

Simone A. Podschun, Julia Thiele, Alexandra Dehnhardt, Dietmar Mehl, Tim G. Hoffmann, Christian Albert, Christina von Haaren, Kai Deutschmann, Christine Fischer, Mathias Scholz, Gabriela Costea, Martin T. Pusch

# Das Konzept der Ökosystemleistungen - eine Chance für integratives Gewässermanagement

**The ecosystem service concept - A chance for integrative water resource management**

Die Planung und die Umsetzung von Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Verbesserung des Gewässerzustands und des natürlichen Hochwasserrückhalts an Flüssen und Auen gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL), Flora-Fauna-Rahmenrichtlinie (FFH-RL) und Hochwasser-Risiko-Management-Richtlinie (HWRM-RL) sind häufig schwierig. Gründe dafür sind verschiedene Nutzungsansprüche und diverse rechtliche Rahmensetzungen. Die entsprechenden Entscheidungsprozesse können von einer Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen (ÖSL) profitieren, indem ergänzende Informationen zu den Auswirkungen der Bewirtschaftungsoptionen bereitgestellt werden. ÖSL werden hier verstanden als direkte und indirekte Beiträge von Ökosystemen zum menschlichen Wohlbefinden. Allerdings wurde das ÖSL-Konzept bisher kaum in Flussauenlandschaften angewendet. Im Projekt RESI (River Ecosystem Service Index) wurde daher in Zusammenarbeit zwischen Wissenschaft und Praxis ein Konzept und eine Methodik zur Erfassung und Bewertung von ÖSL in Flüssen und Auen entwickelt. Ziel dabei war es, vor dem Hintergrund der aktuellen Literatur und des Feedbacks von Experten im Gewässermanagement anwendbare konzeptionelle Kernbegriffe wie bereitgestellte ÖSL, genutzte ÖSL und menschliche Beiträge zur Nutzbarmachung zu definieren und eine auf Flusslandschaften angepasste Klassifikation von ÖSL zu erstellen. Für die resultierende Liste der versorgenden, regulierenden und kulturellen ÖSL wurden geeignete Methoden zur Erfassung und Bewertung entwickelt, die hier am Beispiel der regulativen ÖSL „Hochwasserregulation“ und kulturellen ÖSL „unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft“ dargestellt werden.

Die Ergebnisse sowie die Reflektion der Praxisrelevanz von ÖSL zeigen, dass das Konzept für die Bewirtschaftung von Flüssen und Auen anwendbar ist und in der Praxis auf großes Interesse stößt. Die Anwendung des RESI für Planungsszenarien schafft eine sektorenübergreifende Kommunikations- und Informationsbasis, in die alle Akteure einbezogen werden können, was die Ableitung integrativer Bewirtschaftungsoptionen erleichtert und somit die Lösung von Interessenskonflikten unterstützt.

**Schlagwörter:** Ökosystemleistungen, Fließgewässer, Auen, Planung, Management, Szenarien, sektorenübergreifender Ansatz

The planning and implementation of management measures to improve the status of freshwaters and the natural flood retention potential of rivers and floodplains (Water Framework Directive, Natura2000, Floods directive) are often challenging due to the various users and diverse legal frameworks involved. The decision-making process could benefit from the assessment and evaluation of ecosystem services (ES) though the complementary knowledge about the effects of management options. ES can be understood as the direct and indirect contributions of ecosystems to human well-being.

Research is needed on how the ES concept could be applied in riverine landscapes. Hence, the RESI (River Ecosystem Service Index) project developed a concept and a method for the assessment and evaluation of ES in rivers and floodplains in inter- and transdisciplinary cooperation across both theory and practice. Based on literature and feedback from experts in water management, the project aimed at defining key conceptual terms (such as offered ES, used ES, and human input) and an ES classification that is adapted to the application on riverine landscapes. For the resulting list of provisioning, regulating and cultural ES, methods for the spatially explicit assessment and evaluation were developed, which are presented here by the example of the regulating ES flood regulation and the cultural ES unspecific interaction with the riverine landscape.

The results and the reflection of the practical relevance of ES show that the ES concept is applicable for river and floodplain management, and at the same time, stakeholders are interested in using it. The application of the RESI in planning scenarios created a cross-sectoral basis for communication and knowledge exchange among all stakeholders, which facilitates the development of integrative management options and thus enables solving conflicts of interest.

**Keywords:** Ecosystem services, rivers, floodplain, planning, management, scenario, cross-sectoral approach

## 1. Einleitung

Flüsse und ihre Auen gehören zu den komplexesten und dynamischsten Ökosystemen Europas und stellen Hotspots der biologischen Vielfalt dar (SCHINDLER et al., 2016). Gleichzeitig wurden sie durch dichte Besiedlung, intensive Landwirtschaft, Schifffahrt, Wasserkraft und technischen Hochwasserschutz stark beansprucht und verändert (TOCKNER et al., 2010; NÜTZMANN et al., 2011; FELINKS et al., 2013; SCHINDLER et al., 2014). In der Folge stehen beispielsweise an den großen Strömen in Deutschland heute nur noch 30 % der ursprünglichen Aue zur Verfügung (BRUNOTTE et al., 2009; SCHOLZ et al., 2012). Die Trennung der

hydrologischen und ökologischen Verbindung (Konnektivität) von Fluss und Aue durch den Bau von Hochwasserschutzanlagen schränkt die ökologische Funktionsfähigkeit von Flussauen und die damit verbundenen Ökosystemleistungen (ÖSL) erheblich ein (MEHL et al., 2013). Dabei beschreiben ÖSL die direkten und indirekten Beiträge von Ökosystemen zum menschlichen Wohlbefinden (TEEB DE, 2015).

Trotz der grundsätzlich engen funktionalen Verknüpfung von Fluss und Aue fehlt in der Praxis ein übergreifender Ansatz zur gemeinsamen Bewirtschaftung. Derzeit werden Flüsse und Auen meist über sektoral und territorial gegliederte amtliche

Zuständigkeiten bewirtschaftet, was sich in der Vielfalt der anzuwendenden gesetzlichen Rahmenbedingungen widerspiegelt, z. B. EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL), Hochwasserrisiko-Management-Richtlinie (HWRM-RL) und Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH-RL). Andererseits unterliegen Flüsse und Auen vielfältigen gesellschaftlichen Nutzungsansprüchen, was zu Interessenskonflikten zwischen Akteuren führt. Diese Akteure können verschiedenen Ebenen, also Institutionen der EU, Bundes- und Länderinstitutionen, und diversen Politikfeldern wie etwa Biodiversität, Naturschutz, Gewässerschutz, Bodenschutz, Klimaschutz und -anpassung oder der Landwirtschaft zugeordnet werden. Aus dieser Mehrebenenstruktur ergibt sich in der Praxis beispielsweise die Aufgabe, die Ziele der EG-WRRL, der HWRM-RL und der FFH-RL umzusetzen und gleichzeitig Ansprüche der Wasserkraftnutzung, der Schifffahrt, der Landwirtschaft sowie des Tourismus zu berücksichtigen (MOHAUPT et al., 2012). Die Identifizierung, Priorisierung und letztlich die Umsetzung von zielführenden Bewirtschaftungsmaßnahmen stellen daher verantwortliche Institutionen wie vor allem die Wasserwirtschafts- und Naturschutzverwaltungen vor große Herausforderungen.

Die vielfältigen Wechselwirkungen, Synergiepotenziale und Interessenkonflikte zwischen unterschiedlichen Akteuren und ihren Nutzungsansprüchen wurden bisher erst ansatzweise systematisch untersucht (TEEB 2010; IPBES 2013). Entscheidungsprozesse würden jedoch von einer integrativen Betrachtungsweise profitieren, da diese die möglichen Auswirkungen von Managementoptionen im Hinblick auf Nutzungsinteressen abschätzt und es erlaubt, möglichst ressourceneffiziente und nachhaltige Bewirtschaftungsoptionen zu identifizieren (PUSCH, 2016).

Über den Begriff der „Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts“ und seiner Funktionen ist der grundsätzliche Ansatz des Ökosystemleistungskonzepts bereits seit langem implizit rechtlich verankert (HANSJÜRGENS et al. 2012, MA 2005). Das ÖSL-Konzept wurde entwickelt, um eine Verbindung von natürlichen Prozessen und Funktionen der Umwelt mit dem Nutzen für die Menschen herzustellen und wird daher auch als verbindendes Konzept zwischen Ökologie und Ökonomie beschrieben (COSTANZA et al., 1997; DAILY, 1997; HAINES-YOUNG & POTSCHIN, 2010). Der Begriff „ecosystem services“ wurde bereits im Jahr 1981 erstmals erwähnt (EHRlich & EHRlich, 1981). Die intensive wissenschaftliche Auseinandersetzung mit dem Thema begann jedoch insbesondere nach den grundlegenden Publikationen von DAILY (1997), COSTANZA (1997) und dem Erscheinen des Millennium Ecosystem Assessment (MA, 2005). Seitdem ist eine stetig steigende Zahl an wissenschaftlichen Publikationen zu verzeichnen (COSTANZA et al., 2017).

Seit dem Millennium Ecosystem Assessment (MA, 2005) wurden das ÖSL-Konzept und die ÖSL-Klassifizierungssysteme kontinuierlich weiterentwickelt (HERMANN et al., 2011; BEICHLER et al., 2017). Hierbei steht der Ansatz, das Konzept den jeweiligen Zielen und Untersuchungsgegenständen individuell anzupassen den Forderungen nach einer einheitlichen Gestaltung von Studien gegenüber (SEPPELT et al., 2012; CROSSMAN et al., 2013). In Bezug auf die Erfassung und Bewertung von ÖSL hat sich die Forschungslandschaft von ersten Studien zu einzelnen ÖSL mehr und mehr zur Untersuchung von vielfältigen ÖSL und deren Interaktionen entwickelt, d. h. zur Darstellung von Synergien und Trade-Offs (HOWE et al., 2014). Während hierzu bereits einige Anwendungsbeispiele im urbanen oder ruralen Kon-

text zu finden sind (HAASE et al., 2014; LUEDERITZ et al., 2015; FAGERHOLM et al., 2016), sind Anwendungen im Gewässerkontext noch vergleichsweise selten zu finden oder werden selektiv vorgenommen (POSTHUMUS et al., 2010; SCHINDLER et al., 2014; HARRISON-ATLAS et al., 2016; BOUWMA et al., 2018). Zusätzlich fehlen Ansätze, die ökosystemübergreifend, d. h. terrestrisch, aquatisch, semiaquatisch sowie marin angewandt werden können (PRIMMER & FURMAN, 2012; PORTMAN, 2013). Die bisher entwickelten Ansätze zur Erfassung und Bewertung bilden, in Bezug auf die betrachteten räumlichen Ebenen, die Abgrenzung zu Funktionen, der Analyse von vielfältigen ÖSL, der Darstellung von Trade-Offs zwischen einzelnen ÖSL und des Einbezugs von Akteuren, ÖSL der Flüsse und Auen nur unzureichend ab (SCHOLZ et al. 2012, GILVEAR et al. 2013, POSTHUMUS et al. 2010, HANNA et al. 2018).

Hier setzt das Projekt RESI – River Ecosystem Service Index – an, indem es einen innovativen Ansatz entwickelt, um eine Vielzahl von ÖSL von Fluss- und Auenökosystemen für unsere Gesellschaft erstmals sektorenübergreifend auf verschiedenen Raum-Zeit-Ebenen zu identifizieren, quantifizieren und darzustellen. In Kooperation von Wissenschaft, Unternehmen und Praxispartnern wurde das ÖSL-Konzept für die Ökosysteme der Flüsse und Auen angepasst, um mit diesem integrativen Ansatz eine Basis für den transparenten Vergleich von Bewirtschaftungsoptionen zu schaffen. Der Fokus in diesem Artikel liegt dabei auf den RESI als Mittel zur sektorenübergreifenden Kommunikation, das bedeutet der Artikel geht auf die Vorstellung des Rahmenkonzeptes und der Bewertungsverfahren vom RESI ein, jedoch werden Trade-offs nicht näher betrachtet.

Dieser Artikel beschäftigt sich mit zwei grundlegenden Fragestellungen:

- 1) Wie kann das Ökosystemleistungskonzept für die Anwendung im Gewässerkontext nutzbar gemacht werden?
- 2) Inwiefern ist das Ökosystemleistungskonzept relevant für die wasserwirtschaftliche Praxis?

Hierzu wird zunächst der inter- und transdisziplinären Forschungsprozess erläutert, die vorhandene Literatur zum ÖSL-Konzept ausgewertet, und schließlich die resultierenden RESI-Definitionen der Kernbegriffe zusammengefasst. Darüber hinaus werden die Vorgehensweisen bei der ÖSL-Erfassung und Bewertung anhand von Beispielen illustriert sowie die Praxisrelevanz des ÖSL-Konzeptes und dessen Umsetzung im RESI aufgezeigt.

## 2. Methoden

Der Forschungsprozess im Projekt RESI hatte einen iterativen Charakter, das heißt einen zirkulären Ablauf, bei dem die Konzeptentwicklungsphase und Klassifikation nach der Feststellung der benötigten Datengrundlage zur Erfassung und der faktisch verfügbaren Daten erneut in Bezug auf die Umsetzbarkeit geprüft wurde.

Das ÖSL-Konzept ist seit seiner Entwicklung bereits in verschiedenen Kontexten angewandt worden. Dabei wurden die Definitionen der Kernbegriffe, die Beschreibung des Konzeptes und dessen Elemente in verschiedenen Disziplinen weiterentwickelt bzw. an den Kontext der jeweiligen Fallstudie angepasst. Daher

sind verschiedene Definitionen für die Kernbegriffe „ecosystem processes“, „ecosystem functions“, „ecosystem services“, und „benefit“ in der Verwendung (HERMANN et al., 2011).

Auf der einen Seite streben aktuell verschiedene internationale Initiativen an, durch eine einheitlichere Herangehensweise die ÖSL-Einzelfallstudien vergleichbarer zu machen (MAES - Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services und CICES - Common International Classification of Ecosystem Services; MAES et al., 2012; HAINES-YOUNG & POTSCHIN, 2013). Auf der anderen Seite ist eine individuelle und kulturell adaptierte Operationalisierung des Konzeptes wichtig, um die Anwendbarkeit im spezifischen politischen Kontext bzw. den rechtlichen Rahmenbedingungen sicherzustellen, das sektorenspezifische Wissen aufzugreifen, sowie vor diesem Hintergrund die geeigneten Methoden zur Erfassung sowie die relevanten ÖSL auswählen zu können (PRIMMER & FURMAN, 2012; FEBRIA et al., 2015; SAARIKOSKI et al., 2015).

Die CICES-Klassifizierung (HAINES-YOUNG & POTSCHIN, 2013) wird derzeit entsprechend der laufenden internationalen Diskussion kontinuierlich weiterentwickelt, um eine einheitliche und möglichst umfassende Liste potentiell zu erfassender ÖSL zu schaffen. Diese wurde bereits sowohl im Klimabericht der deutschen TEEB-Initiative („The Economics of Ecosystems and Biodiversity“; TEEB DE, 2015) als auch in der nationalen ÖSL-Erfassung von Deutschland (NEA-DE ALBERT et al., 2014b) angewendet. Sie wurde auch für Studien in Flusseinzugsgebieten für geeignet befunden (GRIZZETTI et al., 2015). Daher wurde im Projekt RESI der CICES-Ansatz zur Klassifizierung mit anderen Ansätzen verglichen und hinsichtlich seiner Relevanz und Übertragbarkeit auf ÖSL in Flüssen und Auen geprüft.

Für den Vergleich wurden Studien ausgewertet, die die gesamte Bandbreite an ÖSL abdecken (DE GROOT et al., 2010; EGOH et al., 2012; HAINES-YOUNG & POTSCHIN, 2013; MAES et al., 2014; GRIZZETTI et al., 2015) oder sich andererseits auf aquatische bzw. semiaquatische Ökosysteme fokussieren und entsprechend spezifischer sind (POSTHUMUS et al., 2010; KEELER et al., 2012; SCHOLZ et al., 2012; LIQUETE et al., 2013; CLERICI et al., 2014; BARK et al., 2015). Die Auswahl von ÖSL für die Erfassung und Bewertung von Flüssen und Auen sollte alle relevanten Kategorien berücksichtigen, Doppelnennungen und -erfassungen möglichst ausschließen sowie die jeweils verfügbaren Daten berücksichtigen.

Um die Praxisrelevanz des ÖSL-Konzeptes zu reflektieren, wurde einerseits Literatur hinsichtlich der Implementierung des ÖSL-Konzeptes auf verschiedenen Ebenen ausgewertet und andererseits ein Online-Fragebogen erarbeitet, aus dessen Rücklauf (2017) die Sichtweisen von 200 Akteuren der Wasserbranche auf die ÖSL von Flüssen und Auen erfasst wurde. Diese gaben überwiegend einen bisher nur mäßigen Kenntnisstand zum ÖSL-Konzept an, aber zeigten ein großes Interesse daran, ebenso wie an vielen einzelnen ÖSL. Bemerkenswerterweise war dabei das größte Interesse unter erfahrenen Mitarbeitern von Umweltbehörden gegeben.

### 3. Das Ökosystemleistungskonzept im Projekt RESI

In vielen Studien bildet die ÖSL-Kaskade („ecosystem service cascade“) nach HAINES-YOUNG & POTSCHIN (2010) die Grund-

lage für die Operationalisierung des ÖSL-Konzeptes sowie gleichzeitig einen Ansatzpunkt für die strukturierte Sammlung von Indikatoren zur Erfassung von ÖSL (MAES et al., 2012; POTSCHIN-YOUNG et al., 2018). Die Wirkungskaskade stellt die Verknüpfung von natürlichen Strukturen und Prozessen mit ökologischen Funktionen und den ÖSL dar, die einen Beitrag zum menschlichen Wohlbefinden leisten, dem wiederum ein Wert zugewiesen werden kann. In der praktischen Anwendung beschreiben die biophysischen Strukturen und Prozesse dabei den Status des Ökosystems. Die konzeptionelle Unterscheidung zwischen Ökosystemfunktionen (ÖSF) und ÖSL ist häufig nicht eindeutig und diese Begriffe werden teilweise auch überlappend oder synonym verwendet (HERMANN et al., 2011; BURKHARD et al., 2014; SAARIKOSKI et al., 2015). Ökosystemfunktionen stellen denjenigen Anteil der biophysischen Strukturen und Prozesse im Ökosystem dar, die zur Generierung von ÖSL beitragen (DE GROOT et al., 2010). Es kann auch zwischen „intermediate service“ für ÖSF und „final service“ für ÖSL unterschieden werden (BOYD & BANZHAF, 2007). Ökosystemleistungen beziehen sich auf direkte und indirekte Beiträge von Ökosystemen zum menschlichen Wohlergehen (DE GROOT et al., 2010; TEEB DE, 2015). Für die Definition von ÖSL ist die anthropozentrische Perspektive entscheidend (BRAAT & DE GROOT, 2012). Diese beschreibt über individuelle Präferenzen (z. B. als Ausdruck für ökonomischen Wert von ÖSL) oder gesellschaftliche Normen die Wichtigkeit für das menschliche Wohlergehen (ALBERT et al., 2016). Wegen der dargestellten Unverständlichkeit wird der Begriff der ÖSF im Projekt RESI nicht operationalisiert, wie auch in anderen Studien (SAARIKOSKI et al., 2015), da es für die Erfassung und Bewertung der ÖSL methodisch eindeutiger ist, direkt zwischen Strukturen/Prozessen und resultierenden ÖSL zu differenzieren.

Bezüglich des Wertes von ÖSL haben DE GROOT et al. (2010) drei Kategorien unterschieden: *ökologische* Werte, gemessen über ökologische Indikatoren (Diversität und Integrität); *sozio-kulturelle* Werte, die über die Bedeutung bestimmt werden, die Menschen der mit ÖSL verbundenen kulturellen Identität beimessen; und *ökonomische* Werte, die entsprechend des Konzeptes des ökonomischen Gesamtwertes („total economic value“, TEV) sowohl nutzungsabhängige Werte („use values“) als auch nutzungsunabhängige Werte („non-use values“) umfassen. Aus ökonomischer Sicht wird die Nachfrage und somit der Wert eines Gutes über die individuellen Präferenzen (gemessen in Form von Zahlungsbereitschaften der Wirtschaftssubjekte) erfasst. Die individuelle (monetäre) Wertschätzung ist also ein Maß für den Nutzen, den Individuen aus einer Wahlhandlung (z. B. einer Umweltqualitätsverbesserung) ziehen.

Bereits in der ersten Definition der „Ecosystem Service Partnership“ (BURKHARD et al., 2012b, S. 2), bei der ÖSL beschrieben werden als „contributions of ecosystem structure and function – in combination with other inputs – to human well-being“, wurde die Wichtigkeit von äußeren Einflussfaktoren hervorgehoben. Diese wurden in einer Erweiterung der Kaskade durch die Implementierung von „additional inputs“ sowie „imports & exports“ von ÖSL berücksichtigt (BURKHARD et al., 2012b; 2014). Menschliche Beiträge umfassen dabei alle anthropogenen Beiträge zur Erzeugung von ÖSL, wie z. B. Düngung, Technik, Arbeit, Infrastruktur und Energie (BURKHARD et al., 2014). Vor diesem Hintergrund kann somit zwischen potentiellen bzw. bereitgestellten ÖSL („ecosystem service potential“/„offered ecosystem services“) und genutzten ÖSL („ecosystem service flow“, „utilized ecosys-

tem services“) unterschieden werden (BURKHARD et al., 2014; VON HAAREN et al., 2014), um z. B. den Unterschied zwischen dem gewachsenen Baumbestand eines Ökosystems und geerntetem Holz hervorzuheben.

Die menschliche Einflüsse machen den Unterschied zwischen bereitgestellten und genutzten ÖSL aus und beeinflussen gleichzeitig das Ökosystem (VON HAAREN et al., 2014; ALBERT et al., 2016). Dabei kann zwischen Input (kontinuierliche Eingriffe, z. B. Düngung) und Modifikation (dauerhafte Veränderungen des Systems, z. B. Baumaßnahmen) unterschieden werden, jedoch sind die Übergänge fließend (BEICHLER et al., 2017). Daher ist es essentiell, bei ÖSL-Analysen jeweils den Status des Ökosystems sowie die Auswirkung der ÖSL-Nutzung auf den Status des Ökosystems zu beschreiben. Jedoch stellt die konkrete quantitative Unterscheidung von menschlichem Input und den Leistungen, die vom Ökosystem selbst erbracht werden, bei der konkreten räumlichen Erfassung von ÖSL eine Herausforderung für die Forschung dar (DAILY et al., 2009; BURKHARD et al., 2014; BEICHLER et al., 2017).

### Definition von Kernbegriffen im Projekt RESI

Als Resultat der Diskussion im RESI-Konsortium wurden die folgenden Definitionen der Kernbegriffe als Grundlage für die interdisziplinäre Arbeit festgelegt:

- **Ökosystemfunktion** („ecosystem function“): Umfasst physikalische, chemische und biologische Prozesse und Wechselwirkungen, die in den verschiedenen Ökosystemen stattfinden (TEEB DE, 2012).
- **Ökosystemleistung** („ecosystem service“) bezeichnet 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).
- **Menschliches Wohlergehen** („human well-being“) ist 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-Konzeptes lassen sich Elemente des Wohlbefindens in die Gruppen menschliche Grundbedürfnisse sowie ökonomisches, ökologisches und subjektives Wohlbefinden einteilen (SUMMERS et al., 2012). Dabei stellt die nachhaltige Nutzung natürlicher Ressourcen die Grundlage für das menschliche Wohlergehen dar und eine Übernutzung eines Ökosystems kann das menschliche Wohlergehen dauerhaft reduzieren (SUMMERS et al. 2012).
- **Nutzen** („benefit“) von ÖSL entsteht, wenn die ÖSL vom Menschen direkt oder indirekt in Anspruch genommen werden, gesellschaftliche und/oder rechtliche Normen (Wertmaßstäbe) erfüllen oder/und eine positive Bedeutung haben (TEEB DE, 2012).
- **Wertmaßstäbe** umfassen sowohl rechtliche Ziele und Standards, das heißt Normen (z. B. aus dem BNatSchG oder der

EU-WRRL), aber auch individuelle Präferenzen (VON HAAREN et al., 2014). Sie bedingen sowohl die Auswahl der Ökosystemaspekte, die als ÖSL aufgefasst werden, als auch die Bewertung dieser ÖSL (z. B. im Sinne von Zielerreichungsgraden oder monetären Werten).

- **Bereitgestellte ÖSL** („offered“ oder „potential ecosystem services“): Umfassen alle Beiträge des Ökosystems, die Menschen heute oder zukünftig nutzen könnten, 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).
- **Nachfrage nach ÖSL** („ecosystem services demand“): 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 die tatsächliche Nutzung (Konsum) von ÖSL definiert werden (BURKHARD et al., 2014), oder sie leitet sich aus den geäußerten individuellen bzw. gesellschaftlichen Präferenzen nach ÖSL ab (SCHRÖTER et al., 2014).
- **Genutzte ÖSL** („utilized ecosystem services“ oder „ecosystem service flow“) 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).
- **Menschliche Einflüsse** machen 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 (i) Veränderung des menschlichen Beitrags (Input) zur Erbringung von Ökosystemleistungen und (ii) beabsichtigte oder unbeabsichtigte Veränderung (Modifikationen) des Ökosystems Flusslandschaft.

## 4. Klassifikation der Ökosystemleistungen

Es wurden insgesamt 27 Ökosystemleistungen (ÖSL), die in 15 Untergruppen zusammengefasst werden können, sowie Basisfunktionen identifiziert (Abb. 1). Dabei werden im Projekt RESI die drei weithin etablierten ÖSL-Hauptgruppen der versorgenden, regulativen und kulturellen ÖSL verwendet (Abb. 1). Im Millennium Ecosystem Assessment (MA, 2005) wurde zusätzlich die Gruppe der Unterstützungsleistungen („supporting services“) vorgeschlagen. Zahlreiche Studien der letzten Jahre kritisierten jedoch, dass diese keine wirklichen Leistungen darstellen, sondern eher zugrundeliegenden Eigenschaften des Ökosystems beschreiben. Ein Verzicht auf diese Hauptgruppe hat allerdings zur Folge, dass beispielsweise in CICES (Version 4.3) der Wasserhaushalt in die Gruppe der regulativen ÖSL eingeordnet wird, was bei einer Anwendung in Flüssen und Auen zu Doppelerfassungen führen würde, da Faktoren des Wasserhaushalts bereits in die Berechnung diverser ÖSL miteingehen (z. B. Hochwasserregulation). Darüber hinaus stellen Abfluss und Abflussdynamik, Verbindung zu Grundwasserkörpern sowie Fließgewässer- und Auenstruktur etablierte Qualitätskomponenten in der Gewässer-

serbewirtschaftung dar. Daher wurde, analog zu „integrity“ (BURKHARD et al., 2012a) oder Unterstützungsleistungen (MA 2005), bewusst die zusätzliche Gruppe der Basisfunktionen in die RESI-Klassifizierung aufgenommen (Abb. 1). Diese bezieht sich auf ökosystemare Prozesse und Strukturen, die als Voraussetzung vieler ÖSL gegeben sein müssen, aber nicht als ÖSL definiert sind. Durch eine gesonderte Stellung dieser Kategorie ist die Verbindung zu bestehenden Instrumenten (z. B. EG-WRRRL) unmittelbar gegeben und einzelne Methoden der Verfahrensempfehlungen der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), beispielsweise zur Klassifizierung des Wasserhaushalts von Einzugsgebieten und Wasserkörpern (MEHL et al., 2015), können somit für den RESI adaptiert werden.

**4.1 Versorgende Ökosystemleistungen**

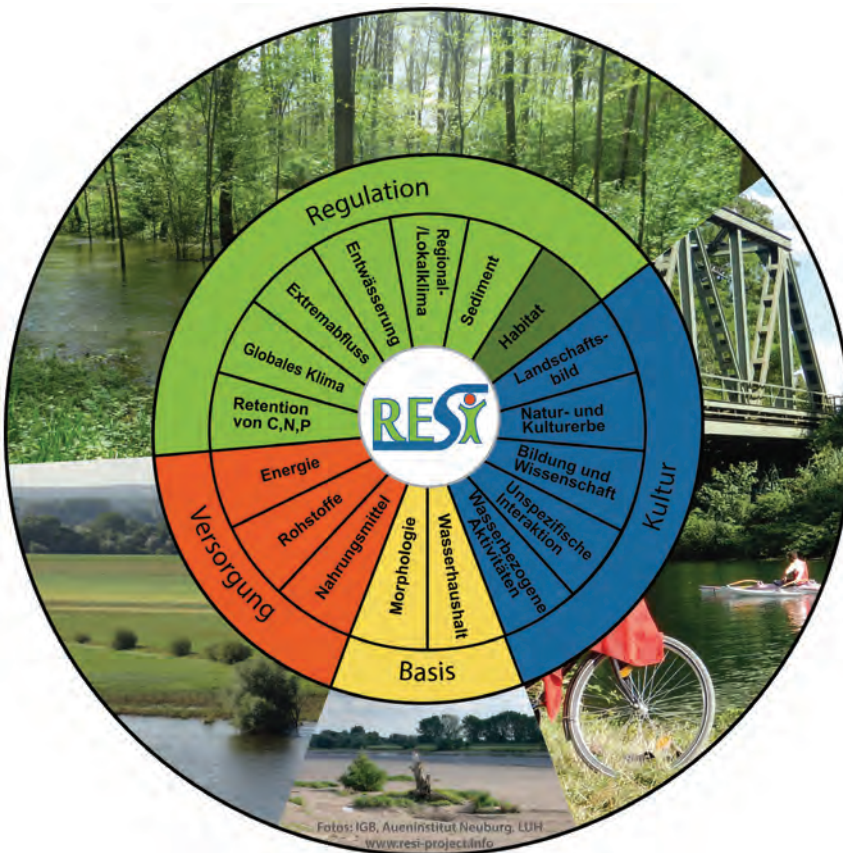
In der Hauptgruppe der versorgenden Ökosystemleistungen (ÖSL) werden Nahrungsmittel (z. B. Kulturpflanzen, Trinkwasser aus Oberflächenwasser und aus Grundwasser), Rohstoffe (pflanzliche Rohstoffe für die Verarbeitung und Brauchwasser für Industrie und Landwirtschaft) sowie Energie (land- und forstwirtschaftliche Biomasse) betrachtet. Die Landwirtschaft in Flussauen steht in einem besonderen Spannungsfeld: Zum einen können die fruchtbaren Auenböden die Voraussetzung für hohe Erträge darstellen, zum anderen kann das Überschwemmungsgeschehen insbesondere bei ackerbaulicher Nutzung zu Ernteverlusten und Stoffeinträgen in die Gewässer führen. Für den Bereich von

Agrarökosystemen gibt es eine Reihe von Forschungsarbeiten, die die Wechselwirkungen zwischen der Produktion landwirtschaftlicher Güter und anderen gesellschaftlich nachgefragten, nicht-marktfähigen Gütern (z. B. Landschaftsbild, Biodiversität) beschreiben (BENNETT et al., 2009; PLIENINGER et al., 2012). Ein ganzheitlicher Ansatz, der wesentliche ÖSL aller Hauptgruppen einschließt, ermöglicht eine Darstellung von Nutzungskonkurrenzen auf einer Fläche. Damit können flächenscharfe Aussagen darüber getroffen werden, mit welchen Trade-offs z. B. die Renaturierung von Auenflächen im Hinblick auf versorgende ÖSL (der Agrarfläche) und andere ÖSL (z. B. regulative oder kulturelle) verbunden wäre.

**4.2 Regulative Ökosystemleistungen**

Das Potenzial der Strom- und Flussauen zur Rückhaltung bzw. Abflachung von Hochwasserwellen stellt eine „Gratisleistung“ der Natur für flussabwärts gelegene Siedlungen dar. Diese Hochwasserschutzfunktion ist im Zuge der Hochwasserereignisse der letzten Jahrzehnte auch im öffentlichen Bewusstsein stark wahrgenommen worden (BMU & BFN, 2009; PROMNY et al., 2018). Für diese regulative Ökosystemleistung (ÖSL) wurde der Begriff des Hochwasserschutzes in CICES in *Hochwasserregulation* abgeändert, um den anthropogen geprägten Begriff des Schutzes zu vermeiden und die Leistung natürlicher Abflussregulation zu betonen (MEHL et al., 2013). Bewusst wurde zusätzlich die *Niedrigwasserregulation* als eigene ÖSL hinzugefügt, da diese einerseits abweichende Daten für die Erfassung erfordert und andererseits in vielen Regionen eine ebenso wichtige Zielgröße der Bewirtschaftung des Wasserhaushalts von Flüssen und Auen im Sinne der EG-WRRRL und des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) darstellt und zudem mit dem Klimawandel an Bedeutung gewinnt. Hingegen wurde die Wasserqualität nicht als ÖSL aufgenommen, da diese über *Retention* (org. Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphat) und *Trinkwasserbereitstellung* bereits indirekt als ÖSL bewertet wird. Bei der Erfassung der *Nährstoffretention* spielen sowohl der Stoffhaushalt und die Hydromorphologie des Gewässerbetts (FISCHER et al., 2005), als auch die Retentionsfähigkeit der Auen sowie die Modellierung von Einträgen (VENOHR et al., 2011) eine Rolle.

Die RESI-ÖSL *Habitatbereitstellung* wurde analog definiert zu der Erhaltung von Lebenszyklen und Habitaten nach CICES. Die Erhaltung der Arten und Habitats zielt dabei nicht nur auf „genutzte“ und „nutzbringende“ Arten ab, sondern auf alle Arten und Lebensräume (Erhaltung der Biodiversität als eigenen Wert, vgl. BNatSchG, Art. 1). Damit nimmt die Habitatbereitstellung eine Sonderstellung im Vorhaben RESI ein, da diese einerseits die Grundlage für die Biodiversität und damit auch vieler anderer ÖSL darstellt (SCHOLZ et al., 2012) und gleichzeitig aufgrund ihres Nutzens im Sinne von gesellschaftlichen Wertmaßstäben (s. o.) eine ÖSL darstellt. Dies ist insbesondere hinsichtlich



**Abbildung 1**  
 Klassifikation in RESI in die Hauptgruppen versorgende, regulative und kulturelle Ökosystemleistungen (ÖSL) sowie Basisfunktionen.  
 RESI classification comprising the main groups provisioning, regulating and cultural ecosystem services (ES) as well as basic functions.

möglicher Doppelzählungen für die Synthese von Bedeutung. Einzelne in CICES vorgeschlagene ÖSL, wie die Minderung von Lärm/Geruch/visuellen Störungen, Schädlings- und Krankheitskontrolle wurden nicht berücksichtigt. Sie sind bei gleichzeitig schlechter Datenverfügbarkeit im Zusammenhang mit Flüssen und Auen als weniger relevant einzustufen oder wurden bereits bei der Quantifizierung beispielsweise der kulturellen Leistung *Landschaftsbild* berücksichtigt.

### 4.3 Kulturelle Ökosystemleistungen

In der Hauptgruppe der kulturellen Ökosystemleistungen (ÖSL) werden analog zu CICES (Version 4.3 und 5.1) die ÖSL *Landschaftsbild*, *Natur- und Kulturerbe* sowie *Bildung* und *Wissenschaft* betrachtet. Darüber hinaus werden Aktivitäten, die zum Zweck der Erholung durchgeführt werden, als wasserbezogene Aktivitäten definiert. Diese Aktivitäten umfassen Baden, nichtmotorisierten und motorisiertes Bootfahren in der Freizeit sowie Angeln (PLIENINGER et al., 2013; VERMAAT et al., 2013; BARK et al., 2015). Die ÖSL *unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft* beschreibt die Möglichkeit, Flora und Fauna einer Flusslandschaft in der Freizeit zu erleben. Hierdurch kann die physische und psychische Gesundheit erheblich gesteigert werden, da beispielsweise Stress durch das Erleben von Flusslandschaften abgebaut werden kann (SCHÄFFER, 2016). Der subjektive und immaterielle Charakter kultureller ÖSL stellt bei der Erfassung eine Herausforderung dar. Jedoch können gerade kulturelle ÖSL dazu beitragen, die öffentliche Akzeptanz und Unterstützung von Renaturierungsmaßnahmen zu erhöhen (DANIEL et al., 2012).

Im Folgenden wird exemplarisch die Operationalisierung der Bereitstellung der kulturellen ÖSL *unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft* dargestellt. Die CICES-Klassen *Entertainment*, *heilig und/oder religiös* und *Symbolik* (HAINES-YOUNG & POTSCHIN 2013) sowie das zu der kulturellen Leistung *Natur- und Kulturerbe* gehörende immaterielle Natur- und Kulturerbe (TENGBERG et al., 2012) wurden bei der Indikatorentwicklung nicht quantifiziert, da diese nicht immer räumlich abgegrenzt werden können, was jedoch eine Voraussetzung für eine Bewertung gemäß der im folgenden Abschnitt dargestellten Vorgehensweise darstellt.

## 5. Erfassungsgrundlagen und -beispiele

Es gibt vielfältige Methoden zur Erfassung und Bewertung von Ökosystemleistungen (ÖSL) im Gewässerkontext, wie etwa modellbasierte Ansätze, Nutzung der Landbedeckung als Proxy-Variable, monetäre oder expertenbasierte Bewertungen (HARRISON-ATLAS et al., 2016). Im Projekt RESI konzentrierte sich die Methodenentwicklung auf die Nutzung von vorhandenen Geodaten und deren Verarbeitung in Geografischen Informationssystemen (GIS). Dieser Ansatz ermöglicht sowohl eine reproduzierbare, transparente und räumlich explizite Erfassung und Bewertung der im Projekt RESI bearbeiteten ÖSL als auch eine erleichterte Implementierung in Planungsprozesse durch die erarbeiteten Kartendarstellungen. Als einheitlicher Bewertungsraum wurden für den RESI Fluss-Auen-Segmente mit einer Länge von je 1 km gewählt, die für mittelgroße und große Fließgewässer eine ausreichende räumliche Auflösung darstellen und die wesentliche Raumbene im Nationalen Auenprogramm bilden (EHLERT & NEUKIRCHEN, 2012). Die Segmente untergliedern sich in Querrichtung in die Kompartimente Fließgewässer, Altaue und rezente Aue (BRUNOTTE et al., 2009). Der RESI ist auf einer fünfstufigen Bewertungsskala von 1 (sehr gering bis

fehlend) bis 5 (sehr hoch) abgebildet, da diese in Bezug auf den möglichen Detaillierungsgrad für alle ÖSL anschlussfähig ist. Zudem ermöglicht die Skala eine anschauliche Visualisierung der Bewertung in der räumlichen Darstellung und die Vereinbarkeit mit bestehenden Bewertungssystemen im Gewässerbereich. Dabei ist die RESI-Skala gegenüber der Skala der EG-WRRL entgegengesetzt ausgerichtet (einheitliche Konvention im RESI-Vorhaben), da dies die Handhabung bei der Indexzusammenführung und Visualisierung sowie die Anschlussfähigkeit an verschiedene Wissenschaftsdisziplinen (z. B. Ökologie, Ökonomie) und Sektoren in der Praxis (z. B. Tourismus, Naturschutz) verbessert. Die Entwicklung von Erfassungsmethoden sowie die Bewertungsergebnisse werden anhand von zwei ÖSL im Folgenden erläutert.

### 5.1 Unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft

Obwohl Aspekte der Landschaftsästhetik in der Landschaftsplanung seit langem erfasst und bewertet werden (VON HAAREN, 2004; ALBERT et al., 2014a), wurden kulturelle ÖSL in früheren Studien seltener berücksichtigt und im Vergleich zu anderen ÖSL weniger Indikatoren entwickelt (HERNÁNDEZ-MORCILLO et al., 2013; PLIENINGER et al., 2013; LA ROSA et al., 2016). Die Operationalisierung der kulturellen ÖSL *unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft* (UI) erfolgt über die drei Variablen *Ufer- und Gewässerverfügbarkeit* (UGV<sub>de</sub>) (PARACCHINI et al., 2014; SCHIRPKE et al., 2017), *Erlebbarkeit des Raums* (EdR<sub>de</sub>) und *Anzahl von überlagerten Schutzgebietskategorien* (AüS<sub>de</sub>) (GRIZZETTI et al., 2015; PEÑA et al., 2015; SCHIRPKE et al., 2017) (Abb. 2). Die UGV beschreibt das Bedürfnis und Streben nach Freizeit- und Erholungsaktivitäten in unmittelbarer Gewässernähe (z. B. beim Lesen, Picknicken, Spazieren). Zur Ausübung einer Interaktion mit der Flusslandschaft muss der Raum erlebbar sein, daher quantifiziert die Variable EdR die Durchlässigkeit auf Grundlage der Landbedeckung. Die Variable AüS beschreibt die Möglichkeit, auch seltene Arten aufzufinden, beobachten und erleben zu können. Für alle Variablen (Tab. 1) wurden nur Geodaten einbezogen, die einerseits regelmäßig aktualisiert werden, damit ein Monitoring gewährleistet ist (GRUNEWALD et al., 2017) und andererseits bundesweit in homogener Qualität vorliegen, um eine Vergleichbarkeit der Bewertungen zwischen Flusslandschaften sicherzustellen.

Für die bundesweite Berechnung des Indikators wurden die drei Variablen (Tab. 1) zunächst in einem 100 m \* 100 m-Raster für die gesamte Fläche von Deutschland bewertet. Dieser Ansatz hat den Vorteil, dass gewichtete Mittelwerte für verschiedene räumliche Abgrenzungen (z. B. Auenkompartiment) gebildet werden können. Die Ufer- und Gewässerverfügbarkeit wurde unter Nutzung des Landbedeckungsmodells über die Uferlänge (CORINE Klasse 511) und Wasserfläche (512) in je 10.000 m<sup>2</sup> quantifiziert (GRIZZETTI et al., 2015; PEÑA et al., 2015). Die Bewertung der Erlebbarkeit des Raums gründet auf einer Einschätzung der Erlebbarkeit von der Landschaft. Die Bewertung dieser Variable basiert auf einer Zuweisung von Werten zwischen 0 und 100 zu den CORINE-Landnutzungsklassen (z. B. Flughäfen 0, Wiesen und Weiden 50, Mischwald 85, natürliches Grünland 95). Die verschiedenen Schutzgebietskategorien (Tab. 1) wurden mit gleicher Gewichtung überlagert und die Anzahl je 10.000 m<sup>2</sup> bestimmt. Die einzelnen Variablen wurde zwischen 0 und 100 normalisiert, da die Normalisierung eine Überlagerung der einzelnen Variablen zu einem Indikator ermöglicht (LARONDELLE et al., 2014; PARACCHINI et al., 2014). Im Anschluss wurden die drei erzeug-

**Tabelle 1**  
 Verwendete Variablen und Datensätze zu Bewertung der bereitgestellten Ökosystemleistungen (ÖSL) unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft.  
*Variables and data-sets used for the assessment of the offered ecosystem service (ESS) unspecific interaction with the river landscape.*

Variable	Datensatz	Beschreibung
<b>Ufer- und Gewässerverfügbarkeit (<math>UGV_{de}</math>)</b>	Landbedeckungsmodell (LBM 2012, GeoBasis-DE/BKG 2016)	Uferlänge und Wasserfläche je 10.000 m <sup>2</sup> .
<b>Erlebbarkeit des Raums (<math>EdR_{de}</math>)</b>	Landbedeckungsmodell (LBM 2012, GeoBasis-DE/BKG 2016)	Möglichkeit eine Landoberfläche aufgrund ihrer Landbedeckung zu erleben. Zuweisung von Werten zwischen 0 bis 100 zu den CORINE-Landnutzungsklassen.
<b>Schutzgebietskategorien (<math>AüS_{de}</math>)</b>	Nationalparks, Naturparks, Natur-, Vogel- und Landschaftsschutzgebiete, FFH-Gebiete, Biosphärenreservate (BfN 2015)	Anzahl von überlagerten Schutzgebietskategorien.

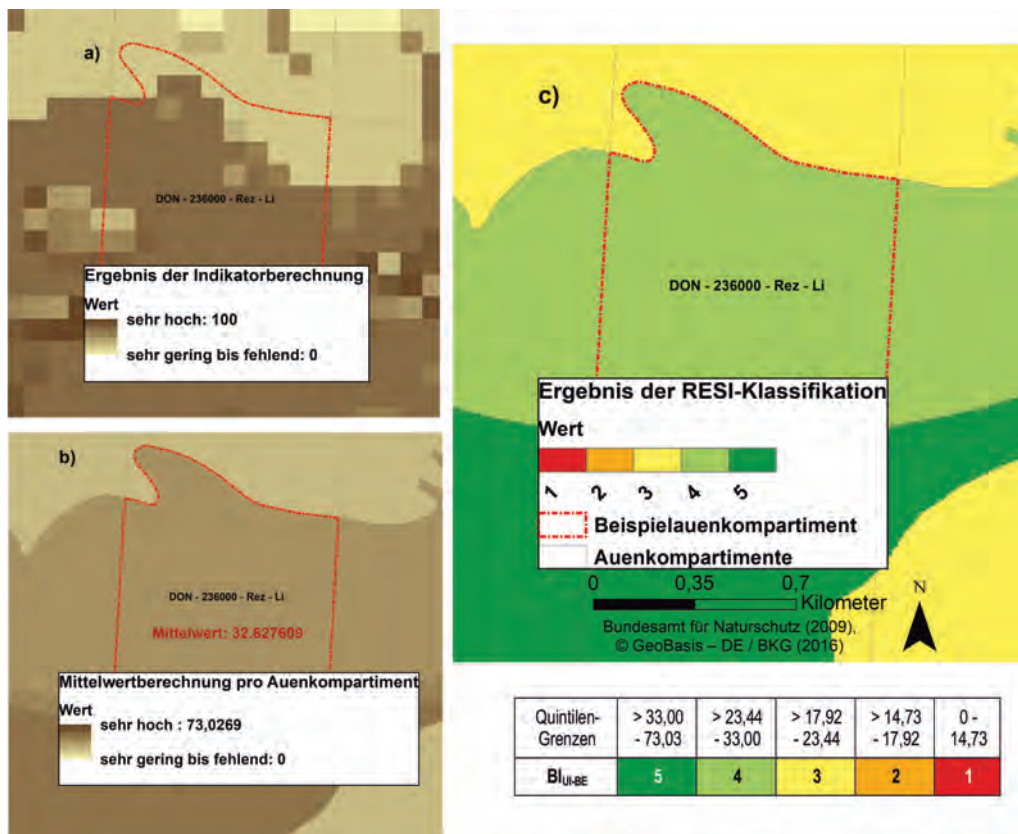
ten Raster zur exakteren Abbildung in den Auenkompartimenten in eine 10 m-Auflösung transformiert (resample Methode; ESRI, 2016), und zu dem Indikator  $UI_{bundesweit}$  summiert (1):

$$UI_{bundesweit} = \sum UGV_{de}, EdR_{de}, AüS_{de} \quad (1)$$

Die Berechnung des Indikators (1) wurde mit einer Normalisierung abgeschlossen (Abb. 2a).

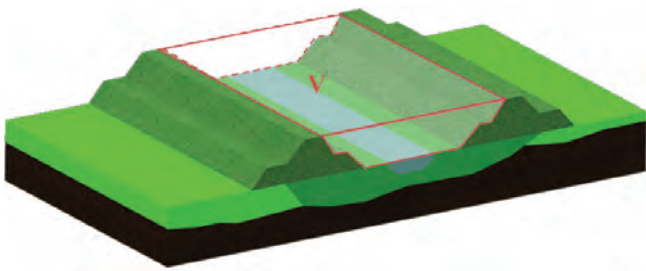
Um die normalisierte deutschlandweite Bewertung in die fünfstufige RESI-Bewertungsskala zu übertragen, wurde im folgenden Berechnungsschritt flächengewichtete Mittelwerte für Auenkompartimente (Fluss, Altaue und rezente Aue) berechnet (Abb. 2b). Abschließend wurden die Mittelwerte in Quintile eingeteilt (Abb. 2c), die sich auf die indikative Bewertung der Bereitstellung der kulturellen Leistung *unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft* in den RESI-Modellregionen (Elbe, Donau,

Rhein, Nahe, Wupper, Nebel) beziehen. Bei einer erneuten Berechnung mit aktualisierten Daten (Monitoring) oder der Auswirkungen von Szenarien müssten die Quintil-Grenzen dieser Pilotberechnung als Referenz herangezogen werden, um einen Vergleich mit dem Status-quo in den RESI-Modellregionen vornehmen zu können. Werden bei einer ÖSL-Bewertung nur einzelne Modellregionen betrachtet, so könnten Quintile für die jeweilige Modellregion gebildet werden, um mögliche Unterschiede innerhalb einer Region hervorzuheben.



**Abbildung 2**  
 Vorgehen bei der Bewertung des Indikators der kulturellen Ökosystemleistungen (ÖSL) unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft (Bereitstellung) dargestellt am Beispiel der Donau bei Gerolfing a) Berechnung des Indikators b) Berechnung des flächengewichteten Mittelwerts c) Überführung in die RESI-Bewertungsskala über die Bildung von Quintilen.  
*Method for the evaluation of the indicators for the cultural ecosystem service (ES) 'unspecific interaction with the riverine landscape' (offered ecosystem service) showing the example of the Danube at Gerolfing a) calculation of the indicator b) calculation of the area weighted mean c) Transfer to the RESI-scale via quintiles.*

Um die bereitgestellte kulturelle ÖSL in Anspruch nehmen zu können, ist ein menschlicher Beitrag nötig (Kap. 3). Der menschliche Beitrag besteht bei kulturellen ÖSL aus der (Erholungs-) Infrastruktur (WOLFF et al., 2015; PARACCHINI et al., 2014), die im Projekt RESI ebenfalls mit räumlichen Daten operationalisiert wurde. Die Erfassung der tatsächlichen Nutzung von Flusslandschaften erfordert hingegen eine Bevölke-



**Abbildung 3**  
Volumenbestimmung (V) in der rezenten Aue.  
*Volume determination (V) in the recent floodplain.*

rungsumfrage (siehe Artikel in diesem Heft „Der ökonomische Wert von Flusslandschaften für Naherholung – eine Zahlungsbeurteilungsstudie in vier Regionen Deutschlands“).

### 5.2 Hochwasserregulation

Eine bedeutsame Ökosystemleistungen (ÖSL) der Fließgewässer und ihrer Auen bildet die *Hochwasserregulation*. Die Leistung besteht vornehmlich in der Bereitstellung von Überschwemmungsräumen und der Dämpfung der Fließgeschwindigkeit infolge natürlicher Rauheit. Eine naturnahe Entwicklung von Fließgewässern und die Erhaltung und Schaffung bzw. Rückgewinnung von Retentionsräumen sind als bedeutsame Anpassungsstrategie an den Klimawandel anzusehen (ZEBISCH et al., 2005), vor allem vor dem Hintergrund des vorsorgenden Hochwasserschutzes (vgl. § 77 WHG). Da häufig keine hydraulischen Modellierungsdaten vorliegen, werden zur Bewertung der Hochwasserregulation zwangsweise einfache Ansätze angewendet (SCHOLZ et al., 2012, MEHL et al., 2013).

Bei der Hochwasserregulation wird nach dem RESI-Ansatz auf zwei Methoden gesetzt:

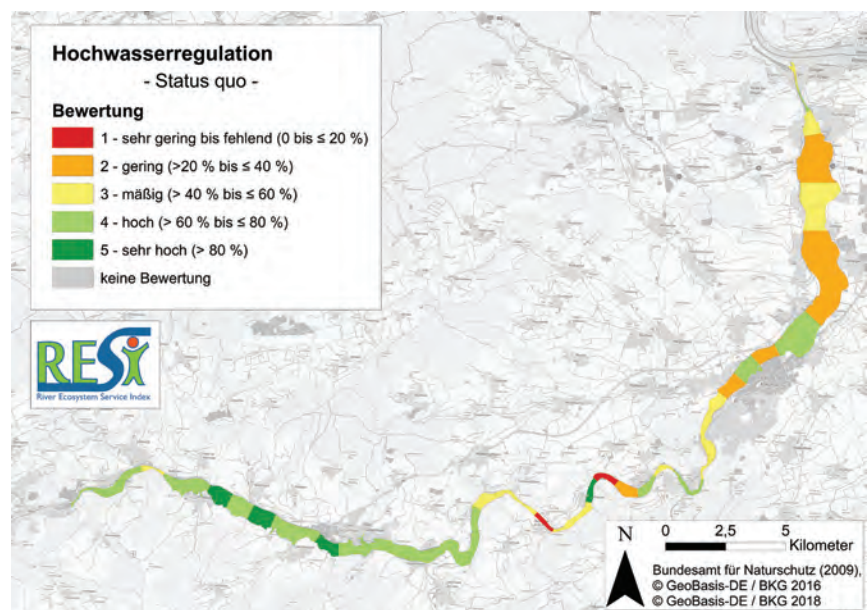
1. Das Verhältnis des Hochwasservolumens der rezenten zu demjenigen der morphologischen Aue wird als Indikator genutzt (vgl. ähnlichen Ansatz bei GLEASON & LABHAN (2008)). Bestehen keine Abdeichungen, Verwallungen oder Beeinträchtigungen durch Infrastrukturanlagen (z. B. Straßendämme), dann ist das Hochwasservolumen praktisch unbeeinträchtigt. Datengrundlage für die 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. 3). In der morphologischen Aue wird die Grenze der morphologischen Aue pragmatisch als Höhendatensatz interpretiert.
2. Als weiterer Indikator wird der Mittelwert der Klassifizierungen für Ufer, Sohle und Land der Fließgewässerstrukturgüte (Länderdaten) verwendet, da die (gewässertypspezifisch bewerteten) Struktur-

gütendaten die hydraulischen Einflüsse auf die Rauigkeit und damit die Fließgeschwindigkeit bzw. die Wellenabflachung (Scheiteldämpfung) hilfsweise abbilden.

Insbesondere für regulative ÖSL unterscheiden sich die absoluten Beiträge unterschiedlicher Modellregionen stark aufgrund der Gewässer- und Auentypabhängigkeit. Daher wird diese fallweise direkt oder indirekt berücksichtigt, beispielsweise über einen typabhängigen Wertebereich (vgl. Legende RESI-Skala 1 - 5, Abb. 4). Zumeist werden bei der Erfassung bereits typabhängige Daten (z. B. im Hinblick auf die Fließgewässerstrukturgüte) oder auch flächennormierte Ansätze verwendet (Leistung je Flächeneinheit). Bei der zusammenfassenden Bewertung der ÖSL-Hochwasserregulation werden die skalierten Ergebnisse der Ansätze 1) und 2) gemittelt (arithmetisches Mittel), um das hydraulische Zusammenwirken darzustellen.

Als eine RESI-Modellregion wurde auch die Nahe/Rheinland-Pfalz mit Hilfe von Landesdaten (LFU, 2016) zur Gewässerstruktur und zur notwendigen Breite eines Gewässerentwicklungskorridors nach WRRL-Maßstäben mit diesem Ansatz bewertet. Der Ist-Zustand (Abbildung 4) sowie das Maßnahmenzenario (Abbildung 5) einer Anlage eines typgerechten, frei überflutbaren Gewässerentwicklungskorridors (Entfernung oder Rückverlegung von Deichen) sind in den Abbildungen 6 als Differenz dargestellt. Die Sensitivität der RESI-Bewertung zeigt sich hier gut in den abschnittsbezogenen Klassifizierungsergebnissen. Es kommt zu einer deutlichen Verbesserung in der Größenordnung von 1 bis 2 Klassen, aber natürlich kann ein räumlich beschränkter Gewässerentwicklungskorridor nicht ebenso wirken wie eine komplett überflutbare Aue.

Für alle bearbeiteten ÖSL (vgl. Abb. 1) wurden ein einheitliches Layout Indikatorenkennblätter („Factsheets“) entwickelt, um in übersichtlicher Form die wesentlichen Herleitungs-, Methoden-



**Abbildung 4**  
RESI-Bewertung der Ökosystemleistungen (ÖSL) Hochwasserregulation an der Nahe/Rheinland-Pfalz im Ist-Zustand.  
*RESI assessment of the ecosystem service (ES) flood regulation showing the actual conditions at the Nahe river/Rhineland Palatinate.*



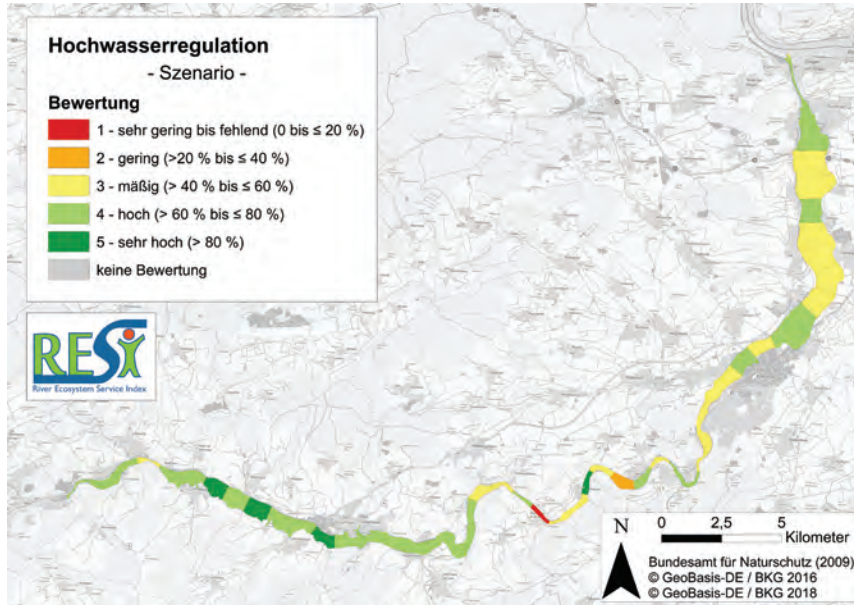
und Datengrundlagen des RESI darzustellen (Abb. 7). Diese werden im RESI-Handbuch für Anwender zusammengefasst.

### 6. Praxisrelevanz von Ökosystemleistungen

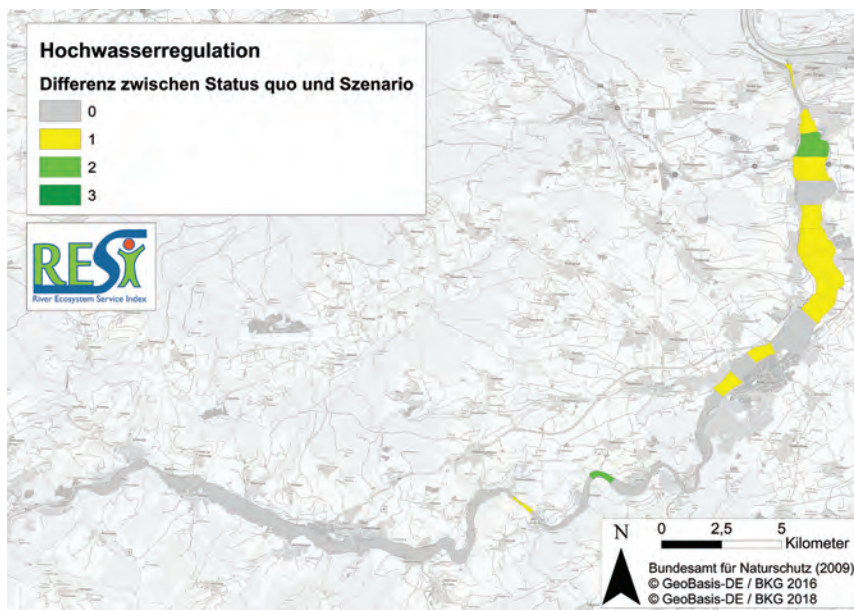
Die politische Wahrnehmung des Ökosystemleistungs-Konzeptes (ÖSL-Konzept) von der globalen zur lokalen Ebene hat in

den letzten Jahren stark zugenommen. Global wurde die Praxisrelevanz des ÖSL-Konzeptes insbesondere mit dem „Strategic Plan for Biodiversity of the Convention of Biological Diversity“ (CBD, 2010) gestärkt, der nun den Erhalt der Biodiversität und der Ökosystemleistungen (ÖSL) als Ziel formuliert. Dies fand Eingang in die „EU Biodiversity Strategy“, die unter anderem die Mitgliedstaaten verpflichtet, neben dem Status der Ökosysteme auch die ÖSL zu erfassen (EC, 2011). Dementsprechend wurden verschiedene Ansätze für ein nationales Assessment von Ökosystemen und ihren Leistungen in Deutschland (ALBERT et al., 2015; 2017; GRUNEWALD et al., 2017) und in anderen Ländern entwickelt (SCHRÖTER et al., 2016). Nicht zuletzt wurde von den Vereinten Nationen eine „Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services“ (IPBES, umgangssprachlich Weltbiodiversitätsrat) ins Leben gerufen, die – ähnlich wie der IPCC für den Klimawandel – darauf abzielt, vorhandenes Wissen zu Biodiversität und Ökosystemleistungen aufzubereiten und somit als Schnittstelle zwischen Wissenschaft und Politik zu fungieren (www.ipbes.net).


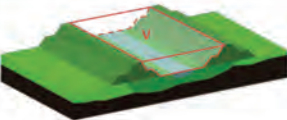
Die neueren politischen Initiativen und Dokumente der EU (z. B. EC, 2011) greifen die Konzepte der Multifunktionalität und Nachhaltigkeit auf und versuchen verschiedene Interessen und Konflikte zwischen sozialen, ökologischen und ökonomischen Zielen miteinzubeziehen. Dabei kann das ÖSL-Konzept dazu beitragen, die Auswirkungen von solchen Handlungsalternativen auf die Natur und das menschliche Wohlbefinden ganzheitlich zu betrachten (SCHINDLER et al., 2016; KISTENKAS & BOUWMA, 2018). Demgegenüber stehen die tatsächlichen rechtlichen Rahmenbedingungen in denen ÖSL bisher nicht explizit erwähnt werden, sondern eher einzelne sektorale Ziele im Fokus stehen wie z. B. Wasserqualität, Hochwasserschutz, Naturschutz und Schiffbarkeit (KISTENKAS & BOUWMA, 2018). Zugleich sind im Bundesnaturschutzgesetz mit der Sicherung der „Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts“ sowie der „Vielfalt, Eigenart und Schönheit sowie der Erholungswert von Natur und Landschaft“ bereits eine Vielzahl von ÖSL implizit angesprochen. In der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) sind ÖSL nicht genannt, obwohl vielfältige direkte und indirekte Verbindungen zwischen den konkret formulierten Zielen der EG-WRRL einerseits und ÖSL andererseits existieren (VLACHOPOULOU et al., 2014). Mit der Änderung des deutschen Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) im Jahr 2016 beginnen nun auch auf der Ebene der Planungseinheiten der EG-WRRL Diskussionen zur Bedeutung und Tragweite der Begriffe „Wasserdienstleistungen und Wassernut-



**Abbildung 5**  
RESI-Bewertung der Ökosystemleistungen (ÖSL) Hochwasserregulation an der Nahe/Rheinland-Pfalz im Szenario eines etablierten Gewässerentwicklungskorridors.  
*RESI assessment of the ecosystem service (ES) flood regulation showing the scenario of a river development corridor at the Nahe river/Rhineland Palatinate.*



**Abbildung 6**  
Differenzdarstellung (Ist-Zustand und Szenario) der RESI-Bewertung der Ökosystemleistungen (ÖSL) Hochwasserregulation an der Nahe/Rheinland-Pfalz.  
*RESI assessment of the ecosystem service (ES) flood regulation visualizing the differences between the actual conditions and the scenario at the Nahe river/Rhineland Palatinate.*

 <b>Ökosystemleistung: Hochwasserregulation</b> Bearbeiter: D. Mehl, T. G. Hoffmann, J. Iwanowski - biota - Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH					
Klasse und Typ	Abk.	Kurzbeschreibung		Raumbezug	
Regulativ Bereitgestellt	HW	Drosselung des Hochwasserabflusses und Absenkung des Hochwasserscheitels: Wellenabflachung (durch Ausuferung/Überflutung wird Rückhaltevolumen genutzt, Fluss-/Auenmorphologie erzeugt Rauigkeit)		Auensegment (1 km) <input checked="" type="checkbox"/> morphologische Aue <input checked="" type="checkbox"/> rezente Aue <input checked="" type="checkbox"/> Fluss	
Variable	Abk.	Einheit	Rechengröße	Datenquelle	Anmerkung
Volumen der rezenten Aue	$V_{rezAue}$	m <sup>3</sup>	Volumen zwischen Mittel- und Hochwasserstand („bordvoller“ rezente Aue)	- Deiche und Längsbauwerke - DGM10 - HQ100	
Volumen der morphologischen Aue	$V_{morphAue}$	m <sup>3</sup>	Volumen zwischen Mittel- und Hochwasserstand (Höhe der Anschlaglinie der morphologischen Aue, Übergang Talboden-Talflanke)	- Deiche und Längsbauwerke - DGM10 - HQ100	
Fließstrecke des relevanten Kartierabschnittes	$L_f$	m	Länge	- Fließgewässerstrukturgüte-Kartierung (FGSK)	
Bewertungen für Ufer (U), Land (L), Sohle (S)	$BU_i, BL_i, BS_i$	relativ 5...1	Bewertungsklasse (5 entspricht RESI-Klasse 1, 1 entspricht RESI-Klasse 5)	- FGSK	
Gesamtfließstrecke	$L_{Ges}$	m	Länge	- FGSK	
Berechnungsverfahren					
Volumenbestimmung			Teilindikator $HW_1$		
			Berechnung des Volumenverhältnisses der rezenten Aue zur morphologischen Aue: $Ind_{HW_1} = \frac{V_{rezAue}}{V_{morphAue}}$		
			$Ind_{HW_1} > 80\% \quad > 60\% \quad > 40\% \quad > 20\% \quad > 0\%$		
			$HW_1: \quad 5 \quad 4 \quad 3 \quad 2 \quad 1$		
Teilindikator $HW_2$					
Berechnung der längengewichteten mittleren Gesamtklassifizierung des Fließgewässers:			$Ind_{HW_2} \leq 1,5 \quad > 1,5 \leq 2,5 \quad > 2,5 \leq 3,5 \quad > 3,5 \leq 4,5 \quad > 4,5$		
$Ind_{HW_2} = \sum_{i=1}^n \frac{L_i}{L_{Ges}} \cdot \left( \frac{BU_i + BL_i + BS_i}{3} \right)$			$HW_2: \quad 5 \quad 4 \quad 3 \quad 2 \quad 1$		
Gesamtindikator					
Berechnung des Gesamtindikators $HW$ als Mittelwert aus den Ergebnissen der Teilindikatoren $HW_1$ und $HW_2$ :					
$Ind_{HW} = \frac{HW_1 + HW_2}{2}$					

RESI -Indikatorenkennblatt

Hochwasserregulation

**Abbildung 7**

Beispiel des Indikatorenkennblatts für die Ökosystemleistung (ÖSL) Hochwasserregulation. *Example factsheet for the ecosystem service (ES) flood regulation.*

zungen“. Auch wenn der Begriff der Wasserdienstleistungen sich nicht direkt auf Ökosysteme bezieht, kann die Berücksichtigung von Wassernutzungen, d. h. „alle Wasserdienstleistungen sowie andere Handlungen mit Auswirkung auf den Zustand eines Gewässers“ (§ 3 WHG), von Umwelt und Ressourcenkosten basierend auf dem Verursacherprinzip (§ 6a Abs. 3 WHG), und von sozialen, ökologischen und wirtschaftlichen Auswirkungen (§ 6a Abs. 4 WHG) durchaus auf der Grundlage von ÖSL erfolgen.

Unter den insgesamt 198 eingegangenen gültigen Antworten des Online-Fragebogens zeigte sich, dass 87 % der befragten Behördenvertreter daran interessiert sind das ÖSL-Konzept in ihre Arbeit zu integrieren, womit diese Gruppe nach den kleinen und mittleren Unternehmen (KMU) und Umweltverbänden das höchste Interesse zeigte. In Übereinstimmung mit früheren Untersuchungen (ALBERT et al., 2014a) wurde die Anwendung des ÖSL-Konzeptes bei Planungsprozessen oder Entscheidungen insbesondere in den Phasen der Kommunikation mit Akteuren sowie der vergleichenden Bewertung von Planungsalternativen als vorteilhaft gesehen. Zahlreiche Studien, die sich der Analyse von Trade-Offs und Szenarienvergleichen widmen, betonen das Potential des ÖSL-Konzeptes für die einzelnen Phasen des Pla-

Skalierung	$Ind_{HW}$	$\geq 4,5$	$< 4,5 \dots \geq 3,5$	$< 3,5 \dots \geq 2,5$	$< 2,5 \dots \geq 1,5$	$< 1,5$
de						
lokal						
RESI		5	4	3	2	1
Qualitative Beurteilung		Kein oder nur sehr geringfügiger Verlust an rezentem Auenvolumen, sehr hohe Wellenabflachung	Geringer Verlust an rezentem Auenvolumen, hohe Wellenabflachung	Mäßiger Verlust an rezentem Auenvolumen, mäßige Wellenabflachung	Hoher Verlust an rezentem Auenvolumen, geringe Wellenabflachung	Gravierender Verlust an rezentem Auenvolumen, keine oder sehr geringe Wellenabflachung
Bedeutung der Indikatoren						
Interpretation						
Der Teilindikator $HW_1$ gibt vereinfachend an, wie stark sich der theoretische Hochwasserrückhaltewert in einem Auensegment im Vergleich zum ursprünglichen Zustand verändert hat und spiegelt damit einen direkten Bezug zur ÖSL Hochwasserregulation wider. Der Teilindikator $HW_2$ erfasst vereinfachend die Prozesse der Wellenabflachung infolge von Profilveränderungen, Rauigkeiten und induzierte Turbulenz in Abhängigkeit der kartierten strukturellen Ausprägung.						
Erweiterungsmöglichkeiten						
Im Falle der Verfügbarkeit von berechneten Ausuferungsfällen (z. B. aus Hochwassererfahrbarkeiten) können diese direkt für eine genauere Bestimmung des Retentionsvolumens der Aue genutzt werden.						
Für etwaige Szenario-Berechnungen, die das Anlegen von Polderflächen vorsehen, kann wie folgt vorgegangen werden:						
<ol style="list-style-type: none"> <li>Ermittlung der folgenden Variablen: Fläche der rezenten Aue (<math>A_{rezAue}</math> in m<sup>2</sup>), Fläche der morphologischen Aue (<math>A_{morphAue}</math> in m<sup>2</sup>), Polderfläche innerhalb der rezenten Aue (<math>A_{Polder,rez}</math> in m<sup>2</sup>), Volumen der rezenten Aue (<math>V_{rezAue}</math> in m<sup>3</sup>), Volumen der morphologischen Aue (<math>V_{morphAue}</math> in m<sup>3</sup>), Volumen der Polderfläche (<math>V_{Polder}</math> in m<sup>3</sup>), Volumen der Überflutungshäufigkeit;</li> <li>Zuordnung der Gewichtung (<math>G_{max}</math>) der Polderart in Abhängigkeit der Überflutungshäufigkeit:                     <ul style="list-style-type: none"> <li>ungesteuerter Polder <math>HQ_{100}</math> und seltener als <math>HQ_{100}</math>: <math>G_{max} = 0,5</math></li> <li>gesteuerter Polder häufiger als <math>HQ_{100}</math>: <math>G_{max} = 1,5</math></li> <li>gesteuerter Polder häufiger als <math>HQ_{100}</math>: <math>G_{max} = 2,5</math></li> <li>gesteuerter Polder häufiger als <math>HQ_{100}</math>: <math>G_{max} = 5</math></li> </ul> </li> <li>Bestimmung der mittleren Rückhaltehöhe der rezenten Aue (<math>H_{rezAue}</math>) und morphologischen Aue (<math>H_{morphAue} = 1 \text{ (m) } \cdot (V_{morphAue} / A_{morphAue})</math>);</li> <li>Bestimmung der mittleren Rückhaltehöhe des Polders (<math>H_{Polder}</math>):  <math display="block">H_{Polder} = \left( \frac{V_{Polder}}{A_{Polder}} \right) + H_{rezAue}</math>                     Berechnung des neuen Volumens der rezenten Aue (<math>V_{rezAue,neu}</math>) mit dem gewichteten Volumen des Polders in Flächenabhängigkeit, zu der rezenten und morphologischen Aue, anschließend kann mit <math>V_{morphAue}</math> als <math>V_{morphAue,neu}</math> weiterverfahren werden (siehe Teilindikator <math>HW_1</math>):  <math display="block">V_{rezAue,neu} = (A_{rezAue} - A_{Polder} \cdot G_{max}) \cdot H_{rezAue} + (A_{morphAue} - A_{morphAue,neu}) \cdot H_{morphAue}</math> </li> </ol>						

■ Datenquellen

Datensatz	Beschreibung Typ, Kategorien	Raumbezug	Auflösung / Genauigkeit	Referenz	Aktualität	Kommentar
Digitales Geländemodell - DGM10	Raster	Bundesweit flächen-deckende Kacheln	Lage 10 m Höhe 0,01m/ ± 2 m	© GeoBasis-DE/BKG (2016)	MV 2006 - 2012	
Auensegmente	Polygon, Fluss, rezente Aue, Alt- / Neben- / Unteraue	Auen	1 : 25.000 (basiert auf Basis DLM)	Fallbeispiel Institut biota GmbH, alternativ BfN Auenkulturliste	2016	Rückgriff auf Deichlinien, HQ100-Auferungslinien (Anschlaglinien) und DGM-Daten (Höhengradienten, Höhenlagen)
Informationen zu Deichen und Längsbauwerken	Linie	Auen	1 : 10.000 (basiert auf Angaben der DTR10 M-V)	© GeoBasis-DE/M-V (2016)	2009	Digitalisierungen aus Topographischer Karte
Angaben zur HQ100-Auferung	Polygon	Auen	1 : 5.000	nichtöffentliche Objektpläne	1995-2015	Auswertung verschiedener Renaturierungsplanungen im Hinblick auf Wirkräume
Fließgewässerstrukturgütekartierung	Linie	Fluss	1 : 25.000	Institut biota GmbH	2016	

RESI -Indikatorenkennblatt

Hochwasserregulation

nungsprozesses. Jedoch fehlen häufig noch konkrete praxisnahe Vorschläge zur Umsetzung (HARRISON-ATLAS et al., 2016).

Der ÖSL-Ansatz kann die Identifizierung und Implementierung von multifunktionellen und effizienten Gewässerschutzmaßnahmen unterstützen (SCHINDLER et al., 2014; SCHINDLER et al., 2016). Infolge der breiteren Perspektive werden Handlungsmöglichkeiten sichtbar, die über die Optionen gemäß der WRRL hinausgehen und einen hohen Mehrwert generieren (VLACHOPOULOU et al., 2014). Dies gilt insbesondere für die Fälle, in denen ÖSL von Gewässern nur zusammen mit Auen bereitgestellt werden, so dass die stark auf das Gewässerbett orientierte Umsetzung der EG-WRRL zu kurz greift.

Mittlerweile sind einseitig ausgerichtete Strategien wie etwa technischer Hochwasserschutz bei gleichzeitiger Intensivierung der Nutzung, Verkleinerung der Rückhalteflächen und Gewässerausbau in die Kritik geraten und beschränkt, etwa durch die Ausweisung von Überschwemmungsgebieten (§ 76 WHG). Durch eine sektorenübergreifende Betrachtung der vorsorgenden, regulativen und kulturellen ÖSL können Synergien der Wirkung verschiedener Maßnahmen auf ÖSL sowie Trade-Offs (z. B. zwi-

schen Landwirtschaft und Wasserqualität) transparent aufgezeigt sowie auch Alternativen zur Minimierung der Trade-Offs analysiert werden (z. B. durch Gewässerentwicklungskorridore). Insbesondere kann die Darstellung des Maßnahmennutzens für den Menschen über die Veränderung der ÖSL die Kommunikation mit den Akteuren verbessern, da durch die zusätzlichen Informationen bestehende fachliche Bewertungen und Begründungen sinnvoll ergänzt werden können. In der Folge können partizipative Prozesse erleichtert und die öffentliche Akzeptanz erhöht werden (VLACHOPOULOU et al., 2014; SCHINDLER et al., 2016).

## 7. Reflektion des Forschungsprozesses

Im Zuge des inter- und transdisziplinären Forschungsprozesses im Projekt RESI wurde das Konzept der Ökosystemleistungen (ÖSL) für die vergleichende Bewertung von Flusslandschaften operationalisiert und ÖSL erstmals sektorenübergreifend quantifiziert, bewertet und synoptisch dargestellt, um damit auf lokaler Ebene Bewirtschaftungsalternativen vergleichen zu können. Für einige ÖSL wurde ein Übersichtsverfahren, das prinzipiell bundesweit einsetzbar wäre, sowie ein Detailverfahren (je nach Qualität und Auflösung der Daten) entwickelt.

Die Diskussion der gesamten ÖSL-Kaskade war ein wichtiger Schritt, um die disziplinübergreifende Kommunikation und Abstimmung zu strukturieren und Prioritäten zu setzen (POTSCHIN-YOUNG et al. 2018). Die Definition der Kernbegriffe (Kap. 3) legten die Grundlagen für die interdisziplinäre Zusammenarbeit und den Selektionsprozess der Indikatoren im Projekt RESI. Der Vergleich der Literatur diverser wissenschaftlicher Disziplinen ergab, dass häufig generelle Indikatoren für ÖSL-Erfassung vorgeschlagen werden und nur wenige Studien konzeptionelle Unterschiede (z. B. zwischen genutzten ÖSL oder Potenzial) in Betracht ziehen (z. B. GRIZZETTI et al., 2015). Am Beispiel der kulturellen ÖSL (Kap. 5.1) konnte gezeigt werden wie sich die Unterscheidung in bereitgestellte ÖSL, dem menschlichen Beitrag und genutzte ÖSL für die Anwendung operationalisieren lässt. Durch die fundierte theoretische Einordnung eignen sich die entwickelten Methoden auch zur Einbindung in weitere Rahmenkonzepte, wie z. B. dem DPSIR (Driver, Pressure, State, Impact and Response) (ANZALDUA et al., 2018).

Die Mehrheit der ÖSL Studien im Gewässerkontext erfassen nur wenige ÖSL die meist einer ÖSL-Hauptgruppe zuzuordnen sind (HANNA et al., 2018). Für umfassendere Studien, die ÖSL aller Hauptgruppen miteinbeziehen, ist neben der konzeptionellen Fundierung die Klassifikation und Definition der individuellen ÖSL ein essenzieller Teil des Forschungsprozesses. Einerseits gibt hierfür die CICES-Klassifizierung einen Ansatzpunkt zur Auswahl von relevanten ÖSL. Dabei ist es wichtig im interdisziplinären Prozess sowohl inhaltliche als auch die Überlappungen von Indikatoren zu berücksichtigen (CZÚCZ et al., 2018). Andererseits sollte eine an den Fallstudienkontext angepasste Auswahl der ÖSL erfolgen, welche die biogeographische Region und die Sensitivität gegenüber von Maßnahmen berücksichtigt (GILEVAR et al., 2013; GERNER et al., 2018). Für die integrierte Betrachtung der vorsorgenden, regulativen und kulturellen ÖSL wurde im Projekt RESI zunächst eine umfassende an die Anwendung in Flüssen und Auen im deutschen Kontext angepasste Klassifikation entwickelt. Diese ÖSL-Liste dient als Grundlage für die fallstudien-spezifische Auswahl in Bezug auf die Anwendungsbereiche

des RESI z. B. im Kontext von Renaturierungsmaßnahmen oder Hochwasserschutzprogramm.

Zusammenfassend hat sich der iterative Prozess zur Auswahl der Indikatoren der das ÖSL-Konzept, die ÖSL-Klassifikation sowie die Prüfung der Datenverfügbarkeit mit einbezieht, als zielführend erwiesen. Die auf dieser Grundlage entwickelten Erfassungsmethoden, bezogen auf einen einheitlichen Bewertungsraum der Fluss-Auen-Segmente sowie eine gemeinsame fünfstufige Bewertungsskala von 1 (sehr gering bis fehlend) bis 5 (sehr hoch) ermöglichen somit einen Vergleich der individuellen ÖSL.

In der Anwendung konnte bereits am Beispiel des mecklenburgischen Flusses Nebel anhand ausgewählter regulativer ÖSL gezeigt werden, dass der Nutzen erfolgreicher Renaturierungsmaßnahmen für den Einzelnen und die Gesellschaft in weit größerem Maße sichtbar wird, wenn die ÖSL bewusst in die Betrachtungen einbezogen werden (MEHL et al., 2018a). Auch an der bayerischen Donau sind Wasserwirtschaftsbehörden sehr an der Anwendung des RESI interessiert. Dieser wird dort für einen sektorenübergreifenden und transparenten Vergleich von Planungsvarianten neuer Hochwasserrückhalteflächen in den Donauauen eingesetzt.

Der RESI wird darüber hinaus bereits in anderen ReWaM-Vorhaben als methodische Grundlage genutzt, u. a. im Vorhaben KOGGE (TRÄNCKNER et al., 2017), was die Anschlussfähigkeit der in RESI entwickelten Ansätze unterstreicht. Hier belegen umfangreiche Bewertungen der ÖSL den hohen Nutzen der untersuchten, kleinen, nicht EG-WRRRL-berichtspflichtigen Gewässer und Feuchtgebiete in der Hansestadt Rostock. Hierzu wurden u. a. die Effekte des Wegfalls oder der optimalen Ausgestaltung der Leistungen mit Hilfe ökonomischer Kostenansätze ermittelt (MEHL et al., 2018a, b, c, d). Es wird daher angestrebt, den RESI mit existierenden Planungsinstrumenten zu verknüpfen (BMUB & BFN, 2015), um eine Implementierung in der Praxis zu ermöglichen.

## 8. Schlussbetrachtung

Als Ergebnis des inter- und transdisziplinären Forschungsprozesses zeigte sich, dass bestehende Ansätze zur Konzipierung und Klassifizierung von Ökosystemleistungen (ÖSL) prinzipiell auch in Flüssen und Auen angewendet werden können. Aufgrund einer Vielzahl unterschiedlicher Interpretationen des ÖSL-Konzepts wurden grundlegende Begriffe sowie ihre Verwendungen und Konnotationen im deutschen und englischen Sprachgebrauch diskutiert und über die Definition der Kernbegriffe eine interdisziplinär und im deutschen Kontext anwendbare Sprachregelung geschaffen. Konzeptionell wird innerhalb des RESI-Projekts zwischen bereitgestellten und genutzten ÖSL unterschieden und damit der menschliche Einfluss zur Nutzbarmachung der ÖSL in Erfassung berücksichtigt. Diese Differenzierung ermöglicht tiefergehende planerische Diskussionen, z. B. bei Unausgeglichheiten von Angebot und Nachfrage. Die Erfassungsbeispiele zeigen, dass über ÖSL die Methoden verschiedener Disziplinen zusammengeführt werden können. Die im Projekt RESI entwickelte Methodik ermöglicht es, aufbauend auf bestehenden behördlichen sowie weiteren Datenbeständen (Wasserqualitätsmonitoring, EG-WRRRL Monitoring, FFH-Monitoring, Boden- und Landnutzungsdaten etc.) neue Bewertungen durchzuführen und

in Entscheidungsprozesse einzubringen. Dabei werden innerhalb des Gesamtvorhabens von RESI versorgende, regulative und kulturelle ÖSL erfasst und in einem integrativen Index visualisiert.

Da das ÖSL-Konzept direkt die Interessen relevanter Akteure anspricht, kann es dazu beitragen, Wissen für die praktische Nutzung aufzubereiten. Auch wenn das ÖSL-Konzept im Gewässerkontext noch ein relativ neues Thema ist und es rechtlich noch nicht explizit implementiert ist, besteht ein hohes Interesse aus der Praxis ÖSL in Abstimmung sowie dem Vergleich von Bewirtschaftungsoptionen in Planungsprozessen einzusetzen. Wie dargestellt wird der ÖSL-Ansatzes auf EU-Ebene sowie auch global bereits stark unterstützt, was ebenfalls eine zunehmende Implementierung auch in regionalen Kontexten erwarten lässt.

Das ÖSL-Konzept stellt diverse Anknüpfungspunkte zur Ergänzung bestehender Planungsinstrumente bereit und kann durch den breiteren Ansatz und die explizite Erfassung von ÖSL zu sektorenübergreifenden Abwägungsverfahren beitragen. Damit ist es möglich, die Lösung von Zielkonflikten in Entscheidungsprozessen zu erleichtern und ein transparentes, integratives Fluss- und Auenmanagement zu realisieren.

## Conclusions

During the inter- and transdisciplinary research process in the RESI project, the ecosystem service (ES) concept was operationalized for the application in water management for a nationally applicable comparative evaluation of water bodies. In general, existing concepts and classifications of ES are also applicable to rivers and floodplains. Due to the various different interpretations of the ES concept, the basic terms as well as their use and meaning in German and English were discussed. Through the definition of key terms, an interdisciplinary applicable language was developed for the German context. In RESI, offered and used ES are differentiated taking the human influence for the use of ES into account during the assessment. This differentiation enables more in depth discussion during planning (e.g. if supply and demand do not match). The assessment examples show that methods from different disciplines can be brought together via the ES concept. The developed methodology facilitates new evaluations based on existing data (WFD monitoring, Natura2000 monitoring, soil map, land use map) and make it possible to incorporate them into the decision-making process. In the overall RESI project provisioning, regulating and cultural ES are assessed and visualized in an integrated index.

As the ES concept addresses the interests of relevant stakeholders, it could contribute to the transfer of knowledge to the application in practice. Even though the ES concept is still a relatively new topic in water management and not yet explicitly included in legislation, there is a growing interest from practitioners to use ES in planning processes for the consultation process as well as for the comparison of management options. The review showed that the ES approach is already strongly supported at the EU as well as at global scale, making an increasing implementation on a regional scale likely.

The ES concept exhibits several docking points to complement existing planning instruments. Through the comprehensive approach and the explicit assessment of ES, it can assist in decision-making processes across different sectors. This could help resolve

conflicts of interests and facilitate a transparent and integrative management of rivers and floodplains.

## Anmerkung und Danksagung

Die Arbeiten erfolgten im Rahmen des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderten Verbundprojektes „River Ecosystem Service Index“ (RESI) Förderkennzeichen 033W024A-K. Wir danken den RESI-Partner\*innen [insbesondere C. Damm, H. Fischer, F. Foeckler, M. Gelhaus, V. Hartje, S. Ritz, A. Rumm, B. Stammel, M. Venohr] für die zahlreichen wertvollen Diskussionen sowie den RESI-Praxispartner\*innen für das konstruktive Feedback und die Datenbereitstellung [insbesondere LfU Bayern & LfU Rheinland-Pfalz]. RESI ist Teil der Fördermaßnahme ReWaM im BMBF-Förderschwerpunkt NaWaM im Rahmenprogramm FONA<sup>3</sup>. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

## Anschriften der Verfasser

Dr. S. A. Podschun

Dr. G. Costea

PD Dr. M. T. Pusch

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB),  
Abteilung Ökosystemforschung  
Müggelseedamm 310, 12587 Berlin  
podschun@igb-berlin.de  
costea@igb-berlin.de pusch@igb-berlin.de

Prof. Dr. C. von Haaren

Dipl.-Geogr. J. Thiele

Dr. Christian Albert (Junior Prof. Landscape Planning and Ecosystem Services)

Leibniz Universität Hannover, Institut für Umweltplanung  
Herrenhäuser Straße 2, 30419 Hannover  
albert@umwelt.uni-hannover.de  
thiele@umwelt.uni-hannover.de  
haaren@umwelt.uni-hannover.de

Prof. Dr. A. Dehnhardt

Technische Universität Berlin, Institut für Landschaftsarchitektur  
und Umweltplanung, Fachgebiet Landschaftsökonomie  
Str. des 17. Juni 145, 10623 Berlin  
alexandra.dehnhardt@tu-berlin.de

Dr. Dr. D. Mehl

Dr. T. G. Hoffmann

biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH  
Nebelring 15, 18246 Bützow  
postmaster@institut-biota.de

Kai Deutschmann

Bayerisches Landesamt für Umwelt, Ref. 64,  
Gewässerentwicklung und Auen  
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160, 86179 Augsburg  
kai.deutschmann@lfu.bayern.de

Dipl. Ing. Mathias Scholz

Dr. Christine Fischer

UFZ – Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung,  
Department Naturschutzforschung  
Permoserstr. 15, 04318 Leipzig  
mathias.scholz@ufz.de  
christine.fischer@ufz.de

**Literaturverzeichnis**

- ALBERT, C., B. BURKHARD, S. DAUBE, K. DIETRICH, B. ENGELS, J. FROMMER, M. GÖTZL, A. GRET-REGAMEY, B. JOB-HOBEN, R. KELLER, S. MARZELLI, C. MONING, F. MÜLLER, S.-E. RABE, I. RING, E. SCHWAIGER, B. SCHWEPPE-KRAFT & H. WÜSTEMANN (2015): Empfehlungen zur Entwicklung bundesweiter Indikatoren zur Erfassung von Ökosystemleistungen. BfN-Skripten. Band 410, Bundesamt für Naturschutz (BfN).
- ALBERT, C., C. GALLER, J. HERMES, F. NEUENDORF, C. VON HAAREN & A. LOVETT (2016): Applying ecosystem services indicators in landscape planning and management: The ES-in-Planning framework. - *Ecological Indicators* 61 (Part 1), 100-113.
- ALBERT, C., C. NEBHÖVER, H. WITTMER, M. HINZMANN & C. GÖRG (2014b): Sondierstudie für ein nationales Assessment von Ökosystemen und ihren Leistungen für Wirtschaft und Gesellschaft in Deutschland - National Ecosystem Assessment, NEA-DE.
- ALBERT, C., C. NEBHÖVER, M. SCHRÖTER, H. WITTMER, A. BONN, B. BURKHARD, J. DAUBER, R. DÖRING, C. FÜRST, K. GRUNEWALD, D. HAASE, B. HANSJÜRGENS, J. HAUCK, M. HINZMANN, T. KOELLNER, T. PLIENINGER, S.-E. RABE, I. RING, J. H. SPANGENBERG, U. STACHOW, H. WÜSTEMANN & C. GÖRG (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.
- ALBERT, C., J. HAUCK, N. BUHR & C. VON HAAREN (2014a): What ecosystem services information do users want? Investigating interests and requirements among landscape and regional planners in Germany. - *Landscape Ecology* 29 (8), 1301-1313.
- ANZALDUA, G., N. GERNER, M. LAGO, K. ABHOLD, M. HINZMANN, S. BEYER, C. WINKING, N. RIEGELS, J. KROGSGAARD, M. TERMES, J. AMORÓS, K. WENCKI, C. STREHL, R. UGARELLI, M. HASENHEIT, I. NAFO, M. HERNANDEZ, E. VILANOVA, S. DAMMAN, S. BROUWER, J. ROUILLARD, D. SCHWESIG & S. BIRK (2018): Getting into the water with the Ecosystem Services Approach: The DESSIN ESS evaluation framework. *Ecosystem Services* 30: 318-326.
- BARK, R. H., M. BARBER, S. JACKSON, K. MACLEAN, C. POLLINO & B. MOGRIDGE (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.
- BEICHLER, S. A., O. BASTIAN, D. HAASE, S. HEILAND, N. KABISCH & F. MÜLLER (2017): Does the Ecosystem Service Concept Reach its Limits in Urban Environments? - *Landscape Online*, 1-21.
- BENNETT, E. M., G. D. PETERSON & L. J. GORDON (2009): Understanding relationships among multiple ecosystem services. - *Ecol Lett* 12 (12), 1394-1404.
- BMU & BFN (2009): Auenzustandsbericht. Flussauen in Deutschland. <https://www.bfn.de/fileadmin/MDb/documents/themen/wasser/Auenzustandsbericht.pdf>.
- BMUB & BFN (2015): Den Flüssen mehr Raum geben. Renaturierung von Auen in Deutschland.
- BOUWMA, I., C. SCHLEYER, E. PRIMMER, K. J. WINKLER, P. BERRY, J. YOUNG, E. CARMEN, J. ŠPULEROVÁ, P. BEZÁK, E. PREDÁ & A. VADINEANU (2018): Adoption of the ecosystem services concept in EU policies. - *Ecosystem Services* 29, 213-222.
- BOYD, J. & S. BANZHAF (2007): What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. - *Ecological Economics* 63 (2-3), 616-626.
- BRAAT, L. C. & R. DE GROOT (2012): The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. - *Ecosystem Services* 1 (1), 4-15.
- BRUNOTTE, E., E. DISTER, D. GÜNTHER-DIRINGER, U. KOENZEN & D. MEHL (2009): Flussauen in Deutschland. Erfassung und Bewertung des Auenzustandes, Schriftenr. Naturschutz und biologische Vielfalt 87, 141 S. Kartenband, 2009.
- BURKHARD, B., F. KROLL, S. NEDKOV & F. MÜLLER (2012a): Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. - *Ecological Indicators* 21, 17-29.
- BURKHARD, B., M. KANDZIORA, Y. HOU & F. MÜLLER (2014): Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands – Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification. - *Landscape Online*, 1-32.
- BURKHARD, B., R. DE GROOT, R. COSTANZA, R. SEPPELT, S. E. JORGENSEN & M. POTSCHEIN (2012b): Solutions for sustaining natural capital and ecosystem services. - *Ecological Indicators* 21: 1-6.
- CBD (2010): Convention on Biological Diversity. <http://www.cbd.int/decision/cop/?id=122685>.
- CLERICI, N., M. L. PARACCHINI & J. MAES (2014): Land-cover change dynamics and insights into ecosystem services in European stream riparian zones. - *Ecology and Hydrobiology* 14 (2), 107-120.
- COSTANZA, R., R. ARGE, R. DE GROOT, S. FARBER, M. GRASSO, B. HANNON, K. LIMBURG, S. NAEEM, R. V. ONEILL, J. PARUELO, R. G. RASKIN, P. SUTTON & M. VANDENBELT (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. - *Nature* 387 (6630), 253-260.
- COSTANZA, R., R. DE GROOT, L. BRAAT, I. KUBISZEWSKI, L. FIORAMONTI, P. SUTTON, S. FARBER & M. GRASSO (2017): Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? - *Ecosystem Services* 28, 1-16.
- CROSSMAN, N. D., B. BURKHARD, S. NEDKOV, L. WILLEMEN, K. PETZ, I. PALOMO, E. G. DRAKOU, B. MARTÍN-LOPEZ, T. MCPHEARSON, K. BOYANOVA, R. ALKEMADE, B. EGOH, M. B. DUNBAR & J. MAES (2013): A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. - *Ecosystem Services* 4, 4-14.
- CZÚCZ, B., I. ARANY, M. POTSCHEIN-YOUNG, K. BERECZKI, M. KERTÉSZ, M. KISS, R. ASZALÓS & R. HAINES-YOUNG (2018): Where concepts meet the real world: A systematic review of ecosystem service indicators and their classification using CICES. *Ecosystem Services* 29: 145-157.
- DAILY, G. C. (1997): *Nature's Services - Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington, DC, Island Press.
- DAILY, G. C., S. POLASKY, J. GOLDSTEIN, P. M. KAREIVA, H. A. MOONEY, L. PEJCHAR, T. H. RICKETTS, J. SALZMAN & R. SHALLENBERGER (2009): Ecosystem services in decision making: time to deliver. - *Frontiers in Ecology and the Environment* 7 (1), 21-28.
- DANIEL, T. C., A. MUHAR, A. ARNBERGER, O. AZNAR, J. W. BOYD, K. M. CHAN, R. COSTANZA, T. ELMQVIST, C. G. FLINT, P. H. GOBSTER, A. GRET-REGAMEY, R. LAVE, S. MUHAR, M. PENKER, R. G. RIBE, T. SCHAUPPENLEHNER, T. SIKOR, I. SOLOVIY, M. SPIERENBURG, K. TACZANOWSKA, J. TAM & A. VON DER DUNK (2012): Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. - *Proc Natl Acad Sci U S A* 109 (23), 8812-8819.
- DE GROOT, R. S., R. ALKEMADE, L. BRAAT, L. HEIN & L. WILLEMEN (2010): Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. - *Ecological Complexity* 7 (3), 260-272.
- EC (2011): *EU Biodiversity Strategy to 2020*. COM.
- EGOH, B., E. G. DRAKOU, M. B. DUNBAR, J. MAES & L. WILLEMEN (2012): Indicators for mapping ecosystem services: a review. Luxembourg: European Commission, Joint Research Centre.
- EHLERT, T. & B. NEUKIRCHEN (2012): Zustand und Schutz der Flussauen in Deutschland. - *Natur und Landschaft* 87 (4): 161-167.

- EHRlich, P. & A. EHRlich (1981): *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. New York, Random House.
- ESRI (Environmental Systems Research Institute) (2016): *Resampling*.
- FAGERHOLM, N., M. TORRALBA, P. J. BURGESS & T. PLIENINGER (2016): A systematic map of ecosystem services assessments around European agroforestry. - *Ecological Indicators* 62, 47-65.
- FEBRIA, C. M., B. J. KOCH & M. A. PALMER. (2015.): Operationalizing an ecosystem services-based approach for managing river biodiversity. In: *Water Ecosystem Services - A Global Perspective*. Herausgegeben von J. Martin-Ortega, R. C. Ferrier, I. J. Gordon, S. Khan. Cambridge University Press. 26-34.
- FELINKS, B., T. EHLERT & B. NEUKIRCHEN (2013): Perspektiven einer nachhaltigen Gewässer- und Auenentwicklung.
- FISCHER, H., F. KLOEP, S. WILZCEK & M. T. PUSCH (2005): A River's Liver – Microbial Processes within the Hyporheic Zone of a Large Lowland River. - *Biogeochemistry* 76 (2), 349-371.
- GERNER, N. V., I. NAFO, C. WINKING, K. WENCKI, C. STREHL, T. WORTBERG, A. NIEMANN, G. ANZALDUA, M. LAGO & S. BIRK (2018): Large-scale river restoration pays off: A case study of ecosystem service valuation for the Emscher restoration generation project. *Ecosyst. Serv.* 30: 327–338.
- GILVEAR, D.J., C.J. SPRAY & R. CASAS-MULET (2013): „River rehabilitation for the delivery of multiple ecosystem services at the river network scale.“ *J Environ Manage* 126: 30-43.
- GLEASON, R. A. & M. K. LABHAN. 2008. Chapter A: Background and Approach to Quantification of Ecosystem Services. In: *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*. Herausgegeben von R. A. GLEASON, M. K. LAUBHAN, N. H. J. EULISS. Band Professional Paper 175. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey. 3-14.
- GRIZZETTI, B., D. LANZANOVA, C. LIQUETE & A. REYNAUD (2015): *Cookbook for water ecosystem service assessment and valuation*. Luxembourg: European Commission.
- GRUNEWALD, K., R.-U. SYRBE, U. WALZ, B. RICHTER, G. MEINEL, H. HEROLD & S. MARZELLI (2017): Germany's Ecosystem Services – State of the Indicator Development for a Nationwide Assessment and Monitoring. - *One Ecosystem* 2, e14021.
- HAASE, D., N. LARONDELLE, E. ANDERSSON, M. ARTMANN, S. BORGSTROM, J. BREUSTE, E. GOMEZ-BAGGETHUN, A. GREN, Z. HAMSTEAD, R. HANSEN, N. KABISCH, P. KREMER, J. LANGEMEYER, E. L. RALL, T. MCPHEARSON, S. PAULEIT, S. QURESHI, N. SCHWARZ, A. VOIGT, D. WURSTER & T. ELMQVIST (2014): A quantitative review of urban ecosystem service assessments: concepts, models, and implementation. - *Ambio* 43 (4), 413-433.
- HAINES-YOUNG, R. & M. POTSCHIN (2013): *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES), Version 4.3. Sustainability*. www.cices.eu: EEA.
- HAINES-YOUNG, R. & M. POTSCHIN (2010): The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*.
- HANNA, D.E.L., S.A. TOMSCHA, C. OUELLET DALLAIRE & E.M. BENNETT (2018): A review of riverine ecosystem service quantification: Research gaps and recommendations. *J Appl Ecol.* 55: 1299–1311.
- HANSJÜRGENS, B., C. NEßHÖVER & I. SCHNIEWIND (Hrsg.) (2012): *Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis. Workshop I: Einführung und Grundlagen, BfN-Skripten 318*, Bonn: Bundesamt für Naturschutz, 82 S.
- HARRISON-ATLAS, D., D. M. THEOBALD & J. H. GOLDSTEIN (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.
- HERMANN, A., S. SCHLEIFER & T. WRBKA (2011): The Concept of Ecosystem Services Regarding Landscape Research: A Review. - *Living Reviews in landscape research* 5 (1), 37.
- HERNÁNDEZ-MORCILLO, M., T. PLIENINGER & C. BIELING (2013): An empirical review of cultural ecosystem service indicators. - *Ecological Indicators* 29, 434-444.
- HOWE, C., H. SUICH, B. VIRA & G. M. MACE (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 (2013): Recommended conceptual framework of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES 2/4, <http://www.ipbes.net/images/K1353197-en.pdf>
- KEELER, B. L., S. POLASKY, K. A. BRAUMAN, K. A. JOHNSON, J. C. FINLAY, A. O'NEILL, K. KOVACS & B. DALZELL (2012): Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services. - *Proc Natl Acad Sci U S A* 109 (45): 18619-18624.
- KISTENKAS, F. H. & I. M. BOUWMA (2018): Barriers for the ecosystem services concept in European water and nature conservation law. - *Ecosystem Services* 29:223-227.
- LA ROSA, D., M. SPYRA & L. INOSTROZA (2016): Indicators of Cultural Ecosystem Services for urban planning. - *Ecological Indicators* 61, 74-89.
- LARONDELLE, N., D. HAASE & N. KABISCH (2014): Mapping the diversity of regulating ecosystem services in European cities. - *Global Environmental Change* 26, 119-129.
- LFU (2016): *Bereitstellung der Daten der Fließgewässerstrukturgüteklassifizierung und der typspezifischen Gewässerentwicklungsflächen durch das Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz*.
- LIQUETE, C., C. PIRODDI, E. G. DRAKOU, L. GURNEY, S. KATSANEVAKIS, A. CHAREF & B. EGOH (2013): Current status and future prospects for the assessment of marine and coastal ecosystem services: A systematic review. - *PLoS One* 8 (7).
- LUEDERITZ, C., E. BRINK, F. GRALLA, V. HERMELINGMEIER, M. MEYER, L. NIVEN, L. PANZER, S. PARTELOW, A.-L. RAU, R. SASAKI, D. J. ABSON, D. J. LANG, C. WAMSLER & H. VON WEHRDEN (2015): A review of urban ecosystem services: six key challenges for future research. - *Ecosystem Services* 14, 98-112.
- MA (2005): *Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, D.C.
- MAES, J., A. TELLER, M. ERHARD, P. MURPHY, M. L. PARACCHINI, J. I. BARREDO, B. GRIZZETTI, A. CARDOSO, A. CARDOSO, F. SOMMA, J.-E. PETERSON, A. MEINER, E. R. GELABERT, N. ZAL, P. KRISTENSEN, A. BASTRUP-BIRK, K. BIALA, C. ROMAO, C. PIRODDI, B. EGOH, C. FIORINA, F. SANTOS, V. NARUŠEVIČIUS, J. VERBOVEN, H. PEREIRA, J. BENGTTSSON, G. KREMENA & ET AL. (2014): Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services - Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020.
- MAES, J., B. EGOH, L. WILLEMEN, C. LIQUETE, P. VIHERRAARA, J. P. SCHÄGNER, B. GRIZZETTI, E. G. DRAKOU, A. L. NOTTE, G. ZULIAN, F. BOURAOUI, M. LUISA PARACCHINI, L. BRAAT & G. BIDOGLIO (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., SCHNEIDER, M., FOY, T. (2018b): Ein Beitrag zur Analyse und Bewertung der Ökosystemleistungen kleiner urbaner Gewässer und Feuchtgebiete am Beispiel der Hansestadt Rostock. Teil 1: Einleitung, Zielstellung, Grundlagen und Vorgehensweise. – *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft*. – in Druck.

- MEHL, D., HOFFMANN, T. G., SCHNEIDER, M., IWANOWSKI, J., EWERT, J. & FOY, T. (2018c): Ein Beitrag zur Analyse und Bewertung der Ökosystemleistungen kleiner urbaner Gewässer und Feuchtgebiete am Beispiel der Hansestadt Rostock. Teil 2: Methoden und Ergebnisse für ausgewählte regulative Ökosystemleistungen. – KW Korrespondenz Wasserwirtschaft. – in Druck.
- MEHL, D., M. SCHOLZ, C. SCHULZ-ZUNKEL, H. D. KASPERIDUS, W. BORN & T. EHLERT (2013): Analyse und Bewertung von Ökosystemfunktionen und -leistungen großer Flussauen. – KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 6 (9), 493-499.
- MEHL, D., RENNER, M., GOTTELT-TRABANDT, C., BÖX, S., HOFFMANN, T. G. & IWANOWSKI, J. (2018d): Ein Beitrag zur Analyse und Bewertung der Ökosystemleistungen kleiner urbaner Gewässer und Feuchtgebiete am Beispiel der Hansestadt Rostock. Teil 3: Methoden und Ergebnisse für ausgewählte regulative und kulturelle Ökosystemleistungen, nutzenbasierte ökonomische Bewertung, Diskussion und Schlussfolgerungen. – KW Korrespondenz Wasserwirtschaft. – in Druck.
- MEHL, D., T. G. HOFFMANN, J. IWANOWSKI, K. LÜDECKE & V. THIELE (2018a): 25 Jahre Fließgewässerrenaturierung an der mecklenburgischen Nebel: Auswirkungen auf den ökologischen Zustand und auf regulative Ökosystemleistungen. – Hydrologie und Wasserwirtschaft 62, 6-24.
- MEHL, D., T. G. HOFFMANN, V. FRISKE, E. KOHLHAS, C. LINNENWEBER, C. MÜHLNER & K. PINZ (2015): Der Wasserhaushalt von Einzugsgebieten und Wasserkörpern als hydromorphologische Qualitätskomponentengruppe nach WRRL – der induktive und belastungs-basierte Ansatz des Entwurfs der LAWA-Empfehlung. – Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 59 (3), 96-108.
- MOHAUPT, V., S. RICHTER, J. VÖLKER & D. BORCHARDT (2012): Bewirtschaftungspläne zur Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: Resultate und Schlussfolgerungen. – Natur und Landschaft 87, 168-176.
- NÜTZMANN, G., WOLTER, C., VENOHR, M., & M. PUSCH (2011): Historical Patterns of Anthropogenic Impacts on Freshwaters in the Berlin-Brandenburg Region. – Die Erde 142, 41-64.
- PARACCHINI, M. L., G. ZULIAN, L. KOPPEROINEN, J. MAES, J. P. SCHÄGNER, M. TERMANSEN, M. ZANDERSEN, M. PEREZ-SOBA, P. A. SCHOLEFIELD & G. BIDOGLIO (2014): Mapping cultural ecosystem services. – Ecological Indicators 45, 371-385.
- PEÑA, L., I. CASADO-ARZUAGA & M. ONAINDIA (2015): Mapping recreation supply and demand using an ecological and a social evaluation approach. – Ecosystem Services 13, 108-118.
- PLIENINGER, T., C. SCHLEYER, H. SCHAICH, B. OHNESORGE, H. GERDES, M. HERNÁNDEZ-MORCILLO & C. BIELING (2012): Mainstreaming ecosystem services through reformed European agricultural policies. – Conservation Letters 5 (4), 281-288.
- PLIENINGER, T., S. DIJKS, E. OTEROS-ROZAS & C. BIELING (2013): Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level. – Land Use Policy 33, 118-129.
- 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., J. R. ROUQUETTE, J. MORRIS, D. J. G. GOWING & T. M. HESS (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.
- POTSCHIN-YOUNG, M., R. HAINES-YOUNG, C. GÖRG, U. HEINK, K. JAX & C. SCHLEYER (2018): Understanding the role of conceptual frameworks: Reading the ecosystem service cascade. – Ecosystem Services 29: 428-440.
- PRIMMER, E. & E. FURMAN (2012): Operationalising ecosystem service approaches for governance: Do measuring, mapping and valuing integrate sector-specific knowledge systems? – Ecosystem Services 1 (1), 85-92.
- PROMNY, M., M. HATZ, M. HAMMER & N. BUSCH (2018): Zur Wirksamkeit von Deichrückverlegungen für den Hochwasserschutz. – Natur und Landschaft 93, 58-58.
- PUSCH, M. (2016): Auen - Quellen vielfältiger Dienstleistungen für den Menschen. – Auenmagazin.
- SAARIKOSKI, H., K. JAX, P. A. HARRISON, E. PRIMMER, D. N. BARTON, L. MONONEN, P. VIHERRAARA & E. FURMAN (2015): Exploring operational ecosystem service definitions: The case of boreal forests. – Ecosystem Services 14, 144-157.
- SCHÄFFER, S. (2016): Naturerfahrungen und Gesundheit. Dissertation.
- SCHINDLER, S., F. H. O'NEILL, M. BIRÓ, C. DAMM, V. GASSO, R. KANKA, T. VAN DER SLUIS, A. KRUG, S. G. LAUWAARS, Z. SEBESVARI, M. PUSCH, B. BARANOVSKY, T. EHLERT, B. NEUKIRCHEN, J. R. MARTIN, K. EULLER, V. MAUERHOFER & T. WRBKA (2016): Multifunctional floodplain management and biodiversity effects: a knowledge synthesis for six European countries. – Biodiversity and Conservation 25 (7), 1349-1382.
- SCHINDLER, S., Z. SEBESVARI, C. DAMM, K. EULLER, V. MAUERHOFER, A. SCHNEIDERGRUBER, M. BIRÓ, F. ESSL, R. KANKA, S. G. LAUWAARS, C. SCHULZ-ZUNKEL, T. VAN DER SLUIS, M. KROPIK, V. GASSO, A. KRUG, M. T. PUSCH, K. P. ZULKA, W. LAZOWSKI, C. HAINZ-RENETZEDER, K. HENLE & T. WRBKA (2014): Multifunctionality of floodplain landscapes: relating management options to ecosystem services. – Landscape Ecology 29 (2), 229-244.
- SCHIRPKKE, U., C. MEISCH, T. MARSONER & U. TAPPEINER (2017): Revealing spatial and temporal patterns of outdoor recreation in the European Alps and their surroundings. – Ecosystem Services.
- SCHOLZ, M., D. MEHL, C. SCHULZ-ZUNKEL, H. D. KASPERIDUS, W. BORN & K. HENLE (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen. – Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion. Naturschutz und Biologische Vielfalt 124 (2).
- SCHRÖTER, M., C. ALBERT, A. MARQUES, W. TOBON, S. LAVOREL, J. MAES, C. BROWN, S. KLOTZ & A. BONN (2016): National Ecosystem Assessments in Europe: A Review. – BioScience 66 (10), 813-828.
- SCHRÖTER, M., E. H. VAN DER ZANDEN, A. P. E. VAN OUDENHOVEN, R. P. REMME, H. M. SERNA-CHAVEZ, R. S. DE GROOT & P. OPDAM (2014): Ecosystem Services as a Contested Concept: a Synthesis of Critique and Counter-Arguments. – Conservation Letters 7 (6), 514-523.
- SEPPELT, R., B. FATH, B. BURKHARD, J. L. FISHER, A. GRÉT-REGAMEY, S. LAUTENBACH, P. PERT, S. HOTES, J. SPANGENBERG, P. H. VERBURG & A. P. E. VAN OUDENHOVEN (2012): Form follows function? Proposing a blueprint for ecosystem service assessments based on reviews and case studies. – Ecological Indicators 21, 145-154.
- SUMMERS, J. K., L. M. SMITH, J. L. CASE & R. A. LINTHURST (2012): A review of the elements of human well-being with an emphasis on the contribution of ecosystem services. – Ambio 41 (4), 327-340.
- TEEB (2010): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. TEEB No. 333.95 E19. UNEP, Ginebra (Suiza).
- TEEB DE (2012): Naturkapital Deutschland: Der Wert der Natur für Wirtschaft und Gesellschaft – Eine Einführung. Bonn: Bundesamt für Naturschutz.
- TEEB DE (2015): Naturkapital und Klimapolitik Synergien und Konflikte Berlin, Leipzig.
- 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. DOI: 10.1016/j.ecoser.2012.07.006.
- TOCKNER, K., M. PUSCH, D. BORCHARDT & M. S. LORANG (2010): Multiple stressors in coupled river-floodplain ecosystems. – Freshwater Biology 55, 135-151.

- TRÄNCKNER, J., MEHL, D. & THIELE, V. (2017): Integrale Gewässerentwicklung auf der Ebene einer Großstadt. Das Projekt KOGGE. – KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 10 (4), 209-215.
- VENOHR, M., U. HIRT, J. HOFMANN, D. OPITZ, A. GERICKE, A. WETZIG, S. NATHO, F. NEUMANN, J. HÜRDLER, M. MATRANGA, J. MAHNKOPF, M. GADEGAST & H. BEHRENDT (2011): Modelling of Nutrient Emissions in River Systems - MONERIS - Methods and Background. - International Review of Hydrobiology 96 (5), 435-483.
- VERMAAT, J., E. ANSINK, M. C. PEREZ, A. WAGTENDONK & R. BROUWER (2013): Valuing the ecosystem services provided by European river corridors – an analytical framework.
- VLACHOPOULOU, M., D. COUGHLIN, D. FORROW, S. KIRK, P. LOGAN & N. VOULVOULIS (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.
- VON HAAREN, C. (2004): Landschaftsplanung. Ulmer/UTB. Stuttgart.
- VON HAAREN, C., C. ALBERT, J. BARKMANN, R. S. DE GROOT, J. H. SPANGENBERG, C. SCHRÖTER-SCHLAACK & B. HANSJÜRGENS (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.
- WOLFF, S., C. J. E. SCHULP & P. H. VERBURG (2015): Mapping ecosystem services demand: A review of current research and future perspectives. - Ecological Indicators 55, 159-171.
- ZEBISCH, M., T. GROTHMANN, D. SCHRÖTER, C. HASSE, U. FRITSCH & W. CRAMER (2005): Klimawandel in Deutschland–Vulnerabilität und Anpassungsstrategien klimasensitiver Systeme. Dessau: Umweltbundesamt.