

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

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

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

## Redaktion:

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

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



## Förderhinweis:

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

Weitere Informationen gibt es auf der Projekt-Homepage [www.resi-project.info/](http://www.resi-project.info/)



UFZ-BERICHT 2|2020

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ

ISSN 0948-9452

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

## Inhaltsverzeichnis

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

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

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

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

## **Inhaltsverzeichnis**

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

## 1 Überblick

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

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

Tab. 1: Betrachtete regulative Ökosystemleistungen

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

## 2 Fachliche Hintergründe und methodische Überlegungen<sup>1</sup>

### 2.1 Hochwasserregulation

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

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

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

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

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

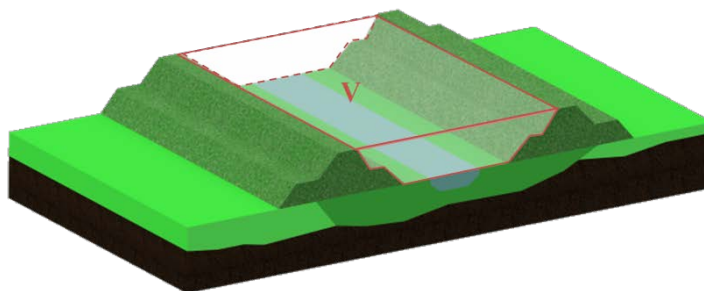


Abb. 1: Volumenbestimmung (V) in der rezenten Aue, aus: Mehl et al. (2018)

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

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

### 2.2 Niedrigwasserregulation

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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



## Regulierende Ökosystemleistungen: Stofftransport

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

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

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

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

## 2.3 Sedimentregulation

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

## 2.4 Bodenbildung in Auen

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

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

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

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

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

Auenböden sind charakterisiert durch (vgl. KA 5 2005)

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

## 2.5 Rückhalt von Treibhausgasen/Kohlenstoffsequestrierung

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

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

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

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

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

## 2.6 Kühlwirkung (Gewässer und terrestrische Böden)

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

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

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

### 3 Literaturverzeichnis

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



## Regulierende Ökosystemleistungen: Stofftransport

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

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