

Bericht

Projekt AMBERS

Der Wert von Ökosystemleistungen an Bundeswasserstraßen

Abschlussbericht

11.04.2025
BfG-2211.

IÖW | biota | planco
im Auftrag der Bundesanstalt für
Gewässerkunde



BfG Bundesanstalt für
Gewässerkunde

Bericht

Projekt AMBERS

Der Wert von Ökosystemleistungen an Bundeswasserstraßen

Abschlussbericht

Akronym / Kurztitel AMBERS

Autoren /-innen Rösch, E., Dehnhardt, A., Iwanowski, J., Mehl, D., Trosky, F., Weinhold, M.
IÖW Institut für ökologische Wirtschaftsforschung GmbH
biota Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH
planco Consulting GmbH
Hrsg. **Bundesanstalt für Gewässerkunde**

Themenschwerpunkt Ökosysteme und Biodiversität

Forschungsart Entwicklungsprojekt

Mittelgeber Ressortforschung des Bundesministeriums für digitales und Verkehr
Invalidenstraße 44
10115 Berlin

E-Mail ws11@bmdv.bund.de

Projektlaufzeit 01/2022 – 12/2024

Projekt-Nummer M39600001215
BfG-Nummer BfG-2211.

ISBN/ISSN
DOI 10.5675/BfG-2211

Impressum

Herausgeber Bundesanstalt für Gewässerkunde
Am Mainzer Tor
56068 Koblenz

Telefon +49 261 1306-0
Telefax +49 261 1306-5302

E-Mail posteingang@bafg.de
Internet www.bafg.de

**AMBERS
Projektinitiative** BfG Koordinierungsrunde Ökosystemleistungen und umweltbezogene
Bewertung sozioökonomischer Änderungen

Martina Fenske: Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz, Referat G3
Biochemie, Ökotoxikologie, fenske@bafg.de
Elmar Fuchs: Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz, Referat U3
Vegetationskunde, Landschaftspflege, fuchs@bafg.de
Enno Nilson: Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz, Referat M2 Was-
serhaushalt, Vorhersagen und Prognosen, nilson@bafg.de

Lektorat BfG in alphabetischer Reihenfolge (Nachname)

Kilian Bleicher	Referat Wasserhaushalt, Vorhersagen und Prognosen
Martina Fenske	Referat Biochemie, Ökotoxikologie
Elmar Fuchs	Referat Vegetationskunde, Landschaftspflege
Snigdha Kunder	Referat Vegetationskunde, Landschaftspflege
Marie-Isabell Lenz	Referat Ökologische Grundsatzfragen, Umweltschutz
Enno Nilson	Referat Wasserhaushalt, Vorhersagen und Prognosen

Zitiervorschlag Roesch, et al (2025). Projekt AMBERS. Der Wert von Ökosystemleistungen
an Bundeswasserstraßen. Abschlussbericht. Institut für ökologische Wirt-
schaftsforschung GmbH, biota Institut für ökologische Forschung und Pla-
nung GmbH, planco Consulting GmbH. Hrsg. Bundesanstalt für Gewässer-
kunde, Koblenz, BfG-Berichtsnummer BfG-2211. DOI: 10.5675/BfG-2211

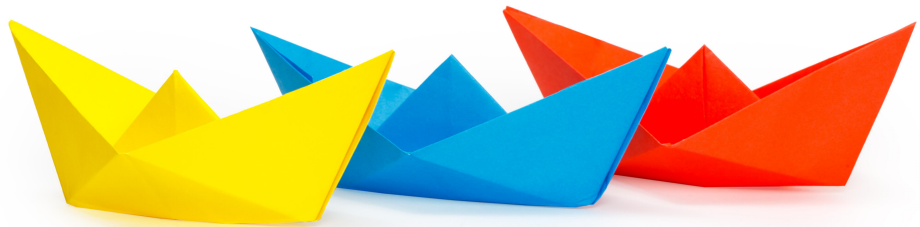
Bildnachweis Titelseite Enno Nilson

Der Wert von Ökosystemleistungen an Bundeswasserstraßen

Ansätze für die Monetarisierung und Integration in Nutzen-Kosten-
Analysen

Abschlussbericht

biota | planco | IÖW
im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)



Impressum

Herausgeber:

Institut für ökologische

Wirtschaftsforschung GmbH, gemeinnützig

Potsdamer Straße 105

D-10785 Berlin

Tel. +49 – 30 – 884 594-0

Fax +49 – 30 – 882 54 39

E-Mail: mailbox@ioew.de

www.ioew.de

Inhaltsverzeichnis

0	Vorbemerkung.....	8
1	Einführung.....	8
1.1	Hintergrund	8
1.2	Aufgabenstellung	9
2	Vorgehensweise zur Ermittlung von Monetarisierungsansätzen für Ökosystemleistungen an Bundeswasserstraßen	10
2.1	Konzeptionelle und methodische Grundlagen	10
2.1.1	Erfassung und Bewertung der Ökosystemleistungen	10
2.1.2	Ökonomische Methoden zur Bewertung von Ökosystemleistungen	11
2.1.3	Nicht-monetäre Methoden zur Bewertung von Ökosystemleistungen	20
2.2	Monetarisierung von Ökosystemleistungen an Bundeswasserstraßen	27
2.2.1	Vorgehensweise zur Herleitung des Ansatzes zur Monetarisierung von Ökosystemleistungen an Bundeswasserstraßen	27
2.2.2	Bestehende Ansätze zur monetären und nicht-monetären Bewertung von Ökosystemleistungen an Fließgewässern	29
2.3	Zwischenfazit	48
3	Operationalisierung der monetären Bewertung von Ökosystemleistungen an einem Fallbeispiel.....	50
3.1	Vorgehensweise zur Ermittlung des monetären Wertes von Ökosystemleistungen	50
3.2	Charakterisierung des Fallbeispiels und umgesetzter Maßnahmen	51
3.3	Erfassung und monetäre Bewertung der Ökosystemleistungen	52
3.3.1	Landwirtschaftliches Potenzial	52
3.3.2	Hochwasserregulation	57
3.3.3	Stickstoffretention und Phosphorretention.....	62
3.3.4	Treibhausgasemissionen.....	65
3.3.5	Habitatbereitstellung	67
3.3.6	Unspezifische Interaktion.....	71
3.3.7	Wasserbezogene Interaktion	74
3.3.8	Schifffahrt.....	92
3.4	Berücksichtigung von Ökosystemleistungen im Ecosystem Accounting	94
3.5	Zwischenfazit zur Operationalisierung der Bewertung von Ökosystemleistungen	96
3.6	Planungs- und Entscheidungsverfahren an Bundeswasserstraßen und Ansätze zur Integration von Ökosystemleistungen	98
4	Fiktives Fallbeispiel zur Integration von Ökosystemleistungen an Bundeswasserstraßen in Nutzen-Kosten-Analysen	98
4.1	Charakterisierung des Fallbeispiels und der umgesetzten Maßnahmen.....	98
4.2	Methodische Vorgehensweise und Datengrundlagen	102
4.3	Ergebnisse fiktives Beispiel	105

5	Fazit	109
6	Literaturverzeichnis	111

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Verfahrensablauf des Bundesverkehrswegeplans (Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMDV), 2016).....	16
Abbildung 2: Darstellung der Veränderung des Habitatindex. Eine Verbesserung des Wertes nach der DRV im Vergleich zu vor der DRV wird in Grün dargestellt, eine Verschlechterung in rot	70
Abbildung 3: Aufteilung des Nutzens aus Erholung und Freizeit in Teilnutzen der touristischen Nutzer*innen und Wassersportler*innen	75
Abbildung 4: Maßnahmenskizze – Ausgangslage	100
Abbildung 5: Ausgangslage (mit Flächennutzung)	100
Abbildung 6: Maßnahmenskizze – Kurvenverbreiterung innen	100
Abbildung 7: Kurvenverbreiterung innen (mit Flächennutzung).....	101
Abbildung 8: Maßnahmenskizze – Kurvenverbreiterung außen.....	101
Abbildung 9: Kurvenverbreiterung außen (mit Flächennutzung)	102

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Zuordnung der ÖSL naturnaher Gewässer und Auen zu den Kategorien des ökonomischen Gesamtwertes (TEV) (Dehnhardt et al., 2019)	12
Tabelle 2: Nutzenkomponenten der NKA gemäß der BVWP-Methodik	16
Tabelle 3: Zu untersuchende Ökosystemleistungen.....	18
Tabelle 4: Fünfstufige Skalierung bei der Bewertung von ÖSL entsprechend Mehl et al. (2018), Podschun et al. (2018a, b), Pusch et al. (2019), Fischer-Bedtke et al. (2020) ..	21
Tabelle 5: Sechsstufige Skalierung bei der Bewertung von ÖSL entsprechend Mehl et al. (2022a, b), Mehl & Mehl (2022).....	23
Tabelle 6: Zuordnung der Kriterien der Strategischen Umweltprüfung (SUP) zu den Schutzgütern	26
Tabelle 7: Kategorien zur Erfassung von Monetarisierungsansätzen für Ökosystemleistungen im Analyserahmen	28
Tabelle 8: ÖSL landwirtschaftliches Potenzial (vorläufig).....	30
Tabelle 9: ÖSL Hochwasserregulation (vorläufig)	31
Tabelle 10: ÖSL Niedrigwasserregulation (vorläufig)	33
Tabelle 11: ÖSL Sedimentregulation (vorläufig)	34
Tabelle 12: ÖSL Stickstoffretention (vorläufig)	35
Tabelle 13: ÖSL Kohlenstoffretention (vorläufig).....	36
Tabelle 14: ÖSL Phosphorretention (vorläufig)	37
Tabelle 15: ÖSL Kühlwirkung (vorläufig)	40
Tabelle 16: ÖSL Treibhausgasemission (vorläufig).....	41
Tabelle 17: ÖSL Habitatbereitstellung (vorläufig)	42
Tabelle 18: ÖSL Landschaftsbild (vorläufig).....	43
Tabelle 19: ÖSL Natur- und Kulturerbe (vorläufig)	44
Tabelle 20: ÖSL unspezifische Interaktion (vorläufig)	45
Tabelle 21: ÖSL wasserbezogene Interaktion (vorläufig).....	47
Tabelle 22: ÖSL Schifffahrt (vorläufig).....	48
Tabelle 24: Bewertung der ÖSL in AMBERS	51

Tabelle 25: Reaktion der Tourist*innen (ohne Einheimische) auf die Einstellung der Fahrgastschiffahrt.....	78
Tabelle 26: Aufteilung der touristischen Nutzer*innen auf die Nutzerkategorien.....	78
Tabelle 27: Aufteilung der Reaktionsvarianten der Wassersportler*innen auf die Bootskategorien	80
Tabelle 28: Zahlungsbereitschaften für Bootseigentümer*innen und Bootsmieter*innen unterteilt nach verlagerten und induzierten Verkehren	81
Tabelle 29: Durchschnittliche überregionale Verteilung auf die einzelnen Bootstypen	86
Tabelle 30: Durchschnittliche überregionale Verteilung auf Eigentumsverhältnisse	86
Tabelle 31: Durchschnittliche überregionale Aufenthaltstage nach Bootskategorie.....	86
Tabelle 32: Durchschnittliches überregionales Reaktionsverhalten auf verschiedene Streckenkürzungen der befahrbaren Streckenlänge an Freizeitwasserstraßen	86
Tabelle 33: Aufteilung der zusätzlichen Bootsfahrten nach Deichrückverlegung auf verlagerte und induzierte Verkehre nach Eigentumsverhältnis und Bootskategorie.....	87
Tabelle 34: Detaillierte NEF ₂ für verlagerte und induzierte Verkehre nach Eigentumsverhältnis und Bootstyp	89
Tabelle 36: Ergebnis der ÖSL-Bewertung, Variante 1 (Kurvenverbreiterung innen).....	105
Tabelle 37: Ergebnis der ÖSL-Bewertung, Variante 2 (Kurvenverbreiterung außen)	106
Tabelle 38: Ergebnis der sensitiven ÖSL-Bewertung (mit Reduktion des Werts des THG-Rückhalts um Faktor 10), Variante 1 (Kurvenverbreiterung innen).....	107
Tabelle 39: Ergebnis der sensitiven ÖSL-Bewertung (mit Reduktion des Werts des THG-Rückhalts um Faktor 10), Variante 2 (Kurvenverbreiterung außen)	108

Abkürzungsverzeichnis

BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BMUV	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz
BPÜ	Bedarfsplanüberprüfung
BVWP	Bundesverkehrswegeplan
BWaStr	Bundeswasserstraße
FGSK	Fließgewässerstrukturgütekartierung
GIS	Geoinformationssystem
IÖW	Institut für ökologische Wirtschaftsforschung
NKA	Nutzen-Kosten-Analyse
ÖSL	Ökosystemleistung(en)
RESI	River Ecosystem Service Index
SUP	Strategische Umweltprüfung
SEEA EA	System of Environmental-Economic Accounting – Ecosystem Accounting
TEV	Total Economic Value
THG	Treibhausgas(e)
UBA	Umweltbundesamt
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
WTA	Willingness-to-accept
WTP	Willingness-to-pay

0 Vorbemerkung

Die Gliederung des vorliegenden Abschlussberichtes (M 7) folgt den einzelnen Sachstandsberichten zu den Positionen der Leistungsbeschreibung und des Angebotes (unterlegt mit den Meilensteinen 1-6) und beschreibt damit jeweils auch den Projektfortschritt.

1 Einführung

1.1 Hintergrund

Fließgewässer standen und stehen aufgrund der vielfältigen, zum Teil konkurrierenden Nutzungsinteressen im Gewässer und in den angrenzenden Ufer- und Auenbereichen, wie beispielsweise die Wasserkraft und Schifffahrt, Siedlungsflächenentwicklung, landwirtschaftliche Nutzungen oder Hochwasserschutz, traditionell unter einem sehr hohen Nutzungsdruck. Die damit einhergehenden strukturellen und stofflichen Belastungen zeigen sich in einem insgesamt schlechten Zustand der Fließgewässer. Der aktuelle Bericht zur europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zeigt, dass nur knapp 10% der Oberflächengewässer einen guten oder sehr guten ökologischen Zustand/ ökologisches Potenzial aufweisen (UBA & BMUV, 2022). Der zunehmende Klimawandel und damit einhergehend die Probleme von Niedrig- und Hochwasser stellt die Bewirtschaftung von Fließgewässern zudem vor große Herausforderungen.

Vor dem Hintergrund der Diskussion um die Einhaltung der planetaren Grenzen und eines damit verbundenen politischen und gesellschaftlichen Wandels im Umgang mit der Natur entstand die Zielsetzung der WRRL. Das Erreichen eines guten ökologischen Zustands bzw. eines guten ökologischen Potenzials, bedarf einer Erweiterung der Planungs- und Entscheidungsgrundlagen. Diese müssen den hohen Wert von Fließgewässerökosystemen für die Gesellschaft mit in die Abwägung zwischen den Zielkonflikten um die Nutzung knapper Ressourcen einbeziehen. Der Bedarf für ganzheitliche, diese unterschiedlichen Dimensionen integrierende, multikriterielle Bewertungsmaßstäbe, die positive und negative Effekte der Bewirtschaftung von Fließgewässern mit einbeziehen, ist entsprechend hoch.

Mit dem Konzept der Ökosystemleistungen (ÖSL) wird versucht, den gesellschaftlichen Wert von Ökosystemen zu erfassen und zu bewerten, was auf monetärer als auch nicht-monetärer Ebene erfolgen kann. Die monetäre Bewertung von ÖSL hat in den vergangenen Jahren methodisch deutliche Fortschritte gemacht, gleichwohl existiert noch ein erheblicher Forschungs- und Entwicklungsbedarf, insbesondere was die Operationalisierung und den Einsatz in der Planungspraxis angeht.

Auch im Management der Bundeswasserstraßen (BWaStr) zeichnet sich ein Bedarf an Informations- und Bewertungsgrundlagen, die den Wert von ÖSL mit in die planerische Praxis einbeziehen, ab. Die BWaStr unterscheiden sich nicht nur in ihrer Größe von anderen Fließgewässern. Durch die hohe Bedeutung der Binnenschifffahrt treffen zumeist konfliktäre Nutzungsinteressen aufeinander, und die Trade-offs zwischen unterschiedlichen ÖSL sind häufig groß. Die Bundesregierung hat sich mit dem Bundesprogramm „Blaues Band Deutschland“¹ das Ziel gesetzt, mittel- und langfristig jedoch auch BWaStr ökologisch aufzuwerten, insbesondere diejenigen, bei denen Verbesserungen der Hydromorphologie und der ökologischen Durchgängigkeit, u.a. aufgrund einer

¹ https://www.blaues-band.bund.de/Projektseiten/Blaues_Band/DE/00_Home/home_node.html

veränderten oder reduzierten verkehrlichen Nutzung, erreicht werden können. Umso wichtiger ist es auch für derartige Programme, die Umweltwirkungen sowie die positiven und negativen Effekte auf ÖSL durch infrastrukturelle Maßnahmen, auch im Sinne von Co-Benefits, in die Planungs- und Entscheidungsfindung transparent und nachvollziehbar einzubinden.

Der derzeit geltende Bundesverkehrswegeplan (BVWP) 2030 bezieht schon verschiedene Umwelt- und Naturauswirkungen in die Planung und Bewertung von Infrastrukturprojekten, auch an den Wasserstraßen, mit ein, wie beispielsweise Treibhausgas-, Lärm- oder Luftschadstoffemissionen, aber auch Flächeninanspruchnahme oder Eingriffe in Naturräume. Letzteres wird im Wesentlichen durch eine Strategische Umweltprüfung (SUP) gewährleistet, die im aktuellen BVWP während der Aufstellungsphase durchgeführt werden muss und die Zielkonflikte zwischen den Verkehrswegeplanungen und dem Schutz von Mensch, Umwelt, Natur und Landschaft berücksichtigt. Seit der Verabschiedung im Jahr 2016 haben sich jedoch eine Reihe umwelt- und naturschutzpolitischer Rahmenbedingungen geändert, die eine Überarbeitung der Bewertungsmethodik erfordern. Neben den umwelt- und naturschutzfachlichen Verfahren zur Erfassung der stofflichen und strukturellen Eigenschaften der Ökosysteme sollen auch deren gesellschaftliche Leistungen erfasst werden.

1.2 Aufgabenstellung

Das Vorhaben „Der Wert von Ökosystemleistungen an Bundeswasserstraßen – Ansätze für die Monetarisierung und Integration in Nutzen-Kosten-Analysen“ setzt an den genannten Herausforderungen an. Ziel ist die Erfassung und monetäre Bewertung der durch das Management, d.h. die wasserwirtschaftliche Unterhaltung und den Ausbau von BWaStr, veränderten Bereitstellung von ÖSL. Dies erfolgt in Form von Nutzen im Sinne einer erhöhten Bereitstellung von ÖSL bzw. in Form von Kosten im Sinne einer eingeschränkten Bereitstellung von ÖSL. Hiermit soll die bislang vorrangig auf Investitionskosten und wirtschaftlichen Nutzen orientierte Planung und Bewertung von Maßnahmen um ökosystemare Aspekte und den gesellschaftlichen Wert hin zu einer integrierten, ganzheitlichen Bewertung erweitert werden. Dies fördert eine transparentere Kommunikation mit Vertreter*innen unterschiedlicher Nutzungsinteressen und kann insgesamt zu einer verbesserten Entscheidungsfindung beitragen.

Das Vorhaben ist an das Projekt AMBERS („Ansätze einer multikriteriellen Bewertung von Maßnahmen an Bundeswasserstraßen“) angegliedert, welches für unterschiedliche Maßnahmentypen an BWaStr den Nutzen einer Einbeziehung von ÖSL und deren Änderungen evaluiert. Im Rahmen von AMBERS werden für unterschiedliche Szenarien die Veränderungen von 15 ÖSL quantifiziert. Darauf aufbauend sollen operationalisierbare Ansätze zur monetären Bewertung erarbeitet und für eine exemplarische Maßnahme im Rahmen einer Nutzen-Kosten-Analyse (NKA)² angewendet werden. Bei der Erarbeitung von methodischen Vorschlägen für die Monetarisierung von ÖSL bzw. für alternative Vorgehensweisen im Falle nicht-monetarisierbarer ÖSL, soll auf die Integrierbarkeit in etablierte oder entsprechend entwickelbare Planungsprozesse geachtet werden. So gilt es zu prüfen, ob nicht-monetarisierbare ÖSL ggf. als Bestandteil der SUP Eingang finden können, die im Rahmen der Bundesverkehrswegeplanung die NKA bei der ökologischen Betrachtung ergänzt. Die Verfahren zur Monetarisierung werden in Form eines Tools zur Anwendung in Geoinformationssysteme (GIS) nutzbar gemacht. Dies erfolgt als Plug-In für die Anwendung QGIS³. Analog zu

² Da sich in unterschiedlichen Planungs- und Entscheidungskontexten und Handlungsfeldern entweder der Begriff „Nutzen-Kosten-Analyse“ oder „Kosten-Nutzen-Analyse“ durchgesetzt hat, werden beide Begrifflichkeiten hier als synonym betrachtet.

³ <http://qgis.osgeo.org/>

diesem Bericht wurde ein Handbuch zur Installation und Anwendung des GIS-Tools verfasst. Es enthält außerdem detaillierte Hintergrundinformation zu den GIS-Tool Funktionen.

Dieser Bericht fasst die Ergebnisse des Vorhabens in Abhängigkeit vom Projektfortschritt zusammen. Das Kapitel 2 umfasst den ersten Sachstandsbericht.

2 Vorgehensweise zur Ermittlung von Monetarisierungsansätzen für Ökosystemleistungen an Bundeswasserstraßen

2.1 Konzeptionelle und methodische Grundlagen

2.1.1 Erfassung und Bewertung der Ökosystemleistungen

Natürliche und naturnahe Flusslandschaften sind mit einem hohen Wert für Natur und Gesellschaft verbunden. Sie stellen eine Vielzahl von Funktionen und Leistungen zur Verfügung: Sie bieten einen Lebensraum für viele Tier- und Pflanzenarten und haben durch ihren Strukturreichtum einen hohen Erholungs- und Erlebniswert; Überschwemmungsauen leisten einen vorsorgenden Hochwasserschutz und halten Nährstoffe zurück; Auenstandorte sind durch ihre hohe Bodenfruchtbarkeit attraktive Standorte für die land- und forstwirtschaftliche Nutzung. Fließgewässer werden darüber hinaus für die Binnenschifffahrt oder die Energiegewinnung durch Wasserkraft genutzt (Jähmig et al., 2022; Dehnhardt et al., 2019). Seit Beginn der 1990er Jahre wird zur Systematisierung und Erfassung dieser Leistungen zunehmend das Konzept der ÖSL verwendet. Insbesondere seit dem Millennium Ecosystem Assessment (2005), das den Zusammenhang zwischen menschlichem Wohlergehen und der Funktionalität von Ökosystemen hervorgehoben hat, und der internationalen TEEB-Studie (TEEB, 2010) sowie den nationalen Folgestudien (Naturkapital Deutschland – TEEB DE 2012-2016) ist die öffentliche und politische Aufmerksamkeit für den Wert dieser Leistungen gestiegen. Diese bezeichnen „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“ (Naturkapital Deutschland - TEEB DE, 2012). ÖSL können als gute Ergänzung zur europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) dienen, deren Fokus auf einer ökologischen Zustandsbetrachtung liegt (N. Gerner et al., 2023). Auf internationaler Ebene wird im Zusammenhang mit der Erfassung und Bewertung der Natur zunehmend das Wertkonzept der ‚Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES)‘ diskutiert (IPBES, 2019; 2022). Dieses basiert auf einer pluralen Wertperspektive, die neben den instrumentellen Werten – ÖSL gehören im Wesentlichen zu dieser Kategorie – auch noch relationale und intrinsische Werte der Natur mit einbezieht.

Aus ökonomischer Perspektive sind Leistungen und Nutzen konzeptionell getrennt: Leistungen tragen direkt oder indirekt zu etwas bei, was für Menschen bedeutsam ist. Diese Bedeutung wird durch den (monetären) Wert ausgedrückt, den Individuen dieser Leistung beimessen, d.h. welchen Nutzen sie aus dieser Leistung ziehen, und entsprechend, wieviel sie bereit sind (real oder hypothetisch) dafür zu zahlen. Eine ökonomische Bewertung zielt darauf ab, diese Zahlungsbereitschaft bzw. diese in monetären Einheiten ausgedrückten Präferenzen als Informationsgrundlage für

politische Entscheidungsträger*innen zu ermitteln (Naturkapital Deutschland - TEEB DE, 2012). So kann beispielsweise die ökonomische Vorteilhaftigkeit einer Renaturierung von Fließgewässern oder einer Bewirtschaftungsmaßnahme an Bundeswasserstraßen belegt werden (Dehnhardt et al., 2019). Eine öffentliche Maßnahme ist dann vorteilhaft, wenn die gewählte Handlungsoption zu einer Erhöhung des gesamtgesellschaftlichen Nettonutzens führt. Das bedeutet, dass der über die Projektlaufzeit aggregierte Gesamtnutzen (alle Leistungen) aus der Verwendung der knappen Ressourcen mindestens gleich groß oder größer ist als die aggregierten Gesamtkosten (Hanley et al., 2019).

Ein entscheidender Schritt jeder Bewertung ist die Identifizierung und die Quantifizierung der Veränderungen von ÖSL als Folge einer Bewirtschaftungsmaßnahme.

2.1.2 Ökonomische Methoden zur Bewertung von Ökosystemleistungen

Konzeptioneller Ausgangspunkt einer NKA ist das fundamentale ökonomische Problem, zwischen verschiedenen Handlungsmöglichkeiten so abzuwägen, dass eine bestmögliche Allokation knapper Ressourcen erreicht werden kann. Stehen verschiedene Nutzungsmöglichkeiten für dieselbe Ressource, beispielsweise ein Fließgewässer und die angrenzenden Auen, zur Verfügung, ist die Entscheidung für eine der Nutzungsmöglichkeiten mit Opportunitätskosten, d.h. Kosten eines Nutzungsverzichts für die andere Nutzungsmöglichkeit verbunden. Angesichts dieser Begrenztheit von Ressourcen muss die Gesellschaft Entscheidungen über deren Allokation treffen (Hanley et al., 2019). Mit Hilfe von NKA sollen die notwendigen Informationen für die Abwägung zwischen den verschiedenen Wahlmöglichkeiten bereitgestellt werden, indem die Auswirkungen der Umsetzung einer Politik oder eines Projektes erfasst und die positiven und negativen Effekte in Form ökonomischer Nutzen und Kosten (in der Regel in einem monetären Wertmaßstab) gegenübergestellt werden. Der Nutzen einer Handlungsoption wird dabei mit dessen Kosten verglichen und mehrere Handlungsoptionen werden entsprechend ihres Nutzen-Kosten-Verhältnisses vergleichend bewertet. Die Effekte werden dabei in Form der Erhöhung oder Reduzierung der gesellschaftlichen Wohlfahrt gemessen, d.h. die Abwägung erfolgt grundsätzlich aus gesellschaftlicher und nicht aus einzelwirtschaftlicher Perspektive, und die sozialen Wirkungen (in Form von Nutzen und Kosten) stehen im Mittelpunkt. Eine öffentliche Maßnahme ist dann vorteilhaft, wenn die gewählte Handlungsoption zu einer Erhöhung des gesamtgesellschaftlichen Nettonutzens führt.

Bei den meisten ÖSL handelt es sich um öffentliche Güter, die nicht auf Märkten gehandelt werden, aber dennoch einen Beitrag zur gesellschaftlichen Wohlfahrt leisten. Für diese so genannten nicht-marktlichen Güter stehen damit auch keine Informationen über ihren ökonomischen Wert zur Verfügung. Eine Einbeziehung von ÖSL in NKA und in Planungs- und Entscheidungsprozessen ist daher mit dem empirischen Problem ihrer Messung und Bewertung verbunden. Seit Mitte des 20. Jahrhunderts werden entsprechende umweltökonomische Bewertungsmethoden (weiter-)entwickelt, um den gesellschaftlichen Wert von Umweltgütern bzw. die Kosten ihres Verlustes zu ermitteln. Seitdem das ÖSL-Konzept Eingang von der wissenschaftlichen in die politische Agenda gefunden hat, haben ökonomische Bewertungsansätze und ihre Operationalisierbarkeit zur Anwendung in Planungs- und Entscheidungsprozessen an Bedeutung gewonnen.

Die Erfassung des ökonomischen Wertes von ÖSL basiert häufig auf dem Konzept des ökonomischen Gesamtwertes („Total Economic Value, TEV“) (Hanley & Barbier, 2009), der verschiedene Wertkategorien, nämlich direkte und indirekte nutzungsabhängige sowie nutzungsunabhängige Werte differenziert. Diesem Ansatz folgend können alle Leistungen der Natur systematisch erfasst

und einem ökonomischen Wert zugeführt werden. Dieser ökonomische Wert ergibt sich aus der gesellschaftlichen Wertschätzung für die Bereitstellung der entsprechenden Leistungen.

Die folgende Tabelle 1 systematisiert wichtige von aquatischen Ökosystemen bereitgestellte ÖSL im Sinne des TEV.

Tabelle 1: Zuordnung der ÖSL naturnaher Gewässer und Auen zu den Kategorien des ökonomischen Gesamtwertes (TEV) (Dehnhardt et al., 2019)

TEV	Ökosystemleistungen		
	Versorgende Leistungen	Regulierungsleistungen	Kulturelle Leistungen
Direkter Nutzen	Landwirtschaftliche Produkte	Transport	Erholung (Jagen, Angeln, Tiere beobachten, Wandern, Wassersport)
	Holz		
	Wildtiere		Wertschätzung ästhetischer Landschaften
	Rohmaterialien/ Biomasse		
	Trinkwasser		
Indirekter Nutzen		Nährstoffretention (Wasserreinigung)	
		Hochwasserregulierung	
		Schutz vor Starkregen	
		Grundwasserneubildung	
		Kohlenstoffspeicherung und -sequestrierung, THG-Verminderung	
Nutzungsunabhängige Werte		Bereitstellung des Lebensraums (Biodiversität)	Erhaltung der Biodiversität
Optionswerte	Alle potenziellen zukünftigen Nutzen		

2.1.2.1 Umweltökonomische Ansätze zur Bewertung von Ökosystemleistungen

Es stehen eine Reihe etablierter Bewertungsmethoden zur Erfassung des ökonomischen Wertes verschiedener ÖSL zu Verfügung. Bei den monetären Bewertungsansätzen werden nach einer grundlegenden Systematisierung (a) nachfragebasierte (auch präferenzbasierte) und (b) nicht-nachfragebasierte (auch marktbasierte bzw. preis- oder kostenbasierte) Methoden unterschieden. Darüber hinaus kommen (c) auch Sekundäranalysen (auch ‚benefit transfer‘) zur Anwendung, welche die Ergebnisse bereits vorliegender Studien auf den aktuellen Bewertungskontext übertragen (Übersichtspublikationen zu ökonomische Bewertungsmethoden u.a. Hanley & Barbier (2009) oder Tinch et al.(2019)). Im Folgenden werden die konzeptionellen Grundlagen der Ansätze skizziert, eine eingehendere Darstellung der Vorgehensweise und der Bewertungsschritte erfolgt im Zuge der Auswahl der jeweiligen Methoden und exemplarischen Anwendung am Fallbeispiel.

Traditionell basiert die Bewertung des ökonomischen Nutzens von ÖSL und den Kosten ihrer Erbringung sowie deren Aggregation im Rahmen von NKA auf dem theoretischen Gerüst und dem Wertkonzept der Wohlfahrtsökonomie und dessen individualistischen Ansatz (Hanley et al., 2019). Danach werden Kosten und Nutzen in Form von individuellen Präferenzen ausgedrückt. Die konzeptionelle Basis ist der Nutzen („utility“), den Individuen aus einer Veränderung (z.B. einer Wasserqualitätsverbesserung) ziehen. Der monetäre Wert dieses Nutzens wird aus der individuellen maximalen Zahlungsbereitschaft („willingness to pay/WTP“) für diese Verbesserung oder aber aus der minimalen Entschädigungsforderung („willingness to accept/WTa“) bei einer Verschlechterung des Zustands abgeleitet. Im Sinne dieses Konzeptes werden bei den nachfragebasierten Ansätzen entweder Individuen nach ihrer Präferenz für eine Änderung in der Bereitstellung von ÖSL befragt (sog. „stated preference“ Methoden) oder aber es wird aus einem beobachteten Verhalten auf das Vorliegen einer solchen Präferenz geschlossen (sog. „revealed preference“ Methoden).

Nicht-nachfragebasierte Ansätze basieren hingegen nicht auf diesem ökonomischen Wertkonzept, sondern auf der Ermittlung von Kosten, beispielsweise für ein technisches Substitut einer bestimmten ÖSL (Ersatzkosten) und schließen daraus auf ihren Wert. Eine Aussage darüber, ob für die Bereitstellung dieser Leistung überhaupt eine gesellschaftliche Nachfrage und Wertschätzung vorhanden ist, ist nicht möglich. Auf eine solche Nachfrage kann jedoch aus politisch legitimierten Zielsetzungen (z.B. das Erreichen eines guten ökologischen Zustands der Gewässer im Sinne der EU-WRRL) geschlossen werden oder sie wird aus einer dem gesellschaftlichen Wandel im Umgang mit der Natur folgenden veränderten Bewirtschaftung natürlicher Ökosysteme abgeleitet. Aufgrund der im Vergleich zu nachfragebasierten Ansätzen höheren Transparenz und Nachvollziehbarkeit der Methoden, der einfacheren und weniger aufwändigen Anwendbarkeit sowie dem Umstand, dass die Methoden am Markt beobachtbare Preise und Kosten als Grundlage für die Bewertung nutzen, finden sie zunehmend Verbreitung und stoßen häufig auf eine höhere Akzeptanz (Dehnhardt, 2013).

(a) Präferenzbasierte Ansätze

Präferenzbasierte Ansätze bilden die (hypothetische) Nachfrage bzw. Wahlhandlungen von Individuen ab. Der monetäre Wertmaßstab für die Präferenzen ist die Zahlungsbereitschaft, hier für ÖSL oder Umweltgüter. Unterschieden wird zwischen Methoden der geäußerten Präferenzen („stated preferences“) und Methoden der offenbarten Präferenzen („revealed preferences“). Präferenzbasierte Ansätze werden häufig zur Bewertung kultureller ÖSL eingesetzt.

Methoden der geäußerten Präferenzen ermitteln den Wert für eine Umweltveränderung auf Grundlage von Befragungsstudien, welche die Befragten vor eine hypothetische Auswahl- oder Kaufentscheidung stellen und ihre Zahlungsbereitschaft für diese Auswahlentscheidung erfragen. Hierzu gehören sowohl die Kontingente Bewertungsmethode (Contingent Valuation Method, CVM), welche die Zahlungsbereitschaft für bestimmte, den Befragten beschriebenen Zielzustände (z.B. eine Deichrückverlegung mit positiven Effekten für die Biodiversität und den Hochwasserschutz) ermittelt, als auch die Choice Experimente (Discrete Choice Experiments, DCE). Gegenüber kontingenten Bewertungsstudien haben Choice Experimente den Vorteil, dass die Zahlungsbereitschaft nicht für einen definierten Zielzustand insgesamt ermittelt werden, sondern für bestimmte Merkmale und ihre jeweiligen Ausprägungen, aus denen sich ein Bewertungsgegenstand zusammensetzt. Im Falle einer Fließgewässerrenaturierung könnten solche Merkmale beispielsweise unterschiedliche Ausprägungen bezüglich der Nutzung des Gewässerumfeldes, der Uferbeschaffenheit oder der Gewässerqualität sein (z. B. Rayanov et al., 2018). Unter den ökonomischen Bewertungsansätzen sind die stated-preference Methoden die einzigen, mit denen auch Existenz- und Optionswerte

erfasst werden können, d.h. eine Wertschätzung für Umweltgüter unabhängig davon, ob diese (gegenwärtig) genutzt werden oder nicht.

Methoden der beobachteten Präferenzen erfassen real beobachtbare bzw. bereits getroffene Entscheidungen von Individuen. Hierzu gehören der Hedonische Preisansatz (Hedonic Price Method, HPM), bei dem Preisdifferenzen zwischen Marktgütern auf den Einfluss von ÖSL zurückgeführt werden (z. B. unterschiedliche Immobilienpreise in Abhängigkeit zur Nähe von Grünflächen) und die im Zusammenhang mit Fließgewässern wenig verbreitet ist oder die Reisekostenmethode (Travel Cost Method, TCM). Bei der Reisekostenmethode werden die aufgewendeten Kosten für die Inanspruchnahme einer ÖSL (z. B. Kosten für die An- und Abreise und den Aufenthalt für den Besuch einer Flusslandschaft) als Wert für die entsprechende ÖSL herangezogen werden (z. B. Getzner, 2015).

(b) Marktbasierte Ansätze

Marktbasierte Ansätze umfassen sowohl preisbasierte als auch kostenbasierte Methoden und nutzen Marktpreise zur Bewertung von ÖSL oder Umweltgütern (vgl. Kehl & Sauter, 2014). Preisbasierte Methoden (market price method) nutzen Marktpreise für ÖSL, die direkt auf Märkten gehandelt werden, wie z. B. landwirtschaftliche Kulturpflanzen oder Holzerträge. Kostenbasierte Methoden nutzen demgegenüber Schadens-, Vermeidungs- oder Ersatzkosten (damage cost avoided - DCA, abatement costs- AC, replacement cost method - RCM), um den Wert einer ÖSL zu ermitteln. Schadenskosten umfassen die Kosten von Umweltschäden, die durch ÖSL vermieden werden können (z. B. vermiedene Hochwasserschäden durch die Reaktivierung von Überschwemmungsauen) bzw. die Nutzenverluste, die aus einer Verschlechterung eines Umweltzustandes oder dem Verlust von ÖSL resultieren. Für die Bewertung des Klimaschutzpotenzials einer Renaturierung durch die CO₂-Bindung in Pflanzen und Böden, wird in der Regel der Kostensatz des Umweltbundesamtes (UBA, 2018) zur Bewertung von Umweltschäden durch CO₂ verwendet. Vermeidungskosten nutzen die Kosten, die durch die Vermeidung oder Verringerung einer bestimmten Umwelteinwirkung entstehen, aber haben keinen direkten Bezug zum Umweltschaden. Sie werden aber häufig zur Bewertung von Umweltschäden herangezogen, da sie in der Regel einfacher zu erfassen sind als Schadenskosten (UBA, 2018). Ersatzkosten hingegen umfassen die Kosten für technische Substitute zur Erbringung einer äquivalenten ÖSL. Die entsprechenden technischen Substitute werden über Preise oder Kosten bewertet. Beispielsweise können als Indikator für den Wert der Reinigungsleistung von Retentionsflächen die Kosten der Abwasserbehandlung oder aber die durch eine entsprechende Wasserqualitätsverbesserung verringerten Kosten der Trinkwasseraufbereitung herangezogen werden.

ÖSL, die in ihrer ursprünglichen oder einer ähnlichen Form an Märkten gehandelt werden, werden in der Regel mit Hilfe der jeweiligen Marktpreise bewertet (Marktpreismethode). Dies ist häufig bei versorgenden ÖSL der Fall. Bei der Bewertung komplexer regulativer ÖSL finden häufig kostenbasierte Methoden Anwendung. Marktbasierte Ansätze bewerten, wie oben skizziert, nicht die Nachfrage nach der jeweiligen ÖSL, können jedoch als Proxy für den Wert der ÖSL herangezogen werden. Auch wenn die Anwendung marktbasierter Methoden zunächst einfacher erscheint, als dies bei präferenzbasierten Methoden der Fall ist, besteht die Herausforderung bei der Operationalisierung und Anwendung entsprechender Methoden in der Quantifizierung der Veränderungen der jeweiligen ÖSL über naturwissenschaftliche Indikatoren und vor allem aber in der Identifikation des Zusammenhangs zu monetären Indikatoren, also Preisen oder Kosten.

(c) Sekundäranalysen

Werden Ergebnisse bereits durchgeführter Studien über die ökonomische Bewertung von ÖSL (Studienkontext) auf einen aktuellen Bewertungskontext (Politikkontext) übertragen, spricht man von Nutzentransfer (‚benefit transfer‘) (Haaren et al., 2016). Die übertragenen Werte können entweder von einer einzigen Studie oder beispielsweise aus einer Meta-Analyse stammen. In jedem Fall sollte die Vergleichbarkeit zwischen dem Studien- und dem Politikkontext gegeben sein, insbesondere bezüglich des Bewertungsgegenstands und sozioökonomischer Charakteristika.

Preisanpassung

Bei der Verwendung von monetären Werten, die nicht auf aktuellen Preis- oder Kostendaten beruhen, also insbesondere bei denjenigen, die auf Basis von Zahlungsbereitschaftsanalysen anderer Studien oder auf Basis der Umweltschadenskosten der UBA-Methodenkonvention ermittelt werden, ist eine *Anpassung der Werte* an das Betrachtungsjahr notwendig, um die aktuelle ökonomische Situation im zu analysierenden Jahr widerzuspiegeln. Die Anpassung berücksichtigt bei der Verwendung von Werten in ausländischen Währungen Wechselkurse sowie Veränderungen im Preisniveau (Inflation) und Einkommen. Bei der Umrechnung der Währung wird der Wert des ursprünglichen Jahres mit dem Wechselkurs in Kaufkraftparität des ursprünglichen Jahres multipliziert (vgl. Best et al., 2021). Zur Anpassung der Inflation von nicht auf dem Markt gehandelten Gütern eignet sich der Verbraucherpreisindex, der auch hier verwendet wird. Die Berechnung erfolgt, indem das Verhältnis zwischen dem harmonisierten Verbraucherpreisindex des ursprünglichen Jahres und dem des Zieljahres gebildet und anschließend mit dem Wert des ursprünglichen Jahres multipliziert wird (vgl. Best et al., 2021). Die Einkommensänderungen werden auf Basis der Werte des realen BIP pro Kopf und der Einkommenselastizität ermittelt. Hier wird auf Basis der Werte aus der UBA-Methodenkonvention 3.0 mit einer Einkommenselastizität von 0,85 gerechnet. Zur Berechnung wird das Verhältnis zwischen dem realen BIP pro Kopf des ursprünglichen Jahres und dem des Zieljahres gebildet und mit der Einkommenselastizität potenziert. Durch Multiplikation mit dem Wert des ursprünglichen Jahres ergibt sich schließlich der Wert des Zieljahres (vgl. Best et al., 2021).

2.1.2.2 Methoden zur ökonomischen Bewertung von Ökosystemleistungen im Rahmen der Bundesverkehrswegeplanung

Im Rahmen der Bundesverkehrswegeplanung (BVWP) wird eine umfassende Bewertung baulicher Verkehrsmaßnahmen vorgenommen. Diese Bewertung des BVWP teilt sich in vier Module der Planfallrechnung auf, zu denen die Nutzen-Kosten-Analyse (Modul A), die Umweltbewertung (Modul B), die Raumordnung (Modul C) und der Städtebau (Modul D) gehören. Die Erfassung der Umweltwirkungen findet in der Bundesverkehrswegeplanung in den Modulen A und B statt. Die monetarisierten Umweltwirkungen werden in Modul A berücksichtigt. Sie haben großen Einfluss auf das Bewertungsergebnis bzgl. der geplanten Infrastrukturmaßnahmen. Die nicht monetarisierten Umweltwirkungen werden in Modul B erfasst. Die Bewertungsmodule der Bundesverkehrswegeplanung werden überschneidungsfrei bearbeitet, das heißt jeder Teilaspekt wird jeweils in nur einem Modul bearbeitet. In Bezug auf die Umweltwirkungen werden vier monetarisierte Wirkungsfaktoren nachrichtlich in Modul B, der Strategischen Umweltprüfung (SUP), erwähnt.

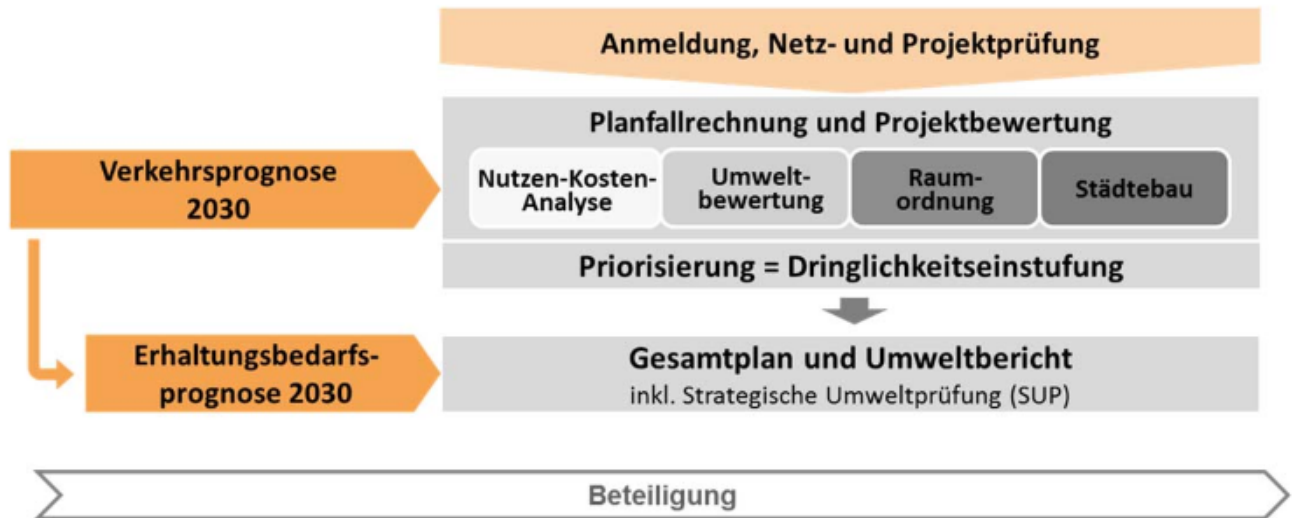


Abbildung 1: Verfahrensablauf des Bundesverkehrswegeplans (Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMDV), 2016)

Die vier Module sind als gleichwertig anzusehen, d.h. es gibt nicht ein Modul, welches bei der Entscheidungsfindung maßgeblich ist. Die vier Module werden den politischen Entscheidungsträger*innen als Entscheidungshilfe zur Verfügung gestellt. Somit ist die Entscheidung, welche Maßnahmen durchgeführt werden und wie priorisiert wird, eine politische Entscheidung. Auch wenn die NKA durch ihre Quantifizierung für eine Priorisierung am besten von den vier Modulen geeignet scheint, so folgen die politischen Entscheidungen nicht immer dieser Rangreihung. Weiter ist anzumerken, dass die Verkehrsträger isoliert betrachtet werden. Es gibt keinen verkehrsträgerübergreifenden Vergleich der Maßnahmenbewertungen. Die Bewertungen dienen folglich nicht dazu, z.B. zwischen einer Infrastrukturmaßnahme für die Bahn und einer für die Wasserstraße zu vergleichen.

Tabelle 2 zeigt die Nutzenkomponenten der Bewertungsmethodik der BVWP⁴. Die Nutzenkomponenten mit einem Bezug zu Ökosystemleistungen sind grün hinterlegt.

Tabelle 2: Nutzenkomponenten der NKA gemäß der BVWP-Methodik

Nutzenkomponente	Bezeichnung	Kurzbeschreibung
Verbilligung von Beförderungsvorgängen	NB	Änderungen der Beförderungs- bzw. Transportkosten
Erhaltung der Verkehrswege	NW	Erneuerungskosten- und Instandhaltungskostenersparnisse
Erhöhung der Verkehrssicherheit	NS	Unfallkosten (Personen- und Sachschäden)
Reisezeitnutzen	NRZ	Reisezeitnutzen im Personenverkehr und Zeitwerte

⁴ Vgl. Planco Consulting GmbH; et. al., Grundsätzliche Überprüfung und Weiterentwicklung der Nutzen-Kosten-Analyse im Bewertungsverfahren der Bundesverkehrswegeplanung, Essen; Berlin; München, 2015 und Planco Consulting GmbH, Methodenbaustein des Nutzens aus Freizeitschifffahrt an Bundeswasserstraßen, Essen 2024.

Transportzeitersparnisse im Güterverkehr	NTZ	Transportzeitersparnisse im Güterverkehr und Zeitwerte (Kapitalbindung u. Logistikkosten)
Implizite Nutzendifferenz	NI	Über den Ressourcenverzehr hinausgehende Individualnutzen
Entlastung der Umwelt	NL	Lebenszyklusemissionen
Entlastung der Umwelt	NG	Verminderung der Geräuschbelastung
Entlastung der Umwelt	NA	Verminderung der Abgasbelastung
Entlastung der Umwelt	NT	Innerörtliche Trennwirkung
Verbesserung der Zuverlässigkeit	NZ	Projektinduzierte Zuverlässigkeitsverbesserungen
Nutzen bei konkurrierenden Verkehrsträgern	NK	Nutzen z.B. aus Zeitersparnissen im Straßenverkehr bei der Beseitigung von schienengleichen Bahnübergängen
Nutzen aus Erholung und Freizeitwirkungen	NEF	Individualnutzen der Ausflugsschiffahrtspassagiere und Wassersportler

Aus der Übersicht wird deutlich, dass die Bewertungsmethodik der BVWP für Infrastrukturmaßnahmen entwickelt wurde und dementsprechend nicht für die Bewertung von bspw. Umweltschutzmaßnahmen oder Kompensationsmaßnahmen gedacht war. Es gibt jedoch Projekte, bei denen weitere Nutzenkomponenten berücksichtigt werden, die nicht in diese Standardkategorien fallen. Eine Erweiterung ist somit prinzipiell möglich. Der Grundgedanke der BVWP-Methodik ist, dass sie eine Entscheidungshilfe darstellt, mit der die volkswirtschaftliche Vorteilhaftigkeit von Verkehrsprojekten ermittelt werden kann, auch unter Berücksichtigung ökologischer Auswirkungen. Die grün hinterlegten Nutzenkomponenten (Tabelle 2) NG (Verminderung der Geräuschbelastung) und NT (innerörtliche Trennwirkung) sind für die Wasserstraße irrelevant.

Die grundsätzliche Vorgehensweise der NKA ist es, den jährlichen Nutzen der einzelnen Nutzenkomponenten N_i zu ermitteln. Weiter wird die Nutzungsdauer der Maßnahme ermittelt. Für die Jahre der Nutzungsdauer nach Abschluss der Maßnahme werden die Barwerte der Nutzenkomponenten mit Hilfe des volkswirtschaftlichen Diskontsatzes ermittelt. Die Investitionskosten (IK) der Maßnahme werden entsprechend ihres Auftretens auf die Bauzeit verteilt und ebenfalls zu einem Barwert zusammengefasst. Aus diesen Daten wird das Nutzen-Kosten-Verhältnis berechnet.

$$NKV = \frac{\sum_i \text{Barwerte}(N_i)}{\text{Barwert}(IK)}$$

Die Integration von monetarisierbaren ÖSL erfolgt analog zur Nutzenkomponente NEF als weiterer Barwertsummand im Zähler. Dabei gilt es zu berücksichtigen, dass auch negative Nutzen möglich sind. Negative Wirkungen werden als negativer Nutzen im Zähler berücksichtigt. Im Nenner werden ausschließlich die Investitionskosten berücksichtigt.⁵

Tabelle 3 listet die im AMBERS untersuchten ÖSL. Die bereits prinzipiell in der NKA der BVWP berücksichtigten ÖSL sind grün hinterlegt.

⁵ Die Ermittlung der Lebenszyklusemissionen wird auf der Folgeseite beschrieben. Für die Schifffahrt werden keine Lärmemissionen ermittelt. Die Ermittlung der verkehrsabhängigen Schadstoffemissionen wird in Abschnitt 3.3.8 skizziert.

Tabelle 3: Zu untersuchende Ökosystemleistungen

Nr.	ÖSL	Bewertungsgröße Projekt AMBERS
1	Landwirtschaftliches Potenzial	Münchberger Soil Quality Rating
2	Hochwasserregulation	2D-Modellierung der Wasserstandsänderung
3	Niedrigwasserregulation	Bewertung der Ufer- und Sohlstruktur
4	Sedimentregulation	Bewertung des Sedimenthaushalts und der Durchgängigkeit
5	Stickstoffretention	Denitrifikation durch Böden und Vegetation
6	Kohlenstoffretention	C-Speicherung in Boden und Vegetation
7	Phosphorretention	P-Rückhalt in Vegetation
8	Kühlwirkung	Evapotranspiration ⁶
9	Treibhausgasemission	Global Warming Potential (GWP)
10	Habitatbereitstellung	Indikator aus Biotoptypen, chem.-ökologischem Zustand
11	Landschaftsbild	Indikator aus Verschiedenheit, Natürlichkeit, Einzigartigkeit
12	Natur- und Kulturerbe	Indikator aus Natur-/Kulturdenkmal, Schutzstatus
13	Unspezifische Interaktion	Indikator aus Gewässer/Uferverfügbarkeit, Erlebbarkeit
14	Wasserbezogene Interaktion	Indikator aus Gewässerbreite, Vorkommen an Sandbänken
15	Schifffahrt	Beladungsgrad bei Niedrigwasser

Die Nutzenkomponenten NB (Verbilligung von Beförderungsvorgängen) und NW (Erhaltung der Verkehrswege) stehen in unmittelbarem Zusammenhang mit der ÖSL Schifffahrt. Nicht nur der Beladungsgrad, sondern auch der Grad der Schifffbarkeit (Welche Schiffsgrößen können überhaupt eingesetzt werden?) wird durch NB abgebildet und monetarisiert. NW zeigt an, wie hoch die Änderung der Unterhaltungskosten für den jeweiligen Ausbauzustand im Vergleich zum Status Quo ist. Dies ist somit das Maß dafür, welche laufenden Kosten im Rahmen einer NKA für eine Verbesserung der Schifffahrt (ÖSL Nr. 15) anzusetzen sind.

Der Bau bzw. Ausbau einer Wasserstraße und deren Unterhaltung ist mit Treibhausgasemissionen verbunden. Die Nutzenkomponente NL (Lebenszyklusemissionen) schätzt diese Effekte und monetarisiert sie. In Bezug auf NW ergänzt sie somit die ökonomische Betrachtung um Umweltwirkungen. NL bildet den verkehrsmengenunabhängigen Teil der Treibhausgasemission (Tabelle 3, ÖSL Nr. 9) ab. Der verkehrsmengenabhängige Teil wird durch NA, der Änderung der Abgasbelastungen abgebildet. Das Verfahren zur Schätzung der Abgasbelastungen ist erprobt und hat sich bewährt. Die Monetarisierung der Treibhausgas- und weiteren Abgasemissionen geschieht gemäß der Methodenkonvention des UBA. Während die Abgasemissionen sehr gut abgebildet werden, ist dies bei den Lebenszyklusemissionen auf Basis des aktuellen Stands nur relativ grob möglich. Bei den Lebenszyklusemissionen gibt es 4 Baumaßnahmen, für die diese ermittelt werden (s. Tabelle 4).

⁶ Ursprünglich Beschattungsgrad

Tabelle 4: Lebenszyklusemissionen von Baumaßnahmen an Binnenwasserstraßen

Baumaßnahme	Emissionsfaktor	Einheit
Uferbefestigung (beide Ufer)	11,72	t CO ₂ -e/ km und Jahr
Kanäle	22,59	t CO ₂ -e/ km und Jahr
Schleusen	395,00	t CO ₂ -e /Schleuse und Jahr
Kanalbrücken	261,41	t CO ₂ -e/ Brücke und Jahr

Quelle: Trimode, Intraplan, Planco, SSP (2025): Aktualisierung der Kosten- und Wertansätze der Bundesverkehrswegeplanung, S. 209 ff.

Diese Emissionsfaktoren gelten nur für Neubauten, nicht für Ersatz- oder Ausbauten. Behelfsweise wird deshalb das Verhältnis der Kosten von Neubauten zu Ersatzbauten genutzt, um die Emissionsfaktoren entsprechend anzupassen.

Die Nutzenkomponente NEF (Nutzen aus Erholung und Freizeitwirkungen) ist der ÖSL „Unspezifische Interaktion“ (ÖSL Nr. 13) oder alternativ der Schifffahrt recht grob zuzuordnen. Wird NEF der Schifffahrt zugeordnet, so ist nicht mehr die Änderung der Kapazitätsauslastung der Nutzen der Infrastrukturmaßnahme die Bewertungsbasis, sondern die Veränderung der Nutzung der Wasserstraße als Freizeitschifffahrtsrevier, d.h. die Änderung der Anzahl der Freizeitnutzungen. Wird der Nutzen der Freizeit- und Ausflugsschifffahrt der ÖSL 13 zugeordnet, so ist NEF allerdings nur ein Teil der ÖSL 13. Ob es weitere zu berücksichtigende Nutzenkomponenten gibt, gilt es zu prüfen. Die nicht grün hinterlegten ÖSL sind bisher in der NKA nicht berücksichtigt worden.

2.1.2.3 Weitere ökonomische Indikatoren zur Erfassung von Ökosystemleistungen

Weitere ökonomische Indikatoren zur Erfassung und Bewertung von ÖSL werden vor allem im Zusammenhang mit der Umweltökonomischen Gesamtrechnung (Ecosystem Accounting = EA) entwickelt und diskutiert. Wesentliches Ziel hierbei ist es, die Wirtschaftsberichterstattung in Deutschland in dem Sinne zu erweitern, dass der Wert von Naturkapital und ÖSL für das menschliche Wohlergehen abgebildet wird (Zieschank & Grunewald, 2023). Dafür müssen verschiedene Ökosysteme in Ausmaß und Zustand erfasst und bewertet und ÖSL als Flussgrößen in die Umweltökonomische Gesamtrechnung bzw. Ökosystemgesamtrechnung (System of Environmental Economic Accounting – Ecosystem Accounting (SEEA EA)) integriert werden (Grunewald et al., 2015; Zieschank et al., 2018; Zieschank & Grunewald, 2023). Hinter dem SEEA welches aus der EU-Verordnung 691/2011⁷ hervorging steckt die Grundidee einer europaweit einheitlichen umweltökonomischen Gesamtrechnung. Diese wird in Deutschland zunehmend durch das Statistische Bundesamt ermittelt. Weitere Details dazu finden sich in Abschnitt 3.4.

Unterstützend zur Umweltökonomischen Gesamtrechnung laufen verschiedene Forschungsprojekte, die sich mit der Thematik befassen und die Grundlagen für die Bewertungen, auch des Statistischen Bundesamtes, bilden können und sollen. Hier ist das Projekt Bio-Mo-D⁸ (Wertschätzung von Biodiversität - zur Modernisierung der Wirtschaftsberichterstattung in Deutschland) hervorzuheben, bei dem sich Forschende mit der Berücksichtigung von ÖSL und Biodiversität in der

⁷ Verordnung (EU) Nr. 691/2011 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 06. Juli 2011 über europäische umweltökonomische Gesamtrechnungen, 2011

⁸ <https://bio-mo-d.ioer.info/>

Wirtschaftsberichterstattung befassen. Auch im Projekt Accounting II⁹ (Ökosystemleistungen und Umweltökonomische Gesamtrechnung – Digitales Assessment) beschäftigen sich Wissenschaftler*innen mit der Integration von ÖSL in Umweltökonomische Gesamtrechnungen und einem gesammelten Daten- und Auswertungsmodell. Beide Projekte laufen im Jahr 2024 aus. Sofern konkrete Empfehlungen und Ergebnisse bezüglich geeigneter Indikatoren abgeleitet werden, können diese in das vorliegende Projekt integriert werden. Aktuell ist die Überführung in nutzbare Methoden eine der zentralen Herausforderungen des Ökosystem-Accounting in Deutschland, wie es auch aus der 3. Nationalen Konferenz für ein Ökosystem-Accounting in Deutschland hervorging (Zieschank et al., 2024).

Auf weitere Informationen sowie den aktuellen Stand zur Umsetzung des EA in Deutschland wird in Kapitel 3.4 näher eingegangen.

2.1.3 Nicht-monetäre Methoden zur Bewertung von Ökosystemleistungen

2.1.3.1 Qualitative Bewertung

Neben einer ökonomischen Wertperspektive lassen sich ÖSL gemäß dem anthropozentrischen Ansatz auch als Werte im Sinne der Bedeutung und Wichtigkeit der Natur interpretieren. Dieses Axiom kann für entsprechende Aufgabenstellungen so genutzt werden, dass ÖSL zunächst quantitativ erfasst bzw. berechnet/ ermittelt werden und dann auf dieser Grundlage, z. B. nach Wertstufen bzw. Skalen, alternativ oder zusätzlich auch qualitativ bewertet werden können. Eine quantitative Bewertung der Veränderungen von ÖSL ist zugleich die Grundlage für monetäre Bewertungen, monetäre Indikatoren können aber auch auf Wertstufen bzw. Skalen bezogen werden. Eine quantitative oder qualitative Bewertung bietet sich aber auch an, wenn ÖSL nicht oder nur sehr schwer monetär bewertet werden können.

Eine Skala kann im einfachen Fall eine Ordinalskala (Ordnung, bestimmte Rangfolge) leisten. Bereits Graf (1981, zit. in Haase, 1991) setzte bei der Anwendung ökonomischer Kriterien bei der Auswahl von Varianten der Flächennutzung auf eine halbquantitative Rangfolgebewertung im Sinne einer Ordinalskala. Fünf- bis teilweise neunstufige Bewertungsskalen der einzelnen Funktionen und Potenziale im Sinne von „Eignung, Leistung und Belastbarkeit“ bzw. des „Leistungsvermögens“ des Landschaftshaushaltes nutzten u. a. auch Haase (1991) und Marks et al. (1989).

Wenn Daten und/oder Methoden fehlen, um ÖSL zu quantifizieren, oder sie sich aufgrund ihres Charakters einer direkten Quantifizierungsmöglichkeit entziehen, kann ersatzweise auch auf qualitative Abschätzung gesetzt werden, z. B. mittels Expertenbewertung auf Grundlage von Fachkenntnissen/-wissen, Sachkunde und praktischen Erfahrungen (vgl. beispielsweise Voraussetzungen für Sachverständige).

Um gerade regulative ÖSL bei differierenden Systemgrößen (vor allem im Hinblick auf die Flächengröße) untereinander vergleichbar zu machen, sollten bei den zunächst durchzuführenden qualitativen bzw. ordinalskalierten Ermittlungen möglichst flächennormierte Werte verwendet werden (Leistung je Flächeneinheit).

⁹ <https://www.ioer.de/projekte/accounting-ii/>

Abhängigkeiten/ Konkurrenzen zwischen den ÖSL und daher mögliche Konflikte („trade-offs“) kommen in der Realität häufig vor und können zusätzlich betrachtet werden. Eine Maximierung der Leistung aller ÖSL in einem bestimmten Raum wird ohnehin in der Praxis nicht möglich sein. Beispielsweise führt die Maximierung der Produktion von Nahrungsmitteln oder Bioenergiematerial in intensiven Agrarlandschaften oft zu einem Rückgang anderer ÖSL wie der natürlichen Bodenfruchtbarkeit, der Habitatfunktion und der Landschaftsästhetik. Allerdings reagieren voneinander abhängige und fachlich-inhaltlich positiv korrelierte ÖSL durchaus „gruppenhaft“ und mit einheitlichem Trend auf Veränderungen der Milieubedingungen (Foley et al., 2005).

Für eine qualitative Bewertung der ÖSL an Bundeswasserstraßen und die diesbezügliche Auswirkungsprognose greift das BfG-Forschungsvorhaben „Ansätze einer multikriteriellen Bewertung von Maßnahmen an Bundeswasserstraßen“ (AMBERS) auf die Systematik und damit auch die Ordinalskala aus dem Forschungsvorhaben „River Ecosystem Service Index“ (RESI) zurück (Mehl et al., 2018; Podschun et al., 2018a; Podschun et al., 2018b; Fischer et al., 2019; Pusch et al., 2019; Fischer-Bedtke et al., 2020). Die RESI-Skala basiert auf einer linearen Skalierung zwischen 0 und 100 % bereitgestellter ÖSL und einer entsprechenden Abbildung in fünf Klassen (Tabelle 4).

Tabelle 4: Fünfstufige Skalierung bei der Bewertung von ÖSL entsprechend Mehl et al. (2018), Podschun et al. (2018a, b), Pusch et al. (2019), Fischer-Bedtke et al. (2020)

Klasse	Ökosystemleistung	Wertebereich der typabhängigen, relativen Ökosystemleistung (0-100 %)
5	Sehr hoch	> 80 %
4	Hoch	> 60 % bis ≤ 80 %
3	Mittel	> 40 % bis ≤ 60 %
2	Gering	> 20 % bis ≤ 40 %
1	Sehr gering bis fehlend	0 bis ≤ 20 %

In zahlreichen Anwendungsprojekten, die nach Definition der RESI-Skala durchgeführt wurden (z. B. ÖSL-Bewertung im Projekt „Lila-Lahn“, vgl. (Mehl et al., 2020; Mehl et al., 2022a, 2022b)), hat es sich als zielführend erwiesen, eine weitere Klasse „0“ für äußerst geringe oder gar fehlende ÖSL hinzuzufügen und so das ursprünglich 5-stufige System auf 6 Stufen umzustellen (

Tabelle 5). Die (neue) Klasse „0“ ermöglicht es vor allem, eine treffendere Bewertung bei ggf. nur äußerst gering vorhandener oder gar fehlender ÖSL vorzunehmen. Solche Fälle würden ansonsten in der „breiteren“ Klasse „1“ aufgewertet, was vor allem in einer anzustrebenden algorithmischen bzw. mathematischen Weiterbehandlung zu „Verzerrungen“ führen würde. Inhaltlich entspricht dies zudem der 6-stufigen Skala von Burkhard & Maes (2017) bzw. des EU-Leifadens zur Bewertung von Ökosystemleistungen in EU-Life-Projekten¹⁰.

¹⁰ https://ec.europa.eu/easme/sites/easme-site/files/life_ecosystem_services_guidance.pdf

Tabelle 5: Sechsstufige Skalierung bei der Bewertung von ÖSL entsprechend Mehl et al. (2022a, b), Mehl & Mehl (2022)

Klasse	Ökosystemleistung	Wertebereich der typabhängigen, relativen Ökosystemleistung (0-100 %)
5	Sehr hoch	> 80 %
4	Hoch	> 60 % bis ≤ 80 %
3	Mäßig	> 40 % bis ≤ 60 %
2	Gering	> 20 % bis ≤ 40 %
1	Sehr gering	> 5 % bis ≤ 20 %
0	Äußerst gering/fehlend	≤ 5 %

Das Maximum an ÖSL (d.h. 100 % Leistung) wurde bislang im RESI bei Planungsalternativen in einem Untersuchungsgebiet stets unter der Maßgabe abgeleitet (berechnet oder abgeschätzt), dass es sich um die hinsichtlich ÖSL positivste Ausprägung im jeweiligen Gebiet (Haase, 1991) handelt (vgl. Mehl et al., 2018c; Podschun et al., 2018). Der Gebietsbegriff sollte hier jedoch nicht zu eng, sondern vielmehr relativ weiträumig ausgelegt werden. Diese Konvention ist sinnvoll, weil das absolute Maximum (unter globalem, planetarem Betrachtungswinkel) nicht sicher bestimmbar ist. Ohne einen konkreten räumlichen Bezug wird sich immer ein Raum finden, in dem eine bestimmte ÖSL spezifisch höher ausfällt als bestmöglich (vor)abgeschätzt. Außerdem würde der Ansatz einer global maximalen ÖSL bei linearer Skala und regionaler Anwendung im Regelfall den regionalen Bewertungsbereich so weit einengen, dass der Unterschiedsbetrag zwischen Planungsalternativen meistens nicht mehr relevant oder signifikant wäre. Das zu ermittelnde Maximum kann, je nach ÖSL, bereits im Ist-Zustand bestehen oder auch durch die geplante Veränderung eintreten. Ggf. besteht es im eigentlichen Planungsraum weder vor noch nach Maßnahmendurchführung, jedoch in angrenzenden Räumen oder schlicht als Maximalwert einer bestehenden (bundes- oder landesweiten) Klassifizierung. Gerade da vielfach bereits bewährte, vor allem geowissenschaftliche Klassifizierungs-/Bewertungsskalen bestehen (z. B. Bodenkunde) und häufig auch entsprechend klassifizierte GIS-Daten vorliegen, ergibt es natürlich keinen Sinn, jede ÖSL-Skala neu aus den fachlichen Grundlagen/Ursprungsdaten abzuleiten. Bestehende Skalen (die dann auch „gebietstypisch“ im weitesten Sinne sind) sollten unter Wahrung der fachlichen Prämissen bestmöglich in eine anzuwendende ÖSL-Bewertungsskala überführt werden (vgl. zu möglichen Skalen Tabelle 4 und

Tabelle 5).

2.1.3.2 Methoden zur Erfassung von Umweltwirkungen in der Bundesverkehrswegeplanung

Die strategische Umweltprüfung (SUP) ist Modul B der Bewertungsmethodik des BVWP (siehe Abbildung 1) und umfasst einen monetarisierten und einen nicht monetarisierten Teil. Der monetarisierte Teil wird aus Modul A, der NKA, übernommen. Durch die monetarisierten und nicht monetarisierten Wirkungsfaktoren werden verschiedene ÖSL bzw. Schutzgüter berücksichtigt. Hierzu zählen der Mensch und die menschliche Gesundheit, Tiere, Pflanzen und die biologische Vielfalt, der Boden, das Wasser, das Klima lokal wie auch global, die Landschaft und Kultur- wie auch Sachgüter.

Die relevanten Wirkungsfaktoren werden durch Kriterien abgebildet. Bei der Auswahl dieser Kriterien wurden verschiedene Umstände berücksichtigt, wie beispielsweise die zur Bewertung notwendige Datenverfügbarkeit, wie auch die ungenaue Trassen-/Streckenführung zum Zeitpunkt der Bewertung. So bleiben andere mögliche Kriterien unberücksichtigt in Ermangelung von Daten, oder wenn die Bewertung des Kriteriums am exakten Verlauf späterer Trassenführungen hängt, die im Bereich der Schiene zum Zeitpunkt der Bewertung nicht feststehen. Dies ist bei der Wasserstraße eher selten der Fall, da seit geraumer Zeit kaum noch neue Wasserstraßen geplant werden.

Der erste Teil der Kriterien der SUP enthält die monetarisierten Wirkungsfaktoren, die ebenfalls in der NKA aus Modul A enthalten sind. Dies sind insgesamt vier Kriterien mit verschiedenen Bilanzgrößen:

- Kriterium 1.1 ist die Veränderung der Anzahl an von Verkehrslärm betroffenen Einwohnern zur Messung der Lärmbelastung innerorts.
- Kriterium 1.2 spiegelt die Lärmbelastung außerorts wider und wird mit der Fläche der fiktiven Lärmschutzwand bemessen, die nötig ist, um den Verkehrslärm zu verhindern.
- Kriterium 1.3 wird in Tonnen CO₂ pro Jahr bemessen.
- Kriterium 1.4 berücksichtigt weitere Luftschadstoffe wie Stickoxid, Kohlenmonoxid, Kohlenwasserstoff, Feinstaub und Schwefeloxid.

Der zweite Teil der Kriterien der SUP enthält nicht monetarisierte Wirkungsfaktoren. Dabei werden besondere Lebensräume mit besonderen Qualitäten berücksichtigt und beachtet. Dies gilt für bundesweite abgrenzbare Räume zum Schutz von Pflanzen und Tieren, dem Boden, Grund und Oberflächengewässern, der Landschaft sowie dem Schutz von Kulturgütern und für Räume, die der Erholung dienen. Insgesamt umfasst dies 9 Kriterien mit verschiedenen Bilanzgrößen:

- Kriterium 2.1 betrachtet die Inanspruchnahme von Flächen in Hektar von Naturschutzvorrangflächen. Dazu zählen Natura 2000 Gebiete, Naturschutzgebiete, Gebiete von Nationalparks, Kern- und Pflegezonen von Biosphärenreservaten/ Naturschutzgroßprojekte des Bundes, UNESO-Weltnaturerbe Flächen und Ramsar-Fachgebiete.
- Kriterium 2.2 bemisst die erhebliche Beeinträchtigung von Natura 2000-Gebieten in deren Anzahl.
- Kriterium 2.3 bemisst die Flächeninanspruchnahme von unzerschnittenen Kernräumen der BfN-Lebensraumnetzwerke.
- Kriterium 2.4 unterteilt sich in vier Aspekte: So wird die Zerschneidungslänge in Kilometer unzerschnittener Großräume bemessen von Feucht-, Trocken- und Waldlebensräume, wie auch die Zerschneidungslänge in Kilometer von unzerschnittener Großräume nach

Großsäugerlebensräume. Es wird ebenfalls die Anzahl zerschnittener national bedeutsamer Lebensraumachsen berücksichtigt und die Wiedervernetzung von Lebensraumnetzwerken.

- Kriterium 2.5 zählt die Flächeninanspruchnahme gemäß der Nachhaltigkeitsstrategie.
- Kriterium 2.6 und 2.7 berücksichtigen die Durchfahrungslänge von Überschwemmungsgebieten und Wasserschutzgebieten.
- Kriterium 2.8 berücksichtigt die Zerschneidung unzerschnittener Verkehrsräume in Hektar Flächenverlust.
- Kriterium 2.9 berücksichtigt die Inanspruchnahme oder die Beeinträchtigung von Vorrangflächen des Kulturrhüter- und Landschaftsschutzes z.B. in der Form von Naturparks, Landschaftsschutzgebieten, UNESCO Weltkulturerbe und Biosphärenreservate.

Diese Kriterien betreffen bereits eine große Bandbreite relevanter ÖSL. Dies veranschaulicht Tabelle 6.

Die Umsetzung einer Maßnahme kann die Attraktivität eines Reviers für wassersportliche Aktivitäten erhöhen, wodurch die ÖSL wasserbezogene Interaktion beeinflusst wird. Neben dem Nutzen aus der erhöhten wassersportlichen Aktivität, sind jedoch auch Veränderungen in Bezug auf Verkehrslärm, Luftschadstoffe und Emissionen zu berücksichtigen. Die Kriterien 1.1 und 1.2 der SUP bewerten die Auswirkungen auf den Verkehrslärm, der sowohl durch verändertes An- und Abreiseverhalten der Wassersportler als auch durch eine veränderte Anzahl von Motorbootfahrten entsteht. Es ist zu beachten, dass Verkehrslärm in der Methodik des BVWP überwiegend für die Verkehrsträger Schiene und Straße anhand der Nutzenkomponente NG monetarisiert wird. Für den Verkehrsträger Wasserstraße werden laut BVWP-Methodik jedoch keine nennenswerten und bewertungsrelevanten Lärmemissionen angenommen. Dementsprechend wird der Verkehrslärm ausschließlich im Zusammenhang mit dem An- und Abreiseverhalten quantifiziert.

Die Kriterien 1.3 und 1.4 hingegen monetarisieren einerseits die verkehrsmengenabhängigen CO₂-Emissionen und Luftschadstoffe, die durch verändertes An- und Abreiseverhalten sowie durch zusätzliche Motorbootfahrten entstehen. Andererseits werden verkehrsmengenunabhängige Lebenszyklusemissionen von Treibhausgasen berücksichtigt, die beim Bau der Infrastruktur anfallen. Somit lassen sich die Kriterien 1.1 bis 1.4 der SUP den ÖSL Treibhausgasemission (9) und wasserbezogene Interaktion (14) zuordnen.

Zusätzlich berücksichtigen die Kriterien 1.3 und 1.4 die ÖSL Schifffahrt (15). Falls eine Maßnahme zu einer Verkehrsverlagerung oder einem induzierten Verkehr zugunsten der Wasserstraße führt, können die Luftschadstoffe und Emissionen steigen.

Im zweiten Teil der SUP werden Infrastrukturmaßnahmen u.a. hinsichtlich der Flächeninanspruchnahme und der Beeinträchtigung von Schutzgebieten bewertet. Obwohl hier keine Monetarisierung erfolgt, stehen die Kriterien 2.1 bis 2.3, 2.5 bis 2.6 und 2.9 im Zusammenhang mit den ÖSL Habitatbereitstellung (10) und Natur- und Kulturerbe (12).

Der Bau neuer Wasserstraßen findet heute praktisch kaum noch statt, würde jedoch grundsätzlich zur Zerschneidung natürlicher Lebensräume führen. Diese Wirkungen werden in der SUP der BVWP-Methodik explizit durch die Kriterien 2.4 und 2.8 adressiert. Eine solche Zerschneidung beeinflusst auch das Landschaftsbild, was in der ÖSL Landschaftsbild (11) reflektiert wird.

Zudem bewertet die BVWP-Methodik Infrastrukturmaßnahmen hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf den Hochwasserschutz. In der SUP wird das Hochwasserrisiko im Kriterium 2.6 (Durchfahrung von

Überschwemmungsgebieten) adressiert und berücksichtigt somit direkt die ÖSL Hochwasserregulation (2).

Tabelle 6: Zuordnung der Kriterien der Strategischen Umweltprüfung (SUP) zu den Schutzgütern

	Gesundheit des Menschen, Bevölkerung	Tiere, Pflanzen, biologische Vielfalt	Boden	Wasser	Luft/ Klima	Landsc haft	Kultur- und Sachgüter
Kriterium 1.1	XX						
Kriterium 1.2	XX	XX	X		X		X
Kriterium 1.3	X	X	X		XX		X
Kriterium 1.4	XX	X				XX	
Kriterium 2.1	X	XX	XX	XX		XX	
Kriterium 2.2		XX	X	X			
Kriterium 2.3		XX	X	X		X	
Kriterium 2.4		XX		X		X	
Kriterium 2.5		X	XX	X	X	X	

Vgl. Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (2016). XX = Wesentlicher Schutzgutbezug, X = Ergänzender Schutzgutbezug.

Jedes nicht-monetäre Kriterium wird nach Maßgabe der Bilanzgrößen wie folgt bewertet: Ziele, die sehr deutlich erfüllt werden (++), die deutlich erfüllt werden (+), die erfüllt werden (0), die verfehlt werden (-) oder die deutlich verfehlt werden (--). Zielvorgabe ist bei den Kriterien (Ausnahme Kriterium 2.4.2 und 2.5) zumeist die Vermeidung einer zusätzlichen Betroffenheit. Demnach ist zur Umsetzung des Projektes die Zielvorgabe in der Bewertung der SUP zu erfüllen.

Neben der Umweltprüfung im Rahmen des BVWPs und der dazugehörigen SUP wird auch eine Umweltprüfung im Rahmen der Bedarfsplanüberprüfungen (BPÜ) vorgenommen. Dabei liegt der Fokus der BPÜ auf einer Überprüfung der Bedarfspläne als Ganzes und nicht auf einzelnen Bewertungen der in den Bedarfsplänen enthaltenen Projekte. Das SUP-Monitoring der Bedarfsplanüberprüfung ist dabei fachlich auf das SUP-Verfahren im BVWP abgestimmt. Dabei besteht jedoch nicht der Zwang, alle Bestandteile der BVWP SUP nachzukontrollieren. Die Nachkontrolle beschränkt sich auf Elemente der BVWP SUP, die einen erkennbaren Anlass zur Nachkontrolle geben. Zu berücksichtigen für die Nachkontrolle sind auch neue Erkenntnisse. So unterliegen der BPÜ SUP neue Annahmen zu Schadstoffemissionen vor, vor allem bei der Produktion von Stahl und Beton, die auch für die Lebenszyklusemissionen eine wichtige Rolle spielen. Auch gestiegene rechtliche Anforderungen an den Klimaschutz müssen neu evaluiert werden, eine besondere Rolle spielt hier das Klimaschutzgesetz.

Neben den Veränderungen in den Natur- und Kulturlächen, die in den bestehenden Kriterien zu berücksichtigen sind, ist ein weiteres Kriterium für das SUP-Monitoring in der BPÜ hinzugekommen. Kriterium 2.10 berücksichtigt die klimaschutzrelevante Landnutzungsänderung, bei der Inanspruchnahme von Wäldern und organischen Böden wie Mooren durch Verkehrsvorhaben.

2.2 Monetarisierung von Ökosystemleistungen an Bundeswasserstraßen

Für die Anwendung des ÖSL-Konzeptes im Rahmen der Bewirtschaftung der BWaStr werden Methoden zur monetären und nicht-monetären Bewertung für die Veränderungen von ÖSL ausgewählt, die sich in der operativen Praxis umsetzen lassen. Dies bedeutet, dass sie nicht nur an die etablierten Verfahren (z.B. Bewertungsverfahren der BVWP oder Planfeststellungsverfahren nach Bundeswasserstraßenrecht) anschlussfähig sein sollten, sondern auch auf bestehende Datengrundlagen bzw. ressourcenschonend neu zu erhebende Daten und Informationen aufbauen sollten. Zudem sollten sie einfach anwendbar sein, gleichzeitig aber ein richtungssicheres Ergebnis liefern können.

2.2.1 Vorgehensweise zur Herleitung des Ansatzes zur Monetarisierung von Ökosystemleistungen an Bundeswasserstraßen

2.2.1.1 Aufbereitung des Stands der Wissenschaft und Technik

In einem ersten Schritt wurde der nationale und internationale Stand der Wissenschaft und Technik zur Verwendung von monetären Indikatoren und Bewertungsansätzen im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung an Fließgewässern gesichtet, mit Fokus auf die Anwendbarkeit in der operationellen Praxis und auf die im Vorhaben AMBERS im Vordergrund stehenden 15 ÖSL. Diese Fokussierung bedeutet, dass es sich nicht um eine Bestandsaufnahme aller ökonomischen Bewertungsstudien an Fließgewässern im Sinne einer systematischen Literaturrecherche und -auswertung handelt, sondern eine Auswahl derjenigen Studien vorgenommen wurde, deren Bewertungsgegenstand und Rahmenbedingungen (u. a. Größe der Gewässer, regionaler Kontext, betrachtete ÖSL) stellvertretend für mögliche Anwendungsbereiche der Bewirtschaftungsplanung an BWaStr sind. Ausgangspunkt für die Auswahl war vor allem das Erfahrungswissen und die Vorarbeiten aller Projektbeteiligten aus unterschiedlichen Kontexten, darüber hinaus eine weitergehende Literaturrecherche. Im Sinne der Zielsetzung des Vorhabens standen Studien zur Ermittlung **monetärer Werte** für ÖSL-Veränderungen – sowohl auf Basis präferenz- als auch marktbasierter Ansätze – im Fokus. Aufgrund der Komplexität von Wirkungszusammenhängen zwischen möglichen Veränderungen infolge einer Maßnahmenumsetzung, der Messung dieser Veränderungen in quantitativen Einheiten und der Abbildung dieser quantitativen Veränderungen in ökonomischen Kennzahlen lassen sich einige ÖSL nur sehr schwer monetär bewerten. Daher wurde der Literaturüberblick um Studien ergänzt, die ÖSL-Veränderungen mit qualitativen und/ oder quantitativen Indikatoren erfassen.

Die Ergebnisse der Literaturrecherche wurden in einer Excel-Tabelle („Analyserahmen“) aufbereitet. Zunächst wurden die Kategorien zur Erfassung der Studien im Analyserahmen definiert und mit dem Auftraggeber abgestimmt. Die Kategorien und ihre möglichen Ausprägungen wurden so gewählt, dass wesentliche Kennzeichen der Studien, insbesondere der Bewertungsgegenstand im Sinne der betrachteten ÖSL, der Art des Fließgewässers und der betrachteten Maßnahmen sowie die angewendeten Methoden einfach und schnell zu identifizieren sind. Zusammen mit der Möglichkeit, die Studien nach bestimmten Kategorien zu filtern, bietet dieses Vorgehen den Vorteil, dass systematisch nach einzelnen ÖSL oder bestimmten Studienkontexten gesucht werden kann und die Tabelle im Projektverlauf, aber auch nach Projektende durch den Auftraggeber sukzessive

ergänzt werden kann. Die **Fehler! Textmarke nicht definiert.** fasst die wesentlichen Kategorien, nach denen die Literatur im Analyserahmen aufbereitet wurde, zusammen.

Tabelle 7: Kategorien zur Erfassung von Monetarisierungsansätzen für Ökosystemleistungen im Analyserahmen

Kontext	Kontext und Ziel der Studie, Geographie, Skalenebene der Bewertung, Raumcharakter, Entscheidungskontext
Maßnahmenplanung	Maßnahmentyp, Planungsphase, Nutzung der betroffenen Flächen
Art des Gewässers	Fließgewässer, Aue, (integrierter) See, Grundwasser, Wasserstraße
Bewertete ÖSL	Landwirtschaftliches Potenzial, Hochwasserregulation, Niedrigwasserregulation, Sedimentregulation, Stickstoffretention, Phosphorretention, Kohlenstoffretention, Klimaregulation, Habitatbereitstellung, unspezifische Interaktion mit der Flusslandschaft, wasserbezogene Aktivitäten, Landschaftsbild, Natur- und Kulturerbe, Schifffahrt, andere
Grundlegende Informationen zur Bewertung	Bewertungsgegenstand, monetäre/nicht-monetäre Bewertung, Datengrundlage, Standardisierbarkeit
Bewertungsmethode	Marktpreis, Schadenskosten, Ersatzkosten, Substitutpreis, Kontingente Bewertung, Choice Experiment, Reisekosten, Hedonische Bewertung, Nutzentransfer
Ergebnisanalyse	Jahr der Bewertung, Bewertungseinheit, Ergebnisse, Diskontfaktor, Eignung

2.2.1.2 Kriterien für die Eignung von Bewertungsansätzen für die operationelle Praxis

Sowohl für monetäre als auch für nicht-monetäre Bewertungsmethoden zur Erfassung der ÖSL-Veränderungen wird auf sachgerechte Indikatoren für die einzelnen ÖSL gesetzt (vgl. z. B. RESI-Indikatorenset in [Podschun et al. \(2018a\)](#), [Pusch et al. \(2019\)](#), [Fischer-Bedtke et al. \(2020\)](#)). Indikatoren stehen im ÖSL-Konzept für bestimmbare, ggf. sogar messbare Eigenschaften (Merkmale, Parameter) der maßgeblichen Ökosystemfunktion(en) und der darauf basierenden ÖSL. Insofern ist „es für die Darstellung und Kommunikation der Leistungen der Ökosphäre entscheidend [...], dass nicht die Belastung der Umwelt, sondern die Leistung mit einem Indikator gemessen wird [...] und die Indikatoren für ÖSL von anderen Indikatoren – z. B. der Nachhaltigkeit – klar zu trennen sind.“ (Grunewald et al., 2015, S. 307).

Als entscheidende Voraussetzungen für die Eignung von Indikatoren als Grundlage für eine monetäre, bzw. eine nicht-monetäre Bewertung von ÖSL, sind im aufgabenbezogenen Kontext anzusehen:

- die Repräsentativität und ausreichende Sensitivität der Indikatoren für die ausgewählte Ökosystemleistung (bzw. -funktion) (vgl. z. B. Mehl et al., 2022a, 2022b, 2022c)
- das Vorhandensein bereits geeigneter Datensätze, die vorrangig genutzt werden sollen
- die Eigenschaft bzw. Möglichkeit einer räumlichen und nutzungs- bzw. ökosystemprozessabhängigen Differenzierung der ÖSL ([Mehl et al. \(2022c\)](#))

- das Vorhandensein geeigneter Fach-/Geodaten für die Bestimmung indikatorabhängiger Verfahren einer Quantifizierung oder Bewertung; hier können die regional und ggf. überregional verfügbaren Daten geprüft werden; Datenqualität sollte immer eine Rolle spielen
- die GIS-Analysefähigkeit als wesentliche Voraussetzung bzw. als großer Vorteil (vgl. hierzu z. B. [Melcher & Bogner \(2012\)](#), [Podschun et al., 2018](#); [Kempa & Lovett, 2019](#); [Hoffmann et al., 2021](#); [Mehl et al., 2022c](#))
- die Berücksichtigung von Fragen einer sinnvollen/sachgerechten Informationsdichte und einer über alle Indikatoren einheitlichen Darstellung (vgl. [Grunewald et al. \(2015\)](#))
- die Szenariofähigkeit bei der Anwendung der Indikatoren (verschiedene Varianten oder Maßnahmen (vgl. z.B. [Mehl et al., 2018c, 2022c](#); [Mehl & Mehl, 2022](#)))
- Möglichkeit einer Unterscheidbarkeit hinsichtlich Angebots- oder Nachfrageindikation. Die Angebotsindikation zeigt an wie viel einer ÖSL zur Verfügung steht, die Nachfrageindikation steht für das anthropogene Interesse an einer ÖSL
- die nachfolgende Möglichkeit der EDV-gestützten Weiterverarbeitung (z. B. [Hoffmann et al. \(2021\)](#), [Mehl et al. \(2022c\)](#))
- die Herstellung eines Zusammenhanges zwischen quantitativen/ qualitativen Indikatoren und monetären Einheiten für eine indikatorbasierte Monetarisierung ([Mehl et al., 2022a, 2022b](#); [Mehl & Mehl, 2022](#))
- die Verfügbarkeit von Daten und Informationen zur Berechnung monetärer Indikatoren
- die Integrierbarkeit der Indikatoren in etablierte Planungs- und Entscheidungsverfahren (welche Indikatoren und Kennzahlen finden bislang Eingang, wie kann das Verfahren um neue Indikatoren ergänzt werden)

2.2.2 Bestehende Ansätze zur monetären und nicht-monetären Bewertung von Ökosystemleistungen an Fließgewässern

Im Folgenden werden Möglichkeiten, Grenzen und Herausforderungen einer ökonomischen Bewertung für die 15 in AMBERS erfassten ÖSL skizziert und Festlegungen und offene Diskussionspunkte, die sich im Austausch zwischen Auftraggeber und Auftragnehmer hierzu ergeben haben, dargestellt. Das folgende Kapitel sowie die Tabellen 8 bis 22 geben einen kurzen Überblick über die jeweiligen AMBERS-ÖSL und deren potenzielle Bewertungsmethoden.¹¹ Die konkreten Bewertungsschritte inkl. der detaillierten Daten- und Informationsgrundlagen werden anschließend in Kapitel 3.2 dargestellt.

2.2.2.1 Landwirtschaftliches Potenzial

Die ÖSL landwirtschaftliches Potenzial erfasst den potenziellen Ertrag an Kulturpflanzen und pflanzlicher Biomasse der landwirtschaftlich nutzbaren Fläche. Das landwirtschaftliche Potenzial

¹¹ Dieser Abschlussbericht ist entsprechend den einzelnen Sachstandsberichten im Projektverlauf gegliedert. In Kapitel 2 werden daher die in den Tabellen dargestellten potenziellen Bewertungsansätze als „vorläufig“ gekennzeichnet.

unterschiedlicher Flächen in Flussauen und Einzugsgebieten von Fließgewässern wurde bereits in verschiedenen Studien monetär und nicht-monetär bewertet. Im Projekt RESI (River Ecosystem Service Index) wurde eine fünfstufige Skala entwickelt, in die die standortspezifischen Ertragspotenziale, erwartete überflutungsbedingte Ernteaufträge und Flächengrößen einfließen (Podschun et al., 2018). Am Beispiel Tideeems haben Wittig & Schuchardt (2018) demgegenüber mittels „biotoptypspezifischer Nutzungsintensität“ und der jeweiligen Flächengröße die Bedeutung für die Landwirtschaft ordinalskaliert kategorisiert (gut, mittel, schlecht). Diese Bewertungsmethoden liefern eine grundlegende Einordnung, bieten jedoch keine Möglichkeiten zur Integration der Ergebnisse in NKA, wie es bei monetären Bewertungen der Fall ist. Für die monetäre Bewertung bietet sich ein (markt)preisbasierter Bewertungsansatz an, da landwirtschaftliche Güter auf Märkten gehandelt werden (siehe Abschnitt 2.1.2.1 b)), was sich auch in der Literatur widerspiegelt (Liekens et al., 2013; Vermaat et al., 2016; Mehl et al., 2020; Tränckner et al., 2023). Dabei werden teilweise reale Erträge in verschiedenen Szenarien anhand der Marktpreise der jeweiligen Anbauprodukte bewertet (z.B. Vermaat et al., 2016). Andere Studien arbeiten mit ermittelten potenziellen Erträgen auf Basis unterschiedlicher Daten. Mehl et al. (2020) nutzen dafür im Vorfeld ermittelte Ertragspotenziale der betrachteten Böden, Liekens et al. (2013) klassifizieren anhand des prozentualen Anteils landwirtschaftlich genutzter Flächen an den zu betrachtenden Flächen und Tränckner et al. (2023) ziehen dafür das Müncheberger Soil Quality Rating (MSQR) heran. In den meisten Studien werden eine oder mehrere repräsentative Kulturpflanzen ausgewählt, deren Marktpreise über einen Zeitraum gemittelt und mit dem jeweiligen Ertragspotenzial multipliziert. Alternativ wird teilweise auch mit landwirtschaftlichen Deckungsbeiträgen gearbeitet. Das Vorgehen von Tränckner et al. (2023) kann hier im Projekt als „Blaupause“ herangezogen werden, da dort dabei das MSQR als Bewertungsgrundlage genutzt wird. In Absprache mit der BfG wurde sich außerdem darauf geeinigt etwaige Subventionen landwirtschaftlicher Güter nicht miteinzurechnen. Tabelle 8 gibt einen kurzen Überblick über die ÖSL und deren potenzielle Bewertungsmethodik.

Tabelle 8: ÖSL landwirtschaftliches Potenzial (vorläufig)

Beschreibung	Bereitstellung von Kulturpflanzen und pflanzlicher Biomasse in Auen (landwirtschaftliches Potenzial ist keine ÖSL i.e.S., Ertragspotenzial ist Grundlage zur Bereitstellung der ÖSL „Kulturpflanzen“)
Indikator AMBERS	Ertragspotenzial des Boden nach dem Müncheberger Soil Quality Rating (MSQR) [1...100]
Bewertungs- ansatz	Marktpreismethode ▪ Etablierte Methode bei versorgenden ÖSL ▪ Bewertung der Ertragsveränderungen aufgrund einer Landnutzungsänderung
Daten- und Informationsbedarf	▪ Beschreibung der Auswirkungen von Managementänderungen auf die ÖSL (Lw. Nutzung >> Nutzungsaufgabe; Ackerbau >> Grünland) ▪ Beschreibung des Zusammenhangs zwischen MSQR und Höhe des Ertrages einer Leitkulturart ▪ Marktpreise für Kulturpflanzen
Vorgehen	1. Bestimmung der Anteile bzw. Flächen von Grünland und Ackerland 2. Berechnung der Ertragshöhe in Abhängigkeit vom MSQR nach Mueller et al. (2016) 3. Bestimmung eines monetären Wertes [€ t⁻¹] des Marktpreises für Winterweizen (als Leitkulturart) in Deutschland
Monetarisierbar	Ja

Offene Fragen	▪ Berücksichtigung von Transferzahlungen? => nein ▪ Einheitlicher Wert für ganz Deutschland? => ja
Integration in BWVP	Das landwirtschaftliche Potenzial wird nicht direkt berücksichtigt. Der Bodenpreis wird berücksichtigt, wodurch das landwirtschaftliche Potenzial teilweise abgebildet wird.

2.2.2.2 Hochwasserregulation

Die ÖSL Hochwasserregulation beschreibt das „natürliche Vermögen der Fließgewässer und Auen zur Rückhaltung bzw. Abflachung von Hochwasserwellen“ (Podschn et al., 2018a, S. 61) wodurch entweder der Bau technischer Überflutungsräume oder Schäden an Flächen und Bauwerken vermieden werden können. Eine Vielzahl an Studien hat die Hochwasserregulation (aktive, technische Steuerung von Hochwasserabfluss) bzw. Hochwasserretention (vorübergehender, ungesteuerter Hochwasserrückhalt) in verschiedenen Kontexten monetär bewertet. Teilweise wird in der Literatur mit präferenzbasierten Bewertungen (Brouwer & Sheremet, 2017) und Sekundäranalysen (Tränckner et al., 2023) gearbeitet. Den Großteil bilden jedoch marktbasierte Bewertungen über den Schadenskostenansatz (Liekens et al., 2013; Barth & Döll, 2016; N. V. Gerner et al., 2018) und den Ersatzkostenansatz (Barth & Döll, 2016; Mehl et al., 2018a, b; Mehl et al., 2020). Zur Ermittlung der potenziellen Schäden in verschiedenen Überflutungsszenarien nutzten z. B. Barth & Döll (2016) Höhen- und Überflutungsrisikomodelle sowie Regen- und Landnutzungsdaten. Der Ersatzkostenansatz ist grundlegend etabliert und schätzt die Ergebnisse konservativer, wodurch die Gefahr der Überschätzung der Kosten minimiert wird. Barth & Döll (2016) ermittelten dafür die möglichen zurückgehaltenen Wasservolumina in unterschiedlichen Überflutungsszenarien. In einem nächsten Schritt wurden die Kosten für die Anlage bestehender Flutpolder am selben Fluss gesichtet und auf einen Wert in €/m³ umgerechnet. Dieser wiederum wurde mit dem zurückgehaltenen Wasservolumen multipliziert, wodurch Werte zwischen 500.000 € und 1,1 Mio. € ermittelt wurden. Ein sehr ähnliches Vorgehen wurde in Mehl et al. (2018a, b; 2020) gewählt. Der zusätzliche Rückhalteraum wurde hier durch die Differenz der rezenten – und der morphologischen Aue berechnet und der Preis pro m³ Retentionsvolumen aus unterschiedlichen, teils bereits umgesetzten Vorhaben gemittelt. Durch eine Differenz des Rückhalterums von knapp 7 Mio. m³ entsteht ein Wert von rund 174 Mio. € durch die ÖSL Hochwasserregulation in Mehl et al. (2018a, b). Für das Vorgehen im aktuellen Projekt wurde in Absprache mit der BfG zunächst entschieden, Ersatzkosten für Hochwasserrückhalteräume anzusetzen und nicht mit dem Schadenskostenansatz fortzufahren. Im Projektverlauf wurde auch die Möglichkeit der Bewertung über die Schadenskosten integriert, um das Potenzial natürlichen Hochwasserschutzes (z. B. durch die Schaffung von Wasserrückhalteräumen) zur Verminderung des Hochwasserschadensrisikos transparenter abbilden zu können. Zu beachten ist dabei, dass etwaige Einflüsse auf Fließgewässer im Ober- oder Unterlauf hier aufgrund der Komplexität der Zusammenhänge nicht berücksichtigt und dementsprechend bepreist werden können. Tabelle 9 gibt einen kurzen Überblick über die ÖSL und deren potenzielle Bewertungsmethodik.

Tabelle 9: ÖSL Hochwasserregulation (vorläufig)

Beschreibung	Regulation von Hochwasserereignissen in der Aue und Absenkung des Hochwasserpegels
Indikator AMBERS	2D-Modellierung der Wasserstandsänderung

Mögliche Bewertungsansätze	Ersatzkostenmethode: Bewertung des zurückgehaltenen Wasservolumens im Hochwasserfall durch vermiedene Kosten zum Bau alternativer Rückhalteanlagen Schadenskostenmethode: Bewertung der durch die ÖSL Hochwasserregulation vermiedenen Schäden
Daten- und Informationsbedarf	▪ Wasservolumen welches in der Aue zurückgehalten werden kann ▪ Kosten für die Anlage von Flutpoldern [€/m³] ▪ Alternativ: Schadenspotenziale im Hochwasserfall, allgemein in €/m² oder spezifisch für zu betrachtendes Gebiet (evtl. Einsatz von Hochwasserrisikokarten)
Vorgehen	1. Bestimmung des Poldervolumens in der Flussaue bzw. der Änderung des Volumens durch das Planungsvorhaben (das 2D-Modell der Wasserstandsänderung könnte hier mit einem Höhenmodell überlagert werden) 2. Bestimmung eines monetären Wertes durch: a) die Kosten für anthropogen angelegte Überschwemmungsbereich (z.B. Flutpolder) b) vermiedene Schäden an Häusern, Infrastruktur, Eigentum, etc.
Monetarisierbar	Ja
Offene Fragen	▪ Ansetzen welches Hochwasserereignisses? => HQ 100 ▪ Festlegen ob Ersatz- oder Schadenskosten. => vorrangig Ersatzkosten
Integration in BWVP	Der Nutzen für die Schifffahrt wird im Rahmen der Dauerlinienbetrachtung berücksichtigt. Werden Infrastrukturmaßnahmen mit Auswirkungen auf den Hochwasserschutz bewertet, so sind diese Auswirkungen als sonstiger Nutzen zu berücksichtigen. In der SUP wird das Hochwasserproblem in der Kategorie 2.6 (Durchfahrung von Überschwemmungsgebieten) berücksichtigt.

2.2.2.3 Niedrigwasserregulation

Die ÖSL Niedrigwasserregulation erfasst die Fähigkeit von Fließgewässern, mithilfe natürlicher Prozesse den Wasserfluss in trockenen Phasen zu stabilisieren. Sie „steht für den Niedrigwasserausgleich durch hydrologische Selbstregulation infolge von Makrophytenaufwuchs und Morphologie (Dämpfung des Wasserstandsabfalls), ggf. auch für den Ausgleich durch starken Grundwasserzuström.“ (Podschun et al., 2018a, S. 65). Eine gute Niedrigwasserregulation trägt dazu bei, Arten und Lebensräume zu schützen, landwirtschaftliche Erträge zu sichern, die Nutzbarkeit von Gewässern dauerhaft zu gewährleisten und sie hat eine Bedeutung für die Klimaanpassung (Mehl et al., 2018a, b; Podschun et al., 2018b).

Die Niedrigwasserregulation wurde nach aktuellem Stand erst in einer einzigen Studie und dort gemeinsam mit der ÖSL Sedimentregulation ökonomisch bewertet. Diese Bewertung basiert auf der im RESI-Projekt entwickelten fünfstufigen nicht-monetären Bewertungsskala (Podschun et al., 2018a), die wiederum auf der bundesweiten Fließgewässerstrukturgütekartierung (FGSK) aufbaut. Anhand der Verbesserung des Zustands der Niedrigwasser- und Sedimentregulation auf der fünfstufigen RESI-Skala wurden an einem Fallbeispiel Ersatzkosten anteilig zugeordnet, die für die betrachteten Renaturierungsmaßnahmen aufgebracht wurden. So ergab sich für die Verbesserung des mecklenburgischen Flusses Nebel ein monetärer Nutzen durch Niedrigwasser- und Sedimentregulation in Höhe von 4,7 Mio. € (Mehl et al., 2018a, b).

Aufgrund des Mangels an Studien zur monetären Bewertung der Niedrigwasserregulation wird hier in Absprache mit der BfG zunächst von einer monetären Bewertung abgesehen. Ansonsten kann

das Vorgehen im Projekt an die Vorgehensweise der nicht-monetären Bewertung aus dem RESI-Projekt angelehnt werden (Podschun et al., 2018a).

Grundsätzlich wäre eine Bewertung der Niedrigwasserregulation über Veränderungen für die Schifffahrt aufgrund einer Maßnahme möglich. Es lassen sich allerdings über den AMBERS-Indikator keine Auswirkungen auf die Schifffahrt ableiten, die eine Monetarisierung erlauben würden. Darüber hinaus ist die Schifffahrt keine ÖSL im klassischen Sinne. Trotzdem wird sie im Rahmen der BVWP bereits bewertet und somit auch in entsprechenden NKAs berücksichtigt. Tabelle 10 gibt einen kurzen Überblick über die ÖSL und deren potenzielle Bewertungsmethodik.

Tabelle 10: ÖSL Niedrigwasserregulation (vorläufig)

Beschreibung	Hydrologische Selbstregulation, die zur Dämpfung des Wasserstandsabfalls sowie Bündelung des Durchflusses in trockenen Phasen beiträgt und Niedrigwasserausgleich durch verzögerte Aquiferentlastung. Die Niedrigwasserregulation gehört zu den regulierenden ÖSL.
Indikator AMBERS	Bewertung der Ufer- und Sohlstruktur
Bewertungsansatz	Qualitative Bewertung nach RESI-Ansatz (Skala 1-5) über FGSK von Ufer und Sohle Keine Referenzstudien zu ökonomischen Bewertungsansätzen
Daten- und Informationsbedarf	▪ Beschreibung der Auswirkungen von Managementmaßnahmen auf die Veränderung des Indikators ▪ Fließgewässerstrukturgüte von Ufer und Sohle [1-5] ▪ Länge des spezifischen Gewässerabschnitts und Gesamtlängstrecke [m]
Vorgehen	1. Ablesen / ermitteln der FGSK-Einstufung von Sohle und Ufer 2. Bilden eines Mittelwertes der beiden Einstufungen 3. Falls zu einem zu betrachtenden Gebiet mehrere heterogene Gewässerabschnitte gehören, dann einzelne Ermittlung der Mittelwerte und Gewichtung anhand des Anteils des Abschnittes an der Gesamtlängstrecke
Monetarisierbar	Nein
Offene Fragen	▪ Wie ist die AMBERS-Bewertung der Ufer – und Sohlstruktur geplant? => wo möglich (bei Datenverfügbarkeit) anhand Valmorph-Indikator (Quick et al., 2020) ▪ Zusammenhang zur Schifffahrt? => liegt vor, geht aber auch um Wasserrückhalt in der Aue
Integration in BVWP	Die Niedrigwasserregulation hat einen Einfluss auf die Dauerlinien und somit auf die Schifffahrt. Diese spiegelt sich dann in den Betriebskosten und in den verkehrsbedingten Schadstoffemissionen wider.

2.2.2.4 Sedimentregulation

Die ÖSL Sedimentregulation umfasst den Sedimentrückhalt im Gewässer, „die an der Gewässer- sohle transportierte Bodenfracht (Geschiebe) und die in Suspension transportierte Schwebstofffracht“ (Podschun et al., 2018a). Dies wirkt sich auf die Gewässerhabitate, die hydromorphologischen Strukturen des Gewässers sowie die Auen und die dortige Bodenbildung aus (Podschun et al., 2018a). Eine monetäre Bewertung der Sedimentregulation fand in wenigen wissenschaftlichen Studien statt (vgl. Brouwer & Sheremet, 2017; Hopkins et al., 2018; Tränckner et al., 2023), jedoch gibt es hier kaum Methoden, die für eine differenzierte Betrachtung geeignet und übertragbar sind.

Beispielsweise betrachteten Hopkins et al. (2018) im gleichen Zug auch die Schadstoffretention und Brouwer & Sheremet (2017) führten eine Meta-Analyse von Zahlungsbereitschaftsstudien durch, ohne konkrete Bezüge auf Flächengrößen oder Maß der Verbesserung der ÖSL zu nennen. Mehl et al. (2018a, b) bewerten die Sedimentregulation nur gemeinsam mit der Niedrigwasserregulation (siehe Abschnitt 2.2.2.3 Niedrigwasserregulation).

Aufgrund von wenigen und schlecht übertragbaren monetären Bewertungen der Sedimentregulation wird hier in Absprache mit der BfG¹² von einer Monetarisierung der ÖSL abgesehen. Es gibt zwar durchaus Ansätze einer Monetarisierung, wie beispielsweise eingesparte Baggermaßnahmen in Häfen aufgrund verringerter Sedimenttransporte. Der Einfluss von einzelnen Maßnahmen darauf ist jedoch häufig erst sehr langfristig wirksam und – je nach Maßnahmentyp – entweder kaum messbar oder schwer zuordenbar. Alternativ kann die fünfstufige Bewertungsskala aus dem RESI-Projekt angesetzt werden, die sich anhand der FGSK ermitteln lässt (Podschun et al., 2018a). Tabelle 11 gibt einen kurzen Überblick über die ÖSL und deren potenzielle Bewertungsmethodik.

Tabelle 11: ÖSL Sedimentregulation (vorläufig)

Beschreibung	Die zu den regulierenden ÖSL zugehörige Sedimentregulation steht für den gewässerinternen Sedimentrückhalt, dessen an der Sohle transportierte Bodenfracht und die in Suspension transportierte Schwebstofffracht.
Indikator AMBERS	Bewertung des Sedimentrückhalts und der Durchgängigkeit
Bewertungsansatz	Qualitative Bewertung nach RESI-Ansatz (Skala 1-5) über FGSK der Sohle und Vorhandensein von Querbauwerken
Daten- und Informationsbedarf	- Fließgewässerstrukturgüte der Gewässersohle [1-5] - Vorhandensein von Querbauwerken (Sohlschwelle, Grundschwelle, Stützwehr, Wehr, Schöpfwerk / Schleusen, Schütz, Durchlass / Verrohrung, Sohlrampe, Absturz, Talsperre) - Länge des spezifischen Gewässerabschnitts und Gesamtlängstrecke [m]
Vorgehen	1. Ablesen / ermitteln der FGSK-Einstufung der Gewässersohle 2. Vorhandensein (und Art) von Querbauwerken 3. Falls zu einem zu betrachtenden Gebiet mehrere heterogene Gewässerabschnitte gehören, dann einzelne Ermittlung der Mittelwerte und Gewichtung anhand des Anteils des Abschnittes an der Gesamtlängstrecke
Monetarisierbar	Nein
Offene Fragen	Wie ist die AMBERS-Bewertung der Ufer – und Sohlstruktur geplant? => Ebenfalls anhand Valmorph-Indikator
Integration in BWVP	In Form von Baggerungen ist die Sedimentregulation für die Binnenschifffahrt relevant. Die Auswirkungen spiegeln sich in den Betriebskosten, den Schadstoffemissionen und in den Lebenszyklusemissionen wider.

2.2.2.5 Stickstoffretention

Der Eintrag von Nährstoffen, wie Stickstoff und Phosphor, belastet Ökosysteme in Gewässern und kann zur Verunreinigung des Grundwassers führen. Naturnahe Gewässer und Auen halten

¹² Projekttreffen am 17.05.2024

Nährstoffe zurück und leisten somit einen wichtigen Beitrag zur Versorgung mit Trinkwasser (Haaren et al., 2016). Ein Ansatz zur Monetarisierung der ÖSL Stickstoffretention besteht darin, mit der Ersatzkostenmethode die Kosten für Reinigung und Filtration des Wassers in Kläranlagen für die Bewertung zugrunde zu legen. Dabei geht es darum, die spezifischen Kosten, die in Kläranlagen zur Reinigung einer bestimmten Menge an Stickstoff (in €/kg) anfallen würden, als Anhaltspunkt für den Wert der Leistung beispielsweise von Überschwemmungsauen zum Rückhalt derselben Menge heranzuziehen. Ob der Bau einer Kläranlage oder eines anderen technischen Substitutes überhaupt zur Diskussion steht, ist hierbei nicht relevant. Hopkins et al. (2018) berechnen so einen Wert von 12,96 \$/kg Stickstoff. Alternativ können auch die Baukosten naturbasierter Lösungen verwendet werden. Mehl & Kästner (2012) und Biota (2024) betrachten die Kosten angelegter Feuchtgebiete. Da Ökosysteme jedoch nicht nur Stickstoff, sondern auch Phosphor zurückhalten, ist es mit dieser Methode nicht möglich, den ökonomischen Wert der Retention der beiden Stoffe getrennt voneinander zu betrachten.

Weiterhin gibt es die Möglichkeit, die Zusatzkosten zu erfassen, die für Landwirt*innen anfallen, wenn sie auf eine weniger stickstoffintensive Bewirtschaftung umstellen. Mehl et al. (2020) rechnen mit dieser Methode mit einem Kostensatz von 3 €/kg Stickstoff nach Wüstemann (2011).

Als geeignetste Methode erscheint es, die Retentionsrate für Stickstoff zu messen und diese anhand eines Schadenskostensatzes zu bewerten. Liekens et al. (2013) empfehlen, Werte zwischen 5 und 65 €/kg Stickstoff zu verwenden. Die Methodenkonvention des UBA liefert eine gute Basis, um den Stickstoffrückhalt monetär zu bewerten. Demnach verursacht der Eintrag eines kg Stickstoff in Binnengewässer Umweltkosten in Höhe von 20,80 € (Matthey & Bünger, 2020). Mehl et al. (2020) greifen auf diesen Wert zurück und auch hier im Projekt kann sich die Bewertung daran orientieren.

Eine endgültige Entscheidung zur Bewertungsmethodik zwischen Schadenskosten und Ersatzkosten erfolgt anhand des Fallbeispiels in Kapitel 3. Tabelle 12 gibt einen kurzen Überblick über die ÖSL und deren potenzielle Bewertungsmethodik.

Tabelle 12: ÖSL Stickstoffretention (vorläufig)

Beschreibung	Retention von Stickstoff innerhalb des Flusses und insbesondere der Auen, temporärer Rückhalt durch die Aufnahme in stationäre Biomasse und Denitrifikation. Die Stickstoffretention gehört zu den regulierenden ÖSL.
Indikator AMBERS	Denitrifikation durch Böden und Vegetation
Mögliche Bewertungsansätze	Schadenskosten der UBA-Methodenkonvention (20,80 €/kg N) nach Matthey & Bünger (2020). Alternativ: Ersatzkostenansatz über Reinigungsleistung in Kläranlagen
Daten- und Informationsbedarf	- Beschreibung der Auswirkungen von Managementmaßnahmen auf die Veränderung des Indikators - Eingetragener bzw. zurückgehaltener Stickstoff in Gewässer und Aue [kg]
Vorgehen	- Ermittlung der Veränderung des jährlichen Stickstoffeintrags - Multiplikation z.B. mit Schadenskosten nach Matthey & Bünger (2020)= 20,80 €/kg oder mit Ersatzkosten
Monetarisierbar	Ja

Offene Fragen	Gibt der AMBERS-Indikator eine Mengenangabe von zurückgehaltenem Stickstoff aus?
Integration in BWVP	Ist bisher nicht in der NKA in der BVWP-Methodik enthalten.

2.2.2.6 Kohlenstoffretention

Diese ÖSL bezieht sich auf die Regulierung des Kohlenstoffhaushalts, der für das Überleben eines Gewässerökosystems notwendig ist. Der erhöhte Eintrag von Kohlenstoff in ein Gewässer entzieht dem Gewässer Sauerstoff und stellt somit eine Bedrohung für die Biozönose im Gewässer dar (Podschun et al., 2018a). Die ÖSL Kohlenstoffretention stellt dar, inwiefern die Speicherung von Kohlenstoff durch das Gewässer und insbesondere durch Auen(böden) diesen Prozess abmildern oder verhindern kann. Für eine qualitative Bewertung dieser ÖSL kann man auf die fünfstufige Skala von Podschun et al. (2018a) zurückgreifen. Die Speicherung von Kohlenstoff als vermiedene Treibhausgasemission wird in der Literatur viel thematisiert und monetär bewertet und auch bei AMBERS berücksichtigt (Kapitel 2.2.2.9). Um eine Doppelzählung von dort monetarisierten Treibhausgasäquivalenten und der reinen Kohlenstoffspeicherung im Boden zu vermeiden, werden die beiden ÖSL in Absprache mit der BfG gemeinsam unter Kapitel 2.2.2.9 Treibhausgasemissionen bewertet. Die C-Speicherung im Boden wird zusätzlich quantitativ ermittelt und angegeben, jedoch nicht einzeln monetarisiert. Tabelle 13 gibt einen kurzen Überblick über die ÖSL und deren potenzielle Bewertungsmethodik.

Tabelle 13: ÖSL Kohlenstoffretention (vorläufig)

Beschreibung	Rückhalt der Kohlenstofffracht in Fluss und Aue über Respiration und temporären Rückhalt. Die ÖSL Kohlenstoffretention gehört zu den regulierenden ÖSL
Indikator AMBERS	C-Speicherung in Böden und Vegetation
Bewertungsansatz	Marktbasierter Ansatz: Schadenskostenansatz über gesellschaftliche Kosten von Umweltbelastungen
Daten- und Informationsbedarf	- Beschreibung der Auswirkungen von Managementmaßnahmen auf die Veränderung des Indikators - Eingetragener bzw. zurückgehaltener Kohlenstoff in Fluss und Aue
Vorgehen	Quantitative Darstellung der C-Speicherung. Monetarisierung bei ÖSL Treibhausgasemission
Monetarisierbar	Grundsätzlich ja. Zur Vermeidung von Doppelzählungen wird C bei der ÖSL Treibhausgasemission mitberücksichtigt und nicht einzeln bewertet.
Offene Fragen	Gibt der AMBERS-Indikator einen Wert in kg oder t an? => t/ha für Böden; für Vegetation erfolgt Klassifizierung
Integration in BWVP	Ist bisher nicht in der NKA in der BVWP-Methodik enthalten, wäre aber über den UBA-Kostensatz für CO ₂ integrierbar.

2.2.2.7 Phosphorretention

Die ÖSL Phosphorretention drückt den natürlichen Rückhalt von Phosphor durch die Flussauen und Gewässer aus. Ein zu hoher Eintrag von Phosphor birgt das Risiko der Eutrophierung des Gewässers, die das Gewässerökosystem gefährdet (Podschun et al., 2018a). Für den Rückhalt von Phosphor gelten ähnliche Annahmen wie für die Stickstoffretention. Da Kläranlagen oder naturbasierte Rückhaltebecken sowohl Stickstoff als auch Phosphor zurückhalten, kann z. B. ausgehend von den Kosten des Rückhaltebeckens, das von Mehl & Kästner (2012) untersucht wurde, keine Aufteilung der Kosten auf Stickstoff und Phosphor gemacht werden. Hopkins et al. (2018) erwähnen zwar, dass die betrachtete Kläranlage auch Phosphor filtert, allerdings findet keine gesonderte Berechnung eines Kostensatzes pro kg Phosphor statt.

Auch bzgl. der Phosphorretention variieren die Retentionsraten stark. Wittig & Schuchardt (2018) rechnen an der Tideems mit Werten von 0,5 bis 20 kg/ha/Jahr, je nach Biotoptyp. Mehl et al. (2017) bestimmten einen Rückhalt von durchschnittlich 13,8 kg/ha/Jahr, bei Gerner et al. (2018) beträgt er 53 kg/ha/Jahr. Nach der Ermittlung der konkreten Menge zurückgehaltenen Phosphors kann diese über die Schadenskosten nach der UBA-Methodenkonvention monetarisiert werden. Der aktuelle Kostensatz liegt bei 153,80 €/kg Phosphor (Matthey & Bünger, 2020). Alternativ gaben (Helmreich et al., 2017) Kosten für die Filterung von Phosphor in Kläranlagen an, welche sich je nach Anzahl angeschlossener Einwohner*innen bzw. Haushalte zwischen 3,50 und 22 €/kg Phosphor bewegen.

Eine Entscheidung zwischen der Ersatzkosten- und der Schadenskostenmethode wird im Zuge der Anwendung der Methoden am Fallbeispiel getroffen. Tabelle 14 gibt einen kurzen Überblick über die ÖSL und deren potenzielle Bewertungsmethodik.

Tabelle 14: ÖSL Phosphorretention (vorläufig)

Beschreibung	Retention von Phosphor in Fluss und Aue über den temporären Rückhalt durch Aufnahme in die stationäre Biomasse. Die ÖSL Phosphorretention gehört zu den regulierenden ÖSL.
Indikator AMBERS	P-Rückhalt in Vegetation
Mögliche Bewertungsansätze	Schadenskosten der UBA-Methodenkonvention (153,80 €/kg P) nach Matthey & Bünger (2020) Alternativ: Marktbasierter Ansatz (Ersatzkosten): Bewertung über die Elimination einer äquivalenten Menge Phosphor in einer Kläranlage
Daten- und Informationsbedarf	- Beschreibung der Auswirkungen von Managementmaßnahmen auf die Veränderung des Indikators - Eingetragener bzw. zurückgehaltener Phosphor in Fluss und Aue [kg]
Vorgehen	- Ermittlung des jährlichen Phosphoreintrags - Multiplikation mit Schadenskosten nach der Methodenkonvention des UBA = 153,80 €/kg P oder Ersatzkosten
Monetarisierbar	Ja
Offene Fragen	Gibt der AMBERS-Indikator einen Wert in kg oder t an? => Ja

Integration in BWVP	Ist bisher nicht in der NKA in der BVWP-Methodik enthalten.
---------------------	---

2.2.2.8 Kühlwirkung

Die ÖSL Kühlwirkung bezieht sich auf das Potenzial von „Gewässern und Feuchtgebieten im Hinblick auf die Temperatur- und Feuchteregulierung ihres Umfeldes. Dabei wird als wesentlicher physikalischer Prozess auf die Kühlwirkung infolge der Verdunstung [...] zurückgegriffen“ (Podschn et al., 2018a, S. 77). Besonders relevant für den Menschen wird diese ÖSL in Bereichen, in denen im unmittelbaren Gewässerumfeld menschliche Wohn- oder Arbeitsorte liegen. In der Literatur wird diese ÖSL mit Bezug auf (Fließ)Gewässer kaum bewertet. Lediglich Mehl et al. (2018a, b) bewerten die Kühlwirkung des Verbunds an Gewässern im Raum Rostock über die Ersatzkosten technischer Substitute (Klimaanlagen) mit rund 32,3 Mio. €/Jahr. Eine Übertragung der komplexen Bewertungsmethodik ist hier nicht umsetzbar.

Der in AMBERS angesetzte Indikator der Beschattung des Gewässers zielt auf die Kühlung des Gewässers und nicht auf die Kühlung des Umlands ab. So wäre die Auswirkung vermiedener Gewässererwärmung hier zu monetarisieren. Dazu liegen zum aktuellen Zeitpunkt keine wissenschaftlichen Studien vor, weshalb die Monetarisierung der Kühlwirkung hier nicht stattfindet.

Tabelle 15 gibt einen kurzen Überblick über die ÖSL und deren potenzielle Bewertungsmethodik.

Tabelle 15: ÖSL Kühlwirkung (vorläufig)

Beschreibung	Kühleffekte von Flüssen und Auen infolge von Verdunstung.
Indikator AMBERS	Evapotranspiration oder Beschattungsgrad
Bewertungsansatz	Qualitative Bewertung nach RESI-Ansatz über Verhältnis von realer – zu potenzieller Evapotranspiration
Daten- und Informationsbedarf	Beschreibung der Auswirkungen von Managementmaßnahmen auf die Veränderung des Indikators
Vorgehen	- Ermittlung der mittleren realen – und potenziellen Evapotranspiration - Division der mittleren realen – durch die mittlere potenzielle Evapotranspiration - Einordnung (Skala 1-5) nach RESI
Monetarisierbar	Nein
Offene Fragen	- Skala des AMBERS-Indikators – geht es dabei nur um die Beschattung des Gewässers und nicht um die Kühlwirkung des Gewässers auf das Umland? => Ja - Welcher Schaden wird vermindert? (bei Kühlwirkung des Gewässers auf das Umland Arbeitsproduktivitätsverluste und Gesundheitskosten) - Welcher Schaden wird bei Beschattung des Gewässers vermindert?
Integration in BWVP	Ist bisher nicht in der NKA in der BVWP-Methodik enthalten.

2.2.2.9 Treibhausgasemission

Vegetation und Boden von Flussauen speichern unterschiedliche Treibhausgase und tragen so zur Verminderung des Klimawandels bei (Hartje et al., 2015). Zur Bewertung der ÖSL Treibhausgasemission greifen viele Studien auf bestehend Kostensätze zurück (Liekens et al., 2013; Mehl et al., 2020; Mehl et al., 2018a, b). Das UBA veröffentlicht regelmäßig in der Methodenkonvention die Schadenskosten für Treibhausgase wie CO₂; der aktuelle Wert liegt bei 250 €/t CO₂-Äquivalent (UBA, 2023). Dieser versucht, die Kosten zukünftiger globaler Schäden durch den Klimawandel sowie Kosten zur Schadensverringerung zu berücksichtigen (Bünger & Matthey, 2018)¹³.

Mehl et al. (2020) berechnen die Änderung der Kohlenstoffvorräte, die mit einer Änderung der Landnutzung einhergehen, auf der Grundlage von Daten, die aus dem UBA-Bericht zum deutschen Treibhausgasinventar (UBA, 2022) stammen. Die Kohlenstoffvorräte werden in CO₂-Äquivalente umgerechnet, um dann mit dem Kostensatz der Methodenkonvention bewertet werden zu können. Generell fließen bei dieser ÖSL verschiedene Treibhausgase ein, die jeweils in ihre CO₂-Äquivalente umgerechnet werden, um dann einheitlich bewertet werden zu können.

¹³ Die Kostenschätzungen basieren auf komplexen Modellen, die die „Wirkungskette aus Treibhausgasemissionen, Treibhausgaskonzentration in der Atmosphäre, Erderwärmung, Veränderung des Klimas und den daraus resultierenden direkten und indirekten Folgen für Menschen und Umwelt“ abbilden (Bünger & Matthey, 2018, S. 37)

Auch hier im Projekt kann die Monetarisierung daran angelehnt über die Multiplikation der Treibhausgasäquivalente mit den Schadenskosten nach UBA erfolgen. Tabelle 16 gibt einen kurzen Überblick über die ÖSL und deren potenzielle Bewertungsmethodik.

Tabelle 16: ÖSL Treibhausgasemission (vorläufig)

Beschreibung	Die ÖSL Treibhausgasemission gehört zu den regulierenden ÖSL und steht für die Bindung von klimarelevanten Treibhausgasen wie Kohlendioxid.
Indikator AMBERS	Global Warming Potential [kg/ha/a]
Bewertungsansatz	Schadenskostenansatz über gesellschaftliche Kosten von Umweltbelastungen nach UBA
Daten- und Informationsbedarf	▪ Beschreibung der Auswirkungen von Managementmaßnahmen auf die Veränderung des Indikators ▪ Eingetragenes bzw. zurückgehaltenes Kohlenstoffdioxid bzw. CO₂-Äquivalente in Fluss und Aue
Vorgehen	1. Ermittlung von CO₂ und CO₂-Äquivalenten, die in Fluss und Auen gebunden werden können [t] 2. Multiplikation mit dem aktuellen UBA-Kostensatz (250€)
Monetarisierbar	Ja
Offene Fragen	▪ Unterschiede bzw. Dopplung mit der ÖSL Kohlenstoffretention? => Monetarisierung erfolgt nur bei THG-Emissionen, um die Dopplung zu vermeiden
Integration in BWVP	Die Treibhausgasemissionen werden in Form von verkehrsmengenabhängigen (NA) und verkehrsmengenunabhängigen Emissionen (NL) berücksichtigt.

2.2.2.10 Habitatbereitstellung

Die ÖSL Habitatbereitstellung umfasst die Qualität von Habitaten in Flüssen und Auen bezogen auf Tier- und Pflanzenarten. „Sie ist Grundlage für viele andere ÖSL und die Basis für die Biodiversität mit ihrem Eigenwert“ (Podschn et al., 2018a, S. 88). Die komplexen Zusammenhänge und Wechselwirkungen der Habitatbereitstellung werden intensiv diskutiert. Mit marktbasierten Methoden ist eine Monetarisierung nicht etabliert. Es gibt aufgrund der hohen Bedeutung und des Existenzwertes, den Menschen der Biodiversität zusprechen, einige Studien, die ihren Wert durch präferenzbasierte Methoden wie Choice Experimente ermitteln. Logar et al. (2019) bewerten die ÖSL Habitatbereitstellung gemeinsam mit anderen kulturellen ÖSL und ermitteln eine Zahlungsbereitschaft von 96 CHF/Person/Jahr durch die kontingente Bewertungsmethode bzw. 196 CHF/Person/Jahr durch ein Choice Experiment. Bewertet wurden dabei der Artenreichtum („Biodiversität“), das Landschaftsbild sowie die Möglichkeit von Freizeitaktivitäten in und am Gewässer (vier ÖSL nach der AMBERS Indikatorik) gemeinsam. Bei Meyerhoff & Dehnhardt (2007) wird die ÖSL Habitatbereitstellung isoliert betrachtet und eine Zahlungsbereitschaft von 11,90 €/Person/Jahr für Maßnahmen zum Schutz gefährdeter Spezies und Habitate ermittelt. Symmank et al. (2020) berechnen aus ihrem Choice Experiment eine Zahlungsbereitschaft von 66,02 €/Haushalt/Jahr für die Ausprägung „hohe Biodiversität“. Die Meta-Analyse von Natho & Hudson (2024) ergibt, dass in deutschen Fallstudien die ÖSL Habitatbereitstellung mit durchschnittlich 511 €/ha/Jahr bewertet wird.

Ein alternativer Ansatz ist die Bewertung mit der Wiederherstellungskostenmethode. Die Grundannahme dafür ist, dass ein Habitat, welches z.B. durch eine Baumaßnahme zerstört wird, an anderer Stelle gleichermaßen nachgebildet werden muss. Viele Länder haben Gesetze, die eine solche Kompensation vorschreiben. In Deutschland ist dieses Prinzip in der Bundeskompensationsverordnung (BKompV) geregelt. Allerdings lässt die deutsche Verordnung (und dazugehörige Dokumente) einen Nutzentransfer kaum zu, da die vorangehende Berechnung von Biotopwertpunkten außerordentlich komplex ist. Insofern die Bewertung in AMBERS mithilfe der Biotopwertpunkte erfolgen würde, könnten eindeutige Kostensätze aus der BKompV abgeleitet werden. Das schweizerische Eidgenössische Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK, 2003) liefert exemplarische Kostensätze für die Baukosten von Gewässerökosystemen. Darin werden beispielsweise 100 m eines unter 2 m breiten Gewässers im Durchschnitt mit 18.310 CHF₂₀₀₃ bewertet.

Eine Bewertung scheint hier nur über den Nutzentransfer von Ergebnissen aus UVEK (2003) oder der Bundeskompensationsverordnung möglich. Die Konkretisierung hierzu erfolgt anhand des Fallbeispiels in Kapitel 3. Tabelle 17 gibt einen kurzen Überblick über die ÖSL und deren potenzielle Bewertungsmethodik.

Tabelle 17: ÖSL Habitatbereitstellung (vorläufig)

Beschreibung	Die Habitatbereitstellung gehört zu den regulierenden ÖSL. Sie bewertet die Qualität und Diversität der Habitate von Flüssen und Auen für Lebensgemeinschaften und Arten
Indikator AMBERS	Indikator aus Biotoptypen und chemisch-ökologischem Zustand
Bewertungsansatz	Marktbasierter Ansatz: Nach UVEK (2003) über Wiederherstellungskosten einzelner Biotoptypen. (Wiederherstellungskosten auch vom BfN genutzt, das UBA sieht es hingegen kritisch)
Daten- und Informationsbedarf	▪ Beschreibung der Auswirkungen von Managementmaßnahmen auf die Veränderung des Indikators ▪ Biotoptypen und deren jeweilige Flächengrößen, die entweder geschaffen werden oder verloren gehen
Vorgehen	Beispielhaft: 1. Ermittlung der Biotoptypen und deren jeweiliger Flächengrößen 2. Multiplikation mit dem jeweiligen Wert nach UVEK (2003) 3. Anpassung an Geldwertveränderungen seit 2003 mit Faktor und Umrechnung CHF in €
Monetarisierbar	Eher ja
Offene Fragen	▪ Welche Einheit hat der Indikator aus AMBERS? => Habitatindex auf einer Skala von 1-5 ▪ Welche Einflussfaktoren fließen in den Indikator ein? ▪ Aktuelle Diskussionen aus UBA Methodenkonvention 4.0 (noch unveröffentlicht) einbringen?
Integration in BWVP	Noch in Bearbeitung, wird in der SUP berücksichtigt

2.2.2.11 Landschaftsbild

Als Teil der kulturellen ÖSL erfasst das Landschaftsbild „die Ästhetik der Landschaft, welche durch ihre Vielfalt, Eigenart und Natürlichkeit charakterisiert ist“ (Podschun, Albert, et al., 2018, S. 104) und sich auf die Erholungsfunktion von Orten auswirkt. Die ÖSL Landschaftsbild spiegelt sich in erster Linie in der Wertschätzung der landschaftlichen Ästhetik durch die Besucher*innen oder Anwohner*innen wider, wodurch sich für die monetäre Bewertung präferenzbasierte Studien anbieten. Symmank et al. (2020) bestimmten mit dieser Methode eine Zahlungsbereitschaft von 44,03 €/Haushalt/Jahr für das Attribut „Rückbau der Steinschüttung und natürliche Ufervegetation“, bei (Rayanov et al., 2018) werden Werte bis 76 €/Haushalt/Jahr für ein „naturnahes Gewässerumfeld“ gemessen.

Darüber hinaus bewerten einige Studien die Wertschätzung des Landschaftsbildes mit der hedonischen Preismethode. Gerner et al. (2018) untersuchen die Veränderung der Mietpreise für Wohnraum mit Blick auf renaturierte Flusssufer und sprechen dem Landschaftsbild so einen durchschnittlichen Wert von 14,1 Mio. € pro Jahr zu. Auch bei Liekens et al. (2013) wird diese Methode verwendet und empfohlen, die ÖSL mit 9% der Preise der Häuser mit Blick auf das Gewässer und 3,5% der Häuserpreise in der Nähe eines Gewässers zu bewerten.

Eine Bewertung scheint hier in Absprache mit der BfG nur als Annäherung über einen Nutzentransfer von Ergebnissen aus Befragungsstudien möglich zu sein, wofür das Landschaftsbild mit der unspezifischen Interaktion zusammengefasst und gemeinsam bewertet werden soll. Tabelle 18 gibt einen kurzen Überblick über die ÖSL und deren potenzielle Bewertungsmethodik.

Tabelle 18: ÖSL Landschaftsbild (vorläufig)

Beschreibung	Die Landschaftsästhetik und das Landschaftsbild gehören zu den kulturellen ÖSL und sind einerseits die Grundlage für den Erholungswert einer Landschaft, andererseits aber auch Grundlage für Inspiration und psychische Gesundheit.
Indikator AMBERS	Indikator aus Verschiedenheit, Natürlichkeit, Einzigartigkeit [0-100]
Bewertungsansatz	Mögliche Ansätze: präferenzbasiert oder nicht-monetär ▪ Präferenzbasierte Studien häufig als Bestandteil von Meta-Analysen oder im Zusammenhang mit der Erfassung des monetären Erholungsnutzens ▪ Marktbasierte Studie: Gerner et al. (2018): Hedonische Preise ▪ Nicht-monetäre Erfassung des Landschaftsbildes etabliert (RESI)
Daten- und Informationsbedarf	▪ Beschreibung der Auswirkungen von Managementmaßnahmen auf die Veränderungen des Indikators ▪ Monetärer Wert des Erholungsnutzens
Vorgehen	▪ Präferenzbasierte Studie wäre wünschenswert. ▪ Alternativ: Prüfung Benefit Transfer.
Monetarisierbar	Erholungsnutzen über präferenzbasierte Ansätze gut zu ermitteln (Problem: Skalierbarkeit)
Offene Fragen	▪ Kulturelle ÖSL überhaupt differenziert monetär bewerten? (Gefahr der Doppelzählung: v.a. Landschaftsbild und unspezifische Interaktion) ▪ Erholungswert insgesamt bewerten (über Benefit Transfer?) => Landschaftsbild und unspezifische Interaktion werden gemeinsam via Benefit Transfer aus

	Zahlungsbereitschaftsstudien bewertet. Unsicherheiten werden in der Dokumentation hervorgehoben
Integration in BWVP	Ist nur bedingt in der NKA des BVWP enthalten (NEF; Zahlungsbereitschaften).

2.2.2.12 Natur- und Kulturerbe

Die ÖSL Natur- und Kulturerbe als weiterer Aspekt der kulturellen ÖSL zielt darauf ab, den Wert zu messen, der sich durch die Einzigartigkeit beispielsweise historischer Monumente ergibt (Podschn, Albert, et al., 2018). Für diese ÖSL bieten sich analog zum Landschaftsbild und der Habitatbereitstellung in erster Linie präferenzbasierte Methoden an. Logar et al. (2019) bewerteten in mehreren Zahlungsbereitschaftsstudien mithilfe der kontingenten Bewertungsmethode und einem Choice Experiment mehrere kulturelle ÖSL zusammen, da eine Trennung der einzelnen ÖSL sowohl bei der Erstellung von Fragebögen als auch bei deren Beantwortung nicht möglich ist. Durch die kontingente Bewertungsmethode wurden an den Flüssen Thur und Thöss Werte von 52 (Thur) bzw. 59 (Thöss) CHF/Person/Jahr ermittelt, das Choice Experiment ergab eine Zahlungsbereitschaft von 144 (Thur) bzw. 196 (Thöss) CHF/Person/km/Jahr. Gerner et al. (2018) bewerteten das Naturerbe des Flusses Emscher anhand der Reisekostenmethode. Die Ausgaben für Exkursionen, die hierfür verwendet werden, belaufen sich auf 27.840 €/Jahr.

Eine Bewertung scheint hier grundsätzlich über eine darauf ausgelegte Zahlungsbereitschaftsanalyse möglich, die allerdings noch nicht ausreichend übertragbar in der wissenschaftlichen Literatur beschrieben wurde. Ein Nutzentransfer aus anderen Zahlungsbereitschaftsstudien birgt hier die Gefahr einer Doppelzählung, da nicht sichergestellt ist, dass die preisgegebene Zahlungsbereitschaft der Befragten sich ausschließlich auf diese spezifische ÖSL bezieht. In Abstimmung mit der BfG wird somit von der monetären Bewertung des Natur- und Kulturerbes abgesehen. Tabelle 19 gibt einen kurzen Überblick über die ÖSL und deren potenzielle Bewertungsmethodik.

Tabelle 19: ÖSL Natur- und Kulturerbe (vorläufig)

Beschreibung	Erhalt der Natur- und Kulturlandschaft als kulturelle ÖSL („intrinsischer“ Wert)
Indikator AMBERS	Indikator aus Natur-/ Kulturdenkmal, Schutzstatus [0-100]
Bewertungsansatz	Rechtliche Ansätze (durch Schutzstatus bestimmter Gebiete) Nicht-monetäre Ansätze Präferenzbasierte Studien: nur in Meta-Analysen, keine spezifische Bewertung dieser ÖSL
Daten- und Informationsbedarf	- Beschreibung der Auswirkungen von Managementmaßnahmen auf die Veränderungen des Indikators >> unklar, bzw. nur im negativen Fall darstellbar (Verlust von Schutzgebieten oder alternativ Verzicht auf Verlust) - Ausweitung des Schutzgebietes oder zusätzliche Unterschutzstellung durch Managementmaßnahme?
Vorgehen	Erfassung von Veränderungen nur bei Verlust
Monetarisierbar	Nein
Offene Fragen	

Integration in BWVP	Geht durch 2.9 Inanspruchnahme von Vorrangflächen des Kultur- und Landschaftsschutzes in die SUP ein
---------------------	--

2.2.2.13 Unspezifische Interaktion

Die ÖSL unspezifische Interaktion misst den Freizeitnutzen eines Gewässers, der aus nicht-wasserbezogenen Aktivitäten entsteht. Dazu gehören z.B. Fahrradfahren und Spazieren am Gewässer (Podschun, Albert, et al., 2018). Aktivitäten im Wasser werden separat in der ÖSL wasserbezogene Interaktion betrachtet. Die ÖSL unspezifische Interaktion wurde bereits in vielen Studien mit präferenzbasierten Bewertungsmethoden oder über Reisekosten monetarisiert. Rayanov et al. (2018) ermittelten in vier Beispielregionen die Zahlungsbereitschaft für renaturierte Flussgebiete. Dabei wurden die Befragten danach kategorisiert, ob und wie sie die Flusslandschaft in ihrer Freizeit nutzen. Die Ergebnisse zeigen Zahlungsbereitschaften für ein teilweise naturnahes Gewässerumfeld von 58 €/Haushalt/Jahr an der Aller und bis 85 €/Haushalt/Jahr an der Nahe. Eine signifikant höhere Zahlungsbereitschaft der Freizeitnutzer*innen wurde dort nur für das Attribut der Zugänglichkeit mit Rad- und Wanderwegen festgestellt. Auch Symmank et al. (2020) berechneten mit einem Choice Experiment Zahlungsbereitschaften nach Nutzer*innengruppen. Die Basis-Zahlungsbereitschaft für einen Uferrückbau mit natürlicher Vegetation war 44,03 €/Person/Jahr, für Spaziergänger*innen lag die Zahlungsbereitschaft signifikant höher. Zudem hatten Radfahrer*innen eine signifikant höhere Zahlungsbereitschaft für regelmäßige Zugangsmöglichkeiten. Getzner (2015) und Liekens et al. (2013) greifen für die Bewertung auf Tourismusdaten zurück. Ersterer berechnet auf der Basis einer Umfrage zur Freizeitnutzung der Mur in Österreich und Referenzwerten für die Transportkosten einen Freizeitwert von 40.595 €/ha/Jahr. Der Leitfaden von Liekens et al. (2013) empfiehlt auf der Basis der Arbeit von Sen et al. (2012), jeden Besuch mit 4,60€ zu bewerten. Gerner et al. (2018) bewerten diese ÖSL anhand der Reisekosten, die Fahrradtourist*innen auf sich nehmen, mit 1.330.000 €/Jahr.

Die Meta-Analyse von Natho & Hudson (2024) berechnet aus mehreren Studien in Deutschland den Durchschnittswert der Freizeitnutzung mit 574 €/ha/Jahr. Allerdings wird in dieser Studie nicht zwischen Freizeitwert mit und ohne Wasserbezug unterschieden.

Eine Bewertung scheint hier nur über den Nutzentransfer von Ergebnissen aus Befragungsstudien möglich zu sein, wofür die unspezifische Interaktion und das Landschaftsbild zusammengefasst und gemeinsam bewertet werden. Auf dieses Vorgehen, welches eine Annäherung an tatsächliche Werte darstellt, wurde sich mit der BfG geeinigt. Tabelle 20 gibt einen kurzen Überblick über die ÖSL und deren potenzielle Bewertungsmethodik.

Tabelle 20: ÖSL unspezifische Interaktion (vorläufig)

Beschreibung	Unspezifische Interaktionen gehören zu den kulturellen ÖSL und umfassen den nicht spezifisch wasserbezogenen Erholungswert von Gewässern (u.a. Wandern, Radfahren etc.)
Indikator AMBERS	Indikator aus Gewässer/ Uferverfügbarkeit Erlebbarkeit und Schutzstatus [0-100]
Bewertungsansatz	Mögliche Ansätze: präferenz- oder marktbasiert oder nicht-monetär Präferenzbasierte Ansätze als Bestandteil Meta-Analysen oder Primärstudien (z.B. Horbat et al., 2016; Rayanov et al., 2018) >> Übertragbarkeit?

	▪ Marktbasierte Ansätze: Ermittlung des Wertes über Ausgaben für Freizeitnutzung (Fahrradverleih, Tourismusdaten an Flüssen etc., u.a. Gerner et al. (2018))
Daten- und Informationsbedarf	▪ Beschreibung der Auswirkungen von Managementmaßnahmen auf die Veränderungen des Indikators ▪ Notwendigkeit zur Herstellung eines Zusammenhangs zwischen dem Indikator und der Nachfrage nach Erholungsnutzung >> schwierig, nur bei wenigen präferenzbasierten Studien ▪ Angaben zu Ausgaben des Tourismus an Flüssen
Vorgehen	1. Ermittlung eines monetären Wertes für den Erholungswert auf Basis von Primärstudien (Spannweite) 2. Abbildung der Veränderungen in qualitativen Stufen (Vorgehen Prosper-Ro, Tränckner et al 2023) 3. Abschätzung des monetären Wertes je Stufe (Vorgehen Prosper-Ro)
Monetarisierbar	Erholungsnutzen über präferenzbasierte Ansätze gut zu ermitteln (Problem: Skalierbarkeit) Marktbasierte Ansätze: Zusammenhang zu wasserbezogenen Ausgaben nicht so klar wie beim Kanufahren
Offene Fragen	▪ Wie kann der Zusammenhang zwischen Veränderungen der Gewässerbreite/ Sandbänke auf die Attraktivität und Nutzung des Gewässers hergestellt werden? ▪ Geringe Verfügbarkeit empirischer und räumlich aufgelöster Daten zu Erholungsnutzung von Gewässern -> Landschaftsbild und unspezifische Interaktion werden gemeinsam via Benefit Transfer aus Zahlungsbereitschaftsstudien bewertet. Unsicherheiten werden in der Dokumentation hervorgehoben
Integration in BWVP	Noch in Bearbeitung

2.2.2.14 Wasserbezogene Interaktion

Mit dieser ÖSL soll der Wert der Freizeitaktivitäten am und im Gewässer erfasst und bewertet werden. Dazu gehören beispielsweise Angeln, Baden oder Kanufahren. Wie auch bei anderen kulturellen ÖSL, nutzen einige Studien präferenzbasierte Bewertungsmethoden (Rayanov et al., 2018; Symmank et al., 2020), andere hingegen setzen marktbasierte Ansätze ein (Gerner et al., 2018; Mehl et al., 2020).

In der Studie von Mehl et al. (2020) wird der wasserbezogene Freizeitwert auf der Basis von Reisekosten bewertet. Dafür werden Ausgaben für Kanutourismus herangezogen und der entsprechende Nutzen für einen 20-Jahres-Zeitraum mit 477.571 €/km beziffert. Gerner et al. (2018) wählen eine ähnliche Methodik und beziehen sich bei der Bewertung auf Ausgaben für Bootsverleih, Liegeplatzvermietung und Mitgliedsbeiträge im Segelclub. Der so ermittelte Freizeitwert liegt bei 53.600 €/Jahr. Vermaat et al. (2016) schlagen vor, den Freizeitwert des Angelns anhand der Anzahl der ausgegebenen Angellizenzen und ihrem Preis zu monetarisieren, eine eigene Bewertung wird allerdings nicht vorgenommen.

Die Monetarisierung könnte hier an den Wert aus Mehl et al. (2020) angelehnt und mit 23.878,55 €/km/Jahr bezogen auf renaturierte Flussabschnitte angewandt werden. Der Indikator aus AMBERS, welcher sich aus der Gewässerbreite und dem Vorkommen von Sandbänken zusammensetzt, lässt sich allerdings kaum in diese Richtung nutzen, da er den Gewässerzugang nicht mitberücksichtigt und das Vorhandensein von Leihstationen für Kanus / Motorboote keine Rolle spielt.

In einer umfassenden Zahlungsbereitschaftsanalyse wurde eine Methodik zur Erfassung des Nutzens aus Freizeitschifffahrt an Bundeswasserstraßen entwickelt (BMVD, 2024). Eine Verwendung der daraus resultierenden Ergebnisse für eine Monetarisierung wird anhand des Fallbeispiels in Kapitel 3 geprüft. Tabelle 21 gibt einen kurzen Überblick über die ÖSL und deren potenzielle Bewertungsmethodik.

Tabelle 21: ÖSL wasserbezogene Interaktion (vorläufig)

Beschreibung	Die wasserbezogene Interaktion gehört zu den kulturellen ÖSL und umfasst die direkte Nutzung des Flusses zu Erholungszwecken. Hierzu gehören vor allem nicht-motorisierte Wassersportaktivitäten (z.B. Kanufahren)
Indikator AMBERS	Indikator aus Gewässerbreite und Vorkommen von Sandbänken [0-100]
Bewertungsansatz	Mögliche Ansätze: markt- oder präferenzbasiert - Präferenzbasierte Ansätze als Bestandteil Meta-Analysen oder Primärstudien (z.B. Symmank et al. (2020): Ermittlung der WTP von Freizeitnutzer*innen) >> Übertragbarkeit? - Marktbasierte Ansätze: Ermittlung des Wertes über Ausgaben für Freizeitnutzung (Verleih, Gebühren, ggf. Ausgaben Tagesgäste etc., z.B. Gerner et al. (2018); Mehl et al. (2020))
Daten- und Informationsbedarf	- Beschreibung der Auswirkungen von Managementmaßnahmen auf die Veränderungen des Indikators >> möglich? - Notwendigkeit zur Herstellung eines Zusammenhangs zwischen Gewässerbreite/ Sandbänken und den Auswirkungen auf die nicht-motorisierte Freizeitschifffahrt >> unklar, keine Studien hierzu - Ausgaben für die nicht-motorisierte Freizeitnutzung von Fließgewässern
Vorgehen	- Ermittlung einer durchschnittlichen / typisierten Freizeitnutzung von BWaStr inkl. Ausgaben - Einschätzung der Veränderungen infolge einer Maßnahmenumsetzung (Expert*inneneinschätzung?)
Monetarisierbar	Im Prinzip ja (da marktfähiges Gut), aber Indikator AMBERS ist schwer in einen monetären Wert zu überführen
Offene Fragen	Wie kann der Zusammenhang zwischen Veränderungen der Gewässerbreite/ Sandbänke auf die Attraktivität und Nutzung des Gewässers hergestellt werden?
Integration in BWVP	In Form des Freizeit- und Erholungsnutzen berücksichtigt

2.2.2.15 Schifffahrt

Die Schifffahrt gehört nicht zu den ÖSL im engeren Sinne und wurde beispielsweise im RESI-Projekt „als „Nutzung von Naturkapital“ kategorisiert“ (Podschun, Albert, et al., 2018, S. 13). Eine Bewertung als ÖSL findet in der wissenschaftlichen Literatur kaum statt, jedoch wird in Planungsprozessen, beispielsweise zur BVWP, der monetäre Nutzen durch die Schifffahrt indirekt über Kostensätze zur Berechnung von Routen und die Auslastung von Transportmitteln berücksichtigt (BMDV, 2015). Eine Bewertung der Schifffahrt über die Auswirkungen auf die jährliche Transportkapazität bzw. den Gesamtbeladungsgrad wäre grundlegend denkbar. Ein Zusammenhang zwischen dem Indikator und monetären Größen wird in der wissenschaftlichen Literatur jedoch kaum hergestellt und ist somit wenig erprobt. Darüber hinaus wird die Schifffahrt bereits in der BVWP

berücksichtigt und würde bei zusätzlicher Bewertung als ÖSL potenziell doppelt in die Ermittlung des Kosten-Nutzen-Verhältnisses einfließen. Dementsprechend wird im Projekt von einer Monetarisierung der Schifffahrt abgesehen. Tabelle 22 gibt einen kurzen Überblick über die ÖSL.

Tabelle 22: ÖSL Schifffahrt (vorläufig)

Beschreibung	Nutzung von Oberflächengewässern (hier BWaStr) für die motorisierte Schifffahrt (Fracht-, Passagier-, Freizeitschifffahrt). Wird nicht als ÖSL i.e.S. gefasst, sondern meist als abiotische ÖSL beschrieben.
Indikator AMBERS	Beladungsgrad bei Niedrigwasser [t a^{-1}]
Bewertungsansatz	Marktpreismethode ▪ Grundsätzlich geeignet, da Auswirkungen einer veränderten Schiffbarkeit bei Niedrigwasser sich in wirtschaftlichen Größen wie verringertem Gütertransport niederschlagen ▪ Keine der Referenzstudien nutzt den Beladungsgrad als Indikator, in bisherigen Bewertungsstudien spielt Schifffahrt untergeordnete Rolle/ wird nicht explizit betrachtet ▪ LiLa: Annahmen zur Reduktion der Fahrgastschifffahrt und resultierenden Einnahmeverlusten
Daten- und Informationsbedarf	▪ Beschreibung der Auswirkungen von Managementmaßnahmen auf die Veränderungen der Wasserstände (in unterschiedlichen Stufen) im Gesamtjahr in [d a^{-1}]
Vorgehen	▪ Ermittlung der Veränderungen des Wasserstands auf die Veränderungen der Transportmengen in [t a^{-1}] insgesamt ▪ Betrachtung eines „durchschnittlichen Schiffstyps“ oder differenzierte Betrachtung nach Schiffstypen ▪ Wirtschaftliche Effekte veränderter Transportmenge
Monetarisierbar	Ja
Offene Fragen	▪ Inwiefern kann hier die Schifffahrt einfließen während sie in der BVWP-Methodik bereits einfließt -> wird hier nicht bewertet
Integration in BWVP	Ja

2.3 Zwischenfazit

Die Ergebnisse der umfangreichen Analyse des Forschungsstands in der wissenschaftlichen und grauen Literatur findet sich in der beigegefügt Excel-Tabelle, dem „Analyserahmen“, wieder. Auf Basis dieses Analyserahmens wurden mögliche Bewertungsansätze für einzelne ÖSL abgeleitet. Insgesamt zeigt sich, dass die Einbindung von monetären Bewertungen für ÖSL in die operative Praxis der Bewirtschaftungsplanung noch am Anfang steht. Der Analyserahmen präsentiert ein sehr differenziertes Bild bzgl. der verschiedenen ÖSL. Während die monetäre Bewertung einiger ÖSL bereits gängige Praxis in der Forschung darstellt (z.B. Landwirtschaftliches Potenzial, Treibhausgasemissionen), so gibt es andere ÖSL, deren Monetarisierung noch wenig vorangeschritten ist oder völliges Neuland darstellt (z.B. Sedimentrückhalt, Niedrigwasserregulation).

Für einige ÖSL ergaben sich bislang ungelöste konzeptionelle Schwierigkeiten, die eine monetären Bewertungen begrenzen. Darüber hinaus gibt es Hürden bei der Nutzung von in AMBERS erfassten (physischen) Indikatoren, die einer monetären Bewertung nicht zugänglich sind, weil sie die Veränderungen der monetär bewertbaren Leistung nicht unmittelbar abbilden. Beispielsweise lässt sich aus einer 2D-Modellierung von Wasserstandsveränderungen nicht unmittelbar ein zurückgehaltenes Volumen ableiten, das für die Bewertung mit dem Ersatzkostenansatz notwendig wäre. Die Berechnung des Volumens ist mit digitalen Höhenmodelle jedoch grundsätzlich möglich. Auch für andere ÖSL (Niedrigwasserregulation, Sedimentregulation, Kühlwirkung) ist die Herstellung eines Zusammenhangs zwischen den AMBERS-Indikatoren und möglichen monetären Indikatoren nicht direkt möglich. Dies muss projektintern im Zuge der Bearbeitung des Fallbeispiels erneut diskutiert werden.

Demgegenüber sind für die ÖSL landwirtschaftliches Potenzial, Hochwasserregulation, Stickstoffretention, Phosphorretention, Treibhausgasemission und die wasserbezogene Interaktion die Wege zur Bewertung aus der Literatur ableitbar. Um Doppelzählungen zu vermeiden, wird die ÖSL Kohlenstoffretention bei der Treibhausgasemission mitbewertet. Ähnliches gilt für die analytisch schwer trennbaren ÖSL Landschaftsbild, Natur- und Kulturerbe und unspezifische Interaktion. Aus diesem Grund ist vorgesehen, das Landschaftsbild und die unspezifische Interaktion hier annäherungsweise über einen Nutzentransfer aus Zahlungsbereitschaftsstudien gemeinschaftlich als „kulturelle ÖSL“ zu bewerten, während von einer Bewertung des Natur- und Kulturerbes abgesehen wird. Die monetäre Bewertung der Schifffahrt orientiert sich am etablierten Vorgehen in der BVWP.

Die Integrierbarkeit der einzelnen Indikatoren und Bewertungsmethoden aus AMBERS in die Methodik der BVWP ergibt ein heterogenes Bild, da beide auf grundlegend unterschiedlichen Ebenen ablaufen. Die BVWP bewertet standortunabhängige Effekte mit Blick auf einzelne Verkehrsträger auf einer strategischen Ebene, während AMBERS die Ebene konkreter Projekte im Blick hat. Einzelne Wirkungen spielen zwar auch in der BVWP eine Rolle, jedoch geht es dabei um den Nutzen für die Schifffahrt bzw. die Schiffbarkeit und nicht um ökologische / ökosystemare Effekte. In Kapitel 3 wird anhand des Fallbeispiels und der darin angewendeten Methoden auf Basis konkreter Daten die Integrierbarkeit in die BVWP detailliert betrachtet.

3 Operationalisierung der monetären Bewertung von Ökosystemleistungen an einem Fallbeispiel¹⁴

3.1 Vorgehensweise zur Ermittlung des monetären Wertes von Ökosystemleistungen

Für die Ermittlung des monetären Wertes von Veränderungen in der Bereitstellung von Ökosystemleistungen infolge der Umsetzung von Projekten sind verschiedene Schritte notwendig. Grundsätzlich lassen sich hier drei Schritte unterscheiden (vgl. Naturkapital Deutschland - TEEB DE, 2015, S. 28f.):

1. *Identifikation der Ökosystemleistungen*: hierzu gehören die Konkretisierung des Untersuchungsgegenstands, die Festlegung der räumlichen, zeitlichen oder projektbezogenen Systemgrenzen und die für die Entscheidung relevanten Ökosystemleistungen.
2. *Erfassung der Ökosystemleistungen*: hierzu gehören die Identifikation und Festlegung geeigneter Indikatoren und Kennzahlen, die zur Beschreibung der Ökosystemleistungen und der Veränderungen infolge der Maßnahmenumsetzung geeignet sind, sowie die Beschreibung der erforderlichen Daten- und Informationsgrundlagen und deren Verfügbarkeit. Hierbei handelt es sich in aller Regel um physische Indikatoren zur Quantifizierung von Ökosystemleistungen.
3. *Bewertung der Ökosystemleistungen*: in diesem Arbeitsschritt erfolgt die Zuordnung der identifizierten und quantifizierten Ökosystemleistungen zu ökonomischen Nutzen- und Kostenkategorien, d.h. die Bewertung der durch die Ökosystemleistungen gestifteten individuellen oder gesellschaftlichen Nutzen mit geeigneten Bewertungsmethoden, inkl. der Beschreibung der konkreten Bewertungsschritte. Ist eine monetäre Bewertung nicht sinnvoll oder nicht möglich, können alternativ quantitative oder qualitative Indikatoren zur Bewertung der Veränderungen der Ökosystemleistungen herangezogen werden.

Die Identifikation und Erfassung der zu betrachtenden Ökosystemleistungen erfolgt im Projekt AMBERS. Im Mittelpunkt des vorliegenden Projektes steht – soweit möglich – die Bewertung in monetären Einheiten sowie die Identifikation von Schwierigkeiten in der Bewertung, die verschiedene Ursachen haben kann: Daten- und Informationsgrundlagen stehen nicht oder nicht in geeigneter Qualität zur Verfügung, die Zuordnung der physischen Indikatoren zur Erfassung der Ökosystemleistungen zu ökonomischen Nutzen- oder Kostenkomponenten ist nicht oder nur schwer möglich oder es stehen keine etablierten ökonomischen Bewertungsmethoden zur Verfügung bzw. sind nur mit erheblichem Kosten- und Zeitaufwand durchzuführen.

Ein weiterer relevanter Parameter zur Bewertung der ökologischen Auswirkungen von Bauprojekten an BWaStr wäre die Analyse über den gesamten Lebenszyklus, einschließlich der darin zu

¹⁴ Dieses Kapitel entspricht dem Meilenstein 2 aus dem Angebot (Sachstandsbericht zur Operationalisierung der monetarisierbaren ÖSL im Kontext der konkreten Maßnahme an einer Bundeswasserstraße)

erwarteten Emissionen. Dabei geht es nicht um rein strukturelle oder naturbasierte Maßnahmen, sondern um tatsächliche Baumaßnahmen. Diese Betrachtung, die bereits Teil der BVWP ist, liegt für dieses Projekt außerhalb des Untersuchungsraums, da die Methodik weit von der klassischen ÖSL-Bewertung entfernt ist. Nichtsdestotrotz sollte die Lebenszyklusanalyse in eine umfassende Bewertung großer Baumaßnahmen einfließen, und dieses Projekt kann einen Teil zu dieser Integration beisteuern.

Die in Tabelle 23 grün unterlegten Ökosystemleistungen des Projektes AMBERS wurden als grundsätzlich monetär bewertbar eingestuft. Die Vorgehensweise bei der Bewertung und bestehende Schwierigkeiten werden in den folgenden Kapiteln erläutert.

Tabelle 23: Bewertung der ÖSL in AMBERS

Nr.	ÖSL	Bewertungsgröße Projekt AMBERS
1	Landwirtschaftliches Potenzial	Münchberger Soil Quality Rating
2	Hochwasserregulation	2D-Modellierung der Wasserstandsänderung
3	Niedrigwasserregulation	Bewertung der Ufer- und Sohlstruktur
4	Sedimentregulation	Bewertung des Sedimenthaushalts und der Durchgängigkeit
5	Stickstoffretention	Denitrifikation durch Böden und Vegetation
6	Kohlenstoffretention	C-Speicherung in Boden und Vegetation
7	Phosphorretention	P-Rückhalt in Vegetation
8	Kühlwirkung	Evapotranspiration
9	Treibhausgasemission	Global Warming Potential (GWP)
10	Habitatbereitstellung	Indikator aus Biotoptypen, chem.-ökologischem Zustand
11	Landschaftsbild	Indikator aus Verschiedenheit, Natürlichkeit, Einzigartigkeit
12	Natur- und Kulturerbe	Indikator aus Natur-/Kulturdenkmal, Schutzstatus
13	Unspezifische Interaktion	Indikator aus Gewässer/Uferverfügbarkeit, Erlebbarkeit
14	Wasserbezogene Interaktion	Indikator aus Gewässerbreite, Vorkommen an Sandbänken
15	Schifffahrt	Beladungsgrad bei Niedrigwasser

3.2 Charakterisierung des Fallbeispiels und umgesetzter Maßnahmen

Mit der Fallstudie „Lenzener Elbtalaue“ wurde eine Deichrückverlegung (DRV) an der Elbe nahe Lenz für die Erprobung der Bewertungsverfahren ausgewählt. Das Untersuchungsgebiet liegt an den Ländergrenzen von Brandenburg, Niedersachsen und Sachsen-Anhalt, nordwestlich von Wittenberge. Der von der DRV betroffene Bereich befindet sich zwischen Flusskilometer 476 und 485 der Elbe. Das Untersuchungsgebiet, das die rezente Aue, aber auch umliegende Flächen umfasst, ist mit einem Flächenanteil von 44 % Grünland und 23 % Ackerland landwirtschaftlich dominiert. Nachdem die Maßnahme des Deichrückbaus bereits in den 1990er Jahre vom örtlichen landwirtschaftlichen Großbetrieb und dem Naturpark mecklenburgische Elbtalaue (heute:

Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe-Brandenburg) angestoßen wurde und vorbereitende Maßnahmen, wie der Flächenerwerb, gefördert wurden, wurde das Naturschutzgroßprojekt „Lenzener Elbtalaue“ im August 2002 bewilligt. Ziel war dabei vor allem die Wiederherstellung des Auwaldes „Lenzener Elbtalaue“, der im 18. Jahrhundert gerodet wurde (vgl. Damm, 2013; Trägerverbund Burg Lenzen (Elbe) e.V., o.D.). Darüber hinaus ist auch die Öffentlichkeitsarbeit ein wichtiger Teil des Projektes, dieser Aspekt wird zum Beispiel durch das Umweltbildungszentrum Burg Lenzen umgesetzt. Zudem ist der Ansatz des Prozessschutzes für das Projekt bedeutend, da bis auf Initialisierungspflanzen und die Deichbauten und -umgestaltungen das Gebiet möglichst sich selbst überlassen wurde (vgl. Damm, 2013).

Die DRV um bis zu 600 m auf einer Länge von 6,1 km erfolgte 2009. Dabei ist der neue Deich bis zu 1,3 km vom Fluss entfernt. Zudem wurde der bestehende Deich an sechs Stellen abgetragen, damit das Wasser im Fall eines Hochwassers in den neu gewonnen Überflutungsraum gelangen kann (vgl. Trägerverbund Burg Lenzen (Elbe) e.V., o.D.). Der gesamte Abtrag des Deiches war hydraulisch und ökologisch nicht erforderlich, darüber hinaus konnte so der Aufwand verringert werden (vgl. Horbat et al., 2016). Durch die DRV wurden 420 Hektar an zusätzlicher Überflutungsfläche geschaffen, was das Projekt zu dem Ersten dieser Größenordnung in Deutschland macht. Im gewonnen Überflutungsgebiet wurden fast 200 Hektar Auwald wieder geschaffen, die übrigen Flächen werden als halboffene Weidelandschaften genutzt (vgl. Trägerverbund Burg Lenzen (Elbe) e.V., o.D.). Zudem trägt die DRV stark zum Hochwasserschutz bei. Der ehemalige Deich verringerte die Hochwasser-Abflussbreite von 1.200 m auf 500 m, was gemeinsam mit der starken Biegung des Flusses an dem betroffenen Abschnitt die Hochwassergefahr ansteigen ließ. Durch den nun möglichen zeitweisen Abfluss von Hochwasser auf die neu geschaffene Überflutungsfläche kann im Projektgebiet eine Wasserspiegelabsenkung von 25 cm erreicht werden. Darüber hinaus wird die Deichkrone des neuen Deiches als Radweg genutzt (vgl. Landkreis Prignitz, o.D.).

Mit der DRV sind insbesondere Veränderungen in der Bereitstellung von Ökosystemleistungen verbunden, die mit der Vergrößerung des Auenbereiches und der Veränderung der Flächennutzung im Überflutungsgebiet verbunden sind. Eine Auswirkung auf die Schifffahrt und Schifffbarkeit des Flusses hat die DRV nicht.

3.3 Erfassung und monetäre Bewertung der Ökosystemleistungen

3.3.1 Landwirtschaftliches Potenzial

3.3.1.1 Effekte der Maßnahmenumsetzung auf die Bereitstellung der Ökosystemleistung

Durch ihre oft hohe Bodenfruchtbarkeit sind (Alt-)Auen, sowie das gewässernahe Umland, für die landwirtschaftliche Nutzung in Form von Acker- und Grünland besonders gut geeignet. In rezenten Auen ist die intensive landwirtschaftliche Nutzung dagegen nur eingeschränkt möglich, da regelmäßige Überflutungen hier häufig zu Ernteaussfällen führen. Darüber hinaus stellt der Eintrag von Düngemitteln in den Gewässerkreislauf ein erhebliches Risiko dar. Daher eignen sich diese Flächen für die landwirtschaftliche Nutzung fast ausschließlich als extensives Grünland (Wiese oder Weide).

Im Fall der DRV Lenzen wurde die Fläche vor der Maßnahme von einem landwirtschaftlichen Großbetrieb genutzt, der bei einer Diversifizierung seines Betriebskonzeptes landschaftspflegerische und regional touristische Zweige aufgreifen wollte. Deshalb beteiligte sich der Betrieb an der

Initiierung der DRV mit (vgl. Damm, 2013). Durch die Maßnahme liegt die ehemals hinter dem Deich liegende, landwirtschaftlich genutzte Fläche nun in der neu geschaffenen rezenten Aue zwischen Flussbett und neuem Deich. Ein Teil dieser Fläche wird heute als halboffene Weidelandschaft für Wildpferde genutzt (vgl. Trägerverbund Burg Lenzen (Elbe) e.V., o.D.). Durch die DRV im Fallbeispiel verändert sich ansonsten in erster Linie das Gefährdungspotenzial der Böden in der neuen, rezenten Aue, das sich auf das landwirtschaftliche Ertragspotenzial auswirkt.

Die Quantifizierung der ÖSL *Landwirtschaftliches Potenzial* erfolgt in AMBERS über das vom Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung entwickelte Müncheberger Soil Quality Rating (MSQR) (vgl. Mueller et al., 2007). Dieses Bewertungssystem berücksichtigt verschiedene Bodenkennwerte, wie beispielsweise die Horizontmächtigkeit oder die Dichte sowie das Gefährdungspotenzial durch z.B. Überflutung oder Trockenstress. Es wird auf einer dimensionslosen Skala von 0 (keine Möglichkeit der landwirtschaftlichen Nutzung) bis 100 (größtmögliches landwirtschaftliches Ertragspotenzial) angegeben. Durch die DRV in Lenzen erfolgte eine teilweise Nutzungsumwandlung von Ackerland zu Grünland, welche sich jedoch kaum bis gar nicht im MSQR widerspiegelt. Das deutlich gestiegene Risiko der Überflutung in dem von der DRV betroffenen Gebiet, hat einen negativen Einfluss auf den MSQR-Wert. AMBERS bewertete diese ÖSL in 100m * 100m Gitterzellen im Einzugsgebiet.

3.3.1.2 Methoden zur monetären Bewertung der Ökosystemleistung

Das *Landwirtschaftliche Potenzial* lässt sich über die Marktpreismethode monetarisieren, welche in diesem Anwendungsfall die auf der Fläche potenziell erwirtschafteten Bruttoeinnahmen abbildet. Für die Nutzungsformen Acker- und Grünland lässt sich die Bereitstellung der ÖSL in Form des jeweiligen Ertragspotenzials in Abhängigkeit von der Bodenfruchtbarkeit (hier abgebildet über den MSQR) darstellen (vgl. Podschun et al., 2018a). Neben der Bodenfruchtbarkeit wirken sich Ertragsausfälle infolge von Überflutungen, abhängig von der Überflutungsdauer, Stauhöhe und Fließgeschwindigkeit in dem betroffenen Bereich, auf das Ertragspotenzial aus (vgl. Podschun, Albert, et al., 2018). Dieses Gefährdungspotenzial ist bereits in der Veränderung des MSQR-Wertes abgebildet. Da aus dem MSQR nicht unmittelbar monetäre Werte abgeleitet werden können, erfolgt hier ein Umrechnungsschritt zur Ermittlung von Ertragspotenzialen in t/ha. Mueller et al. (2016) liefern dafür verschiedene Formeln, in welche der MSQR eingesetzt werden kann und die für Ackerland und Grünland sowie für unterschiedliche Mengen verwendeter Düngemittel differenzierbar sind. Nach Auenzustandsbericht 2021 (Koenzen & Günther-Diringer 2021) werden 26 % der rezenten Auenflächen in Deutschland als Ackerfläche genutzt und 43 % von Grünland dominiert. Der Rest verteilt sich auf Siedlungs-, Verkehrs- und Gewerbeflächen sowie Wälder. Da die jeweilige Landnutzung bereits in den MSQR einfließt und nur bei der Möglichkeit der Nutzung als Acker- oder Grünland ein MSQR > 0 vergeben wird, kann hier davon ausgegangen werden, dass sich in den bewerteten Gitterzellen die Nutzung ausschließlich auf Acker- und Grünland verteilt. Dementsprechend wurde im entsprechenden Verhältnis aus dem Auenzustandsbericht auf 100 % hochgerechnet, wodurch sich Werte von 38 % (Ackerland) und 62 % (Grünland) ergeben. Anhand dieser Verteilung können die Erträge mit den Formeln von Mueller et al. (2016) jeweils für Ackerland und Grünland aufgeteilt werden. Die aus den Bodenkennwerten abgeleiteten Ertragspotenziale können anschließend über den Marktpreis der (potenziell) angebauten Güter monetarisiert werden. Dafür wird jeweils eine Leitkulturart oder Hauptfrucht zugrunde gelegt. Für diese Hauptfrucht kann der Marktpreis je Tonne angesetzt und so ein Wert in €/a je Gitterzelle ermittelt werden. Auf Ackerland wird in Deutschland vor allem Getreide angebaut, wobei Winterweizen, mit einem Anteil von 24,8 % an der gesamten Ackerfläche, die wichtigste Fruchtart bildet (vgl. BMEL, 2023). Dementsprechend werden im Projekt für Ackerland Werte für Weizen genutzt. Grünland wird üblicherweise direkt beweidet oder für die Heuernte genutzt. Eine Bewertung der Beweidung über Marktpreise ist

nicht möglich (die marktfähigen Produkte einer Beweidung sind Milch oder Fleisch, d.h. hier wäre der Veredlungswert zugrunde zu legen). Demgegenüber können Erträge für Heu analog zum Vorgehen für Weizen auf Ackerland nach [Mueller et al. \(2016\)](#) für Grünland ermittelt werden, weshalb dieser Methodik gefolgt wird. Da es keine offiziellen und einheitlichen Marktpreise landwirtschaftlicher Güter gibt, wurde nach einer einheitlichen Datengrundlage für beide bewerteten Kulturarten recherchiert. Aufgrund der Aktualität und der Angabe von Werten sowohl für Weizen (272 €/t Winterweizen – Backweizen) als auch für Heu (156 €/t Ackergras – Bodenheu) wurde hierfür die KTBL Leistungs-Kostenrechnung¹⁵ ausgewählt. So können das bei Nutzungsaufgabe oder -änderung bzw. bei Änderung des MSQR entgangene bzw. dazugewonnene Ertragspotenzial in t/ha*a und darauf basierend die Kosten bzw. Nutzen in €/a ermittelt werden.

Alternative Bewertungsmethoden

Eine alternative Bewertungsmethode des landwirtschaftlichen Potenzials könnte über die Pachtpreise für landwirtschaftliche Flächen erfolgen, die sich für Acker- und Grünland voneinander unterscheiden. Dabei kann die Bewertung jedoch ausschließlich auf Basis entgangener oder dazugewonnener Pachterträge erfolgen, wie in (Schweppe-Kraft et al., 2020) und [Ekinci et al. \(2022\)](#). Dementsprechend ergibt sich eine Veränderung dort nur durch Gewinn oder Verlust von zu verpachtenden Acker- und Grünlandflächen. Dies hat keinerlei Anknüpfungspunkt zum bereitgestellten physischen Indikator (MSQR) wodurch diese alternative Bewertungsmethode hier nicht infrage kommt. Darüber hinaus findet eine Bewertung der ÖSL *landwirtschaftliches Potenzial* über Pachtpreise in der Wissenschaft kaum Anwendung. Demgegenüber gibt es zahlreiche Studien, die das landwirtschaftliche Potenzial über Marktpreise der angebauten Güter ermitteln (vgl. Liekens et al., 2013; Mehl et al., 2020; Tränckner et al., 2023). Der Vorteil dieser Methode ist, dass sie das Ertragspotenzial auf Basis der Standorteigenschaften ableitet und allgemein verfügbare Marktpreise für die monetäre Bewertung nutzt. Die Preisentwicklung bei Pachtpreisen hingegen ist von sehr vielen Faktoren jenseits der Vorzüglichkeit des Standortes beeinflusst, z.B. durch die energiepolitischen Rahmenbedingungen (vgl. Schweppe-Kraft et al., 2020).

Für die monetäre Bewertung der ÖSL landwirtschaftliches Potenzial ist demzufolge die Marktpreis-methode gut geeignet und nutzt direkt den AMBERS-Indikator.

Bewertungsschritte und fiktive Beispielrechnung

Konkretes Vorgehen zur Bewertung (Beispielzelle mit 1 ha Fläche und MSQR = 60 vor – bzw. = 40 nach der DRV):

1. Auf Basis von Gleichungen nach [Mueller et al. \(2016\)](#) kann mit dem MSQR ein Ertragspotenzial in t/ha*a ermittelt werden. Nach [Mueller et al. \(2016\)](#) kann in Ackerland und Grünland unterschieden werden, sowie jeweils für Szenarien ohne Düngemiteleininsatz, mit moderatem Düngemiteleininsatz (<100 kg N/ha) und mit hohem Düngemiteleininsatz (>100 kg N/ha). Es wird hier von einem moderaten Düngemiteleininsatz ausgegangen, was bedeutet, dass folgende Formeln zum Einsatz kommen:

Ackerland: Ertragspotenzial [t/ha*a] = 0,072 * MSQR

Grünland: Ertragspotenzial [t/ha*a] = 0,085 * MSQR

¹⁵ <https://daten.ktbl.de/dslkrpflanze/>

Beispielrechnung:

	Vor der DRV	Nach der DRV
Ackerland	$0,072 * 60 = 4,32 \text{ t/ha*a}$	$0,072 * 40 = 2,88 \text{ t/ha*a}$
Grünland	$0,085 * 60 = 5,1 \text{ t/ha*a}$	$0,085 * 40 = 3,4 \text{ t/ha*a}$

Die Methodik kann angepasst werden, wenn konkrete Angaben zu Nutzungsumwandlung (z.B. Ackerland zu Grünland) oder der Änderung des Düngemitelesinsatzes bekannt sind. Dazu könnten die Verhältnisse von Acker- und Grünland in dem zuvor beschriebenen Berechnungsschritt, bzw. die genutzten Formeln aus Mueller et al. (2016), entsprechend abgeändert werden.

2. Darüber hinaus muss für das Ertragspotenzial je Hektar auch die Fläche der Gitterzelle miteinfließen. Grundsätzlich hat der Großteil der Gitterzellen einen Wert von 1 ha, doch einige am Rand liegende Gitterzellen sind "abgeschnitten" und weisen demzufolge eine kleinere Fläche auf. Durch eine Multiplikation mit der Flächengröße in ha fließt dieser Umstand in das Ergebnis mit ein und die Flächeneinheit kürzt sich aus der Rechnung. Da in hier mit einer Gitterzelle mit einer Größe von 1 ha gerechnet wird, verändert sich der Wert in der Beispielrechnung nicht.

Beispielrechnung:

	Vor der DRV	Nach der DRV
Ackerland	$4,32 \text{ t/ha*a} * 1 \text{ ha} = 4,32 \text{ t/a}$	$2,88 \text{ t/ha*a} * 1 \text{ ha} = 2,88 \text{ t/a}$
Grünland	$5,1 \text{ t/ha*a} * 1 \text{ ha} = 5,1 \text{ t/a}$	$3,4 \text{ t/ha*a} * 1 \text{ ha} = 3,4 \text{ t/a}$

3. Anschließend muss der Wert noch mit dem durchschnittlichen Anteil der entsprechenden Nutzung (38 % Ackerland, 62 % Grünland) oder mit dem konkreten Verhältnis, falls bekannt, multipliziert werden.

Beispielrechnung:

	Vor der DRV	Nach der DRV
Ackerland	$4,32 \text{ t/a} * 0,38 = 1,64 \text{ t/a}$	$2,88 \text{ t/a} * 0,38 = 1,09 \text{ t/a}$
Grünland	$5,1 \text{ t/a} * 0,62 = 3,16 \text{ t/a}$	$3,4 \text{ t/a} * 0,62 = 2,11 \text{ t/a}$

4. Der erhaltene Wert wird dann mit dem Marktpreis für Heu beziehungsweise Weizen multipliziert. Marktpreise für Heu konnten, wie für Weizen, der KTBL Leistungs-Kostenrechnung¹⁶ entnommen werden. Dort wird ein mittlerer Wert über die Jahre 2021 bis 2023 in €/t angegeben. Der Wert für Weizen (Winterweizen-Backweizen) beträgt 272 €/t und für Heu (Ackergras-Bodenheu) 156 €/t.

Beispielrechnung:

	Vor der DRV	Nach der DRV
Ackerland	$1,64 \text{ t/a} * 272 \text{ €/t} = 446,08 \text{ €/a}$	$1,09 \text{ t/a} * 272 \text{ €/t} = 296,84 \text{ €/a}$
Grünland	$3,16 \text{ t/a} * 156 \text{ €/t} = 492,96 \text{ €/a}$	$2,11 \text{ t/a} * 156 \text{ €/t} = 329,16 \text{ €/a}$

¹⁶ <https://daten.ktbl.de/dslkrpflanze/>

5. Das Ertragspotenzial für Weizen und Heu wird anschließend in jeder Gitterzelle addiert.

Beispielrechnung:

Vor der DRV: $446,08 \text{ €/a} + 492,96 \text{ €/a} = 939,04 \text{ €/a}$

Nach der DRV: $296,84 \text{ €/a} + 329,16 \text{ €/a} = 626 \text{ €/a}$

6. Im nächsten Bewertungsschritt wird das jeweilige Ertragspotenzial aller Gitterzellen vor und nach der Maßnahme aufsummiert.

Beispielrechnung: Zur weiteren Berechnung wird hier von einem Ergebnis von 78.000,00 €/a vor der DRV und 45.000,00 €/a nach der DRV ausgegangen.

7. Zuletzt muss jeweils die Differenz der Eurowerte vor und nach der DRV gebildet werden, um den zusätzlichen bzw. entgangenen Nutzen zu ermitteln. Dabei wird der Wert vor der DRV von dem Wert nach der DRV subtrahiert.

Beispielrechnung:

$45.000,00 \text{ €/a} - 78.000,00 \text{ €/a} = -33.000,00 \text{ €/a}$

Für die Lenzener Elbtalaue beläuft sich der Gesamtwert nach der Methodik auf -75.904 €_{2021/a}. Es kommt bei dieser Maßnahme also zu einem Verlust bei der Bereitstellung der ÖSL *Landwirtschaftliches Potenzial*, da sich die MSQR-Werte und damit das Ertragspotenzial in Folge der DRV verschlechtern.

3.3.1.3 Beschreibung der notwendigen Daten- und Informationsgrundlagen

Als Grundlage dieser ÖSL-Bewertung dient der AMBERS-Indikator MSQR, die Funktionen zu den Ertragspotenzialen nach Mueller et al. (2016), das durchschnittliche Verhältnis von Ackerland zu Grünland nach Koenzen & Günther-Diringer (2021), sowie die frei zugänglichen Marktpreise der KTBL Leistungs-Kostenrechnung. Letztere werden in regelmäßigen Abständen aktualisiert, sodass die Berechnungen entsprechend dem Betrachtungsjahr aktualisiert werden können.

Alternativ können als Preise für Weizen die Daten von Eurostat¹⁷ genutzt werden. Hier lag der Preis für Weichweizen in Deutschland 2021 bei 21,96 €/100kg bzw. 219,6 €/t. Für Heu gibt es alternative Marktpreise beispielsweise von "Agrarheute"¹⁸, die sich auf 12,3 €/100 kg bzw. dementsprechend auf 123 €/t belaufen.

3.3.1.4 Methodische Schwierigkeiten

Die Bewertungsmethodik über die Ertragspotenziale nach Mueller et al. (2016) und die anschließende Monetarisierung mit Marktpreisen ist grundsätzlich gut geeignet und wird in ähnlicher Form auch in verschiedenen Artikeln angewandt (vgl. Liekens et al., 2013; Mehl et al., 2020; Vermaat et al., 2016). Die zur Ermittlung des MSQR nach AMBERS gewählte Gebietsfläche ist recht weitläufig

¹⁷ https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/apri_ap_crpouta/default/table?lang=en&category=agr.apri.apri_ap

¹⁸ <https://www.agrarheute.com/markt/futtermittel/heupreise-fallen-heftig-juli-strohpreise-viel-billiger-preis-crash-623625>

und deutlich über das Gebiet der DRV hinausgehend. Dies beeinträchtigt das monetäre Ergebnis, denn die Veränderungen des MSQR im weiteren Umland lassen sich nicht in einen unmittelbaren Zusammenhang mit der DRV bringen. Eine Betrachtung des Kerngebiets, in dem tatsächlich eine Nutzungsänderung stattfindet, eignet sich besser, um die Effekte der DRV beurteilen zu können. Bei einer Beschränkung des betrachteten Gebiets auf den Raum der DRV lägen die Ergebnisse der Monetarisierung bei $-59.772 \text{ €}_{2021}/\text{a}$, also rund $15.000 \text{ €}_{2021}/\text{a}$ höher als bei der Betrachtung inklusive des näheren Umlands. Darüber hinaus könnte, wenn Daten dazu vorliegen, eine Anpassung an lokale Gegebenheiten über lokale Marktpreise ebenso erfolgen, wie eine Ausrichtung an der tatsächlichen Flächennutzungsumwandlung, beispielsweise von Ackerland zu Grünland. Die verschiedenen Formeln aus [Mueller et al. \(2016\)](#) erlauben zudem, den Düngemiteleinsatz miteinzubeziehen.

3.3.1.5 Schwierigkeiten der Daten- und Informationsverfügbarkeit

Die grundlegend benötigten Daten liegen, abgesehen vom AMBERS-Indikator, frei zugänglich vor und können dementsprechend auch gut genutzt und zukünftig aktualisiert werden. Genauere Anpassungen benötigen jedoch einen Mix an Datenquellen für Marktpreise oder konkretere Informationen zur tatsächlichen Nutzung von Flächen vor – und nach einem Eingriff. Die einheitliche Bereitstellung dieser Informationen für ein wiederholbares Vorgehen im GIS-Tool erscheint kaum möglich.

3.3.2 Hochwasserregulation

3.3.2.1 Effekte der Maßnahmenumsetzung auf die Bereitstellung der Ökosystemleistung

Natürliche Fließgewässer und deren Auen haben das Potenzial, neben diversen hydrologischen Effekten auch Hochwasser zurückzuhalten und Hochwasserwellen abzuflachen. Durch Eindeichung oder Kanalisierung von Flüssen wird dieses Potenzial meist drastisch reduziert, da beispielsweise ehemalige Auenbereiche durch die Maßnahme vom Gewässer abgetrennt werden können. Durch Maßnahmen der Renaturierung wie auch eine DRV (insofern die Aue sich frei entwickeln darf) können Potenziale der Hochwasserregulation wieder aktiviert werden, was sich lokal, aber auch im Gewässerlauf positiv auswirken kann. Im Fall einer DRV dient der Bereich vor dem neuen Deich als natürlicher Retentionsraum, der Wasser bei Hochwasserereignissen vorübergehend aufnehmen und speichern – und damit den Hochwasserabfluss verzögern kann. Darüber hinaus kann durch die natürliche Rauheit von Auen der Durchfluss verringert werden, wodurch der (Hoch)Wasserscheitel abgesenkt werden kann. Der so verbesserte Hochwasserrückhalt kann auch flussabwärts zu einem verminderten Hochwassergeschehen führen ([vgl. Mehl et al., 2020; Podschun et al., 2018a](#)). Im Gegensatz dazu kommt es bei flussnahen Deichen zwar zu einem lokalen Hochwasserschutz, flussabwärts steigt durch den erhöhten Abfluss jedoch das Schadensrisiko ([vgl. UBA, 2022b](#)).

Durch die DRV in Lenzen wurde ein zusätzlicher Retentionsraum auf einer Fläche von 420 ha durch teilweise Abtragung (Schlitzung) des alten Deichs erschlossen ([vgl. Scholz et al., 2012](#)). Zudem wurde durch die DRV eine hydraulische Engstelle aufgeweitet. Der Aufstau, der durch eine Engstelle oberhalb von Lenzen bei Hochwasser entstand, konnte so vermindert werden ([vgl. Faulhaber & Alexy, 2012](#)). Im unmittelbaren Projektgebiet kam es durch die DRV zu einer Senkung des Wasserspiegels von bis zu 25 cm ([vgl. Landkreis Prignitz, o.D.](#)). Auch am Pegel Schnackenburg, der ca. 2 km flussaufwärts gemessen wird, lag der Pegelstand beim Hochwasser 2011 „um mehr

als 20 cm unter dem Pegelstand des vergleichbaren Hochwassers von 2006" (Scholz et al., 2012, S. 88).

In AMBERS wird zur Bewertung der ÖSL zunächst eine Abschätzung der zu erwartenden Wasserstandsänderung vorgenommen. Sie ergibt sich aus dem Flächenzuwachs, dem Querschnittsflächenzuwachs und den mittleren Wassertiefen im Falle eines 100-jährlichen Hochwassers (HQ100). Anschließend kann, mithilfe von Höhenmodellen, auf Basis der Wasserspiegeländerungen das Volumen des Retentionsraumes ermittelt und mit den Werten vor und nach der Maßnahme verglichen werden.

3.3.2.2 Methoden zur monetären Bewertung der Ökosystemleistung

Eine monetäre Bewertung der ÖSL *Hochwasserregulation* ist unter anderem über die Ersatzkostenmethode möglich. Ersatzkosten bilden ab, welche Kosten ohne die ÖSL aufgewandt werden müssten, um den gleichen Effekt durch ein (zumeist) technisches oder bauliches Substitut zu erzielen. Dies geschieht unabhängig vom tatsächlichen Bau dieses Substituts. Im Fall des Hochwasserrückhalts wird das durch die DRV veränderte Hochwasservolumen, ermittelt aus Wasserständen im Überflutungsfall (HQ100) und einem digitalen Höhenmodell, zugrunde gelegt. Bewertet wird dann der finanzielle Aufwand, der nötig wäre, um einen vergleichbaren Rückhalteraum durch Flutpolder zu schaffen. Da es keine zusammenfassende Darstellung oder verwendbaren Daten für die Kosten von Flutpoldern je m^3 gibt, wurden diese über Maßnahmensteckbriefe einzelner Vorhaben in Deutschland annäherungsweise ermittelt. Dafür wurde der Median der Preise für die Anlage von Flutpoldern in $\text{€}/\text{m}^3$ aus umgesetzten und geplanten Projekten¹⁹ erhoben, welche unter anderem im nationalen Hochwasserschutzprogramm beschrieben wurden (vgl. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), 2023; Ministerium für Wissenschaft, Energie, Klimaschutz und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt (MWU), 2023). Die Kosten der einzelnen Projekte wurden jeweils nach Förster et al. (2019) mithilfe des harmonisierten Verbraucherpreisindex (VPI) auf das Referenzjahr 2021 umgerechnet. Dafür wird durch Division des VPI des Studienjahrs durch den VPI des Referenzjahres 2021 ein Faktor ermittelt, mit dem der Geldwert multipliziert werden kann. Der VPI kann jeweils der Website der Deutschen Bundesbank²⁰ entnommen werden. Da, anders als bei allen anderen ÖSL, die vermiedenen Kosten für die Anlage von Flutpoldern nur einmal auftreten und nicht jährlich anfallen, müssen sie auf einen jährlichen Wert umgerechnet werden. Dafür wird die mindestens erwartbare Lebensdauer ohne größere Instandhaltungsmaßnahmen angesetzt. Nach DWA (2012) beträgt der Basisuntersuchungszeitraum für wasserwirtschaftliche Anlagen 30 bis 80 Jahre. Hier wird der untere Wert (30 Jahre) angesetzt, da bis dahin keine größeren Instandhaltungsmaßnahmen zu erwarten sind, welche sonst auch mit eingepreist werden müssten. Der Wert zur Anlage von Flutpoldern ($4 \text{ €}_{2021}/\text{m}^3$) kann durch die Anzahl der Jahre (30) geteilt werden, wodurch sich ein Wert von rund $0,13 \text{ €}_{2021}/\text{m}^3 \cdot \text{a}$ ergibt. Multipliziert mit dem veränderten Rückhaltvolumen [m^3] kann so das Ergebnis der Monetarisierung der ÖSL in $\text{€}/\text{a}$ angegeben werden. Teils sind in der Literatur auch deutlich höhere Werte zu finden, z.B. $35 \text{ €}/\text{m}^3$ in Mehl et al. (2018b), diese beziehen sich jedoch auf städtische Räume und technische Bauwerke. Die Preise für ungesteuerte Flutpolder sollten dementsprechend deutlich darunter liegen.

Bei der Interpretation von Werten, die auf Basis von Ersatzkosten ermittelt wurden, ist zu beachten, dass es sich hierbei um einen Vergleich mit den Kosten einer hypothetischen Alternative, in diesem

¹⁹ Werte aus 14 verschiedenen Projekten

²⁰ https://www.bundesbank.de/dynamic/action/de/statistiken/zeitreihen-datenbanken/zeitreihen-daten-bank/759778/759778?listId=www_ssb_lr_vpi

Fall für den Rückhalt der gleichen Wassermenge handelt, unabhängig davon, wo das Wasser zurückgehalten wird bzw. wo sich der Rückhalt bemerkbar macht (lokal, Unterstrom, Oberstrom) oder ob ein Bau dieser Alternative überhaupt zur Diskussion steht. Dieser Wert wird dann als Anhaltspunkt für die Ökosystemleistung zugrunde gelegt, da er vergleichsweise einfach zu ermitteln ist. Stehen detailliertere Daten zur räumlichen und quantitativen Wirkung einer Maßnahme auf das Hochwassergeschehen zur Verfügung, ist eine Bewertung über (vermiedene) Schadenskosten genauer.

Alternative Bewertungsmethoden

Alternativ kann die Schadenskostenmethode zur Bewertung angewandt werden. Sie basiert auf der Ermittlung der durch eine Maßnahme zum verbesserten Hochwasserrückhalt vermiedenen Schäden an Bauwerken, Infrastrukturen, etc. im Vergleich zum Szenario ohne die Maßnahme. Diese können beispielsweise auf Basis digitaler Höhenmodelle oder Überflutungsrisikomodelle und Landnutzungsdaten ermittelt werden (vgl. Barth & Döll, 2016). Unter anderem Barth & Döll (2016); Gerner et al. (2018); Liekens et al. (2013) bewerteten auf diese Art und Weise die durch Hochwasserschutzmaßnahmen eingesparten Kosten welche durch Vermeidung von Schäden eingespart wurden. Nach § 74 Absatz 1 Wasserhaushaltsgesetz (WHG)²¹ sind die Bundesländer dazu verpflichtet, Hochwasserrisikokarten und Hochwassergefahrenkarten zu erstellen. Diese bilden für Hochwasser unterschiedlicher Jährlichkeiten die betroffenen Flächen und Gefährdungen ab. Auf Basis dieser Karten und mit Datensätzen zu Gebäude- und Flächenwerten, wie beispielsweise dem „BEAM“-Datensatz²² können die vermiedenen Schäden annäherungsweise ermittelt werden. Bei der Ermittlung der Schadenskosten spielt es eine große Rolle, welche Gebiete im Szenario ohne eine Maßnahme von potenziellen Überflutungen betroffen sind. So führen beispielsweise Überflutungen in Städten in der Regel zu deutlich größeren finanziellen Schäden als Überflutungen in ländlichen Räumen. Auswirkungen können jedoch genauso im unmittelbaren Maßnahmenumfeld, wie auch deutlich flussabwärts auftreten. Dadurch birgt die Schadenskostenmethode bei generischer Anwendung ein großes Potenzial für eine Über- oder Unterschätzung und bedarf potenziell sehr konkreter Analysen von möglichen Hochwasserereignissen, um deren Auswirkungen adäquat einschätzen zu können.

Die Schadenskostenmethode wurde im Projektverlauf neben der Ersatzkostenmethode als Auswahlmöglichkeit in die Bewertung integriert und kann bei entsprechender Datenverfügbarkeit angewandt werden. Die Anwendung der Schadenskostenmethode wird grundsätzlich zur Bewertung empfohlen, da sie die ÖSL besser abbildet und genauere Ergebnisse liefert. Sie ist grundlegend etabliert und wird auch in der Methodenkonvention 3.1 (Matthey & Bünger, 2020) empfohlen. Sollte die entsprechende Datengrundlage nicht zur Verfügung stehen, kann die Ersatzkostenmethode als annäherungsweise Ermittlung der Leistungen herangezogen werden.

Neben kostenbasierten Ansätzen ist auch eine Monetarisierung über präferenzbasierte Ansätze möglich. Ein Beispiel dafür ist die Bewertung anhand von Zahlungsbereitschaften für den Hochwasserschutz, wie sie Brouwer et al. (2016) anwenden. Dort wurde die Zahlungsbereitschaft für ein verringertes Hochwasserrisiko mithilfe eines Choice Experiments ermittelt. Die Bewertung über den Nutzentransfer aus einem bereits durchgeführten Choice Experiment unterliegt allerdings wesentlich größeren Unsicherheiten gegenüber der Schadens- oder Ersatzkostenmethode. Dementsprechend wird davon hier im Projekt abgesehen.

²¹ https://www.gesetze-im-internet.de/whg_2009/

²² <https://www.wasserblick.net/servlet/is/219256/>

Bewertungsschritte und fiktive Beispielrechnung (Ersatzkostenmethode)

1. Im ersten Schritt wird anhand der Wasserstände für die Szenarien vor und nach der DRV und mithilfe digitaler Höhenmodelle das jeweilige Rückhaltevolumen vor und nach der DRV ermittelt.

Die Ermittlung, welche im Programm QGIS²³ durchgeführt wird, kann hier nicht in Form einer Rechnung dargestellt werden. Sie ergibt ein Rückhaltevolumen von 50 m³ vor der DRV und 100 m³ nach der DRV.

2. Im zweiten Schritt muss die Differenz des Rückhaltevolumens ermittelt werden, wobei das Volumen vor der DRV vom Volumen nach der DRV subtrahiert wird.

Beispielrechnung: 100 m³ - 50 m³ = 50 m³

3. Anschließend wird die ermittelte Differenz (hier 50 m³) mit den Preisen für Flutpolder in €/m³*a multipliziert, woraus sich der monetäre Wert für die DRV ergibt

*Beispielrechnung: 50 m³ * 0,13 €/m³*a = 6,5 €/a*

Im Fall der Lenzener Elbtalaue beläuft sich der Gesamtwert des durch die DRV zusätzlich geschaffenen Rückhalts von rund 18 Mio. m³ Wasser im Hochwasserfall, nach der beschriebenen Methodik, auf 2.401.988,80 €₂₀₂₁/a. Es kommt durch die DRV also zu einem Gewinn bei der Bereitstellung der ÖSL *Hochwasserretention*.

Bewertungsschritte (Schadenskostenmethode)

1. Im ersten Schritt wird der BEAM-Datensatz, welcher Flächennutzungsdaten mit Vermögenswerten in verschiedenen Vermögenswertkategorien enthält, mit klassifizierten Daten zu Wassertiefen verschnitten. Daraus ergeben sich Vektorflächen bzw. Rasterelemente, die jeweils nur eine Landnutzungskategorie und klassifizierte Wassertiefe enthalten und auf deren Basis die weiteren Berechnungen durchgeführt werden (vgl. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), 2023).
2. Auf Basis von Schadensfunktionen (vgl. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), 2023) kann der Schädigungsgrad [%] der einzelnen Vermögenswertkategorien in Abhängigkeit von der Wassertiefe berechnet werden. Die Wassertiefen sind in Schritten von 5 cm abgestuft.
3. Der ermittelte Schädigungsgrad wird anschließend mit den jeweiligen Vermögenswerten der BEAM-Kategorien multipliziert woraus sich das Schadenspotenzial der einzelnen Vermögenswertkategorien in €/m² ergibt.
4. Die Werte werden anschließend mit der Größe der Fläche der betrachteten Vektorfläche bzw. des Rasterelementes multipliziert.
5. Im nächsten Schritt werden die Schadenspotenziale aller Vermögenswertkategorien summiert, woraus sich das gesamte Schadenspotenzial in € für die jeweilige Vektorfläche bzw. das

²³ <https://www.qgis.org/>

Rasterelement ergibt. Um das Gesamtergebnis des Gebietes zu erhalten, werden die Werte aller Vektorflächen bzw. Rasterelemente summiert.

6. Zur Bewertung der Maßnahme wird die Differenz des Schadenspotenzials vor- und nach der Maßnahme gebildet, wobei der Wert vor der Maßnahme von dem Wert nach der Maßnahme subtrahiert wird.

3.3.2.3 Beschreibung der notwendigen Daten- und Informationsgrundlagen

Zur Monetarisierung dieser ÖSL werden der AMBERS-Indikator, der die zu erwartenden Wasserstandsänderungen angibt, ein digitales Höhenmodell zur Ermittlung des zurückgehaltenen Volumens sowie die Preise für den Bau von Flutpoldern in €/m³ (vgl. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), 2023; Ministerium für Wissenschaft, Energie, Klimaschutz und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt (MWU), 2023) und deren Lebensdauer in Jahren (vgl. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA), 2012) verwendet. Sollte es aktualisierte oder einheitliche Daten zu den Kosten für Flutpolder geben, könnten diese angepasst werden.

3.3.2.4 Methodische Schwierigkeiten

Grundlegend wird die Gleichsetzung des Effekts einer DRV bzw. einer Wiederherstellung natürlicher Überflutungsflächen mit der Anlage von (ungesteuerten) Flutpoldern aus hydrologischer Sicht kritisch betrachtet. Das liegt daran, dass die Effekte der unterschiedlichen Maßnahmen üblicherweise an unterschiedlichen Stellen auftreten. Eine DRV beispielsweise senkt den Wasserspiegel flussaufwärts, während ein (ungesteuerter) Flutpolder darauf kaum einen Einfluss hat. Dieser wird lediglich ab einer bestimmten Wasserstandshöhe wirksam. Nichtsdestotrotz kann die Ansetzung der Baukosten für ungesteuerte Flutpolder ein Proxy für den Wert anderer hochwasserregulierender Leistungen sein.

Die Anlage von Flutpoldern scheint durch lokale Gegebenheiten und unterschiedliche angestrebte Rückhaltevolumina ein breites Kostenspektrum zu haben. Die Ermittlung eines einheitlichen Wertes in €/m³*a ist demzufolge stark vereinfachend. Darüber flossen einige Projekte mit ein, die erst noch gebaut werden und für die die jeweilige Kostenschätzung genutzt wurde. Die tatsächlichen Kosten von Baumaßnahmen der Größenordnung scheinen sich jedoch selten im geplanten Kostenspektrum zu abzuspielen. Grund dafür ist die Unsicherheit bei Prognosen zukünftiger Entwicklungen, die sich aus der möglichen Veränderung wichtiger Einflussgrößen wie dem Zinssatz, der Inflationsrate, der Lebensdauer von Projekten oder relativen Preisverschiebungen ergibt (vgl. Dehnhardt et al., 2008). Außerdem war in manchen Quellen nicht gekennzeichnet, ob der Flächen-erwerb in die Gesamtkosten einer Baumaßnahme miteingeflossen war, was zwingend notwendig wäre. Darüber hinaus ist eine Gleichsetzung einer Maßnahme wie einer DRV mit der Errichtung von (ungesteuerten) Flutpoldern höchstens als Annäherung gleichzusetzen. Die Wirkungen der zwei Maßnahmen können durchaus stark variieren und unterschiedliche Auswirkungen, insbesondere auf den Oberlauf haben. Auch erfolgt die Umrechnung von einmaligen auf jährliche Kosten unter weiteren Annahmen und mit Unsicherheiten bzgl. der Länge der Lebensdauer und den zwischenzeitlich notwendigen Wartungs- oder Instandhaltungsmaßnahmen.

3.3.2.5 Schwierigkeiten der Daten- und Informationsverfügbarkeit

Die verfügbaren Daten zum Bau von Flutpoldern haben ihren Schwerpunkt in Nord- und Ostdeutschland. Eine größere geographische Diversität und eine höhere Anzahl einfließender Bauten könnten die Repräsentativität der Ergebnisse steigern.

Für die Anwendung der Schadenskostenmethode werden wesentlich detailliertere und aufwändigere Vorarbeiten benötigt. Die Modellierung der Überflutungsszenarien mit und ohne eine Maßnahme ist hier als Datenbasis notwendig um die unterschiedlichen Schäden abschätzen zu können. Ohne deren Bereitstellung kann keine Bewertung mit der Schadenskostenmethode erfolgen.

3.3.3 Stickstoffretention und Phosphorretention

3.3.3.1 Effekte der Maßnahmenumsetzung auf die Bereitstellung der Ökosystemleistung

Stickstoff (N) kann in Gewässern und Auen über Retentionsprozesse zurückgehalten werden. Der Nährstoffrückhalt basiert zum einen auf Denitrifikation, also der mikrobiellen Umwandlung von in Nitrat gebundenem Stickstoff zu molekular gebundenem Stickstoff (vgl. [Podschun et al., 2018a](#)). Für diesen Prozess sind anaerobe Zonen im Boden notwendig die auftreten, wenn Bodenporen annähernd oder vollständig mit Wasser gefüllt sind. Aus diesem Grund steigt die Möglichkeit zur Stickstoffretention in Überflutungsgebieten wie Auen an (vgl. Mehl et al., 2020). Dies erklärt auch den verbesserten Stickstoffrückhalt bei Vergrößerung einer Aue durch eine DRV. Neben der dauerhaften Festsetzung von Stickstoff durch Denitrifikation kann es durch die Aufnahme von Stickstoff in der Biomasse der Flusssohle und Aue oder in Sedimenten auch zu einem temporären Rückhalt, kommen (vgl. [Podschun et al., 2018a](#)).

Phosphor (P) kann in Flüssen und Auen temporär durch die Aufnahme in die Flusssohle und der Aue sowie in Sedimenten, als anorganisches Phosphat zurückgehalten werden (vgl. [Podschun et al., 2018a](#)). Die Sedimentationsprozesse sind unter anderem von der Rauigkeit und der Größe der vorhandenen überflutbaren Auen abhängig. Die Rauigkeit, die je nach Auenvegetation variiert, spielt dabei eine wichtige Rolle für die Fließ- und Sinkgeschwindigkeit der Partikel und damit für die Sedimentation (vgl. Mehl et al., 2020). Eine DRV, bei der eine diverse Auenlandschaft geschaffen wird, wirkt sich demzufolge positiv auf die ÖSL *Phosphorretention* aus.

Durch den Rückhalt von Stickstoff und Phosphor kann einer Eutrophierung entgegengewirkt oder sie sogar verhindert werden. Das kann den ökologischen Zustand des Gewässers und die Biodiversität im und um das Gewässer verbessern (vgl. [Mehl et al., 2020](#); [Podschun et al., 2018a](#)).

In Lenzen kam es durch die DRV zu einer Steigerung des jährlichen Stickstoffrückhaltes von 20 t auf 112 t (vgl. Scholz et al., 2012). Der Stickstoffrückhalt wurde in der Untersuchung über die maximalen Denitrifikationsraten der Böden ermittelt. Grundannahme waren günstige hydraulische und hydrologische Bedingungen sowie der Bodentyp Auenboden/Gley nach der bodenkundlichen Übersichtskarte Deutschland (BÜK1000) (vgl. Scholz et al., 2012). Genauso wird nach der DRV, durch die Renaturierung der Aue, die Rauigkeit der Fläche erhöht, wodurch es bei der Phosphorretention zu einer Steigerung von 0,1 t auf 2,1 t Phosphor pro Jahr kommt (vgl. Scholz et al., 2012).

Die ÖSL *Stickstoffretention* kann durch Denitrifikationsklassen, die abhängig von der Landnutzung und dem Bodentyp eingeteilt werden, dargestellt werden (vgl. Podschun, Albert, et al., 2018). Diese Methode wird auch in AMBERS angewandt, wobei die Klassen anschließend je nach Überflutungsdauer pro Jahr, mit einem Bonus oder Malus versehen werden. Die Retentionsrate von Stickstoff wird dann in kg/ha*a angegeben.

Die ÖSL *Phosphorretention* kann aus der Rauheit und der Landnutzung abgeleitet werden (vgl. Podschun, Albert, et al., 2018). Dies entspricht auch der AMBERS-Methodik, nach der die

Phosphorretention in kg/ha*a aus der Rauigkeit abgeleitet wird, die auf Basis der Landbedeckung ermittelt wird.

3.3.3.2 Methoden zur monetären Bewertung der Ökosystemleistung

Zur monetären Bewertung der *Stickstoffretention* und der *Phosphorretention* wird die Schadenskostenmethode genutzt. Schadenskosten beschreiben die Schäden, die für die Gesellschaft in Folge von Umweltbelastungen entstehen können (vgl. Matthey & Bünger, 2020). Im Falle der hier zu bewertenden ÖSL basieren die Schadenskosten auf den durch Stickstoff- und Phosphoreinträge verursachten Schäden über zahlreiche unterschiedliche Wirkungspfade. Dazu gehören zum Beispiel potenzielle Gesundheitskosten infolge von Grundwasserverunreinigungen oder die Belastung von Oberflächengewässern und die damit verbundene Beeinträchtigung von Ökosystemen (vgl. Matthey & Bünger, 2020). Der Schadenskostensatz des Umweltbundesamtes (vgl. Matthey & Bünger, 2020) wird hier nach Förster et al. (2019) auf 2021 angepasst, genutzt. So ergeben sich Werte von 21,44 €/2021/kg N*a bzw. 158,22 €/2021/kg P*a.

Alternative Bewertungsmethoden

Alternativ kann die Stickstoff- und Phosphorretention auch über die Ersatzkostenmethode bestimmt werden. Zugrunde liegt die Annahme, dass beispielsweise eine Kläranlage eine äquivalente Wasserqualitätsverbesserung durch den Rückhalt von Stickstoff und Phosphor erzielen kann (vgl. Mehl et al., 2020). Zur Bewertung müssten dementsprechend die Kosten für die Wasserreinigung in Kläranlagen vorliegen, die sich ausschließlich auf den Stickstoff- bzw. Phosphorrückhalt beziehen. Hopkins et al. (2018) nutzen ein ähnliches Vorgehen zur Bewertung der Stickstoff- und Phosphorretention. Die konkrete Zuordnung von Kosten auf die Entfernung einzelner Schadstoffe ist jedoch kaum möglich und mit größeren Unsicherheiten verbunden als eine Anwendung der anerkannten UBA-Schadenskosten.

Darüber hinaus könnten zur Bewertung der Stickstoffretention Kosten der Trinkwasseraufbereitung, die sich durch eine verbesserte Wasserqualität verringern, oder Vermeidungskosten für die Ausbringung von weniger Stickstoffdünger in der Landwirtschaft genutzt werden (Mehl et al., 2020). Beide Methoden sind jedoch weniger etabliert, anerkannt und abgesichert als die UBA-Schadenskosten.

In der Methodenkonvention 3.0 (vgl. Matthey & Bünger, 2020) wird der unterschiedliche Anwendungskontext für Vermeidungs- und Schadenskosten beschrieben. Demnach sind Vermeidungskosten nur anzusetzen, wenn die Kosten einer bestimmten Zielerreichung monetarisiert werden sollen. Das kann zum Beispiel bei der Menge an eingesparten Treibhausgasemissionen wichtig sein, um verschiedenen Optionen zur Erreichung von Klimazielen abzuwägen. Ersatzkosten werden verwendet, wenn es sich um irreversible Schäden handelt, deren Funktionsverluste aber ersetzbar sind (vgl. Matthey & Bünger, 2020). Demgegenüber sind Schadenskosten ein Indikator für die Nutzenverluste aus einer Verschlechterung des Umweltzustands und den Empfehlungen der Methodenkonvention nach für die Schätzung von Umweltkosten heranzuziehen (vgl. Matthey & Bünger, 2020). Somit werden sie auch hier für die Monetarisierung der Stickstoff- und Phosphorretention angesetzt.

Bewertungsschritte und fiktive Beispielrechnung

Konkretes Vorgehen zur Bewertung (Beispielzelle mit 1 ha Fläche und der Retention von 30 kg N/ha*a & 9 kg P/ha*a vor – bzw. 32 kg N/ha*a & 10 kg P/ha*a nach der DRV):

1. Im ersten Schritt wird die Differenz der Stickstoff- und Phosphoreinträge vor und nach der DRV gebildet. Dafür wird jeweils der Wert vor der DRV von dem Wert nach der DRV subtrahiert.

$$\text{Beispielrechnung N: } 32 \text{ kg N/ha*a} - 30 \text{ kg N/ha*a} = 2 \text{ kg N/ha*a}$$

$$\text{Beispielrechnung P: } 10 \text{ kg P/ha*a} - 9 \text{ kg P/ha*a} = 1 \text{ kg P/ha*a}$$

2. Darüber hinaus muss für die Differenz der Stickstoff- und Phosphoreinträge je Hektar auch die Fläche der Gitterzelle miteinfließen. Grundsätzlich hat der Großteil der Gitterzellen einen Wert von 1 ha, doch einige am Rand liegende Gitterzellen sind "abgeschnitten" und weisen demzufolge eine kleinere Fläche auf. Durch eine Multiplikation mit der Flächengröße in ha fließt dieser Umstand in das Ergebnis mit ein und die Flächeneinheit kürzt sich aus der Rechnung. Da hier mit einer Gitterzelle mit einer Größe von 1 ha gerechnet wird, verändert sich der Wert in der Beispielrechnung nicht.

$$\text{Beispielrechnung: } 2 \text{ kg N/ha*a} * 1 \text{ ha} = 2 \text{ kg N/a}$$

$$\text{Beispielrechnung: } 1 \text{ kg P/ha*a} * 1 \text{ ha} = 1 \text{ kg P/a}$$

3. Anschließend wird der ermittelte Wert mit dem Schadenskostensatz multipliziert. Daraus ergibt sich der monetäre Wert der ÖSL für die jeweilige Gitterzelle.

$$\text{Beispielrechnung: } 2 \text{ kg N/a} * 21,44 \text{ €/kg N} = 42,88 \text{ €/a}$$

$$\text{Beispielrechnung: } 1 \text{ kg P/a} * 158,22 \text{ €/kg P} = 158,22 \text{ €/a}$$

4. Zuletzt werden die Nutzenänderungen aller Gitterzellen aufsummiert, um einen Gesamtwert der Nährstoffretention im Fallbeispiel zu ermitteln. Dieser beläuft sich für die Lenzener Elbtal-aue nach der Methodik auf 147.314 €₂₀₂₁/a für Stickstoff und 21.492 €₂₀₂₁/a für Phosphor. Bei beiden ÖSL stellt sich durch die DRV eine Verbesserung ein.

3.3.3.3 Beschreibung der notwendigen Daten- und Informationsgrundlagen

Zur Monetarisierung dieser ÖSL werden die Stickstoff- und Phosphorretentionskapazität vor und nach der Maßnahme, die Flächengrößen der einzelnen Gitterzellen sowie der Schadenskostensatz für Stickstoff und Phosphor nach der Methodenkonvention des Umweltbundesamtes (vgl. Matthey & Bünger, 2020)²⁴ benötigt. Diese Daten werden in mehrjährigen Zyklen aktualisiert und könnten so in Zukunft auch eine zeitgemäße Berechnung der ÖSL *Stickstoff- und Phosphorretention* erlauben.

3.3.3.4 Methodische Schwierigkeiten

Die grundlegende Methodik der Nutzung von Schadenskosten der UBA-Methodenkonvention bietet sich für diese ÖSL an und birgt keine methodischen Schwierigkeiten.

²⁴ Die Methodenkonvention 4.0 wird gerade erstellt. Die Werte werden voraussichtlich 2025 zur Verfügung stehen.

3.3.3.5 Schwierigkeiten der Daten- und Informationsverfügbarkeit

Die Daten der Methodenkonvention 3.1 sind frei verfügbar und auch die Methodenkonvention 4.0 wird zeitnah veröffentlicht und offen zugänglich sein. Hier sollte nach Veröffentlichung der aktualisierte Schadenskostensatz genutzt werden.

3.3.4 Treibhausgasemissionen

3.3.4.1 Effekte der Maßnahmenumsetzung auf die Bereitstellung der Ökosystemleistung

Organische Böden in Flussauen können große Mengen an Kohlenstoff aus unterschiedlichen Treibhausgasen, wie Kohlenstoffdioxid, aufnehmen und speichern (vgl. Podschun, Albert, et al., 2018). Durch Renaturierungsmaßnahmen, wie DRVs, wird die Fläche natürlicher organischer Böden in Flussauen vergrößert, was sich positiv auf den Rückhalt von C aus Treibhausgasen auswirkt. Wichtige Treibhausgase sind Methan, Distickstoffmonoxid (Lachgas) und Kohlenstoffdioxid. Methan kann, je nach Vorhandensein methanotropher Mikroorganismen, im Boden und auch in Bäumen festgesetzt werden (vgl. Gauci et al., 2024; Täumer et al., 2022), Kohlenstoffdioxid wird durch die Aufnahme in Biomasse (über Photosynthese) gespeichert und gebunden (vgl. Mehl et al., 2020). Eine aktive Aue kann im Vergleich zu Altauen bedeutend größere Mengen an Kohlenstoff binden und speichern (Heger et al., 2021)

Für das Fallbeispiel der DRV Lenzen haben [Scholz et al. \(2012\)](#) Veränderungen in der Kohlenstoffretention betrachtet. Kohlenstoffspeicherung findet in Böden und in der Vegetation des renaturierten Auwaldes statt. Zudem kann sich auch ein verstärktes Sedimentationsgeschehen auf den Kohlenstoffvorrat der Fläche auswirken. Der in Folge deriedereinsetzenden Überflutung höhere Kohlenstoffgehalt im Boden der Deichrückverlegungsfläche beträgt über einen längeren Zeitraum und bei günstigen hydrologischen Bedingungen 24.100 t. Durch die Aufforstung des Auwaldes können in den nächsten Jahrzehnten weitere 45.000 t Kohlenstoff zusätzlich gespeichert werden (vgl. Scholz et al., 2012). Darüber hinaus wirkt sich eine Aufforstung von Auen zusätzlich positiv auf den Hochwasserverlauf (vgl. [Teschemacher et al., 2018](#)) und weitere ÖSL, wie beispielsweise die Habitatbereitstellung aus (vgl. Härdtle et al., 2020).

Ermittelt werden die Emissionen von Treibhausgasen mithilfe des Globalen Erwärmungspotenzials (GWP = global warming potential) in Abhängigkeit von verschiedenen Faktoren wie der Landnutzungsform, Grundwasserflurabständen, der Geologie und der Böden sowie dem Raum der Wasserwechselzonen (vgl. Podschun, Albert, et al., 2018). Daraus ergibt sich ein GWP, das in CO₂-Äquivalenten angegeben werden kann (vgl. Podschun, Albert, et al., 2018). In AMBERS wird das GWP in Abhängigkeit der Wasserstufen und des Humusgehalts des Bodens ermittelt.

3.3.4.2 Methoden zur monetären Bewertung der Ökosystemleistung

Zur monetären Bewertung der ÖSL *Treibhausgasemissionen* wird die Schadenskostenmethode genutzt. Schadenskosten beschreiben die Schäden, die für die Gesellschaft in Folge von Umweltbelastungen, bzw. im Falle der *Treibhausgasemissionen* eines beschleunigten Klimawandels, entstehen können (vgl. Matthey & Bünger, 2020). Als Wert wird der Schadenskostensatz des Umweltbundesamtes verwendet (Matthey et al., 2024), welcher für das Bezugsjahr 2021 (wie vom UBA vorgeschlagen) zwischen den vorliegenden Daten für 2020 und 2023 intrapoliert wurde. Daraus ergibt sich ein Wert von 282,50 €₂₀₂₁/t CO₂-Äquivalente. Der hier genutzte und empfohlene Kostensatz des Umweltbundesamtes enthält eine pure Zeitpräferenzrate von 1 %, es wird jedoch auch ein

höherer Wert veröffentlicht, für den die Zeitpräferenzrate auf 0 % gesetzt wird. Dieser beläuft sich aktuell auf 880 €/2024/t CO₂ (Umweltbundesamt, 2023), wird hier jedoch nicht weiter verwendet.

Im Fallbeispiel erfolgte die Angabe nicht über die Treibhausgasemissionen, sondern über die jährlich zurückgehaltene Menge an Kohlenstoff (C). Diese kann durch die Multiplikation mit dem Faktor 3,67 in CO₂ umgerechnet werden (vgl. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), 2011).

Alternative Bewertungsmethoden

Die Bewertung von Treibhausgasemissionen bzw. vermiedenen Emissionen über die Schadenskostenwerte nach UBA ist gängige wissenschaftliche Praxis und wird daher auch hier im Projekt angewandt (vgl. Matthey & Bünger, 2020; Mehl et al., 2018c).

Bewertungsschritte und fiktive Beispielrechnung

Konkretes Vorgehen zur Bewertung (Beispielzelle mit 1 ha Fläche und einer Kohlenstoffretention von 80 t C/ha*a vor – bzw. 90 t C/ha*a nach der DRV):

1. Im ersten Schritt wird die Differenz der Kohlenstoffretention vor und nach der DRV gebildet. Dafür wird jeweils der Wert vor - von dem Wert nach der DRV subtrahiert.²⁵

$$\text{Beispielrechnung: } 90 \text{ t C/ha*a} - 80 \text{ t C/ha*a} = 10 \text{ t C/ha*a}$$

2. Da die Kohlenstoffeinträge je Hektar angegeben sind, muss auch die Fläche der jeweiligen Gitterzelle miteinfließen. Grundsätzlich hat der Großteil der Gitterzellen einen Wert von 1 ha, doch einige am Rand liegende Gitterzellen sind "abgeschnitten" und weisen demzufolge eine kleinere Fläche auf. Durch eine Multiplikation mit der Flächengröße in ha fließt dieser Umstand in das Ergebnis mit ein und die Flächeneinheit kürzt sich aus der Rechnung. Da in hier mit einer Gitterzelle mit einer Größe von 1 ha gerechnet wird, verändert sich der Wert in der Beispielrechnung nicht.

$$\text{Beispielrechnung: } 10 \text{ t C/ha*a} * 1 \text{ ha} = 10 \text{ t C/a}$$

3. Da die ÖSL der Treibhausgasemissionen anhand der C-Retention bewertet wird, die in kg C/ha gemessen wird, muss dieser Wert im nächsten Schritt in CO₂ umgerechnet werden. Dafür wird der Wert der C-Retention mit dem Faktor 3,67 multipliziert (vgl. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), 2011).

$$\text{Beispielrechnung: } 10 \text{ t C/a} * 3,67 = 36,7 \text{ t CO}_2/\text{a}$$

4. Anschließend wird dieser Wert mit dem Schadenskostensatz für CO₂ multipliziert. Daraus ergibt sich der monetäre Wert der ÖSL für die jeweilige Gitterzelle.

$$\text{Beispielrechnung: } 36,7 \text{ t CO}_2/\text{a} * 282,50 \text{ €/t CO}_2 = 10.367,75 \text{ €/a}$$

²⁵ Wenn die ÖSL statt mit der Kohlenstoffretention mit den Treibhausgasemissionen berechnet wird, muss beachtet werden, dass sich geringere Werte positiv auf die Bereitstellung der ÖSL auswirken, weshalb es in diesem Fall sinnvoll wäre, die Werte nach der Maßnahme von den Werten vor der Maßnahme zu subtrahieren.

5. Zuletzt werden die Nutzenänderungen aller Gitterzellen aufsummiert, um einen Gesamtwert des Fallbeispiels zu ermitteln. Dieser beläuft sich für die Lenzener Elbtalaue nach der Methodik auf 32.688.392 €₂₀₂₁/a. Im Fallbeispiel kommt es durch die DRV also, durch eine höhere Kohlenstoffretention, zu einer verbesserten Bereitstellung der ÖSL *Treibhausgasemissionen*.

Achtung: Sollten die Treibhausgasemission hier als Emissionen und nicht als Retentionsmenge angegeben sein, so zeugt ein negatives Ergebnis von weniger Emissionen nach der DRV und vice versa.

3.3.4.3 Beschreibung der notwendigen Daten- und Informationsgrundlagen

Zur Monetarisierung der ÖSL werden die Treibhausgasemissionen in t CO₂-Äquivalenten und der Schadenskostensatz für Kohlenstoffdioxid des Umweltbundesamtes²⁶ verwendet. Die Schadenskostensätze werden regelmäßig aktualisiert und sind frei verfügbar.

3.3.4.4 Methodische Schwierigkeiten

Die grundlegende Methodik ist wissenschaftlich etabliert (vgl. Mehl et al., 2018c; Tränckner et al., 2023) und die Nutzung der regelmäßig aktualisierten Schadenskosten nach UBA-Methodenkonvention (Matthey et al., 2024; Matthey & Bünger, 2020) bietet keine methodischen Schwierigkeiten.

3.3.4.5 Schwierigkeiten der Daten- und Informationsverfügbarkeit

Die aktuelle Ermittlung des AMBERS-Indikators erfolgt ausschließlich für die Kohlenstoffretention für CO₂-Äquivalente, nicht jedoch für weitere Treibhausgase. Demzufolge wird die ÖSL *Treibhausgasemissionen* nur zu einem gewissen Teil in der Bewertung abgebildet. Eine Erweiterung, mindestens um Methan, wäre zukünftig wünschenswert.

3.3.5 Habitatbereitstellung

3.3.5.1 Effekte der Maßnahmenumsetzung auf die Bereitstellung der Ökosystemleistung

Die ÖSL *Habitatbereitstellung* bewertet die Habitatqualität von Flussauen für Lebensgemeinschaften und Arten" (Podschun et al., 2018a, S. 88). Eine hohe Qualität von Habitaten bildet eine wichtige Grundlage für die Funktion von Ökosystemen. Darüber hinaus ist sie die Basis für Biodiversität, die schon durch ihren Eigenwert zu schützen ist (vgl. Podschun et al., 2018a).

Durch die DRV in Lenzen, die mit einer Umwandlung weg von intensiv genutztem Grünland hin zu einer naturnahen Auengestaltung mit Auwald und Weideflächen einherging, wurde die Habitatbereitstellung und -qualität deutlich verbessert. Die „Wiederherstellung einer autotypischen Überflutungs- und Grundwasserdynamik“ und verschiedene Initialpflanzungen autotypischer Arten trugen hierzu maßgeblich bei (Scholz et al., 2012, S. 88). Scholz et al. (2012) nutzen zur Bewertung einen Habitatindex, der auf der Bilanzierung autotypischer Lebensräume, dem Anteil an NATURA 2000 Flächen und der Landnutzung basiert. Hier war nach der Maßnahme eine Verbesserung von Klasse 2 „hoch“ auf Klasse 1 „sehr hoch“ erkennbar.

²⁶ <https://www.umweltbundesamt.de/daten/umwelt-wirtschaft/gesellschaftliche-kosten-von-umweltbelastungen#klimakosten-von-treibhausgas-emissionen>

In AMBERS wird die ÖSL *Habitatbereitstellung* nach dem Ansatz nach [Podschun et al. \(2018a\)](#) für die lokale Ebene ermittelt. Dabei kann das Gebiet in die Habitate der Aue und des Flusses aufgeteilt werden. Die Bewertung der Habitatbereitstellung durch die Aue basiert auf vorhandenen Biotoptypen und deren Qualität sowie auf einer Bewertung auf "Fluss-Auen-Kompartiment-Ebene". Die Habitatbereitstellung durch den Fluss wird auf Basis der biologisch relevanten Gewässerstrukturen und der biologischen Ausstattung des Fließgewässers bewertet. Die Habitatindex werden auf einer Skala von 0 bis 5 dargestellt (vgl. [Podschun et al., 2018a](#)).

Alternativ könnte die Habitatqualität durch Biotopwertpunkte bewertet werden. Das Konzept der Biotopwertpunkte bewertet Ökosysteme je nach ihrem Beitrag zur Erhaltung der biologischen Vielfalt. Dabei werden verschiedene Skalen und Grade der Differenzierung verwendet, [Schweppe-Kraft et al. \(2020\)](#) nutzen eine Skala von 0 bis 24 zur Differenzierung von 584 Ökosystemen bzw. Nutzungstypen und Biotopen. Als Datengrundlage werden Landbedeckungs- und Landnutzungsdaten, Daten der Bundeswaldinventur sowie die Erfassung von Habitaten nach FFH-Richtlinie und die Erfassung von landwirtschaftlichen Biotopen mit hohem Naturschutzwert (HNV) genutzt. Vor Ort können die Flächen genauer betrachtet werden und je nach Zustand mit einem Bonus oder Malus von maximal 3 Punkten versehen werden (vgl. [Schweppe-Kraft et al., 2020](#)). Die Biotopwertpunkte werden auch in der Bundeskompensationsverordnung zur Ermittlung von ökologischen Ausgleichsmaßnahmen für Eingriffe in der Natur verwendet ([Ekinci et al., 2022](#)).

3.3.5.2 Methoden zur monetären Bewertung der Ökosystemleistung

Die ÖSL *Habitatbereitstellung* wird auf Basis von jährlichen Zahlungsbereitschaften für die Wiederherstellung eines Biotopwertpunktes ermittelt. Diese basieren auf Zahlungsbereitschaften für Programme zum Erhalt der biologischen Vielfalt und deren Wert in Biotopwertpunkten (vgl. [Schweppe-Kraft et al., 2020](#))²⁷. Die Zahlungsbereitschaften beschreiben dabei die gesellschaftliche Wertschätzung für bestimmte ökosystemare Effekte. Die Nachhaltigkeit des Wiederherstellungskostenansatzes ist infrage zu stellen, da dieses Verfahren aufgrund nicht unendlich verfügbarer Flächenressourcen an natürliche Grenzen stoßen kann sowie einzigartige Ökosysteme oft nicht vollständig gleichwertig wiederhergestellt werden können (vgl. [Bruns, 2007](#); [Ekinci et al., 2022](#)). Dieser kritische Aspekt soll durch Berücksichtigung gesellschaftlicher Präferenzen teilweise aufgewogen werden. Der Bewertung zugrunde liegt die Annahme, dass der maximale Wert des AMBERS-Indikators (5) mit der maximalen Anzahl an Biotopwertpunkten (24) gleichzusetzen ist. Der AMBERS-Indikator ist mit einer Nachkommastelle angegeben, wodurch sich hier 50 „Stufen“ zwischen 0 und 5 ergeben. Für die Berechnung werden die Werte der *Habitatbereitstellung* nach AMBERS auf die Skala der Biotopwertpunkte übertragen. Dabei entspricht eine Veränderung des AMBERS-Indikators um 1 einer Veränderung um 4,8 Biotopwertpunkte. Zur Monetarisierung der Biotopwertpunkte wird nach [Schweppe-Kraft et al. \(o. J.\)](#) die Zahlungsbereitschaft für die Wiederherstellung von Biotopen bzw. Biotopwertpunkten herangezogen. Sie beläuft sich, nach der Anpassung an 2021 nach [Förster et al. \(2019\)](#), auf 277,88 €/2021/Biotopwertpunkt*ha*a.

Alternative Bewertungsmethoden

Verschiedene Methoden werden zur Bewertung von Habitaten und deren Funktionen in der Literatur herangezogen. Dazu gehören unterschiedliche Zahlungsbereitschaftsstudien (vgl. [Logar et al.,](#)

²⁷ Aktuell werden im Zuge des FEdA-Projektes [ValuGaps](#) auf Basis einer Umfrage unter den Ökoko- und Ausgleichsagenturen neue Kostenschätzungen für die Biotopbewertung auf Basis von Biotopwertpunkten (für die Bundeskompensationsverordnung) ermittelt, die voraussichtlich deutlich über den bisher verwendeten Werten liegen ([Burkhard Schweppe-Kraft](#), mündliche Mitteilung, Dezember 2024). Dieser Abschlussbericht gibt den aktuellen Diskussionsstand (Dezember 2024) wieder.

2019; Meyerhoff & Dehnhardt, 2007; Symmank et al., 2020), jedoch wird auch teilweise mit reinen Wiederherstellungskosten gearbeitet, wie in Schweppe-Kraft et al. (2020) und Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation UVEK (2003). Diese spiegeln die Kosten zur neuen Schaffung vergleichbarer Ökosysteme wider. Generell gibt es zur Bewertung der ÖSL *Habitatbereitstellung* noch keine „wasserfest“ etablierte Methodik. Aus oben genannten Gründen wird jedoch von der Nutzung reiner Wiederherstellungskosten abgesehen und eine Ermittlung von Biotopwertpunkten anstelle des AMBERS-Indikators erscheint für die Zukunft als potenziell möglich. Daher bietet diese Methode die beste Perspektive.

Bewertungsschritte und fiktive Beispielrechnung

Konkretes Vorgehen zur Bewertung (Beispielzelle mit 1 ha Fläche und einem Habitatindex nach AMBERS von 1 vor – bzw. 1,4 nach der DRV):

1. Im ersten Schritt wird die Differenz zwischen dem Habitatindex nach AMBERS vor und nach der DRV ermittelt und in Biotopwertpunkte umgerechnet. Dabei wird jeweils der Wert vor der DRV von dem Wert nach der DRV subtrahiert und zur Umrechnung in Biotopwertpunkte mit 4,8 multipliziert.

*Beispielrechnung: $(1,4 \text{ Habitatindexpunkte} - 1 \text{ Habitatindexpunkt}) * 4,8 = 1,92 \text{ Biotopwertpunkte}$*

2. Anschließend wird der Wert mit dem Preis für die Wiederherstellung eines Biotopwertpunktes multipliziert, woraus sich der monetäre Wert für die jeweilige Gitterzelle ergibt.

*Beispielrechnung: $1,92 \text{ Biotopwertpunkte} * 277,88 \text{ €/Biotopwertpunkt*ha*a} = 533,53 \text{ €/ha*a}$*

3. Darüber hinaus muss für die Berechnung des Wertes je Hektar auch die Fläche der Gitterzelle miteinfließen. Grundsätzlich hat der Großteil der Gitterzellen einen Wert von 1 ha, doch einige am Rand liegende Gitterzellen sind „abgeschnitten“ und weisen demzufolge eine kleinere Fläche auf. Durch eine Multiplikation mit der Flächengröße in ha fließt dieser Umstand in das Ergebnis mit ein und die Flächeneinheit kürzt sich aus der Rechnung. Da hier mit einer Gitterzelle mit der Größe von 1 ha gerechnet wird, verändert sich der Wert in der Beispielrechnung nicht. Eine nur halb so große Gitterzelle würde jedoch beispielsweise auch den Wert der Gitterzelle halbieren.

*Beispielrechnung: $533,53 \text{ €/ha*a} * 1 \text{ ha} = 533,53 \text{ €/a}$*

4. Zuletzt werden die Nutzenänderungen aller Gitterzellen aufsummiert, um einen Gesamtwert des Fallbeispiels zu ermitteln. Dieser beläuft sich für die Lenzener Elbtalaue nach der Methodik auf -2.322.518,19 €₂₀₂₁/a, was bedeutet, dass es durch die DRV zu einem Verlust der Bereitstellung der ÖSL *Habitatbereitstellung* kommt.

3.3.5.3 Beschreibung der notwendigen Daten- und Informationsgrundlagen

Zur Monetarisierung dieser ÖSL wird der Habitatindex nach AMBERS umgerechnet in Biotopwertpunkte und die Zahlungsbereitschaften für die Herstellung von Biotopen nach Schweppe-Kraft et al. (2020) verwendet. Die Daten aus Schweppe-Kraft et al. (2020) sind bisher unveröffentlicht.

3.3.6 Unspezifische Interaktion

3.3.6.1 Effekte der Maßnahmenumsetzung auf die Bereitstellung der Ökosystemleistung

Die ÖSL *unspezifische Interaktion*, die sich auf Freizeit- und Erholungsaktivitäten ohne direkten Wasserbezug, wie Radfahren oder Spazieren, bezieht, spielt eine wichtige Rolle für das menschliche Wohlergehen, „da beispielsweise Stress durch das Beobachten von Natur abgebaut werden kann“ (Podschn et al., 2018a, S. 115). Da die ÖSL sensitiv auf Veränderungen von Gewässern und Ufern reagiert (vgl. Podschn et al., 2018a), kann die Bereitstellung durch eine Renaturierungsmaßnahme, wie eine DRV, beeinflusst werden.

Im Fallbeispiel wurde auf Teilen der Fläche nach der Maßnahme eine „halboffene Weidelandschaft mit parkartigem Charakter“ (Trägerverbund Burg Lenzen (Elbe) e.V., o.D.) angelegt und ein Auwald neu gepflanzt. Des Weiteren führt der Elbe-Radweg entlang des neuen Deichs, wodurch die Nutzbarkeit und Beobachtbarkeit des Ökosystems verbessert wurden. Diese Entwicklung wird auch durch ein gesteigertes Interesse an der Region und an der Teilnahme an regelmäßig stattfindenden Führungen und Exkursionen deutlich (vgl. Bundesamt für Naturschutz, o. J.).

In AMBERS wird die ÖSL *unspezifische Interaktion* abhängig von der Ufer- und Gewässerverfügbarkeit, der Erlebbarkeit des Raumes und der Anzahl überlagerter Schutzgebiete bewertet. Die einzelnen Parameter werden kombiniert und die Bereitstellung der ÖSL auf einer dimensionslosen Skala von 0 bis 100 angegeben.

3.3.6.2 Methoden zur monetären Bewertung der Ökosystemleistung

Die Bewertung der unspezifischen Interaktion erfolgt mithilfe eines einfachen Nutzentransfers aus einer Zahlungsbereitschaftsstudie, die mit Hilfe eines Choice-Experiments die Wertschätzung von Maßnahmen der Gewässerrenaturierung, einer Verbesserung der Wegeinfrastruktur und der Zugänglichkeit ermittelt hat. In Choice-Experimenten wägen Befragte verschiedene hypothetische Auswahlsszenarien und deren Kosten („Preisattribut“) gegeneinander ab und geben so indirekt ihre Zahlungsbereitschaft für bestimmte Aspekte (hier Attribute genannt) preis. Hier werden die von Rayanov et al. (2018) ermittelten Zahlungsbereitschaften zugrunde gelegt. Die abgefragten Attribute, die sich in der Auswertung als signifikant erwiesen haben, waren das Gewässerumfeld, die Uferbeschaffenheit und die Zugänglichkeit. Das Vorhandensein von Rad- und Fußwegen erwies sich als nicht signifikantes Attribut. Das Gewässerumfeld und die Zugänglichkeit hatten die Level „teilweise naturnah“ und „naturnah“ neben dem „Status quo“, welcher als nicht naturnah beschrieben wurde. Das Attribut Zugänglichkeit wurde für die Level „gelegentlich“ und „regelmäßig“ neben dem „Status quo“, welcher als ohne Zugang beschrieben wurde, abgefragt. Die Daten wurden in ausgewählten Bereichen im 50-80 km Radius um die Bundeswasserstraßen Donau, Nahe und Aller erhoben. Für die Übertragung wurden die Werte nach Förster et al. (2019) auf das Referenzjahr 2021 angepasst. Für die Donau ergibt sich dabei eine Zahlungsbereitschaft von 204 €/2021/Haushalt*a, für die Nahe sind es 198 €/2021/Haushalt*a und für die Aller 165 €/2021/Haushalt*a für das „Maximalszenario“ (naturnahes Gewässerumfeld, naturnahe Uferbeschaffenheit und regelmäßige Zugänglichkeit). Je nach Region und Art bzw. Ausprägung der zu bewertenden Fließgewässer kann die Zahlungsbereitschaft von einem der drei zuvor genannten Flüsse übertragen werden. Über diese Differenzierung kann auch einer der Grundbedingungen für einen Benefit Transfer Rechnung getragen werden, dass zwischen den Gebieten eine gewisse Ähnlichkeit vorliegen sollte (vgl. Bateman et al., 2011). Der jeweils ausgewählte Wert des „Maximalszenarios“ (204/198/165 €/2021/Haushalt*a) wird mit dem Wert 100 des AMBERS-Indikators gleichgesetzt. Der Wert 0 entspricht einer

Zahlungsbereitschaft von 0 €, die Werte dazwischen werden linear interpoliert. Daraus ergibt sich eine Zahlungsbereitschaft von 2,04 €/2021/Haushalt*a bzw. 1,98 €/2021/Haushalt*a oder 1,65 €/2021/Haushalt*a für eine Verbesserung des AMBERS-Indikators um einen Punkt. Für die Bewertung im Fallbeispiel Lenzen werden die Werte der Aller herangezogen, da sie als dem Projektgebiet am ähnlichsten eingeschätzt wurden. Die Anzahl der betroffenen Haushalte wird hier im Umkreis von 50 km um die Maßnahme mit einbezogen. Durch die Wahl des unteren Endes der Größe der Befragungsgebiete aus [Rayanov et al. \(2018\)](#) wird die Chance der Überschätzung der Ergebnisse minimiert. Zur Ermittlung der konkreten Haushaltsanzahl können Zensusdaten²⁸ genutzt werden, die im 100 m*100 m Gitter Informationen über die Anzahl der Haushalte bieten. Sollte die Nutzung der Zensusdaten nicht möglich sein, kann der Besiedelungsgrad als eine von drei Stufen (dünn -, mittel -, dicht besiedelt) geschätzt werden. Angelehnt an die Aufteilung im Deutschlandatlas²⁹ entspricht eine dünne Besiedelung rund 25 Haushalten / km² (0-50), eine mittlere Besiedelung rund 100 Haushalten / km² (50-150) und eine dichte Besiedelung rund 175 Haushalten / km² (150-200). Die passende Flächengröße des 50 km Radius um das Projektgebiet muss projektspezifisch ermittelt werden. Darüber fließt auch die Größe der Maßnahme am Fließgewässer mit ein, da eine weitläufige Maßnahme auch einen weitläufigeren Bereich in ihrem 50 km Radius erreicht und demzufolge eine größere Anzahl Haushalte betrifft.

Alternative Bewertungsmethoden

Verschiedene Studien haben bereits versucht, die ÖSL unspezifische Interaktion, teils in Kombination mit anderen, hier getrennt betrachteten ÖSL, zu bewerten. Dabei wurde auf Methoden zu Zahlungsbereitschaften wie Choice-Experimente (vgl. Logar et al., 2019; Sauer & Marggraf, 2019) und kontingente Bewertungen (vgl. Logar et al., 2019; Polizzi et al., 2015) gesetzt (vgl. Brouwer & Sheremet, 2017). Teilweise wurde jedoch auch die Reisekostenmethode angewandt (vgl. N. V. Gerner et al., 2018; Liekens et al., 2013). Aufgrund der größten Ähnlichkeit der abgefragten Attribute und Levels wird hier ein einfacher Nutzentransfer mit den Werten aus [Rayanov et al. \(2018\)](#) vorgeschlagen.

Bewertungsschritte und fiktive Beispielrechnung

Konkretes Vorgehen zur Bewertung (Beispielregion mit einer mittleren Einwohner*innendichte von rund 100 Haushalten / km² (50-150), einer Fläche von 8.000 km² im 50 km Radius und einer beispielhaften Gitterzelle mit einer Fläche von 1 ha und einem Wert für die unspezifische Interaktion von 33 vor – bzw. 37 nach der DRV):

1. Im ersten Schritt wird die Differenz der Werte des AMBERS-Indikators für alle Gitterzellen ermittelt. Dabei wird jeweils der Wert vor der DRV von dem Wert nach der DRV subtrahiert.

Beispielrechnung für eine Gitterzelle: 37 - 33 = 4

2. Anschließend muss für die Berechnung des Wertes je Hektar der gewichtete Mittelwert der Differenzen aller Gitterzellen gebildet werden. Grundsätzlich hat der Großteil der Gitterzellen einen Wert von 1 ha, doch einige am Rand liegende Gitterzellen sind „abgeschnitten“ und weisen demzufolge eine kleinere Fläche auf. Durch die Gewichtung des Mittelwertes fließt dieser Umstand in die Berechnung mit ein. Die Gewichtung ergibt sich dabei aus der Fläche der

²⁸ https://www.zensus2022.de/DE/Was-ist-der-Zensus/gitterzellenbasierte_Ergebnisse_Zensus2011.html

²⁹ https://www.deutschlandatlas.bund.de/DE/Karten/Wo-wir-leben/006-Bevoelkerungsdichte.html#_em0pr203k

Gitterzelle in $\text{m}^2 / 10.000$. Für die gewichtete Differenz einer Gitterzelle wird die Differenz mit dieser Gewichtung multipliziert.

In der fiktiven Beispielrechnung wird hier für die weitere Berechnung, der gewichtete Mittelwert = 5 angesetzt.

Beispielrechnung:

Ermittlung der gewichteten Differenz für eine Gitterzelle: $4 * 1 = 4$

Berechnung des gewichteten Mittelwertes: *Summe der gewichteten Differenzen / Summe der Gewichtungen = 5*

3. Im nächsten Schritt wird dieser Wert mit der Zahlungsbereitschaft für einen Wert auf der Skala des AMBERS-Indikators multipliziert. Daraus ergibt sich die Zahlungsbereitschaft in €/Haushalt*a.

Beispielrechnung: $5 * 1,65 \text{ €/Haushalt*a} = 8,25 \text{ €/Haushalt*a}$

4. Zuletzt wird dieser Wert mit der Anzahl der Haushalte in einem Umkreis von 50 km um die Maßnahme multipliziert, um einen Gesamtwert des Fallbeispiels zu ermitteln.

Beispielrechnung: $8000 \text{ km}^2 * 100 \text{ Haushalte/km}^2 * 8,25 \text{ €/Haushalt*a} = 6,6 \text{ Mio. €/a}$

Für die Lenzener Elbtalaue ergibt sich nach der Methodik ein Gesamtnutzen von 915.916,83 €/2021/a. Es kommt durch die DRV also zu einer Verbesserung der Bereitstellung der ÖSL *unspezifische Interaktion*.

3.3.6.3 Beschreibung der notwendigen Daten- und Informationsgrundlagen

Zur Ermittlung dieser ÖSL werden, neben dem AMBERS-Indikator, Daten aus [Rayanov et al. \(2018\)](#) sowie online verfügbare Daten des Zensus (vgl. Statistisches Bundesamt (Destatis), 2024) herangezogen. Sämtliche Daten stehen öffentlich zur Verfügung.

3.3.6.4 Methodische Schwierigkeiten

Die grundlegende Methodik zur Bewertung der unspezifischen Interaktion ist wenig etabliert und demzufolge mit Vorsicht zu betrachten. Die Gleichsetzung der Stufen des AMBERS-Indikators mit den Attributen aus [Rayanov et al. \(2018\)](#) kann allenfalls als richtungssichere Annäherung an mögliche Ergebnisse betrachtet werden, jedoch nicht als eindeutige Berechnung des Wertes der ÖSL. Gleichzeitig ist zur monetären Bewertung eine Übersetzung des dimensionslosen AMBERS-Indikators unabdingbar, welche nur unter stark vereinfachenden Annahmen passieren kann. Eine Übertragung auf sämtliche Flüsse und Regionen unterliegt zahlreichen Unsicherheiten bzgl. der Vergleichbarkeit der Projektgebiete, wie auch des Ausmaßes der Maßnahmen am Gewässer. Darüber hinaus ist auch bei der ÖSL das betrachtete Gebiet, in dem der AMBERS-Indikator ermittelt wird, zu weitläufig um den tatsächlichen Bereich der DRV. Um die passende Größe des zu betrachtenden Gebiets besser einzuschätzen, wurde auch hier das Ergebnis zum Vergleich nur für das Kerngebiet ermittelt. Der Wert beläuft sich damit auf 718.588,96 €/a.

3.3.6.5 Schwierigkeiten der Daten- und Informationsverfügbarkeit

Die Ermittlung der tatsächlichen Anzahl der Haushalte könnte sich als Schwierigkeit herausstellen, welcher mit der groben Abschätzung der Besiedlungsdichte entgegengetreten werden kann. Grundsätzlich liegen alle Daten zur freien Verfügung vor.

3.3.7 Wasserbezogene Interaktion

3.3.7.1 Effekte der Maßnahmenumsetzung auf die Bereitstellung der Ökosystemleistung

Die *ÖSL Wasserbezogene Interaktion* umfasst Aktivitäten, die direkt am oder im Wasser stattfinden, wie zum Beispiel Bootfahren oder Angeln. Die ÖSL wird von Maßnahmen, die das Ufer und den Wasserlauf verändern, stark beeinflusst (vgl. [Podschun et al., 2018a](#)). Auch Eigenschaften wie die Wasserqualität, die Ufervegetation, der Flusslauf, die Wassertiefe und die Fließgeschwindigkeit können einen Einfluss auf wasserbezogene Interaktionen haben (vgl. [Podschun et al., 2018a](#)). Diese Eigenschaften können durch eine DRV beeinflusst werden, womit die Bereitstellung der Ökosystemleistung verändert wird.

Auch im Fallbeispiel der DRV Lenzen werden das Ufer und der Wasserstand verändert, was Auswirkungen auf die Bereitstellung der ÖSL haben kann.

In AMBERS wird die ÖSL auf Basis der Gewässerbreite und des Vorkommens von Sandbänken bewertet. [Podschun et al. \(2018a\)](#) schlagen zudem Erweiterungsvariablen, wie die Laufkrümmung oder die Wassertiefe vor, um die Bewertung zu ergänzen.

3.3.7.2 Methoden zur monetären Bewertung der Ökosystemleistung

Eine Bewertungsmethode bietet der „Methodenbaustein des Nutzens aus Freizeitschiffahrt an Bundeswasserstraßen (PLANCO Consulting GmbH, 2024) welcher für die Einbeziehung dieser ÖSL in die Bundesverkehrswegeplanung entwickelt, und vom Bundesministerium für Digitales und Verkehr veröffentlicht wurde. Nachfolgend wird die Methodik der Nutzenermittlung für Maßnahmen an Freizeitwasserstraßen vorgestellt. Auch wenn der „Methodenbaustein des Nutzens aus Freizeitschiffahrt an Bundeswasserstraßen“ (NEF) auf gemischt genutzten Wasserstraßen angewendet werden kann, geht es an dieser Stelle darum, ausschließlich die Anwendung des Methodikbausteins zu skizzieren. Aus diesem Grund wird von einer Maßnahme an einer ausschließlich von der Freizeitschiffahrt genutzten Wasserstraße ausgegangen. Als relevante Nutzenkategorie ist in erster Linie der Nutzen aus der Erholungs- und Freizeitfunktion der Wasserstraße (NEF) anzusehen. Weiter gilt es, die Nutzen aus der Erhaltung der Verkehrswege (NW) zu berücksichtigen.

Die Nutzen aus der Erhaltung der Verkehrswege (NW) sind am einfachsten zu behandeln. Es handelt sich um die Kostenveränderung der Erhaltungs- und Betriebskosten des Verkehrswegs, welche durch eine Maßnahme an diesem entstehen. Diese Nutzenkategorie wird bei der Bewertung von Maßnahmen an Freizeitwasserstraßen genauso behandelt wie bei den Bewertungen der Bundeswasserstraßen im Rahmen des Bundesverkehrswegeplans und üblicherweise von der WSV zur Verfügung gestellt.

Die zentrale Ergänzung zum Bewertungsverfahren des Bundesverkehrswegeplans sind die Nutzen aus der Erholungs- und Freizeitfunktion. Bei der Ermittlung des Nutzens dieser Kategorie muss zwischen touristischen Nutzer*innen (Ausflugsschiffahrtspassagieren) und Wassersportler*innen

(Motorboot- und Segelbootfahrern sowie Paddlern) unterschieden werden. Sowohl für die touristischen Nutzenden als auch für die Wassersportler*innen müssen zu Beginn die relevanten Schiffs- bzw. Bootszahlen ermittelt werden. Da das Konzept ursprünglich für die Bewertung von Schleusenerhaltungen gedacht war, sollten naheliegenderweise Schleusenzahlen ermittelt – und auf das Prognosejahr fortgeschrieben werden. Für den Teil NEF₁ (siehe unten) der Nutzen-Komponente gilt dies weiterhin, d.h. es handelt sich bei den zu bewertenden Maßnahmen um solche, die auf die Länge der Fahrtstrecke Einfluss nehmen – also Schleusenerhalt oder nicht. Es wird empfohlen, die Bewertungen mit den im Rahmen der Untersuchung zu diesem Nutzenbaustein ermittelten überregionalen Durchschnittsgrößen durchzuführen.

Sämtliche relevanten Kostenwerte liegen aktualisiert für das Jahr 2021 vor, die Reaktionsfunktionen und weitere nicht monetäre Größen bleiben gegenüber der ursprünglichen Variante der Methodik weitestgehend unverändert. Ergänzend wurden jedoch aktualisierte jährliche Zahlungsbereitschaften für Kanus (932,02 €/2021/Kanu*a) und Motorboote (2.618,65 €/2021/Motorboot*a) aus einer BMWi-Studie (BMWi, 2016; Förster et al., 2019) verwendet, da sie aktueller sind als die Werte der BMDV-Freizeitschiffahrtsstudie, aber in derselben Größenordnung liegen. Es gibt keine neueren Erkenntnisse zu diesen Größen. Zahlungsbereitschaften liegen für das Jahr 2021 vor. Sie wurden mit Hilfe von Preisindizes auf Basis der Erhebungsergebnisse fortgeschrieben. **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** zeigt, welche Teilnutzen unter der Nutzenkategorie NEF subsumiert werden. Bei den Wassersportler*innen gibt es noch die in der Grafik nicht angegebene Untergruppe, die auf die Verkürzung der Fahrtstrecke nicht reagiert. Für diese Wassersportler*innen gibt es folglich keine Nutzeneinschränkung.

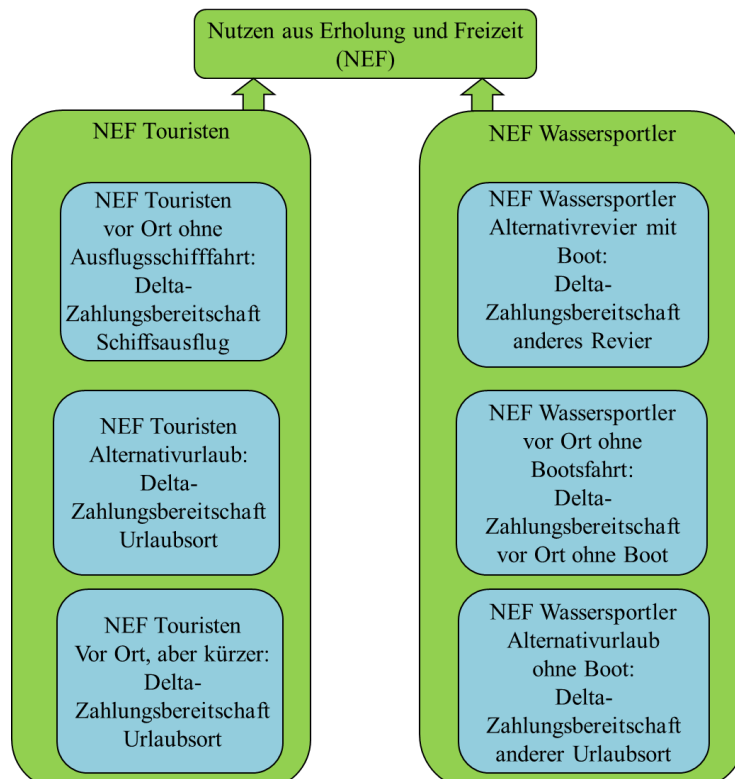


Abbildung 3: Aufteilung des Nutzens aus Erholung und Freizeit in Teilnutzen der touristischen Nutzer*innen und Wassersportler*innen

Für die Nutzen aus der Erholungs- und Freizeitfunktion der Wasserstraße (NEF) sind zwei Fälle zu unterscheiden:

- NEF₁: Die Nutzenkomponente NEF₁ wird aus der BVWP-Methodik erfasst. Diese Methodik wurde für den Fall einer Veränderung der befahrbaren Streckenlänge, z.B. Schleusenschließung oder Schleusenbau, konzipiert.
- NEF₂: Die Nutzenkomponente NEF₂ baut methodisch im Wesentlichen auf NEF₁ auf. Diese Methodik versteht sich als Ergänzung zur BVWP-Methodik und wurde entwickelt, um streckenlängenunabhängige Veränderungen einer Wasserstraße zu analysieren, beispielsweise durch die Steigerung der Attraktivität eines Freizeitschiffahrtreviers durch eine Renaturierungsmaßnahme.

Im Folgenden wird für beide Fälle erläutert, wie NEF für eine Nutzenveränderung sowohl für eine verkehrsmindernde Maßnahme als auch für eine verkehrserhöhende Maßnahme an einer Freizeitwasserstraße konzeptionell genutzt werden kann.

Ermittlung des Erholungs- und Freizeitnutzens 1 (NEF₁)

Der Erholungs- und Freizeitnutzen 1 wird für eine Maßnahme ermittelt, welche die befahrbare Streckenlänge verkürzt (oder verlängert) und dadurch zu einer Verringerung (bzw. Erhöhung) der Freizeitschiffahrt führt.

Erholungs- und Freizeitnutzen der touristischen Nutzer*innen

Für beide Nutzertypen (Wassersportler*innen und Tourist*innen) existieren drei verschiedene Reaktionen, welche in die Nutzenermittlung einfließen. Der Erholungs- und Freizeitnutzen der Tourist*innen ändert sich nur dann aufgrund einer Maßnahme an der Freizeitwasserstraße, wenn die Ausflugsschiffahrt eingestellt wird. Findet sie weiter, wenn auch verkürzt statt, wird die Änderung des Erholungs- und Freizeitnutzens der Tourist*innen vernachlässigt. Es wird davon ausgegangen, dass es der Ausflugsschiffahrt gelingt, die Ausflüge gleich attraktiv zu gestalten wie im Fall ohne Maßnahme. Ist die Verkürzung der Fahrtstrecke so groß, dass diese halbiert wird oder die Fahrtdauer unter zwei Stunden sinkt bzw. die Fahrtstrecke kürzer als 13 Kilometer wird, so ist davon auszugehen, dass die Ausflugsschiffahrt in den Binnenregionen eingestellt wird. Die Ausflugsschiffahrt wird eingestellt, wenn nicht mehr alle Haltestellen angelaufen werden können. In diesen Fällen kommt es auch zu Nutzenänderungen bei den Tourist*innen. Dabei sind die drei Reaktionen der Tourist*innen aus **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** zu unterscheiden. Für diese drei Reaktionen gilt es jeweils getrennt die Nutzenänderung bzw. den Nutzenverlust aus dem Wegfall der Ausflugsschiffahrt zu ermitteln. Der Nutzenverlust der Tourist*innen wird in folgenden Schritten ermittelt:

1. Es gilt, die Zahl der vom Wegfall der Ausflugsschiffahrt betroffenen Tourist*innen zu bestimmen. Die Zahl der betroffenen Tourist*innen wird dadurch ermittelt, dass die Anzahl der Ausflüge mit der durchschnittlichen Passagierzahl multipliziert wird.
2. Im nächsten Schritt gilt es zu ermitteln, wie sich die Zahl der betroffenen Tourist*innen auf die drei bewertungsrelevanten Reaktionen verteilt. Hierzu werden die Tourist*innen entsprechend der Aufteilung aus

3. Tabelle **24** auf die Reaktionstypen verteilt.

Tabelle 24: Reaktion der Tourist*innen (ohne Einheimische) auf die Einstellung der Fahrgastschiffahrt

Region	unverändert Urlaub machen	Urlaub in einem anderen Gebiet	Urlaub verkürzen
überregionaler Durchschnitt	72,2%	16,8%	11,0%

Weiter gilt es, die Ausflugsschiffahrtspassagiere auf die Tourismuskategorien gemäß Tabelle 25 aufzuteilen.

Tabelle 25: Aufteilung der touristischen Nutzer*innen auf die Nutzerkategorien

Region	Einheimischer	Tagesausflügler	Urlauber	Wochenendausflügler
überregionaler Durchschnitt	13,8%	23,1%	31,3%	31,9%

Die Aufteilung auf die Nutzerkategorien ist von Bedeutung, weil die Verweildauer vor Ort von den Kategorien abhängt. So wird das Mengengerüst für die Nutzenermittlung der Erholungs- und Freizeitnutzen der Touristen ermittelt.

Den Tourist*innen, die ohne Ausflugsschiffahrt ihren Urlaub **unverändert vor Ort** verbringen, entsteht ein Nutzenverlust ausschließlich aus dem Wegfall der Ausflugsschiffahrt. Dieser Nutzenverlust entspricht dem Delta-Zahlungsbereitschaft für die Ausflugsschiffahrt (Konsumentenrente). Der Nutzenverlust dieser Tourist*innen wird wie folgt berechnet:

1. Schritt:

*Passagierzahl * Anteil der Tourist*innen, die unverändert Urlaub machen*
*= Anzahl der Tourist*innen, die vor Ort bleiben*

Die Anzahl der Tourist*innen, die vor Ort bleiben, multipliziert mit dem Delta-Zahlungsbereitschaft für die Ausflugsschiffahrt ergibt den Nutzenverlust dieser Tourist*innen.

2. Schritt:

*Anzahl der Tourist*innen, die vor Ort bleiben * Delta-Zahlungsbereitschaft Ausflugsschiffahrt =*
*Nutzenverlust der Tourist*innen vor Ort*

Die zweite Reaktion ist die, dass an einem **anderen Ort** der Urlaub verbracht wird. Die Anzahl wird wieder darüber bestimmt, dass der Anteil, der so reagiert, mit der Passagierzahl multipliziert wird.

1. Schritt:

*Passagierzahl * Anteil Ortswechsler*innen*
*= Anzahl der Tourist*innen, die den Urlaubsort wechseln*

Anschließend muss diese Anzahl noch auf die Tourismuskategorien aufgeteilt werden, weil die Tourismuskategorien spezifische Verweildauern haben. Es bedarf dieser Vorgehensweise, da der Nutzenverlust pro Tag ermittelt wird.

2. Schritt:

*Anzahl der Touristen, die den Urlaubsort wechseln * Anteile der Tourismuskategorien * Verweildauer der Tourismuskategorien*
= Anzahl der Tage, für die ein Nutzenverlust entsteht

Der Nutzenverlust wird jetzt nicht mehr über das Delta-Zahlungsbereitschaft für die Ausflugsschiffahrt ermittelt, sondern über das Delta-Zahlungsbereitschaft den Urlaubsort.

3. Schritt:

*Anzahl der Tage, für die ein Nutzenverlust entsteht * dem Delta-Zahlungsbereitschaft Urlaubsort = Nutzenverlust der Touristen, die den Urlaubsort wechseln*

Die letzte Reaktionsvariante ist die, dass der **Urlaub verkürzt** wird. Diese Variante trifft nur auf Urlauber, Tagesausflügler und Wochenendausflügler zu. Einheimische verkürzen ihren „Aufenthalt“ nicht. Der Nutzenverlust dieser Tourist*innen setzt sich aus zwei Nutzen zusammen. Zum einen ist dies der Urlaubsnutzen der Verkürzungstage und zum anderen der Nutzenverlust aus dem Wegfall der Ausflugsschiffahrt. Die Anzahl der relevanten Tourist*innen entspricht dem bisher nicht betrachteten Rest der Tourist*innen.

1. Schritt:

*Anzahl der Tourist*innen, die den Urlaub verkürzen * Verkürzungstage * Delta-Zahlungsbereitschaft Urlaubsort*

2. Schritt:

*Anzahl der Tourist*innen, die den Urlaub verkürzen * Delta-Zahlungsbereitschaft Ausflugsschiffahrt gesamt*

3. Schritt:

*Summe aus Schritt 1 und Schritt 2 = Nutzenverlust der Tourist*innen, die den Urlaub verkürzen*

Die Aufsummierung des beschriebenen Nutzens der Tourismusteilgruppen ergibt den Gesamtnutzen der Tourist*innen durch die getroffene Maßnahme.

Erholungs- und Freizeitnutzen der Wassersportler*innen

Die Boote der Wassersportler*innen sind die Basis für die Bestimmung des Erholungs- und Freizeitnutzens der Wassersportler*innen. Während bei den Tourist*innen direkt die Personenzahl die Basis der weiteren Berechnungen darstellt, können die meisten Berechnungen bei den Wassersportler*innen auf Basis der Bootszahlen durchgeführt werden. Bei Schätzung des Erholungs- und Freizeitnutzens der Wassersportler*innen werden vier relevante Reaktionen auf eine Fahrtstreckenverkürzung unterschieden:

1. Keine Verhaltensänderung (für die Nutzenbestimmung irrelevant).
2. Anderes Revier wählen und dort Boot fahren.

3. Nicht mehr Boot fahren, aber am selben Ort Urlaub machen.
4. Nicht mehr Boot fahren und an einem anderen Ort Urlaub machen.

Die Bestimmung des Erholungs- und Freizeitnutzens der Wassersportler*innen erfolgt in den folgenden Schritten:

1. Bestimmung der durchschnittlichen Fahrtweite der Boote.
2. Berechnung, um wie viel Prozent die Fahrstrecke durch die zu bewertende Maßnahme verkürzt wird.
3. Auf Basis der prozentualen Verkürzung werden die jeweiligen Anteile der Reaktionsmöglichkeiten geschätzt, um die Anzahl der Boote den Reaktionsmöglichkeiten zuzuordnen.

In vielen Fällen kann eine Schleusenstatistik die Basis für die Betrachtung sein. Üblicherweise ist jedoch aus einer Schleusenstatistik nicht ersichtlich, wie sich die Motorboote auf solche mit und solche ohne Kabine aufteilen. An dieser Stelle kann die im Rahmen der Befragung ermittelte, überregionale Verteilung dazu dienen, eine solche Verteilung zu schätzen (s. Tabelle 28). Insbesondere gilt es zu berücksichtigen, dass für eine detaillierte Bewertung Prognosen über die Nutzung der Freizeitwasserstraße erstellt werden müssen. Für eine überschlägige Rechnung kann aber davon ausgegangen werden, dass bei Fortbestand des Status quo keine Änderung der Nutzungsintensität erwartet wird.

Im Ergebnis hat das Mengengerüst für die Nutzenermittlung der Wassersportler*innen folgende Form:

Tabelle 26: Aufteilung der Reaktionsvarianten der Wassersportler*innen auf die Bootskategorien

Bootskategorie	trotzdem im Revier fahren	anderes Revier wählen und dort Boot fahren	nicht mehr Boot fahren, aber wiederkommen	nicht mehr Boot fahren, anderen Urlaubsort wählen
Motorboot mit Kabine	bewertungsirrelevant	Delta-Zahlungsbereitschaft + Trailerkosten bei Eignern	Delta-Zahlungsbereitschaft Eigner und Mieter	Delta-Zahlungsbereitschaft Eigner und Mieter
Motorboot ohne Kabine	bewertungsirrelevant	Delta-Zahlungsbereitschaft + Trailerkosten bei Eignern	Delta-Zahlungsbereitschaft Eigner und Mieter	Delta-Zahlungsbereitschaft Eigner und Mieter
Segelboot mit Kabine	bewertungsirrelevant	Delta-Zahlungsbereitschaft + Trailerkosten bei Eignern	Delta-Zahlungsbereitschaft Eigner und Mieter	Delta-Zahlungsbereitschaft Eigner und Mieter
Segelboot ohne Kabine	bewertungsirrelevant	Delta-Zahlungsbereitschaft + Trailerkosten bei Eignern	Delta-Zahlungsbereitschaft Eigner und Mieter	Delta-Zahlungsbereitschaft Eigner und Mieter
Paddelboot	bewertungsirrelevant	Delta-Zahlungsbereitschaft + Trailerkosten bei Eignern	Delta-Zahlungsbereitschaft Eigner und Mieter	Delta-Zahlungsbereitschaft Eigner und Mieter

(Hier wird nur das Grundscheema der Aufteilung abgebildet. Aus diesem Grund sind keine Werte in der Tabelle eingetragen. Auch wenn in den Spalten „nicht mehr Boot fahren, aber wiederkommen“ und „nicht mehr Boot fahren, anders Revier wählen“ dieselben Angaben in den Feldern stehen, so unterscheiden sie sich im Rahmen einer Bewertung, durch unterschiedlich hohe Zahlungsbereitschaften)

Wie bereits erwähnt, ist die erste Reaktionsvariante „trotzdem im Revier fahren“ für die Nutzenermittlung irrelevant. Die Variante „**anderes Revier wählen und dort Boot fahren**“ ist nicht nur relevant, sondern bedingt auch zwei Teilnutzen, die es zu berücksichtigen gilt. Einerseits gilt es, den Verlust an Erholungs- und Freizeitnutzen zu quantifizieren und andererseits auch die Kosten der Bootsverlagerung zu berücksichtigen. Für beide Teilnutzen muss zuerst ermittelt werden, wie viele der Boote Eigentum und wie viele gechartert sind (s. Tabelle 29). Nur die Boote im Eigentum werden letztlich verlagert. Die Bootsmieter*innen werden einfach im neuen Revier ein Boot chartern. Die Unterscheidung in Eigentümer*innen und Mieter*innen ist aber auch für den Erholungs- und Freizeitnutzen von Bedeutung, weil die Eigentümer*innen eine andere Zahlungsbereitschaft aufweisen als die Mieter*innen (s. Tabelle 27).

Tabelle 27: Zahlungsbereitschaften für Bootseigentümer*innen und Bootsmieter*innen unterteilt nach verlagerten und induzierten Verkehren

(Unterscheidung für NEF ₂)	Eigentum / gechartert	Motorboote	Motorboote	Paddelboot
induzierter Verkehr	Eigentum (€/a)	2.618,65	2.618,65	932,02
	gechartert (€/Tag)	135,60	135,60	57,51
verlagerter Verkehr	Eigentum (€/a)	186,84	186,84	19,10
	gechartert (€/Tag)	14,20	14,20	13,64

Für **Bootseigner*innen** wird auf Basis jährlicher Kosten gerechnet.

Bootseigner*innen 1. Schritt:

*Anzahl der Boote im Eigentum, die verlagert werden * dem Delta-Zahlungsbereitschaft für Boote im Eigentum = Nutzenverlust der Bootseigentümer*innen, die ihr Boot verlagern*

Zusätzlich zu diesem jährlich auftretenden Nutzenverlust entsteht den Bootseigentümer*innen ein weiterer einmaliger Nutzenverlust. Sie müssen ihr Boot zum neuen Revier transportieren. Hierfür fallen die Trailer- und Transportkosten an. Dieser einmalige Nutzenverlust errechnet sich wie folgt:

Bootseigner*innen 2. Schritt

*Anzahl der Boote im Eigentum, die verlagert werden * Trailer- und Transportkosten zum neuen Revier = Verlagerungskosten (einmalige Kosten!)*

Für Bootsmieter*innen wird auf Basis täglicher Kosten gerechnet. Zur Ermittlung des Nutzenverlusts der **Bootsmieter*innen** ist es somit notwendig, die Aufenthaltstage zu ermitteln. Die Zahlungsbereitschaft der Bootsmieter*innen liegt zwar je Boot vor, aber nicht je Jahr, sondern je Aufenthaltstag (s. Tabelle 27). Die durchschnittlichen Aufenthaltstage je Bootskategorie und Region sind unterschiedlich (s. Tabelle 30).

Bootsmieter*innen 1. Schritt:

*Anzahl der gecharterten Boote, bei Urlaubsverlagerung * durchschnittliche Verweildauer je Bootstyp = Urlaubstage Bootsmieter*in*

Aus den Urlaubstagen je Bootsmieter*in lassen sich mit Hilfe der Delta-Zahlungsbereitschaft die Nutzenverluste der Erholungs- und Freizeitfunktion ermitteln.

Bootsmieter*innen 2. Schritt

*Urlaubstage Bootsmieter*in * Delta-Zahlungsbereitschaft Mieter (anderes Revier) = Nutzen aus Erholungs- und Freizeitfunktion der Bootsmieter*

Für die **Paddelbootfahrer*innen** ist analog zu den Bootsmieter*innen vorzugehen.

Paddelbootfahrer*innen 1. Schritt:

*Anzahl der Paddelboote bei Urlaubsverlagerung * durchschnittliche Verweildauer der Paddelbootfahrer*innen = Urlaubstage Paddelbootfahrer*innen*

Paddelbootfahrer*innen 2. Schritt:

*Urlaubstage Paddelbootfahrer*innen * Delta-Zahlungsbereitschaft Paddelbootfahrer*innen = Nutzen aus Erholungs- und Freizeitfunktion der Paddelbootfahrer*innen*

Die zweite Reaktionsvariante ist die, **nicht mehr Boot zu fahren, aber dem Urlaubsort treu zu bleiben**. Genauso wie bei der ersten bewertungsrelevanten Reaktionsvariante ist die Unterscheidung in Eigentümer*innen und Mieter*innen wieder zu berücksichtigen. Die Berechnung der Nutzen aus Erholungs- und Freizeitfunktion erfolgt analog zur Berechnung der ersten Reaktionsvariante, allerdings mit teilweise anderen Zahlungsbereitschaften (s. Tabelle 27).

Bootseigner*innen:

*Anzahl der Boote im Eigentum, die nicht mehr genutzt werden * der Delta-Zahlungsbereitschaft für Boote im Eigentum = Nutzenverlust der Bootseigentümer*innen, die ihr Boot nicht mehr nutzen, aber im Revier bleiben²*

Bei den Bootsmieter*innen werden die Urlaubstage analog zu den Urlaubstagen der verlagernden Bootsmieter*innen ermittelt. Der Nutzen wird mit der entsprechenden Delta-Zahlungsbereitschaft multipliziert.

Bootsmieter*innen:

*Urlaubstage Bootsmieter*innen, die im Revier bleiben, ohne Boot zu fahren * Delta-Zahlungsbereitschaft Mieter*innen (nicht mehr Bootfahren, aber wiederkommen) = Nutzen aus Erholungs- und Freizeitfunktion der Bootsmieter*innen, die im Revier bleiben, ohne Boot zu fahren*

Genauso wird für die Paddelbootfahrer*innen vorgegangen.

Paddelbootfahrer*innen:

*Urlaubstage Paddelbootfahrer*innen, die im Revier bleiben, ohne zu paddeln * Delta-Zahlungsbereitschaft Paddelbootfahrer*innen = Nutzen aus Erholungs- und Freizeitfunktion der Paddelbootfahrer*innen, die im Revier bleiben, ohne zu paddeln*

Die letzte Reaktionsvariante ist die, **nicht mehr Boot zu fahren und einen anderen Urlaubsort zu wählen**. Die Vorgehensweise ist analog zu der Reaktionsvariante „nicht mehr Boot zu fahren, aber dem Urlaubsort treu zu bleiben“.

Bootsmieter*innen:

*Urlaubstage Bootsmieter*innen, die nicht mehr Boot fahren und einen anderen Urlaubsort wählen * Delta-Zahlungsbereitschaft Mieter*innen (nicht mehr Bootfahren, anderer Urlaubsort) = Nutzen aus Erholungs- und Freizeitfunktion der Bootsmieter*innen, die im nicht mehr Boot fahren und einen anderen Urlaubsort wählen*

Für die Motorbooteigner*innen und die Paddelbootfahrer*innen ist die Vorgehensweise identisch mit der zweiten Reaktionsvariante.

Wie bei den Tourist*innen ergibt sich der Gesamtnutzen der Wassersportler*innen aus der Summe der einzelnen Kategorien.

Ermittlung des Erholungs- und Freizeitnutzens 2 (NEF₂)

Der Erholungs- und Freizeitnutzen 2 wird für eine streckenlängenunabhängige Maßnahme ermittelt, die hypothetisch die Attraktivität des Reviers erhöht und zu mehr Bootsfahrten in der Freizeitschifffahrt führt.

Analog zu NEF₁ ist das Delta der Motorboot- und Kanufahrten durch die attraktivitätssteigernde Maßnahme die Basis zur Bestimmung des NEF₂ für Wassersportler*innen. Sofern nicht auf Schleusenstatistiken zurückgegriffen werden kann, ist die Anzahl der Bootsfahrten durch Interviews bei den im Revier ansässigen Boots- und Kanuverleiher*innen bzw. durch Interviews bei den Marinas und Bootseigentümer*innen zu erheben. Liegen keine Daten zu den Bootsfahrten vor oder nach einer Renaturierungsmaßnahme an der Wasserstraße vor, so können Delta-Bootsfahrten mit Hilfe der Studienergebnisse von Getzner et al. (2011) geschätzt werden. Demnach führten Renaturierungsmaßnahmen an (Freizeit-)Wasserstraßen im konservativsten der betrachteten Fälle zu einer Erhöhung der Bootsfahrten um den Faktor 3,4.

Analog zu NEF₁ sind vier relevante Reaktionen zu unterscheiden:

1. Keine Verhaltensänderung: Die Anzahl der Bootsfahrten bleibt gleich wie vor der Maßnahme und ist für die Nutzenberechnung irrelevant.
2. Verlagerter Verkehr: Boote kommen aus anderen Gebieten oder verlegen ihren Standort ins Revier.
3. Induzierter Verkehr I: Urlauber*innen bleiben im Revier und fahren zusätzlich Boot.
4. Induzierter Verkehr II: neue Urlauber*innen kommen ins Revier und fahren zusätzlich Boot.

Lediglich die verlagerten Verkehre (Punkt 2) und die induzierten Verkehre (Punkte 3 und 4) sind bewertungsrelevant. Da von Punkt 1 keine Verhaltensänderungen ausgehen, fließen diese nicht in die NEF₂-Berechnung ein.

Im ersten Schritt ist die Verteilung des Delta-Bootsfahrten auf die einzelnen Bootstypen im betrachteten Revier zu ermitteln. Wenn keine Informationen zur Aufteilung auf die verschiedenen Bootstypen vorliegen, kann die ermittelte überregionale Verteilung analog zu NEF₁ verwendet werden (s. Tabelle 28).

Für die Berechnung des NEF₂ wird eine Maßnahme zugrunde gelegt, die die Attraktivität des Gebiets erhöht und dadurch zu mehr Verkehr führt. Das Konzept der Methodik des Bundesverkehrswegeplans zur Bewertung des NEF₁ dient jedoch in erster Linie der Beurteilung von Schleusenschließungen und -erhaltungen bzw. Streckenlängenveränderungen. Die Daten zur Bestimmung des Reaktionsverhaltens basieren somit auf prozentualen Änderungen der Streckenlängen (s. Tabelle 31). Damit fehlt für die Berechnung des NEF₂ eine gesicherte Datenbasis. Jedoch kann annäherungsweise die umgekehrte durchschnittliche Verteilung von Tabelle 31 verwendet werden, um die Reaktionsfunktionen zu bestimmen. Auf dieser Basis lassen sich die NEF₂ für verlagerten und induzierten Verkehr berechnen.

Ermittlung NEF₂ für den verlagerten Verkehr:

Für die verlagerten Verkehre („Boote kommen aus anderen Gebieten oder verlegen ihren Standort zum betrachteten Revier“) wird der NEF₂ bestimmt. Analog zu NEF₁ muss zunächst die Verteilung der Boote in „Eigentum“ und „Charter“ für die Bootstypen („Motorboot mit Kabine“, „Motorboot ohne Kabine“ und „Kanu“ oder „Paddelboot“) ermittelt werden (s. Tabelle 28 und Tabelle 29). Eigentümer*innen und Mieter*innen weisen unterschiedliche Zahlungsbereitschaften auf (s. Tabelle 27).

Bootseigner*innen 1. Schritt:

*Anzahl der Boote im Eigentum, die ins Revier verlagert werden * Delta-Zahlungsbereitschaft für Boote im Eigentum = Nutzengewinn der Bootseigentümer*innen, die ihr Boot ins Revier verlagern*

Zusätzlich zu dem Nutzen aus Erholung und Freizeit fallen für die **Eigentümer*innen von Motorbooten** einmalige Verlagerungskosten (hier als Trailerkosten bezeichnet) an.

Bootseigentümer*innen 2. Schritt:

*Anzahl der Motorboote im Eigentum, die ins Revier verlagert werden * Trailer- und Transportkosten zum Revier = Verlagerungskosten (einmalige Kosten!)*

Für die Ermittlung des Erholungs- und Freizeitnutzens für **Bootsmieter*innen** ist zunächst die Anzahl der Aufenthaltstage für jeden Bootstyp zu ermitteln (analog zu NEF₁).

Bootsmieter*innen 1. Schritt:

*Anzahl der gecharterten Boote, bei Urlaubsverlagerung * durchschnittliche Verweildauer je Bootstyp = Urlaubstage Bootsmieter *innen*

Bootsmieter*innen 2. Schritt

*Urlaubstage Bootsmieter*innen * Delta-Zahlungsbereitschaft Mieter*innen (anderes Revier) = Nutzen aus Erholungs- und Freizeitfunktion der Bootsmieter*innen*

Für die Paddelbootfahrer*innen ist analog zu den Bootsmieter*innen vorzugehen.

Paddelbootfahrer*innen 1. Schritt:

*Anzahl der Paddelboote bei Urlaubsverlagerung * durchschnittliche Verweildauer der Paddelbootfahrer*innen = Urlaubstage Paddelbootfahrer*innen*

Paddelbootfahrer*innen 2. Schritt:

*Urlaubstage Paddelbootfahrer*innen * Delta-Zahlungsbereitschaft Paddelbootfahrer*innen = Nutzen aus Erholungs- und Freizeitfunktion der Paddelbootfahrer*innen*

Die zweite bewertungsrelevante Reaktionsvariante ist „**Urlauber*innen bleiben im Revier und fahren zusätzlich Boot**“. Wie für die vorige Reaktionsfunktion wird der NEF₂ für jeden Bootstyp getrennt nach Eigentum und gechartert berechnet und dabei die jeweiligen Zahlungsbereitschaften verwendet (s. Tabelle 27).

Bootseigentümer*innen:

*Anzahl der zusätzlichen Boote im Eigentum * Delta-Zahlungsbereitschaft für Boote im Eigentum = Nutzengewinn der Bootseigentümer*innen, die bereits vor Ort sind und zusätzlich Boot fahren*

Bei den Bootsmieter*innen werden die Urlaubstage analog zu den verlagerten Bootsfahrten ermittelt und mit dem Delta-Zahlungsbereitschaft multipliziert:

Bootsmieter*innen:

*Anzahl gecharterter Boote * durchschnittliche Verweildauer der Bootsmieter*innen * Delta-Zahlungsbereitschaft Mieter*innen, die bereits vor Ort sind und zusätzlich Boot fahren = Nutzen aus Erholung und Freizeit der Bootsmieter*innen, die bereits vor Ort sind und zusätzlich Boot fahren*

Für die **Paddelbootfahrer*innen** ist analog zu den Bootsmieter*innen vorzugehen.

Paddelbootfahrer*innen 1. Schritt:

*Anzahl gecharterte Paddelboote * durchschnittliche Verweildauer der Paddelbootfahrer*innen * Delta-Zahlungsbereitschaft der Paddelbootfahrer*innen (aus anderem Revier) = Nutzen aus Erholung und Freizeit der Paddelbootfahrer*innen*

Die letzte Reaktionsvariante ist „**neue Urlauber*innen kommen ins Revier und fahren zusätzlich Boot**“. Die Berechnungsschritte erfolgen analog zur Reaktion „**Urlauber*innen bleiben im Revier und fahren zusätzlich Boot**“.

Üblicherweise fließt in die Bewertung des Methodenbausteins des Nutzens aus Freizeitschifffahrt an Bundeswasserstraßen für die BVWP auch der veränderte Umweltnutzen, im Sinne veränderter Emissionen mit ein. Dieser Aspekt übersteigt deutlich den Kontext der Ökosystemleistungsbewertung und wird daher in diesem Projekt nicht weiter berücksichtigt.

ERGÄNZENDE TABELLEN:

Tabelle 28: Durchschnittliche überregionale Verteilung auf die einzelnen Bootstypen

Bootskategorien	Hausboot	Motorboot mit Kabine	Motorboot ohne Kabine	Paddelboot
Mittelwert	3%	72%	17%	8%
Mittelwert ohne Hausboote	0%	74%	17%	9%

Tabelle 29: Durchschnittliche überregionale Verteilung auf Eigentumsverhältnisse

Eigentum / gechartert	Motorboot mit Kabine	Motorboot ohne Kabine	Paddelboot
Eigentum	70%	50%	13%
gechartert	30%	50%	88%

Tabelle 30: Durchschnittliche überregionale Aufenthaltstage nach Bootskategorie

Bootskategorien	Motorboot mit Kabine	Motorboot ohne Kabine	Paddelboot
Aufenthaltstage	14,04	8,3	1,4

Tabelle 31: Durchschnittliches überregionales Reaktionsverhalten auf verschiedene Streckenkürzungen der befahrbaren Streckenlänge an Freizeitwasserstraßen

Streckenverkürzung um ...	trotzdem im Revier fahren	anderes Revier wählen oder dahin verlegen	nicht mehr Boot fahren, aber wiederkommen	nicht mehr Boot fahren, anderes Revier wählen
10%	92,2%	1,7%	0,9%	5,2%
20%	84,4%	3,3%	1,9%	10,4%
25%	80,5%	4,1%	2,4%	13,0%
30%	71,6%	9,4%	3,5%	15,5%
40%	54,0%	19,9%	5,8%	20,3%
50%	36,3%	30,4%	8,1%	25,2%
60%	24,9%	33,9%	12,8%	28,4%
70%	13,4%	37,5%	17,4%	31,7%
75%	7,7%	39,3%	19,7%	33,3%
80%	5,7%	40,0%	20,3%	34,0%
90%	1,7%	41,4%	21,6%	35,3%

Bewertungsschritte und fiktive Beispielrechnung

Die grundlegenden Voraussetzungen zur Anwendung der NEF₁-Methodik sind im Fallbeispiel der DRV Lenzen nicht erfüllt. Stattdessen kann die daraus entwickelte Methode NEF₂ verwendet werden.

Nach Experteneinschätzungen liegt die Zahl der Bootsfahrten nach der Deichrückverlegung bei 1.400³⁰. Da keine Daten über die Bootsfahrten vor der Deichrückverlegung vorliegen, wird diese Zahl geschätzt. Getzner et al. (2011) fanden heraus, dass Renaturierungsmaßnahmen die Bootsfahrten um den Faktor 3,4 erhöhen. Daher wird die Zahl der Fahrten vor der Deichrückverlegung auf $1.400 / 3,4 = 412$ geschätzt. Es wird also angenommen, dass die Deichrückverlegung 988 zusätzliche Bootsfahrten pro Jahr verursacht.

Boote ohne Verhaltensänderung (Punkt 1) sind irrelevant für die Berechnung, während verlagerte Verkehre (Punkt 2) und induzierte Verkehre (Punkte 3 und 4) in die NEF₂-Berechnung einfließen (analog zu NEF₁, S. 79).

Die konkrete Verteilung der Bootsfahrten auf die Reaktionen wird auf der Grundlage der umgekehrten durchschnittlichen überregionalen Verteilung der Bundesverkehrswegeplan-Methodik für unterschiedliche Streckenkürzungen ermittelt. Da die BVWP-Methodik für Schleusenerhaltungen konzipiert wurde, liegen keine für Deichrückverlegungen spezifischen Werte vor. Von den nach der Deichrückverlegung gemessenen Bootsfahrten sind 363 Bootsfahrten verlagerte Verkehre und 626 Bootsfahrten induzierte Verkehre. 412 Bootsfahrten nach der Deichrückverlegung werden der Kategorie „Keine Verhaltensänderung“ (bewertungsirrelevant) zugeordnet und entsprechen annahmegemäß der Anzahl der Bootsfahrten vor der Deichrückverlegung. Die konkrete Aufteilung der zusätzlichen verlagerten und induzierten Verkehre auf die Bootskategorien und der Eigentumsverhältnisse kann Tabelle 32 entnommen werden.

Tabelle 32: Aufteilung der zusätzlichen Bootsfahrten nach Deichrückverlegung auf verlagerte und induzierte Verkehre nach Eigentumsverhältnis und Bootskategorie

	Eigentumsverhältnis	Motorboot mit Kabine	Motorboot ohne Kabine	Paddelboot
induziert	Eigentum	326	54	7
induziert	gechartert	139	54	47
verlagert	Eigentum	188	31	4
verlagert	gechartert	81	31	27
gesamt	Eigentum	514	85	11
gesamt	gechartert	220	85	74

³⁰ Das entspricht bei einem Besetzungsgrad von drei Personen je Bootsfahrt insgesamt 4.200 Personen.

Berechnung verlagerter Verkehr:

Für die verlagerten Verkehre („Aus anderem Revier kommend bzw. nach Lenzen verlegend“) wird der Erholungs- und Freizeitnutzen bestimmt³¹. Dafür wird zunächst die Aufteilung für im Eigentum befindende Boote und gecharterte Boote ermittelt. Eigentümer*innen und Mieter*innen von Booten weisen unterschiedliche Zahlungsbereitschaften auf. Gemäß BVWP-Methodik werden die folgenden Schritte für Bootseigentümer*innen und Bootsmieter*innen jeweils für die drei Bootstypen „Motorboot mit Kabine“, „Motorboot ohne Kabine“ und „Paddelboot“ durchgeführt. Zur Verständlichkeit werden die Rechenschritte im Folgenden jeweils allgemein beschrieben und anschließend für die Kategorie „Motorboote mit Kabine“ berechnet.

Für Bootseigentümer*innen, die ihr Boot verlagern, wird das Delta der Zahlungsbereitschaft auf Basis jährlicher Kosten berechnet. Für die Motorboote mit und ohne Kabine beträgt das Zahlungsbereitschafts-Delta 186,84 € pro Jahr und für Paddelboote 19,10€ pro Jahr (PLANCO Consulting GmbH, 2024).

Bootseigentümer*innen 1. Schritt:

*Anzahl der Boote im Eigentum, die nach Lenzen verlagert werden * Delta-Zahlungsbereitschaft für Boote im Eigentum = Nutzengewinn der Bootseigentümer*innen, die ihr Boot nach Lenzen verlagern*

$$188 \text{ Boote} * 186,84 \text{ €} = 35.204 \text{ € Nutzengewinn der Bootseigentümer*innen}^{32}$$

Für die Berechnung des Nutzengewinns der Bootsmieter*innen werden zunächst die durchschnittlichen Aufenthaltstage je Bootskategorie und Region benötigt. Diese betragen 14,0 Tage für Motorboote mit Kabine, 8,3 Tage für Motorboote ohne Kabine und 1,4 Tage für Paddelboote (PLANCO Consulting GmbH, 2024). Die durchschnittliche Aufenthaltsdauer je Bootskategorie wird mit der jeweiligen Anzahl der gecharterten Boote multipliziert.

Bootsmieter*innen 1. Schritt:

*Anzahl der gecharterten Boote, bei Urlaubsverlagerung * durchschnittliche Verweildauer je Bootstyp = Urlaubstage Bootsmieter*innen*

$$81 \text{ gecharterte Boote} * 14,0 \text{ Tage} = 1.134 \text{ Urlaubstage Bootsmieter*innen}$$

Die Zahlungsbereitschaft der Bootsmieter*innen wird auf Basis täglicher Kosten als Differenz zur zweitbesten Alternative berechnet. Für Motorboote mit und ohne Kabine beträgt dieses Delta 14,20€ pro Tag und für Paddelboote 13,64 € pro Tag (vgl. PLANCO Consulting GmbH, 2024). Diese Zahlungsbereitschaften werden dann mit der durchschnittlichen Anzahl der Urlaubstage multipliziert:

³¹ In diesem Fall soll lediglich die Bewertung der wasserbezogenen Ökosystemleistungen (ÖSL) anhand des Nutzens aus der Erholungs- und Freizeitfunktion (NEF) der BVWP-Methodik demonstriert werden. Weitere Kosten für die Bootsverlagerung sowie für die Fahrt- und Umweltkosten (Anfahrt und Bootsfahrt) werden an dieser Stelle noch nicht berücksichtigt.

³² In dieser und in folgenden Berechnungen kann es zu abweichenden Ergebnissen aufgrund von Rundungen kommen. Die beispielhaft berechneten Werte entsprechen denen in Tabelle 2

Bootsmieter*innen 2. Schritt:

*Urlaubstage Bootsmieter*innen * Delta-Zahlungsbereitschaft Mieter*innen (aus anderem Revier) = Nutzengewinn aus Erholungs- und Freizeitfunktion der Bootsmieter*innen*

*1.134 Urlaubstage Bootsmieter*innen * 14,20 € pro Tag = 16.078 € Nutzengewinn der Bootsmieter*innen*

Berechnung induzierter Verkehr:

Die Berechnung des Nutzens aus Erholung und Freizeit erfolgt analog zu den Berechnungen des verlagerten Verkehrs, jedoch mit unterschiedlichen Zahlungsbereitschaften.

Durch die Deichrückverlegung werden zusätzliche Bootsfahrten durchgeführt. Somit kommt es zu neuen Bootseigentümer*innen, die ihre Boote in dem Revier der Lenzener Elbtalaue positionieren. Für Motorboote mit und ohne Kabine beträgt die Zahlungsbereitschaft auf Basis jährlicher Kosten 2.618,65 € und für Paddelboote 932,02 €.

Bootseigner*innen:

*Anzahl der Boote im Eigentum, die zusätzlich genutzt werden * dem Delta-Zahlungsbereitschaft für Boote im Eigentum = Nutzengewinn der Bootseigentümer*innen, die zusätzlich ein Boot nutzen und im Revier weiterhin Urlaub machen*

*326 Motorboote mit Kabine * 2.618,65 € pro Jahr = 852.580 €*

Bei den Bootsmieter*innen werden die Urlaubstage analog zu den Urlaubstagen der verlagernden Bootsmieter*innen ermittelt. Die Zahlungsbereitschaften sind 135,60 € pro Tag für Motorboote mit und ohne Kabine und 57,51 € pro Tag für Paddelboote.

Bootsmieter*innen:

*Anzahl der gecharterten Boote, bei Urlaubsverlagerung * durchschnittliche Verweildauer je Bootstyp * Delta-Zahlungsbereitschaft Mieter*innen (wiederkommen und zusätzlich Boot fahren) = Nutzen aus Erholungs- und Freizeitfunktion der Bootsmieter*innen, die im Revier bleiben und zusätzlich Boot fahren*

*139 Motorboote mit Kabine * 14,04 Tage * 135,60 € pro Tag = 265.304 €*

Der Nutzen aus der Erholungs- und Freizeitfunktion der Wasserstraße für das Fallbeispiel Lenzen beträgt insgesamt 1.433.019 €. Die detaillierte Aufteilung auf die verlagerten und induzierten Verkehre sowie die einzelnen Eigentumsverhältnisse und Bootstypen können Tabelle 25 entnommen werden.

Tabelle 33: Detaillierte NEF₂ für verlagerte und induzierte Verkehre nach Eigentumsverhältnis und Bootstyp

NEF ₂ (Lenzen)	Eigentum / gechartert	Motorboot mit Kabine	Motorboot ohne Kabine	Paddelboot	Summe
---------------------------	-----------------------	----------------------	-----------------------	------------	-------

induziert	Eigentum (€/a)	852.580 €	140.991 €	6.494 €	1.000.065 €
induziert	gechartert (€/a)	265.304 €	102.504 €	3.774 €	371.582 €
verlagert	Eigentum (€/a)	35.204 €	5.822 €	77 €	41.103 €
verlagert	gechartert (€/a)	16.078 €	3.672 €	518 €	20.269 €
gesamt	Eigentum (€/a)	887.784 €	146.813 €	6.571 €	1.041.168€
gesamt	gechartert (€/a)	281.382 €	106.176 €	4.292 €	391.851€

Der Gesamtnutzen NEF2 beträgt 1.433.019 Euro p.a.

Alternative Bewertungsmethoden

Alternativ kann für die monetäre Bewertung der ÖSL Wasserbezogene Interaktion ein einfacher Nutzentransfer auf Basis der Reisekostenmethode verwendet werden. Die Methode beinhaltet aufgewendete Kosten für touristische Aufenthalte in bestimmten Regionen mit bestimmten Merkmalen. Die Bewertung erfolgt hier auf Basis der veränderten Anzahl an vermieteten Kanus und Motorbooten pro Jahr im Vergleich zu den Szenarien vor und nach einer Maßnahme. Liegen keine Daten für einen der beiden zu betrachtenden Zeitpunkte vor, dann kann die Veränderung der Anzahl der Boote nach Getzner (2015) und Getzner et al. (2011) abgeschätzt werden. Um die Gefahr der Überschätzung zu minimieren, wird der konservativste, gerundete Wert aus den eben genannten Studien verwendet. Er entspricht einer Erhöhung der Anzahl der Kanu- und Motorbootmieten um den Faktor 3,4 (vgl. Getzner et al., 2011) nach einer Renaturierungsmaßnahme. Eine vergleichbare Methode wurde auch von Mehl et al. (2020) bei der Bewertung der Wasser Interaktion im Projekt "Lila - Living Lahn" verwendet, wobei dort die Anzahl an Booten anhand von Schleusenstatistiken ermittelt werden konnte.

Die zur Bewertung des Nutzens verwendeten Ausgaben werden dabei einer Studie des Bundesministeriums für Wirtschaft und Energie (BMWi) (2016) entnommen und ergeben sich aus den durchschnittlichen Personenzahlen pro Boot, den durchschnittlichen Tagesausgaben bei Nutzung der Boote pro Person und Tag und den durchschnittlichen Nutzungstagen der Boote pro Jahr. Die Daten wurden über Befragungen von Menschen vor Ort erhoben. Für Kanus ergibt sich daraus ein nach Förster et al. (2019) angepasster Wert von 932,02 €/2021/Kanu*a, für Motorboote sind es 2.618,65 €/2021/Motorboot*a. Diese Werte können dann mit der jeweiligen Differenz der Boote zwischen den Szenarien vor und nach der DRV multipliziert werden, woraus sich der monetäre Wert der wasserbezogenen Interaktion ergibt.

Bewertungsschritte und fiktive Beispielrechnung der alternativen Methode

Konkretes Vorgehen zur Bewertung (Beispiel mit 150 Kanus und 200 Motorbooten vor der DRV):

1. Im ersten Schritt wird die Differenz der Kanus und Motorboote ermittelt. Dafür wird der Wert vor der DRV von dem Wert nach der DRV abgezogen. Da in der Beispielrechnung der Wert nach der DRV nicht verfügbar ist, wird dieser nach Getzner et al. (2011, 2015) berechnet, indem der Wert von vor der Maßnahme mit 3,4 multipliziert wird.

Beispielrechnung:

Kanus: $(150 \cdot 3,4) - 150 = 360$

Motorboote: $(200 \cdot 3,4) - 200 = 530$

2. Anschließend wird dieser Wert mit dem Nutzen der jeweiligen Bootstypen pro Jahr multipliziert, woraus sich der jährliche monetäre Wert für die jeweiligen Bootstypen ergibt.

Beispielrechnung:

Kanus: $360 \cdot 932,02 \text{ €/a} = 335.527,2 \text{ €/a}$

Motorboote: $530 \cdot 2.618,65 \text{ €/a} = 1.387.884,5 \text{ €/a}$

3. Im letzten Schritt werden die beiden Ergebnisse summiert, was den monetären Wert der ÖSL ergibt.

Beispielrechnung: $335.527,2 \text{ €/a} + 1.387.884,5 \text{ €/a} = 1.723.411,7 \text{ €/a}$

Für die Lenzener Elbtalaue gibt es laut einer Expert*innenschätzung nach der DRV 4.200 Personen, die Motorboot fahren³³. Dieser Wert kann nach Getzner et al. (2011) durch 3,4 geteilt werden, um die Anzahl der Personen vor der DRV und anschließend die Differenz der Personen vor und nach der DRV zu ermitteln. Durch den Besatzungsgrad von 4 Personen pro Boot geteilt ergibt sich die Anzahl der Motorboote. Multipliziert man diese mit dem Nutzen von Motorbooten pro Jahr, ergibt sich nach der Methode ein Wert von 1.940.881,76 €/a. Da davon ausgegangen wird, dass in der Lenzener Elbtalaue keine Kanus genutzt werden, werden diese hier nicht miteinbezogen. Direkte Kontakte zur Burg Lenzen³⁴ und der Tourismusinformation Lenzen³⁵ bestätigten diese Einschätzung. Darüber hinaus bestätigten die drei am nächsten zur Lenzener Elbtalaue gelegenen Kanuverleihstationen telefonisch die zu große Distanz für Paddler*innen zum Projektgebiet, bzw. die eindeutig präferierte Nutzung der nahegelegenen Löcknitz.

3.3.7.3 Beschreibung der notwendigen Daten- und Informationsgrundlagen

Zur Ermittlung des monetären Wertes der ÖSL wasserbezogene Interaktion wird der Nutzen von Kanus und Motorbooten pro Jahr benötigt, der der Studie des Bundesministeriums für Wirtschaft und Energie (BMWi) (2016) entnommen werden kann. Darüber hinaus werden Daten zur Anzahl von Kanus und Motorbooten vor und nach der Maßnahme benötigt. Diese können bestenfalls aus Schleusenstatistiken oder Expert*innenschätzungen stammen, bzw. alternativ aus lokalen Daten von Verleihstationen oder Tourismusverbänden ermittelt werden. Zudem kann, sollten nicht zu beiden Zeitpunkten Angaben zur Anzahl der Boote vorliegen, nach Getzner et al. (2011) mit einer 3,4-fachen Erhöhung des Bootstourismus nach einer Renaturierung gerechnet werden (bzw. mit einer 3,4-fachen Verringerung bei Änderung eines naturnahen Flussraumes).

3.3.7.4 Methodische Schwierigkeiten

Zur einheitlichen Bewertung der wasserbezogenen Interaktion gibt es kaum eine grundlegend erprobte Bewertungsmethodik. Die hier genutzten Vorgehensweisen mit einer Abschätzung der Veränderung der Anzahl der Kanu- und Motorboottourist*innen kann lediglich als grobe Annäherung betrachtet werden. Auch spielt eine große Rolle, wie das nähere Umfeld um den Bereich einer Maßnahme am Fließgewässer gestaltet ist. Sind bereits große Bereiche des Umfelds in einem naturnahen Zustand, so wird sich die touristische Nutzung durch einen weiteren renaturierten Bereich

³³ Planco Schätzung auf Basis der Personenverkehrsprognose 2040 für die Bundeswasserstraßen (Teil der Verkehrsprognose 2040), Intraplan; et al, Verkehrsentwicklungsprognose Prognosefall 1 „Basisprognose 2040“

³⁴ https://www.burg-lenzen.de/burg_lenzen/startseite/

³⁵ <https://www.amtlenzen.de/seite/156516/tourismusinformation.html>

weniger stark verändern. Darüber hinaus bietet der AMBERS-Indikator für die wasserbezogene Interaktion keinerlei Anhalts- oder Verknüpfungspunkt für eine monetäre Bewertung. Auch in der Literatur wurde kein Artikel mit einer Bewertung eines ähnlichen Indikators gefunden. In Bezug auf die NEF-Methodik (PLANCO Consulting GmbH, 2024) ist zu beachten, dass einige Parameter den Untersuchungsraum einer ÖSL-Bewertung deutlich überschreiten und somit hier nicht berücksichtigt wurden. Darunter fallen die veränderten Emissionen im Zuge eines verlagerten Verkehrs, welche hier im Projekt nicht berücksichtigt wurden, um den Fokus auf der ÖSL-Bewertung zu erhalten.

3.3.7.5 Schwierigkeiten der Daten- und Informationsverfügbarkeit

Die Ermittlung der Anzahl vermieteter Kanus und Motorboote stellt eine große Herausforderung zur Bewertung dieser ÖSL dar. Oftmals kann nur annäherungsweise eine Abschätzung des durch eine Maßnahme entstehenden Werts für die wasserbezogene Interaktion ermittelt werden.

3.3.8 Schifffahrt

Eine monetäre Bewertung dieser Ökosystemleistung wird nicht vorgenommen, da eine Bewertung über den Indikator und generell mit Bezug zur Bewertung von Ökosystemleistungen in der wissenschaftlichen Literatur keine ausreichende Basis und Erprobung hat.

Darüber hinaus wird die Schifffahrt bereits als solche in der Bewertung für den BVWP berücksichtigt und würde bei zusätzlicher Bewertung als ÖSL potenziell doppelt in die Ermittlung des Kosten-Nutzen-Verhältnisses einfließen.

Im Folgenden wird die Bewertungsmethodik für den BVWP kurz umrissen.

3.3.8.1 Effekte der Maßnahmenumsetzung auf die Transportleistung der Schifffahrt

Im Rahmen der Bewertungen für die Bundesverkehrswegeplanung werden alle aktuell monetarisierbaren Effekte einer Infrastrukturmaßnahme in die Nutzen-Kosten-Analyse einbezogen, d.h. auch Umwelteffekte soweit möglich. Auswirkungen auf die Güterschifffahrt werden, wie bereits unter 2.1.2.2 beschrieben, durch die Nutzenkomponenten NB (Änderungen der Betriebskosten) und NA (Änderungen der Schadstoffemissionen) berücksichtigt. Die weiteren indirekt von der Schifffahrt abhängigen Nutzenkomponenten sind NW (Veränderung der Unterhaltungskosten) und NL (Lebenszyklusemissionen). NW hängt von der Schifffahrt ab, wenn durch die Aufrechterhaltung eines bestimmten Schifffahrtsstandards die Unterhaltungskosten erhöht werden. Dasselbe gilt selbstverständlich auch in der umgekehrten Richtung. Die Lebenszyklusemissionen sind schifffahrtsunabhängig, betreffen aber die durch die Maßnahme an sich bedingten Emissionen.

Maßnahmen, welche den Schifffahrtsstandard verändern, gibt es vielfältige. Die nachfolgende Liste erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit, sondern gibt lediglich die häufigsten Maßnahmen und die sich daraus ergebenden Effekte wieder.

- Veränderung der Wassertiefe führt in der Regel zu Veränderungen der Abladetiefe, aber auch damit oft einhergehend zur Veränderung der Flottenstruktur auf der entsprechenden Wasserstraße. So kann es bei einer Vertiefung zu einem dann wirtschaftlichen Einsatz

größerer Schiffseinheiten kommen, was mit einer Änderung der Flottenstruktur gleichzusetzen ist³⁶.

- Maßnahmen, die die Zahl der schiffbaren Tage pro Jahr verändern (in der Regel erhöhen), haben ebenfalls einen Einfluss auf die Schifffahrt. Im Rahmen einer Bewertung führen diese Maßnahmen zu durchschnittlich besseren Auslastungen pro Jahr.
- Eine Schleusenvergrößerung führt häufig zur Möglichkeit, größere Schiffseinheiten einzusetzen und damit ebenfalls zu einer Änderung der Flottenstruktur.
- Eine Verbreiterung oder Begradigung einer Wasserstraße führt entweder zu der Möglichkeit, größere Schiffseinheiten einzusetzen oder ermöglicht, ein existierendes Begegnungsverbot aufzuheben (siehe Abschnitt 4, Fiktives Fallbeispiel). Die zweite Möglichkeit resultiert in kürzeren und damit kostengünstigeren Transportzeiten.

Bei hinreichend starken Verbesserungen für die Schifffahrt kann es in diesen Fällen zu einer Transportverlagerung auf die Wasserstraße kommen. In welchem Umfang die Verlagerung stattfindet, wird mit Hilfe von Preiselastizitäten der Transportträger geschätzt.

Eine Übersicht über die möglichen Wirkungen auf die Schifffahrt bietet das Kompendium Nutzen-Kosten-Analysen (NKA) für Investitionen an Binnenschifffahrtsstraßen.³⁷ Die Vielfältigkeit der Maßnahmenwirkungen, mit der jeweils unterschiedlichen Komplexität der Wirkungen auf die Schifffahrt, ist ein Grund dafür, dass die entsprechenden schifffahrtsbezogenen Berechnungen nicht in das im Projekt entwickelte GIS-Tool eingebunden werden können. Der für die Schifffahrt durch eine Maßnahme entstehende Nutzen ist dann ergänzend zu ermitteln.

3.3.8.2 Methoden zur monetären Bewertung der Schiffbarkeit

Bei der Bewertung von für die Binnengüterschifffahrt relevanten Maßnahmen sind in erster Linie die Transportkostenänderungen NB zu ermitteln. Hierzu werden für alle Nutzenkomponenten die Werte mit der Infrastrukturmaßnahme mit den Werten ohne Maßnahme verglichen. Das Delta entspricht dann dem monetarisierten Nutzen. Bei diesem Vergleich werden Änderungen der relevanten Flotte und Änderungen der Abladetiefe berücksichtigt.

Bei den Kostenberechnungen für die Schifffahrt werden die Personalkosten gemäß Besatzungsvorschrift und die Vorhaltungskosten der Schiffe zu den zeitabhängigen Bereitstellungskosten zusammengefasst. Als Betriebskosten werden die Treibstoffkosten auf Basis von Leistungs-Geschwindigkeitsprofilen für die unterschiedlichen Transporteinheiten ermittelt. An dieser Stelle findet eine Änderung der Abladetiefe je Transporteinheit kostenseitige Berücksichtigung. Gemäß diesem skizzierten Verfahren werden die Transportkostenänderungen ermittelt.

Aus den Leistungs-Geschwindigkeitsprofilen werden nicht nur die spezifischen Treibstoffverbräuche, sondern auch die verkehrsabhängigen Schadstoffemissionen ermittelt. Diese sind vom Energieverbrauch und der jeweiligen Antriebsart (mit spezifischen Emissionsfaktoren) abhängig. Dazu wird derzeit im Rahmen der Verkehrsprognose 2040 und den derzeit zu aktualisierenden Kosten-

³⁶ Dieser Art der Infrastrukturmaßnahme kommt auch bei der Seeschifffahrt zum Tragen.

³⁷ Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung - Unterabteilung Wasserstraßen, Kompendium Nutzen-Kosten-Analysen (NKA) für Investitionen an Binnenschifffahrtsstraßen, Bonn 2011; derzeit in Überarbeitung.

und Wertansätzen eine zu erwartende Struktur der Antriebsarten für das Jahr 2040 prognostiziert. Aus diesem Mix von Antriebsarten werden die durchschnittlichen Emissionsfaktoren abgeleitet.

3.3.8.3 Beschreibung der notwendigen Daten- und Informationsgrundlagen

Die notwendigen Kosten- und Wertansätze werden derzeit aktualisiert und liegen voraussichtlich Anfang 2025 vor.³⁸ Üblicherweise werden sämtliche Kosten- und Wertansätze der Bewertungsmethodik des Bundesverkehrswegeplans alle fünf Jahre aktualisiert und in den meisten Fällen auch methodisch überprüft.

Die weiteren notwendigen Informationen für die Bewertungen werden üblicherweise im Rahmen der Projektbeschreibungen vom BMDV bzw. der WSV zur Verfügung gestellt. Aus diesen Projektbeschreibungen ist ersichtlich, um welche Art von Infrastrukturmaßnahme bzw. schiffahrtsrelevante Maßnahme es sich handelt.

3.4 Berücksichtigung von Ökosystemleistungen im Ecosystem Accounting

Das „Ecosystem Accounting“ (Ökosystemgesamtrechnung, EA) basiert auf dem von der UN entwickelten System of Environmental-Economic Accounting – Ecosystem Accounting (SEEA-EA). Hinter diesem ab 2011 stetig weiterentwickelten System steht die folgende Idee: Da funktionierende Ökosysteme lebensnotwendig sind und es Auswirkungen auf Wirtschaft und Gesellschaft hat, wenn sie geschädigt sind oder fehlen, ist eine Erfassung des Zustands und der Veränderung der Ökosysteme für Entscheidungsträger*innen erforderlich (United Nations et al., 2021). Ziel der von der EU im Jahre 2011 beschlossenen Verordnung 691/2011³⁹ ist die Umsetzung einer einheitlichen umweltökonomischen Gesamtrechnung basierend auf dem SEEA. Mit sukzessiven Änderungen an der Verordnung wurden und werden die zu erhebenden Daten und die Methodik erweitert (vgl. Verordnung (EU) Nr. 691/2011 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 06. Juli 2011 über europäische umweltökonomische Gesamtrechnungen, 2011). Seit 2021 ist der „experimentelle Status“ durch die Statistik-Kommission der UN aufgehoben und das „Erfassungssystem im Rahmen des SEEA EA in großen Teilen zum internationalen Standard erklärt[...]“ (Grunewald & Bastian, 2023, S. 97 nach UN 2021). Mit dem Änderungsvorschlag 329/2022⁴⁰ (vgl. Vorschlag für eine Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Verordnung (EU) Nr. 691/2011 in Bezug auf die Einführung neuer Module für die umweltökonomische Gesamtrechnung, 2022) soll die Verordnung dahingehend geändert werden, dass die Statistikämter der Mitgliedsstaaten alle drei Jahre ihre Ökosysteme im Hinblick auf Fläche und Zustand erfassen müssen (Anhang IX, Abschn. 3(1)). Die ersten Flächen- und Zustandsberichte sollen die Mitgliedsstaaten für das Referenzjahr 2024 vorlegen. Zusätzlich ist die Erhebung von ÖSL in physischen und monetären Einheiten vorgesehen.

Nach dem SEEA-EA erfolgt die Bewertung von ÖSL anhand von Ausmaß, Zustand und Leistung der Ökosysteme, wobei das Ausmaß und der Zustand dreijährlich und die Leistung jährlich

³⁸ Trimode, Intraplan, Planco, SSP (2025): Aktualisierung der Kosten- und Wertansätze der Bundesverkehrswegeplanung.

³⁹ Verordnung (EU) Nr. 691/2011 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 06. Juli 2011 über europäische umweltökonomische Gesamtrechnungen, 2011

⁴⁰ Vorschlag für eine Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Verordnung (EU) Nr. 691/2011 in Bezug auf die Einführung neuer Module für die umweltökonomische Gesamtrechnung, 2022

berichtet werden. Bei der Erfassung des Ausmaßes werden Ökosysteme klassifiziert und räumlich dargestellt, anschließend wird im nächsten Abschnitt deren Zustand erfasst. Basierend auf diesen beiden Werten erfolgt bei der Erfassung der Leistung eine physische und monetäre Bewertung der Ökosysteme (Grunewald, 2024).

In Deutschland findet die Erfassung und Bewertung von Ökosystemen im Rahmen der umweltökonomischen Gesamtrechnung (UGR) statt, wobei die Verantwortung für die Umsetzung beim statistischen Bundesamt liegt (vgl. Hansjürgens et al., 2024). Die UGR stellt eine Erweiterung der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung dar, in der die Beziehungen von Wirtschaft und Umwelt mit abgebildet werden sollen. Grundlage für die Bewertung der Ökosystemzustände und -leistungen bildet dabei die im Auftrag des BfN vom Leibniz-Institut für ökologische Raumforschung (IÖR) entwickelte, ökologische Ökosystemklassifizierung, -kartierung und -bilanzierung (Grunewald, 2024, S. 20). Im Rahmen des SEEA wurde bereits für die Jahre 2015, 2018 und 2021 eine Flächenbilanz erstellt. Als Basis dafür diente die nationale Ökosystemklassifikation, die 74 Klassen umfasst. Eine Zustandsbilanz, die Informationen zur Leistungsfähigkeit, Stabilität, Integrität und Resilienz der Ökosysteme enthält und auf der Flächenbilanz aufbaut, wurde 2023 erstmals veröffentlicht. Bilanzen zur Leistung ausgewählter Ökosysteme werden „voraussichtlich im Jahr 2025 sukzessive veröffentlicht“ (Grunewald, 2024, S. 18).

Zu den bereits veröffentlichten Flächen- und Zustandsbilanzen verschiedener Ökosysteme für den Zeitraum 2015 – 2018⁴¹ gehört auch eine Binnengewässer-Zustandsbilanz, die die Anteile der Gewässer in Deutschland, eingeteilt nach Güteklassen bezüglich Nitrat- und Phosphorbelastung und der Badewasserqualität, abbildet. Zusätzlich ist die Erhebung der ÖSL in physischen und monetären Einheiten vorgesehen. Der Vorschlag 329/2022 zur Änderung enthält eine Klassifikation von Ökosystemen und definiert einige ÖSL mit einem Fokus auf Waldökosysteme (Europäische Kommission, 2022). Die Kommission soll durch einen delegierten Rechtsakt festlegen, für welche ÖSL eine monetäre Bewertung stattfinden - und mit welcher Methodik dies geschehen soll (Art. 1, Abs. 2b). Aktuell ist die Änderung der Verordnung durch Vorschlag 329/2022 noch nicht rechtswirksam beschlossen. Auch mit der Ökosystemgesamtrechnung und somit der monetären Bewertung von ÖSL beschäftigt sich das Statistische Bundesamt. Hier scheinen einige methodologische Fragen noch offen zu sein, ein Bericht über den Fortschritt ist innerhalb der nächsten zwei Jahre angekündigt (Bellinghen et al., 2024).

Durch den Einbezug von Ökosystemleistungen in die Wirtschaftsberichterstattung sorgt das EA für eine Veränderung der Naturschutzpolitik und der Bedeutung von Ökosystemen und Biodiversität, indem deren Beitrag zum gesellschaftlichen Wohlergehen betont wird (Hansjürgens et al., 2024). Das EA kann dabei als Basis für politische und auch unternehmerische Entscheidungen dienen und gleichzeitig Naturschutzaspekte mitberücksichtigen. Wenn Ökosystemleistungen in nationale Strategien, wie die Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt oder die Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie, einbezogen werden, „erlangen sie politische Relevanz und können ihr Informations- und Steuerungspotenzial auf Bundesebene, aber auch den nachgelagerten Länder- und Kommunalebenen entfalten“ (Hansjürgens et al., 2024, S. 64). Doch obwohl die Berichterstattung über Ökosysteme und deren Leistungen mittlerweile verpflichtend ist, ist deren praktische Ausgestaltung und Anwendung zum Teil noch offen (Hansjürgens et al., 2024). Grund dafür ist auch, dass der Einbezug von Ökosystemleistungen in die Wirtschaftsberichterstattung als soziale Innovation verstanden werden kann und dessen Umsetzung nicht nur von wissenschaftlicher Expertise, sondern auch von anderen Akteuren und deren Interessen und Ressourcen abhängig ist. Aus diesem

⁴¹ https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Umwelt/UGR/oekosystemgesamtrechnungen/_inhalt.html#649430

Grund sind für die Umsetzung des EA die Einbeziehung von verschiedenen Akteuren, zum Beispiel aus der Politik, NGOs und der Wirtschaft, und die Förderung von Allianzen zwischen diesen von großer Bedeutung (Zieschank, 2024). Zudem ist, insbesondere in Bezug auf Methoden zur Monetarisierung von Ökosystemleistungen, eine Weiterentwicklung des SEEA erforderlich (Hansjürgens et al., 2024). Insgesamt ist die Erweiterung der Umweltökonomischen Gesamtrechnung um Informationen zu Ökosystemleistungen vielversprechend (vgl. Grunewald, 2024) und die Nationale Konferenz für ein EA stellte ein großes und wachsendes Interesse an der Ökosystemrechnung aus neuen Sektoren fest. Neben einigen vom BfN und BMUV geförderten Projekten, die auf die Monetarisierung von ÖSL abzielen, scheint sich insbesondere der Finanzsektor dem Thema vermehrt anzunehmen (Zieschank et al., 2024).

Einige ÖSL, die unter anderem einen konkreten Bezug zu Gewässern und Auen haben, werden im Zuge des EA zukünftig monetär bewertet. Dazu zählen die Treibhausgasemissionen, welche über die gesellschaftlichen Kosten von Umweltbelastungen nach UBA (vgl. UBA, 2024) bewertet werden sollen. Auch die Luftfilterung von Feinstaub, welche hauptsächlich über die Deposition auf Pflanzen erfolgt, soll bewertet werden. Naturbasierter Tourismus ist die dritte ÖSL, welche im Zuge des EA bewertet werden soll. Dafür soll die Reisekostenmethode angewandt und die Anzahl von „naturtouristischen“ Übernachtungen in bestimmten Gebieten betrachtet werden (vgl. Statistisches Bundesamt).

3.5 Zwischenfazit zur Operationalisierung der Bewertung von Ökosystemleistungen

Die monetäre Bewertung der verschiedenen in AMBERS erfassten ÖSL ist teilweise möglich und durch die Anwendung am Fallbeispiel ließen sich zahlreiche Bewertungsmethoden, wenn auch nicht alle, erproben.

Ein Teil der ÖSL-Bewertungen aus den AMBERS-Indikatoren ist eindeutig und gut etabliert. Andere Studien führten bereits ähnliche Bewertungen durch und die zugrundeliegenden monetären Werte bieten eine ausreichende Sicherheit. Dazu gehören das landwirtschaftliche Potenzial, der Hochwasserschutz, die Retention von Stickstoff und Phosphor und die Treibhausgasemissionen. Lediglich bei der Stickstoffretention sollte aufgrund der unplausiblen negativen Wirkrichtung der DRV die AMBERS-Methodik überprüft und gegebenenfalls überarbeitet werden.

Andere ÖSL konnten zwar bewertet werden, die Methoden beinhalten jedoch gewisse Unsicherheiten, die eine vorsichtige Interpretation der Ergebnisse erfordern. Sie können zwar als „richtungssicher“ eingestuft werden, jedoch bieten die konkreten Ergebnisse eine Scheingenauigkeit, da ein genauer monetärer Wert weder durch die AMBERS-Indikatoren noch durch die Bewertungsmethodik sichergestellt werden kann. Zu diesen ÖSL gehören die Habitatbereitstellung, die unspezifische Interaktion und die wasserbezogene Interaktion.

Darüber hinaus sind einige ÖSL aufgrund der Gefahr einer Doppelzählung nicht mit einem monetären Wert zu bewerten. Dazu zählt die Niedrigwasserregulation, die sich in erster Linie auf die Schifffahrt auswirkt, welche bereits monetarisiert ist. Die Kohlenstoffretention wird bereits bei den ÖSL Treibhausgasemissionen mit abgebildet. Das Landschaftsbild ist nicht trennbar von der unspezifischen Interaktion und der wasserbezogenen Aktivität. Da sich touristische Aktivitäten, unabhängig davon, ob sie direkt gewässerbezogen sind oder nicht, immer auch mindestens teilweise am Landschaftsbild orientieren, ist eine getrennte Bewertung nicht möglich.

Die ÖSL Sedimentregulation, die Kühlwirkung und das Natur- und Kulturerbe sind grundsätzlich und auch durch die gewählten AMBERS-Indikatoren nicht für eine monetäre Bewertung geeignet. Zur monetären Bewertung der ÖSL bzw. der AMBERS-Indikatoren gibt es zum aktuellen Stand kaum bis keine Veröffentlichungen. Hervorzuheben ist an dieser Stelle die Kühlwirkung. Grundsätzlich gibt es Studien, die die Kühlwirkung monetär bewerten. Diese basieren entweder auf der Betrachtung von städtischen ÖSL und der Annahme, dass die entsprechende Kühlung alternativ technisch erfolgt (Mehl et al., 2018c), oder auf der Bewertung von Effekten auf die Gesundheit und Arbeitsproduktivität⁴². Weder die Annahme alternativer technischer Kühlmethoden für die Bewertung der ÖSL an Bundeswasserstraßen noch die Effekte auf den Menschen lassen sich plausibel herleiten. Eine technische Kühlung des Gewässerumfelds ist nicht zu erwarten und die marginale Anzahl an Wohn- und Arbeitsräumen im unmittelbaren Gewässerumfeld lässt keine Rückschlüsse auf die Auswirkung der kühleren Temperaturen auf Produktivität und Gesundheit zu.

Für die Operationalisierung haben sich zwei grundlegende Probleme mit den Bewertungsmethoden bzw. -gebieten herauskristallisiert. Eine Umwandlung von einheitslosen Skalen in monetäre Werte ist nur unter vielen vereinfachenden Annahmen und mit großer Unsicherheit möglich. Eine Methodik, die den Rahmen dieses Projekts überschreiten würde, wäre eine repräsentative, deutschlandweite Umfrage zur Zahlungsbereitschaft mit einigen der bisher gar nicht oder nur annäherungsweise bewerteten AMBERS-Indikatoren als Attribute. Das zweite grundlegende Problem ist die räumliche Abgrenzung einiger AMBERS-Indikatoren (landwirtschaftliches Potenzial, unspezifische Interaktion und Habitatbereitstellung). Generell sollte zur Bewertung bestenfalls ein einheitliches Betrachtungsgebiet herangezogen werden. Eine Bewertung im teils deutlich erweiterten Umfeld führt zu Ungenauigkeiten, da potenzielle Effekte miteinbezogen werden, die nicht mit z.B. einer DRV (unser Fallbeispiel) in Verbindung stehen, wie beispielsweise der Neubau von Gebäuden und Straßen.

Über die ÖSL aus AMBERS hinaus werden in der Literatur unter anderem noch die Wasserkraft (vgl. Mehl et al., 2020) und die Trinkwasserproduktion über die Marktpreismethode (vgl. Tränckner et al., 2023) und die grundlegende Wasserqualität über Zahlungsbereitschaften (vgl. Brouwer et al., 2016) monetär bewertet.

Neben geringen Abweichungen und Veränderungen konnte am Fallbeispiel ein Großteil der zuvor gewählten Methoden erfolgreich erprobt werden.

Die hier dargestellten Methoden finden sich entsprechend auch im Vorschlag zur Vorgehensweise zur monetären und nicht-monetären Bewertung von Ökosystemleistungen an Bundeswasserstraßen wieder, die im Handbuch in einer Schritt-für-Schritt-Anleitung dargestellt sind (Kapitel 3 des Handbuchs). Im Handbuch ist auch die technische Umsetzung detailliert dargestellt (Kapitel 4 des Handbuchs). Auf die zusätzliche textliche Darstellung hier im Sachstandsbericht wird daher verzichtet.

⁴² <https://www.stadtgruen-wertschaetzen.de/app/stadtgruenapp>

3.6 Planungs- und Entscheidungsverfahren an Bundeswasserstraßen und Ansätze zur Integration von Ökosystemleistungen

Im Rahmen der Bundesverkehrswegeplanung werden Infrastrukturmaßnahmen aus vier Sichtweisen (Module) bewertet (Kap. 2.1.2.2). Relevant für die Betrachtung bzw. den Einbezug von ÖSL in die Bewertung sind die beiden Module „Nutzen-Kosten-Analyse“ und „Strategische Umweltprüfung“.

Bei der Nutzen-Kosten-Analyse ist die Einarbeitung der ÖSL unproblematisch, sofern ihre Veränderung durch die zu betrachtende Infrastrukturmaßnahme monetarisiert werden kann. Ist dies der Fall und wird sie nicht zumindest teilweise bereits bei der Nutzen-Kosten-Analyse betrachtet, so ist sie als neue Nutzenkomponente zu betrachten. Sie ist dann ein weiterer Summand im Zähler, unabhängig davon, ob ihr monetarisierte Wert positiv oder negativ ist. Auf diese Weise wird auch die Nutzenkomponente NEF in der Nutzen-Kosten-Analyse berücksichtigt. Die weiteren Effekte durch die Veränderungen der Schadstoffemissionen im Rahmen der Freizeitschifffahrt (durch Motorboote, Fahrgastschifffahrt und den Individualverkehr aufgrund einer veränderten Anreise) werden bei der Nutzenkomponente NA (Veränderung der Schadstoffemissionen) berücksichtigt. Wird eine ÖSL bereits teilweise, aber unvollständig, im Rahmen der Nutzen-Kosten-Analyse berücksichtigt, so ist eine Doppelzählung zu vermeiden.

Nicht monetarisierbare Umwelteffekte von Infrastrukturmaßnahmen werden in der strategischen Umweltprüfung berücksichtigt. Wie bereits in Tabelle 6 gezeigt, wird im Rahmen der strategischen Umweltprüfung eine qualitative Betrachtung der nicht monetarisierten Wirkungen einer Infrastrukturmaßnahme durchgeführt.

Wie bei der Nutzen-Kosten-Analyse können auch hier neue Kriterien eingefügt werden. Auch an dieser Stelle gilt es, bei bereits teilweise berücksichtigten ÖSL Doppelzählungen zu vermeiden.

4 Fiktives Fallbeispiel zur Integration von Ökosystemleistungen an Bundeswasserstraßen in Nutzen-Kosten-Analysen

4.1 Charakterisierung des Fallbeispiels und der umgesetzten Maßnahmen

Das betrachtete Fallbeispiel „Deichrückverlegung Lenzen“ hat keinen Einfluss auf die Binnengüterschifffahrt. Um ein Fallbeispiel zu untersuchen, bei dem die Binnengüterschifffahrt betroffen ist, wurde zusätzlich ein fiktives Beispiel gewählt. Es stellt sich die Frage, warum ein fiktives Beispiel gewählt wurde. Reale, aktuell zu bewertende oder im Bedarfsplan (siehe Projektinformationssystem (PRINS) zum BVWP 2030) aufgeführte Maßnahmen konnten nicht gewählt werden und für

abgeschlossene Maßnahmen liegen nicht alle notwendigen Informationen vor. Aus diesen Gründen wurde ein fiktives Beispiel gewählt, welches schiffahrtsrelevant ist und eine Standardbewertung gemäß der BVWP-Methodik ermöglicht und Auswirkungen auf die Bereitstellung von Ökosystemleistungen hat. Es wurde ein Beispiel aus dem Kompendium „Kosten-Nutzen-Analyse für Investitionen an Binnenschiffahrtsstraßen“ gewählt. Es handelt sich um das Beispiel 6 (Kurvenverbreiterung) aus Teil A des Kompendiums („NKA für grundsätzliche, rein verkehrswasserbauliche Investitionsprobleme“).⁴³

Die Maßnahmenbeschreibung ist auszugsweise aus dem Kompendium übernommen, um hier das Fallbeispiel zu beschreiben.

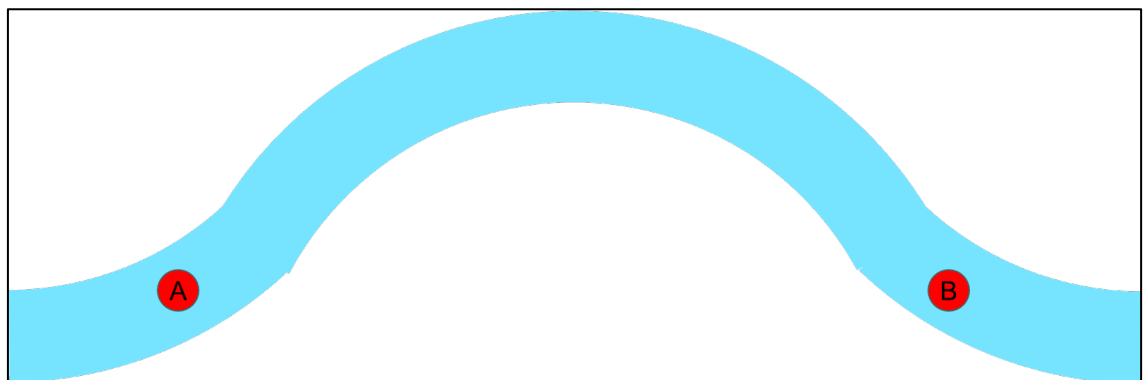
Für Wasserstraßen der Klasse Va/Vb muss das Gesamtmaß einer Kurvenverbreiterung ein gefahrloses Begegnen eines zweigliedrigen Schubverbandes mit einem Motorgüterschiff vom Regeltyp gestatten.

Inwieweit es darüber hinaus wirtschaftlich vertretbar ist, das Maß der Kurvenverbreiterung für ein gefahrloses Begegnen zweier Schubverbände zu bestimmen, wird im folgenden simulierten Beispiel dargestellt.

Letztlich soll im fiktiven Fallbeispiel die Begegnungsmöglichkeit zweier Schubverbände durch den Ausbau erreicht werden und darüber hinaus eruiert werden, ob diese Maßnahme wirtschaftlich vertretbar wäre. Durch die „Kurvenverbreiterung“ findet ein erheblicher Eingriff in die Landschaft statt, welcher zu Veränderungen in der Bereitstellung von ÖSL führt. Somit handelt es sich um ein Beispiel, welches sowohl die Schifffahrt als auch die ÖSL betrifft. Da es sich um ein fiktives Beispiel handelt, abstrahiert es hinsichtlich der Auswirkungen deutlich, ist jedoch geeignet, um die im Rahmen dieses Vorhabens entwickelte Methodik zu testen.

Das fiktive Fallbeispiel wurde in zwei Varianten untersucht, welche nachfolgend anhand von Maßnahmenskizzen vorgestellt werden. Neben den Annahmen zu der Schifffahrt sind auch die Flächennutzungen und deren Änderungen fiktiv. Die Daten für die relevanten Flächenveränderungen in den einzelnen Varianten hat die BfG zur Verfügung gestellt.

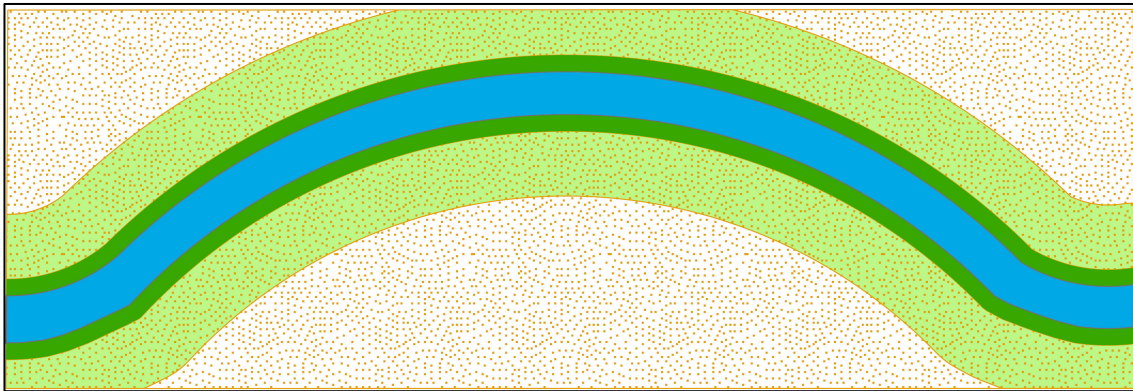
In der Ausgangssituation besteht zwischen zwei Punkten A und B in einem Flussverlauf (Abb. 4) ein Begegnungsverbot für Schubverbände, der beseitigt werden soll.



⁴³ Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung Unterabteilung Wasserstraßen, Kompendium „Kosten-Nutzen-Analyse für Investitionen an Binnenschiffahrtsstraßen“, Ausgabe 2011, Seite 272 (derzeit in Überarbeitung)

Abbildung 4: Maßnahmenskizze – Ausgangslage

Für die Bewertung der ÖSL mussten Annahmen über die Landnutzung getroffen werden. Diese Annahmen werden für den Ausgangszustand in Abbildung 5 dargestellt.



Landnutzung

-  nicht bewässertes Ackerland (CLC 211)
-  extensives Grünland (CLC 231)
-  Stäucher und Bäume Übergangsstadien (CLC 324)
-  Gewässerlauf (CLC 511)

Abbildung 5: Ausgangslage (mit Flächennutzung)

Um die Begegnungsmöglichkeit für die Schubverbände zu erlauben, muss die Kurve verbreitert werden. Dafür gibt es zwei Varianten. Die Kurve kann innen (Variante 1) oder außen (Variante 2) verbreitert werden. Die nachfolgenden beiden Abbildungen beschreiben Variante 1. Abbildung 6 zeigt schematisch die Veränderung der Wasserfläche.

Variante 1 (Kurvenverbreiterung innen)

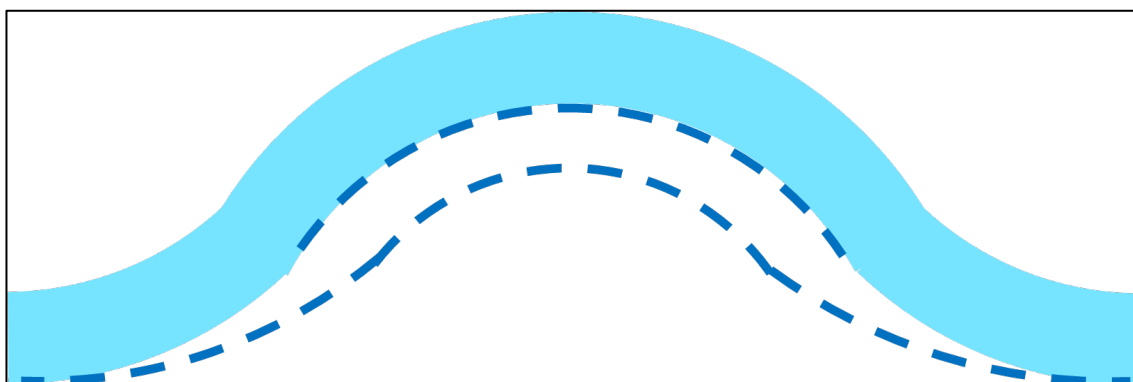
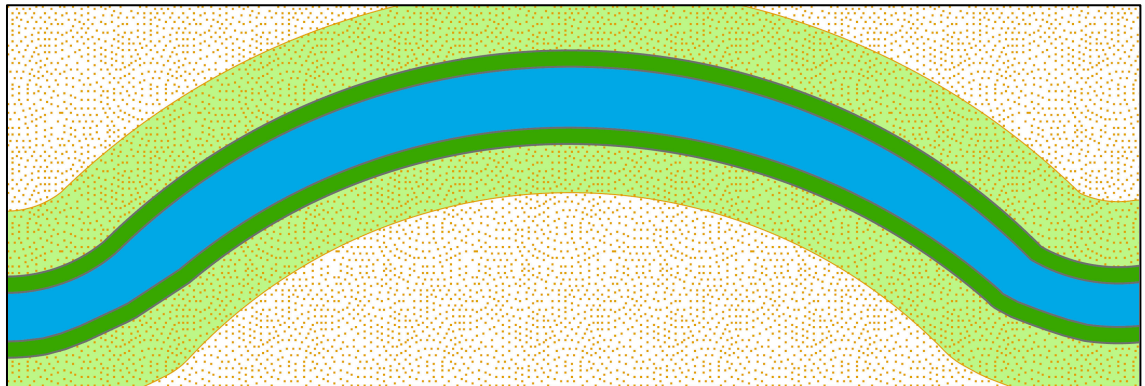


Abbildung 6: Maßnahmenskizze – Kurvenverbreiterung innen

Abbildung 7 zeigt, dass sich die Landnutzung durch die Verbreiterung ändert. Insbesondere das extensive Grünland und das nicht bewässerte Ackerland im Kurveninneren sind davon betroffen.



Landnutzung

-  nicht bewässertes Ackerland (CLC 211)
-  extensives Grünland (CLC 231)
-  Stäucher und Bäume Übergangsstadien (CLC 324)
-  Gewässerlauf (CLC 511)

Abbildung 7: Kurvenverbreiterung innen (mit Flächennutzung)

Bei Variante 2 findet die Kurvenverbreiterung außen statt, wodurch eine größere Fläche umgenutzt wird (Abbildung 8).

Variante 2 (Kurvenverbreiterung außen)

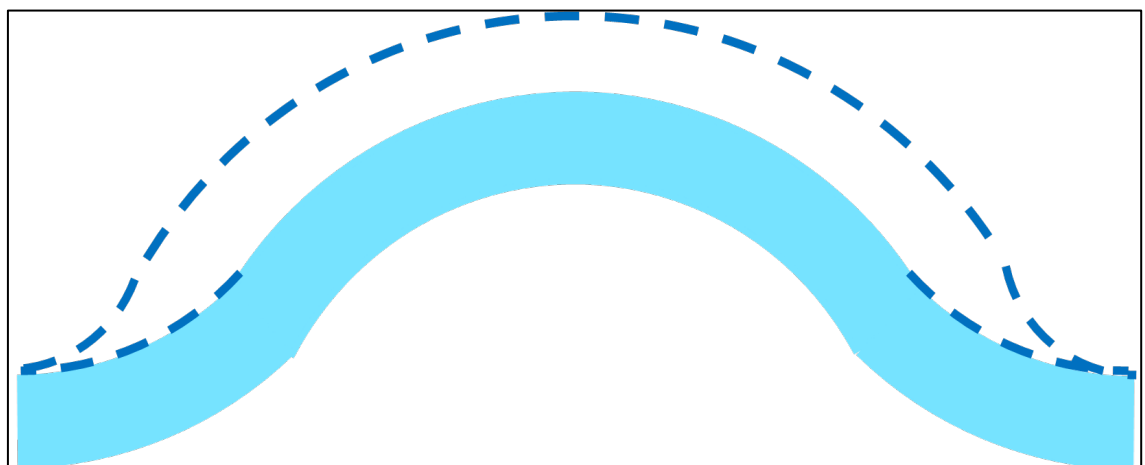
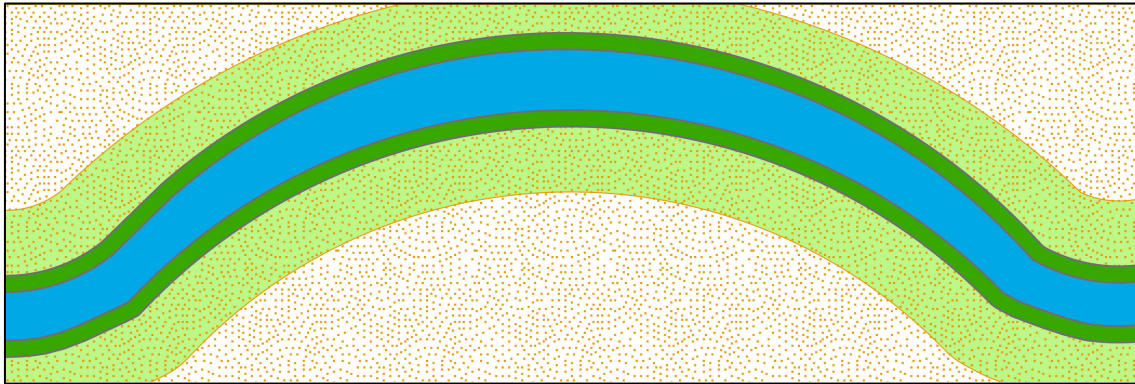


Abbildung 8: Maßnahmenskizze – Kurvenverbreiterung außen



Landnutzung

-  nicht bewässertes Ackerland (CLC 211)
-  extensives Grünland (CLC 231)
-  Stäucher und Bäume Übergangsstadien (CLC 324)
-  Gewässerlauf (CLC 511)

Abbildung 9: Kurvenverbreiterung außen (mit Flächennutzung)

Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden. macht deutlich, dass wieder in erster Linie das extensive Grünland und das nicht bewässerte Ackerland von der Maßnahme betroffen sind. Allerdings ist die Änderung größer als in der ersten Variante.

4.2 Methodische Vorgehensweise und Datengrundlagen

Dieses fiktive Beispiel einer Maßnahme und ihrer Wirkungen entsprechen aus schiffahrtlicher Sicht denen, die auch im bereits erwähnten Kompendium unterstellt wurden. Somit erfolgt auch die Berechnung des Nutzens aus der Veränderung der Transportkosten (NB) gemäß dem Kompendium. Dabei wurden aus pragmatischen Gründen einige Vereinfachungen vorgenommen. So wird auf der Nutzenseite auf eine Berechnung der Lebenszyklusemissionen der Maßnahme verzichtet. Weiter wird aus Vereinfachungsgründen auch davon ausgegangen, dass die Investitionskosten für beide Varianten identisch sind. Dies ist natürlich bei den unterschiedlich großen Flächen, die bearbeitet werden müssen, nicht realistisch, aber für den Zweck dieses Beispiels unerheblich. Das Ziel ist zu zeigen, dass ÖSL in die BVWP-Bewertungsmethodik integriert werden - und ergebnisrelevant sein können.

Während die Berechnungen der ÖSL bereits ausführlich beschrieben wurden, gilt dies nicht für die Ermittlung des Nutzens aus veränderten Transportkosten (NB). Nachfolgend wird diese Berechnung erläutert.

Aus Güterprognose und Flottenzusammensetzung sind folgende Daten zu entnehmen:

Güteraufkommen in der Hauptverkehrsrichtung (HV): 12 Mio. Gütertonnen,

- Ø Ladung pro Fahrzeug: 900 Gütertonnen (Ø aus Einzelfahrer + Schubleichter),
- Anteil Schubleichter (in 2er Verbänden): 25 % aller Fahrzeuge,

- Leerfahrzeuganteil Schubschifffahrt in HV: 0 %,
- Betriebstage der Wasserstraße: 345 Tage/Jahr.

Daraus ergibt sich die Anzahl der pro Betriebstag und Richtung zu erwartenden Schubleichter:

$$0,25 \times 12 \times 10^6 / (900 \times 345) = 9,66 \text{ Schubleichter bzw. } 4,83 \text{ Schubverbände}$$

Ein entsprechender Ausbau der Wasserstraße würde gemäß dem Beispiel aus dem Kompendium „Kosten-Nutzen-Analyse für Investitionen an Binnenschifffahrtsstraßen“ rund 1,7 Mio. Euro kosten. Diese Investitionskosten gelten vereinfacht für beide Varianten.

Die Alternativkosten, d. h. die Kosten, die ohne die Investition anfallen, ergeben sich aus den Wartezeiten der Schubverbände, wenn sie vor solchen nicht voll ausgebauten Kurven den Gegen-Schubverkehr (Talfahrt) abwarten müssen.

Unter der Prämisse eines gleichverteilten Verkehrs, eines 24-h-Betriebes der Wasserstraße (bei Zulassung von Schubverkehr wird mit einem 24-h-Betrieb gerechnet) und eines im Nichtausbau-Fall 3 km langen Begegnungsverbotes für Schubverbände sowie einer $\emptyset$ Geschwindigkeit von 7,5 km/h (für beide Richtungen) errechnet sich die Wartezeit wie folgt:

$$\emptyset \text{ Durchfahrtszeit der Begegnungsverbotsstrecke} = 3 / 7,5 = 0,4 \text{ h}$$

$$\emptyset \text{ Wartezeit pro Schubverband des Bergverkehrs} = 1/2 \times (2 \times 3) / 7,5 = 0,4 \text{ h}$$

Erklärung: unter der Prämisse der Vorfahrt für den Talverkehr darf der zu Berg fahrende Schubverband in die Begegnungsverbotsstrecke nur dann einfahren, wenn dieser für den Tal fahrenden Schubverband keine Wartezeiten verursacht, d.h. dass der Bergfahrer nur dann in die Störstrecke einfahren darf, wenn in 2 x 3 km Entfernung kein entgegenkommender Schubverband ist.

Wahrscheinlichkeit (W), dass ein Schubverband (Bergfahrt) warten muss

$$W = (4,83 \times 0,8) / 24 = 0,161$$

Darin bedeuten:

- 4,83 = durchschnittliche Anzahl Schubverbände pro Betriebstag und Richtung
- 0,8 = $\emptyset$ Durchfahrtszeit der Begegnungsverbotsstrecke in Stunden (0,4) + $\emptyset$ Durchfahrtszeit der gleichlangen, durch die Vorfahrtsregelung bedingten Annäherungsstrecke in Stunden (0,4)
- 24 = Betriebszeit der Wasserstraße in Stunden pro Betriebstag
- 0,8/24 = Auslastung der Engstelle durch einen Schubverband

Die Summe der Wartezeiten beträgt somit

$$= 345 \times 4,83 \times 0,4 \times 0,161 = 107 \text{ h/a}$$

Darin sind zu berücksichtigen:

- 345 = Betriebstage der Schifffahrt
- 4,83 = durchschnittliche Anzahl Schubverbände pro Betriebstag und Richtung
- 0,4 = Durchfahrtszeit der gleichlangen, durch die Vorfahrtsregelung bedingten Annäherungsstrecke in Stunden
- 0,161 = Wahrscheinlichkeit, dass ein Schubverband warten muss

Bei Bewertung der Maßnahme für eine „100-jährige“ Nutzungsdauer (Diskontierungsfaktor $k_{2i=1,7\%}(100) = 47,92$) und Bereithaltungskosten eines 2-er Schubverbandes (Schubboot + 2 Schubleichter) von 168 €/h, ergeben sich abdiskontierte Wartezeitkosten (Barwert) von

$$N = 107 \times 168 \times 47,92 \text{ Euro} = 0,864 \text{ Mio. Euro}$$

Bei den unterstellten Investitionskosten von 1,7 Mio. Euro ergibt sich ein Nutzen-Kosten-Verhältnis ohne Berücksichtigung der ÖSL von

$$\frac{N}{K} = \frac{0,864}{1,7} = 0,5084$$

Ein Nutzen-Kosten-Verhältnis kleiner 1 entspricht aus volkswirtschaftlicher Sicht einer Fehlinvestition. Der Barwert der Nutzen der Maßnahme ist in dem Fall kleiner als die Summe aus den Nutzen. Erst ab einem Nutzen-Kosten-Verhältnis größer 1 übersteigt der Nutzenbarwert den Barwert der Investitionskosten und die Maßnahme ist volkswirtschaftlich rentabel.

4.3 Ergebnisse fiktives Beispiel

Es wurden folgende Ergebnisse durch die Zusammenführung der Schifffahrtsbetrachtung mit den ÖSL-Wirkungen im fiktiven Beispiel ermittelt:

Variante 1 (Kurvenverbreiterung innen)

Tabelle 34: Ergebnis der ÖSL-Bewertung, Variante 1 (Kurvenverbreiterung innen)

Ökosystemleistung	ährlicher Nutzen in Mio. €	Barwerte in Mio. €
Landwirtschaftliches Potenzial	-0,01	-0,27
Hochwasserregulation - Var a	0,02	0,99
Hochwasserregulation - Var b	0,00	0,00
Niedrigwasserregulation	0,00	0,00
Sedimentregulation	0,00	0,00
Stickstoffretention	0,03	1,63
Kohlenstoffretention	0,00	0,00
Phosphorretention	0,04	2,13
Kühlwirkung	0,00	0,00
THG-Rückhalt	-0,66	-31,83
Habitatbereitstellung	0,01	0,26
Landschaftsbild	0,00	0,00
Natur- und Kulturerbe	0,00	0,00
Unspezifische Interaktion	0,00	-0,16
Wasserbezogene Interaktion - NEF 1	0,00	0,00
Wasserbezogene Interaktion - NEF 2	0,00	0,00
Schifffahrt	0,02	0,86
	Nutzenbarwert	-26,39
	Kostenbarwert	1,70
	NKV	-15,52

Es wird deutlich, dass die dominierende Veränderung der ÖSL beim THG-Rückhalt auftritt. Weder die Änderung des landwirtschaftlichen Potenzials noch die Stickstoff- oder Phosphorretention haben einen ähnlichen Einfluss auf das Ergebnis. Durch den dominanten und stark negativen Nutzen aus dem THG-Rückhalt ist der jährliche Nutzen negativ und somit auch das Nutzen-Kosten-Verhältnis.

Variante 2 (Kurvenverbreiterung außen)**Tabelle 35: Ergebnis der ÖSL-Bewertung, Variante 2 (Kurvenverbreiterung außen)**

Ökosystemleistung	jährlicher Nutzen in Mio. €	Barwerte in Mio. €
Landwirtschaftliches Potenzial	-0,01	-0,25
Hochwasserregulation - Var a	0,00	-0,20
Hochwasserregulation - Var b	0,00	0,00
Niedrigwasserregulation	0,00	0,00
Sedimentregulation	0,00	0,00
Stickstoffretention	0,05	2,26
Kohlenstoffretention	0,00	0,00
Phosphorretention	0,04	1,99
Kühlwirkung	0,00	0,00
THG-Rückhalt	-1,20	-57,68
Habitatbereitstellung	0,01	0,29
Landschaftsbild	0,00	0,00
Natur- und Kulturerbe	0,00	0,00
Unspezifische Interaktion	-0,02	-0,99
Wasserbezogene Interaktion - NEF 1	0,00	0,00
Wasserbezogene Interaktion - NEF 2	0,00	0,00
Schifffahrt	0,02	0,86
	Nutzenbarwert	-53,72
	Kostenbarwert	1,70
	NKV	-31,60

In der zweiten Variante ergibt sich qualitativ das gleiche Ergebnis wie in der ersten Variante. Auch diese Variante wird von der Änderung des THG-Rückhalts dominiert. Das Ergebnis ist sogar gegenüber der Variante 1 noch einmal schlechter. Dies ist plausibel, da eine größere Fläche verändert wurde und somit auch die ÖSL-Wirkungen größer sind. Letztlich sind die ÖSL-Wirkungen in der Summe ungefähr doppelt so groß wie in der ersten Variante.

Um die Dominanz des THG-Rückhalts deutlich zu reduzieren, wurde im Rahmen einer Sensitivbetrachtung der Wert des THG-Rückhalts in beiden Varianten um den Faktor 10 reduziert (extreme Annahme im Vergleich zu üblichen Sensitivitätsuntersuchungen im Rahmen der Bundesverkehrswegeplanung, um den Einfluss der anderen ÖSL auf das Ergebnis zu verdeutlichen). Diese Vorgehensweise sollte deutlich machen, dass der Einfluss der übrigen ÖSL nicht vernachlässigbar ist. Durch die Reduktion des Einflusses des THG-Rückhalts zeigte sich deutlich, dass die übrigen ÖSL ergebnisrelevant sind. In Variante 1 ändert sich das Ergebnis bei der sensiblen Betrachtung sogar qualitativ. Die Maßnahme würde dann sogar aufgrund der Einbeziehung der ÖSL volkswirtschaftlich rentabel.

Variante 1 sensitiv (Kurvenverbreiterung innen)**Tabelle 36: Ergebnis der sensitiven ÖSL-Bewertung (mit Reduktion des Werts des THG-Rückhalts um Faktor 10), Variante 1 (Kurvenverbreiterung innen)**

Ökosystemleistung	ährlicher Nutzen in Mio. €	Barwerte in Mio. €
Landwirtschaftliches Potenzial	-0,01	-0,27
Hochwasserregulation - Var a	0,02	0,99
Hochwasserregulation - Var b	0,00	0,00
Niedrigwasserregulation	0,00	0,00
Sedimentregulation	0,00	0,00
Stickstoffretention	0,03	1,63
Kohlenstoffretention	0,00	0,00
Phosphorretention	0,04	2,13
Kühlwirkung	0,00	0,00
THG-Rückhalt	-0,07	-3,18
Habitatbereitstellung	0,01	0,26
Landschaftsbild	0,00	0,00
Natur- und Kulturerbe	0,00	0,00
Unspezifische Interaktion	0,00	-0,16
Wasserbezogene Interaktion - NEF 1	0,00	0,00
Wasserbezogene Interaktion - NEF 2	0,00	0,00
Schifffahrt	0,02	0,86
	Nutzenbarwert	2,26
	Kostenbarwert	1,70
	NKV	1,33

Die sensitive Betrachtung von Variante 1 verdeutlicht den enormen Einfluss des THG-Rückhalts. Durch seine Reduktion in Variante 1 sensitiv dreht sich das Ergebnis und wird positiv und größer als 1.

Bei der zweiten Variante schlägt der Effekt der größeren Fläche durch, d.h. der dominante Einfluss des veränderten THG-Rückhalts wird nicht mehr durch die stärkere Bedeutung der übrigen ÖSL bei der Sensitivitätsbetrachtung überkompensiert. Der negative Effekt auf den THG-Rückhalt dominiert trotz der drastischen Reduktion das Ergebnis.

Variante 2 sensitiv (Kurvenverbreiterung außen)**Tabelle 37: Ergebnis der sensitiven ÖSL-Bewertung (mit Reduktion des Werts des THG-Rückhalts um Faktor 10), Variante 2 (Kurvenverbreiterung außen)**

Ökosystemleistung	jährlicher Nutzen in Mio. €	Barwerte in Mio. €
Landwirtschaftliches Potenzial	-0,01	-0,25
Hochwasserregulation - Var a	0,00	-0,20
Hochwasserregulation - Var b	0,00	0,00
Niedrigwasserregulation	0,00	0,00
Sedimentregulation	0,00	0,00
Stickstoffretention	0,05	2,26
Kohlenstoffretention	0,00	0,00
Phosphorretention	0,04	1,99
Kühlwirkung	0,00	0,00
THG-Rückhalt	-0,12	-5,77
Habitatbereitstellung	0,01	0,29
Landschaftsbild	0,00	0,00
Natur- und Kulturerbe	0,00	0,00
Unspezifische Interaktion	-0,02	-0,99
Wasserbezogene Interaktion - NEF 1	0,00	0,00
Wasserbezogene Interaktion - NEF 2	0,00	0,00
Schifffahrt	0,02	0,86
	Nutzenbarwert	-1,81
	Kostenbarwert	1,70
	NKV	-1,06

Das Fallbeispiel in seinen Varianten macht deutlich, dass es möglich ist, monetär bewertete ÖSL in die Bewertungsmethodik der Bundesverkehrswegeplanung einzubeziehen. Insbesondere mit dem von biota entwickelten GIS-Tool ist die Einbeziehung einfach möglich. Eine ausführliche Beschreibung des Tools inklusive der Beschreibung der technischen Umsetzung findet sich im Handbuch zur Ökosystemleistungsbewertung, welches im Rahmen des Vorhabens entwickelt wurde. Weiter zeigt sich, dass die Berücksichtigung von ÖSL einen signifikanten Einfluss auf das Bewertungsergebnis hat. Somit ist aus dieser Sicht die Einbeziehung der ÖSL in die Bewertungsmethodik sinnvoll.

An dieser Stelle sind noch zwei weitere Aspekte zu betrachten. Zum einem ist es die Bewertungsökonomik für die Gutachter*innen, die Maßnahmen an Binnenwasserstraßen bewerten sollen und zum anderen ist es der Aufwand seitens der Projektentwicklung. Üblicherweise werden Rahmendaten zu einem Projekt auftraggeberseitig zur Verfügung gestellt. In diesem Fall haben die Bewertungsgutachter*innen lediglich minimalen Mehraufwand durch die Berücksichtigung der ÖSL. Es müssen nur die entsprechenden (zur Verfügung gestellten) Rahmendaten in das GIS-Tool eingegeben werden. Voraussetzung ist dabei allerdings, dass so ein GIS-Tool den Bewertungsgutachter*innen generell zur Verfügung steht. Dann ist die Einbeziehung der ÖSL auch aus bewertungsökonomischer Sicht vertretbar. Somit bleibt lediglich der zweite Aspekt der Bewertungsökonomik bestehen. Seitens des Projektentwicklers müssen alle relevanten Rahmendaten zur Verfügung gestellt werden. Dies würde dann zukünftig einen Mehraufwand bei der Ermittlung der Rahmendaten und der Projektbeschreibung tragen müssen. Ob dieser zusätzliche Bewertungsaufwand gerechtfertigt ist, kann an dieser Stelle mit Hilfe des Fallbeispiels nicht abschließend beurteilt werden.

5 Fazit

Die Monetarisierung der verschiedenen in AMBERS erfassten ÖSL ist teilweise möglich. Durch die Anwendung am Fallbeispiel ließen sich die verschiedenen Bewertungsmethoden erproben. Die Grenzen und Herausforderungen der Monetarisierung unterscheiden sich dabei von Ökosystemleistung zu Ökosystemleistung.

Ein Teil der ÖSL-Bewertungen aus den AMBERS-Indikatoren ist ebenso eindeutig wie gut etabliert. Zahlreiche Studien führten bereits ähnliche Bewertungen durch und die zugrundeliegenden monetären Werte bieten eine ausreichende Sicherheit. Das gilt für das landwirtschaftliche Potenzial, die Hochwasserregulation, die Retention von Stickstoff und Phosphor und die Treibhausgasemissionen.

Für andere ÖSL konnten zwar Methoden ermittelt bzw. entwickelt werden, diese beinhalten jedoch Unsicherheiten, die eine vorsichtige Interpretation der Ergebnisse erfordern. Sie können zwar als "richtungssicher" eingestuft werden, jedoch bieten die damit erzielten Ergebnisse eine Scheingenaugkeit, da die Ermittlung genauer monetärer Werte weder durch die AMBERS-Indikatoren noch durch die Bewertungsmethodik sichergestellt werden kann. Zu diesen ÖSL gehören die Habitatbereitstellung, die unspezifische Interaktion und die wasserbezogene Interaktion.

Darüber hinaus sind zwei ÖSL aufgrund der Gefahr einer Doppelzählung nicht mit einem monetären Wert bewertet worden. Die Kohlenstoffretention wird bereits bei der Monetarisierung der Treibhausgasemissionen mit abgebildet. Das Landschaftsbild ist nicht trennbar von der unspezifischen Interaktion und der wasserbezogenen Aktivität. Touristische Aktivitäten, unabhängig davon, ob sie direkt gewässerbezogen sind oder nicht, orientieren sich mindestens teilweise am Landschaftsbild, wodurch eine getrennte Bewertung nicht möglich ist.

Die Ökosystemleistungen Niedrigwasserregulation, Sedimentregulation, Kühlwirkung und Natur- und Kulturerbe erwiesen sich grundsätzlich und auch durch die gewählten AMBERS-Indikatoren als ungeeignet oder schlecht geeignet für eine monetäre Bewertung. Es gibt zum aktuellen Stand kaum bis keine Veröffentlichungen zur monetären Bewertung dieser Ökosystemleistungen bzw. der AMBERS-Indikatoren.

Für die Operationalisierung haben sich darüber hinaus zwei grundlegende Probleme hinsichtlich der Bewertungsmethoden und des Fallbeispiels herauskristallisiert. Zum einen ist eine Umwandlung von einheitslosen Skalen in monetäre Werte nur unter vielen vereinfachenden Annahmen und mit Unsicherheit möglich. Eine repräsentative, deutschlandweite Umfrage zur Zahlungsbereitschaft mit einigen der bisher gar nicht oder nur näherungsweise bewerteten AMBERS-Indikatoren als Attribute wäre daher wünschenswert und würde die monetäre Bewertung dieser Ökosystemleistungen richtungssicher ermöglichen. Das zweite grundlegende Problem ist die räumliche Abgrenzung einiger AMBERS-Indikatoren, die sich beim bewerteten Fallbeispiel zum Teil unterschieden hat. Idealerweise sollte zur Bewertung ein einheitliches Betrachtungsgebiet herangezogen werden. Eine Bewertung im teils deutlich erweiterten Umfeld einer Maßnahme führt zu Ungenauigkeiten, da potenzielle Effekte miteinbezogen werden, die nicht mit der zu bewertenden Maßnahme in Verbindung stehen. Beispielsweise würde sich der Neubau von Gebäuden und Straßen auf die Habitatbereitstellung auswirken. Die Bewertung der Hochwasserregulation ist bei Nutzung der Schadenskostenmethode hiervon ausgeschlossen, da sich die Auswirkungen teils wesentlich weiter entfernt zeigen können als bei allen anderen ÖSL.

Zudem werden in der Literatur einige ÖSL monetär bewertet, die in AMBERS nicht ausgewählt wurden. Unter anderem können die Wasserkraft (Mehl et al., 2020) und die Trinkwasserproduktion über die Marktpreismethode (Tränckner et al., 2023) und die grundlegende Wasserqualität über Zahlungsbereitschaften (Brouwer et al., 2016) monetär bewertet werden.

Das Fallbeispiel konnte aufzeigen, dass der Einbezug von ÖSL in Nutzen-Kosten-Analysen das Potenzial aufweist einen richtungsweisenden Einfluss auf das letztlich ermittelte Nutzen-Kosten-Verhältnis zu haben. Diese Erkenntnis und der durch das entwickelte GIS-Tool minimierte Bewertungsaufwand lassen die Aussage zu, dass durch dieses Projekt die Grundlage geschaffen wurde, um zukünftig eine monetäre Bewertung der ÖSL in die Bundesverkehrswegeplanung einzubeziehen. Ob die Rahmenbedingungen des neuen Bundesverkehrs- und Mobilitätsplans (BVMP) dies wiederum grundsätzlich zulassen werden und der nötige politische Wille vorhanden ist, bleibt abzuwarten.

6 Literaturverzeichnis

- Barth, N.-C., & Döll, P. (2016). Assessing the ecosystem service flood protection of a riparian forest by applying a cascade approach. *Ecosystem Services*, 21, 39–52. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.07.012>
- Bateman, I. J., Brouwer, R., Ferrini, S., Schaafsma, M., Barton, D. N., Dubgaard, A., Hasler, B., Hime, S., Liekens, I., Navrud, S., De Nocker, L., Ščeponavičiūtė, R., & Semėnienė, D. (2011). Making Benefit Transfers Work: Deriving and Testing Principles for Value Transfers for Similar and Dissimilar Sites Using a Case Study of the Non-Market Benefits of Water Quality Improvements Across Europe. *Environmental and Resource Economics*, 50(3), 365–387. <https://doi.org/10.1007/s10640-011-9476-8>
- Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF). (2011). *Kohlenstoffspeicherung von Bäumen*. <https://www.lwf.bayern.de/mam/cms04/service/dateien/mb-27-kohlenstoffspeicherung-2.pdf>
- Bellingen, M., Felgendreher, S., Reith, J., & Schürz, S. (2024). Wie steht es um die Ökosysteme in Deutschland? Einführung einer regelmäßigen Zustandsbilanzierung. *WISTA - Wirtschaft und Statistik*, 76(1), 9.
- Best, A., Chelminska, M., Schock, M., Srebotnjak, T., Thie, J.-E., Greßman, A., & Mondragon, Y. B. (2021). *Umweltbedingte Krankheitslasten und Ansätze zu ihrer monetären Bewertung. Abschlussbericht*.
- Biota (2024). *Auswertung der Monitoringdaten (2017-2021) des Retentionsbeckens Wittensee* (S. 47) [Kurzbericht]. biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH im Auftrag des Landesamtes für Umwelt Schleswig-Holstein.
- Brouwer, R., Bliem, M., Getzner, M., Kerekes, S., Milton, S., Palarie, T., Szerényi, Z., Vadineanu, A., & Wagtendonk, A. (2016). Valuation and transferability of the non-market benefits of river restoration in the Danube river basin using a choice experiment. *Ecological Engineering*, 87, 20–29. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.11.018>
- Brouwer, R., & Sheremet, O. (2017). The economic value of river restoration. *Water Resources and Economics*, 17, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.wre.2017.02.005>
- Bruns, E. (2007). *Bewertungs- und Bilanzierungsmethoden in der eingriffsregelung. Analyse und Systematisierung von Verfahren und Vorgehensweisen des Bundes und der Länder* [Technische Universität Berlin]. <https://api-depositonce.tu-berlin.de/server/api/core/bitstreams/5bac8870-5377-4297-b805-348420c5249f/content>
- Bundesamt für Naturschutz. (o. J.). *Ökosystemleistungen von Auen und Fließgewässern*. <https://www.bfn.de/oekosystemleistungen#anchor-5966>
- Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL). (2023). *Agrarpolitischer Bericht der Bundesregierung 2023*. https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/agrarbericht-2023.pdf?__blob=publicationFile&v=9
- Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur. (2016). *Umweltbericht zum Bundesverkehrswegeplan*. BMVI.
- Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMDV). (2015). *Methodenhandbuch zum Bundesverkehrswegeplan 2030* (97.358/2015). BMVD. https://bmdv.bund.de/SharedDocs/DE/Anlage/G/BVWP/bvwp-methodenhandbuch.pdf?__blob=publicationFile
- Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVD). (2024). *Methodenbaustein des Nutzens aus Freizeitschifffahrt an Bundeswasserstraßen* [Schlussbericht]. BMVD.

https://bmdv.bund.de/SharedDocs/DE/Anlage/G/BVWP/bvwp-endbericht-methodenbaustein-des-nutzens-aus-freizeitschiffahrt-an-bundeswasserstrassen.pdf?__blob=publicationFile

- Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) (Hrsg.). (2016). *Die wirtschaftlichen Potenziale des Wassertourismus in Deutschland* (Von D. Zelmer, V. Boye, S. Rösch, & A. Selinger). Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi).
- Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). (2023). *10 Jahre Nationales Hochwasserschutzprogramm (NHWSP)*. https://www.lawa.de/documents/230531-broschuere-10-jahre-nhwsp-barr_1685951529.pdf
- Bünger, D. B., & Matthey, D. A. (2018). *Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten. Methodische Grundlagen* (S. 62). Umweltbundesamt. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2018-11-12_methodenkonvention-3-0_methodische-grundlagen.pdf
- Burkhard, B., & Maes, J. (Hrsg.). (2017). *Mapping ecosystem services*. Pensoft Publishers.
- Damm, C. (2013). Deichrückverlegung Lenzen-Wustrow—Geschichte und Umsetzung im Rahmen eines Naturschutzgroßprojektes. *BAWMitteilungen*, 97, 23–36.
- Dehnhardt, A. (2013). Decision-makers' attitudes towards economic valuation – a case study of German water management authorities. *Journal of Environmental Economics and Policy*, 2(2), 201–221. <https://doi.org/10.1080/21606544.2013.766483>
- Dehnhardt, A., Häfner, K., Blankenbach, A.-M., & Meyerhoff, J. (2019). Valuation of Wetlands Preservation. In A. Dehnhardt, K. Häfner, A.-M. Blankenbach, & J. Meyerhoff, *Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science*. Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/acrefore/9780199389414.013.457>
- Dehnhardt, A., Hirschfeld, J., Drünkler, D., & Peschow, U. (2008). *Kosten-Nutzen-Analyse von Hochwasserschutzmaßnahmen* (204 21 212; S. 1–269). Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3631.pdf>
- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA). (2012). *Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR Leitlinien)* (8. überarbeitete Auflage).
- Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation UVEK. (2003). *Externe Kosten des Verkehrs im Bereich Natur und Landschaft* (S. 204). <https://www.news.admin.ch/newsd/message/attachments/5125.pdf>
- Ekinci, B., Grunewald, K., Meier, S., Schwarz, S., Schweppe-Kraft, B., & Syrbe, R.-U. (2022). Supporting site planning through monetary values for biomass and nature conservation services from ecosystem accounts. *One Ecosystem*, 7, e89706. <https://doi.org/10.3897/oneeco.7.e89706>
- Faulhaber, P., & Alexy, M. (2012). Hydraulische Wirkung der Deichrückverlegung Lenzen an der Elbe. Zusammenschau von Modellierungen und Naturmessungen. In Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg (Hrsg.), *Die Deichrückverlegung bei Lenzen, Erste Ergebnisse der wissenschaftlichen Begleitung* (S. 17–24). https://www.institut-biota.de/wp-content/uploads/Auenreport_Inhalt.pdf
- Fischer, C., Damm, C., Foeckler, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Harris, R. M. B., Hoffmann, T. G., Iwanowski, J., Kasperidus, H., Mehl, D., Podschun, S. A., Rumm, A., Stammel, B., & Scholz, M. (2019). The “Habitat Provision” Index for Assessing Floodplain Biodiversity and Restoration Potential as an Ecosystem Service—Method and Application. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7, 483. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00483>

- Fischer-Bedtke, C., Fischer, H., Mehl, D., Podschun, S. A., Stammel, B., & Scholz, M. (2020). *River Ecosystem Service Index (RESI)—Methoden zur Quantifizierung und Bewertung ausgewählter Ökosystemleistungen in Flüssen und Auen*.
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., & Snyder, P. K. (2005). Global Consequences of Land Use. *Science*, 309(5734), 570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Förster, J., Schmidt, S., Bartkowski, B., Lienhoop, N., Albert, C., & Wittmer, H. (2019). Incorporating environmental costs of ecosystem service loss in political decision making: A synthesis of monetary values for Germany. *PLOS ONE*, 14(2), e0211419. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0211419>
- Gauci, V., Pangala, S. R., Shenkin, A., Barba, J., Bastviken, D., Figueiredo, V., Gomez, C., Enrich-Prast, A., Sayer, E., Stauffer, T., Welch, B., Elias, D., McNamara, N., Allen, M., & Malhi, Y. (2024). Global atmospheric methane uptake by upland tree woody surfaces. *Nature*, 631(8022), 796–800. <https://doi.org/10.1038/s41586-024-07592-w>
- Gerner, N., Albert, C., Dehnhardt, A., Fenske, M., Mehl, D., Pusch, M., Schneider, P., Siegel, K., & Tschöpe, M. (2023). Der Einsatz von Ökosystemleistungsbewertungen als unterstützendes Instrument im Gewässerschutz. *Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 10, 651–655. <https://doi.org/10.3243/kw2023.10.001>
- Gerner, N. V., Nafo, I., Winking, C., Wencki, K., Strehl, C., Wortberg, T., Niemann, A., Anzaldúa, G., Lago, M., & Birk, S. (2018). Large-scale river restoration pays off: A case study of ecosystem service valuation for the Emscher restoration generation project. *Ecosystem Services*, 30, 327–338. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.03.020>
- Getzner, M. (2015). Importance of Free-Flowing Rivers for Recreation: Case Study of the River Mur in Styria, Austria. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 141(2), 04014050. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.0000442](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000442)
- Getzner, M., Jungmeier, M., Köstl, T., & Weiglhofer, S. (2011, Mai 31). *Fließstrecken der Mur—Ermittlung der Ökosystemleistungen. Endbericht*. https://www.verwaltung.steiermark.at/cms/dokumente/11304363_74837139/76feac38/esmu10_endbericht_v11_110531_final_gesamt.pdf
- Grunewald, K. (2024). Ökosystemleistungen und Biodiversität: Welche Informationen sind auf nationaler Ebene verfügbar? In K. Grunewald, R. Zieschank, J. Förster, B. Hansjürgens, & T. M. Wildner (Hrsg.), *Die Zukunft der Wirtschaftsberichterstattung. Ökosystemleistungen und Biodiversität in staatlichen und unternehmerischen Bilanzierungen* (S. 13–24). Springer Vieweg. https://doi.org/10.1007/978-3-658-44686-4_1
- Grunewald, K., & Bastian, O. (Hrsg.). (2023). *Ökosystemleistungen: Konzept, Methoden, Bewertungs- und Steuerungsansätze*. Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-65916-8>
- Grunewald, K., Walz, U., Herold, H., & Syrbe, R.-U. (2015). Ökosystemleistungen erfassen und bewerten. Erste Vorschläge für die nationale Ebene in Deutschland. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 47(10), 305–310.
- Haaren, C. von, Albert, C., Naturkapital Deutschland - TEEB DE, Gottfried Wilhelm Leibniz Universität Hannover, & Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (Hrsg.). (2016). *Ökosystemleistungen in ländlichen Räumen: Grundlage für menschliches Wohlergehen und nachhaltige wirtschaftliche Entwicklung*. Naturkapital Deutschland – TEEB DE.
- Haase, G. (1991). *Naturraumerkundung und Landnutzung: Geochorologische Verfahren zur Analyse, Kartierung und Bewertung von Naturräumen*. Akademie Verlag.

- Hanley, N., & Barbier, E. (2009). *Pricing nature: Cost-benefit analysis and environmental policy*. Edward Elgar.
- Hanley, N., Shogren, J. F., & White, B. (2019). *Introduction to Environmental Economics* (Third edition). Oxford University Press.
- Hansjürgens, B., Wildner, T. M., Zieschank, R., Förster, J., & Grunewald, K. (2024). Fazit und Ausblick. In K. Grunewald, R. Zieschank, J. Förster, B. Hansjürgens, & T. M. Wildner (Hrsg.), *Die Zukunft der Wirtschaftsberichterstattung. Ökosystemleistungen und Biodiversität in staatlichen und unternehmerischen Bilanzierungen* (S. 63–69). Springer Vieweg. https://doi.org/10.1007/978-3-658-44686-4_1
- Härdtle, W., Bergmeier, E., Fichtner, A., Heinken, T., Hölzel, N., Remy, D., Schneider, S., Schwabe, A., Tischew, S., & Dierschke, H. (2020). *Pflanzengesellschaft des Jahres 2021: Hartholz-Auenwald (Ficario-Ulmetum)* [PDF]. <https://doi.org/10.14471/2020.40.007>
- Hartje, V., Wüstemann, H., Bonn, A., Naturkapital Deutschland - TEEB DE, Technische Universität Berlin, & Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (Hrsg.). (2015). *Naturkapital und Klimapolitik: Synergien und Konflikte*. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ.
- Heger, A., Becker, J. N., Váscónez Navas, L. K., & Eschenbach, A. (2021). Factors controlling soil organic carbon stocks in hardwood floodplain forests of the lower middle Elbe River. *Geoderma*, 404, 115389. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115389>
- Helmreich, B., Huber, M., Muntau, M., Athanasiadis, K., & Steinle, E. (2017). *Abschlussbericht zum F+E-Vorhaben—Analyse einer möglichst weitestgehenden Phosphorelimination bei kommunalen Kläranlagen. Im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU)*.
- Hoffmann, T. G., Mehl, D., Schilling, J., Chen, S., Träckner, J., Hinz, M., & Bill, R. (2021). GIS-basiertes Entscheidungsunterstützungssystem für die prospektive synergistische Planung von Entwicklungsoptionen in Regiopolen am Beispiel des Stadt-Umland-Raums Rostock. *gis Science*, 3/2021, 69–85.
- Hopkins, K. G., Noe, G. B., Franco, F., Pindilli, E. J., Gordon, S., Metes, M. J., Claggett, P. R., Gellis, A. C., Hupp, C. R., & Hogan, D. M. (2018). A method to quantify and value floodplain sediment and nutrient retention ecosystem services. *Journal of Environmental Management*, 220, 65–76. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.05.013>
- Horbat, A., Meyerhoff, J., Hartje, V., & Dehnhardt, A. (2016). Auenentwicklung und Auenverbund an der Unteren Mittel-elbe. *Endbericht des Modul, 2*.
- Trimode, Intraplan, Planco, SSP (2025): Aktualisierung der Kosten- und Wertansätze der Bundesverkehrswegeplanung.
- IPBES. (2019). *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (IPBES Global Assessment). IPBES secretariat.
- IPBES. (2022). *The Assessment Report on Diverse Values and Valuation of Nature*. IPBES. <https://ipbes.net/the-values-assessment>
- Jähnig, S. C., Carolli, M., Dehnhardt, A., Jardine, T., Podschun, S., Pusch, M., Scholz, M., Tharme, R. E., Wantzen, K. M., & Langhans, S. D. (2022). Ecosystem Services of River Systems – Irreplaceable, Undervalued, and at Risk. In *Encyclopedia of Inland Waters* (S. 424–435). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819166-8.00129-8>
- Kehl, C., & Sauter, A. (2014). *Inwertsetzung von Biodiversität: Endbericht zum TA-Projekt* (TAB Arbeitsbericht 161). Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag (TAB).

- Kempa, D., & Lovett, A. A. (2019). Using GIS in Landscape Planning. In C. Von Haaren, A. A. Lovett, & C. Albert (Hrsg.), *Landscape Planning with Ecosystem Services* (Bd. 24, S. 77–88). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-024-1681-7_6
- Koenzen, U., & Günther-Diringer, D. (2021). *Auenzustandsbericht 2021*. Bundesamt für Naturschutz. <https://doi.org/10.19217/brs211>
- Landkreis Prignitz. (o.D.). *Deichrückverlegung am „Bösen Ort“*. https://www.landkreis-prignitz.de/de/wirtschaft/natur_umwelt/hochwasserschutz/deichverlegung.php
- Lieken, I., Broekx, S., & De Nocker, L. (2013). *Manual for the valuation of ecosystem services in estuaries* (S. 1–99). Antwerp Port Authority. https://www.tide-toolbox.eu/pdf/reports/TIDE_ManualValuationEcosystemServicesEstuaries.pdf
- Logar, I., Brouwer, R., & Paillex, A. (2019). Do the societal benefits of river restoration outweigh their costs? A cost-benefit analysis. *Journal of Environmental Management*, 232, 1075–1085. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.098>
- Marks, R., Alexander, J., & Zentrallausschuss für Deutsche Landeskunde (Hrsg.). (1989). *Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes (BA LVL)*. Zentrallausschuß für Dt. Landeskunde.
- Matthey, A., & Bünger, B. (2020). *Methodenkonvention 3.1 zur Ermittlung von Umweltkosten—Kostensätze* (S. 1–69). Umweltbundesamt.
- Matthey, A., Bünger, B., & Eser, N. (2024). *Methodological Convention 3.2 for the Assessment of Environmental Costs* (Methodenkonvention, S. 69). Umweltbundesamt. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/479/publikationen/methodological_convention_3_2_value_factors_bf.pdf
- Mehl, D., Deutsch, B., Hoffmann, T. G., Kästner, U., & Hoffmann, L. (2017). Effektivität der Nährstoffrückhaltung im künstlichen Feuchtgebiet am Neuklostersee (Mecklenburg-Vorpommern). *Effektivität der Nährstoffrückhaltung im künstlichen Feuchtgebiet am Neuklostersee (Mecklenburg-Vorpommern)*, 2017(12), 743–749. <https://doi.org/10.3243/kwe2017.12.002>
- Mehl, D., Hoffmann, T., Chen, S., Iwanowski, J., & Mehl, C. (2022c). Bewertung von räumlichen Entwicklungsoptionen in Stadt-Umland-Gebieten—Entwicklung eines GIS- und ökosystemleistungsbasierten Entscheidungs-Unterstützungs-Systems. *Naturschutz und Landschaftsplanung (NuL)*, 54(4), 22–29. <https://doi.org/10.1399/NuL.2022.04.02>
- Mehl, D., Hoffmann, T. G., & Iwanowski, J. (2018c). 25 Jahre Fließgewässerrenaturierung an der mecklenburgischen Nebel: Auswirkungen auf den ökologischen Zustand und auf regulative Ökosystemleistungen [PDF]. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 62(1), 6–24. https://doi.org/10.5675/HYWA_2018,1_1
- Mehl, D., Hoffmann, T. G., Iwanowski, J., Schneider, M., Ewert, J., & Foy, T. (2018a). 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*, 11(3), 200–205. <https://doi.org/10.3243/kwe2018.04.002>
- Mehl, D., Hoffmann, T. G., Iwanowski, J., Schneider, M., Ewert, J., & Foy, T. (2018b). 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*, 11(4), 200–205.
- Mehl, D., Iwanowski, J., Dehnhardt, A., Püffel, C., & Albert, C. (2022a). Auswirkungen von Handlungsalternativen für Staustufen der Lahn auf Ökosystemleistungen. *Wasser und Abfall*, 24(1–2), 36–43. <https://doi.org/10.1007/s35152-022-0728-4>

- Mehl, D., Iwanowski, J., Dehnhardt, A., Püffel, C., & Albert, C. (2022b). Der Ökosystemleistungsansatz als Grundlage einer Bewertung von Handlungsalternativen im Sinne der WRRL für die Bundeswasserstraße Lahn. *Wasser und Abfall*, 24(1–2), 20–28. <https://doi.org/10.1007/s35152-022-0729-3>
- Mehl, D., Iwanowski, J., Lüdecke, K., Hoffmann, T. G., Lampe, M., Albert, C., Dehnhardt, A., & Püffel, C. (2020). *Studie „Sozio-ökonomisches Monitoring und Bewertung der Veränderungen von Ökosystemleistungen (ÖSL) im Projekt LiLa Living Lahn“ Study „Socio-economic monitoring and assessment of changes in ecosystem services (ESL) in the LiLa Living Lahn project“*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.20081.15207>
- Mehl, D., & Kästner, U. (2012). Anlage eines Feuchtgebietes zum Nährstoffrückhalt als Kombinationslösung Dränwasser/gereinigtes Abwasser am Neuklostersee (Mecklenburg-Vorpommern). *Anlage eines Feuchtgebietes zum Nährstoffrückhalt als Kombinationslösung Dränwasser/gereinigtes Abwasser am Neuklostersee (Mecklenburg-Vorpommern)*, 2012(12), 660–666. <https://doi.org/10.3243/kwe.2012.12.001>
- Mehl, D., & Mehl, C. (2022). Der wahre Wert unserer Flächen – Ist die Ökosystemleistung ein geeigneter Maßstab? *Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät. Schriftenreihe Umweltingenieurwesen*, 111, 3–16.
- Mehl, D., Renner, M., Gottelt-Trabandt, C., Böx, S., Hoffmann, T. G., & Iwanowski, J. (2018). 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. *Ein Beitrag zur Analyse und Bewertung der Ökosystemleistungen kleiner urbaner Gewässer und Feuchtgebiete am Beispiel der Hansestadt Rostock*, 2018(5), 257–264. <https://doi.org/10.3243/kwe2018.05.001>
- Melcher, D., & Bogner, D. (o. J.). Beiträge zur überörtlichen Raumplanung in Kärnten – Ausweisung von landwirtschaftlichen Eignungsflächen und Bewertung des Landschaftsbildes mittels GIS-Modellierung. In *Angewandte Geoinformatik 2012* (S. 713–722). Wichmann/VDE Verlag GmbH.
- Meyerhoff, J., & Dehnhardt, A. (2007). The European Water Framework Directive and economic valuation of wetlands: The restoration of floodplains along the River Elbe. *European Environment*, 17(1), 18–36. <https://doi.org/10.1002/eet.439>
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and human well-being*. Island Press.
- Ministerium für Wissenschaft, Energie, Klimaschutz und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt (MWU). (2023). *Fluss, Natur, Leben. Aufgabe für Generationen*. https://mwu.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik_und_Verwaltung/MWU/Umwelt/Wasser/Hochwasserschutz/230531_Fluss_Natur_Leben_Web.pdf
- Mueller, L., Schindler, U., Berendt, A., Smolentseva, E., Smolentsev, B., & Eulenstein, F. (2007). *Das Müncheberger Soil Quality Rating (SQR)—Ein praktikables Verfahren zur Bodenbewertung/Bodenschätzung im globalen Maßstab?* Vortrags- und Exkursionstagung zur Bodenschätzung, Weimar.
- Mueller, L., Schindler, U., Hennings, V., Smolentseva, E. N., Rukhovich, O. V., Romanenkov, V. A., Sychev, V. G., Lukin, S., Sheudshen, A. K., Onishenko, L., Saparov, A., Pachikin, K., Behrendt, A., Mirschel, W., & Eulenstein, F. (2016). An Emerging Method of Rating Global Soil Quality and Productivity Potentials. In L. Mueller, A. K. Sheudshen, & F. Eulenstein (Hrsg.), *Novel Methods for Monitoring and Managing Land and Water Resources in Siberia* (S. 573–595). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-24409-9_26
- Natho, S., & Hudson, P. (2024). Accounting for the value of ecosystem services of floodplains in Germany – National studies matter. *Ecosystem Services*, 67, 101615. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2024.101615>

- Naturkapital Deutschland - TEEB DE (Hrsg.). (2012). *Der Wert der Natur für Wirtschaft und Gesellschaft: Eine Einführung; ein Beitrag Deutschlands zum internationalen TEEB-Prozess* (Auflage 1.200). Landwirtschaftsverlag GmbH.
- Naturkapital Deutschland - TEEB DE. (2015). *Naturkapital und Klimapolitik*. 111.
- PLANCO Consulting GmbH. (2024, März). *Methodenbaustein des Nutzens aus Freizeitschifffahrt an Bundeswasserstraßen*. https://bmdv.bund.de/SharedDocs/DE/Anlage/G/BVWP/bvwp-endbericht-methodenbaustein-des-nutzens-aus-freizeitschifffahrt-an-bundeswasserstrassen.pdf?__blob=publication-File
- Podschun, S., Albert, C., Costea, G., Damm, C., & Dehnhardt, A. (2018a). *RESI - Anwenderhandbuch: Ökosystemleistungen von Flüssen und Auen erfassen und bewerten*. Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei.
- Podschun, S., Thiele, J., Dehnhardt, A., Mehl, D., Hoffmann, T.G., Albert, C., von Haaren, C., Deutschmann, K., K., Fischer, C., Scholz, M., Costea, G., & Pusch, M.T. (2018b). Das Konzept der Ökosystemleistungen – eine Chance für Integratives Gewässermanagement. *Hydrologie & Wasserbewirtschaftung*, 62(6), 453–468.
- Polizzi, C., Simonetto, M., Barausse, A., Chaniotou, N., Känkänen, R., Keränen, S., Manzardo, A., Mustajärvi, K., Palmeri, L., & Scipioni, A. (2015). Is ecosystem restoration worth the effort? The rehabilitation of a Finnish river affects recreational ecosystem services. *Ecosystem Services*, 14, 158–169. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.01.001>
- Pusch, M. T., Podschun, S. A., Albert, C., Damm, C., Dehnhardt, A., Fischer, C., Fischer, H., Foeckler, F., Gelhaus, M., Gerstner, L., Iwanowski, J., Hoffmann, T. G., Mehl, D., Rayanov, M., Ritz, S., Rumm, A., Scholz, M., Stammel, B., Thiele, J., & Venohr, M. (2019). Ökosystemleistungen von Flussauen bewerten: Der RESI-Ansatz. *Auenmagazin*, 16, 6–10.
- Quick, I., König, F., Baulig, Y., Schriever, S., & Vollmer, S. (2020). Evaluation of depth erosion as a major issue along regulated rivers using the classification tool Valmorph for the case study of the Lower Rhine. *International Journal of River Basin Management*, 18(2), 191–206. <https://doi.org/10.1080/15715124.2019.1672699>
- Rayanov, M., Dehnhardt, A., Glockmann, M., Hartje, V., Hirschfeld, J., Lindow, M., Sagebiel, J., Thiele, J., & Welling, M. (2018). Der ökonomische Wert von Flusslandschaften für Naherholung – eine Zahlungsbereitschaftsstudie in vier Regionen Deutschlands. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 62(6), 410–422.
- Sauer, U., & Marggraf, R. (2019). *Elbservice II, Teilprojekt „EcoBank“: Abschlussbericht über ein standardisiertes Bewertungsverfahren für Maßnahmen zur Renaturierung von Ufern an Bundeswasserstraßen in Zusammenarbeit und Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde*. https://doi.org/10.5675/BFG2019_ELBSERVICE_SAUERMARGGRAF
- Scholz, M., Kasperidus, H. D., Schulz-Zunkel, C., & Mehl, D. (2012). Betrachtung von Auenfunktionen vor und nach der Deichrückverlegung bei Lenzen. In Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg (Hrsg.), *Die Deichrückverlegung bei Lenzen* (S. 85–92). https://www.institut-biota.de/wp-content/uploads/Auenreport_Inhalt.pdf
- Schweppe-Kraft, B., Grunewald, K., Meier, S., Sauer, A., & Syrbe, R.-U. (2020). Leistungen der Ökosysteme zur Erhaltung der biologischen Vielfalt. In J. Hirschfeld, V. Hartje, R. Pekker, K. Grunewald, S. Meier, A. Sauer, R.-U. Syrbe, & R. Zieschank, *Integration von Ökosystemen und Ökosystemleistungen in die Umweltökonomische Gesamtrechnung. Theoretische Rahmenbedingungen und methodische Grundlagen. FuE-Bericht (unveröff.) im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz*.
- Sen, A., Bateman, I. J., Darnell, A., Munday, P., Crowe, A., Brander, L., Raychaudhuri, J., Lovett, A., Provins, A., & Foden, J. (2012). *Economic assessment of the recreational value of ecosystems in*

Great Britain (2012–01; CSERGE Working Papers). Centre for Social and Economic Research on the Global Environment. <https://www.econstor.eu/bitstream/10419/121952/1/684768259.pdf>

Statistisches Bundesamt (o. J.). *Environmental-economic accounting. Ecosystem accounts*. Abgerufen 12. September 2024, von https://www.destatis.de/EN/Themes/Society-Environment/Environment/Environmental-Economic-Accounting/ecosystem-account/_node.html

Symmank, L., Profeta, A., & Niens, C. (2020). Valuation of river restoration measures – Do residential preferences depend on leisure behaviour? *European Planning Studies*, 1–21. <https://doi.org/10.1080/09654313.2020.1760792>

Täumer, J., Marhan, S., Groß, V., Jensen, C., Kuss, A. W., Kolb, S., & Urich, T. (2022). Linking transcriptional dynamics of CH₄-cycling grassland soil microbiomes to seasonal gas fluxes. *The ISME Journal*, 16(7), 1788–1797. <https://doi.org/10.1038/s41396-022-01229-4>

TEEB (Hrsg.). (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the economics of nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*. UNEP.

Tinch, R., Beaumont, N., Sunderland, T., Ozdemiroglu, E., Barton, D., Bowe, C., Börger, T., Burgess, P., Cooper, C. N., Faccioli, M., Failler, P., Gkolemi, I., Kumar, R., Longo, A., McVittie, A., Morris, J., Park, J., Ravenscroft, N., Schaafsma, M., ... Ziv, G. (2019). Economic valuation of ecosystem goods and services: A review for decision makers. *Journal of Environmental Economics and Policy*, 8(4), 359–378. <https://doi.org/10.1080/21606544.2019.1623083>

Trägerverbund Burg Lenzen (Elbe) e.V. (o.D.). *Naturschutzprojekt „Lenzener Elbtalaue“. Eine Auenlandschaft kehrt zurück*. https://www.burg-lenzen.de/burg_lenzen/projekte/naturschutzgrossprojekt/

Tränckner, J., Beyer, F., Bill, R., Bräunlich, S., & Universität Rostock. Professur Wasserwirtschaft. (2023). *Abschlussbericht des BMBF-Forschungsverbundprojektes PROSPER-RO*. https://doi.org/10.18453/ROSDOK_ID00004532

Umweltbundesamt (Hrsg.). (2018). *Indikatoren für die ökonomische Bedeutung von Wasser und Gewässern* (Bd. 47).

Umweltbundesamt. (2022a). *Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2022. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990–2020*. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2022-05-31_climate-change_24-2022_nir-2022_de.pdf

Umweltbundesamt (2022b). *Hochwasser durch Renaturierung entschärfen*. <https://www.umweltbundesamt.de/hochwasser-durch-renaturierung-entschaerfen#natuerlicher-hochwasserschutz-durch-flussauen>

Umweltbundesamt (2023). *Gesellschaftliche Kosten von Umweltbelastungen*. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/umwelt-wirtschaft/gesellschaftliche-kosten-von-umweltbelastungen#gesamtwirtschaftliche-bedeutung-der-umweltkosten>

Umweltbundesamt (2024). *Gesellschaftliche Kosten von Umweltbelastungen*. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/umwelt-wirtschaft/gesellschaftliche-kosten-von-umweltbelastungen#gesamtwirtschaftliche-bedeutung-der-umweltkosten>

Umweltbundesamt, & Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (2022). *Die Wasserrahmenrichtlinie—Gewässer in Deutschland 2021. Fortschritte und Herausforderungen*. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/221010_uba_fb_wasserrichtlinie_bf.pdf

- United Nations et al. (2021). *System of Environmental-Economic Accounting—Ecosystem Accounting (SEEA - EA)* (S. 393). https://seea.un.org/sites/seea.un.org/files/documents/EA/seea_ea_white_cover_final.pdf
- Vermaat, J. E., Wagtendonk, A. J., Brouwer, R., & Sheremet, O. (2016). Assessing the societal benefits of river restoration using the ecosystem services approach. *Hydrobiologia: The International Journal of Aquatic Sciences* v769 n1 (201604): 121-135, 769(1), 121–135.
- Verordnung (EU) Nr. 691/2011 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 06. Juli 2011 über europäische umweltökonomische Gesamtrechnungen, 691/2011 (2011).
- Vorschlag für eine Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Verordnung (EU) Nr. 691/2011 in Bezug auf die Einführung neuer Module für die umweltökonomische Gesamtrechnung (2022). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/HTML/?uri=CELEX:52022PC0329>
- Wittig, S., & Schuchardt, B. (2018). *Ökosystemleistungen der Tideems früher, heute und zukünftig*. (S. 112). BIOCONSULT Schuchardt & Scholle GbR. <https://www.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/Publikationen-PDF/Deutschland/BIOCONSULT-Studie-Oekosystemleistungen-Tideems.pdf>
- Wüstemann, H. (2011). *Ökonomische Bewertung der Gewässerschutzwirkung von Naturschutzmaßnahmen*. Working Paper on Management in Environmental Planning 30/2011, TU Berlin.
- Zieschank, R. (2024). Welche Institutionen und Akteure beeinflussen das Handlungsfeld einer erweiterten Berichterstattung? In K. Grunewald, R. Zieschank, J. Förster, B. Hansjürgens, & T. M. Wildner (Hrsg.), *Die Zukunft der Wirtschaftsberichterstattung. Ökosystemleistungen und Biodiversität in staatlichen und unternehmerischen Bilanzierungen* (S. 51–63). Springer Vieweg. https://doi.org/10.1007/978-3-658-44686-4_1
- Zieschank, R., & Grunewald, K. (2023). *Neue Sicht auf die Werte der Natur*. Bundesamt für Naturschutz. <https://doi.org/10.19217/pol232>
- Zieschank, R., Grunewald, K., & Taborski, V. (2024). *Konferenzbericht der 3. Nationalen Konferenz für ein ÖkosystemAccounting in Deutschland*. Bundesamt für Naturschutz (BfN).
- Zieschank, R., Hirschfeld, J., Pekker, R., Grunewald, K., & Syrbe, R.-U. (2018). *PolicyBrief—Die übersehenen Werte der Natur. Ökosystemleistungen in der wirtschaftlichen Berichterstattung Deutschlands*. [Policybrief]. https://www.ioer.de/fileadmin/user_upload/projekte/files/2021/FBL/Policybrief_ES-Accounting-DE.pdf

ADRESSE UND KONTAKT

Institut für ökologische Wirtschaftsforschung GmbH, gemeinnützig

Potsdamer Straße 105

10785 Berlin

Telefon: + 49 – 30 – 884 594-0

Telefax: + 49 – 30 – 882 54 39

E-Mail: mailbox@ioew.de

www.ioew.de

Bundesanstalt für Gewässerkunde

Am Mainzer Tor
56068 Koblenz

Telefon: +49 261 1306-0

Telefax: +49 261 1306-5302

E-Mail: posteingang@bafg.de

www.bafg.de