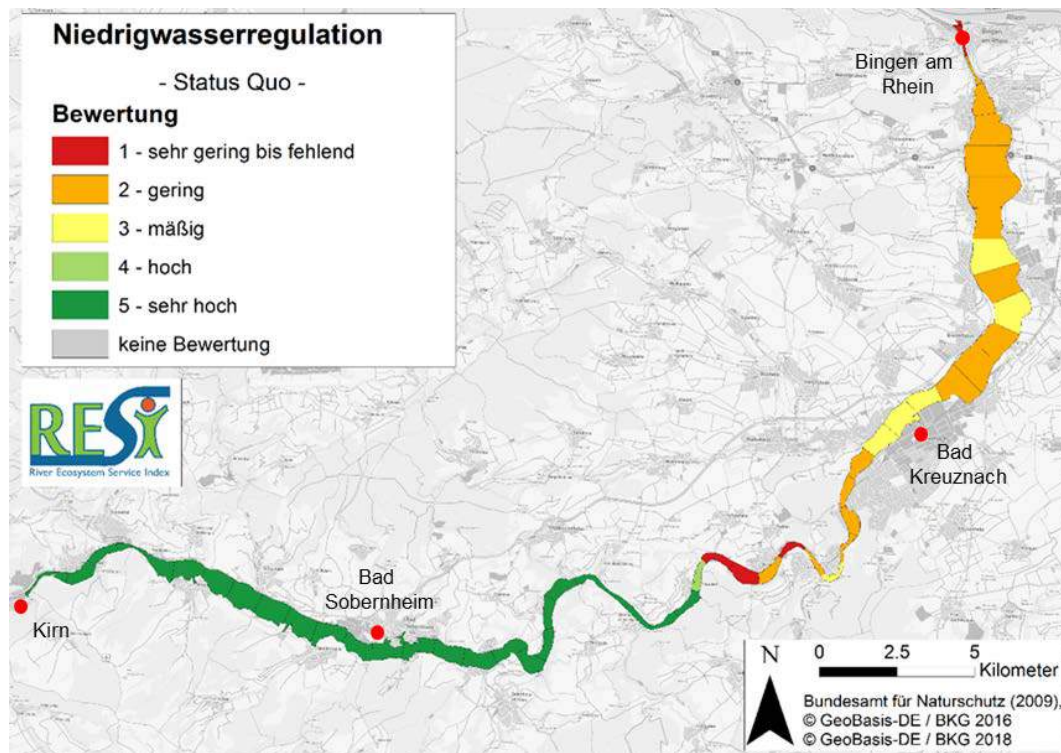


Abb. 15: Bewertung der ÖSL „Niedrigwasserregulation“ auf Fluss-Auen-Segmentebene für das Projektgebiet Nahe von Hoppstädten-Weiersbach bis zur Mündung in den Rhein bei Bingen für 2016.

4.3.2 Szenario

Eine Verbesserung der Bewertungen bis zu drei Klassen können durch Renaturierungen zwischen Bad Kreuznach und Bingen am Rhein erzielt werden (hauptsächlich Bewertungsklasse 4, Abb. 16). Der obere Lauf kann keine Aufwertung erfahren, da dieser bereits durch menschlichen Input maximiert ist (Abb. 17).

4.3.3 Fazit

Da die geplanten Maßnahmen auf die Verbesserung der Ufer-, Sohl- und Landstrukturen abzielen, können effektiv Verbesserungen der Fluss-Auen-Segmente erreicht werden. Der obere Lauf ist durch den menschlichen Input in Form von Querbauwerken rückgestaut und somit optimiert worden. Lediglich der Mittellauf des Modellgebiets verbleibt in den untersten Bewertungsklassen, hervorgerufen durch den naturfernen Zustand der Land- und Uferbereiche.

Ergebnisse: Gewässerentwicklungsflächen an der Nahe

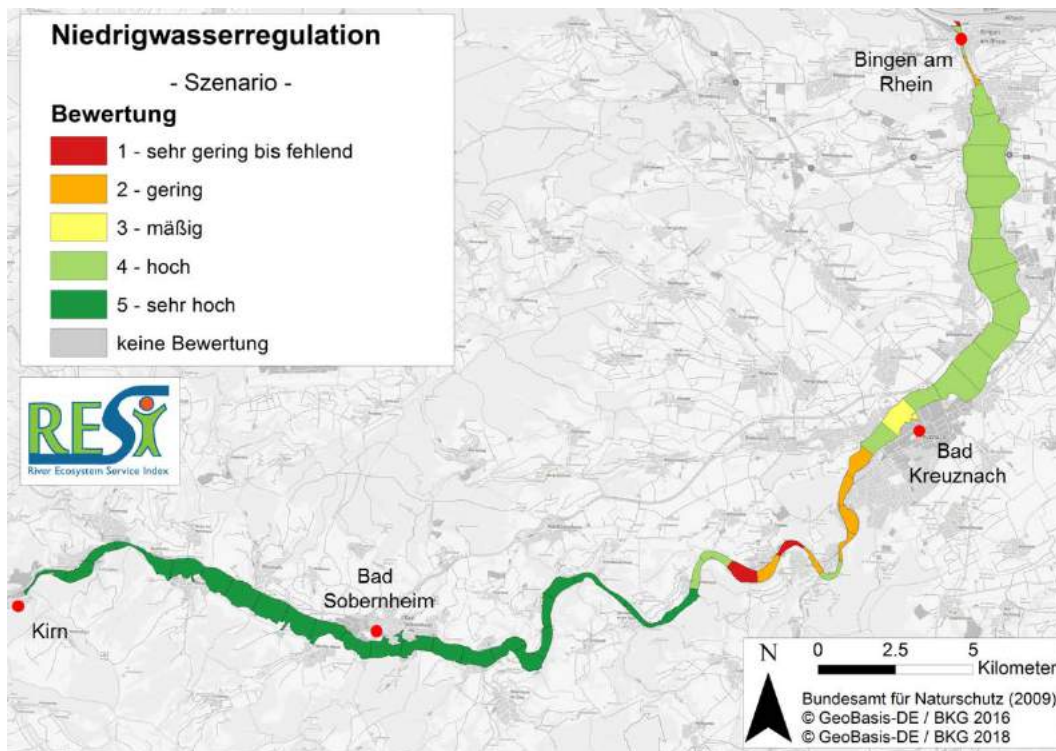


Abb. 16: Bewertung der ÖSL Niedrigwasserregulation auf Fluss-Auen-Segmentebene für das Projektgebiet Nahe von Hoppstädten-Weiersbach bis zur Mündung in den Rhein bei Bingen für das Szenario.

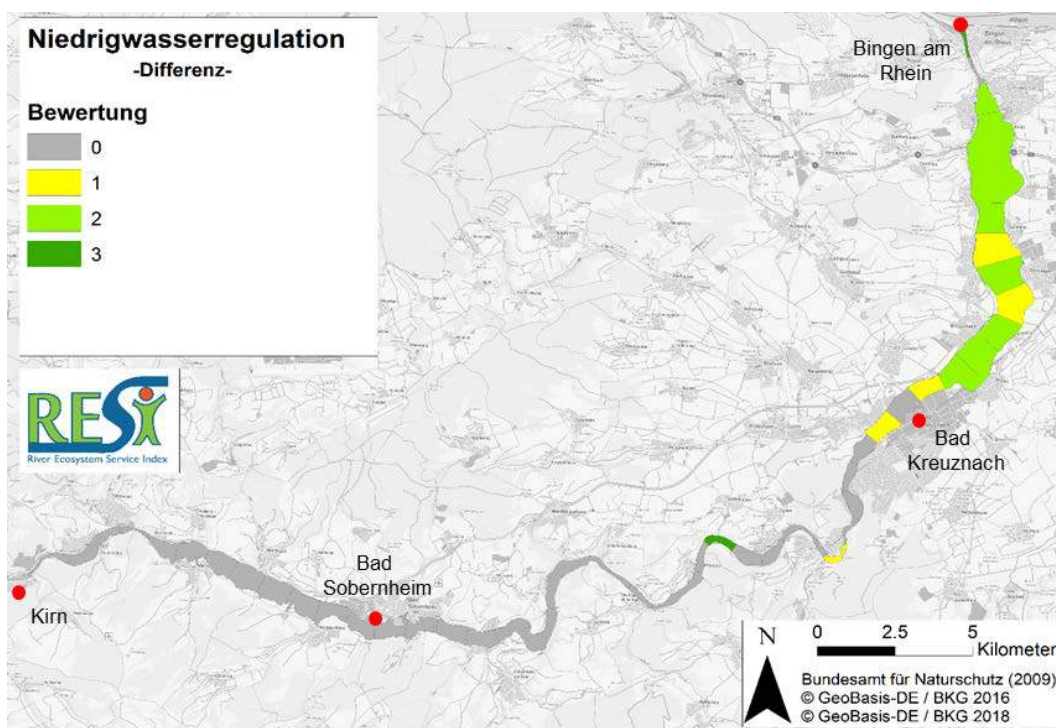


Abb. 17: Differenz zwischen Szenario und Bezugszustand. Die angegebenen Differenzklassen entsprechen der Anzahl der Stufen, um die der Wert für die ÖSL Niedrigwasserregulation des Bezugszustands für das Segment aufgewertet wird.

4.4 ÖSL Sedimentregulation

4.4.1 Bezugszustand

Aufgrund der Beeinflussung durch Stauanlagen und andere Querbauwerke auf die Hydraulik und Morphologie des Gewässers und mäßigen Bewertung der Sohlstruktur kann die Bewertungs-klasse 4 nur für lediglich 4 % erreicht werden. Fast 80 % der Fluss-Auen-Segmente sind als sehr schlecht bis schlecht eingestuft (Abb. 18).

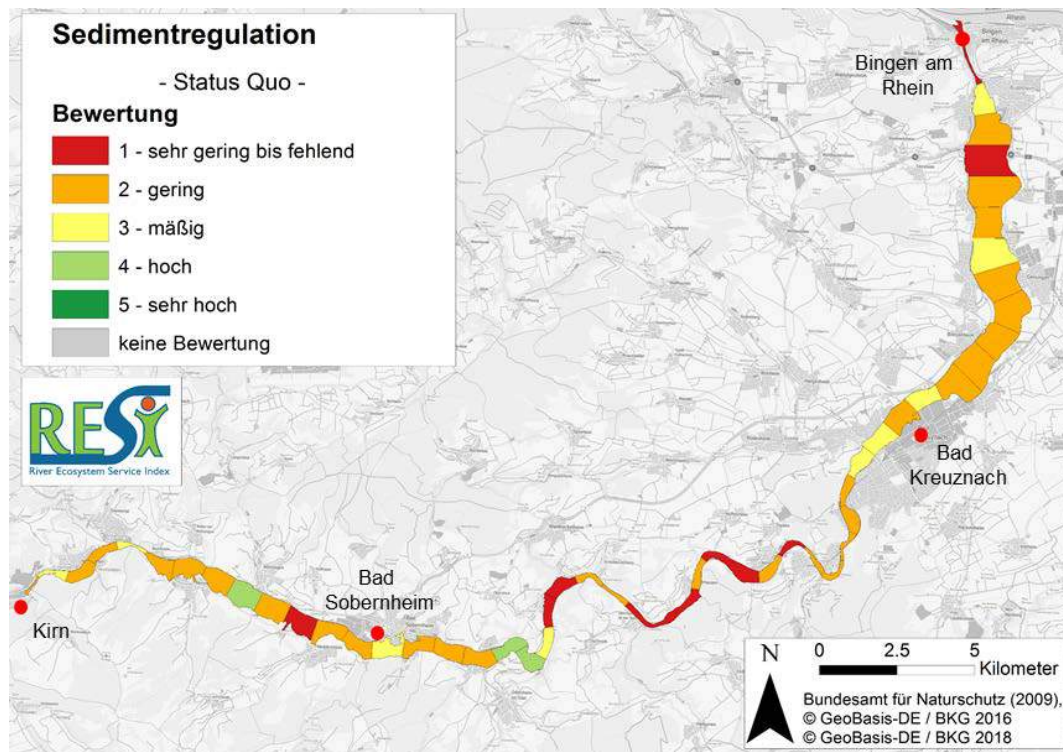


Abb. 18: Bewertung der ÖSL Sedimentregulation auf Fluss-Auen-Segmentebene für das Projektgebiet Nahe von Hoppstädten-Weiersbach bis zur Mündung in den Rhein bei Bingen für 2016.

4.4.1 Szenario

Durch Verbesserungen der Sohlstruktur nimmt die Bewertung der Klasse 4 um 17 % zu, wobei die Bewertungen 1 und 2 rückläufig sind (Abb. 19). Der Rückbau von Querbauwerken könnte zu weiteren Aufwertungen im Modellgebiet führen. Im Szenario erfolgt eine Aufwertung bis zu drei Klassen zwischen Bad Kreuznach und Bingen am Rhein. 80 % der Segmente bleiben unverändert (Abb. 20).

4.4.2 Fazit

Infolge der angesetzten strukturellen Maßnahmen am Gewässer kann die Sohlstruktur verbessert werden und führt zu einem verbesserten Sedimenthaushalt. Ein Großteil der Segmente verbleibt in den schlecht bewerteten Klassen, die durch Querbauwerke stark beeinträchtigt sind. Maßnahmen zum Rückbau von Querbauwerken könnten den Sedimenthaushalt wieder ins Gleichgewicht bringen und somit die Bewertung aufbessern.

Ergebnisse: Gewässerentwicklungsflächen an der Nahe

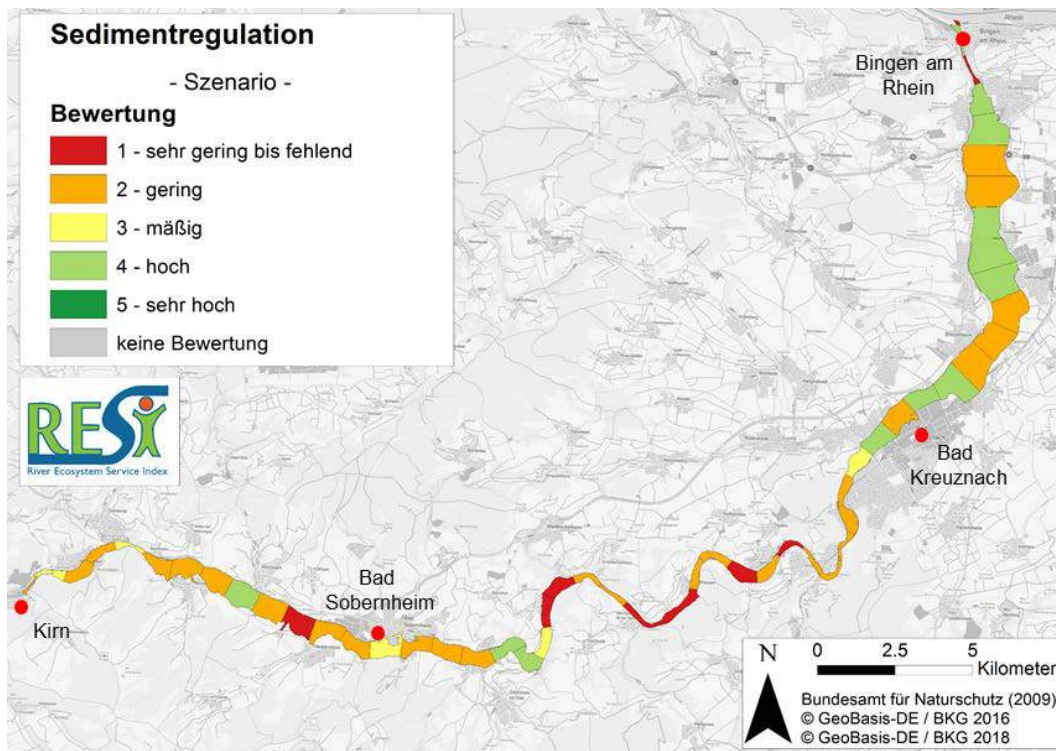


Abb. 19: Bewertung der ÖSL Sedimentregulation auf Fluss-Auen-Segmentebene für das Projektgebiet Nahe von Hoppstädten-Weiersbach bis zur Mündung in den Rhein bei Bingen für das Szenario.

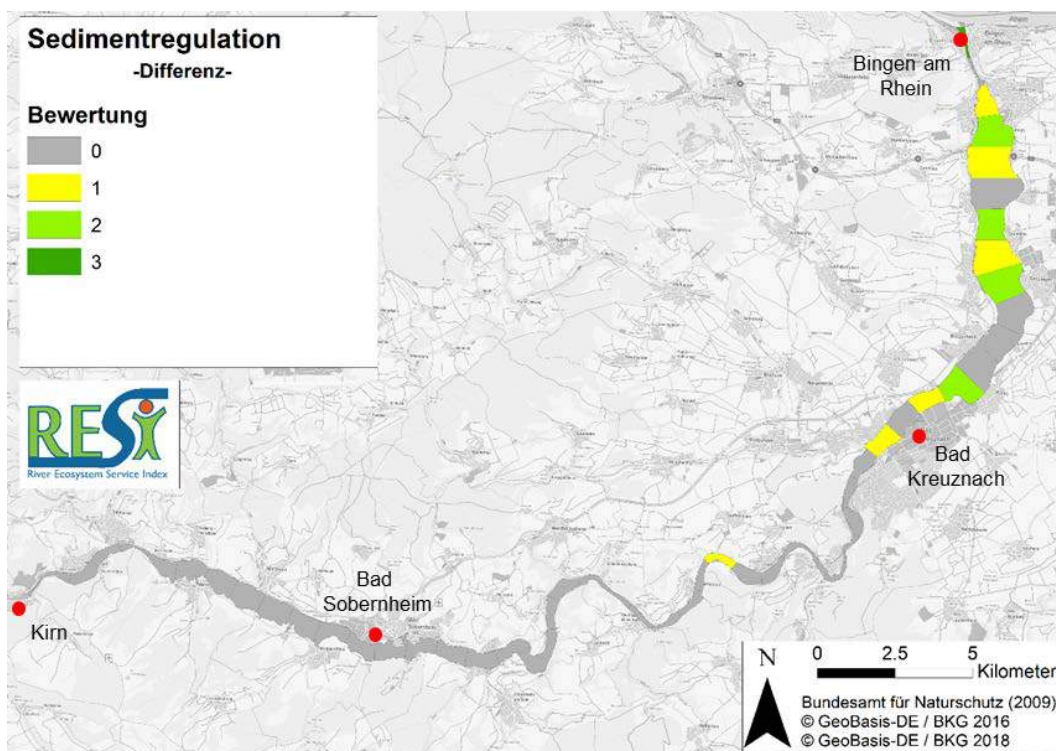


Abb. 20: Differenz zwischen Szenario 1 und Bezugszustand. Die angegebenen Differenzklassen entsprechen der Anzahl der Stufen, um die der Wert für die ÖSL Sedimentregulation des Bezugszustands für das Fluss-Auen-Segment aufgewertet wird.

4.5 ÖSL Bodenbildung

4.5.1 Bezugszustand

Für die Fluss-Auen-Segmente bei Bingen wird eine sehr schlechte Bodenbildung ermittelt (Abb. 21), da der Anteil an rezenter Aue in diesen Bereichen nur sehr gering ist und somit die Wasserverfügbarkeit, welche eine der entscheidenden Faktoren der Bodenbildung ist, nur im geringen Maße gegeben ist. Auch die Segmente zwischen Kirn und Bad Kreuznach sind aufgrund der schlechten Sohlstruktur zumeist schlecht bewertet.

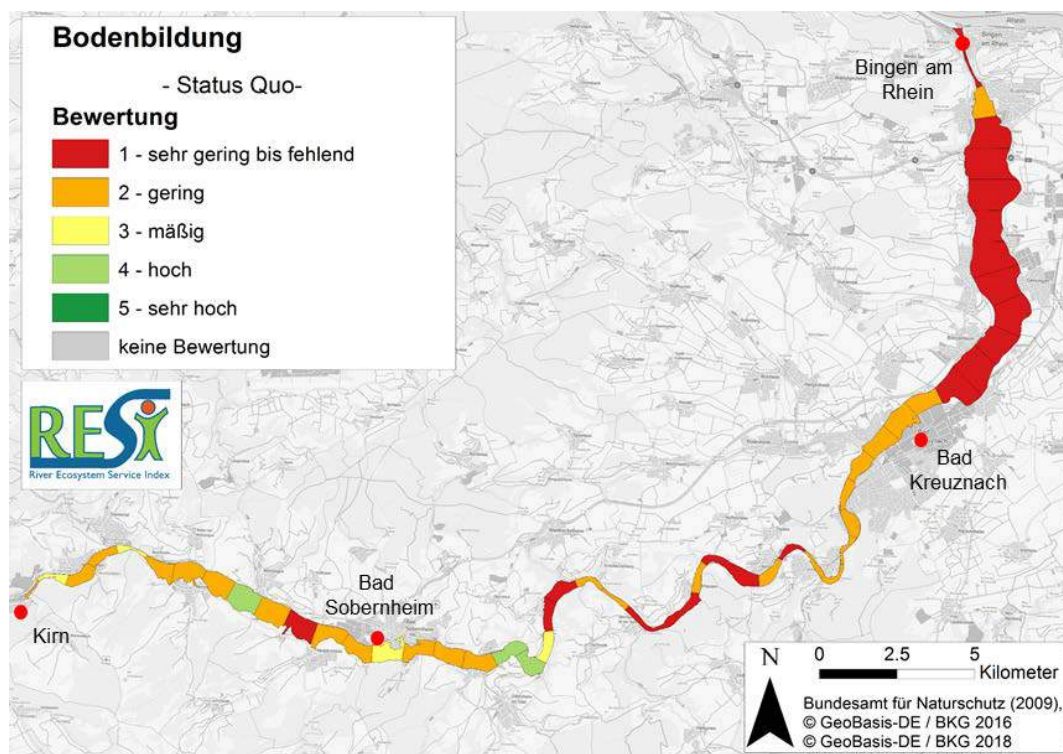


Abb. 21: Bewertung der ÖSL Bodenbildung auf Fluss-Auen-Segmentebene und prozentuale Flächenanteile der Klassen für das Projektgebiet Nahe von Hoppstädten-Weiersbach bis zur Mündung in den Rhein bei Bingen für 2016.

4.5.2 Szenario

Im Szenario können für den unteren Lauf Verbesserungen erzielt werden (Abb. 22). Die sehr schlechten Bewertungen reduzieren sich um 11 %, wobei die mittleren Bewertungen (Klasse 3) zunehmen. Die Segmente bleiben zu 84 % unverändert, durch die Zunahme der rezenter Aue und durch strukturelle Maßnahmen am Gewässer kann eine Aufwertung um bis zu zwei Klassen im unteren Lauf der Nahe erzielt werden (Abb. 23).

4.5.3 Fazit

Die Kombination aus Erweiterung der rezenter Aue und Renaturierungsmaßnahmen wirkt sich positiv zwischen Bad Kreuznach und Bingen am Rhein aus. Durch diese Maßnahmen steht wieder mehr Raum mit hoher Wasserverfügbarkeit zur Verfügung, die bei den Prozessen der Bodenbildung einer der entscheidenden Faktoren bildet.

Ergebnisse: Gewässerentwicklungsflächen an der Nahe

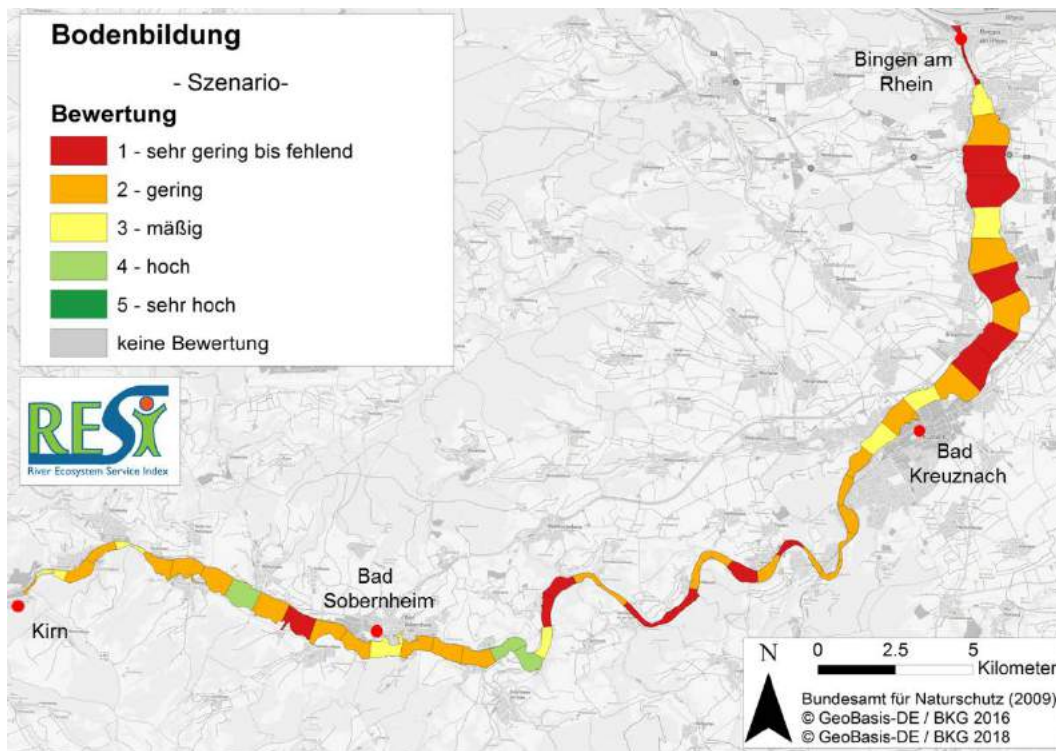


Abb. 22: Bewertung der ÖSL Bodenbildung auf Fluss-Auen-Segmentebene für das Projektgebiet Nahe von Hoppstädten-Weiersbach bis zur Mündung in den Rhein bei Bingen für das Szenario.

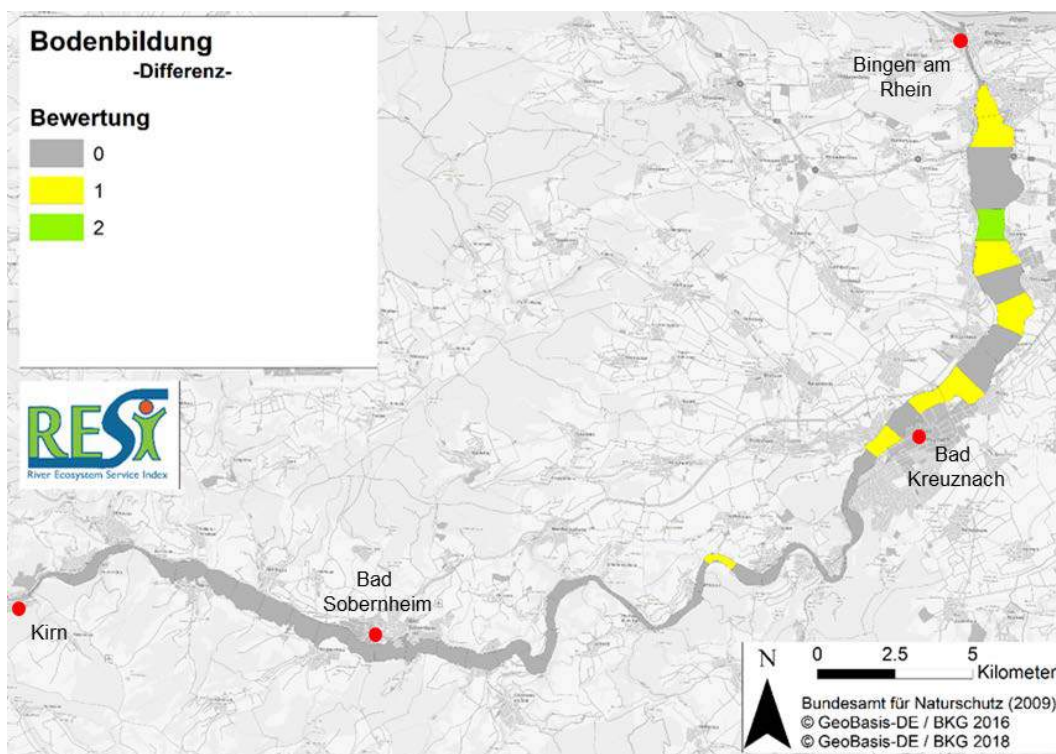


Abb. 23: Differenz zwischen Szenario 1 und Bezugszustand. Die angegebenen Differenzklassen entsprechen der Anzahl der Stufen, um die der Wert für die ÖSL Bodenbildung des Bezugszustands für das Segment aufgewertet wird.

4.6 ÖSL Kühlwirkung

4.6.1 Bezugszustand

Im Bezugszustand der ÖSL Kühlwirkung werden die Bewertungsklassen 2 bis 5 erreicht (Abb. 24), wobei die Klasse 4 (58 %) überwiegt. Demnach besitzt das Modellgebiet weitestgehend ein hohes Potenzial im Hinblick auf die Temperatur- und Feuchteregulierung. Vermehrt in den dichter besiedelten Bereichen ist eine geringere bzw. nur mäßige Leistung abzuleiten.

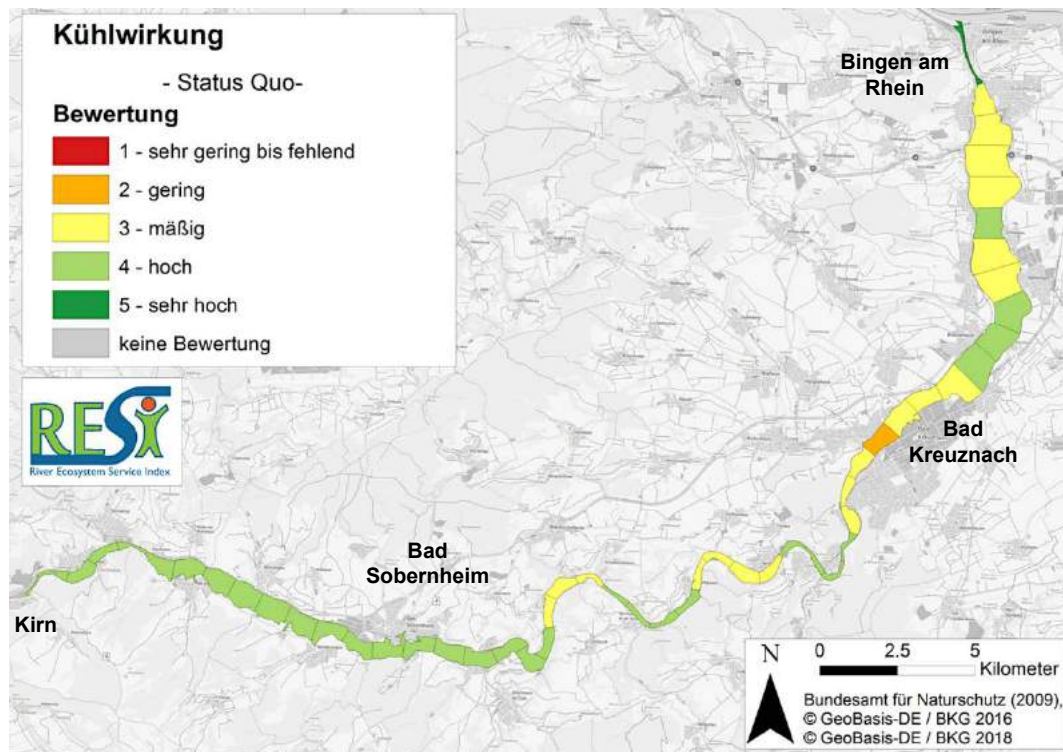


Abb. 24: Bewertung der ÖSL Kühlwirkung auf Fluss-Auen-Segmentebene und prozentuale Flächenanteile der Klassen für das Projektgebiet Nahe von Hopstädten-Weiersbach bis zur Mündung in den Rhein bei Bingen für 2016.

4.6.2 Szenario

Im Szenario bleiben 91 % der Segmente trotz Landnutzungsänderungen unverändert (Abb. 25). Lediglich 9 % der Segmente erfahren eine Aufwertung um eine Klasse. Segmente der Klasse 4 nehmen durch Landnutzungsänderungen um knapp 10 % zu. Somit ist der Bereich zwischen Kirn und Bad Kreuznach komplett als gut bewertet (Abb. 26).

4.6.3 Fazit

Durch die Entwicklung der Flächen zu einer auentypischen Vegetation kann eine Aufwertung der Kühlwirkung erzielt werden. Jedoch kann es in Siedlungsbereichen zu keiner Verbesserung der Kühlwirkung kommen, da dort keine Änderungen der Landnutzung vorgenommen werden kann.

Ergebnisse: Gewässerentwicklungsflächen an der Nahe

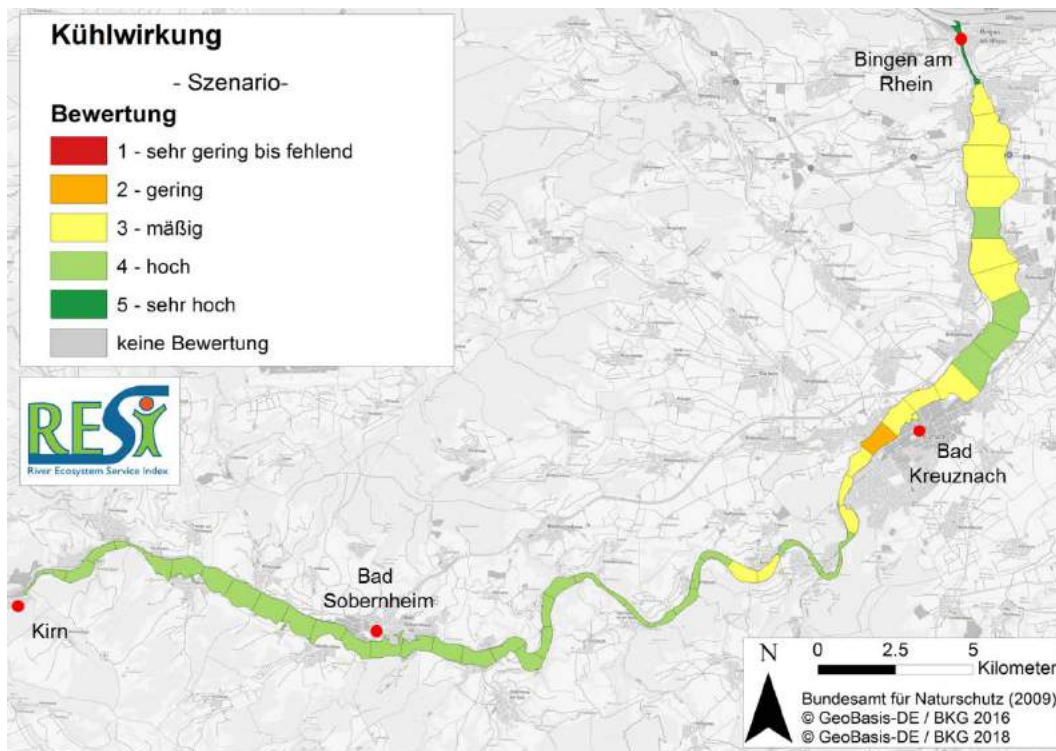


Abb. 25: Bewertung der ÖSL Kühlwirkung auf Fluss-Auen-Segmente für das Projektgebiet Nahe von Hoppstädten-Weiersbach bis zur Mündung in den Rhein bei Bingen für das Szenario.

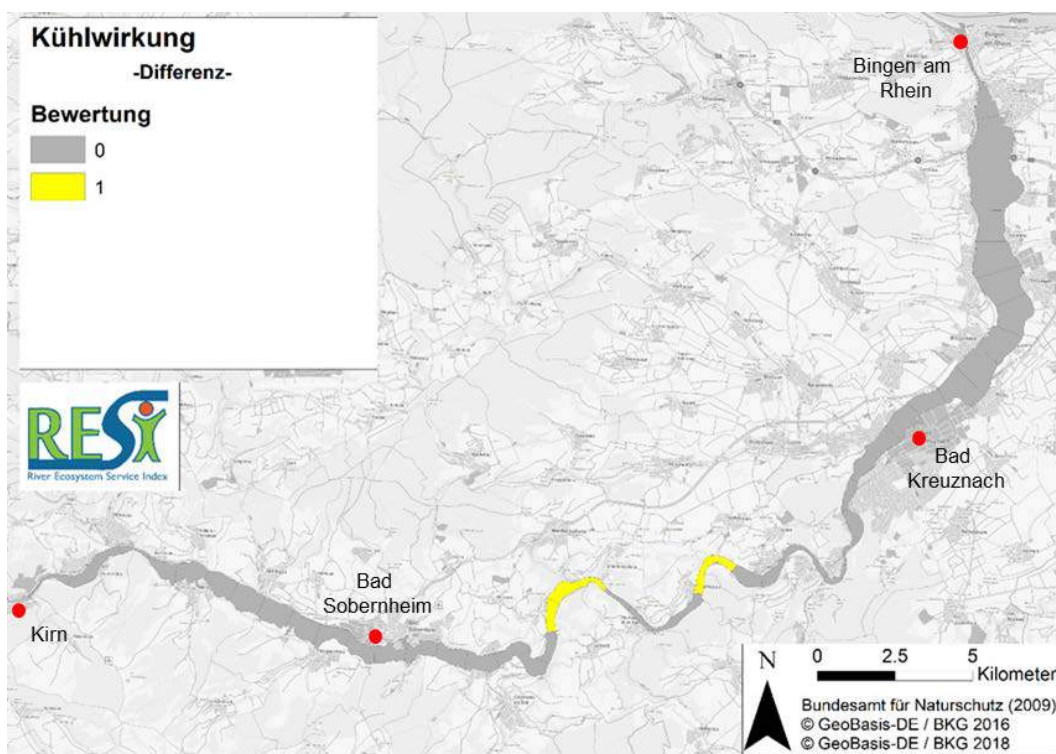


Abb. 26: Differenz zwischen Szenario 1 und Bezugszustand. Die angegebenen Differenzklassen entsprechen der Anzahl der Stufen, um die der Wert für die ÖSL Kühlwirkung des Bezugszustands für das Segment aufgewertet wird.

4.7 ÖSL Stickstoffretention (N-Retention)

4.7.1 Bezugszustand

Die Darstellung erfolgt zusammengefasst für Fluss und rezente Aue (hier: Fluss-Auen-Abschnitte). Die N-Retention wird für 31 % der Fluss-Auen-Abschnitte als hoch (Klasse 4), für 56 % als mäßig (Klasse 3) und für 13 % als gering eingestuft (Klasse 2) (Abb. 28). Fluss-Auen-Abschnitte mit einer sehr hohen bzw. keiner Retention oder Freisetzung kommen in der Modellregion nicht vor.

Fluss-Auen-Abschnitte, die eine hohe Retentionsleistung aufweisen, befinden sich im Bereich Kirn und Bad Sobernheim (Abb. 27). Die hohe Retentionsleistung ist vor allem in der rezenten Aue besonders hoch. In der restlichen Modellregion weist ein Großteil der Fluss-Auen-Abschnitte eine mäßige Retentionsleistung auf (Klasse 3). Während der Beitrag der rezenten Aue in diesem Abschnitt variiert, steigt die Retention im Fluss zwar kontinuierlich an, aber auch die entsprechende N-Fracht, wodurch sich der Indikatorwert im mittleren Bereich befindet. Einzig in den Regionen südlich von Bad Kreuznach sowie im Mündungsbereich in den Rhein wurde die N-Retention als gering bewertet. Dies ist v. a. auf die geringe Ausdehnung bzw. das Fehlen der rezenten Aue sowie die teilweise relativ hohen Siedlungsanteile in der Aue zurückzuführen.

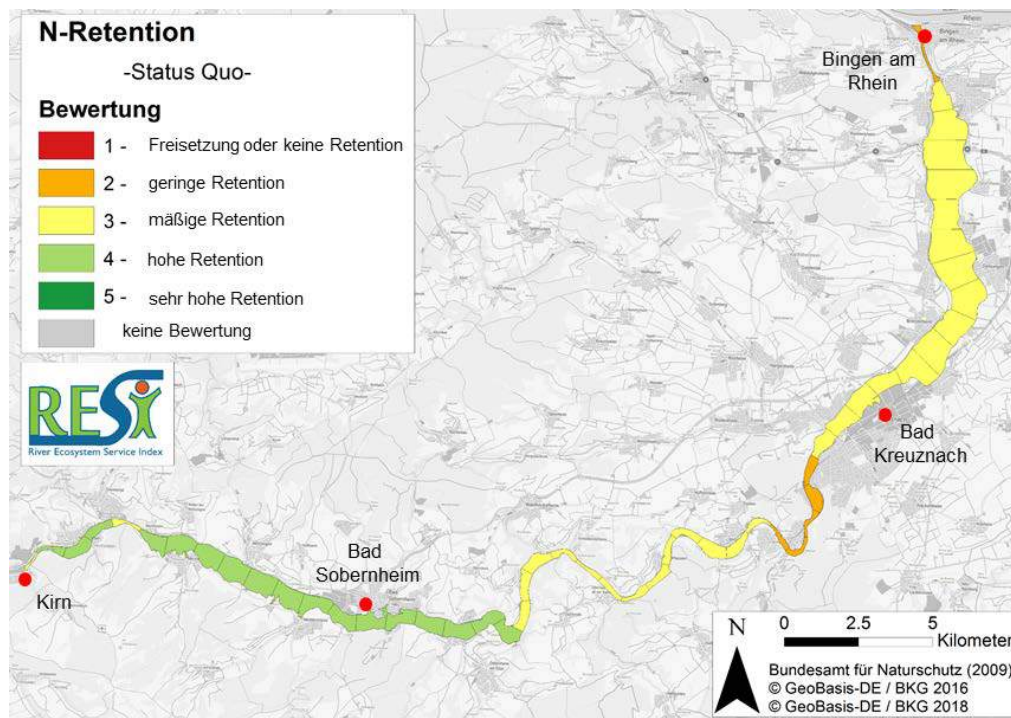


Abb. 27: Bewertung der ÖSL N-Retention auf Fluss-Auen-Abschnittsebene (rezente Aue und Fluss) für das Projektgebiet Nahe von Hoppstädten-Weiersbach bis zur Mündung in den Rhein bei Bingen für 2016.

4.7.2 Szenario

Durch die Erweiterung der rezenten Auenfläche, die für Retentionsprozesse zur Verfügung steht, kommt es in den meisten Fluss-Auen-Abschnitten zu einer Zunahme der absoluten Retention in der rezenten Aue (Abb. 28). Zu einer Veränderung in der Bewertungsklasse der N-Retention kommt es in den Bereichen, in denen eine Ausdehnung der rezenten Aue innerhalb der Grenzen der morphologischen Aue in größerem Umfang möglich ist oder die bereits im Status Quo einen höheren Beitrag zur Gesamtretention leisten (nördlich von Bad Kreuznach). Im restlichen Bereich der Modellregion reicht die gesteigerte Retention jedoch nicht aus, um die Bewertungsklasse zu verbessern (Abb. 29).

Ergebnisse: Gewässerentwicklungsflächen an der Nahe

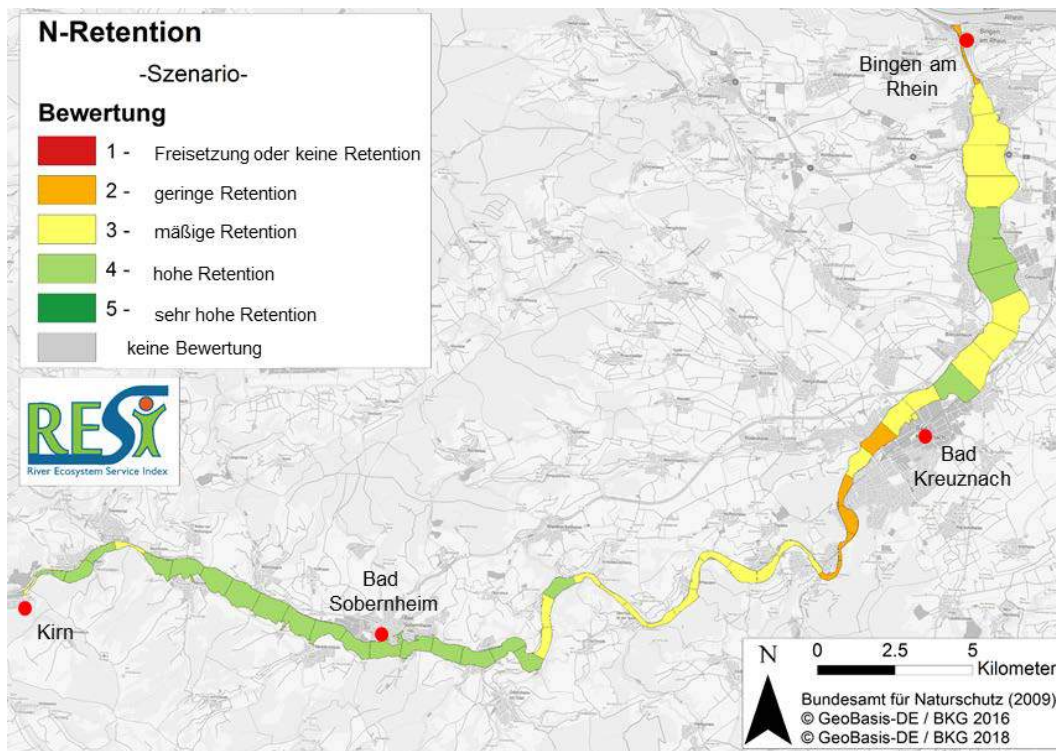


Abb. 28: Bewertung der ÖSL N-Retention auf Fluss-Auen-Abschnittsebene (rezente Aue und Fluss) für das Projektgebiet Nahe von Hoppstädten-Weiersbach bis zur Mündung in den Rhein bei Bingen für das Szenario.

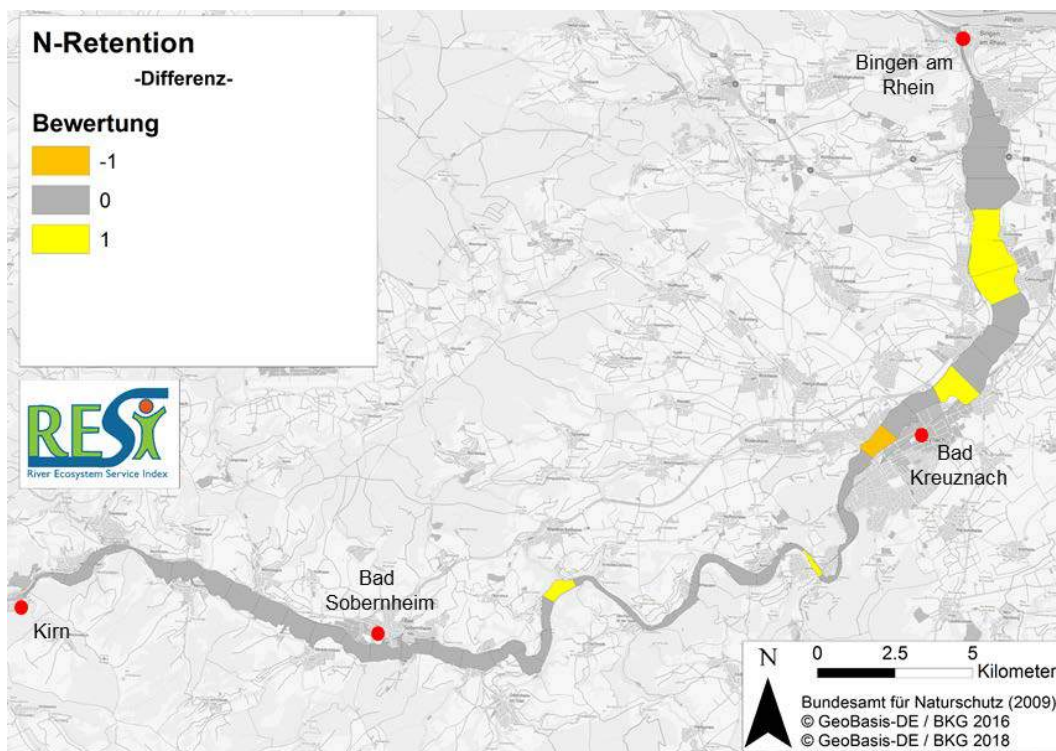


Abb. 29: Differenz zwischen Szenario und Bezugszustand. Die angegebenen Differenzklassen entsprechen der Anzahl der Stufen, um die der Wert für die ÖSL N-Retention des Bezugszustands für den Fluss-Auen-Abschnitt (rezente Aue und Fluss) aufgewertet wird.

4.8 ÖSL Phosphorretention (P-Retention)

4.8.1 Bezugszustand

Die P-Retention wird im Gegensatz zur N-Retention in 83 % der Fluss-Auen-Abschnitten als sehr hoch und in den restlichen 17 % der Fluss-Auen-Abschnitte als hoch bewertet (Abb. 30). Der hohe Beitrag der Modellregion zur P-Retention ist vorwiegend auf den Beitrag der rezenten Aue zur Gesamtretention zurückzuführen, da die P-Retention im Fluss im Großteil der Fluss-Auen-Abschnitte v. a. in der ersten Hälfte der Modellregion relativ gering ist. Erst zwischen Bad Kreuznach und Bingen kommt es im Fluss zumindest zu einem höheren Beitrag zur Gesamtretention. Mit Klasse 4 bewertete Bereiche befinden sich in den bei der N-Retention mit einer allgemein niedrigen Retentionsleistung beschriebenen Regionen.

4.8.2 Szenario

In den meisten Fluss-Auen-Abschnitten wird durch die Erweiterung der Auenfläche und Landnutzungsänderung eine sehr hohe P-Retention erreicht. Nur in wenigen Fluss-Auen-Abschnitten bleibt die P-Retention hoch (Abb. 31, 32).

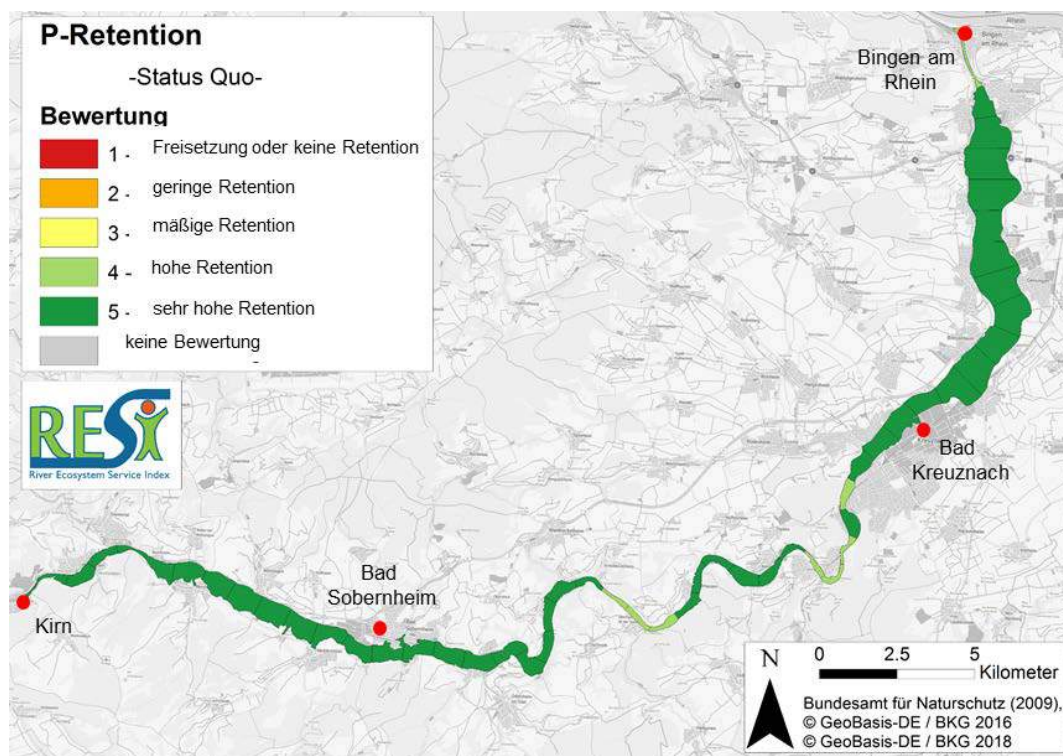


Abb. 30: Bewertung der ÖSL P-Retention auf Fluss-Auen-Abschnittsebene (rezente Aue und Fluss) für das Projektgebiet Nahe von Hoppstädten-Weiersbach bis zur Mündung in den Rhein bei Bingen für 2016.

Ergebnisse: Gewässerentwicklungsflächen an der Nahe

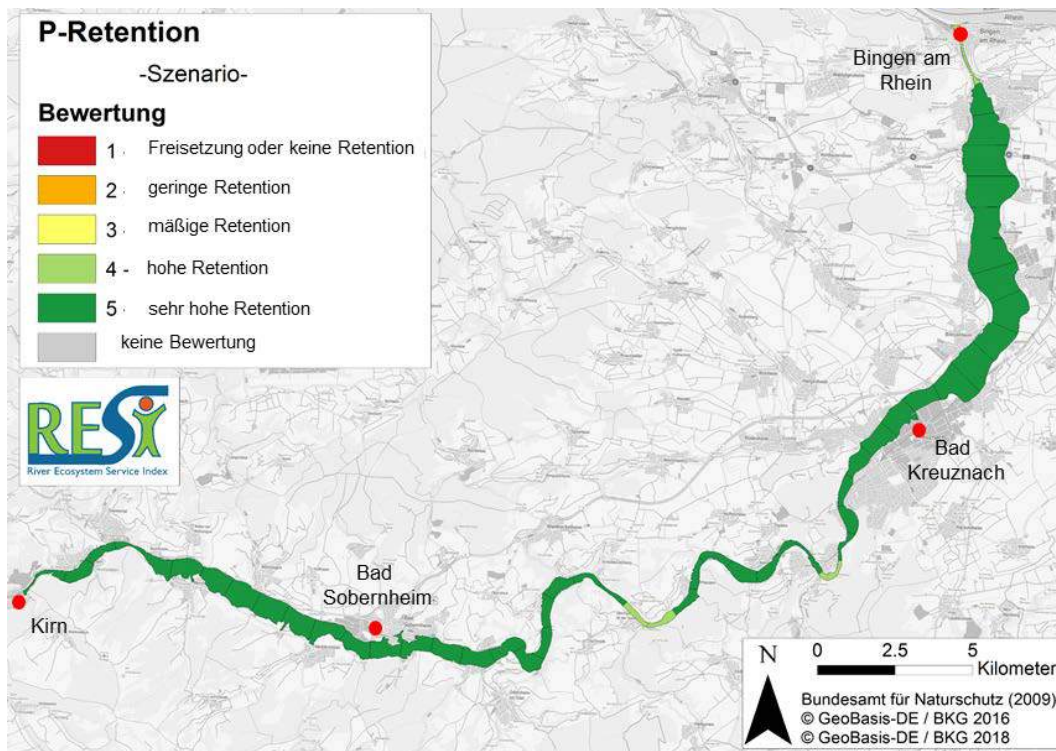


Abb. 31: Bewertung der ÖSL P-Retention auf Fluss-Auen-Abschnittsebene (rezente Aue und Fluss) für das Projektgebiet Nahe von Hoppstädten-Weiersbach bis zur Mündung in den Rhein bei Bingen für das Szenario.

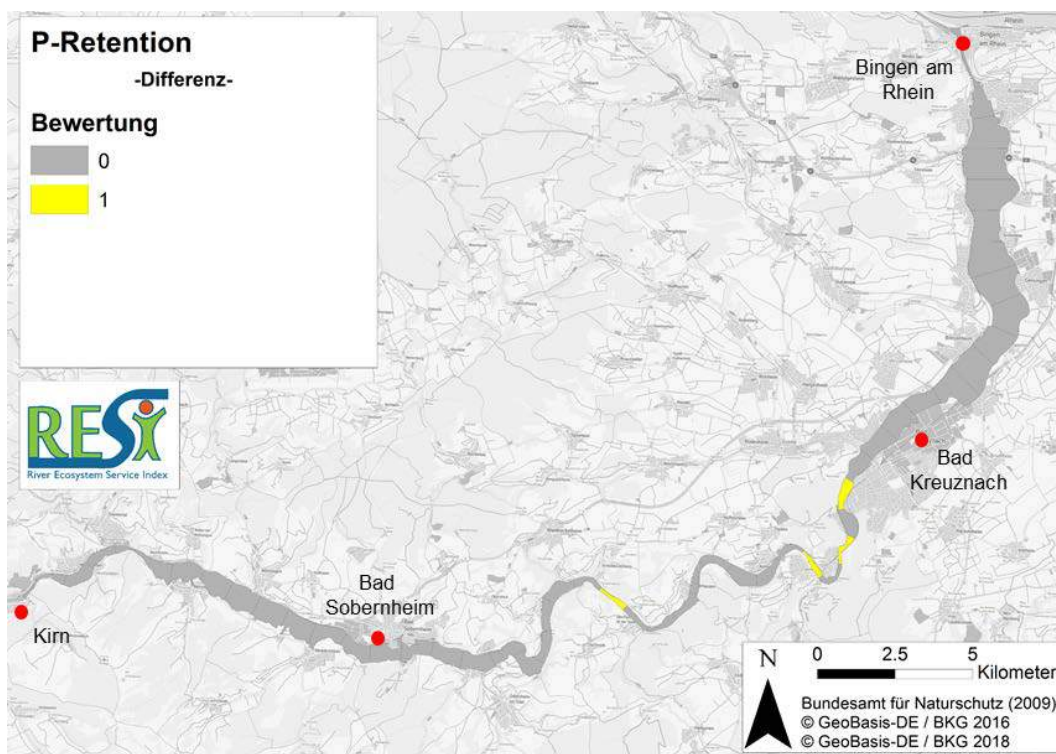


Abb. 32: Differenz zwischen Szenario 1 und Bezugszustand. Die angegebenen Differenzklassen entsprechen der Anzahl der Stufen, um die der Wert für die ÖSL P-Retention des Bezugszustands für das Segment aufgewertet wird.

4.8.3 Fazit N- und P-Retention

In der Modellregion Nahe liefert die Erfassung und Bewertung der N- und P-Retention in den Fluss-Auen-Abschnitten plausible und aufschlussreiche Ergebnisse und ermöglicht die Identifizierung von Retentions-Schwerpunkten. So können Regionen mit einem guten Zustand der rezenten Aue, aber auch Problemregionen mit hohem Siedlungsanteil, die sich sowohl auf die Retention in der Aue als auch im Fluss negativ auswirken, durch die Bewertung mit dem RESI-Retentionsindikatoren hervorgehoben und mit der Bewertung anderer Ökosystemleistungen verglichen werden.

Der Beitrag zur Gesamtretention von N und P unterscheidet sich zwischen den Kompartimenten Fluss und rezenter Aue. Während die Retention im Fluss mit der Fließstrecke kontinuierlich ansteigt, schwankt die Retention in der Aue je nach Zustand dieser in den unterschiedlichen Fluss-Auen-Abschnitten. Innerhalb der für die Bewertung des RESI gebildeten potenziellen Spannen der Retention in den verschiedenen Abflussklassen (s. Ritz et al. 2020 in diesem Buch) ist die Retention in der Nahe eher gering bis mäßig. Die Retention in der Aue ist im deutschlandweiten Vergleich jedoch als mäßig bis hoch einzustufen (s. Schulz-Zunkel et al. 2012), bei P sogar als hoch bis sehr hoch. Das verdeutlicht die besondere Bedeutung der Aue für die Retentionsleistung in der Modellregion Nahe.

Die Retentionsleistung kann sowohl im Fluss als auch in der rezenten Aue durch eine Ausweitung der Fläche, die für Retentionsprozesse zur Verfügung gestellt wird, gesteigert werden. In der Aue kann dies durch Ausdehnung der rezenten Aue sowie eine verbesserte Landnutzung z. B. Erhöhung des Anteils von Wasserflächen, Feuchtgebieten und Wald, wie es in Szenario gezeigt wird, hervorgerufen werden.

5 Kulturelle ÖSL

Für alle kulturellen ÖSL konnte das Szenario auf Grund von zeitlichen Ressourcen nicht flächenscharf berechnet werden. Teilweise ist aber von einer Wertsteigerung auszugehen. Für die Synthese wurde vom Bezugszustand ausgegangen.

5.1 ÖSL Landschaftsbild

Die Bewertung des Landschaftsbildes in der morphologischen Aue der Nahe zeigt insgesamt eine hohe Bewertung auf der RESI-Bewertungsskala (Abb. 33). Dies liegt an den Einzelbewertungen der Variablen Natürlichkeit, Vielfalt und Eigenart die – jede für sich – sehr hoch bewertet wurde. Die Variablen Vielfalt und Natürlichkeit sind vor allem im oberen Bereich der Flusslandschaft sehr hoch bewertet. Nur die Einzelbewertungen der Variablen Natürlichkeit und Vielfalt sind um Bad Kreuznach im Vergleich zu den anderen Bereichen etwas geringer. Dies erklärt die niedrigere Gesamtbewertung in dieser Region.

5.2 ÖSL Natur- und Kulturerbe

Die Bewertung der Bereitstellung der kulturellen ÖSL ‚Natur- und Kulturerbe‘ zeigt im gesamten Verlauf der Nahe fast durchgängig eine geringe Bewertung. Die niedrige Bewertung ist besonders im Bereich des oberen Laufs der Nahe ausgeprägt, da hier die drei Eingangsvariablen durchgängig sehr niedrig bewertet wurden. Die Dichte der Boden-, Bau- und Naturdenkmäler (z. B. einzelstehende markante Bäume) war hier gering, da die genutzten Eingangsdaten der Indikatorbewertungen im Vergleich zu den anderen Modellregionen hier nur eine geringe Anzahl abbildeten (Thiele et al. 2020). Lediglich ein kleiner Bereich südwestlich von Bad Kreuznach weist hohe Werte auf (Abb. 34).

Ergebnisse: Gewässerentwicklungsflächen an der Nahe

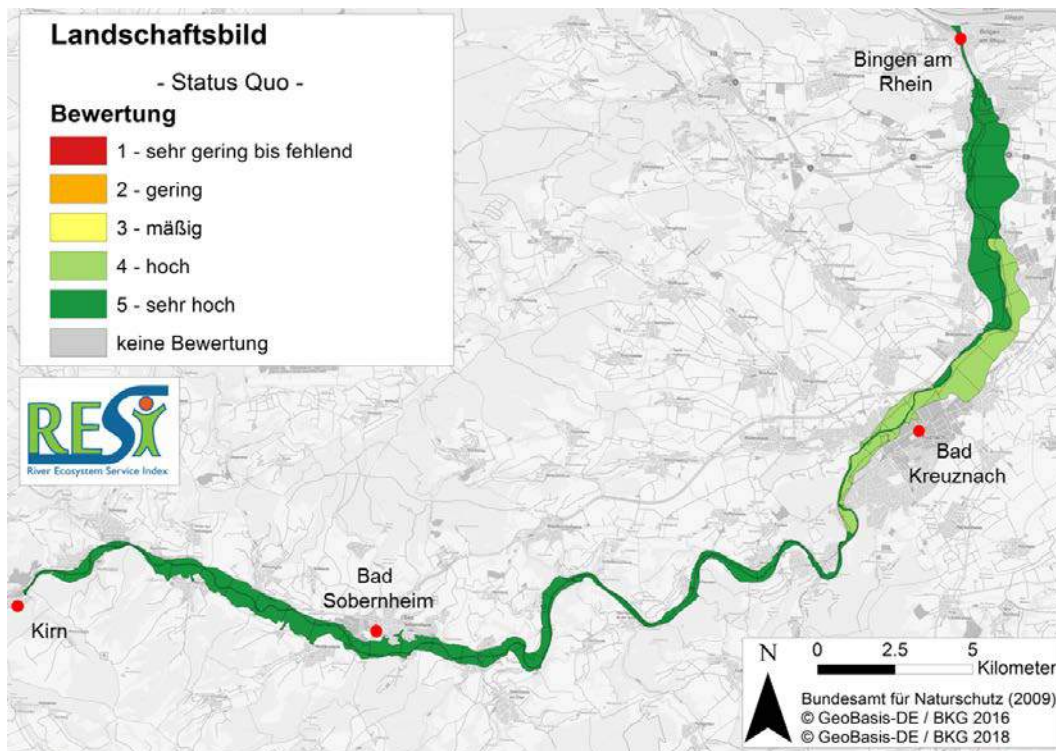


Abb. 33: Bewertung der ÖSL Landschaftsbild auf Auen-Kompartimentebene für das Projektgebiet Nahe von Hoppstädten-Weiersbach bis zur Mündung in den Rhein bei Bingen für 2016.

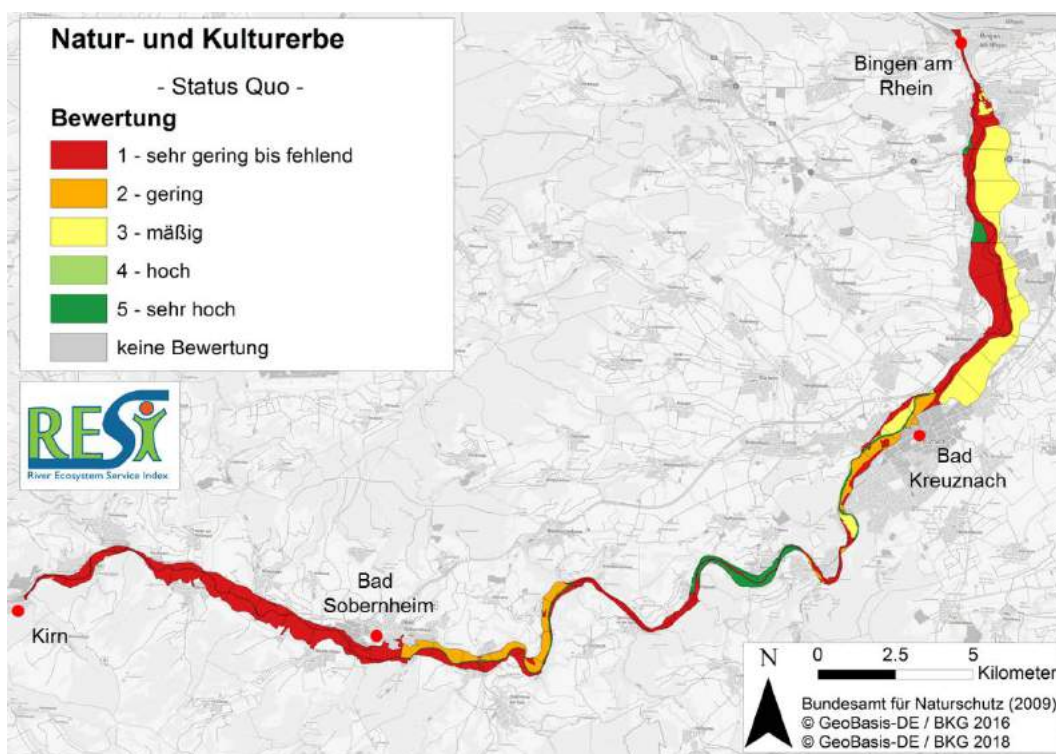


Abb. 34: Bewertung der ÖSL Natur- und Kulturerbe auf Fluss-Auen-Kompartimentebene für das Projektgebiet Nahe von Hoppstädten-Weiersbach bis zur Mündung in den Rhein bei Bingen für 2016.

5.3 ÖSL Unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft

Die Bewertung der Bereitstellung der unspezifischen Interaktion mit der Flusslandschaft ist im Bereich zwischen Bingen am Rhein und Bad Kreuznach mit niedrigen Werten vertreten. In diesem Bereich weist jedoch das Fließgewässer die höchste Wertstufe auf, was auf die Variable Ufer- und Gewässerverfügbarkeit (UGV) zurückgeführt werden kann. Die Bewertung ist flussaufwärts von Bad Kreuznach durch hohe Werte geprägt, die im weiteren Flussverlauf abnehmen (Abb. 35).

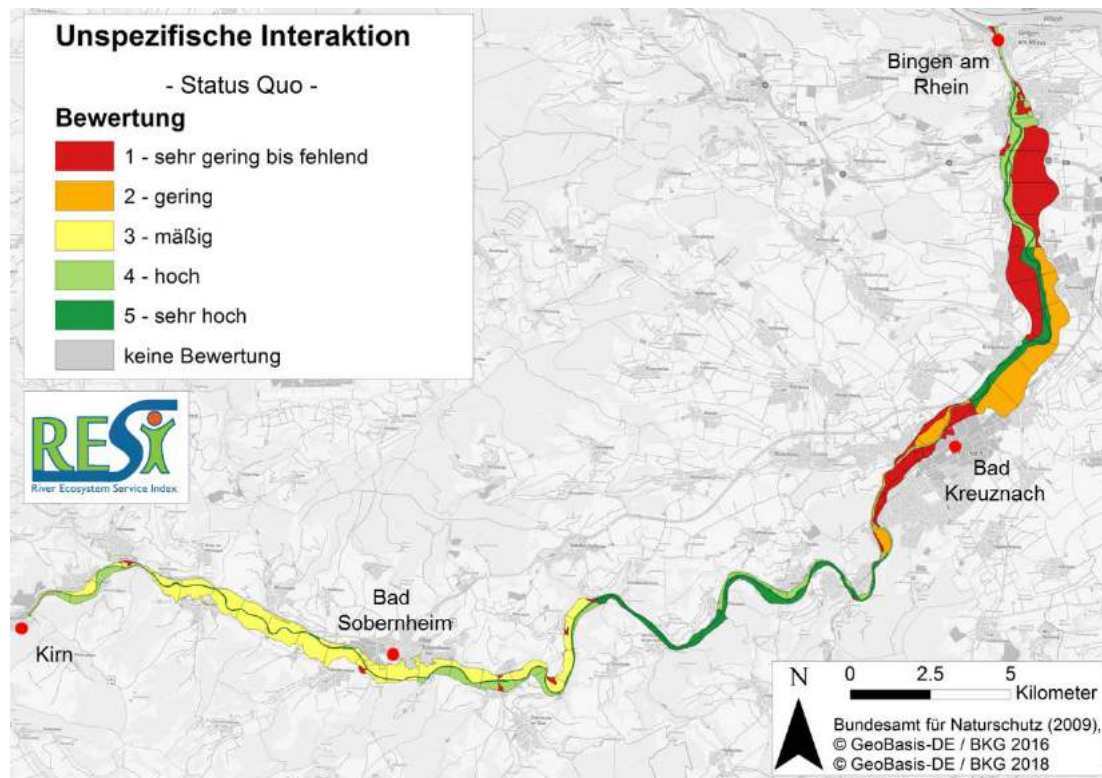


Abb. 35: Bewertung der ÖSL unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft auf Fluss-Auen-Kompartimentebene für das Projektgebiet Nahe von Hoppstädten-Weiersbach bis zur Mündung in den Rhein bei Bingen für 2016.

5.4 ÖSL wasserbezogene Aktivitäten

Die Bewertung der Bereitstellung der kulturellen ÖSL wasserbezogene Aktivitäten ist im gesamten Verlauf der Nahe fast durchgängig hoch. Lediglich kleine Bereiche zwischen Bingen am Rhein und Bad Kreuznach weisen mittlere und niedrige Werte auf. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass Flusslandschaftsbereiche, die eine schmale Altaue aufweisen, höher bewertet wurden als Bereiche, die eine breitere Altaue vorweisen (Abb. 36) (Thiele et al. 2020).



Abb. 36: Bewertung der ÖSL wasserbezogene Aktivitäten auf Fluss-Auen-Kompartimentebene für das Projektgebiet Nahe von Hoppstädten-Weiersbach bis zur Mündung in den Rhein bei Bingen für 2016.

6 Synthese

Für den Bezugszustand wurden 14 ÖSL berechnet (Abb. 37). Im gesamten Untersuchungsgebiet zeigt die Summe der erzielten Werte für die ÖSL Bereitstellung ein Minimum von 33 und ein Maximum von 51 auf (Abb. 37, graue Schattierungen). Es wird deutlich, dass die Summe der ÖSL im unteren Lauf (Bereich zwischen Bad Kreuznach und Bingen) insgesamt niedriger ausfällt, während im oberen Lauf (in den Gebieten um Bad Sobernheim) Höchstwerte erzielt werden. Die Polargrafiken ermöglichen es, die Verteilung der Einzelbewertungen für die 14 ÖSL nachzuvollziehen. Dadurch wird ein diverseres Muster deutlich, dass zwischen Kirn und Bad Sobernheim besonders hohe Werte für die regulativen ÖSL, im Bereich zwischen Bad Sobernheim bis kurz vor Bad Kreuznach besonders hohe Werte für die kulturellen ÖSL und zwischen Bad Kreuznach und Bingen besonders hohe Werte für versorgenden ÖSL erreicht werden. Fasst man die Synthese für die individuellen ÖSL zusammen, so sind die Hauptgründe dafür in der dichteren Besiedlung insbesondere im Bereich um Bad Kreuznach sowie die insgesamt breitere, aber abgetrennte Altaue zwischen Bad Kreuznach und Bingen zu suchen. Dieser Zusammenhang spiegelt sich auch in der Szenariodarstellung wider (Abb. 38). Es zeigt sich ein kleines Steigerungspotential (Differenzpunkte auf der Karte, sowie Gesamtsumme) im Bereich Kirn bis Bad Kreuznach, da hier ohnehin schon recht hohe Bewertungen im Bezugszustand vorliegen. Direkt im städtischen Bereich bleibt die ÖSL-Summe gering. Zwischen Bad Kreuznach und Bingen zeigt sich das enorme Steigerungspotential durch den möglichen Wiederanschluss der Altaue an das Überflutungsgeschehen.

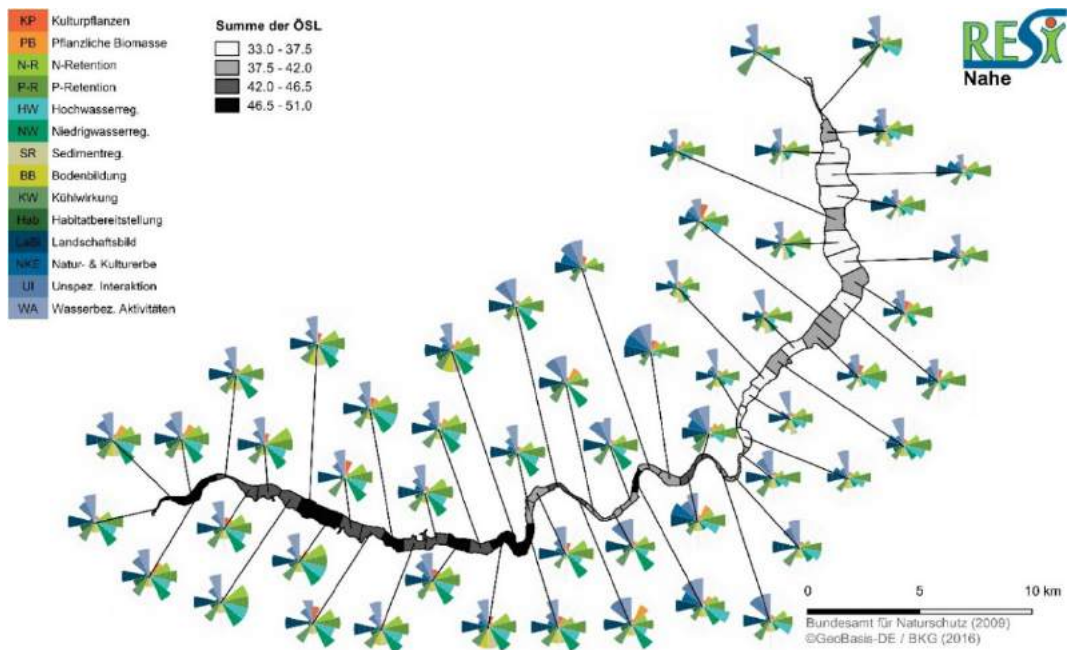


Abb. 37: Darstellung der Synthese des RESI für den Bezugszustand der Nahe. Die Graustufen in der Karte zeigen die Gesamtsumme über alle ÖSL, während die Einzelausprägung der ÖSL über die Polargrafiken abgelesen werden können.

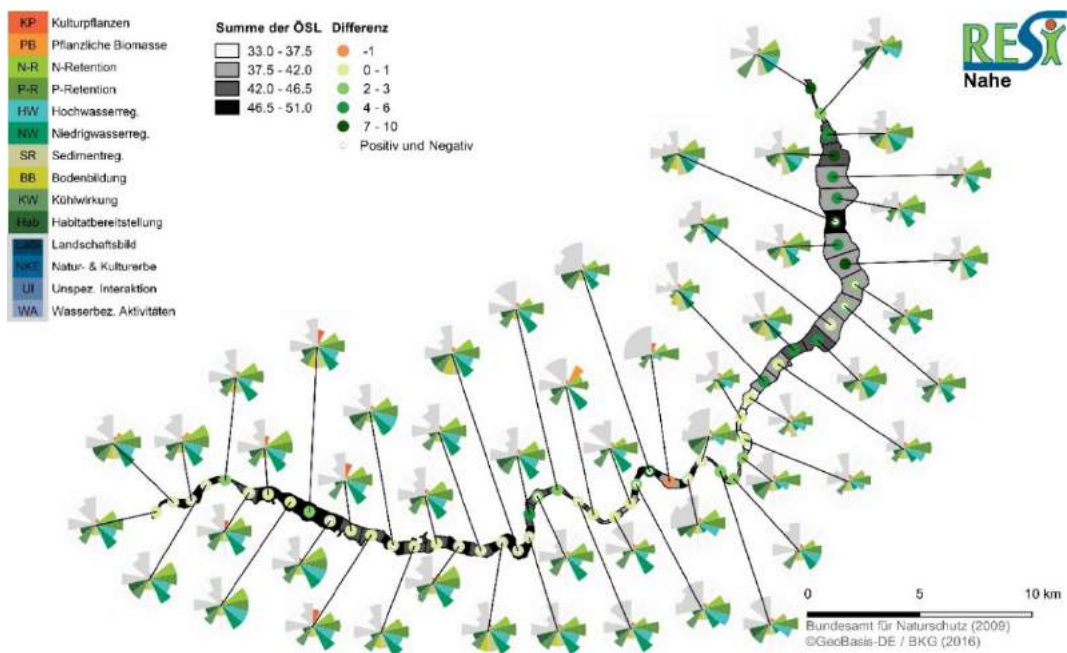


Abb. 38: Darstellung der Synthese des RESI für das Szenario der Nahe. Die Graustufen in der Karte zeigen die Gesamtsumme über alle ÖSL, während die Einzelausprägung der ÖSL über die Polargrafiken abgelesen werden können. Die Punkte auf den Segmenten geben die Differenz zum Bezugszustand zwischen -1 und +10 (siehe Farblegende (orange bis dunkelgrün)) wieder. Für die kulturellen ÖSL konnte aus zeitlichen Gründen keine Szenario Berechnung durchgeführt werden. Da generell eher von einer Verbesserung auszugehen ist, wurde hier für die Summenbildung der Ist-Zustand für diese ÖSL angenommen. In den Polargrafiken sind die betroffenen ÖSL grau dargestellt.

7 Literaturverzeichnis

- Brunotte, E., Dister, E., Günther-Diringer, D., Koenzen, U. & D. Mehl (Hrsg.) (2009): Flussauen in Deutschland. Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. – Naturschutz und biologische Vielfalt 87, 141 S.
- Dehnhardt, A., Rayanov, M., Hartje, V., Sander, A., Horlitz, T. & Benner, T. (2020). Quantifizierung und Bewertung versorgender Ökosystemleistungen. In diesem Buch.
- Fischer-Bedtke, C., Rumm, A., Damm, C., Foeckler, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Kasperidus, H., Stammel, B. & Scholz, M. (2020): Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung – für die Aue. In diesem Buch.
- Koenzen, U. (2005): Fluss- und Stromauen in Deutschland. Typologie und Leitbilder. Angewandte Landschaftsökologie 65, 327 S.
- Mehl, D., Hoffmann, T. G. & Iwanowski, J. (2020): Quantifizierung und Bewertung regulativer Ökosystemleistungen: Quantifizierung und Bewertung regulativer Ökosystemleistungen: Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung, Hochwasser-, Niedrigwasser- und Sedimentregulation, Bodenbildung in Auen sowie Kühlwirkung der Gewässer und terrestrischen Böden. In diesem Buch.
- Ritz, S., Linnemann, K., Becker, A., Kasperidus, H. D., Scholz, M., Schulz-Zunkel, Venohr, M., Wildner, M. & Fischer, H. (2020): Quantifizierung und Bewertung regulativer Ökosystemleistungen: Retention. In diesem Buch.
- Schulz-Zunkel, C., Scholz, M., Kasperidus, H. D., Krüger, F., Natho, S. & Venohr, M. (2012). Nährstoffretention, In: Ökosystemfunktionen von Flussauen - Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion. In: Scholz, M., Mehl, D., Schulz-Zunkel, C., Kasperidus, H. D., Born, W. & K. Henle (Hrsg.), – Naturschutz und Biologische Vielfalt 124: 48–72.
- Thiele, J., Albert, C. & von Haaren, C. (2020): Erfassung und Bewertung kultureller Ökosystemleistungen von Flusslandschaften. In diesem Buch.
- Thiele, J., Albert, C., Hermes, J. & von Haaren, C. (2020): Assessing and quantifying offered cultural ecosystem services of German river landscapes. – Ecosystem Services 42: 101080

Ergebnisse der ÖSL-Quantifizierung und -bewertung für geplante Hochwasserschutzmaßnahmen an der Donau von der Iller- bis zur Lechmündung

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

Inhaltsverzeichnis

1	Modellregion Donau von der Iller- bis zur Lechmündung	327
1.1	Bezugszustand	327
1.2	Planungszustände.....	327
1.2.1	Annahmen für die ungesteuerten Rückhalteräume:	328
1.2.2	Annahmen für die gesteuerten Rückhalteräume:	329
2	Der RESI und die betrachteten Ökosystemleistungen (ÖSL)	329
3	Ergebnisse	330
3.1	ÖSL landwirtschaftliches Ertragspotenzial.....	330
3.1.1	Bezugszustand.....	330
3.1.2	Planungszustand 1.....	332
3.1.3	Planungszustand 2.....	332
3.1.4	Vergleich der Planungszustände und Fazit für die ÖSL landwirtschaftliches Ertragspotenzial	334
3.2	ÖSL Nährstoffretention	334
3.2.1	Bezugszustand.....	334
3.2.2	Planungszustand 1.....	336
3.2.3	Planungszustand 2.....	338
3.2.4	Vergleich der Planungszustände und Fazit für die ÖSL Nährstoffretention	338
3.3	ÖSL Hochwasserregulation	339
3.3.1	Bezugszustand.....	339
3.3.2	Planungszustand 1.....	340
3.3.3	Planungszustand 2.....	340
3.3.4	Vergleich der Planungszustände und Fazit für die ÖSL Hochwasserregulation...	341
3.4	ÖSL Niedrigwasserregulation.....	341
3.4.1	Bezugszustand.....	341
3.4.2	Planungszustand 1 und 2.....	342
3.4.3	Vergleich der Planungszustände und Fazit für die ÖSL Niedrigwasserregulation	342

3.5	ÖSL Sedimentregulation	342
3.5.1	Bezugszustand.....	342
3.5.2	Planungszustand 1 und 2.....	343
3.5.3	Vergleich der Planungszustände und Fazit für die ÖSL Sedimentregulation	343
3.6	ÖSL Bodenbildung.....	343
3.6.1	Bezugszustand.....	343
3.6.2	Planungszustand 1.....	344
3.6.3	Planungszustand 2.....	345
3.6.4	Vergleich der Planungszustände und Fazit für die ÖSL Bodenbildung	346
3.7	ÖSL Kühlwirkung.....	346
3.7.1	Bezugszustand.....	346
3.7.2	Planungszustand 1 und 2.....	347
3.7.3	Vergleich der Planungszustände und Fazit für die ÖSL Kühlwirkung	347
3.8	ÖSL Habitatbereitstellung.....	347
3.8.1	Bezugszustand.....	347
3.8.2	Planungszustand 1.....	348
3.8.3	Planungszustand 2.....	350
3.8.4	Vergleich der Planungszustände und Fazit für die ÖSL Habitatbereitstellung	351
3.9	Kulturelle Ökosystemleistungen	353
3.9.1	Bezugszustand.....	353
3.9.2	Planungszustand 1.....	356
3.9.3	Planungszustand 2.....	357
3.9.4	Vergleich und Fazit für die kulturellen Ökosystemleistungen.....	358
4	Synthese der Bewertungen und Veränderungen der Ökosystemleistungen im Planungsraum.....	358
5	Literaturverzeichnis.....	363

1 Modellregion Donau von der Iller- bis zur Lechmündung

Die Modellregion „Donau von Iller- bis zur Lechmündung“ war die erste Modellregion, anhand derer der River Ecosystem Service Index (RESI) getestet wurde. Die Region eignete sich besonders gut, da sich hier zum Zeitpunkt des RESI-Projektes großflächige Hochwasserschutzprojekte in Planung befanden. Das RESI-Konsortium konnte die Planungen begleiten und den damaligen Stand der Flächenabgrenzung für die Hochwasserrückhalteräume zur Quantifizierung und Berechnung der einzelnen ÖSL nutzen (Mehl et al. 2020, Ritz et al. 2020, Dehnhardt et al. 2020, Fischer-Bedtke et al. 2020 und Thiele et al. 2020 in diesem Bericht und Referenzen darin) sowie erstmals 13 von 27 ÖSL gemeinsam auswerten und analysieren. Dabei wurde das RESI-Konsortium vom Wasserwirtschaftsamt Donauwörth (WWA DON), dem Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU) und der Höheren Naturschutzbehörde der Regierung von Schwaben unterstützt und die Ergebnisse von diesen auf Plausibilität überprüft.

1.1 Bezugszustand

Die Modellregion erstreckt sich von Neu-Ulm bis Donauwörth (ca. 80 km Fließstrecke). Innerhalb des Gebietes befinden sich neun Staustufen, die beidseitig mit einem Stauhaltungsdamm von ca. 2,5 bis 5 km Länge versehen sind. Zwischen der Staustufe Faimingen und der Stadt Donauwörth befindet sich südseitig ein großflächiges natürliches Überschwemmungsgebiet, der sogenannte Riedstrom. Ab ca. 700 m³/s Donauabfluss (ca. 2-jährliches Hochwasser (HQ₂)) wird die Stauhöhe an der Staustufe Faimingen und zwei weiteren Staustufen erhöht, so dass oberhalb der Staustufen Donauwasser über feste Auslaufschwelle in den Riedstrom austritt und flussabwärts bei Donauwörth über die Zusam und die Schmutter wieder in die Donau zurückfließt. Die vom Riedstrom überflutete Fläche ist aufgrund des flachen Reliefs sehr großflächig. Die genauen räumlichen Grenzen der Überflutungsfläche sind nicht in einem shapefile quantifiziert und mussten deshalb mit Annahmen unteretzt werden. Der Riedstrom wurde daher auf der Grundlage der Hochwassergefahrenkarte HQ_{häufig} (LfU 2016), das entspricht an der Donau einer Hochwasserwahrscheinlichkeit von 5 bis 20 Jahren, im Norden und Süden abgegrenzt. Die westliche Grenze wurde anhand der Überlaufschwelle im Damm festgelegt. Im Osten ist die Fläche durch den Zufluss in Schmutter und Zusam begrenzt.

1.2 Planungszustände

Zwischen Neu-Ulm und Donauwörth waren im Rahmen des Hochwasserschutz-Aktionsprogramms des WWA DON zum Zeitpunkt der Bearbeitung der Modellregion drei gesteuerte Rückhalteflächen sowie sechs ungesteuerte Rückhalteräume in Konzeption, die allerdings durch festgelegte Einstromschwelle gekennzeichnet und vom Wasserstand der Donau abhängig sind (Abb. 1). Das WWA DON setzte zur effektiven Umsetzung des Hochwasserschutzes dabei auf eine Kombination von gesteuerten und ungesteuerten Rückhalteräumen. Daher werden diese auch im Weiteren zusammen betrachtet und berechnet. Zum Zeitpunkt der Bearbeitung lag ein erster Entwurf der flächenscharfen Abgrenzungen für die gesteuerten Rückhalteflächen vor (s. Kap. 1.2.2). Für die ungesteuerten Rückhalteräume bzw. die Unterlassung von Deichneubauten oder der Deichunterhaltung lagen diese Grenzen noch nicht vor und wurden daher vom Aueninstitut Neuburg in Absprache mit dem WWA DON abgegrenzt. Für vier der sechs ungesteuerten Rückhalteräume sowie für zwei der drei gesteuerten Rückhalteräume gibt es dabei zwei Planungszustände mit Unterschieden in der Flächengröße der Landnutzungsausstattung der gefluteten Fläche und der Häufigkeit der Flutung (Tab. 1). Durch die Deichrückverlegungen wird es zu Deichwegeverlagerungen kommen, weshalb als vereinfachter Ansatz auf der Landseite des Deiches jeweils ein neuer Weg (ca. 4 m Breite) angenommen wurde (Deichbreite ca. 40 m).

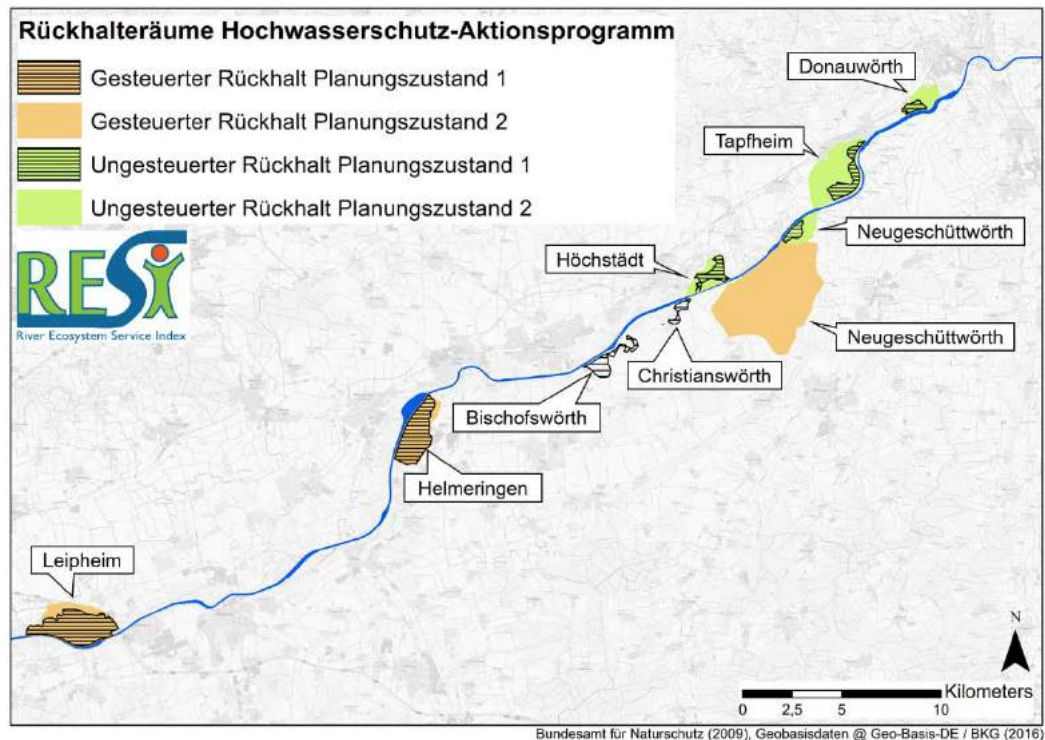


Abb. 1: Lage und Größe der angenommenen Rückhalteflächen in der Modellregion „Donau von Iller- bis Lechmündung“.

Wesentliche Unterschiede zwischen den beiden Planungszuständen sind die Art der Landnutzung sowie die Flutungshäufigkeit. Während in Planungszustand 1 (PZ 1) keine landwirtschaftlichen Flächen in den Rückhalteräumen liegen, diese aber mehrmals im Jahr ökologisch geflutet werden, sind im Planungszustand 2 (PZ 2) auch landwirtschaftlich genutzte Flächen im Hochwasserfall betroffen. Allerdings werden hier keine ökologischen Flutungen durchgeführt.

Tab. 1: Übersicht über die Flächenverteilung der gesteuerten und ungesteuerten Rückhalteräume in Planungszustand (PZ) 1 und 2.

	Gesteuerte Rückhalte	Ungesteuerte Rückhalte
	PZ 1: Leipheim, Helmeringen	PZ 1: Bischofswörth, Christianswörth, Neugeschüttwörth, Höchstädt, Tapfheim, Donauwörth
	PZ 2: Leipheim, Helmeringen, Neugeschüttwörth	PZ 2: Neugeschüttwörth, Höchstädt, Tapfheim, Donauwörth
Planungszustand 1	874,1 ha	496,9 ha
Planungszustand 2	2831,0 ha	1031,7 ha

1.2.1 Annahmen für die ungesteuerten Rückhalteräume:

- Planungszustand 1:

Ökologische Flutungen bis zu dreimal im Jahr (ab $HQ_{0,3}$) sind vorgesehen, allerdings auf kleinerer Fläche. Geflutet werden (überwiegend) Wald- und Wasserflächen, keine landwirtschaftlichen Flächen. Auf den nicht ökologisch gefluteten Flächen bleibt die derzeitige Überflutungswahrscheinlichkeit von HQ_{100} bestehen. Eine neue (i.d.R. längere) Deichlinie zum Schutz der angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen ist nötig. Die Maßnahmen betreffen alle ungesteuerten Rückhalte-

räume (Bischofswörth, Christianswörth, Neugeschüttwörth, Höchstädt, Tapfheim und Donauwörth).

- Planungszustand 2:

Seltene Flutungen (ab HQ_{50}) sind auf größerer Fläche vorgesehen. Geflutet werden Wald-, Wasser- und landwirtschaftliche Flächen, aber es werden keine ökologischen Flutungen durchgeführt. Eine neue Deichlinie wird zum Schutz der angrenzenden Bebauungen errichtet. Die Überflutungshäufigkeit steigt im Vergleich zum Bezugszustand lediglich von einer 100-jährlichen Überflutungswahrscheinlichkeit (HQ_{100}) auf eine 50-jährliche (HQ_{50}). Diese Maßnahmen sind für die ungesteuerten Rückhalteräume Neugeschüttwörth, Höchstädt, Tapfheim und Donauwörth vorgesehen. Ausgenommen sind die Rückhalteräume Christianswörth und Bischofswörth, da diese im Riedstrom liegen und derzeit bereits bei einer Überflutungswahrscheinlichkeit von ca. HQ_2 geflutet werden.

1.2.2 Annahmen für die gesteuerten Rückhalteräume:

Gesteuerte Rückhalteräume werden bei HQ_{extrem} über Einlasswehre geflutet, um die Scheitelspitze des Hochwassers zu kappen. Das ausgeleitete Wasser wird nach dem Abfließen der Welle möglichst schnell in die Donau zurückgeleitet. Die gesteuerten Rückhalteräume Helmeringen und Neugeschüttwörth liegen bereits im Riedstrom, d.h. sie werden derzeit ab HQ_2 geflutet.

- Planungszustand 1:

Die Rückhalteräumeflächen im PZ 1 sind kleiner als die im PZ 2. Dafür finden in den Rückhalteräumen Helmeringen und Leipheim zusätzlich großflächige ökologische Flutungen der Waldflächen mehrmals im Jahr ($HQ_{0,3}$) statt. In Neugeschüttwörth ist dies nicht möglich, da hier nur landwirtschaftliche Flächen vorhanden sind, die nicht häufiger geflutet werden sollen als bisher (HQ_{100}).

- Planungszustand 2:

Der Hochwasserrückhalt ist auf größerer Fläche vorgesehen. Flutung finden nur bei HQ_{extrem} (keine ökologischen Flutungen) statt. Dies betrifft alle gesteuerten Rückhalteräume (Leipheim, Helmeringen und Neugeschüttwörth). Die Flutung durch den Riedstrom (HQ_2) bleibt bei Helmeringen und Neugeschüttwörth bestehen.

2 Der RESI und die betrachteten Ökosystemleistungen (ÖSL)

Die methodischen Grundlagen der ÖSL-Erfassung in RESI werden bei Podschun et al. 2020 (in diesem Bericht und Referenzen darin) näher erläutert. Als einheitlicher Bewertungsraum wurden für den RESI Fluss-Auen-Segmente mit einer Länge von je 1 km gewählt. Die Segmente untergliedern sich in Querrichtung in die Kompartimente Fließgewässer, Altaue und rezente Aue (Brunotte et al. 2009). Die berechneten ÖSL wurden in der fünfstufigen Bewertungsskala von 1 (sehr gering bis fehlend) bis 5 (sehr hoch) abgebildet (s. Podschun et al. 2020 in diesem Bericht).

Für die Modellregion Donau wurden insgesamt 13 verschiedene ÖSL betrachtet, die zu den drei Hauptgruppen der versorgenden, regulativen und kulturellen ÖSL zusammengefasst werden können. Der Bezugszustand der Modellregion liegt für die versorgende ÖSL landwirtschaftliches Ertragspotential, für die regulativen ÖSL Stickstoffretention, Phosphorretention, Hochwasserregulation, Niedrigwasserregulation, Sedimentregulation, Bodenbildung, Kühlwirkung, Habitatbereitstellung und für die kulturellen ÖSL Landschaftsbild, Natur- und Kulturerbe, unspezifische Interaktion und wasserbezogene Aktivitäten vor. Soweit möglich wurden die Veränderungen für die Planungszustände des Szenarios für die ÖSL quantitativ berechnet. Falls die Datengrundlage für die Berechnung von ÖSL nicht ausreichend war, wurde ein qualitativer Ansatz gewählt, d.h. eine

schriftliche Ausführung zu den zu erwartenden Änderungen der ÖSL-Bereitstellung.

Für die versorgende ÖSL, für alle kulturellen ÖSL, die regulativen ÖSL Habitatbereitstellung, Stickstoffretention und Phosphorretention liegen die ÖSL für die detaillierte Kompartiment-Ebene vor. Für die regulativen ÖSL Bodenbildung, Sedimentregulation, Niedrigwasserregulation, Hochwasserregulation und Kühlwirkung erfolgte die ÖSL Bewertung, aufgrund der großflächigeren Funktionszusammenhänge und Eingangsdaten, auf der Ebene der Fluss-Auen-Segmente. Für die Synthese zum Gesamt-RESI wurden über flächengewichtete Mittelwerte alle ÖSL auf Segmentebene zusammengeführt, die eine integrierende Darstellung ermöglicht. Für alle Segmente wurden Polargrafiken der ÖSL (s. Kapitel 4) erstellt, die die Werte aller 13 ÖSL darstellen. Anhand der Zusammensetzung der ÖSL-Strahlen in den jeweiligen Segmenten können in der integrierten Darstellung Wechselwirkungen (Trade-Offs und Synergien) zwischen den einzelnen ÖSL abgelesen werden.

Die Methodenbeschreibungen zur Quantifizierung und Berechnung der einzelnen ÖSL sind in folgenden Beiträgen des Berichtes zu finden:

- Landwirtschaftliches Ertragspotential: siehe Dehnhardt et al. 2020 in diesem Bericht
- Nährstoffretention: siehe Ritz et al. 2020 in diesem Bericht
- Hochwasserregulation: siehe Mehl et al. 2020 in diesem Bericht
- Niedrigwasserregulation: siehe Mehl et al. 2020 in diesem Bericht
- Sedimentregulation: siehe Mehl et al. 2020 in diesem Bericht
- Bodenbildung: siehe Mehl et al. 2020 in diesem Bericht
- Kühlwirkung: siehe Mehl et al. 2020 in diesem Bericht
- Habitatbereitstellung: siehe Fischer-Bedtke et al. 2020 in diesem Bericht
- Kulturelle Ökosystemleistungen: siehe Thiele et al. 2020 in diesem Bericht

Im Folgenden werden zunächst die Ergebnisse für die einzelnen ÖSL für den Bezugszustand sowie die Veränderungen (Differenz zum Bezugszustand) im Planungszustand 1 und Planungszustand 2 erläutert. Im Anschluss folgt eine integrierte Betrachtung aller ÖSL.

3 Ergebnisse

3.1 ÖSL landwirtschaftliches Ertragspotenzial

3.1.1 Bezugszustand

Für die ÖSL landwirtschaftliches Ertragspotential ergibt sich insgesamt ein sehr heterogenes Bild für den betrachteten Donauabschnitt (Abb. 2). Dies liegt vor allem an den unterschiedlichen Anteilen der Acker- und Grünlandflächen in den Kompartimenten. Die Ertragsstufen für die landwirtschaftlich genutzten Standorte sind insgesamt sehr hoch. Es besteht zumindest eine Tendenz, dass die Kompartimente der rezenten Aue eine geringere Bedeutung für den Ackerbau haben, was aber auch methodisch durch die Annahme bedeutender Ernteverluste durch Hochwasser begründet sein kann.

Die Rückhalteräume wurden mit Rücksicht auf vorhandene Ackerflächen gewählt; so ist deren Flächenanteil in den betroffenen Kompartimenten gering, was ein entsprechend geringeres landwirtschaftliches Ertragspotenzial im Bezugszustand bedeutet. Der Index sollte daher immer im

Zusammenhang mit dem Anteil der landwirtschaftlich genutzten Fläche am jeweiligen Kompartiment interpretiert werden.

Um die Hochwassergefährdung auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen im Bezugszustand zu schätzen, wurden Statistiken von den Pegeln Günzburg, Dillingen und Donauwörth herangezogen (Tab. 2). Die mittleren Hochwasserabflüsse (MHQ) entsprechen demnach ungefähr den Hochwässern aller 2 Jahre (HQ_2) und etwa dem 4- bis 5-fachen der mittleren Abflüsse (MQ). Die dabei auftretenden Wasserstandsänderungen nehmen in Fließrichtung zu. Etwa bei Erreichen von MHQ bzw. HQ_2 werden Flutmulden bzw. Ausleitungen in der rezenten Aue beaufschlagt.

Damit wird die Annahme bekräftigt, dass ein Hochwasser mit einer zweijährigen Eintrittswahrscheinlichkeit (HQ_2) als das den Bezugszustand prägende Ereignis in der gesamten bzw. in großen Teilen der rezenten Aue gelten kann. Auf dieser Grundlage wird der Einfluss von Hochwasser auf die Landwirtschaft und auf Überflutungsflächen in der rezenten Aue geschätzt. Bei der Berechnung wurde daher auf den Überflutungsflächen des Riedstromes ein Ernteausfall aller 2 Jahre angenommen. Auf der restlichen rezenten Aue wurde der Ertrag nur geringfügig um 10 % reduziert, was einem 50-prozentigen Ausfall bei 5-jährigen Ereignissen (HQ_5) entspricht (Annahme).

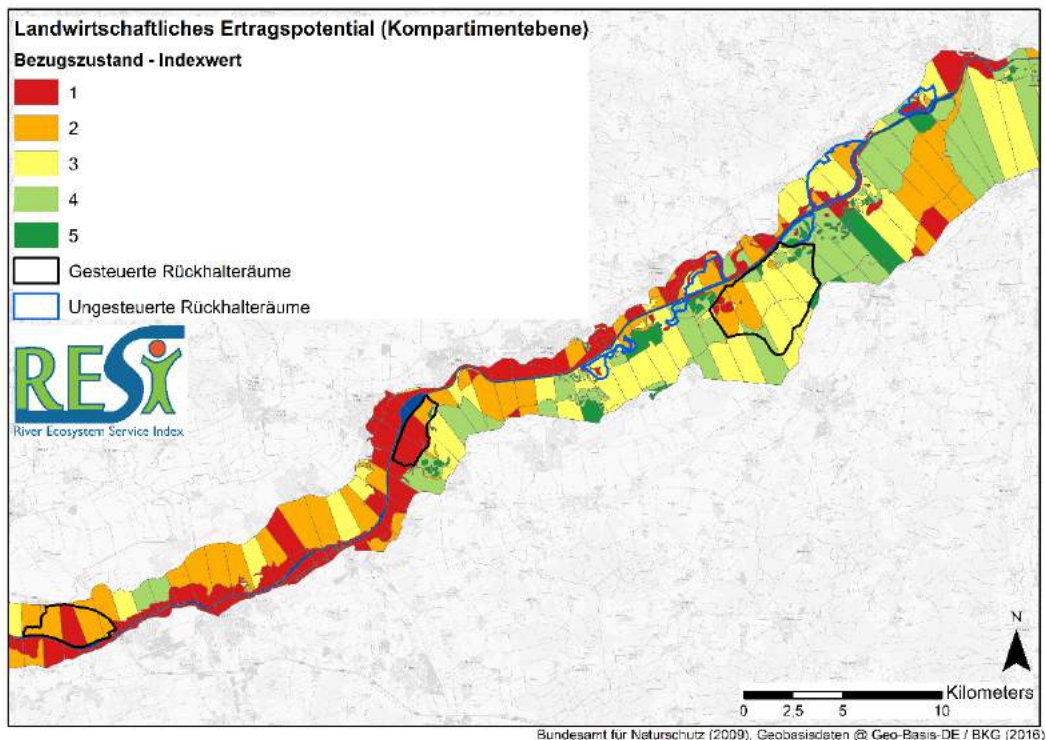


Abb. 2: ÖSL landwirtschaftliches Ertragspotential auf Acker- und Grünlandflächen für die einzelnen Auen-Kompartimente der Modellregion; jeweils maximale Ausdehnung der Rückhalteräume. Die ÖSL wird mit einem Indexwert von 5 = sehr hoch bis 1= gering bis nicht vorhanden dargestellt.

Ergebnisse: Hochwasserschutzmaßnahmen an der Donau

Tab. 2: Pegeldaten von in der Modellregion vorhandenen Pegeln (Hochwassernachrichtendienst (HND): //www.hnd.bayern.de/pegel/donau_bis_kelheim; Günzburg u. d. Günz­mündung: Jahresreihe 1964-2012 für Wasserstände, Jahresreihe 1924-2012 für Abflüsse; Dillingen und Donauwörth: Jahresreihe 1980-2012 für Wasserstände, 1924-2012 für Abflüsse.

	Günzburg u. d. Günz­mündung	Dillingen	Donauwörth
MQ	137 m ³ /s	162 m ³ /s	191 m ³ /s
MHQ	640 m ³ /s	700 m ³ /s	754 m ³ /s
MW	121 cm	289 cm	162 cm
MHW	289 cm	509 cm	490 cm
Δ(MHW-MW)	168 cm	220 cm	328 cm
HQ ₁	Stau d. Stufe Offingen	630 m ³ /s	680 m ³ /s
HQ ₂	Stau d. Stufe Offingen	740 m ³ /s	800 m ³ /s
HW-Marke bei MHW	Beginn der Ausleitung im Bereich der Staustufe Faimingen (700 m ³ /s) in den Riedstrom	Beginn der Ausleitung im Bereich der Staustufe Höchstädt (750 m ³ /s) in den Riedstrom	Donauwörth; Flutmulde III; Auslauf

Mittlerer Abfluss (MQ), mittlerer Hochwasserabflusses (MHQ), mittlerer Wasserstand (MW), mittlerer höchster Wasserstand (MHW), 1-jährliches Hochwasser (HQ₁), 2-jährliches Hochwasser (HQ₂), Hochwasser (HW)

3.1.2 Planungszustand 1

Im Planungszustand 1 sollen keine landwirtschaftlich genutzten Flächen überflutet werden. Daher gibt es auch keine Veränderungen beim landwirtschaftlichen Ertragspotenzial.

Im betrachteten Beispiel ergab die Verschneidung der Überflutungsflächen mit den Ackerflächen entgegen der Erwartungen eine betroffene Fläche mit einer Größe von etwa 0,3 ha. Solche Ergebnisse sollten natürlich als Einzelfälle geprüft werden. Im vorliegenden Fall könnte eine unterschiedliche Abgrenzung der Ackerflächen in den zugrundeliegenden Landnutzungskarten zu der Überlagerung führen. Dies zeigt auch, dass das Vorgehen für die Ableitung präziser Aussagen über einzelne (Teil-) Flächen bestimmte Anwendungsgrenzen hat, die beispielsweise in der Genauigkeit der Flächendefinitionen liegen können. Eine andere vorstellbare Grenze wäre die Genauigkeit bei der Vorhersage von Überflutungsintervallen und der Ausdehnungen der betroffenen Flächen, welche wahrscheinlich sogar bedeutsamer ist. Bei Ableitung der Flutfolgen aus dieser Verschneidung bestehen ebenfalls Unsicherheiten, da die Wirkung der Überflutung stark von der Bewirtschaftung abhängen kann (Stahl et al. 2005). Trotz dieser Unwägbarkeiten kann der RESI sehr gut für eine Schätzung der Auswirkungen von Überflutungsszenarien in Abschnitten von Flussauen herangezogen werden, wie das folgende Kapitel zeigen soll.

3.1.3 Planungszustand 2

Hinsichtlich des Standortpotenzials für die Landwirtschaft ist dieser Planungszustand lediglich dahingehend bedeutsam, als dass es im (seltenen) Überflutungsfall zu Ernteausfällen auf den betroffenen Flächen kommt. Das Standortpotenzial an sich ändert sich durch die Überflutung zunächst nicht, vorausgesetzt, dass Schadstoffeinträge durch die Flut keine Rolle spielen. Gegebenenfalls können hohe Nährstofffrachten zu einer kurzfristigen Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit führen; dieser stehen allerdings temporäre Vernässungen gegenüber, wodurch die Abschätzung der temporären Veränderung des landwirtschaftlichen Ertragspotenzials erschwert wird.

Insgesamt bewirken sehr seltene Flutereignisse keine zu prognostizierenden Veränderungen der landwirtschaftlichen Ertragspotenzials. Eine Ermittlung der betroffenen Flächen kann jedoch zur Abschätzung von im Hochwasserfall auftretenden Schäden (Ernteverluste, Flächeninstandsetzung) sinnvoll sein. Für die Berechnung des Index für die landwirtschaftlichen Ertragspotenzials wird ein vollständiger Ausfall der Ernte im überfluteten Gebiet nach einem HQ_{100} bzw. HQ_{extrem} angenommen (Abb. 3).

Insgesamt wird eine landwirtschaftlich genutzte Fläche von ca. 1870 ha im Planungszustand 2 geflutet. Zusätzlich dazu muss infolge der Bodenvernässung mit Ernteaussfällen auf direkt angrenzenden Flächen gerechnet werden. Die Schadenskosten sind zudem stark vom Zeitpunkt und Verlauf des Hochwassers abhängig. Im Einzelfall können sich hierdurch große Unterschiede ergeben, weshalb eine Schadenabschätzung auf Grundlage detaillierterer Szenarien (Flutzeitpunkt, Flutverlauf, tatsächlich angebaute Feldfrüchte, Status der Bearbeitung, usw.) erfolgen sollte. Die Veränderung des Bewertungsindex ist im Bereich des Riedstromes geringer als in anderen Bereichen, da hier bereits im Bezugszustand von Ernteaussfällen alle zwei Jahre ausgegangen wurde.

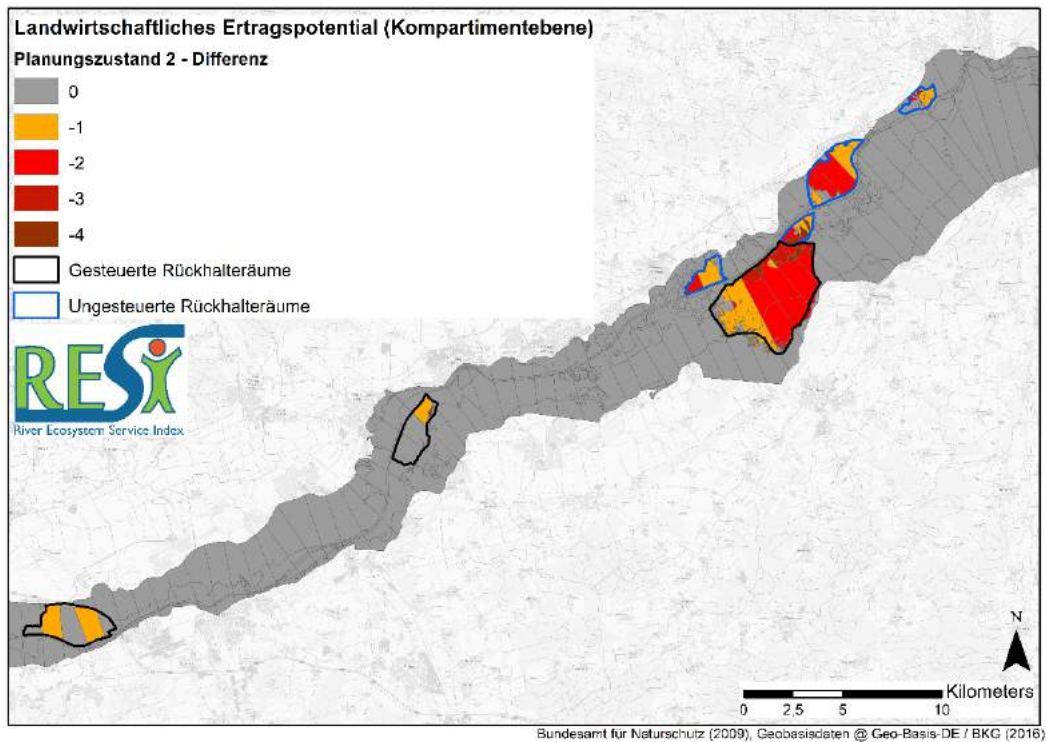


Abb. 3: Differenz zwischen Planungszustand 2 (Extremhochwasser) und Bezugszustand für die ÖSL landwirtschaftliches Ertragspotential für ungesteuerte und gesteuerte Rückhalteräume. Die angegebenen Differenzklassen entsprechen der Anzahl der Stufen, um die der Wert der ÖSL landwirtschaftliches Ertragspotential des Bezugszustands für das Kompartiment des angenommenen Rückhalteräume abgewertet wird.

3.1.4 Vergleich der Planungszustände und Fazit für die ÖSL landwirtschaftliches Ertragspotenzial

Der Index zeigt eine angemessene Sensitivität gegenüber großflächigen Flutereignissen und ist daher zunächst für eine vergleichende Bewertung von Szenarien und Entwicklungsalternativen hilfreich. Bei den betrachteten Planungszuständen waren die deutlichen Veränderungen im Planungszustand 2 aufgrund der deutlich größeren betroffenen Fläche zu erwarten. Dabei sind teilweise große Anteile von Kompartimenten mit bedeutenden Ackerflächenanteilen betroffen. So sind auch Abwertungen des Index um mehrere Stufen möglich. Bereiche, in denen keine Veränderung des Index auftritt, enthalten entweder keine größeren betroffenen Ackerflächen oder wurden schon im Bezugszustand mit einem niedrigen Indexwert geführt.

3.2 ÖSL Nährstoffretention

3.2.1 Bezugszustand

3.2.1.1 Stickstoff (N)-Retention

Die N-Retention wird für 76 % der 1 km-Fluss-Auen-Abschnitte in der Modellregion als sehr hoch (Klasse 5), für 13 % als hoch (Klasse 4) und für 11 % als mäßig (Klasse 3) eingestuft. Regionen mit einer mäßigen Retention befinden sich bei Neu-Ulm und Donauwörth in Bereichen mit einem erhöhten Siedlungsanteil (Abb. 4). Der hohe Rückhalt von N ist in diesem Abschnitt der Donau vor allem auf die Retention in der rezenten Aue zurückzuführen. In der Modellregion befinden sich große Areale an rezenter Aue, die hauptsächlich durch Wald, Feuchtgebiete und Gewässer geprägt sind und daher eine hohe Retentionsleistung aufweisen. Die N-Retention im Fluss ist im Vergleich zu anderen Fließgewässern dagegen als gering einzustufen (s. Ritz et al. 2020 in diesem Bericht). Lediglich in den Stauhaltungen bei Oberelchingen, Faimingen, Höchstädt und Bertoldsheim kommt es aufgrund der geringeren Fließgeschwindigkeiten, der erhöhten Akkumulation von organischem Material und dem erhöhten Sauerstoffverbrauch zu einem Anstieg der Denitrifikation und damit zu einer höheren N-Retention im Fluss (Ritz et al. 2020 in diesem Bericht).

Der Prozess N-Retention wirkt nur im Fluss und in der rezenten Aue. Im Bezugszustand befindet sich die rezente Aue innerhalb der Abgrenzungen für den ungesteuerten Rückhalt von Planungszustand 1 lediglich auf 236 ha (48 %) der Gesamtfläche von 497 ha. Die übrigen 261 ha (52 %) sind als Altaue abgegrenzt. Damit trägt im Bezugszustand knapp die Hälfte der Flächen bereits zur N-Retention bei, wobei alle Flächen mit der Klasse 5 bewertet wurden (Abb. 4). Vier der sechs Retentionsräume weisen dabei einen Flächenanteil von über 60 % rezenter Aue auf (Bischofswörth = 107 ha; Neugeschüttwörth = 44 ha; Donauwörth = 36 ha; Christianswörth = 27 ha). In den Retentionsräumen Höchstädt und Tapfheim ist der Anteil rezenter Aue mit 12 ha (13 %) und 10 ha (6 %) jedoch vergleichsweise gering. Die gesteuerten Rückhalteräume für den Planungszustand 1 erstrecken sich über eine Fläche von 847 ha. Von der Gesamtfläche tragen 374 ha (42 %) bereits zur N-Retention bei (Abb. 4), wobei die Retentionsleistung auf den Rückhalteraum Helmeringen mit 367 ha rezenter Aue zurückzuführen ist, wohingegen in Leipheim lediglich 7 ha von 500 ha Gesamtfläche für die N-Retention zur Verfügung stehen. In Helmeringen wurden alle Flächen mit 5 bewertet, während in Leipheim die sehr kleinen Retentionsflächen Wertstufen von 3 bis 5 aufweisen (Abb. 4).

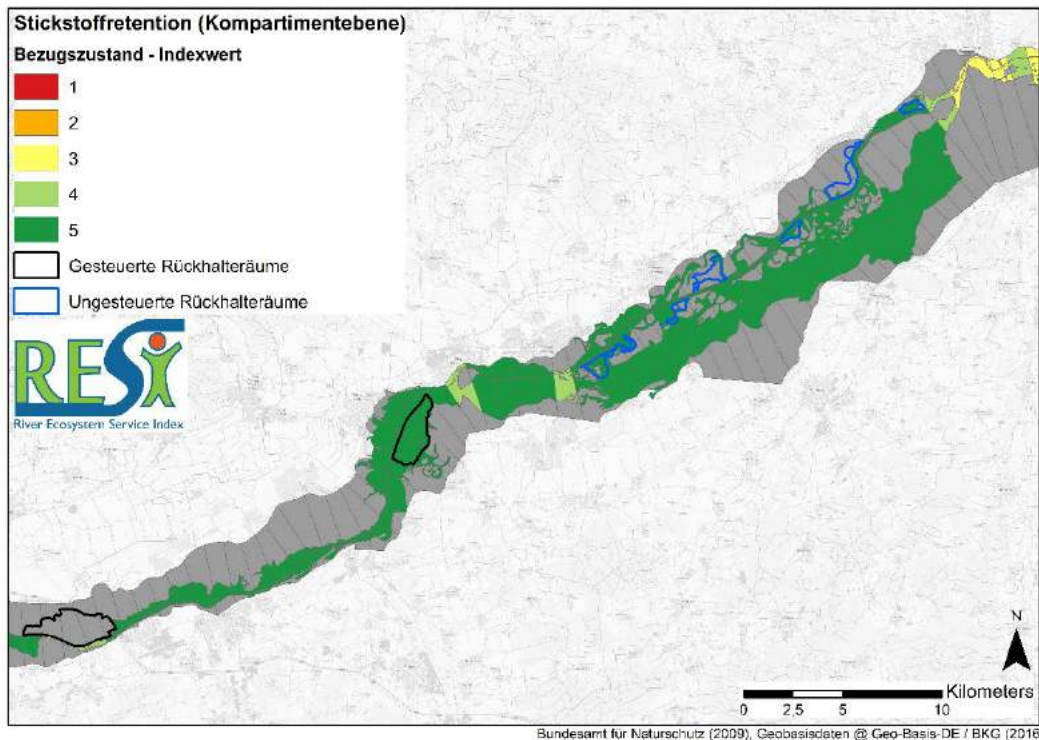


Abb. 4: Bewertung der ÖSL N-Retention in den 1 km-Fluss-Auen-Abschnitten der Modellregion; eingeraht ist jeweils die Ausdehnung der Rückhalteräume für Planungszustand 1. Farblich dargestellt ist die, für die Retention tatsächlich wirksame Fläche der rezenten Aue. Die ÖSL wird mit einem Indexwert von 5 = sehr hoch bis 1= gering bis nicht vorhanden dargestellt. Graue Flächen = keine Bewertung.

3.2.1.2 Phosphor (P)-Retention

Die P-Retention wird für 95 % der 1 km Fluss-Auen-Abschnitte in der Modellregion als sehr hoch (Klasse 5), für 1 % als hoch (Klasse 4), für 2 % als mäßig (Klasse 3) und für 1 % als sehr gering (Klasse 1) eingestuft. Für die Regionen mit einer mäßigen Retention befinden sich bei der Stauhaltung Leipheim und Oberelchingen (Abb. 5). Ähnlich wie bei der N-Retention ist der hohe Rückhalt von P in den Fluss-Auen-Abschnitten der Modellregion vor allem auf die hohe Rauigkeit der waldbestandenen rezenten Aue zurückzuführen. Der Prozess wird dabei ebenfalls von der Größe der rezenten Aue und der Anbindung an den Fluss beeinflusst. Im Fluss spielt die P-Retention keine große Rolle. Die flussinterne P-Retention erfolgt hauptsächlich durch die Sedimentation, die in der Jahresbilanz jedoch meist durch Mineralisierung und der damit verbundenen PO_4 -Freisetzung aus dem Sediment wieder rückgängig gemacht wird. Daher findet flussintern nur eine sehr geringe Retention oder eine Freisetzung statt (Ritz et al. 2020 in diesem Bericht).

Da bei der Bewertung der P-Retention die gleichen Flächen wie bei der N-Retention betrachtet wurden, ändert sich nichts an der Verteilung der bewerteten Flächen innerhalb der Abgrenzungen für den Planungszustand 1.

In den Flächen für den ungesteuerten Rückhalt von Planungszustand 1 wurden wie bei der N-Retention 48 % der Fläche im Bezugszustand mit 5 bewertet. Von den gesteuerten Rückhalteräumen weisen 43 % der Flächen bereits eine sehr hohe Retention auf und <1 % der Flächen eine mäßige bis hohe Retention (Abb. 5).

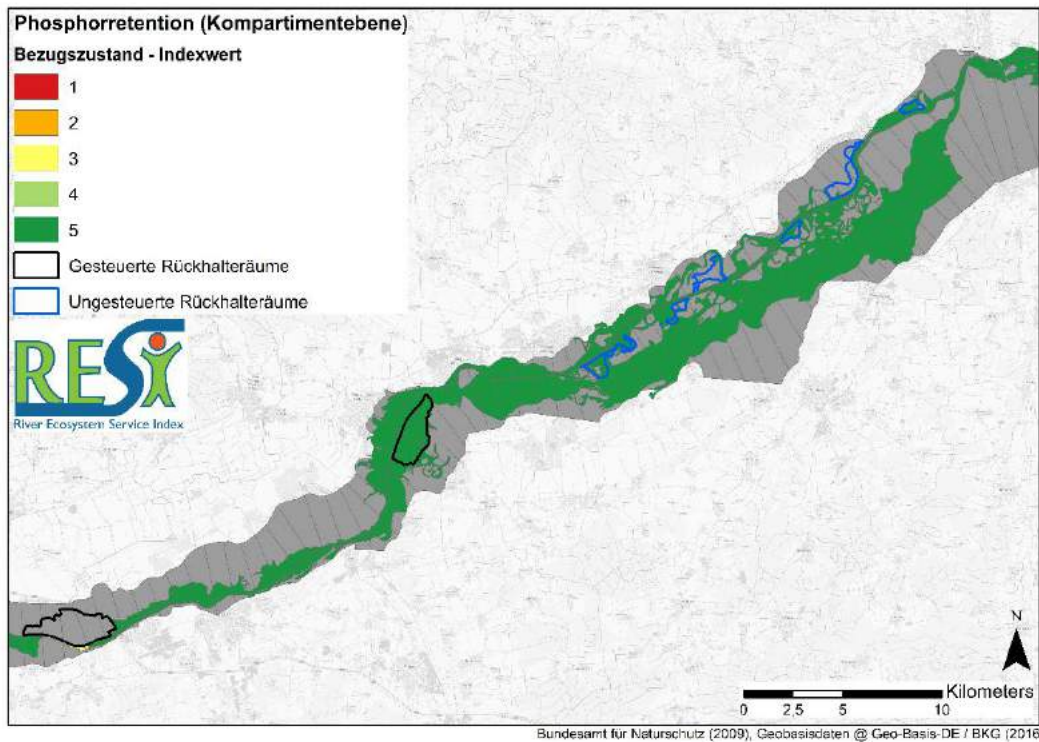


Abb. 5: Bewertung der ÖSL P-Retention in den 1 km-Fluss-Auen-Abschnitten der Modellregion; eingrahmt ist jeweils die Ausdehnung der Rückhalteräume für Planungszustand 1. Farblich dargestellt ist die für die Retention tatsächlich wirksame Fläche der rezenten Aue. Die ÖSL wird mit einem Indexwert von 5 = sehr hoch bis 1= gering bis nicht vorhanden dargestellt. Graue Flächen = keine Bewertung.

3.2.2 Planungszustand 1

Durch die Ausdehnung der Überflutungsflächen in Planungszustand 1 mit einer hohen Überflutungswahrscheinlichkeit (gesteuerte als auch ungesteuerte Retentionsräume), kommt es zu einer deutlichen Verbesserung der Nährstoffretention für N und P (Abb. 6 und Abb. 7). Da die meisten Flächen bereits im Bezugszustand aufgrund der extensiven Landnutzung mit hohem Waldanteil mit einer Klasse von 5 bewertet wurden, zeigt sich die Verbesserung vor allem durch die Zunahme der rezenten Aue bzw. bewerteten Flächen für die Rückhaltefläche Leipheim (Abb. 8 und Abb. 9). Schlechter bewertete Flächen der Klassen 3 und 4 werden jetzt auch mit 5 bewertet. Dadurch, dass nun mehr Fläche für den Stoffumsatz zur Verfügung steht, kommt es zu einer zusätzlichen Retentionsleistung von ca. 77 t N a⁻¹ durch Denitrifikation und 3,5 t P a⁻¹ durch Sedimentation im Planungszustand 1.

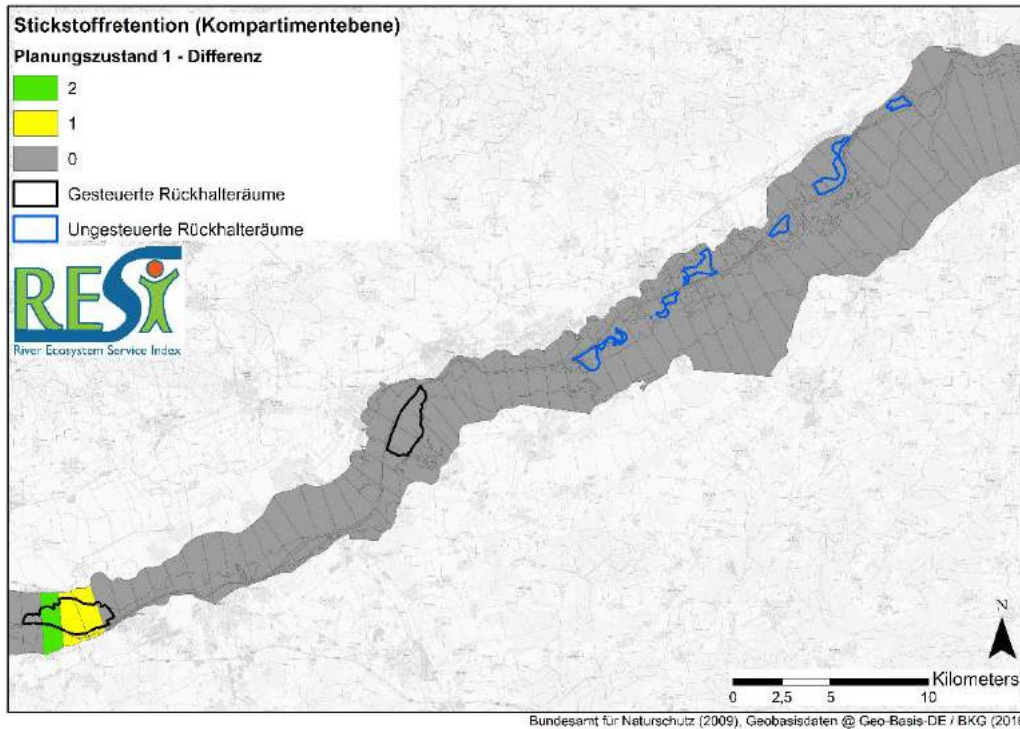


Abb. 6: Differenz zwischen Planungszustand 1 und Bezugzustand für die ÖSL N-Retention. Die angegebenen Differenzklassen entsprechen der Anzahl der Stufen, um die der Wert der ÖSL N-Retention des Bezugzustands für das Kompartiment des angenommenen Rückhalteriums aufgewertet wird.

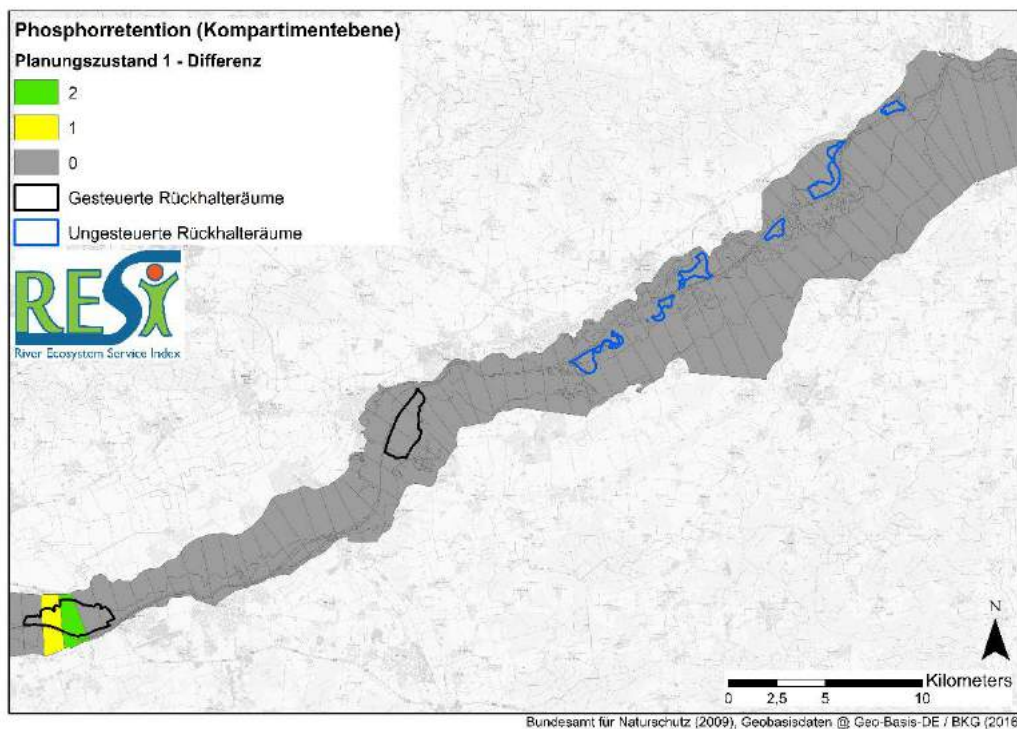


Abb. 7: Differenz zwischen Planungszustand 1 und Bezugzustand für die ÖSL P-Retention. Die angegebenen Differenzklassen entsprechen der Anzahl der Stufen, um die der Wert der ÖSL P-Retention des Bezugzustands für das Kompartiment des angenommenen Rückhalteriums aufgewertet wird.

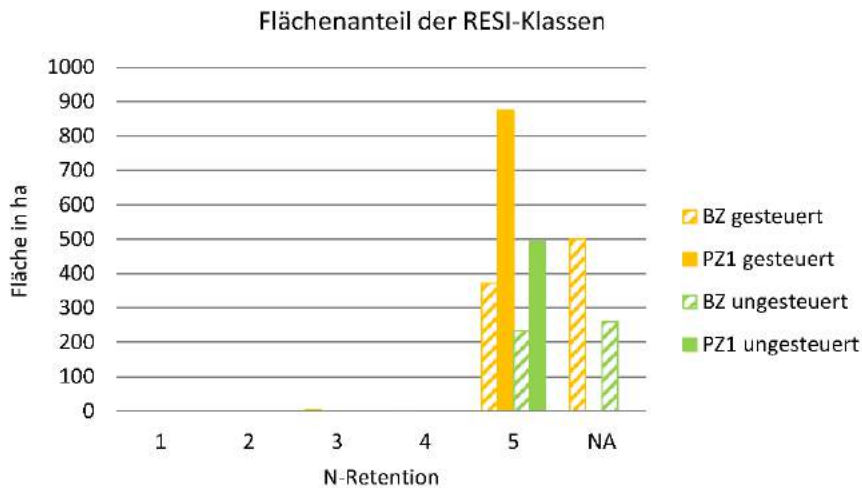


Abb. 8: Flächenanteile der RESI-Klassen für die ÖSL N-Retention an den gesteuerten und ungesteuerten Rückhalteräumen von Planungszustand 1. BZ: Bezugszustand; PZ: Planungszustand; NA: nicht bewertete Flächen (=Altaue).

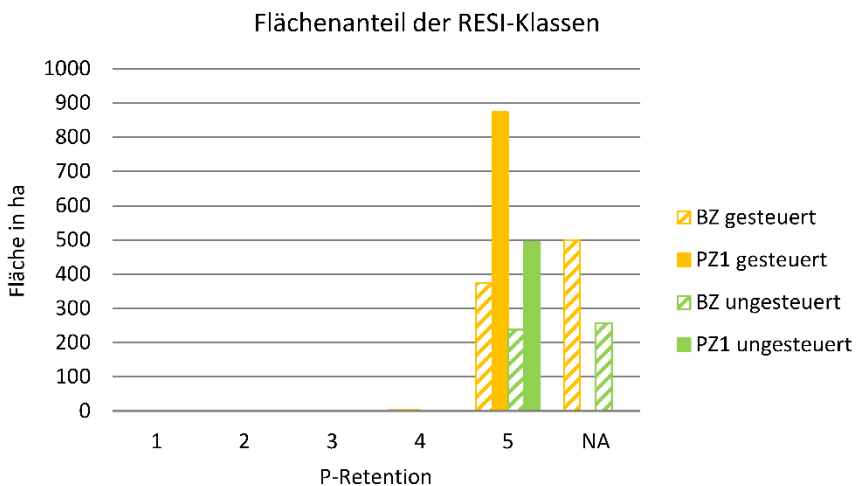


Abb. 9: Flächenanteile der RESI-Klassen für die ÖSL P-Retention an den gesteuerten und ungesteuerten Rückhalteräumen von Planungszustand 1. BZ: Bezugszustand; PZ: Planungszustand; NA: nicht bewertete Fläche (=Altaue).

3.2.3 Planungszustand 2

Im Planungszustand 2 wird nur von einer Flutung bei einer Hochwasserwahrscheinlichkeit von größer HQ_{50} oder HQ_{extrem} ausgegangen. Folglich tritt dieses Ereignis nur alle 50 Jahre oder deutlich seltener auf, so dass die Berechnung der jeweiligen N- und P-Retention wenig sinnvoll ist. Im Planungszustand 2 hätten allerdings bei einem Anschluss an ein normales Hochwassergeschehen insbesondere die naturnahen Flächen ein sehr hohes Potenzial für eine Nährstoffretention.

3.2.4 Vergleich der Planungszustände und Fazit für die ÖSL Nährstoffretention

Eine Zunahme der Überflutungsbereiche mit einer naturnahen Überflutungsdynamik und -dauer sind für die N- und P-Retention ein deutlicher Mehrgewinn. Durch die Ausdehnung der rezenten Aue würde nur im Planungszustand 1 mehr Fläche für den Umsatz von N und P zur Verfügung stehen, da hier das Überflutungsgeschehen zum Tragen kommt und zu einer Verdopplung der Flächen an rezenter Aue führt. Vor allem in den Retentionsräumen Höchstädt und Tapfheim ist im

Planungszustand 1 mit einer deutlichen Verbesserung der Retentionsleistung zu rechnen. Im Planungszustand 2 wurde keine zusätzliche Retentionsleistung angenommen, da das Überflutungs-geschehen als wichtigste Steuergröße hier nicht zum Tragen kommt. Allerdings bestünde bei einer naturnahen Überflutungsdynamik hier ein großes Potenzial.

3.3 ÖSL Hochwasserregulation

3.3.1 Bezugszustand

In Abbildung 10 sind die Ergebnisse für die ÖSL Hochwasserregulation im Bezugszustand für Fluss-Auen-Segmente abgebildet. Die Bewertungen bewegen sich in der Spanne von 1 bis 3, wobei sich die Klassen fast gleichmäßig auf die Anzahl der zu betrachtenden Fluss-Auen-Segmente verteilen (1 = 32 %, 2 = 35 %, 3 = 33 %). Die höchste Bewertung (Klasse 3), die im Bezugszustand erreicht wird, ist vor allem im Bereich des Riedstroms vertreten, da durch die häufigen Überflutungen (HQ₂) durch den Riedstrom ein hohes Rückhaltevermögen erzeugt wird. Zu einer besseren Bewertung kann es aufgrund der schlechten Strukturbewertung des Gewässers (meist Struktur-güteklasse 5) nicht kommen. Grundsätzlich gilt: Je schmaler die rezente Aue (verursacht durch Abdeichungen, andere Hochwasserschutzeinrichtungen etc.) und je geringer die Naturnähe des Gewässers ist, desto schlechter fällt auch die Bewertung aus. Besonders im Umfeld von Leipheim trifft dies zu, da hier die rezente Aue räumlich stark eingeschränkt ist.

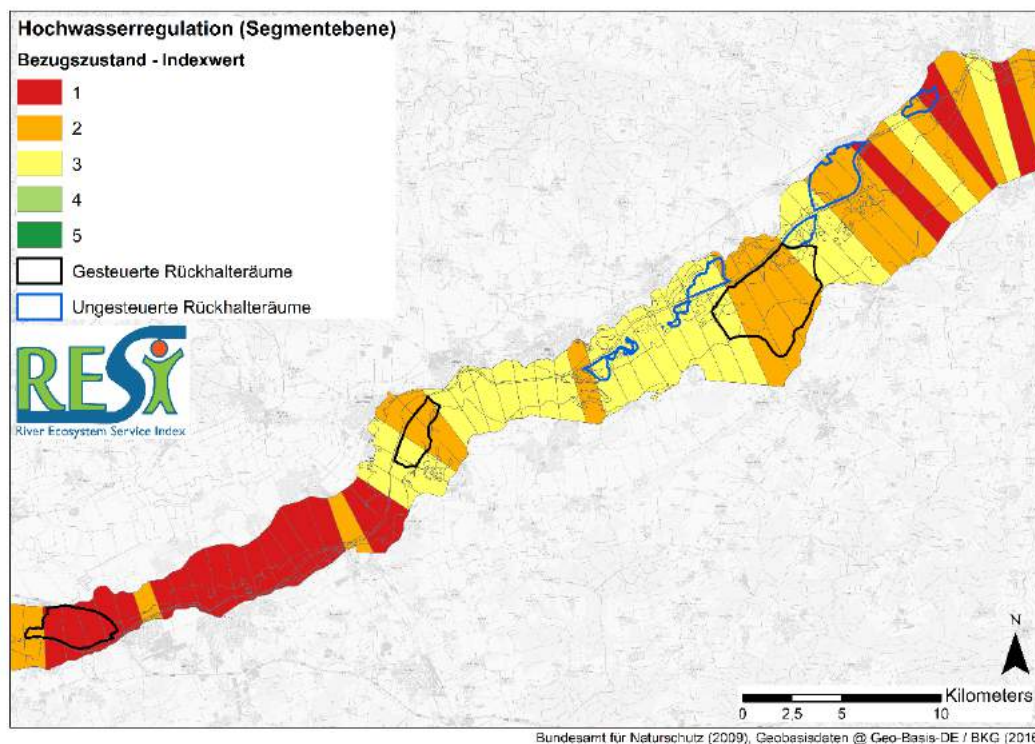


Abb. 10: Bewertung der ÖSL Hochwasserregulation für die einzelnen Fluss-Auen-Segmente der Modellregion im Bezugszustand; jeweils maximale Ausdehnung der Rückhalteflächen. Die ÖSL wird mit einem Indexwert von 5 = sehr hoch bis 1= gering bis nicht vorhanden dargestellt.

3.3.2 Planungszustand 1

Um maximal zwei Bewertungsklassen wird die Hochwasserregulation durch den gesteuerten Polder Leipheim verbessert (Abb. 11), da durch die hohe Überflutungshäufigkeit ($HQ_{0,3}$) ein größeres Rückhaltevolumen erzielt wird. Zudem ist in diesen Fluss-Auen-Segmenten die bisherige rezente Aue sehr schmal und führt bei räumlicher Ausdehnung somit zu mehreren Klassensprüngen. In den restlichen geplanten Rückhalteräumen kommt es zu keiner Klassenänderung aufgrund der Flächegegebenheiten (zu kleine Polderfläche, wenig neu dazugewonnenes Volumen) oder der Lage in einem bereits mäßig bewerteten Segment (Riedstrom). In Letzteren wird aber keine Änderung der strukturellen Bedingungen vorgenommen und es kann somit zu keiner Aufwertung kommen.

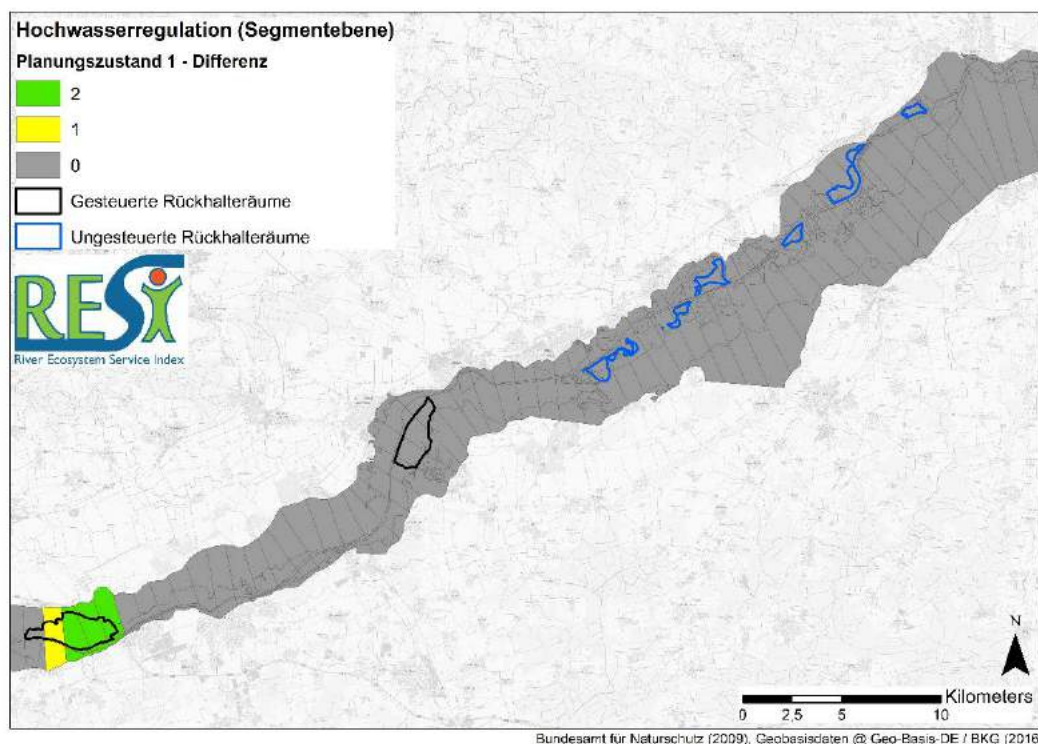


Abb. 11: Differenz zwischen Planungszustand 1 und Bezugzustand für die ÖSL Hochwasserregulation. Die angegebenen Differenzklassen entsprechen der Anzahl der Stufen, um die der Wert der ÖSL Hochwasserregulation des Bezugzustands für das Segment des angenommenen Rückhalteräume aufgewertet wird.

3.3.3 Planungszustand 2

Aufgrund der Polderfläche und der Überflutungshäufigkeit ist eine Zunahme des Rückhaltevolumens in den gesteuerten Poldern und somit eine Verbesserung von bis zu zwei Klassen gegeben (Abb. 12). Die Auswirkung der ungesteuerten Rückhalteräume ist zu gering, um eine Klassenverbesserung zu bewirken; zum einen aufgrund ihrer geringeren Größe, zum anderen führte die fehlende Steuerungsmöglichkeit zu einer geringeren Gewichtung, da die Aufnahmekapazität bereits vor dem Eintreffen der Hochwasserwelle erreicht ist.

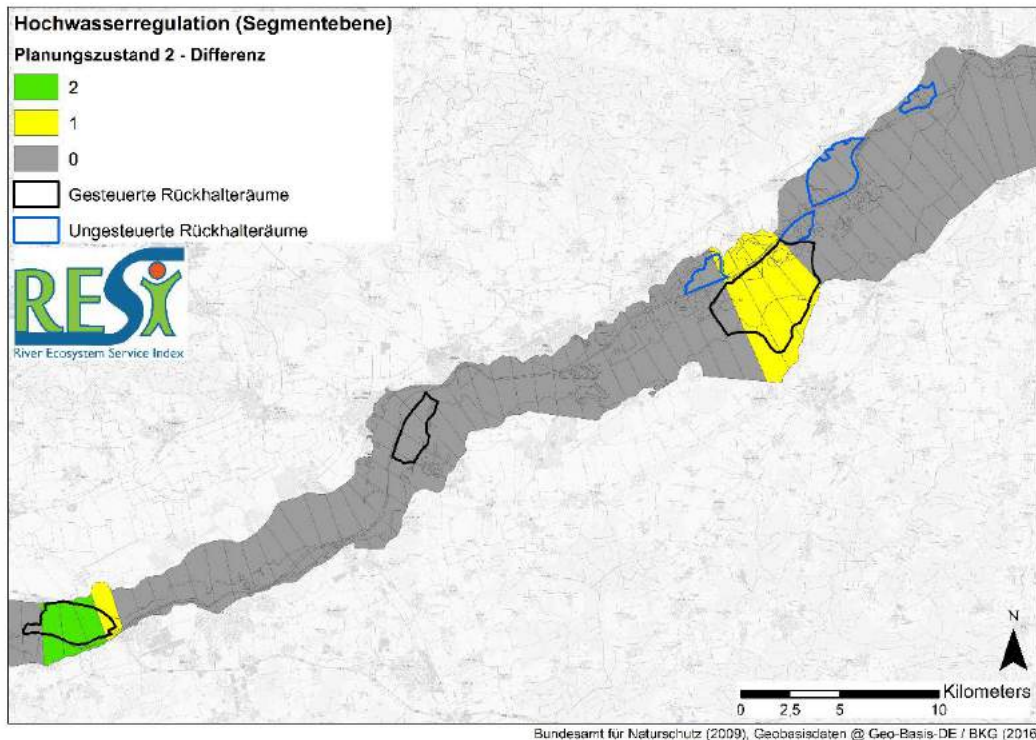


Abb. 12: Differenz zwischen Planungszustand 2 und Bezugszustand für die ÖSL Hochwasserregulation. Die angegebenen Differenzklassen entsprechen der Anzahl der Stufen, um die der Wert der ÖSL Hochwasserregulation des Bezugszustands für das Segment des angenommenen Rückhalteräume aufgewertet wird.

3.3.4 Vergleich der Planungszustände und Fazit für die ÖSL Hochwasserregulation

Durch den Vergleich der beiden Planungszustände wird ersichtlich, dass besonders die gesteuerten Rückhalteräume eine hohe Wirksamkeit bei der Hochwasserregulation entfalten und somit eine Verbesserung bewirken. Geringere Auswirkungen auf die Hochwasserregulation hingegen haben die ungesteuerten Rückhalteräume.

3.4 ÖSL Niedrigwasserregulation

3.4.1 Bezugszustand

Im Ergebnis für die ÖSL Niedrigwasserregulation (Abb. 13) sind alle Bewertungsklassen vertreten (1 = 40 %, 2 = 9 %, 3 = 9 %, 4 = 7 %, 5 = 35 %). Die maximalen Werte (Bewertungsklasse 5) sind durch den Rückstau, erzeugt von Querbauwerken (Stauanlagen), zu erklären. In diesem Fall wird durch menschlichen Input die ÖSL optimiert. Die sehr schlechten Bewertungen (Klasse 1) resultieren aus dem naturfernen Zustand des Gewässers.

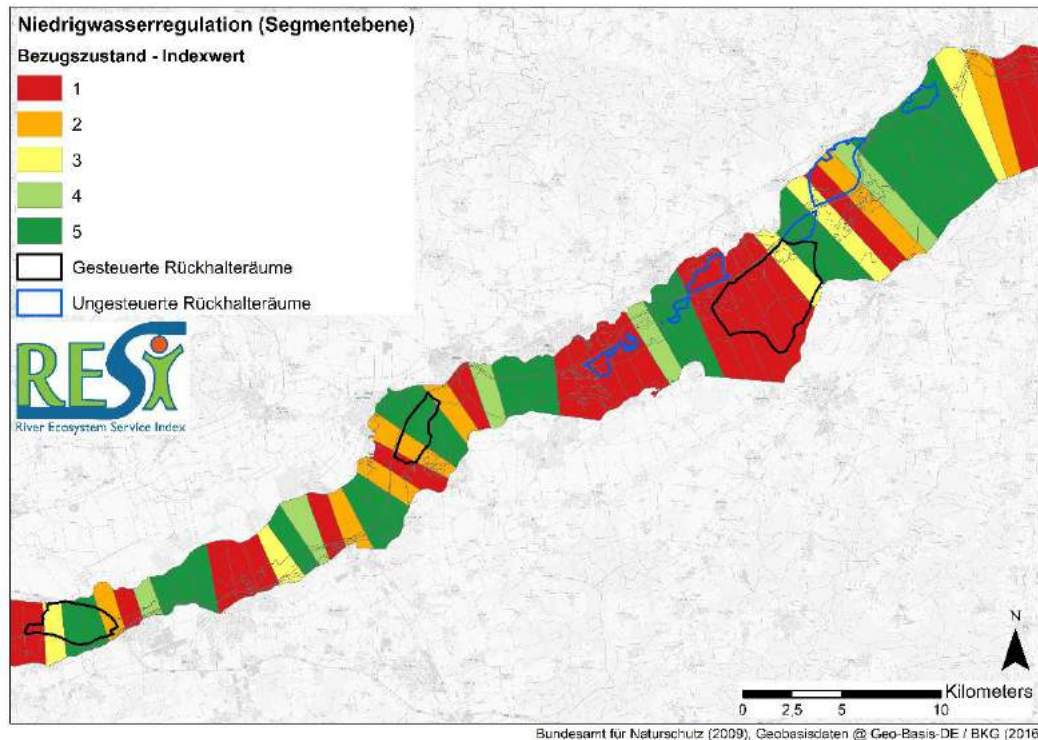


Abb. 13: Bewertung der ÖSL Niedrigwasserregulation für die einzelnen Fluss-Auen-Segmente der Modellregion im Bezugszustand; jeweils maximale Ausdehnung der Rückhalteräume. Die ÖSL wird mit einem Indexwert von 5 = sehr hoch bis 1= gering bis nicht vorhanden dargestellt.

3.4.2 Planungszustand 1 und 2

Für beide Planungszustände tritt keine Veränderung der ÖSL Niedrigwasserregulation ein, da keine strukturellen Verbesserungen wie z. B. Uferdynamisierungen ausgeführt werden, die eine Verbesserung der Sohl- und Uferstruktur zur Folge hätten.

3.4.3 Vergleich der Planungszustände und Fazit für die ÖSL Niedrigwasserregulation

Die geplanten Rückhalte der Planungszustände 1 und 2 haben keine Auswirkungen auf die Niedrigwasserregulation. Um Verbesserungen zu erreichen, müssten strukturelle Maßnahmen, besonders in den schlecht bewerteten Fluss-Auen-Segmenten, angesetzt werden.

3.5 ÖSL Sedimentregulation

3.5.1 Bezugszustand

Aufgrund der Beeinflussung durch Stauanlagen und anderer Querbauwerke auf die Hydraulik und Morphologie des Gewässers und der schlechten Bewertung der Sohlstruktur in der ganzen Modellregion kann höchstens die Bewertungsstufe 2 erreicht werden (Abb. 14).

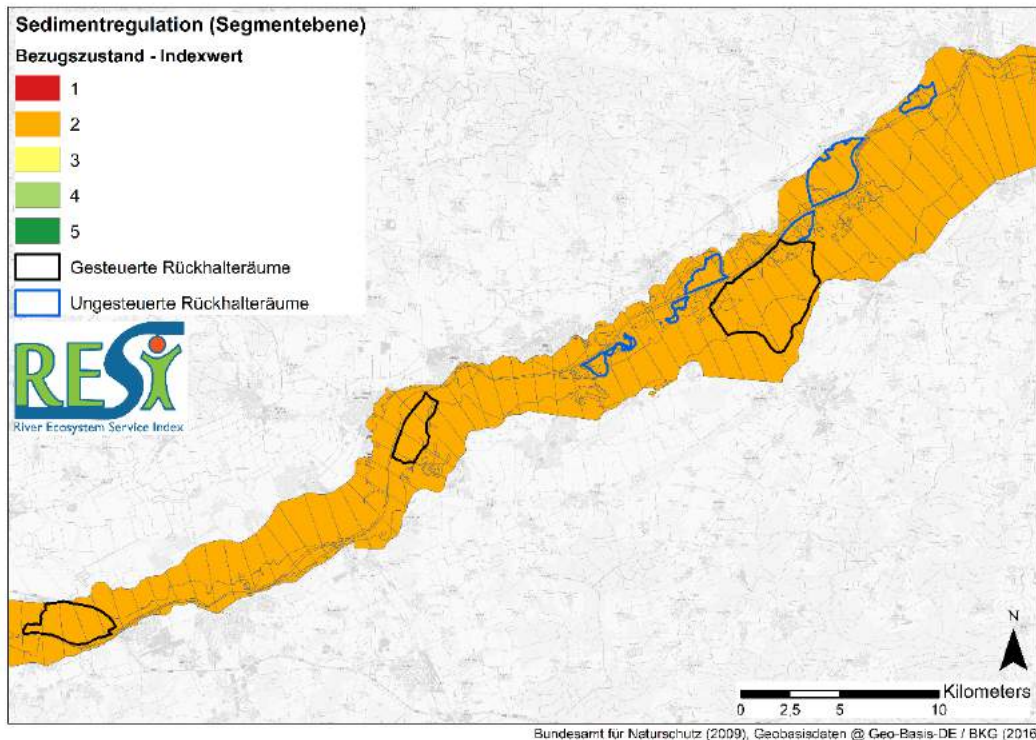


Abb. 14: Bewertung der ÖSL Sedimentregulation für die einzelnen Fluss-Auen-Segmente der Modellregion im Bezugszustand; jeweils maximale Ausdehnung der Rückhalteräume. Die ÖSL wird mit einem Indexwert von 5 = sehr hoch bis 1= gering bis nicht vorhanden dargestellt.

3.5.2 Planungszustand 1 und 2

Für beide Planungszustände kann keine Veränderung der ÖSL Sedimentregulation abgebildet werden, da keine Verbesserung der morphologischen Strukturen wie z. B. Sohlstrukturierungen oder Querbauwerksänderungen (Rückbau, Umbau) ausgeführt werden, die eine Verbesserung des Sedimenthaushalts hervorrufen würden.

3.5.3 Vergleich der Planungszustände und Fazit für die ÖSL Sedimentregulation

Die geplanten Rückhalte der Planungszustände 1 und 2 haben keine abbildbaren Effekte auf die Sedimentregulation. Um Verbesserungen zu erreichen, müssten Maßnahmen zur Sohlstruktur und Querbauwerksänderungen ergriffen werden.

3.6 ÖSL Bodenbildung

3.6.1 Bezugszustand

Für die Fluss-Auen-Segmente um Leipheim und östlich von Donauwörth wird eine sehr schlechte Bodenbildung ermittelt, da nur ein sehr geringer Anteil an rezenter Aue in diesen Bereichen zur Verfügung steht und somit die Wasserverfügbarkeit, welche eine der entscheidenden Faktoren der Bodenbildung ist, nur im geringen Maße gegeben ist (Abb. 15). Durch den Riedstrom bedingte Überflutungen führen bis zu einer sehr guten Bewertung der ÖSL Bodenbildung.

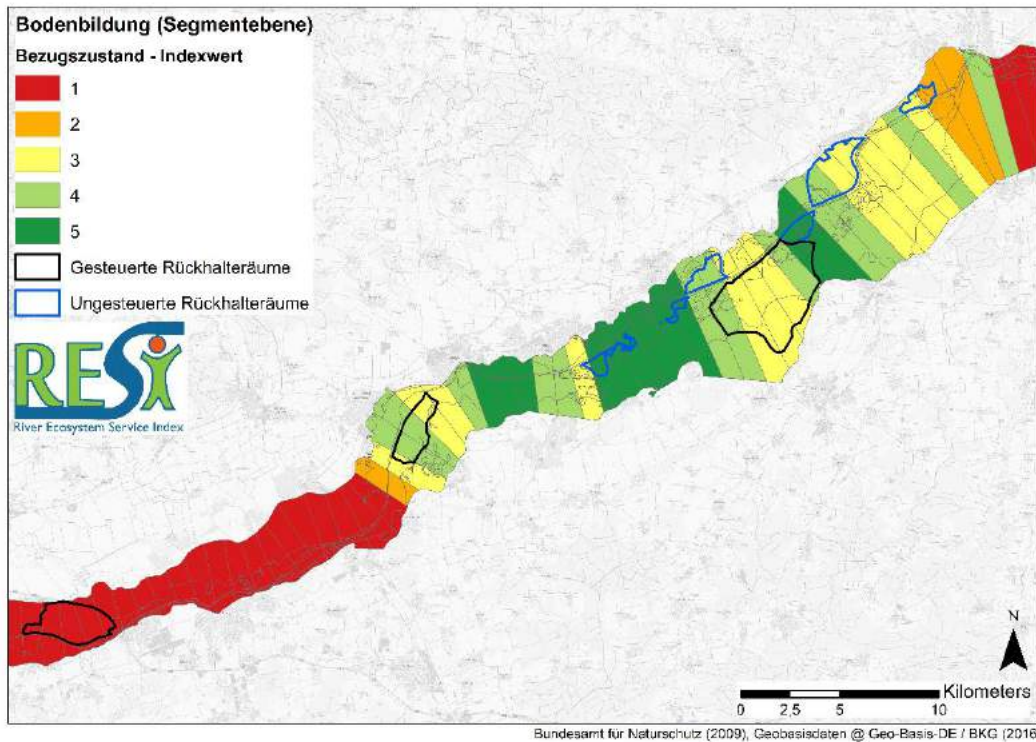


Abb.15: Bewertung der ÖSL Bodenbildung für die einzelnen Fluss-Auen-Segmente der Modellregion im Bezugszustand; jeweils maximale Ausdehnung der Rückhalteräume. Die ÖSL wird mit einem Indexwert von 5 = sehr hoch bis 1= gering bis nicht vorhanden dargestellt.

3.6.2 Planungszustand 1

Durch die Zunahme der rezenten Aue in den Fluss-Auen-Segmenten des gesteuerten Rückhalte-raums Leipheim kann eine Aufwertung der Bodenbildung um bis zu 4 Klassen erfolgen (Abb. 16). Die höhere Überflutungshäufigkeit von $HQ_{0,3}$ (hier wurde eine ganzflächige Überflutung angenommen) begünstigt die Bodenbildung. Die übrigen Rückhalteräume entfalten, aufgrund der bereits im Bezugszustand oftmals guten Bewertung, nur eine geringe in den Karten nicht darstellbare Wirksamkeit.

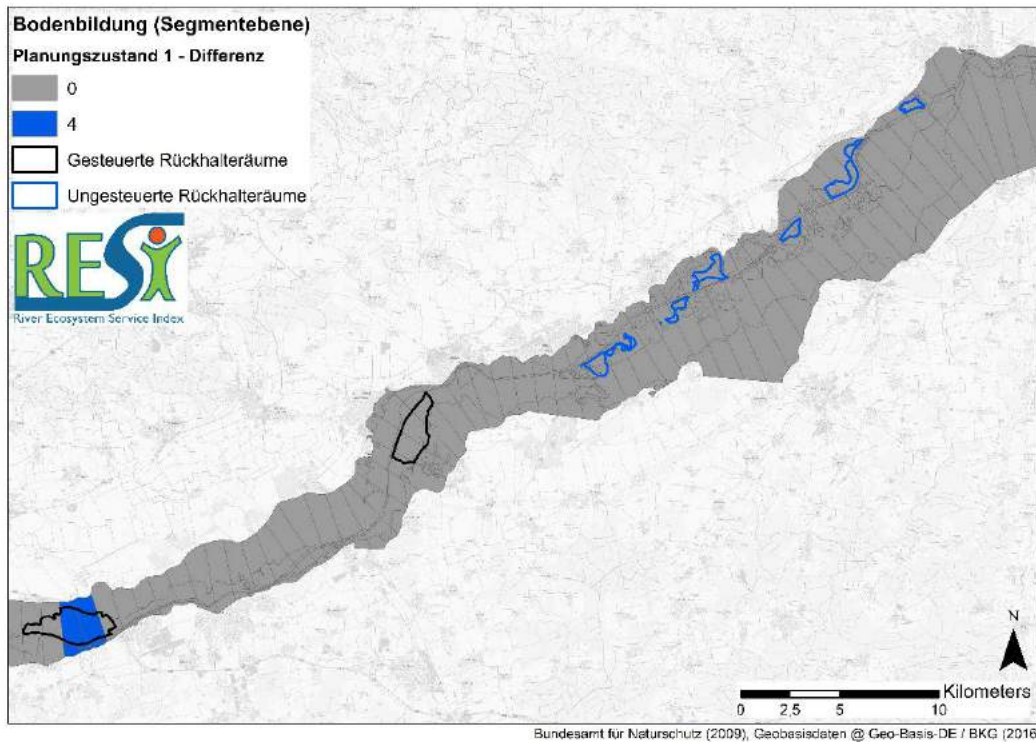


Abb. 16: Differenz zwischen Bezugszustand und Planungszustand 1 für die ÖSL Bodenbildung. Die angegebenen Differenzklassen entsprechen der Anzahl der Stufen, um die der Wert der ÖSL Bodenbildung des Bezugszustands für das Segment des angenommenen Rückhalteräume aufgewertet wird.

3.6.3 Planungszustand 2

Durch nur seltene Überflutungen bei extremeren Ereignissen kann sich keine dynamisch vollwertige Aue mit einem ungestörten Sedimenthaushalt ausbilden. Demnach kommt es zu einer Abwertung um eine Klasse (Abb. 17), besonders wenn die betroffenen Polderflächen in der rezenten Aue angelegt sind. Somit sind auch zwei Segmente des gesteuerten Rückhalteräume Neugeschüttwörth und ein Segment des Rückhalteräume Helmeringen von der Verschlechterung betroffen, da in diesen Segmenten der Großteil der Fläche nicht vom Riedstrom regelmäßig geflutet wird.

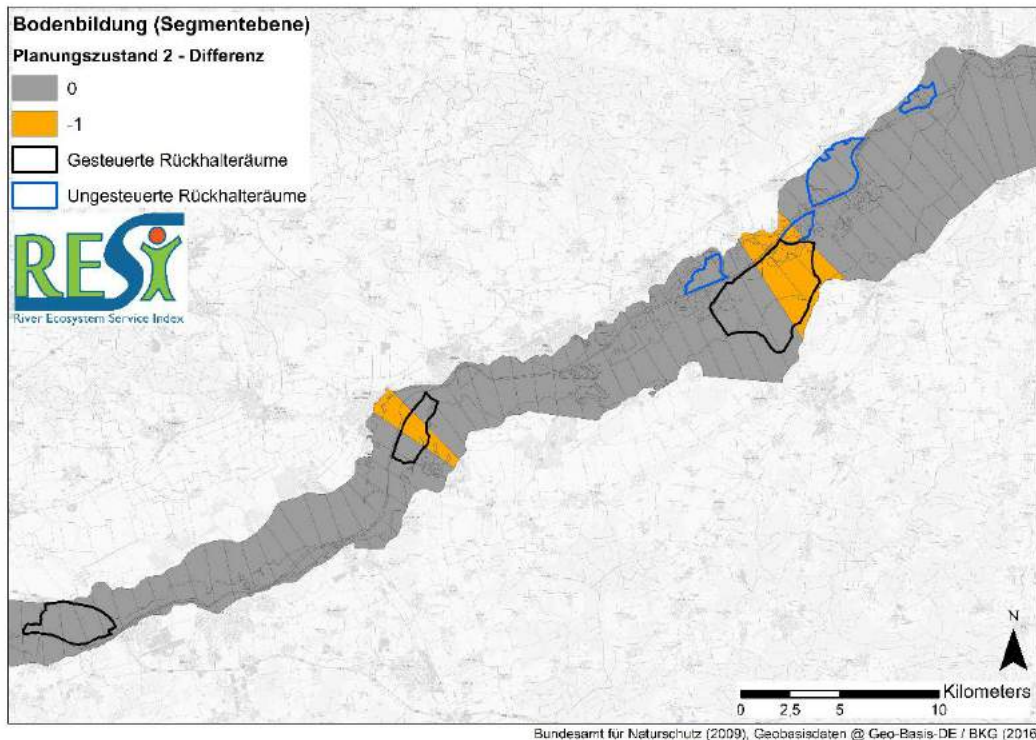


Abb. 17: Differenz zwischen Bezugszustand und Planungszustand 2 für die ÖSL Bodenbildung. Die angegebenen Differenzklassen entsprechen der Anzahl der Stufen, um die der Wert der ÖSL Bodenbildung des Bezugszustands für das Segment des angenommenen Rückhalteräume abgewertet wird.

3.6.4 Vergleich der Planungszustände und Fazit für die ÖSL Bodenbildung

Durch den Vergleich der beiden Planungszustände wird ersichtlich, dass besonders die Rückhalteräume, insbesondere die $HQ_{0,3}$, für eine Aufwertung der Bodenbildung sorgen. Leicht negative Auswirkungen haben die Rückhalteräume, die eine seltene Überflutungshäufigkeit HQ_{50} erwirken und in der rezenten Aue verortet sind. In diesen Bereichen kann sich kein ungestörter Sedimenthaushalt ausbilden und so wird die ÖSL Bodenbildung gemindert.

3.7 ÖSL Kühlwirkung

3.7.1 Bezugszustand

Im Bezugszustand der ÖSL Kühlwirkung werden die Bewertungsklassen 3 und 4 erreicht, wobei die Klasse 4 überwiegt (Abb. 18). Demnach besitzen die Gewässer und Feuchtgebiete des Modellgebiets weitestgehend ein hohes Potenzial im Hinblick auf die Temperatur- und Feuchteregulierung, vermehrt in den dichter besiedelten Bereichen ist eine geringere bzw. nur mäßige Leistung abzuleiten.

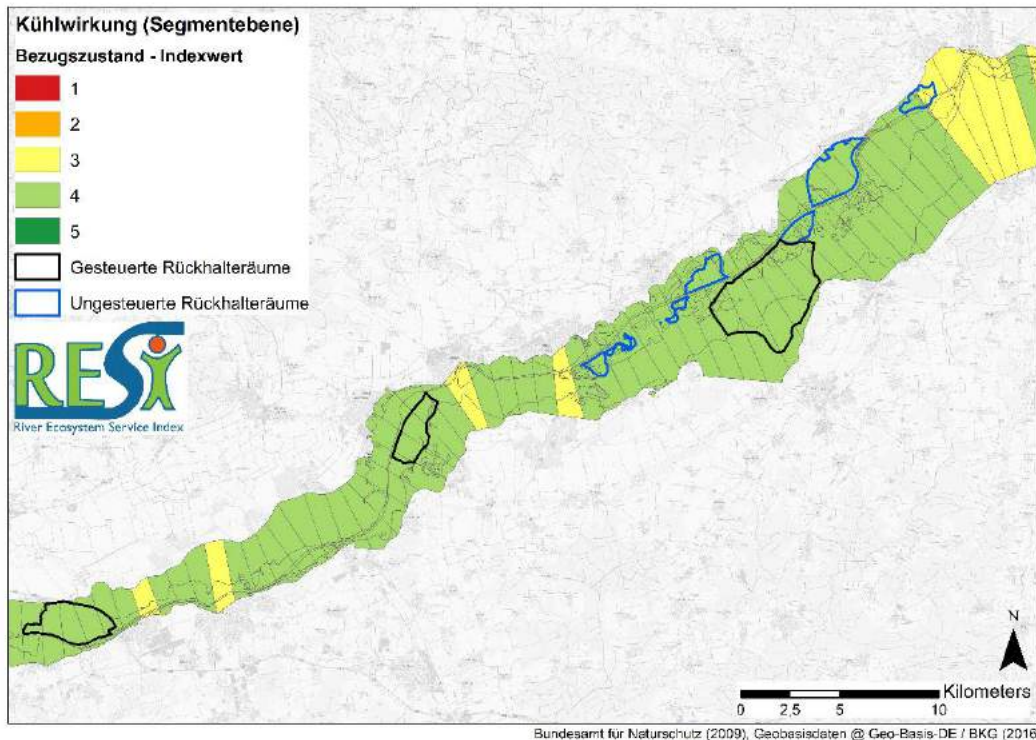


Abb. 18: Bewertung der ÖSL Kühlwirkung für die einzelnen Fluss-Auen-Segmente der Modellregion im Bezugszustand; jeweils maximale Ausdehnung der Rückhalteräume. Die ÖSL wird mit einem Indexwert von 5 = sehr hoch bis 1 = gering bis nicht vorhanden dargestellt.

3.7.2 Planungszustand 1 und 2

Für beide Planungszustände kann keine Veränderung der ÖSL Kühlwirkung abgebildet werden, da keine Änderungen in der Landnutzung beschrieben sind. Zwar entstehen durch die Polder punktuelle Wasserregimeänderungen, die jedoch mit dieser Methode nicht abgebildet werden können.

3.7.3 Vergleich der Planungszustände und Fazit für die ÖSL Kühlwirkung

Die geplanten Rückhalte der Planungszustände 1 und 2 haben keine Auswirkungen auf die Kühlwirkung; um Verbesserungen zu erzielen, müssten größere Landnutzungsänderungen integriert werden. Für punktuelle Wasserregimeänderungen ist das Verfahren, das hier Anwendung findet, nicht sensitiv genug.

3.8 ÖSL Habitatbereitstellung

3.8.1 Bezugszustand

Im Bezugszustand der Modellregion sind alle fünf Klassen für die ÖSL Habitatbereitstellung vertreten (Abb. 19), auch wenn die Flächen mit einer sehr guten Habitatbereitstellung (5) unter 1 % ausmachen. Die guten Habitatwerte, vor allem im westlichen Bereich, ergeben sich aus den dort vorkommenden Waldflächen in der rezenten Aue, welche einen hohen Biotoptypwert aufweisen. Ebenfalls gut erkennbar ist eine Trennung in rezente Aue und Altaue, vor allem zwischen den Rückhalteräumen Leipheim und Helmeringen. Die vom Riedstrom überfluteten Flächen werden hinsichtlich der ÖSL Habitatbereitstellung als sehr gering bis mittel bewertet. Die angenommenen gesteuerten Rückhalteflächen besitzen derzeit einen Habitatwert von 1 bis 4. Der Leipheimer Rückhalteraum ist dabei der Einzige, der auf ca. 1/3 seiner Fläche (1 Segment) einen hohen Habitatwert (Klasse 4) aufweist. Im Rückhalteraum Helmeringen ist die ÖSL Habitatbereitstellung in

allen Kompartimenten gleich (Klasse 3), wohingegen im Rückhalteraum Neugeschüttwörth der Habitatwert von gering bis mittel variiert. Dabei besitzen ca. 2/3 der Fläche aufgrund der überwiegend landwirtschaftlichen Flächen sehr geringe oder geringe Habitatwerte (Klasse 1 und 2). In den angenommenen ungesteuerten Rückhalteräumen überwiegen im Bezugszustand sehr geringe bis geringe Habitatwerte (Klasse 1 und 2, 82,8 % der Gesamtfläche), weitere 17,2 % der Flächen weisen mittlere Habitatwerte (Klasse 3) auf. Lediglich auf 0,03 ha im Rückhalteraum Tapfheim ist ein guter Habitatwert (Klasse 4) vorhanden. Insgesamt ist die Bewertung der ÖSL Habitatbereitstellung in den angenommenen Rückhalteräumen gering (Mittelwert 2), was einerseits auf der Biotopausstattung (vor allem Äcker und Grünland), andererseits auf dem Einfluss der Stauhaltungen und der damit eingeschränkten Konnektivität und Wasserstandsdynamik und deren Folgen beruht.

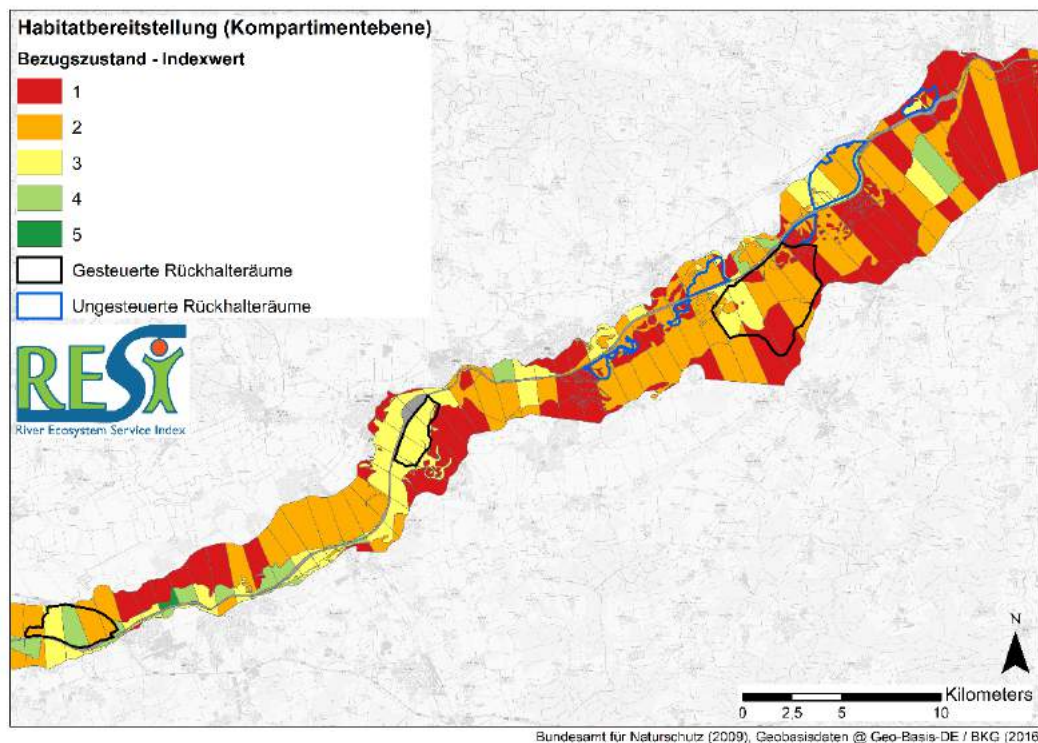


Abb. 19: Bewertung der ÖSL Habitatbereitstellung für die einzelnen Auen-Kompartimente und prozentuale Flächenanteile der Habitat-Klassen der Modellregion; jeweils maximale Ausdehnung der Rückhalteräume. Die ÖSL wird mit einem Indexwert von 5 = sehr hoch bis 1= gering bis nicht vorhanden dargestellt.

3.8.2 Planungszustand 1

Durch die Umsetzung der Maßnahmen des Planungszustands 1 werden Verbesserungen des Habitatwerts um eine oder zwei Stufen bei 2/3 der Rückhalteflächen prognostiziert, davon 585 ha um eine Stufe und 459 ha um zwei Stufen. In den restlichen Flächen erfolgt keine Veränderung des Habitatwertes. In den gesteuerten Rückhalteräumen Leipheim und Helmeringen wird von 874 ha nach Umsetzung der Maßnahmen bei 465 ha (53 %) ein guter Habitatwert (Klasse 4) und auf 191 ha sogar ein sehr guter Habitatwert (Klasse 5) durch die zu erwartende bessere Anbindung an das Überflutungsgeschehen und durch die angenommene Umwandlung der Biotoptypen hin zu auentypischen Biotoptypen angenommen (Abb. 20). Im Bezugszustand waren es nur 178 ha mit einem guten Habitatwert (Klasse 4) (Abb. 21). Von den ursprünglich 696 ha mit einer mittleren Habitatbereitstellung (Klasse 3) verbleiben im Planungszustand 1 nur noch 218 ha. Flä-

chen mit einem sehr geringen oder geringen Habitatwert (Klasse 1 und 2) werden nicht prognostiziert.

In der Prognose für die ungesteuerten Rückhalteräume weisen 89 % der Flächen (entspricht 444 ha) einen guten Habitatwert (Klasse 4) auf (Abb. 21), was auf der Annahme einer Änderung der Biotoptypen zu einer auentypischeren Ausstattung beruht. Die verbleibenden 54 ha (10 %) besitzen einen mittleren Habitatwert (Klasse 3). Die ungesteuerten Rückhalteräume, die größtenteils vollständig im Rückstaubereich liegen und damit einer hohen Beeinträchtigung der hydrologischen Bedingungen unterliegen, können somit im Gegensatz zu den gesteuerten Rückhalteflächen keinen sehr hohen Habitatwert erreichen. Zusätzlich führt die angenommene vollflächige häufige Überflutung im Planungszustand 1, die eine optimistische Planungsgrundlage darstellt, in den gesteuerten Rückhalteräumen in der Bewertung der Habitatbereitstellung zu einem positiven Ergebnis.

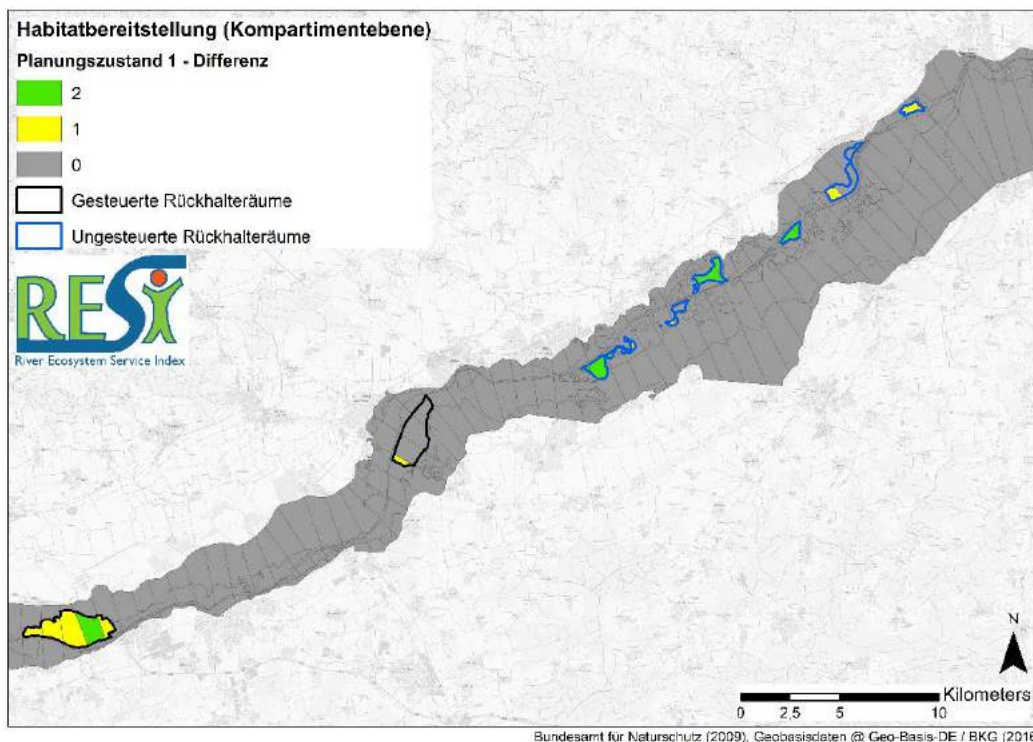


Abb. 20: Differenz zwischen Bezugszustand und Planungszustand 1 für die ÖSL Habitatbereitstellung. Die angegebenen Differenzklassen entsprechen der Anzahl der Stufen, um die der Habitatwert des Bezugszustands für das Kompartiment des angenommenen Rückhalteräume aufgewertet wird.

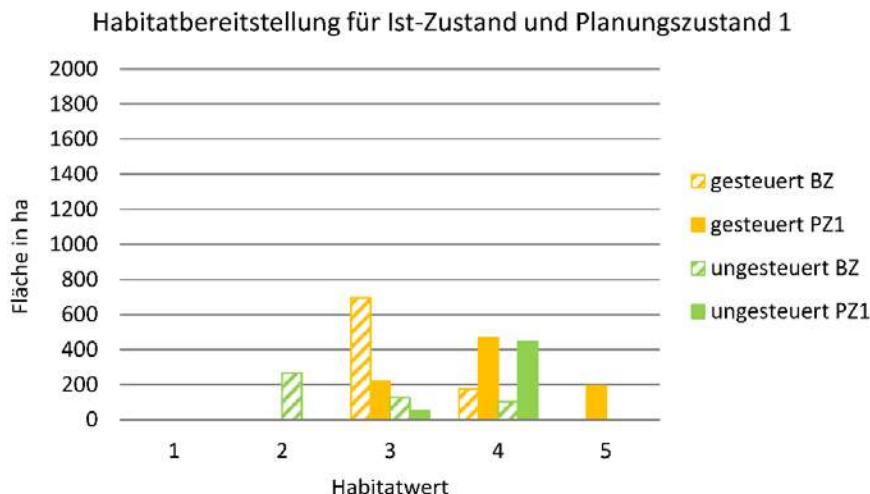


Abb. 21: Flächenanteile der RESI-Klassen der ÖSL Habitatbereitstellung für den Bezugszustand und Planungszustand für die gesteuerten und ungesteuerten Rückhalteräume in ha.

3.8.3 Planungszustand 2

In den gesteuerten Rückhalteflächen (Gesamtfläche 2831 ha) führt die Flutung im extremen Hochwasserfall (HQ_{extrem}) bei 1042 ha (entspricht 37 %) zu einer Verschlechterung des Habitatwertes um eine Stufe (Abb. 22). Diese Verschlechterung beruht auf dem zusätzlichen Malus von -0,25 für auentypische Biotope in der Berechnung des Habitatwertes. Es handelt sich dabei meist um Kompartimente mit einem derzeit mittleren Habitatwert (Klasse 3). Der Großteil der Auen-Kompartimente mit einer Fläche von 1688 ha (entspricht 60 %) verschlechtert sich durch den Planungszustand 2 aber nicht (Abb. 23), da sie keinen Malus erhalten. Es handelt sich entweder um Ackerflächen oder um Flächen, die innerhalb des Riedstroms liegen und somit einer regelmäßigen Überschwemmung ausgesetzt und daran angepasst sind. Der höchste Habitatwert, der durch Umsetzung des Planungszustands 2 erreicht wird, ist eine 4, allerdings nur auf einer kleinen Fläche von 1 ha. Die wenigen Flächen (381 ha, entspricht 13 % der gesteuerten Gesamtfläche), die im Bezugszustand mit einer guten Habitatbereitstellung bewertet werden, verschlechtern sich in der Prognose des Planungszustands 2 (Abb. 23).

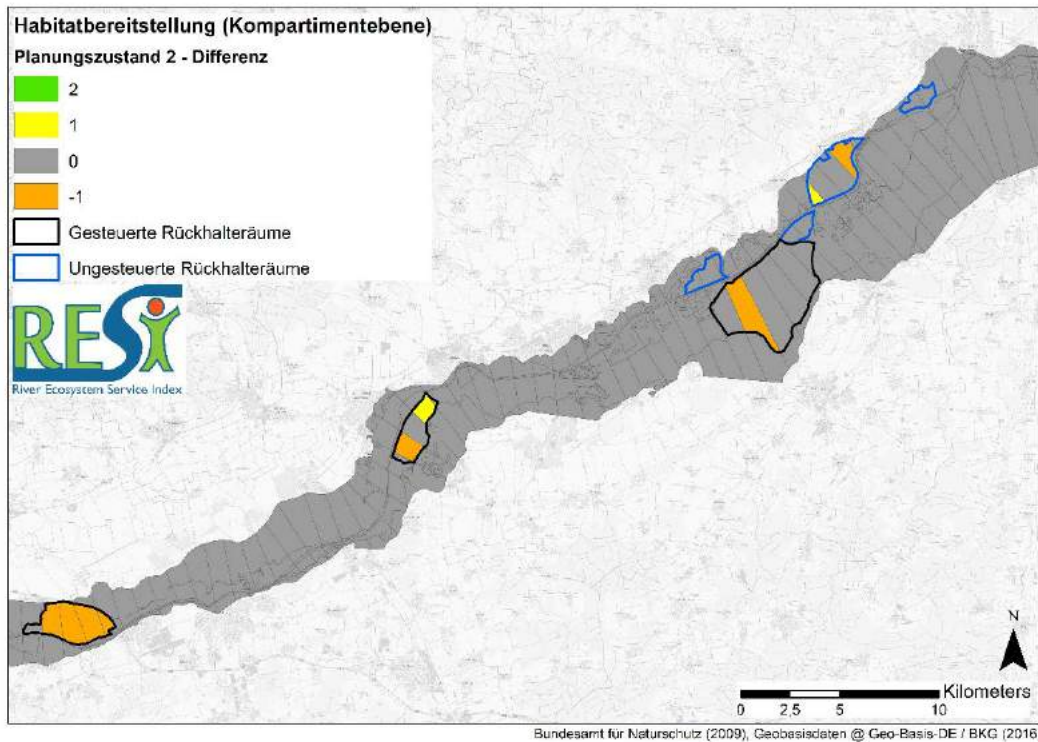


Abb. 22: Differenz zwischen Bezugszustand und Planungszustand 2 für die ÖSL Habitatbereitstellung. Die angegebenen Differenzklassen entsprechen der Anzahl der Stufen, um die der Habitatwert des Bezugszustands für das Kompartiment des angenommenen Rückhalteräume auf- oder abgewertet wird.

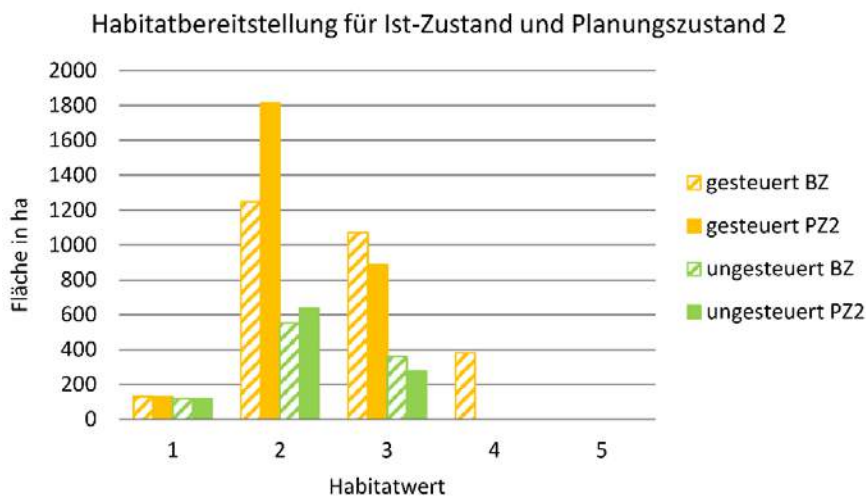


Abb.23: Flächenanteile der RESI-Klassen der ÖSL Habitatbereitstellung für den Bezugszustand und Planungszustand 2 für die gesteuerten und ungesteuerten Rückhalteräume in ha.

3.8.4 Vergleich der Planungszustände und Fazit für die ÖSL Habitatbereitstellung

Durch Vergleich der anzunehmenden Veränderungen der beiden Planungszustände wird deutlich, dass durch häufige ökologische Flutungen der Rückhalteräume größtenteils Verbesserungen der ÖSL Habitatbereitstellung zu erwarten sind (Abb. 24a), was im Wesentlichen auf die angenommene Entwicklung hin zu einer auentypischeren Biotopausstattung zurückzuführen ist. Auf diese Weise kann für einen Großteil der Flächen die ÖSL Habitatbereitstellung verbessert werden

Ergebnisse: Hochwasserschutzmaßnahmen an der Donau

(Werte 4 und 5) (Abb. 24a). Durch den Planungszustand 2 (Flutung nur im Extremfall) bleibt der Habitatwert dagegen oftmals gleich (64 %) auf einem geringen bis mittleren Niveau, vor allem in den gesteuerten Rückhalteräumen kommt es aber zu Verschlechterungen (Abb. 24b).

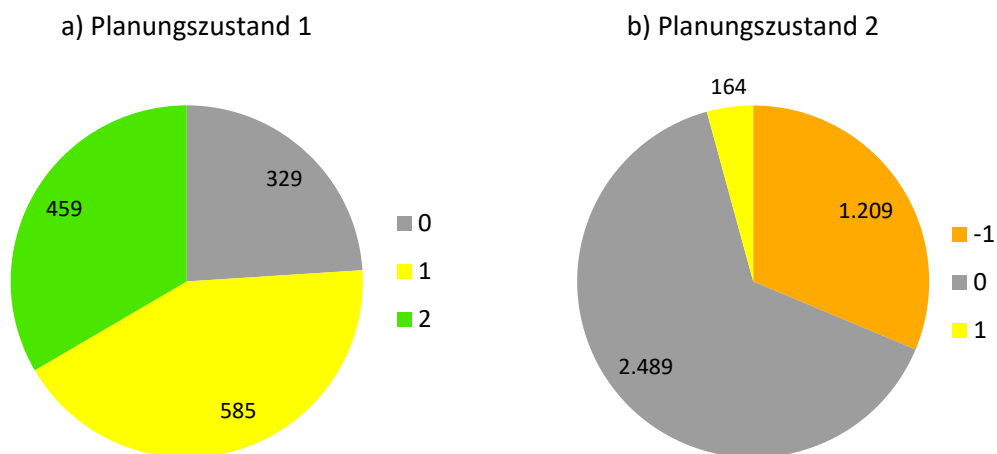


Abb. 24: Änderungen der Habitatwerte für alle Rückhalteraumflächen (gesteuert und ungesteuert) der beiden Planungszustände. Die Zahlenangabe bezieht sich auf die Flächengröße in ha. a) Planungszustand 1: ökologische Flutungen, nur Wald- und Wasserflächen sind betroffen; b) Planungszustand 2: Flutung nur im Retentionsfall, auch landwirtschaftliche Flächen.

Im Rückhalteraum Leipheim verschlechtert sich der Habitatwert fast auf der gesamten Fläche. Wohingegen in den gesteuerten Rückhalteräumen Helmeringen und Neugeschüttwörth auf den Flächen, die weiterhin regelmäßig durch den Riedstrom geflutet werden, größtenteils keine deutliche Verschlechterung im fünfstufigen Habitatwert abgebildet werden kann. Damit zeigt der berechnete Index den Vorteil der dort bestehenden Anpassung der Lebensgemeinschaften an Überflutungen auf. Eine Aufwertung der ÖSL Habitatbereitstellung kommt im Planungszustand 2 nur dann zu Stande, wenn durch die neuen Deiche ehemalige Ackerflächen in Grünlandflächen umgewandelt werden und somit einen um zwei Stufen höheren Habitatwert erhalten.

Ein direkter Vergleich der beiden Planungszustände, insbesondere für die ungesteuerten Rückhalteräume, ist nur bedingt möglich, da sich die Flächenausdehnungen der einzelnen Rückhalteräume in den Planungszuständen stark unterscheiden. Dennoch ist ein deutlicher Trend zu erkennen. Während der Planungszustand 1 die Flächen um ein bis zwei Stufen aufwertet, kommt es durch Planungszustand 2 größtenteils zu keiner oder aber zu einer schlechten Entwicklung der ÖSL Habitatbereitstellung.

3.9 Kulturelle Ökosystemleistungen

3.9.1 Bezugszustand

Die kulturelle ÖSL Landschaftsbild wurde für die gesteuerten Rückhalteflächen und die südlich der Donau gelegenen ungesteuerten Rückhalteflächen als gering bis sehr gering eingestuft (Klasse 1 und 2). Lediglich die nördlich gelegenen Flächen Donauwörth, Tapfheim und Höchstädt erlangten eine mittlere Bewertung (Klasse 3)(Abb. 25).

In Donauwörth, Tapfheim und Leipheim wurde der Hauptindikator landschaftliche Vielfalt zur Berechnung der ÖSL Landschaftsbild hoch bewertet. In Höchstädt, Bischofswörth, Christianswörth und Neugeschüttwörth fiel die Bewertung der landschaftlichen Vielfalt hingegen geringer aus. In Helmeringen wurden nur im nördlichen Teil hohe Werte für die landschaftliche Vielfalt errechnet. Die Planungsräume wurden für die zweite Landschaftsbildvariable Natürlichkeit mittel bis hoch bewertet. Niedrigere Bewertungen, wie beispielsweise in Leipheim, sind vor allem auf störende Verkehrsinfrastruktur (z. B. Autobahn A8) zurückzuführen. Die dritte Variable für die Berechnung des Landschaftsbildes, die landschaftliche Eigenart, wurde in allen Planungsräumen mit gering bis sehr gering bewertet. Sehr geringe Werte sind in Neugeschüttwörth und in Bischofswörth zu finden. Die Planungsräume Donauwörth, Tapfheim und Leipheim erhielten hingegen eine höhere Bewertung der Eigenart.

Der Bezugszustand der Bereitstellungsbewertung der kulturellen ÖSL Natur- und Kulturerbe ergab vor allem auch im deutschlandweiten Vergleich, der zur Bewertung herangezogen wurde, eine sehr geringe Bewertung für die Rückhalteräume Tapfheim, Donauwörth, Bischofswörth und den westlichen Teil von Leipheim (Abb. 26). In diesen geplanten Rückhalteflächen ist die Dichte an Boden-, Bau- und Naturdenkmälern sehr gering bis fehlend (vgl. Thiele et al. 2020 in diesem Bericht). Dementgegen ist die Bewertung im östlichen Teil der geplanten Rückhaltefläche Leipheim sehr hoch, da in dieser Umgebung Natur- und Baudenkmäler vorhanden sind. Nahe der geplanten Rückhaltefläche Helmeringen wiesen die Ausgangsdaten Baudenkmäler auf, deswegen wurde diese Fläche immerhin mit 2 bewertet. Auch in der Umgebung des geplanten Rückhalts bei Neugeschüttwörth wurden Bau- und Bodendenkmäler lokalisiert. Durch die Berechnung der Dichte mit einem Suchradius von 1000 m erzielt diese Fläche dennoch nur einen geringen Wert (Thiele et al. 2020 in diesem Bericht).

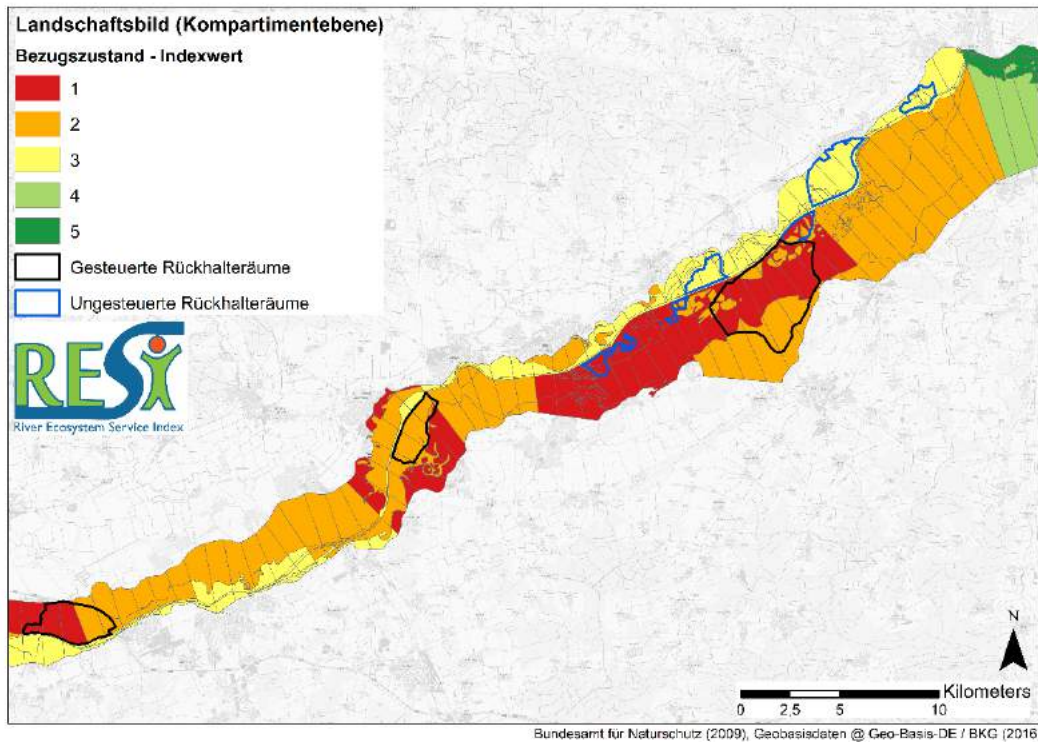


Abb. 25: Bewertung der kulturellen ÖSL Landschaftsbild für die einzelnen Auen-Kompartimente der Modellregion; jeweils maximale Ausdehnung der Rückhalteräume. Die ÖSL wird mit einem Indexwert von 5 = sehr hoch bis 1= gering bis nicht vorhanden dargestellt.

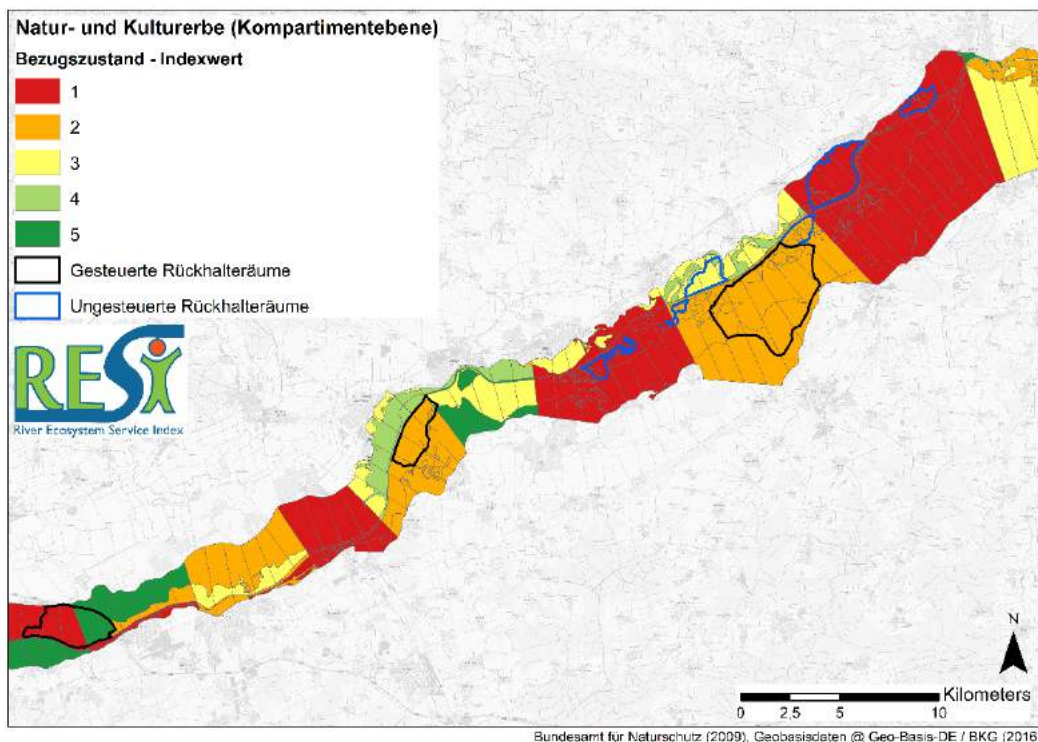


Abb. 26: Bewertung der kulturellen ÖSL Natur- und Kulturerbe für die einzelnen Auen-Kompartimente der Modellregion; jeweils maximale Ausdehnung der Rückhalteräume. Die ÖSL wird mit einem Indexwert von 5 = sehr hoch bis 1= gering bis nicht vorhanden dargestellt.

Die Bewertung der Bereitstellung der kulturellen ÖSL unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft ist im geplanten Rückhalt Neugeschüttwörth sowie in Tapfheim mittel bis gering (Abb. 27). Hier wurden die Variable Erlebarkeit des Raums eher gering und die Variable Anzahl von überlagerten Schutzgebietskategorien sehr gering bis fehlend bewertet. Die Variable Ufer- und Gewässerverfügbarkeit wurde in Neugeschüttwörth größtenteils ebenfalls als sehr gering bewertet, in Tapfheim dagegen etwas positiver. Die geplanten Rückhalteräume Helmeringen, Donauwörth, Höchstädt, Bischofswörth und Leipheim erhielten hingegen eine sehr hohe oder hohe Bewertung der Bereitstellung. Der geplante Rückhalt Helmeringen zeigt durchgehend eine sehr hohe Bewertung, für die Räume Leipheim, Höchstädt und zu großen Teilen Bischofswörth ist lediglich die Variable Anzahl von überlagerten Schutzgebietskategorien gering bewertet.

Die Bewertung der Bereitstellung für die kulturelle ÖSL wasserbezogene Aktivitäten ist im geplanten Rückhalt Neugeschüttwörth mittel oder sehr gering (Abb. 28). Ebenso wurde eine mittlere Bewertung auf den geplanten Rückhalten von Helmeringen, Christianswörth und Tapfheim festgestellt. Die Fläche Leipheim ist im östlichen Teil gering bewertet, hingegen weist der westliche Teil eine hohe Bewertung, v. a. aufgrund der hohen Strukturgröße auf. Höchstädt und Donauwörth erzielten eine sehr hohe Bewertung dieser kulturellen ÖSL, da Zuflüsse, wie beispielsweise der Klosterbach bei Höchstädt, eine mäßig veränderte oder gering veränderte Strukturgröße aufwiesen (vgl. Erläuterung des Indikators und der Variablen in Thiele et al. 2020 in diesem Bericht).

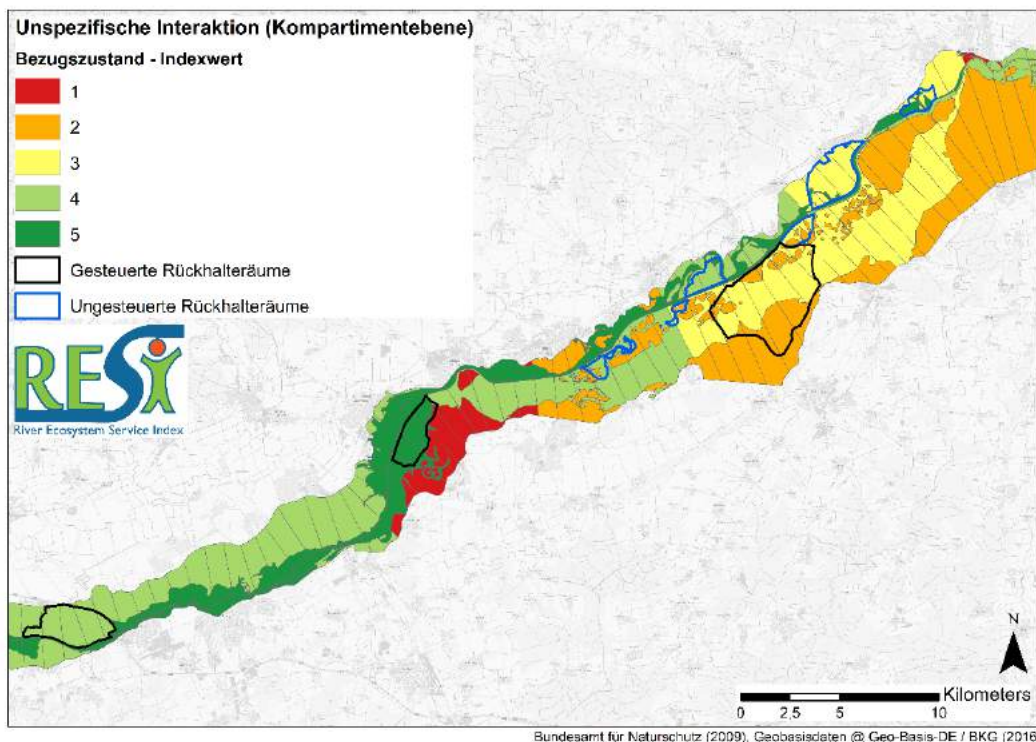


Abb. 27: Bewertung der kulturellen ÖSL unspezifische Interaktion für die einzelnen Auen-Kompartimente der Modellregion; jeweils maximale Ausdehnung der Rückhalteräume. Die ÖSL wird mit einem Indexwert von 5 = sehr hoch bis 1= gering bis nicht vorhanden dargestellt.

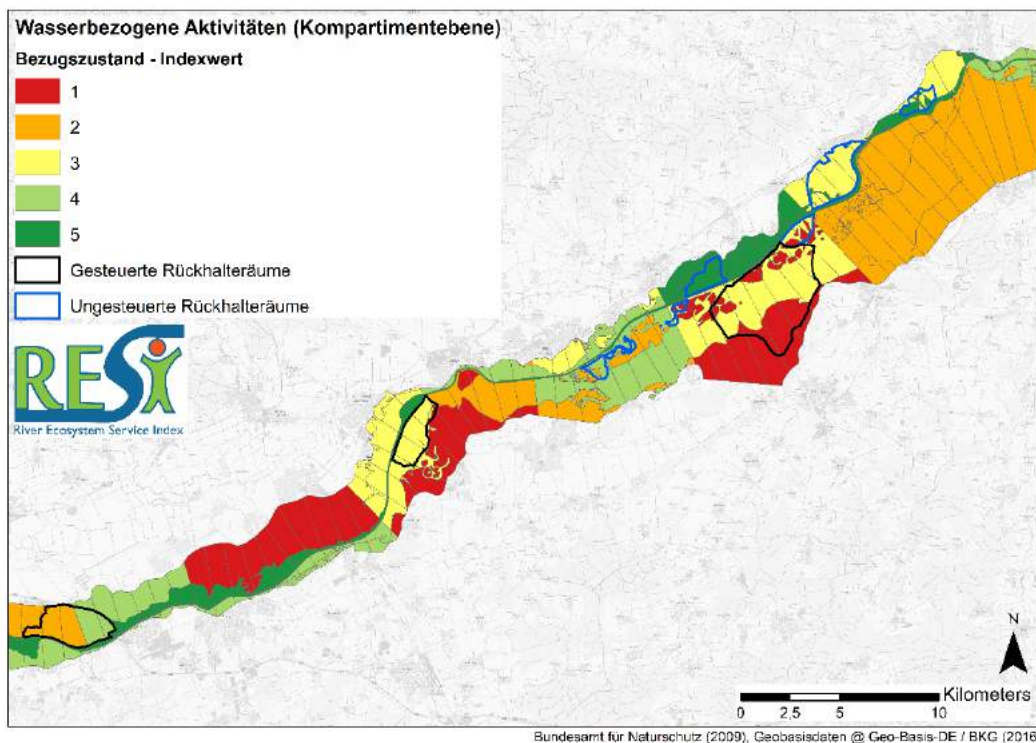


Abb.28: Bewertung der kulturellen ÖSL wasserbezogene Aktivitäten für die einzelnen Auenkompartimente der Modellregion; jeweils maximale Ausdehnung der Rückhalteräume. Die ÖSL wird mit einem Indexwert von 5 = sehr hoch bis 1= gering bis nicht vorhanden dargestellt.

3.9.2 Planungszustand 1

Auswirkungen auf die Bereitstellung der kulturellen ÖSL Landschaftsbild:

Nur ein für die ÖSL Landschaftsbild relevanter Indikator verändert sich durch den Planungszustand 1: Nadelwald wird sich zu Laubwald/Auwald entwickeln. Jedoch ist der Nadelwaldanteil derzeit 1,5 %, so dass dies für die Berechnung auf Auen-Kompartimentebene kaum relevant ist. Durch die Entwicklung von Nadelwald zu Auwald wird der Subindikator wahrgenommene Natürlichkeit des Hauptindikators Natürlichkeit leicht erhöht, während sich ein anderer Subindikator des Indikators Natürlichkeit, nämlich Abwesenheit von technischen Elementen, durch die Errichtung der Deiche und der Auslassbauwerke durch diesen Planungszustand leicht verschlechtern könnte. Beim Hauptindikator Vielfalt haben diese Veränderungen keinen nennenswerten Einfluss. Beim dritten Hauptindikator Eigenart sind Flächentypen (z. B. Wasser- oder Waldflächen) die wertgebenden Parameter, die sich aber im Planungszustand 1 nicht ändern. Die nur zeitlich begrenzte Ausbildung von Wasserflächen wird hier nicht weiter betrachtet, da ihre Erlebbarkeit oftmals auch aus Sicherheitsgründen nicht möglich ist. So werden durch den Planungszustand 1 für die Rückhalteräume keine Veränderungen hervorgerufen.

Auswirkungen auf die Bereitstellung der kulturellen ÖSL Natur- und Kulturerbe:

Die Maßnahmen des Planungszustands 1 haben keine Auswirkungen auf die Bereitstellung dieser kulturellen ÖSL, solange keine Boden-, Bau- oder Naturdenkmäler durch die häufigen Flutungen (Planungszustand 1) betroffen sind.

Auswirkungen auf die Bereitstellung der kulturellen ÖSL unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft

Der Planungszustand 1 hat nur temporäre Auswirkungen auf die Variable Ufer- und Gewässerverfügbarkeit, da durch die häufigen Flutungen Wasserflächen entstehen würden, die sich jedoch nicht für wasserbezogene Aktivitäten eignen. Diese Wasserflächen würden sich ebenfalls temporär negativ auf die Variable Erlebarkeit des Raums auswirken, da die Aue in der Überflutungszeit nur eingeschränkt für die Erholung genutzt werden könnte. Da davon auszugehen ist, dass die Vielfalt des Artenspektrums durch das Szenario eher zunehmen wird, hat der Planungszustand positive Effekte auf die Variable Anzahl von überlagerten Schutzgebietskategorien. Insgesamt wird der zu erwartende Effekt des Planungszustands auf diese ÖSL positiv eingeschätzt.

Auswirkungen auf die Bereitstellung der kulturellen ÖSL wasserbezogenen Aktivitäten:

Durch die häufigen Überflutungen können an den wenigen Fließgewässern in den geplanten Rückhalteräumen auch Sand- und Kiesbänke entstehen. Aufgrund der geringen Größe der Gewässer (oftmals Gräben oder Stillgewässer) sind diese aber kaum für wasserbezogene Aktivitäten nutzbar.

3.9.3 Planungszustand 2

Auswirkungen auf die Bereitstellung der kulturellen ÖSL Landschaftsbild:

Beim Planungszustand 2 ist durch die nur sehr seltenen Flutungsereignisse nicht mit einer Veränderung der Flächenausprägungen hinsichtlich Natürlichkeit und Vielfalt zu rechnen. Die Natürlichkeit kann sich dagegen im Bereich der Deichbauten und der Ein- und Auslassbauwerke teilweise verschlechtern, auf das Auen-Kompartiment bezogen und aufgrund der geringen Bewertung des Bezugszustands wird sich dies jedoch kaum in einer Wertänderung zeigen.

Auswirkungen auf die Bereitstellung der kulturellen ÖSL Natur-und Kulturerbe:

Solange keine Boden-, Bau- oder Naturdenkmäler durch die seltenen Flutungen betroffen sind, haben die Maßnahmen keine Auswirkungen auf das Natur- und Kulturerbe.

Auswirkungen auf die Bereitstellung der kulturellen ÖSL unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft:

Durch die Maßnahmen des Planungszustands 2 würde sich die Vielfalt des Artenspektrums durch eine Verschlechterung der Habitatbereitstellung verringern und könnte sich somit negativ auf die Variable Anzahl von überlagerten Schutzgebietskategorien auswirken. Da aber die anderen beiden Variablen keiner Veränderung im Vergleich zum Bezugszustand unterliegen, dürfte sich die Bereitstellung der ÖSL unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft voraussichtlich nicht verändern.

Auswirkungen auf die Bereitstellung der kulturellen ÖSL wasserbezogenen Aktivitäten:

Die Basisvariablen wären von diesem Planungszustand nicht betroffen, es gäbe folglich keine Veränderungen.

3.9.4 Vergleich und Fazit für die kulturellen Ökosystemleistungen

In Tabelle 3 werden die zu erwartenden Auswirkungen der beiden Planungszustände auf die vier kulturellen ÖSL gegenübergestellt. Während im Planungszustand 1 durch das naturnähere Überflutungsregime mit geringen Verbesserungen beim Landschaftsbild und bei den unspezifischen und wasserbezogenen Interaktionen gerechnet werden kann, muss beim Planungszustand 2 von keiner Veränderung, teilweise aber auch von leicht negativen Veränderungen durch die teilweise massiven Deichbauten ausgegangen werden. Die temporären Effekte durch die wenige Tage dauernden Flutungen im Planungszustand 1 oder auch die länger andauernden Flutungen im Fall des Planungszustands 2 werden hier nicht weiter betrachtet.

Für die Bereitstellung von Natur- und Kulturerbe haben beide Planungszustände keine Auswirkungen, wenn durch sie kein Verlust an Bau-, Boden- oder Naturdenkmälern verursacht wird.

Tab. 3: Zusammenfassung der Auswirkungen der Planungszustände auf den Bezugszustand der Bereitstellung der kulturellen ÖSL im RESI

	PZ 1 - ungesteuerte Rückhalte	PZ 2 - ungesteuerte Rückhalte
Landschaftsbild	Kein großer Effekt, lediglich in Bereichen mit Nadelwald könnte es zu einer positiven Zunahme kommen, wenn sich dieser zu Auwald entwickeln würde.	Keine Veränderungen
Natur- und Kulturerbe	Solange keine Boden-, Bau- oder Naturdenkmäler durch die häufigen (z. B. PZ 1) oder seltenen Flutungen (PZ 2) betroffen sind, bestehen keine Auswirkungen.	
unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft	Temporäre Auswirkungen auf die Variable Ufer- und Gewässerverfügbarkeit → kein Nutzen für die Erholung Temporär negative Auswirkungen auf die Basisvariable Erlebbarkeit des Raums Zunahme der Basisvariable „Anzahl von überlagerten Schutzgebietskategorien“	Keine Veränderungen Evtl. Abnahme der Basisvariable „Anzahl von überlagerten Schutzgebietskategorien“
wasserbezogene Aktivitäten	Leichte positive Auswirkungen auf die Basisvariable Sand- und Kiesbank möglich Temporär negative Effekte auf die tatsächliche Nutzung wie auch schon im Bezugszustand	Keine Veränderungen

4 Synthese der Bewertungen und Veränderungen der Ökosystemleistungen im Planungsraum

Zusammenfassend werden für den Bezugszustand in dem gesamten Donauabschnitt auf Fluss-Auen-Segmentebene folgende Bandbreiten von ÖSL-Einzelbewertungen erreicht: Klassen 1-5 für P-Retention, Niedrigwasserregulation, Bodenbildung und Habitatbereitstellung, Klassen 1-4 für landwirtschaftliches Ertragspotenzial, Landschaftsbild und Natur- und Kulturerbe, Klassen 2-5 für die kulturellen ÖSL unspezifische Interaktion und wasserbezogene Aktivitäten, Klassen 3-5 für N-Retention sowie Klassen 1-3 für Hochwasserregulation. Während die Bewertungen des landwirtschaftlichen Ertragspotenzials, der Habitatbereitstellung und der kulturellen ÖSL sehr heterogen über das Gebiet verteilt sind, treten für die Hochwasserregulation größere Gebiete mit gleicher Bewertung in insgesamt nur drei Klassen auf. Eine sehr homogene Bewertung über das gesamte Gebiet hinweg zeigen N- und P-Retention, Sedimentregulation und Kühlwirkung.

Im Bezugszustand für den Donauabschnitt (Abb. 29) unterscheiden sich die einzelnen Segmente bereits teilweise erheblich hinsichtlich der Gesamtsumme der verfügbaren ÖSL. Rechnerisch be-

trägt die mögliche Höchstsumme über alle 13 erfassten ÖSL 65. In der Praxis zeigen sich Wechselwirkungen (Trade-Offs) zwischen den ÖSL, da diese z. B. räumlich in direkter Konkurrenz stehen oder auf den gleichen Treiber reagieren. Daher erreicht im betrachteten Donauabschnitt die Summe aller ÖSL nur einen Höchstwert von 50 (entsprechend einer mittleren ÖSL-Bewertung von RESI = 3,9) im Segment zwischen Lauingen und Dillingen (DON-303000), das bereits als sehr hoch einzustufen ist. Hohe Werte werden auch bei Höchstädt (zwei Segmente) und bei Buttenwiesen erreicht.

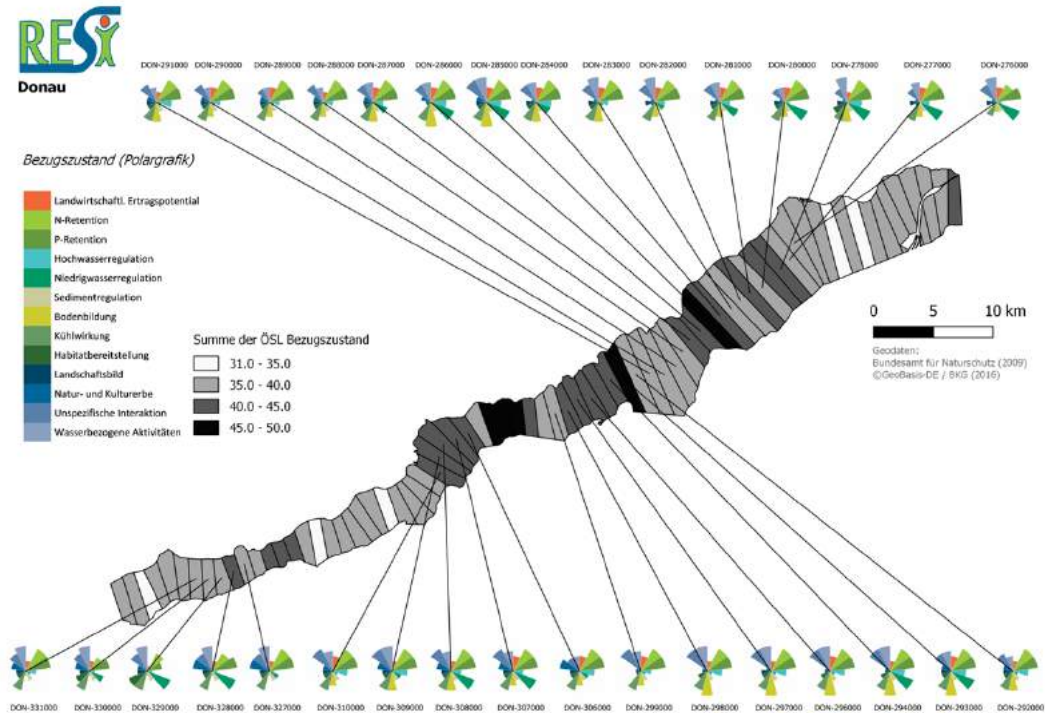


Abb. 29: Synthese für den Bezugszustand des Donauabschnittes. Die Polargrafiken zeigen jeweils die Werte für die 13 ÖSL im Bereich von 1-5. Die Fluss-Auen-Segmente zeigen die Gesamtsumme der ÖSL Bewertung.

Für den Planungszustand 1 (Abb. 30) ergeben sich insgesamt Änderungen des RESI für 6 Segmente, die von einer Verbesserung von +1 bis +9 reichen. Dabei ergeben sich keine Veränderungen der Bewertung für das landwirtschaftliche Ertragspotenzial, Niedrigwasserregulation, Sedimentregulation, Kühlwirkung und die kulturellen ÖSL (da die Methoden nicht sensibel genug waren), während es für die Habitatbereitstellung, die N- und P-Retention sowie die Hochwasserregulation und die Bodenbildung infolge der häufigeren Flutungen teilweise zu einem Anstieg der Werte kam. So verbessert sich beispielsweise in der Region Helmeringen im Planungszustand 1 die Habitatbereitstellung um 1 (DON-309000) oder im Segment DON-327000 die Hochwasserregulation um 2 Wertstufen. Hervorzuheben ist der gesteuerte Rückhalteraum Leipheim (DON-327000 bis 331000). Hier zeigen sich parallele Verbesserungen in den ÖSL Habitatbereitstellung, N- und P-Retention, Bodenbildung und Hochwasserregulation. Für zwei Segmente (DON-328000, DON-329000) werden in diesem Planungszustand dadurch neue ÖSL-Hotspots erreicht.

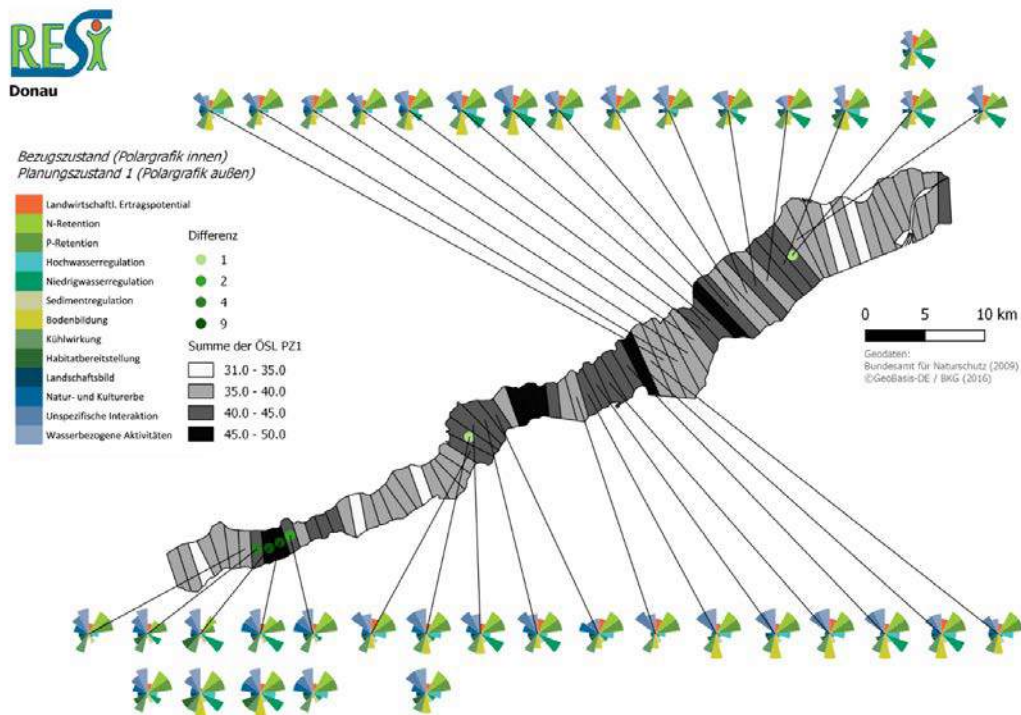


Abb. 30: Synthese für den Vergleich von Planungszustand 1 und Bezugszustand. Die Polargrafiken zeigen jeweils die Werte für die 13 ÖSL im Bereich von 5-1. Die Segmente zeigen die Gesamtsumme der ÖSL Bewertung. Die Differenz wird über Punkte (1 bis 9 positiv siehe Legende) auf den Segmenten illustriert.

Da es auf der Segmentebene zu keiner Verschlechterung des RESI kam, werden die im Planungszustand 1 angenommenen Flutungen auf überwiegend Wald- und Wasserflächen, die mehrmals im Jahr stattfinden sollen, somit insgesamt als positiv für die Bereitstellung von ÖSL bewertet (siehe Beschreibung der Planungszustände Kap. 1.2). Allerdings haben diese Verbesserungen auf kleinen Flächen oftmals nur einen geringen oder gar keinen Einfluss auf den Gesamtwert pro Segment, d.h. es kommt nicht immer zu einer höheren Bewertungsstufe für das gesamte Segment. Die Flutungen für die Polder Leipheim und Helmeringen zeigen aber deutlich positive Effekte. Neben einer Steigerung der Hochwasserregulation verbessern häufige Flutungen die Bodenbildung und es können sich atypischere Biotope entwickeln, was sich in der Steigerung der Habitatbereitstellung widerspiegelt. Eine Zunahme der Vielfalt des Artenspektrums hätte ebenfalls einen positiven Einfluss auf die kulturelle ÖSL „unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft“, der hier aber aus methodischen Gründen nicht quantifizierbar war. Auch die Retentionsleistung für N und P steigt durch häufigere Flutungen weiter an, diese ist aber bereits im Bezugszustand auf einem sehr hohen Niveau. Durch zusätzliche strukturelle Maßnahmen könnten hier auch weitere Verbesserungen in der Niedrigwasserregulation, Sedimentregulation und Kühlwirkung erreicht werden.

Für den Planungszustand 2 (Abb. 31) ergaben sich insgesamt Änderungen für 16 Segmente, die von einer Verschlechterung um -2 bis hin zu einer Verbesserung um +2 gegenüber dem Bezugszustand reichen. Für 2 Segmente (DON-280000, 282000) ergab sich nur eine Verschlechterung in Bezug auf das landwirtschaftliche Ertragspotential, da angenommen werden kann, dass es im Hochwasserfall zu Ernteaufschlägen kommt. Allerdings sind diese Werte nicht als dauerhafte Veränderungen des landwirtschaftlichen Ertragspotenzials zu interpretieren, sondern lediglich temporär als eine Angabe von im (extrem seltenen) Hochwasserfall auftretenden Schäden. Für die ÖSL

Habitatbereitstellung kommt es teilweise in den gesteuerten Rückhalteräumen zu einer Verschlechterung (DON-284000, 285000). Gleichzeitig gibt es auch Segmente mit rein positiven Einflüssen des Planungszustands 2 (DON-277000, DON-327000). Die Bewertung der Sedimentregulation, Niedrigwasserregulation und der N- und P-Retention reagiert nicht auf die Maßnahmen des Planungszustands 2. Neben diesen eindeutigen Tendenzen gibt es für den Planungszustand 2 insgesamt 8 Segmente, in denen sich sowohl negative als auch positive Effekte zeigen (Abb. 31, weiße Punkte). Im Bereich Leipheim (DON-328000 bis 330000) zeigen sich Verschlechterungen der ÖSL Habitatbereitstellung und des landwirtschaftlichen Ertragspotenzials parallel zu einer deutlichen Verbesserung der Hochwasserregulation und der Bodenbildung.

Insgesamt sind die sehr viel größeren Flächen im Planungszustand 2 als positiv einzuschätzen, da diese eine merkliche Veränderung der Funktionstüchtigkeit der Landschaft zulassen würden, was sich im Falle der ÖSL Hochwasserregulation bereits zeigt. Allerdings lassen die sehr seltenen Flutungen kaum eine Anpassung von Biotopen erwarten, was sich negativer auf die Habitatbereitstellung auswirkt. Im Bereich Neugeschüttwörth (DON-287000 bis 290000) zeigten sich Verschlechterungen des landwirtschaftlichen Ertragspotenzials und der Bodenbildung bei gleichzeitiger Verbesserung der Hochwasserregulation. Der gesteuerte Rückhalteraum Neugeschüttwörth liegt bereits im Riedstrom und wird daher häufiger geflutet. Da beide Planungszustände keine strukturellen Maßnahmen oder Landnutzungsänderungen mit einbeziehen, gab es keine Veränderungen hinsichtlich der Niedrigwasserregulation, Sedimentregulation und Kühlwirkung.

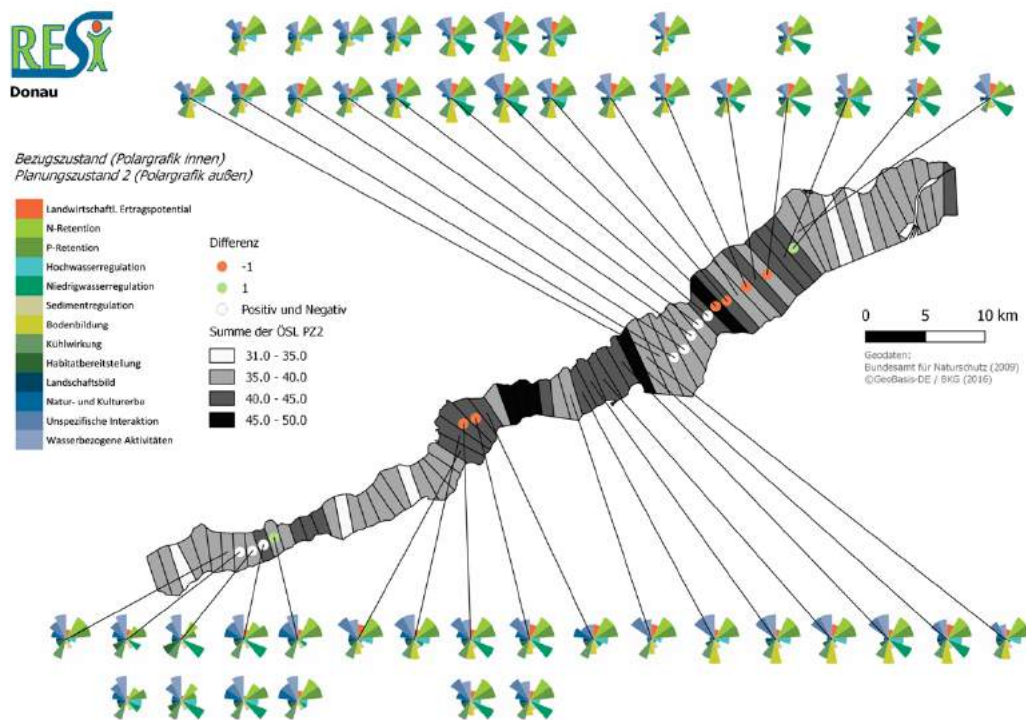


Abb. 31: Synthese für den Vergleich von Planungszustand 2 und Bezugszustand. Die Polargrafiken zeigen jeweils die Werte für die 13 ÖSL im Bereich von 5-1. Die Segmente zeigen die Gesamtsumme der ÖSL Bewertung. Die Differenz wird über Punkte (-1 negativ bis 1 positiv, sowie sowohl positiv als auch negativ in Weiß) auf den Segmenten illustriert.

Die Summe der Veränderungen in allen überplanten Segmenten hinsichtlich der Bewertungen einzelner Ökosystemleistungen zeigt – wie oben im Einzelnen ausgeführt – für den Planungszustand 1 ausschließlich positive Veränderungen auf Segmentebene (Abb. 32). Einzig das landwirtschaftliche Ertragspotential (Kulturpflanzen) erfährt durch die Maßnahmen keine Änderung zum jetzigen Zustand.

Ergebnisse: Hochwasserschutzmaßnahmen an der Donau

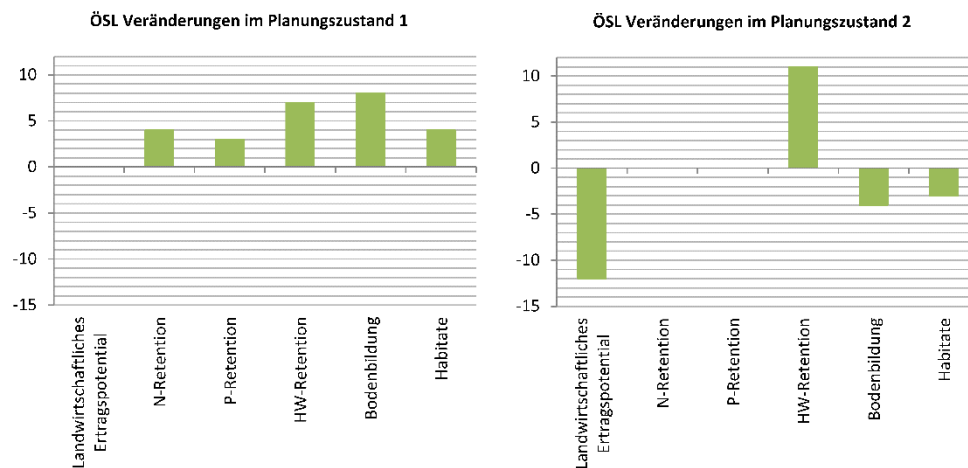


Abb. 32: Zusammenfassung der über alle Segmente summierten Veränderungen der Bewertungen einzelner Ökosystemleistungen im Planungsgebiet für den Planungsstatus 1 (links) und den Planungsstatus 2 (rechts).

Der Planungsstatus 2 zeigt eine demgegenüber noch höhere Hochwasserregulation, aber deutliche Einbußen beim landwirtschaftlichen Ertragspotenzial sowie eine Verschlechterung der Habitatbereitstellung und der Bodenbildung. Die regulativen ÖSL N-Retention und P-Retention verändern sich im Planungsstatus 2 nicht gegenüber dem Bezugszustand. Der Zuwachs der ÖSL Hochwasserregulation würde somit mit deutlichen Verlusten bei anderen Ökosystemleistungen einhergehen. Dabei könnten die Verluste an landwirtschaftlichem Ertragspotenzial prinzipiell durch Nutzung anderer Flächen außerhalb der Aue kompensiert werden. Im Gegensatz dazu können autotypische Habitats gar nicht und Stickstoff- und Phosphorrückhalt nur mit erheblichem Aufwand außerhalb von Flussauen bereitgestellt werden, so dass diese Verluste nicht oder schlecht ausgeglichen werden können. Hier zeigt sich anschaulich, dass Maßnahmen zur Optimierung einzelner ÖSL wie der Hochwasserregulation entweder so gestaltet werden können, dass es zu Synergien mit anderen ÖSL kommt, oder aber in einer Weise, die andere ÖSL deutlich beeinträchtigt. Durch die integrierte Darstellung über den RESI können verschiedene Planungsstatus fachübergreifend verglichen werden, um auf dieser Grundlage eine nachhaltige Strategie zu entwickeln, die Synergien fördert.

In dieser Situation können landschaftsplanerische Entscheidungsprinzipien herangezogen werden, wonach solchen Landnutzungen der Vorzug gegeben werden sollte, die solche Ökosystemleistungen bereitstellen oder durch Synergien fördern, welche fast ausschließlich nur in Auengebieten verfügbar sind, wie etwa naturnaher Rückhalt von Hochwasser und Düngestoffen (Stickstoff und Phosphor) oder die Bereitstellung autotypischer Habitats.

5 Literaturverzeichnis

- Brunotte, E., Dister, E., Günther-Diringer, D., Koenzen, U. & Mehl, D. (2009): Flussauen in Deutschland – Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. Naturschutz und Biologische Vielfalt 87, 244 S.
- Dehnhardt, A., Rayanov, M., Hartje, V., Sander, A. Horlitz, T. & Benner, T. (2020): Quantifizierung und Bewertung versorgender Ökosystemleistungen. In diesem Buch.
- Fischer-Bedtke, C., Rumm, A., Damm, C., Foeckler, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Kasperidus, H. D., Stammel, B. & Scholz, M. (2020): Quantifizierung und Bewertung der Ökosystemleistung Habitatbereitstellung –Detailansatz für die Aue. In diesem Buch.
- LfU (Bayerisches Landesamt für Umwelt) (2016): Biotopkartierung Bayern. – www.lfu.bayern.de
- Mehl, D., Hoffmann, T. G. & Iwanowski, J. (2020): Quantifizierung und Bewertung regulativer Ökosystemleistungen: Quantifizierung und Bewertung regulativer Ökosystemleistungen: Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung, Hochwasser-, Niedrigwasser- und Sedimentregulation, Bodenbildung in Auen sowie Kühlwirkung der Gewässer und terrestrischen Böden. In diesem Buch.
- Ritz, S., Linnemann, K., Becker, A., Kasperidus, H. D., Scholz, M., Schulz-Zunkel, Venohr, M., Wildner, M. & Fischer, H. (2020): Quantifizierung und Bewertung regulativer Ökosystemleistungen: Retention. In diesem Buch.
- Stahl, H., Zacharias, S. & Röhricht, C. (2005). Veränderte Landnutzungssysteme in hochwassergefährdeten Gebieten. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Heft 12, 10.Jg. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Fachbereich Pflanzliche Erzeugung, Dresden.
- Thiele, J., Albert, C. & von Haaren, C. (2020): Erfassung und Bewertung kultureller Ökosystemleistungen von Flusslandschaften. In diesem Buch.

Anwendung des River Ecosystem Service Index (RESI) in der Wasserwirtschaft und im Naturschutz

PUSCH, M., PODSCHUN, S. A., STAMMEL, B., FISCHER, H., FISCHER-BEDTKE, C., MEHL, D. & M. SCHOLZ

Inhaltsverzeichnis

1	Grenzen der derzeitigen Zustandsbewertung von Flüssen und Auen.....	365
2	Gesetzliche Vorgaben zur Funktionsbewertung von Flüssen und Auen	367
3	Praktische Anforderungen an eine ÖSL-Bewertung	368
4	Der River Ecosystem Service Index (RESI) als Werkzeug zur Erhöhung der Resilienz von Landschaft und Gewässern	369
5	Literaturverzeichnis.....	370

1 Grenzen der derzeitigen Zustandsbewertung von Flüssen und Auen

Der in den vorigen Kapiteln ausführlich dargestellte Ansatz des River Ecosystem Service Index (RESI) zur Ökosystemleistungs (ÖSL)-Bewertung, der in Fallbeispielen an mehreren Flüssen angewendet wurde, ermöglicht eine funktionale, auf den Menschen bezogene, aber nicht monetarisierte Bewertung von Fluss- und Auenabschnitten. Der RESI-Bewertungsansatz unterscheidet sich dadurch grundsätzlich von bisher üblichen Bewertungsansätzen beispielsweise für Gewässer, die den Zustand von Gewässern (oder Teilen davon) anhand von biologischen, chemischen oder morphologischen Parametern erfassen. Diese Zustandsbewertungen wurden in den vergangenen 120 Jahren schrittweise verfeinert und hinsichtlich der erfassten Belastungsfaktoren methodisch verbreitert. Sie werden seit Jahrzehnten im Rahmen der staatlichen Gewässerüberwachung angewendet, und seit Inkrafttreten der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) sogar in allen EU-Mitgliedsstaaten in vergleichbarer Weise. Auch für die Erfassung und Bewertung von Lebensräumen und Arten in NATURA2000-Gebieten, die einen großen Anteil naturschutzfachlich wertvoller Flussauenabschnitte abdecken, gibt es zahlreiche Standards. Es stellt sich somit die Frage: *Warum zu diesen bewährten Zustandsbewertungen noch ein weiteres Verfahren hinzufügen?*

Die bisherigen Zustandsbewertungen haben sich trotz des erheblichen Aufwands bei ihrer Neufassung und Interkalibrierung vor allem in der Anfangsphase der Umsetzung der WRRL aus theoretischer wie auch praktischer Perspektive in mehrfacher Hinsicht als unbefriedigend gezeigt:

1. Für viele Gewässertypen, insbesondere sehr dynamische, sehr nährstoffarme oder von fruchtbaren Auen begleitete Gewässertypen gibt es in Mitteleuropa aufgrund der umfangreichen Gewässerregulierungen (vgl. Belletti et al. 2020), der flächenhaften Eutrophierung durch atmosphärische Deposition sowie des starken Nutzungsdrucks der Landwirtschaft (staatlich u. a. durch Reichsarbeitsdienst, Flurbereinigung und Meliorationen massiv unterstützt) kaum oder keine **Referenzgewässer** und **-auen** mehr. Diese sind aber als Ausgangspunkt für ein eindeutiges Bezugssystem für ein Klassifizierungssystem einer Zustandsbewertungen erforderlich.
2. Dieser Mangel an Bewertungsreferenzen ist für die **großen Flüsse** am eklatantesten, da jeder große Fluss aufgrund der geologischen, orographischen, klimatischen und hydrologi-

schen Gegebenheiten des Einzugsgebiets ein Individuum darstellt und daher nur sehr eingeschränkt mit anderen Flüssen verglichen werden kann (Schöll et al. 2012, UBA 2020). Leider liegen für viele große Flüsse auch nur wenige historische Referenzdaten vor (abgesehen von Fischen).

3. Viele **Fließgewässer** (aber auch Seen) entsprechen heute keinem der natürlichen Gewässertypen, da sie hydrologisch, morphologisch, wasserchemisch (z. B. Salz- oder Nährstoffgehalt) oder hinsichtlich der Wassertemperatur **stark verändert** sind (vgl. Nützmann et al. 2011) und dann innerhalb kurzer Zeit von invasiven wasserlebenden Wirbellosen, aber auch Fischen und Wasserpflanzen besiedelt und teilweise dominiert werden. In vielen Fällen gibt es keinerlei Aussichten, in absehbarer Zeit naturnahe Habitatverhältnisse wiederherzustellen (vgl. Tockner et al. 2011, Lorenz et al. 2017).
4. Die biologischen Zustandsbewertungen der WRRL beziehen sich nur auf das Fließgerinne bis zur **Mittelwasserlinie bzw. Uferlinie**. Die biologische Besiedlung der Gewässer wird aber auch maßgeblich durch die Ufergestalt, Ufervegetation sowie durch die laterale Konnektivität mit ihrer Aue mitbestimmt (vgl. Schindler et al. 2014). Die Lebensräume der Auen sind als vom Grundwasser abhängige Landökosysteme ebenfalls Schutzgut der WRRL, jedoch sind kaum Schutzmechanismen vorgesehen, zumal diese zumeist außerhalb der Zuständigkeit wasserwirtschaftlicher Behörden liegen.
5. Infolge des **Klimawandels** verändern sich die Wasserführung und die Wassertemperaturen der Fließgewässer, so dass die Referenzwerte und damit auch die Bewertungsmaßstäbe sich verschieben (vgl. Kakouei et al. 2017).
6. Zustandsbewertungen von Gewässern geben den für Unterhaltung und Ausbau der Gewässer Verantwortlichen nur mittelbar Hinweise auf **effiziente Sanierungsmaßnahmen**, da diese oft bei den ökologischen Prozessen ansetzen müssen, die zu den beobachteten Zuständen geführt haben. Solche ökologischen Schlüsselprozesse in Fließgewässerökosystemen sind in Bezug auf Stoffumsetzungen: Primär- und Sekundärproduktion, Gesamtrespiration, Nährstoffrückhalt und Laubabbau von hoher Relevanz (vgl. Gücker et al. 2006, Brauns et al. 2011, Gücker et al. 2011, Wolf et al. 2019).
7. Erfahrungen der letzten Jahrzehnte haben gezeigt, dass es für den Natur- und Gewässerschutz aus mehreren Gründen nicht möglich und erfolgsversprechend ist, den **Menschen** aus Schutzgebieten **auszuschließen**. Der politische Wille, die für einen effizienten Natur- und Gewässerschutz notwendigen Maßnahmen und daraus resultierende erhebliche Flächenbedarfe bereitzustellen und evtl. zu renaturieren, ist meist nur bedingt vorhanden. Um die Bereitschaft für eine Flächenbereitstellung zu erhöhen, sollten solche Schutzflächen zumindest teilweise auch naturschonend genutzt werden können. Dies gilt besonders auch für die Umsetzung der EU-WRRL, der es oft an politischer Unterstützung mangelt (Zingraff-Hamed et al. 2020). Bisher fehlt allerdings ein übergreifender Ansatz zur Bewertung menschlicher Nutzungen (Scholz et al. 2012, Wolf et al. 2019).
8. Zustandsbewertungen von Gewässern und Auen sind außerhalb der Wasserwirtschaft und des Naturschutzes oft unbekannt oder schwer verständlich. Andererseits werden insbesondere Fließgewässer und Auen von vielfältigen Sektoren der Gesellschaft genutzt und von einer entsprechenden Behördenvielfalt verwaltet. Für die **behördenübergreifende Kommunikation und Akteursbeteiligung** sind daher übergreifend verständliche Bewertungskategorien wünschenswert.

2 Gesetzliche Vorgaben zur Funktionsbewertung von Flüssen und Auen

Vermutlich haben einige der oben genannten Gründe dazu geführt, dass der Gesetzgeber seit langem mehrfach eine funktionale Bewertung von Gewässern fordert. Seit Jahrzehnten sind ein funktionsbasierter Bewertungsansatz sowie eine implizite Definition der Ökosystemleistungen (ÖSL) im **Wasserhaushaltsgesetz (WHG)** enthalten, wo in § 1 als Zweck des Gesetzes genannt wird: „[...] *durch eine nachhaltige Gewässerbewirtschaftung die Gewässer als Bestandteil des Naturhaushalts, als Lebensgrundlage des Menschen, als Lebensraum für Tiere und Pflanzen sowie als nutzbares Gut zu schützen*“. Hier werden bereits der Erhalt der Biodiversität und der ÖSL weitsichtig mit einander verbunden, und dann erläuternd in § 6 (1) mit der Nennung der *„Funktions- und Leistungsfähigkeit als Bestandteil des Naturhaushalts“* ein funktionsbasiertes Schutzprinzip eingeführt. Diese Schutzziele werden dann durch die Zielstellungen *„Schutz vor nachteiligen Veränderungen von Gewässereigenschaften“* zudem mit der Zustandsbewertung von Gewässern verknüpft, wobei in Punkt 2 dann mit der Formulierung *„Beeinträchtigungen auch im Hinblick auf den Wasserhaushalt der direkt von den Gewässern abhängenden Landökosysteme und Feuchtgebiete [...]“* die Flussauen auch gleich einbezogen werden.

Auch die **WRRL** legt in ihren Begriffsbestimmungen fest, dass der ökologische Zustand von Gewässern neben der Struktur auch anhand der ökologischen Funktionsfähigkeit bewertet wird (Art. 2 Abs. 21 WRRL), was sich aber in den etablierten Bewertungswerkzeugen kaum widerspiegelt (Moss 2007, Wolf et al. 2019).

Über diese sehr weitsichtigen und weitreichenden Formulierungen sind die ÖSL der Gewässer und ihrer Auen somit faktisch bereits seit Jahrzehnten in Deutschland rechtlich verankert. Leider wurden diese Zielstellungen nur wenig in der operativen Bewirtschaftung und bei der Rechtsprechung berücksichtigt. Jedoch bieten diese rechtlichen Grundlagen gute formale Voraussetzungen, um bei behördlichen Planungen in Zukunft die Erhöhung der Verfügbarkeit von Ökosystemleistungen als explizites Planungsziel zu formulieren.

Das auf der funktionellen Bewertung von Ökosystemen beruhende Konzept der ÖSL ergänzt somit einerseits komplementär die im Zuge der Umsetzung der WRRL durchgeführten Zustandsbewertungen und erfüllt andererseits die bisher nicht umgesetzte gesetzliche Vorgaben zur Bewertung der Funktionsfähigkeit, die auch in der WRRL vorgesehen sind. Die vielfältigen Funktionen von Flüssen und Auen können in Bezug auf ihre Wirksamkeit auf den Menschen über die Bewertung der versorgenden, regulativen und kulturellen ÖSL anschaulich kommuniziert werden (Abb. 1).

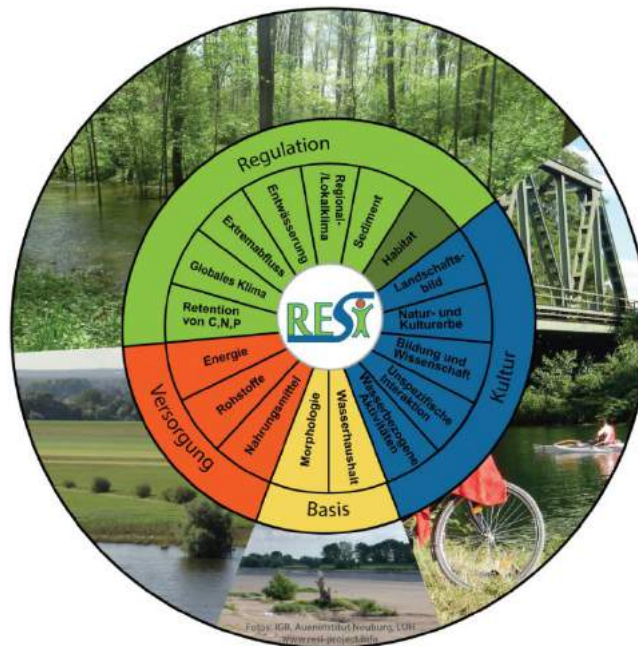


Abb. 1: Ökosystemleistungen von Gewässern und Auen

Die ÖSL stellen dabei nur eine – wenn auch große – Teilmenge der vielfältigen Ökosystemfunktionen dar: Einige in Gewässerökosystemen ablaufende Prozesse (vgl. von Schiller et al. 2017, Wolf et al. 2019) sind für den Menschen nicht direkt bedeutsam, wie etwa die dort in großem Umfang stattfindenden biologisch vermittelten chemischen Umsetzungen von Eisen, Silizium und Calciumcarbonat, und werden daher bei der Betrachtung von ÖSL üblicherweise nicht berücksichtigt. Zudem kann nur einem Teil der gesamten Palette der ÖSL auf ökonomisch begründete Weise ein Geldwert zugewiesen werden, was eine Grundvoraussetzung zur Monetarisierung darstellt. Daher können in Geldwert ausgedrückte Angaben zum Umfang der ÖSL in einem Gebiet sich immer nur auf einen Teil aller ÖSL beziehen.

3 Praktische Anforderungen an eine ÖSL-Bewertung

Anhand der genannten rechtlichen Rahmenbedingungen und aufgrund von Äußerungen aus der wasserwirtschaftlichen Praxis lassen sich vorläufig folgende Anforderungen an eine Nutzung des Konzepts der Ökosystemleistungen bei Gewässer- und Auenentwicklungsmaßnahmen formulieren:

- a) Die Nutzung des ÖSL-Konzepts sollte möglichst eine **funktionelle Bewertung** von Gewässern und Auen unterstützen, da eine solche bei manchen Gewässern (z. B. stark veränderte Gewässer, solche ohne Referenzgewässer oder nicht typisierbare Gewässer) oder Entwicklungsplanungen sinnvoll ist, um die üblichen Zustandsbewertungen zu ergänzen.
- b) Die Nutzung des ÖSL-Konzepts sollte neben den bereits etablierten Schutzgütern eine möglichst **übersichtliche Erfassung aller Ökosystemleistungen und deren Nutzungen** ermöglichen, die z. B. zur Unterstützung einer Plangenehmigung, eines Planfeststellungsverfahrens oder eines Raumordnungsverfahrens mit den jeweiligen Umweltverträglichkeitsprüfungen dienen. Optimaler Weise könnten damit umfangreiche Stellungnahmen der Akteure zur Beeinträchtigung ihrer Ziele und Nutzungsmöglichkeiten von Flächen, wie sie in solchen Verfahren eingeholt werden, in vereinfachter und standardisierte Weise **zusammengefasst und visualisiert** werden.

- c) Das ÖSL-Konzept sollte somit idealerweise eine **intersektorale Plattform** zur allgemeinen und flächenscharfen Darstellung aller **sektoralen Planungsziele und Interessen** bieten, so dass deren Konflikte, vor allem aber deren Synergien allgemein und flächenbezogen erkannt werden können.
- d) Das ÖSL-Konzept ermöglicht die Bewertung und Erfolgs- sowie **Effizienzkontrolle durchgeführter Renaturierungsvorhaben**, und zwar nicht nur im Hinblick auf die wasserwirtschaftlichen Ziele (z. B. Verbesserung der hydromorphologischen Strukturen von Gewässern und Auen oder Verbesserung des Landschaftswasserhaushalts), sondern auch auf die synergistische Verbesserung damit verbundener anderer Landschaftsfunktionen und -leistungen (z. B. Treibhausgasbindung, Vorteile für naturverbundene Erholungsnutzung).
- e) Die Nutzung des ÖSL-Konzeptes kann und soll wesentlich dazu beitragen, Grundlagen für den **gesellschaftlichen Ausgleich** zu schaffen und damit die Honorierung von wirksamen ÖSL der Land- und Forstwirtschaft und weiterer Akteure in Bezug auf (verbesserte) Leistungen der Gewässer, Auen, Moore und sonstigen Feuchtgebiete sowie der Böden und Ökosysteme in den Einzugsgebieten.
- f) Der zusätzliche Aufwand zur Erfassung der ÖSL sollte somit durch größere entstehende **Vorteile** aufgewogen werden:
- durch verbesserte, interaktivere **Kommunikation** mit den Akteuren über die Entscheidungsgrundlagen
 - durch die Zusammenführung der verfügbaren thematisch relevanten Umweltdaten
 - durch leicht fassbare Darstellung der Auswirkungen verschiedener **Planungsszenarien** (vgl. Hornung et al. 2019)
 - durch **transparentere** und damit von den Akteuren leichter zu akzeptierende **Entscheidungsfindung** sowie
 - durch Ermöglichung eines funktionalen **Erfolgsmonitorings** zum Nachweis des Projekterfolgs,
 - durch Auswahl funktional gleichartig wirkender **Ausgleichsmaßnahmen** für unvermeidliche Eingriffe anstatt der rein mathematischen linearen Bewertung der Flächengröße und „Ökopunkte“.

4 Der River Ecosystem Service Index (RESI) als Werkzeug zur Erhöhung der Resilienz von Landschaft und Gewässern

Neben der Erreichung der Ziele der WRRL oder der Fauna-Flora-Habitatrichtlinie (FFH-RL) und Vogelschutzrichtlinie erfordern auch die Klima-, Biodiversitäts- wie auch die Covid-19-Krise Mitigations- und Anpassungsmaßnahmen in urbanen Strukturen, in der freien Landschaft und an Gewässern infolge von größeren Klimaextremen, geringerer Wasserverfügbarkeit und erhöhtem Nutzungsdruck, v. a. zur Erholung und für eine nachhaltige Landwirtschaft (Scholz et al. 2012, TEEB 2015, Pusch et al. 2019).

Der RESI und daraus ableitbare ÖSL-Verfügbarkeitsindizes ermöglichen die systematische und sektorenübergreifende Ableitung von Handlungsoptionen, die die Bereitstellung von wasserbezogenen ÖSL stärken (also versorgende, regulierende, und kulturelle ÖSL, wie etwa Trinkwasserbereitstellung, Schadstoffrückhalt, Habitatbereitstellung und Erholungsfunktion) sowie auf die Anpassung der nachhaltigen Nutzungen wasserbezogener ÖSL abzielen (Podschn et al. 2018a,b).

Mit der Visualisierung des RESI durch Karten und Polargrafiken ist eine leicht verständliche, transparente und räumlich explizite Darstellung der betrachteten ÖSL möglich (Abb. 2, siehe auch die Praxisbeiträge in diesem Band zur Nahe von Mehl et al. 2020, zur Nahe von Fischer-Bedtke et al. 2020 oder zur Donau von Gelhaus et al. 2020). Diese erleichtert die Kommunikation zwischen verschiedenen Wissenschaftsdisziplinen und Verwaltungsressorts sowie auch mit anderen Akteuren, zumal die Fülle verfügbarer Umweltdaten durch RESI stark zusammengefasst wird.

Diese Handlungsoptionen können hinsichtlich der Landnutzung für einen Planungsraum so variiert werden, dass bei gegebener höherer Klimavariabilität infolge erhöhter Nutzungsstrukturierung und Multifunktionalität eine räumliche Risikominimierung der Landnutzung, Siedlungsnutzung und Wasserwirtschaft und damit höhere Resilienz gegenüber Wasser-Extremen erreicht wird. RESI stellt somit die Grundlage für mögliche weitere von sektorenübergreifenden Planungs- und Analyseinstrumenten dar, die relevante sektorale Grundlagendaten in zusammengefasster Form bewertet, visualisiert und somit für die Entscheidungsunterstützung nutzbar macht.

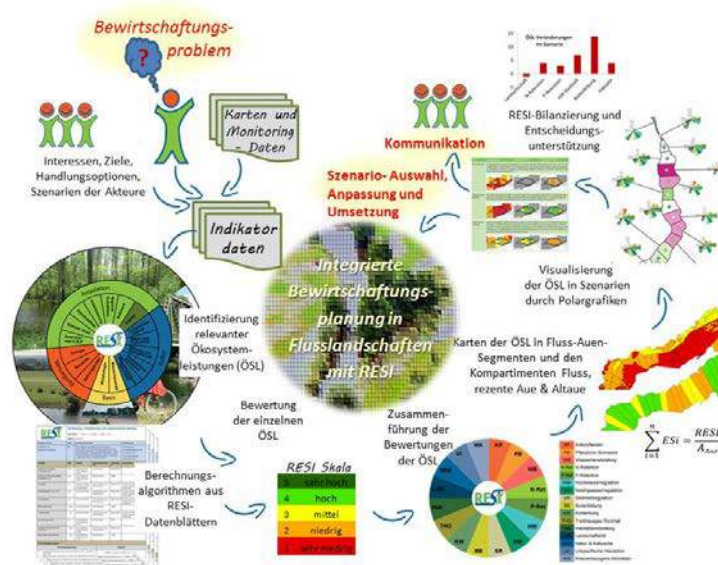


Abb. 2: Übersicht über die Methodik der Bewertung von Ökosystemleistungen mit dem „River Ecosystem Service Index“ (RESI).

5 Literaturverzeichnis

- Belletti, B., Garcia de Leaniz, C., Jones, J., et al. (2020): More than one million barriers fragment Europe's rivers. – *Nature* 588: 436–441
- Brauns, M., Gücker, B., Wagner, C., Garcia, X.-F., Walz, N. & Pusch, M. T. (2011): Human lakeshore development alters the structure and trophic basis of littoral food webs. – *Journal of Applied Ecology* 48 (4): 916–925.
- Fischer-Bedtke, C., Vilović, V., Podschun, S., Albert, C., Damm, C., Fischer, H., Foeckler, F., Gelhaus, M., Volkmar Hartje, Hoffmann, T.G., Kasperidus, H. D., Mehl, D., Pusch, M., Ritz, S., Rumm, A., Schulz-Zunkel, C., Stammel, B., Thiele, J., Venohr, M., von Haaren, C., Scholz, M. & Dehnhardt, A. (2020): Ökosystemleistungen der Flüsse und ihrer Auen: Einflussfaktoren und Nutzungen. In diesem Buch.
- Gelhaus, M., Podschun, S., Albert, C., Becker, A., Chakhvashvili, E., Fischer-Bedtke, C., Fischer, H., Damm, C., Gerstner, L., Hoffmann, T. G., Iwanowski, J., Kasperidus, H. D., Linnemann, K., Mehl, D., Pusch, M., Rayanov, M., Ritz, S., Rumm, A., Sander, A., Scholz, M., Schulz-Zunkel, C., Thiele, J.,

- Venohr, M., von Haaren, C., Wildner, M. & Stammel, B. (2020): Ergebnisse der ÖSL-Quantifizierung und -bewertung für geplante Hochwasserschutzmaßnahmen an der Donau von der Iller bis zur Lechmündung. In diesem Buch.
- Gücker, B., Brauns, M. & Pusch, M. T. (2006): Effects of wastewater treatment plant discharge on ecosystem structure and function of lowland streams. – *Journal of the North American Benthological Society* 25: 313-329.
- Gücker, B., Brauns, M., Solimini, A., Voss, M., Walz, N., Pusch, M. T. (2011): Urban stressors alter the trophic basis of secondary production in an agricultural stream. – *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 68: 74-88.
- Hornung, L., Podschun, S.A. & Pusch, M. (2019): Linking ecosystem services and measures in river and floodplain management. – *Ecosystems and People* 15: 214-231.
- Kakouei, K., Kiesel, J., Kail, J., Pusch, M. & Jaehnig, S.C. (2017): Quantitative hydrological preferences of benthic stream invertebrates in Germany. *Ecological Indicators* 79: 163-172.
- Lorenz, S., Pusch, M.T., Miler, O. & Blaschke, U. (2017): How much ecological integrity does a lake need? Managing the shores of a peri-urban lake. – *Landscape and Urban Planning* 164: 91-98.
- Mehl, D., Fischer-Bedtke, C., Damm, C., Gelhaus, M., Gerstner, L., Hoffmann, T. G., Iwanowski, J., Podschun, S., Rumm, A., Scholz, M. & Stammel, B. (2020): Ergebnisse der Quantifizierung und Bewertung von Ökosystemleistungen vor und nach der Renaturierung der Nebel. In diesem Buch.
- Moss, B. (2007): Shallow lakes, the Water Framework Directive and life. What should it be all about? – *Hydrobiologia* 584: 381-394.
- Nützmann, G., Wolter, C., Venohr, M. & Pusch, M. (2011): Historical Patterns of Anthropogenic Impacts on Freshwaters in the Berlin-Brandenburg Region. – *Die Erde* 142: 41-64.
- Podschun, S. A., Thiele, J., Dehnhardt, A., Mehl, D., Hoffmann, T. G., Albert, C., von Haaren, C., Deutschmann, K., Fischer, C., Scholz, M., Costea, G. & Pusch, M. T. (2018a): Das Konzept der Ökosystemleistungen – eine Chance für Integratives Gewässermanagement. – *Hydrologie & Wasserbewirtschaftung* 62 (6): 453-468.
- Podschun, S. A., Albert, C., Costea, G., Damm, C., Dehnhardt, A., Fischer, C., Fischer, H., Foeckler, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Hartje, V., Hoffmann, T. G., Hornung, L., Iwanowski, J., Kasperidus, H. D., Linnemann, K., Mehl, D., Rayanov, M., Ritz, S., Rumm, A., Sander, A., Schmidt, M., Scholz, M., Schulz-Zunkel, C., Stammel, B., Thiele, J., Venohr, M., von Haaren, C., Wildner, M. & Pusch, M. (2018b): RESI - Anwendungshandbuch: Ökosystemleistungen von Flüssen und Auen erfassen und bewerten, 187 S. + XI.
- Pusch, M. T., Podschun, S. A., Albert, C., Damm, C., Dehnhardt, A., Fischer, C., Fischer, H., Foeckler, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Iwanowski, J., Hoffmann, T. G., Mehl, D., Rayanov, M., Ritz, St., Rumm, A., Scholz, M., Stammel, B., Thiele, J. & Venohr, M. (2019): Ökosystemleistungen von Flussauen bewerten: der RESI-Ansatz. – *Auenmagazin* 16: 6-10.
- Schindler, S., Sebesvari, Z., Damm, C., Euller, K., Mauerhofer, V., Hermann, A., Biró, M., Essl, F., Kanka, R., Laawars, S. G., Schulz-Zunkel, C., van der Sluis, T., Kropik, M., Gasso, V., Krug, A., Pusch, M., Zulka, K. P., Lazowski, W., Hainz-Renetzeder, C., Henle, K. & Wrbka, T. (2014): Multifunctionality of floodplain landscapes: relating management options to ecosystem services. – *Landscape Ecology* 29: 229-244.
- Schöll, F. et al. (2012): Conceptual paper on large river bioassessment. Annex II of Schöll, F., Birk, S. & Böhmer, J. (eds.): XGIG Large River Intercalibration Exercise – WFD Intercalibration Phase 2: Milestone 6 report. Joint Research Centre, Ispra (IT), 73 S.
- Scholz, M., Mehl, D., Schulz-Zunkel, C., Kasperidus, H. D., Born, W. & Henle, K. (2012): Ökosystemfunktionen in Flussauen. Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Treibhausgas-Senken-/Quellenfunktion und Habitatfunktion. – *Naturschutz und biologische Vielfalt* 124, 257 S.

- TEEB DE (2015): Naturkapital und Klimapolitik - Synergien und Konflikte.. von Hartje, V., Wüstemann H. & Bonn, A. (Hrsg.). Technische Universität Berlin, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ. Berlin, Leipzig.
- Tockner, K., Pusch, M., Gessner, J. & Wolter, C. (2011): Domesticated Ecosystems and Novel Biotic Communities: Challenges for Water Management. – *Ecohydrology and Hydrobiology* 11: 167-174.
- UBA (2020): Weiterentwicklung der biologischen Bewertungsverfahren zur EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) unter besonderer Berücksichtigung der großen Flüsse. Rolauffs, P., Hering, D., Mischke, U., Gutowski, A., Hofmann, G., Halle, M. & Vogl, R. (Autoren). Umweltbundesamt. – UBA Texte 23/2020, 178 S.
- von Schiller, D., Acuña, V., Aristi, I., Arroita, M., Basaguren, A., Bellin, A., Boyero, L., Butturini, A., Ginebreda, A., Kalogianni, E., Larrañaga, A., Majone, B., Martínez, A., Monroy, S., Muñoz, I., Paunović, M., Pereda, O., Petrovic, M., Pozo, J., Rodríguez-Mozaz, S., Rivas, D., Sabater, S., Sabater, F., Skoulikidis, N., Solagaistua, L., Vardakas, L. & Elosegi, A. (2017): River ecosystem processes: A synthesis of approaches, criteria of use and sensitivity to environmental stressors. – *Science Total Environment* 596/597: 465-480.
- Wolf, C., Völker, J. & Klauer, B. (2019): Der ökologische Zustand nach WRRL – Potenziale einer ergänzenden funktionalen Zustandsbewertung. – *Wasserwirtschaft* 4: 22-24.
- Zingraff-Hamed, A., Schröter, B., Schaub, S., Lepenies, R.; Stein, U., Hüesker, F., Meyer, C., Schleyer, C., Schmeier, S. & Pusch, M.T. (2020): Perception of bottlenecks in the implementation of the European Water Framework Directive. – *Water Alternatives* 13(3): 458-483.

Autorenverzeichnis

Dipl.-Ing. Mathias Scholz

Prof. Dr. Klaus Henle

Dipl.-Ing. Hans Dieter Kasperidus

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)
Department Naturschutzforschung
Permoserstr. 15, 04318 Leipzig

Dr. Christine Fischer-Bedtke

Stadt Leipzig, Amt für Stadtgrün und Gewässer,
Prager Str. 118 - 136, 04317 Leipzig

Vormals:

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)
Department Naturschutzforschung
Permoserstr. 15, 04318 Leipzig

Dr. Christiane Schulz-Zunkel

Bundesamt für Naturschutz (BfN)
Alte Messe 6, 04103 Leipzig

Vormals:

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)
Department Naturschutzforschung
Permoserstr. 15, 04318 Leipzig

Dr. Barbara Stammel

Prof. Dr. Bernd Cyffka

Dipl.-Biol. Marion Gelhaus

Katholische Universität Eichstätt-Ingolstadt (KUEI)
Professur für Angewandte Physische Geografie
Aueninstitut Neuburg
Schloss Grünau, 86633 Neuburg an der Donau

Dr. Christian Damm

B. Sc. Lars Gerstner

M. Sc. Julia Lotti

Karlsruher Institut für Technologie (KIT)
Institut für Geographie und Geoökologie
Abteilung Auen-Institut
Josefstr.1, 76437 Rastatt

Priv.-Doz. Dr. Martin Pusch

M. Sc. Lena Hornung

Dr. Simone A. Podschun

Dr. Markus Venohr

M. Sc. Markus Wildner

Leibniz-Institut für Gewässerökologie
und Binnenfischerei (IGB)
Müggelseedamm 301, 12587 Berlin

Dr. Helmut Fischer

M. Sc. Kathrin Linnemann

Dr. Peter Horchler

Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)
Am Mainzer Tor, 56068 Koblenz

Dr. Stephanie Ritz

Bundesamt für Naturschutz (BfN)
Konstantinstraße 110, 53179 Bonn

Vormals:

Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)
Am Mainzer Tor, 56068 Koblenz

Prof. Dr. Volkmar Hartje

B. Sc. Vlatko Vilović

Dipl.-Ing. Marin Rayanow

Technische Universität Berlin (TUB)
Institut für Landschaftsarchitektur und Umweltplanung (ILAUP), Fachgebiet Landschaftsökologie
Straße des 17. Juni 145, 10623 Berlin

Dr. Alexandra Dehnhardt

Institut für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW)
GmbH, Forschungsfeld Umweltökonomie und -politik
Potsdamer Str. 105, 10785 Berlin

Vormals:

Technische Universität Berlin (TUB)
Institut für Landschaftsarchitektur und Umweltplanung (ILAUP), Fachgebiet Landschaftsökologie
Straße des 17. Juni 145, 10623 Berlin

Autorenverzeichnis

Prof. Christina von Haaren

Dr. Julia Thiele

M. Sc. Erekle Chakhvashvili

Leibnitz-Universität Hannover (LUH)
Institut für Umweltplanung
Herrenhäuser Straße 2, 30419 Hannover

Prof. Dr. Christian Albert

Ruhr-Universität Bochum (RUB)
Geographisches Institut
Universitätsstr. 150, 44801 Bochum

Vormals:

Leibniz Universität Hannover (LUH)
Institut für Umweltplanung
Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover

Dr. Dr. Dietmar Mehl

Dr. Tim G. Hoffmann

B. Sc. Janette Iwanowski

biota – Institut für ökologische Forschung und Planung
GmbH
Nebelring 15, 18246 Bützow

Dipl.-Biochem. Antje Becker

DHI-WASY GmbH
Volmerstraße 8, 12489 Berlin

Dr. Thomas Horlitz

Dipl.-Ing. Achim Sander

M. Sc. Till Benner

Entera – Umweltplanung & IT GdR Hannover
Fischerstrasse 3, 30167 Hannover

Dr. Francis Foeckler

B. Sc. Maria Nissl

Dipl.-Ing. (FH) Andrea Rumm

M. Sc. Ameli Lentz

Dipl.-Biol. Christopher Parzefall

ÖKON Gesellschaft für Landschaftsökologie, Gewässerbiologie und Umweltplanung mbH
Hohenfelder Straße 4, 93183 Kallmünz

Abkürzungsverzeichnis

Alt	Altaue
ATKIS	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem
BB	Brandenburg
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BIP	Bruttoinlandsprodukt
BKG	Bundesamt für Kartographie und Geodäsie
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
BÜK	Bodenübersichtskarte
BY	Bayern
BZ	Bezugszustand
CICES	Common International Classification of Ecosystem Services
CLC	CORINE Land Cover
CORINE	Coordination of Information on the Environment
DGM	Digitales Geländemodell
DLM	Digitales Landschaftsmodell
DWD	Deutscher Wetterdienst
EEA	European Environment Agency
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
FFH	Fauna-Flora-Habitat
FlurbG	Flurbereinigungsgesetz
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik
GEF	Gewässerentwicklungsflächen
HQ	Hochwasserdurchfluss („H“ für Hoch und „Q“ für Abfluss-Kennzahl)
HWRM	Hochwasserrisikomanagement
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IPBES	Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LBM DE	Landbedeckungsmodell für Deutschland
LNatSchG	Landesnaturschutzgesetz
LwAnpG	Landwirtschaftsanpassungsgesetzes
MEA	Millennium Ecosystem Assessment
MAES	Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services
MONERIS	MOdelling Nutrient Emissions in RIver Systems
ÖSL	Ökosystemleistung(en)

Glossar

PnV	Potenzielle natürliche Vegetation
PZ	Planungszustand
QSIM	Qualitäts-Simulation
RESI	River Ecosystem Service Index
Rez	Rezente Aue
ReWaM	Regionales Wasserressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland
RL	Richtlinie
RLP	Rheinland-Pfalz
SAC	Special Areas of Conservation
SPA	Special Protection Area der Vogelschutzrichtlinie
ST	Sachsen-Anhalt
UBA	Umweltbundesamt
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
THG	Treibhausgase
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WRRL	europäische Wasserrahmenrichtlinie
WWA DON	Wasserwirtschaftsamt Donauwörth

Glossar

Abflussregime

Regelmäßig wiederkehrendes Abflussverhalten eines Fließgewässers im Jahresgang.

Altaue

Inaktive Aue; Bereiche der morphologischen Aue, die infolge menschlicher Aktivitäten (z. B. Deichbau) abgetrennt worden sind. Die Altaue schließt Polder ohne ökologische Flutung mit ein.

Altwasser

Auengewässertyp. Permanente stehende Seitengewässer, die i.d.R. bei Mittelwasserstand keine Verbindung mit dem jetzigen Flussbett haben.

Anthropogen

Vom Menschen verursacht.

Anoxisch

Sauerstofffrei, anaerob; Milieu ohne freien Sauerstoff, wobei durch anaerobe Atmung oxidierte Verbindungen zur Energiegewinnung genutzt werden können.

Auen

Vom Flusswasser hinsichtlich Hydro- und Morphodynamik direkt oder indirekt beeinflusste Landschaft entlang eines Flusses. Durch anthropogene Maßnahmen wie Deiche ist der direkte Einfluss unterbunden (Altaue). Die Hochwasserdynamik kann sich im Hochwasserfall über den Grundwasserleiter und Druckwasser in der Altaue auswirken.

Auentyp

Gruppe von Auen mit ähnlicher Einzugsgebietscharakteristik und ähnlichen hydromorphologischen Merkmalen.

Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem (ATKIS)

Das Amtliche Topographisch-Kartographische Informationssystem (ATKIS) ist ein Basisdatenbestand, der digitale topographische Geodaten in einem bundesweit einheitlichen Format führt. ATKIS beinhaltet folgende Komponenten: Digitale Landschaftsmodelle (DLM), Digitale Geländemodelle (DGM), Digitale Topographische Karten (DTK), Digitale Orthophotos (DOP).

Aquatisch

Im Wasser oder von Wasser geprägt.

Bereitgestellte Ökosystemleistungen

Umfassen alle Beiträge des Ökosystems, die Menschen heute oder zukünftig nutzen können, die aber nicht zwangsweise heute genutzt werden (von Haaren et al. 2014). Dementsprechend beschreiben bereitgestellte ÖSL die Leistungsfähigkeit oder das Angebot an ÖSL (Burkhard et al. 2014).

Bezugszustand (Status Quo)

Ausgangs-, Ist- bzw. Referenzzustand einer betrachteten Region. Bezeichnet den gegenwärtigen Zustand, der in der Analyse mit einem Planungszustand, einem Szenario oder einem anderen Zeitabschnitt verglichen wird.

Biodiversität

“Die Variabilität unter lebenden Organismen jeglicher Herkunft, darunter unter anderem Land-, Meeres- und sonstige aquatische Ökosysteme und die ökologischen Komplexe, zu denen sie gehören“ (Convention on Biological Diversity (CBD)). Dies beinhaltet die Artenvielfalt, die genetische Vielfalt und Ökosystemvielfalt.

Biotop

Lebensraum einer typischen Lebensgemeinschaft von Organismen (Biozönose), der durch bestimmte Umweltfaktoren geprägt ist.

Biotoptyp

Ist ein abstrahierter Typus aus der Gesamtheit gleichartiger Biotope.

Bodenfruchtbarkeit

Der gegenwärtige Zustand eines Bodens hinsichtlich seiner Fähigkeit, seine ökologischen und für die Lebewesen und die Menschen essentiellen Funktionen zu erfüllen und Nutzpflanzen das Wachstum zu ermöglichen. Geprägt wird sie durch Standortfaktoren Durchwurzelbarkeit, Wasser-, Luft-, Wärme- und Nährstoffverhältnisse des Bodens.

Bruttoinlandsprodukt (BIP)

Kennzahl für den wirtschaftlichen Wohlstand eines Landes insgesamt.

CORINE Land Cover (CLC)

Ist ein Projekt der EU-Kommission, welches digitale Satellitenbilder erfasst und auswertet. CORINE steht für das Projekt "Coordination of Information on the Environment"

Deich

Wasserbauliche Schutzanlagen entlang von Flüssen und an Küsten im Fall von Hochwassereignissen.

Denitrifikation

Mikrobielle Umwandlung des in Nitrat (NO³⁻) gebundenen Stickstoffs zu molekularem Stickstoff (N₂).

Digitales Geländemodell (DGM)

auch DEM: Digital Elevation Model. Das Digitale Geländemodell ist ein Datenmodell zur Beschreibung von Geländehöhen und -formen durch miteinander verbundene Stützpunkte, beispielsweise in Form von Dreiecksnetzen oder Rastergittern.

Digitales Landschaftsmodell (DLM)

Als Modellkomponente von ATKIS besteht das DLM aus topografischen Vektordaten. Die Beschreibung der Topographie erfolgt in einem Objektartenkatalog (OBAK).

Digitales Landbedeckungsmodell für Deutschland (LBM-DE)

In diesem sind flächenhafte Informationen zur Landbedeckung und Landnutzung im Sinne der europäischen Nomenklatur von CORINE Land Cover (CLC) enthalten.

Einzugsgebiet

Das Einzugsgebiet eines Flusses umfasst das durch Wasserscheiden begrenzte Gebiet, das durch einen Fluss mit allen seinen Nebenflüssen entwässert wird.

Erneuerbare Energiegesetz (EEG)

Seit dem Jahr 2000 regelt in Deutschland das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) die Förderung erneuerbarer Energien für die Erzeugung elektrischer Energie.

Erosion

Oberbegriff für die Abtragungsprozesse, bei denen Material durch Wasser, Eis und Wind verlagert wird.

Europäische Hochwasserrisikomanagementrichtlinie (HWRM-RL)

Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie der EU (2007/60/EG), die den Umgang mit dem Hochwasserrisiko innerhalb der EU vereinheitlicht. Sie zielt darauf ab, die Risiken und Schäden durch Hochwässer in Bezug auf Gesundheit, Umwelt, Kulturgüter und wirtschaftliche Tätigkeit zu verringern. Hierzu werden u. a. Karten möglicher Überschwemmungsgebiete erstellt, die zumeist den historischen Auengebieten entsprechen.

Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)

Die europäische Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) ist eine Richtlinie, die in der EU die Vorgaben für den Schutz und die Bewirtschaftung von Gewässern mit Hilfe von Regeln und Vorgaben vereinheitlicht, wobei verpflichtende Ziele und Zeitvorgaben zur Überführung eines Gewässers in den guten ökologischen Zustand gemacht werden.

Eutrophierung

Erhöhung der Primärproduktion von Gewässern durch natürliche oder (zumeist) künstliche Zufuhr von Nährstoffen (v.a. Nitrat und Phosphat) vor allem in stehenden oder langsam fließenden Gewässern. Die Zufuhr erfolgt aus Punktquellen durch häusliche, industrielle und gewerbliche Abwässer oder durch diffuse Einträge aus gedüngten landwirtschaftlichen Flächen.

Feuchtgebiet

Ökosystem im Übergangsbereich von trocken zu aquatisch, wobei Grund- oder Oberflächenwasserspiegel ganzjährig oder periodisch schwanken können.

Fauna-Flora-Habitat-Gebiet / Natura 2000-Gebiet
Schutzgebietskategorie der Fauna-Flora-Habitat Richtlinie (FFH-RL) 92/43/EWG vom 21. Mai 1992. Die Gebiete gehören zum europäischen Naturschutznetz Natura 2000.

Fauna-Flora-Habitat Lebensraumtyp (FFH-LRT)

In der FFH-RL im Anhang I aufgeführte Lebensraumtypen. Für diese haben die EU-Mitgliedstaaten einen besonderen Schutz einzurichten.

Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL)

Naturschutz-Richtlinie der Europäischen Union (Richtlinie 92/43/EWG). Ziel der Richtlinie ist die Erhaltung wildlebender Tier- und Pflanzenarten, die Erhaltung ihrer Lebensräume sowie der Aufbau eines zusammenhängenden Systems von Schutzgebieten (Vernetzung, Natura 2000-Gebiete).

Filtrierer

Organismen (zumeist Wirbellose), die zur Ernährung aktiv oder passiv organische Feinpartikel aus dem Wasser entnehmen.

Fließgewässerstrukturgüte

Bewertung der morphologischen Strukturvielfalt von Fließgewässer-Abschnitten, zumeist erfasst durch Vor-Ort-Kartierungen mittels auf Länderebene standardisierter Kartierungsmethoden.

Fluss

Bezeichnet ein größeres, fließendes Gewässer der Landflächen (Fließgewässer, fließendes Binnenoberflächengewässer), das abschnittsweise auch unterirdisch fließen kann (Karsterscheinung). Kleinere Fließgewässer werden gemeinhin als Bäche bezeichnet; sehr große Fließgewässer auch als Ströme. Der Begriff Fluss wird im rechtlichen Kontext (z. B. WRRL) teilweise auch als Überbegriff für alle Fließgewässer genutzt.

Fluss-Auen-Kompartiment

Abgrenzbare funktionelle Einheiten der morphologischen Aue, unterteilt in die Auenkompartimente (Altau, rezente Aue), sowie Fluss-Kompartiment.

Fluss-Auen-Segment

Abschnitte in Längsrichtung des Flusskorridors mit einer Standardlänge von 1 km (Brunotte et al. 2009). Die Fluss-Auen-Segmente werden als einheitlicher Bewertungsraum für den RESI genutzt. Die Segmente können weiter in Fluss-Auen-Kompartimente untergliedert werden.

Fracht

Die Gewässerfracht errechnet sich aus der Konzentration von Nährstoffen (hier: N, P, C) und der jährlichen Wasserabflussmenge (Durchfluss), als mittlere Fracht eines gewählten Bezugszeitraumes.

Gemeinsame Agrarpolitik der EU (GAP)

Politikbereich der Europäischen Union für gemeinsame Marktordnungen u. a. durch Subventionierung landwirtschaftlicher Produktion und für die Entwicklung des ländlichen Raumes.

Genutzte Ökosystemleistungen (ÖSL)

Werden direkt von Menschen konsumiert oder in Anspruch genommen (von Haaren et al. 2014). Sie beschreiben den de facto genutzten Teil des Bündels von ÖSL in einer bestimmten Fläche zu einer bestimmten Zeit (Burkhard et al. 2014).

Gewässerentwicklungskonzept (GEK)

Planwerk zur regionalen Umsetzung der Maßnahmenprogramme, die für ein Erreichen der Ziele der europäischen WRRL erforderlich sind. Dabei wird auch ein Abgleich mit Zielen des Hochwasserschutzes und der FFH-RL angestrebt.

Gewässerentwicklungsflächen (GEF)

Die typspezifischen Gewässerentwicklungsflächen (GEF) sind Flächen von Fließgewässern für eine eigen-dynamische Entwicklung, um gemäß der europäischen WRRL ökologisch funktionsfähige Gewässer auch in der Kulturlandschaft zu integrieren und zu entwickeln.

Großvieheinheit (GVE)

1 GVE entspricht ca. 500 kg Lebendgewicht von Nutztieren und ist auf den ganzjährig im Betrieb gehaltenen Durchschnittsbestand bezogen.

Grundwasser

Unterirdisches Wasser in der Sättigungszone, räumlich abgegrenzt auch als Grundwasserkörper. In den Sedimentablagerungen von Auen liegen oft große Grundwasservorkommen.

Habitat

Charakteristischer Lebensraum und Standort einer Art. Wird auch als Synonym zu Biotop verwendet.

Hartholzau

Weniger häufig überschwemmte Bereiche von Auen, in denen Hartholz-Baumarten wie Stiel-Eiche, Feld- und Flatter-Ulme oder Esche den Auenwald dominieren.

Potenzielle natürliche Vegetation (pnV)

Der von Reinhold Tüxen (1899-1980) eingeführte Begriff der potenziell natürlichen Vegetation (pnV) beschreibt einen hypothetisch-konstruierten Zustand der Vegetation, der sich bei den aktuellen Standortbedingungen unter Selbstregulation einstellen würde, wenn die menschliche Beeinflussung schlagartig wegfallen würde.

Hochwasser

Wasserstand deutlich über dem Mittelwasserstand, bei dem Gewässer sich über das Gewässerufer hinaus ausdehnen.

HQ 100: 100-jährliches Hochwasser, das statistisch einmal in 100 Jahren auftritt.

HQ extrem: Seltenes Hochwasser mit besonders hohem Wasserstand (vgl. Europäische Hochwasserrisikomanagementrichtlinie (HWRM-RL)).

Interstitial

Sedimentlückenraum: ein mit Luft oder Wasser gefülltes Hohlräumssystem im sedimentären Untergrund eines Gewässers.

Invasive Arten (Neophyten, Neozoen)

Fremdländische Arten, die sich mit Hilfe des Menschen (bewusst oder unbewusst) als Einwanderer bzw. Neubürger in einem bisher von ihnen nicht besiedelten Raum angesiedelt haben. Invasive Arten haben dabei ein hohes Ausbreitungspotential und können andere heimische Arten verdrängen.

INVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs)

Modellset zur Quantifizierung, räumlichen Darstellung sowie zur biophysikalischen und optional ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen.

Kolk

Ausgespülte Vertiefung in einem Fließgewässer, verursacht durch energiereiche starke urbulente Strömungen.

Kulturlandschaft

Bezeichnet die durch den Menschen beeinflusste, gestaltete oder sogar neu geschaffene Landschaft. In Mitteleuropa ist die Kulturlandschaft durch landwirtschaftliche Nutzung geprägt.

Landwirtschaftliches Ertragspotenzial

Beschreibt das Potenzial der Böden für die landwirtschaftliche Nutzung.

Makrozoobenthos

Sichtbare, mit normalem Auge erkennbare am Gewässersgrund bzw. benetztem Ufer lebende Tiere, z. B. Muscheln, Wasserschnecken und -käfer, Insektenlarven.

Makrophyten

In Gewässern lebende Gefäßpflanzen und mit bloßem Auge sichtbare Algen (in Binnengewässern vor allem Armeleuchteralgen).

Maßnahme

Zielgerichtete menschliche Tätigkeit, um Veränderungen in Fluss-Auen-Systemen zu bewirken. Diese umfassen z. B. bauliche Veränderungen (wasserwirtschaftlich oder naturschutzfachlich), Nutzungsänderungen oder Veränderungen der Unterhaltungsaktivitäten durch Behörden. Je nach Kontext können Maßnahmen zu einer Verbesserung oder Verschlechterung von Umweltzuständen und damit auch der ÖSL-Zusammensetzung führen. Beispiele sind Maßnahmen der WRRL

Umsetzung, zur Erreichung der Natura-2000-Ziele oder für Aktivitäten des Auen- und Moorschutzes.

Mäander

Fluss- oder Talschlingen mit mehr oder weniger regelmäßig schwingenden Krümmungen, häufig im Mittellauf von Flüssen auftretend.

Menschliche Einflüsse

Im Kontext von RESI machen diese den Unterschied zwischen bereitgestellten und genutzten ÖSL aus und beschreiben Handlungen bzw. Aktivitäten zur Nutzung von ÖSL und zur Gestaltung des Ökosystems. Dabei bedingen menschliche Entscheidungen zur Einflussnahme 1) Veränderung des menschlichen Beitrags (Input) zur Erbringung von ÖSL und 2) beabsichtigte oder unbeabsichtigte Veränderung (Modifikationen) des Ökosystems Flusslandschaft (Podschn et al. 2018).

Menschliches Wohlergehen

Ein kontext- und situationsbezogener Status, der verschiedene Aspekte beinhaltet unter anderem Material zum Leben, Gesundheit und körperliches Wohlbefinden, soziale Beziehungen, Sicherheit und Spiritualität (MA 2005). Im Kontext des ÖSL-Konzepts lassen sich Elemente des Wohlbefindens in die Gruppen menschliche Grundbedürfnisse, ökonomisches Wohlbefinden, ökologisches Wohlbefinden und subjektives Wohlbefinden einteilen (Summers et al. 2012).

Mittellauf

Ein Flusslauf kann in Ober-, Mittel- und Unterlauf unterteilt werden. Zwischen Ober- und Unterlauf befindet sich der Mittellauf, der durch abnehmendes Gefälle und daraus folgender verringerter Fließgeschwindigkeit gekennzeichnet ist. Im Mittellauf wird ein Fluss infolge seiner Breite durch Uferbäume nur noch wenig beschattet, so dass sich reiche Unterwasser- und Ufervegetation entwickeln kann. Das Flussbett weist oft regelmäßige Mäander auf.

Mittelwasserlinie

Bezeichnet die Abgrenzung der Uferzone vom Gerinne eines Fließgewässers.

Modellregion

Diese wurden im Projekt RESI als repräsentative Testgebiete ausgewählt, in dem Fragestellungen bearbeitet wurden. Dies waren landschaftlich und hydrologisch verschiedene Fallbeispiele von Fluss-Auen-Systemen mit unterschiedlicher anthropogener Belastung sowie variierender Flussgröße, Flusslänge, Fluss- und Auentypen, sodass gewonnene Erkenntnisse auch auf andere Regionen übertragen werden können.

Modeling Of Nutrient Emissions into River Systems (MONERIS)

Bilanzierungsmodell zur Ermittlung von diffusen und punktuellen Stofffrachten über alle Eintragspfade ins Gewässer sowie innerhalb von Fließgewässersystemen.

Mollusca (Mollusken)

Tierstamm. Umfasst in Süßgewässern Schnecken (Gastropoda) und Muscheln (Bivalvia). Schnecken können den gesamten Fluss-Auengradienten besiedeln.

Morphologische Aue

Kompletter natürlicher Überschwemmungsbereich eines Flusses, der sich unterteilen lässt in die räumlichen Kompartimente rezente Aue, Altaue und Fluss.

Nachfrage nach Ökosystemleistungen

Die tatsächliche Entscheidung oder der geäußerte Bedarf nach Gütern und Leistungen ist eine Voraussetzung dafür, einen Nutzen aus Ökosystemen ziehen zu können (Wolff et al. 2015). Dabei können zwei Definitionen unterschieden werden: Die Nachfrage kann durch die tatsächliche Nutzung (Konsum) von ÖSL definiert werden (Burkhard et al. 2014) oder sie leitet sich aus den geäußerten individuellen bzw. gesellschaftlichen Präferenzen für ÖSL ab (Schröter et al. 2014).

Natura 2000

Kohärentes Netz von Schutzgebieten der Europäischen Union nach den Maßgaben der Richtlinie 92/43/ EWG (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie) sowie der Richtlinie 79/409/EWG von 1979 (Vogelschutzrichtlinie).

Niedrigwasser

Durch fehlenden Niederschlag oder jahreszeitlich bedingt erniedrigter Wasserstand im Vergleich zum Mittelwert.

Nitrat NO₃

Anorganisches Salz der Salpetersäure (HNO₃). Nitrat fördert die Eutrophierung der Gewässer.

Nitrifikation

Oxidation von Ammonium (NH₄) durch Bakterien über Nitrit (NO₂) zu Nitrat (NO₃).

Nutzen von Ökosystemleistungen

Entsteht, wenn die ÖSL vom Menschen direkt oder indirekt in Anspruch genommen werden, gesellschaftliche und/oder rechtliche Normen erfüllen oder/und eine positive Bedeutung haben (TEEB DE 2012).

Oberlauf

Ein Flusslauf kann in Ober-, Mittel- und Unterlauf unterteilt werden. Den Abschnitt in der Nähe der Quelle eines Flusses oder Baches bezeichnet man als Oberlauf. Er ist oft durch ein stark profiliertes Gelände gekennzeichnet. Im Oberlauf sind Fließgewässer oft von Uferbäumen stark beschattet.

Ökosystem

Von einer Lebensgemeinschaft besiedelter begrenzter Raum, der sich durch starke Wechselwirkungen zwischen den Organismen und mit ihrer abiotischen Umwelt auszeichnet.

Ökosystemfunktion

Physikalische, chemische und biologische Prozesse und Wechselwirkungen, die in den verschiedenen Ökosystemen stattfinden (TEEB DE 2012)

Ökosystemleistung (ÖSL)

Direkte und indirekte Beiträge von Ökosystemen zum menschlichen Wohlergehen, das heißt Leistungen und Güter, die dem Menschen einen direkten oder indirekten wirtschaftlichen, materiellen, gesundheitlichen oder psychischen Nutzen bringen. In Abgrenzung zum Begriff Ökosystemfunktion entsteht der Begriff Ökosystemleistung aus einer anthropozentrischen Perspektive und ist an einen Nutzen des Ökosystems für den Menschen gebunden (TEEB DE 2015). Im Projekt RESI wird konzeptionell zwischen bereitgestellten ÖSL und den meist unter zusätzlichen menschlichen Einflüssen genutzten ÖSL unterschieden (Podschn et al. 2018)

Ökologische Flutung

Episodische, kontrollierte Überflutung von Auenflächen, die durch Hochwasserschutzbauwerke (Deiche) vom natürlichen Überflutungsregime abgeschnitten sind (v. a. Hochwasserschutzpolder). Die ökologische Flutung (besser: Anpassungsflutung) hat zum Ziel, naturnähere hydrologische Bedingungen herzustellen, um damit die autotypischen Lebensgemeinschaften zu fördern. Aufgrund geringer Überflutungsdauer, -höhe, -dynamik oder -fläche werden damit aber zumeist nur begrenzt naturnahe Bedingungen in Auenflächen erreicht.

Oxisch

Aerob; Sauerstoffkonzentration von mehr als 2,0 ml/l in der Wassersäule oder Sediment, bei der die Aktivität der aerober Mikroorganismen nicht eingeschränkt ist.

Planungszustand

Beschreibt den infolge einer Kombination aus Maßnahmen angestrebten möglichen zukünftigen Ziel-Zustand. Während des Entscheidungsprozesses werden meist verschiedene Planungszustände, d. h. unterschiedliche Handlungsalternativen verglichen (z. B. Variation der Flächengröße der Maßnahme, unterschiedliche Intensität der Bewirtschaftung)

Polder/Flutpolder

Eine von Deichen umgebene Fläche, die bei Hochwasser ab einer bestimmten Höhe ungesteuert (über eine Überlaufschwelle) oder gesteuert (mittels eines regelbaren Wehrs) geflutet werden kann.

Pool und Riffle-Sequenzen

Seichte Flussabschnitte werden als Riffles (Untiefen, Furten), die tieferen als Pools (Kolke) bezeichnet. Sie treten in einem Gewässerlauf oft alternierend auf. Sequenzen von Furten und Kolken haben eine Länge von etwa dem 5-7fachen der Gewässerbreite.

Qualmwasser

Hinter Deichen austretendes Druckwasser während und nach Hochwasserereignissen.

Querbauwerk

Ein quer oder schräg zur Fließrichtung verlaufendes, durchgehendes, künstliches Bauwerk, z. B. Sohlrampe, Sohlgleite oder Grundschwelle, Wehr, Stauanlage. Mit Staustufen wird das Ziel verfolgt, eine Vergrößerung der Wassertiefe zu erreichen, z. B. zur schiffahrtlichen Nutzung oder zur Gewinnung von Wasserkraft. Es werden gleichmäßigere Bedingungen durch die Regelung des Abflusses erreicht. Staustufen sind grundsätzlich mit negativen ökologischen Folgen für Fließgewässer und Auen verbunden.

Quality Simulation (QSIM)

Deterministisches Gewässergütemodell der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) zur Simulation von Stoffhaushalt und planktischen Organismen in Fließgewässern.

Remobilisierung

Rückführung fest gebundener Schadstoffe im Boden in eine weniger stark gebundene oder lösliche Form.

Referenzzustand

Vergleichszustand oder Ausgangszustand als Bewertungsmaßstab.

Renaturierung

Maßnahmen, die anthropogen veränderte Lebensräume in einen naturnäheren Zustand überführen.

Retention

Rückhalt oder Verzögerung von Wasserabfluss bzw. Stoffflüssen in der Landschaft und den Gewässern wie z. B. von Nährstoffen (N, P) oder Kohlenstoff (C).

Retentionsraum

Natürlich oder künstlich (s. Polder) erzeugte Fläche zum Rückhalt von Hochwässern in einem Gebiet, das im Hochwasserfall überflutet wird.

Rezente Aue

(Synonym aktive Aue): Die noch überflutbaren Bereiche der morphologischen Aue. Die rezente Aue schließt im RESI Projekt Flutpolder mit ökologischer Flutung ein.

Sediment

In Gewässern transportierte und dann unter der Wirkung der Schwerkraft abgelagerte Feststoffe unterschiedlicher Korngröße (z. B. Kies, Sand, Schluff).

Sedimenttransport

Transport von Feststoffen in Fließgewässern infolge der durch die Fließgeschwindigkeit erzeugten Schleppspannung.

Sukzession

Zeitliche Aufeinanderfolge von Pflanzen- und/oder Tiergesellschaften bzw. Lebensgemeinschaften eines Biotops, hervorgerufen durch Störungen oder Nutzungsveränderungen, Klima, Boden oder Lebenstätigkeit der Organismen selbst.

Szenario

Ein Szenario ist eine erdachte oder entworfene Beschreibung einer möglichen zukünftigen Situation oder Abfolge von Ereignissen. Sie beruhen auf aktuellen Sachlagen und Trends sowie erwarteten Veränderungen in der Zukunft.

Terrestrisch

Landlebensräume betreffend.

Umweltqualitätsnormen (UQN)

Umweltnormen, die sich auf die Qualität bzw. akzeptierte Belastung von Schutzgütern beziehen.

Unterlauf

Ein Flusslauf kann in Ober-, Mittel- und Unterlauf unterteilt werden. Abschnitt eines Flusses oder Baches in der Nähe der Mündung wird als Unterlauf oder Potamal bezeichnet. Durch eine sehr geringe Fließgeschwindigkeit, kommt es zur Akkumulation und das Gewässer gewinnt an Tiefe und Breite. Im Unterlauf sind Flüsse oft so tief, dass höhere Wasserpflanzen auf den Uferbereich beschränkt sind. Teilweise werden Wasserstand und Salzgehalt durch das nahe Meer beeinflusst.

Wasseraufenthaltszeit/Verweilzeit/Wasseraustauschzeit

Bezeichnet die theoretische durchschnittliche Zeit für die Erneuerung der Wassermenge in einem Gewässer. Sie wird aus Daten des mittleren oberirdischen Zuflusses und/oder Abflusses sowie des Speichervolumens, berechnet (kurz: Quotient des mittlerem Gewässervolumen und mittlerem Abflusses).

Wasserkörper

Grundeinheit für die Zustandsbewertung und für Bewirtschaftungsmaßnahmen in der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) bzw. Wasserhaushaltsgesetz (WHG). Wasserkörper umfassen einheitliche und bedeutende Abschnitte eines oberirdischen Gewässers sowie abgegrenzte Grundwasservolumen innerhalb eines oder mehrerer Grundwasserleiter.

Weichholzaue

Häufig überschwemmte Bereiche von Auen, in denen Weichholz-Baumarten wie Weiden- oder Pappel-Arten dominieren.

Literaturverzeichnis

- Burkhard, B.; Kandziora, M.; Hou, Y. & Müller, F. (2014): Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands – Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification. *Landscape Online* (34): 1–32.
- MA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005): Millennium Ecosystem Assessment - Ecosystems and human well-being. Synthesis. Island Press, Washington, DC.
- Podschun, S. A., Thiele, J., Dehnhardt, A., Mehl, D., Hoffmann, T. G., Albert, C., Von Haaren, C., Deutschmann, K., Fischer, C., Scholz, M., Costea, G. & Pusch, M. (2018): Das Konzept der Ökosystemleistungen - eine Chance für integratives Gewässermanagement. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 62, (6): 453-468.
- Summers, J.K., Smith, L.M., Case, J.L. & Linthurst, R.A., (2012): A review of the elements of human well-being with an emphasis on the contribution of ecosystem services. *Ambio* 41: 327-340.
- TEEB DE (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) (2015): Naturkapital und Klimapolitik Synergien und Konflikte Berlin, Hrsg. von Hartje, V., Wüstemann, H. & Bonn, A. Technische Universität Berlin, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ. Berlin, Leipzig, 216 S.
- TEEB DE (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) (2012): Der Wert der Natur für Wirtschaft und Gesellschaft - Eine Einführung. München, ifuplan; Leipzig, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ; Bonn, Bundesamt für Naturschutz
- von Haaren, C., Albert, C., Barkmann, J., de Groot, R.S., Spangenberg, J.H., Schröter-Schlaack, C. & Hansjürgens, B. (2014): From explanation to application: introducing a practice-oriented ecosystem services evaluation (PRESET) model adapted to the context of landscape planning and management. *Landscape Ecology* 29: 1335-1346.
- Wolff, S., Schulp, C.J.E. & Verburg, P.H. (2015): Mapping ecosystem services demand: A review of current research and future perspectives. *Ecological Indicators* 55: 159-17.