

TEXTE

139/2022

Abschlussbericht

Entwicklung der ökologischen Beschaffenheit von Oberflächengewässern im Klimawandel

Wirkungsmechanismen, Modellierungsansätze und Handlungsempfehlungen zur Umsetzung der EG-WRRL

von:

Stephan Garack, Marco Neubert, Axel Sauer, Juliane Albrecht
Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung (IÖR) e. V., Dresden

Kerstin Günther, Martin Friedrichs-Manthey, Sabine Wollrab, Sonja Jähnig, Stella A. Berger,
Ulrike Kienel, Georgiy Kirillin
Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) im Forschungsverbund Berlin e.
V., Berlin

Herausgeber:

Umweltbundesamt

TEXTE 139/2022

Ressortforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz

Forschungskennzahl 3717 48 241 0

FB000679

Abschlussbericht

Entwicklung der ökologischen Beschaffenheit von Oberflächengewässern im Klimawandel

Wirkungsmechanismen, Modellierungsansätze und
Handlungsempfehlungen zur Umsetzung der EG-WRRL

von

Stephan Garack, Marco Neubert, Axel Sauer, Juliane
Albrecht

Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung (IÖR) e. V.,
Dresden

Kerstin Günther, Martin Friedrichs-Manthey, Sabine
Wollrab, Sonja Jähnig, Stella A. Berger, Ulrike Kienel,
Georgiy Kirillin

Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei
(IGB) im Forschungsverbund Berlin e. V., Berlin

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
buergerservice@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

[f/umweltbundesamt.de](https://www.facebook.com/umweltbundesamt.de)

[t/umweltbundesamt](https://twitter.com/umweltbundesamt)

Durchführung der Studie:

Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung (IÖR) e. V.
Weberplatz 1
01217 Dresden

Abschlussdatum:

Mai 2021

Redaktion:

Fachgebiet II 2.1 Übergreifende Angelegenheiten Wasser und Boden
Corinna Baumgarten

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Dezember 2022

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung: Entwicklung der ökologischen Beschaffenheit von Oberflächengewässern im Klimawandel

Gewässer und deren Management stehen im Hinblick auf den prognostizierten Klimawandel vor großen Herausforderungen. Intensiver werdende Extremereignisse, wie Hochwasser, Starkregen oder lang anhaltende Trockenphasen mit hohen Temperaturen werden zukünftig verstärkt das sensible ökologische Gleichgewicht der Oberflächengewässer mit deren Flora und Fauna beeinträchtigen. Für eine Aufrechterhaltung der Lebensgrundlage "Wasser" und "biologischen Vielfalt" in Fließgewässern und Seen werden wirksame Anpassungsmaßnahmen benötigt. Demnach stehen sämtliche Akteure der Wasserwirtschaft vor der Herausforderung, die komplexen Wirkungszusammenhänge der vom Menschen beeinflussten Ökosysteme besser zu verstehen und gezielt die Anpassungsfähigkeit aquatischer Ökosysteme zu verbessern. Auf Seiten der Fachinstrumente ist auf EU-Ebene für die Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) zu hinterfragen, inwieweit sich deren Methoden und Bewertungssysteme unter sich ändernden klimatischen Randbedingungen als nutzbar erweisen. Zur Untersuchung der Auswirkungen der prognostizierbaren klimatischen Entwicklungen auf die ökologische Beschaffenheit von Oberflächengewässern wurden im Forschungsvorhaben anhand einer umfassenden Literaturrecherche und ergänzenden Expert*inneninterviews zunächst der derzeitige Wissensstandes und bestehende Wissenslücken ermittelt. Anschließend wurde die EG-WRRL als Handlungsinstrument auf ihre künftige Anwendbarkeit überprüft und Vorschläge hinsichtlich einer Anpassung des Methoden- und Bewertungssystems der EG-WRRL abgeleitet. Für die analysierten Wirkungszusammenhänge wurden zudem Verfahrensschritte und derzeitige Umsetzungsgrenzen eines Modellierungskonzeptes beschrieben. Weiterhin erfolgt eine Zuarbeit zur Ermittlung des Indikators "Wasserstress" gemäß der Ziele für nachhaltige Entwicklung der Vereinten Nationen für die Bundesrepublik Deutschland. Im Fokus standen hier die methodischen Ansätze zur Untersuchung des sogenannten "ökologischen Mindestwasserbedarfs" bzw. „Gesamtumweltwasserbedarfs“ für Deutschland. Sämtliche (Zwischen-)Ergebnisse wurden ausgewählten Expert*innen im Rahmen eines Fachworkshops vorgestellt und diskutiert. Die somit identifizierten Kernaussagen und Erfordernisse wurden in Handlungsempfehlungen zusammengefasst und werden über den vorliegenden Bericht Akteuren der Forschung, Verwaltungs- und Fachbehörden, sowie der Planungspraxis bereitgestellt.

Abstract: Development of the ecological quality of surface waters in the face of climate change

Water bodies and their management are facing major challenges in terms of the predicted climate change. Increasingly intense extreme events, such as floods, heavy rainfall or long-term droughts with high temperatures will increasingly affect the sensitive ecological balance of water bodies in future. Effective adaptation measures are required to maintain the livelihood "water" and "biodiversity" in watercourses and lakes. Accordingly, all actors in water management are faced with the challenge of better understanding the complex interrelationships of ecosystems influenced by humans and improving the adaptive capacity of aquatic ecosystems in a targeted manner. In terms of policy, the Water Framework Directive (WFD) at the EU level needs to be examined to determine the extent to which its methods and assessment systems will be effective under changing climatic conditions. In order to investigate the effects of predictable climatic changes on the ecological quality of water bodies, the current state of knowledge and existing knowledge gaps were first identified by means of a comprehensive literature review and supplementary expert interviews. Subsequently, the future applicability of the WFD as an operational instrument was examined and proposals for an adaptation of the methodological and assessment system of the WFD were derived. In addition, process stages and current implementation limits of a modeling concept were described for the

analyzed impact interrelationships. Furthermore, a contribution was made to the determination of the indicator "water stress" according to the Sustainable Development Goals of the United Nations for Germany. Here, the focus was on the methodological approaches for the investigation of the so-called "environmental flow requirements" or "total environmental water demand". All (interim) results were presented to and discussed with selected experts within the context of an expert workshop. The core statements and needs identified in this way were summarized in recommendations for action and are made available in this report to stakeholders in research, administrative and technical authorities, and planning practice.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	11
Tabellenverzeichnis.....	12
Abkürzungsverzeichnis.....	13
Zusammenfassung.....	16
Summary.....	26
1 Problemstellung und Zielsetzung.....	35
2 Klimaänderungen in Deutschland.....	37
2.1 Globalstrahlung und Sonnenscheindauer.....	37
2.2 Lufttemperatur.....	38
2.2.1 Unterschiede in den Jahreszeiten.....	40
2.2.2 Temperaturextreme.....	41
2.3 Niederschlag.....	42
2.3.1 Unterschiede in den Jahreszeiten.....	45
2.3.2 Niederschlagsextreme.....	46
2.3.3 Schnee.....	48
2.4 Wind und Sturm.....	49
3 Abiotische und Biotische Auswirkungen von Klimaänderungen in Oberflächengewässern.....	51
3.1 Abiotische Klimawirkungen in Oberflächengewässern.....	51
3.1.1 Auswirkungen veränderter Lufttemperaturen auf physikalische Parameter in Fließgewässern und Seen.....	51
3.1.1.1 Fließgewässer.....	51
3.1.1.2 Seen.....	53
3.1.2 Auswirkungen veränderter Niederschlagsverhältnisse auf physikalische Parameter in Fließgewässern und Seen.....	55
3.1.2.1 Fließgewässer.....	56
3.1.2.2 Seen.....	62
3.1.3 Auswirkungen auf die chemischen Parameter in Fließgewässern und Seen.....	63
3.1.3.1 Fließgewässer.....	64
3.1.3.2 Seen.....	66
3.2 Biotische Klimawirkungen in Oberflächengewässern.....	69
3.2.1 Fließgewässer.....	70
3.2.1.1 Phytoplankton.....	70
3.2.1.2 Makrozoobenthos.....	71

3.2.1.3	Makrophyten	73
3.2.1.4	Fische	74
3.2.2	Seen	76
3.2.2.1	Parameter des Pelagial	76
3.2.2.2	Parameter des Litoral und Benthos	84
3.2.3	Übergreifende Parameter	89
3.2.3.1	Neobiota	89
3.2.3.2	Biodiversität	90
3.2.3.3	Parasiten und Krankheiten	90
4	Sensitivitäten und verstärkende Effekte	92
4.1	Geomorphologische Besonderheiten und Gewässertypen	92
4.1.1	Fließgewässer	92
4.1.2	Seen und Standgewässer	98
4.2	Landnutzung	109
4.2.1	Einflüsse der Landnutzung auf den Wasser- und Stoffhaushalt in Einzugsgebieten	110
4.2.2	Regionalität und Raumstrukturtypen	117
4.3	Wassernutzung	121
4.3.1	Wasserentnahmen	122
4.3.2	Wassergebrauch	124
4.3.3	Wasserrückhalt	125
4.3.4	Wassererosion und Flächenentwässerung	127
5	Modellierungsansatz der Wirkungsketten	132
5.1	Begriffsbestimmungen	132
5.2	Prozessbeschreibungen	135
5.3	Räumliche Diskretisierung und Skalen	135
5.4	Zeitliche Diskretisierung und Skalen	137
5.5	Modellierungsketten und Modellierungskaskaden	139
5.6	Beispiele verfügbarer Modellierungswerkzeuge	141
5.7	Umgang mit Unsicherheiten	144
5.8	Seenspezifische Aspekte der Modellierung	147
5.9	Beispielhafte nationale Fallstudien	150
5.9.1	Wasserhaushalt in Einzugsgebieten	150
5.9.2	Nähr- und Stoffhaushalt in Einzugsgebieten	152
5.9.3	Wassertemperatur für Fließgewässerabschnitte und Einzelstandorte	153

Sensitivität der Mischungsverhältnisse in Seen auf klimatische (Erwärmung) und anthropogene (Eutrophierung) Faktoren.	155
6 Defizitanalyse vor dem Hintergrund der Methoden und Referenzen der EG-Wasserrahmenrichtlinie	158
6.1 Tiefgreifende und systematische Wiederherstellung der gewässertypischen Hydromorphologie	158
6.1.1 Sohlbeschaffenheit und ökologische Durchgängigkeit.....	160
6.1.2 Beschattung durch Uferbewuchs und Gewässerrandstreifen	163
6.2 Bewertung des ökologischen Zustandes und des ökologischen Potentials für Seen und Fließgewässer nach EG-WRRL.....	164
6.2.1 PhytoSee (Phytoplankton) und PhytoLoss (Zooplankton)	165
6.2.2 Phylib (Makrophyten und Phytobenthos)	166
6.2.3 AESHNA – Makrozoobenthos	166
6.2.4 DeLFI – Fische.....	167
6.2.5 PhytoFluss – Phytoplankton.....	167
6.2.6 MaBS – Makrophyten	167
6.2.7 Perlodes und ASTERICS – Bewertungsverfahren Makrozoobenthos.....	168
6.2.8 fIBS – Bewertungsverfahren Fische	168
6.2.9 Zusammenfassung und Defizitanalyse.....	169
6.2.9.1 Seen	169
6.2.9.2 Fließgewässer	170
6.2.9.3 Weitere Defizite sowie Einsichten aus den Expert*inneninterviews	171
6.2.9.4 Grenzen und Chancen der Umsetzung	172
6.3 Indikator Gesamtumweltwasserbedarf	174
6.3.1 Hintergrund.....	174
6.3.2 Begriffsdiskussion und Annäherung an eine Definition.....	176
6.3.3 Methodische Ansätze	178
6.3.4 Anthropogene und klimatische Beeinflussung	183
6.3.5 Übertragbarkeit auf Bundesebene	184
6.3.6 Implementierung in die EG-Wasserrahmenrichtlinie	185
6.3.7 Indikatorbeschreibung und Schlussfolgerungen	189
6.4 Rechtliche Auswirkungen und Handlungsempfehlungen.....	191
6.4.1 Berücksichtigung des Klimawandels in der WRRL	191
6.4.2 Rechtliche Instrumente zur Schaffung naturnaher und klimaresilienter Gewässer.....	193
6.4.3 Probleme bei der Umsetzung der Ziele der WRRL und Empfehlungen	196

7	Anpassungsbedarfe und Handlungsempfehlungen zur Umsetzung der EG-WRRL – Zusammenfassung.....	200
7.1	Schaffung klimaangepasster Rand- und Rahmenbedingungen in Oberflächengewässern	200
7.2	Intensivierung und Flexibilisierung des Monitorings	203
7.3	Administrative Handlungsempfehlungen	206
8	Fazit und Ausblick.....	209
9	Literatur	212

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Anomalie der Sonnenscheindauer in Deutschland für den Zeitraum 1951-2020...	38
Abbildung 2:	Anomalie der jährlichen Durchschnittstemperatur in Deutschland für den Zeitraum 1881-2020	39
Abbildung 3:	Anomalie der Anzahl der Heißen Tage in Deutschland für den Zeitraum 1951-2020	41
Abbildung 4:	Anomalie der jährlichen mittleren Niederschlagssummen in Deutschland für den Zeitraum 1951-2020	43
Abbildung 5:	Einflussgrößen und atmosphärische Prozesse bei der Entstehung von Wassertemperaturen	52
Abbildung 6:	Variabilität der Tagesgänge der Wassertemperatur und mittleren Wassertemperatur in Abhängigkeit der Gewässergröße (links) und beispielhafte Jahresgänge der Wassertemperatur (rechts).....	94
Abbildung 7:	Auswirkungen von Abflussminderungen auf Abiotik und Biotik in Fließgewässern	95
Abbildung 8:	Momentaufnahme der Niedrigwassersituation in Sachsen Ende Juli 2020.....	97
Abbildung 9:	Kritische mittlere Beckentiefe	99
Abbildung 10:	Hypothetische klimatische und landnutzungsspezifische Auswirkungen auf die Hydrologie von Einzugsgebieten in Anhängigkeit von deren Größe	116
Abbildung 11:	Raumtypen mit siedlungsstruktureller Prägung (links) und Stadt- und Gemeindetypen in Deutschland (rechts).....	118
Abbildung 12:	Wachsen und Schrumpfen von Städten und Gemeinden im Zeitraum 2011-2016 in Deutschland.....	119
Abbildung 13:	Mengenmäßiger Zustand der Grundwasserkörper in Deutschland.....	124
Abbildung 14:	Talsperren als multifunktionale wasserwirtschaftliche Anlagen sind je nach Bewirtschaftungsziel eigenständige Wasserkörper und werden hinsichtlich der ökologischen Durchgängigkeit immer weiter optimiert	126
Abbildung 15:	Erosion auf landwirtschaftlichen Flächen und Akkumulation von Sedimenten in einer Abflussmulde infolge von Stark- und Dauerregen. Ein Weitertransport in Vorfluter und Fließgewässer ist sehr wahrscheinlich.....	129
Abbildung 16:	Übersicht zur Modellbildung	133
Abbildung 17:	Beispiel einer komplexen Szenariomethodik	135
Abbildung 18:	Räumliche Skalen in Meteorologie und Hydrologie	137
Abbildung 19:	Räumliche und zeitliche Skalen in Meteorologie, Hydrologie und Hydrogeologie	139
Abbildung 20:	Räumliche „FAIR Guiding Principles“ zum Umgang mit Forschungsdaten.....	140
Abbildung 21:	Modellstruktur von WaSIM-ETH	143
Abbildung 22:	Relevanz räumlicher und zeitlicher Skalen von seenspezifischen Prozessen und Anwendungsbereich von eindimensionalen Seenmodellen	147
Abbildung 23:	Einbindung der Modellhierarchie in Echtzeitmonitoring	149
Abbildung 24:	Modellstruktur von ArcEGMO	150
Abbildung 25:	Modellstruktur von SLOWCOMP	151
Abbildung 26:	Modellstruktur von STOFFBILANZ	153

Abbildung 27:	Beispielerggebnis für die Projektion der Gewässertemperatur.....	155
Abbildung 28:	Lokation, Höhenlage und mittlere Wassertiefe von 540 Seen in Deutschland in der Datenbank	156
Abbildung 29:	Szenario 1 unter klimatischen Ist-Bedingungen: Eutrophierung von 540 Seen in Deutschland (Verringerung der Sichttiefe von 8 m auf 3 m).....	156
Abbildung 30:	Szenario 2 links: Vergleich von klimatischen Ist-Zustand und einer Lufttemperaturerhöhung um 4 °C bei oligotrophen Bedingungen; rechts prognostizierter Zustand bei Kombination von Temperaturzunahme und Eutrophierung.....	157
Abbildung 31:	Wasserbilanz von Deutschland (links) und Ermittlung des SDG-Indikators Wasserstress (rechts)	175
Abbildung 32:	Grad des Wasserstress in verschiedenen Regionen und Kontinenten	175
Abbildung 33:	Schematische Darstellung der verfügbaren Wasserressourcen, des Umweltwasser(-bedarfs) und des nutzbaren Wassers	176
Abbildung 34:	Hierarchische physikalisch basierte Gliederung eines Gewässersystems.....	179
Abbildung 35:	Vergleich verschiedener Methoden zur Ermittlung des ökologischen Mindestwasserbedarfs	182
Abbildung 36:	Belastungsanalyse (Pressure Analysis) und „Lücken-/Defizitanalyse“ (Analysis of Eflow Gap) im Vergleich	188
Abbildung 37:	Mögliche Probleme bei der Nutzung von Umwelt-DNA in Bezug auf das Vorkommen von Arten in Flussnetzwerken	206

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Seentypen des Tieflandes.....	104
Tabelle 2:	Seentypen des Mittelgebirges.....	105
Tabelle 3:	Seentypen der Alpen und des Alpenvorlandes	106
Tabelle 4:	Fluss-, Speicher- und Zustandsvariablen von WaSIM-ETH	145
Tabelle 5:	Modellhierarchie	149
Tabelle 6:	Klimatische Einflüsse, Klimawirkungen und weitere Wirkungsbeziehungen sowie Sensitivitäten, die als Faktoren in eine regionalisierte Ermittlung des Gesamtumweltwasserbedarfes auf Bundesebene berücksichtigt werden sollten (Faktoren aus den Klimawirkungsketten).....	185
Tabelle 7:	Merkmale zur Charakterisierung des Ist-Zustands von Fließgewässern, die zur Erhebung der hydrologischen Belastungssituation genutzt werden können	186

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Beschreibung
AKW	Atomkraftwerk
APA	Aktionsplan Anpassung an den Klimawandel
ArcEGMO	Hydrologisches Modellierungssystem zur räumlich und zeitlich hoch aufgelösten Modellierung von Einzugsgebieten unterschiedlicher Größe.
ASTERICS	AQEM/STAR Ecological River Classification, Software zur Bewertung der ökologischen Qualität von Fließgewässern anhand der Qualitätskomponente Makrozoobenthos
BAFU	Schweizer Bundesamt für Umwelt
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
Boku	Universität für Bodenkultur Wien
DAS	Deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel
DelFi	Software zur fischbasierten Seebewertung
DOC	dissolved organic carbon: gelöster organisch gebundener Kohlenstoff
DWD	Deutscher Wetterdienst
EEA	European Environment Agency: Europäische Umweltagentur
EFR	Environmental Flow Requirements
EG-WRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie
EPT	Ephemeroptera
EURO-CORDEX	Regionale Klimawandelprojektionen für Europa
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations: Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen
fibs	Fischbasiertes Bewertungssystem für Fließgewässer
GCM	Global Circulation Model
GÖZ/GÖP	Guter ökologischer Zustand/Gutes ökologisches Potenzial nach EG-WRRL
HM	Hydrologisches Modell
IDW	Inverse Distanz-Wichtung
IGB	Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e. V.
IKGB	Internationale Gewässerschutzkommission
IÖR	Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung e. V.
KlimBo	Klimawandel am Bodensee
KLIWA	Klimaveränderung und Wasserwirtschaft
KliWEP	Auswirkungen der Klimaveränderungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der Parthe
KliWES	Klimaänderungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt in den Einzugsgebieten der sächsischen Gewässer
KOSTRA	Koordinierte Starkniederschlags-Regionalisierungs-Auswertungen

Abkürzung	Beschreibung
LARSIM	Large Area Runoff Simulation Model
LAWA	Bund- und-Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LfU Bayern	Landesamt für Umwelt Bayern
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
LISEM	Limburg Soil Erosion Model
LULC	Land-use Land-cover
Mabs	Bewertung der ökologischen Qualität von Fließgewässern anhand der Qualitätskomponente Makrophyten
MZB	Makrozoobenthos
N	Stickstoff
ÖBF	Österreichische Bundesforste
P	Phosphor
PAK	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	Polychlorierte Biphenyle
Perlodes	Verfahren zur Ermittlung der ökologischen Qualität von Fließgewässern mittels der Qualitätskomponente Makrozoobenthos
PHYLIB	Bewertungsverfahren zur Bewertung des ökologischen Zustands mit der Komponente Makrophyten und Phytobenthos
PhytoFluss	Verfahren zur Ermittlung der ökologischen Qualität von Fließgewässern mittels der Qualitätskomponente Phytoplankton
PhytoSee	Verfahren zur Ermittlung der ökologischen Qualität von Seen mittels der Qualitätskomponente Phytoplankton
PKD	Proliferative kidney disease
ProClim	Forum für Klima und globalen Wandel (Schweiz)
RCM	Regional Circulation Model
SDM	Species distribution model
SLOWCOMP	Grundwassermodell
SRES	Special Report on Emissions Scenarios
SVAT	Soil-Vegetation-Atmosphäre-Transfer (Modell)
UBA	Umweltbundesamt
UFZ	Umweltforschungszentrum Leipzig
WaSIM-ETH	deterministisches, flächendifferenziert arbeitendes hydrologisches Einzugsgebietsmodell zur Simulation des Wasserkreislaufes über und unter der Landoberfläche
WEREX	auf den Freistaat Sachsen adaptierte Version des statistischen Regionalisierungsverfahrens WETTREG zur Erzeugung von regionalen Klimaprojektionen bis zum Ende des 21. Jahrhunderts
WETTREG	Wetterlagen-basierte Regionalisierungsmethode
WHG	Wasserhaushaltsgesetz

Abkürzung	Beschreibung
WMO	World Meteorological Organization: Weltorganisation für Meteorologie

Zusammenfassung

Klimaänderungen – Erfassung und Unsicherheiten

Die Verbesserung des Verständnisses über die komplexen hydroökologischen Wirkungszusammenhänge in Ökosystemen und Kulturlandschaften ist als grundsätzliche und generationsübergreifende Herausforderung für Wissenschaftler, Politiker, Fachbehörden und Planer zu verstehen. Klimatische Veränderungen erschweren diesen Prozess zusätzlich, wobei die Attribution von klimawandelgetriebenen Phänomenen von einer Reihe von Unsicherheiten begleitet wird.

Für aquatische Organismen gelten **Globaltrahlung** und **Sonnenscheindauer** als klimatische **Wirkpfadauslöser**, da sie für einen großen Anteil der direkten und indirekten Energieeinträge in Oberflächengewässer verantwortlich sind. Potenziell negative Folgen für diese Art von Ökosystemen hat der für das Bundesgebiet projizierte Klimatrend aufgrund der erhöhten Lufttemperatur einerseits, und phasenweise fehlenden Niederschläge andererseits, so dass potenziell negative Veränderungen sowohl klein- als auch großräumig erwartet werden können. Für eine dezidierte Einschätzung von negativen Auswirkungen des Klimawandels auf Oberflächengewässer müssen jedoch eine Vielzahl weiterer Rahmenbedingungen und Prozesse berücksichtigt werden. Die möglichst umfassende Identifizierung und Beschreibung möglicher direkter, indirekter und sich gegenseitig beeinflussender Einflussfaktoren war ein zentraler Baustein des Forschungsvorhabens.

Als erste maßgebende Einflussgröße auf Oberflächengewässer hat die Lufttemperatur neben der generellen intensiveren Nutzung des Wasserkeislaufs/-haushalts im Zusammenhang mit einer intensivierten Landnutzung auch einen wichtigen direkten Einfluss auf die Lebensbedingungen von Gewässerorganismen. Verfolgt man die Datenlage zu den aktuellen Klimaprojektionen, so werden in Zukunft die in den Sommermonaten zunehmenden Hitzeperioden, sowie die vergleichsweise milden Winter in besonderem Maße für die Erhöhung der Jahresdurchschnittstemperatur verantwortlich sein (z. B. Schär et al. 2004, DWD 2021). Der damit in Verbindung stehende frühere Beginn der Vegetationsperiode, als Zeitraum eines Jahres in dem Pflanzen photosynthetisch aktiv sind (wachsen, blühen und fruchten), kann bereits heute als eine Folge klimatischer Veränderungen festgestellt werden.

Durch den prognostizierten globalen Temperaturanstieg ist in Zukunft mit einem erhöhten Wasserdampfgehalt in der Atmosphäre zu rechnen, wodurch die Entstehung intensiverer Niederschlagsereignisse wahrscheinlicher wird (Huang et al. 2013). Im Vergleich zu den vorindustriellen Temperaturen wird die Erwärmung um fast 1 K in etwa mit einer Zunahme der globalen (Land- und Ozean-) Niederschläge um 2 % bis 3 % einhergehen (Schneider et al. 2017). Derartige Effekte sind auf Basis von Beobachtungen seit Ende des 19. Jahrhunderts bereits heute nachweisbar (Schönwiese et al. 2006, DWD 2020b). Hierbei fällt zudem eine Umverteilung der Niederschlagsmengen vom Sommer- in das Winterhalbjahr auf, was zu einer jahreszeitlichen Verschiebung der Wasserstands- und Abflussverhältnisse in Fließgewässern und Seen führt. Szenarien der zukünftigen Entwicklung von Niederschlagsmengen sind aufgrund der schwierig vorauszusagenden komplexen atmosphärischen Prozesse mit einer Reihe von Unsicherheiten behaftet, wodurch der Niederschlag in seiner mittel- bis langfristigen Entwicklung im Gegensatz zur Lufttemperatur deutlich eingeschränkt zu prognostizieren ist. Autoren wie Hattermann et al. (2015) betonen in diesem Zusammenhang, dass hydrologische Prozesse sehr empfindlich auf die Änderungen des Klimas reagieren und die Auswirkungen einer allgemeinen Zunahme der Niederschläge auch durch eine Zunahme der Evapotranspiration durch höhere Lufttemperaturen überkompensiert werden könnten – schon allein daran wird die Komplexität und die notwendige Berücksichtigung möglicher Rückkopplungseffekte deutlich.

Für die ökologischen Verhältnisse in Oberflächengewässern sind Wasserextreme besonders wirkungsschwer. Folgt man allein den grundlegenden thermodynamischen Gesetzmäßigkeiten (Clausius-Clapeyron-Gleichung), so kann davon ausgegangen werden, dass insbesondere kurzzeitige (z. B. stündliche) Extremereignisse mit etwa der doppelten Rate zunehmen könnten. Demgegenüber haben die niederschlagsarmen Jahre 2018, 2019 und 2020 bereits verdeutlicht mit welchen ökologischen und wirtschaftlichen Auswirkungen durch anhaltende Trockenheit und Dürre auch in Zukunft – insbesondere im Spätsommer und Frühherbst – verstärkt gerechnet werden muss. Trotz einer deutlichen Variation innerhalb der projizierten regionalspezifischen Ausprägung von Trockenperioden, existiert eine hohe Wahrscheinlichkeit für eine relative große Trockenheit in Ostdeutschland (Hattermann et al. 2015).

Abiotische und biotische Auswirkungen auf Oberflächengewässer

Des Weiteren spielt vor allem für die schmelzwasserbeeinflussten Fließgewässer und Einzugsgebiete das zukünftig zu erwartende Wasserdargebot aus gespeicherten Schnee- und Eisvorkommen eine entscheidende Rolle. Die Klimaerwärmung wird mit hoher Wahrscheinlichkeit zu einer höheren Anzahl an eisfreien Winter führen, wodurch in Fließgewässern in erster Linie das Abflussregime im Frühjahr betroffen sein wird und Seen weniger oft eine Eisdecke aufweisen werden. Als klimatischer Rückkopplungseffekt ist zudem das erhöhte Abstrahlungsvermögen von Eisflächen gegenüber eintreffender UV- und Wärmestrahlung zu berücksichtigen.

Für Seen ebenfalls bedeutsam ist die Entwicklung von Auftreten und Intensität von Sturmereignissen. Hier zeigen die mittleren Winde über Deutschland weder bei den Langzeitbeobachtungen noch in den Zukunftsszenarien signifikante Trends (Kirillin 2010, Shatwell et al. 2019, DWD 2020b). Neben großen Sturmfeldern können aber auch kleinere kurzzeitige Ereignisse mit extremen Windgeschwindigkeiten, wie Tornados oder Fallböen in Gewitterzellen, Auswirkungen auf Seen haben. Seen sind dahingehend besonders anfällig, da die Umwälzungen des Wassers bis tief in die biogeochemischen Prozesse innerhalb eines Seenökosystems eingreifen können, was zu langfristigen negativen Folgen für die Wasserqualität des Sees führen kann (Kasprzak et al. 2017).

Die durch Klimaänderungen hervorgerufenen Auswirkungen auf Oberflächengewässer wirken dabei generell über das Boden-Pflanze-Atmosphären-System (SVAT) auf den Gebiets- bzw. Landschaftswasserhaushalt (Schwarze et al. 2016). Die Verknüpfung von Einzugsgebiet und Flussökosystem folgt dabei einer komplexen Ursache-Wirkungs-Beziehung, in der das Abflussregime als Haupttreiber für **Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit, Wasserqualität, Sedimenttransport** sowie **Verweilzeit** und **biophysikalische Umsetzungsprozesse** anzusehen ist, und in hohem Maße die Lebensraumbedingungen bestimmt (Kiesel et al. 2019a).

Neben Hochwasserereignissen und Sturzfluten beeinträchtigen insbesondere lang anhaltende Trockenperioden mit hohen Temperaturen den Landschaftswasserhaushalt und somit das sensible ökologische Gleichgewicht der Flora und Fauna in Oberflächengewässern. Ursachen für ökologisch zu interpretierende Schäden reichen von Erosions- und Sedimentationsprozessen (z. B. Kolmatierung) über die hydrodynamische (Drift) und hydrostatische Einwirkung des Wassers selbst, bis hin zu Einträgen von Fremd- und Schadstoffen in die Überflutungsbereiche (Partikel und grobes Material) (Kutschera 2008). Für die Entwicklung extremer Abflüsse kristallisieren sich jedoch für Europa keine eindeutigen nationalen oder großräumigeren Regionen heraus, die einen statistisch signifikanten Anstieg der Hochwasserabflüsse in den letzten Jahren aufweisen (Hall et al. 2014, Madsen et al. 2014), was wiederum an den nicht eindeutigen Niederschlagstrends liegt. Da lokale Sturzfluten nahezu ausschließlich in **kleinen und mittleren Einzugsgebieten** ohne Pegelaufzeichnungen auftreten, existieren auch in der

Regel keine belastbaren Datengrundlagen für eine häufigkeitsstatistische Auswertung des beobachteten Sturzflutgeschehens in Deutschland. Hinzu kommt, dass die Bandbreite der Zukunftsprojektionen dabei für kleine Einzugsgebiete erheblich breiter ist, wodurch es beispielsweise zu einer Trendumkehr für **Niedrigwasser** und **Hochwasser** kommen kann (Arora et al. 2016, LAWA 2017a). Zudem zeigen aktuelle Simulationsergebnisse, dass die klimamodellbedingte Unsicherheit so groß ist, dass sie die Empfindlichkeit des hydrologischen Systems verdecken kann (Hattermann et al. 2018).

Folgt man dem Trend einer zunehmenden Wahrscheinlichkeit von Dürreperioden, so werden auch Fließgewässer oder Fließgewässerabschnitte in gemäßigten Klimazonen zunehmend über längere Perioden trocken fallen – was insbesondere für den Sommer und Frühherbst gilt. Demgegenüber werden im Bereich der Alpen die Niedrigwasserabflüsse im Winter aufgrund des Temperaturanstieges deutlich zunehmen, da vermehrt Niederschlag als Regen fällt und nicht, wie bisher üblich, als Schnee gespeichert wird. Weniger gesichert sind demgegenüber Aussagen für Tieflandregionen, da hier die Veränderungen des Niederschlags die Hauptrolle spielen, die jedoch schwer prognostizierbar sind (Lahaa et al. 2016). Bormann & Pinter (2017) adressieren für stark überprägte Gewässer zudem das Gewässer-, und Einzugsgebietsmanagement (bspw. Braunkohlebergbau, Schifffahrt, Energieerzeugung) als Hauptverursacher für die erwarteten Niedrigwassertrends, wohingegen für naturnahe Gewässer die klimatischen Änderungen für häufigere Niedrigwasserereignisse verantwortlich gemacht werden können.

Die systemisch induzierten Klimawirkungen (z. B. Hochwasser, Niedrigwasser, Sturzfluten) und einzelnen Wirkpfade in Fließgewässern und Seen werden von einer Veränderung abiotischer Faktoren (Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert, Nähr- und Schwebstoffverhältnisse, Löslichkeitsprodukt u. a.) begleitet und wirken sich schließlich auf die für die sogenannten biologischen Qualitätskomponenten und Gewässerlebensräume aus.

Im Zuge der Projektarbeit konnte zunächst bestätigt werden, dass unter allen betrachteten hydroklimatischen Variablen die **Lufttemperaturänderung als die Hauptursache für die Änderung der Wassertemperatur** heraus zu stellen ist, da sie die stärkste Korrelation mit dieser aufweist (z. B. Arora et al. 2016). Eine Temperaturerhöhung hat dabei einen direkten Einfluss auf die terrestrischen und aquatischen Ökosysteme über die funktionellen Regimes, die Produktion und Respiration. Für Gewässerorganismen können steigende Wassertemperaturen – insbesondere in Kombinationen mit Niedrigwasser oder Austrocknung – dann zu einer Verschiebung der Lebensräume führen, wodurch einstmals gewässertypspezifische Arten ihre Habitate verlieren oder Laichzeiten und Wanderverhalten beeinflusst werden. Steigende Temperaturen führen aufgrund der verlängerten Vegetationsperiode zu einer höheren potenziellen Evapotranspiration, infolgedessen eine geringere Grundwasserneubildung erwartet werden kann. In Seen geht ein **Anstieg der Lufttemperatur** um durchschnittlich 0.1 K pro Dekade mit einem Anstieg der Oberflächenwassertemperatur und einer **früheren und verlängerten Sommerschichtung** einher (Bartosiewicz et al. 2019, Butcher et al. 2015, Dibike et al. 2011, Fang & Stefan 2009, Richardson et al. 2017). Der Wirkpfad der Temperaturerhöhung wird dabei entscheidend durch die Wassertransparenz, mit der Sichttiefe und der Dämpfung von Licht- und Wärmestrahlung beeinflusst. Rein abiotisch kann sich die Sichttiefe durch die Stofffracht oder durch Resuspension verändern, Eutrophierung und Verbraunung sind dagegen hauptsächlich biotische Prozesse, die zur Verringerung der Sichttiefe führen.

Stoffkonzentrationen beeinflussen grundlegend die typspezifischen biogenen Steuerungsprozesse aller Gewässerorganismen und sind somit für die Wasserqualität und den ökologischen Zustand der Wasserkörper entscheidend. Das chemische Gleichgewicht gelöster Substanzen ist dabei abhängig von Temperatur- und Druckverhältnissen. In Oberflächengewässern wird die Menge an gelösten Gasen, Salzen und organischen Stoffen, sowie

die Schwebstoffkonzentration wiederum vom **Temperaturhaushalt** beeinflusst (Standhartinger & Godina 2013) – ein weiteres Beispiel für multikausale Zusammenhänge und Wirkungsketten. Je geringer dabei die **Abflussmenge** oder der **Wasserstand** ist, desto stärker verringert sich die Fähigkeit von Süßwasser, Schadstoffbelastungen zu tolerieren (Schindler 2001). Phosphorverbindungen sind beispielsweise hauptsächlich **partikelgebunden**, das heißt sie werden insbesondere durch Sedimenteinträge in die Gewässer verfrachtet, woraus geschlossen werden kann, dass die interannuelle Variation des **winterlichen Niederschlags** der Hauptfaktor für Veränderungen der Phosphatkonzentration in den Einzugsgebieten ist. Der Eintrag von Stickstoffverbindungen durch das flächendeckende Aufbringen von Düngemitteln in der **Landwirtschaft** ist vor allem für langsam fließende Gewässern mit Rückstau und zusätzlichen Entnahmen besonders kritisch zu beurteilen. Eine zusätzliche Konzentrationserhöhung der Nährstoffe infolge von fehlenden Niederschlägen in **Trockenperioden** und weiteren Landnutzungsänderungen kann enormen Stress für die Wasserorganismen bedeuten (vgl. Mehdi et al. 2015, LAWA 2017a). Dabei sind die Auswirkungen in landwirtschaftlich geprägten und überprägten **Tieflandregionen** als besonders kritisch hervorzuheben, da hier neben dem Stoffeintrag der oftmals fehlende **Gewässerrandstreifen**, potenziell fehlende Vegetation und die sich dadurch erhöhenden Wassertemperaturen unter naturbedingt geringen **Fließgeschwindigkeiten** ein multiples Stressoren-Muster abbilden. Durch die flächige Akkumulation von Nährstoffen in den Sommermonaten ist im Spätherbst und ebenfalls in den Wintermonaten mit einer Erhöhung der Stickstofffrachten zu rechnen (vgl. Tu 2009). Die jeweiligen Anteile, die Klimawandel oder Landnutzungsänderungen zur Erhöhung der Stofffrachten in Oberflächengewässern beitragen, sind in jedem Fall **regionalspezifisch** zu betrachten (vgl. Mehdi et al. 2015). Ähnlich wie die physikalischen Parameter werden auch die chemischen Parameter in Standgewässern stark durch die saisonalen Prozesse des Schichtungs- und Durchmischungsregimes bestimmt und unterliegen demnach klimawandelbedingten potenziell negativen Einflüssen.

Temperatureffekte bei aquatischen Organismen werden unterteilt in **letale Effekte**, **Kontrolleffekte** (wie beispielsweise die Beeinflussung von Wachstum, Metabolismus oder Fortpflanzung) sowie **direktive Effekte** (z. B. Veränderungen im Verhalten oder der Migration). Jede Art hat einen Temperaturbereich für **optimales Wachstum**, sowie einen thermischen **Toleranzbereich**. Letzterer nimmt generell mit steigender Entwicklung des Organismus ab, wodurch sich klimatische Veränderungen vor allem auf Larven und Tiere während der Laichzeit auswirken wird (Dahlke et al. 2020). Die spezifischen Auswirkungen einer erhöhten Wassertemperatur auf eine biologische Komponente sind zusätzlich von weiteren Faktoren, wie der Ressourcenverfügbarkeit, trophischen Beziehungen, saisonalen Entwicklungen und fließgewässertypischen abiotischen Charakteristika, abhängig. Für die Biokomponente des Phytoplanktons in Fließgewässerökosystemen wird im Allgemeinen sogar von einer Verbesserung der Lebensbedingungen im Zuge des Klimawandels ausgegangen (KLIWA 2015), was allerdings für die ökologische Beschaffenheit der Fließgewässer häufig eine Verschlechterung bedeutet. Ähnlich wie bei anderen Organismengruppen, wird auch bei den Diatomeen davon ausgegangen, dass besonders die kaltangepassten Arten vom Klimawandel betroffen sein werden. Für das Makrozoobenthos in Fließgewässern lässt sich schlussfolgern, dass es aufgrund der **Niedrigwasserbedingungen** zu einem starken **Rückgang der Artenvielfalt** kommen kann. Dabei besteht im Hinblick auf die Verbreitung von Fischbeständen die Möglichkeit, dass in **Bergregionen** durch die Erwärmung montaner Regionen ein hoher Anteil der Bäche für einheimische Fischarten zu warm werden wird und diese sich in zunehmend isolierte, hochgelegene Quellgebiete zurückziehen werden – sofern diese erreichbar sind. Wie sich gezeigt hat, sind auch in Seen die Wechselwirkungen zwischen Klimawandelfaktoren und Biota komplex, da diese ebenfalls von weiteren Faktoren, wie

Ressourcenverfügbarkeit, Individuendichte, Konkurrenz- und Fraßbeziehungen

beeinflusst werden, welche die Häufigkeit, Verteilung und Größe der Biota stark beeinflussen (Adrian et al. 2009). Das Phytoplankton reagiert beispielsweise sehr schnell auf thermische Veränderungen, und ist daher auch ein Indikator für klimabedingte Veränderungen (Adrian et al. 2009). Gleichzeitig fördern höhere Temperaturen (besonders in Verbindung mit Eutrophierungstendenzen) die Vermehrung von Cyanobakterien und eine Veränderung der Schichtungsverhältnisse, was wiederum zur Beeinflussung der Zooplanktontaxa des Pelagial führt. Für **Fischpopulationen** wird mit der Klimaerwärmung eine Tendenz zu kleineren, planktivoren Fischen in Seen beobachtet (Gyllström et al. 2005). Diese Verschiebung hat erneute Top-Down-Effekte auf Biomasse, Größenspektrum und Artenzusammensetzung des Zooplanktons zur Folge (Gyllström et al. 2005). Neben langfristigen Trends können bereits kurzfristig auftretende jährliche Wetterphänomene bzw. Schwankungen einen signifikanten und schnellen Einfluss auf die Artenverteilung und Häufigkeit von Fischen haben.

Makrophyten, isoliert betrachtet, reagieren bei steigenden **Wassertemperaturen** mit einer Zunahme an **Biomasse** (Bucak et al. 2012, Landkildehus et al. 2014, KLIWA 2015). Insbesondere im Hinblick auf den Klimawandel, kann die Zunahme an Biomasse dabei noch durch einen sinkenden **Wasserspiegel** in Folge von **trockenen Sommern** und **geringen Niederschlägen** gefördert werden, sowie zur Verbreitung von Pionierarten führen. Für das Klimasignal **Wind** konnte an einzelnen Schneckenarten gezeigt werden, dass eine dauerhafte Wellenexposition zu einer **Verringerung der Nahrungsaufnahme, verringerten Wachstumsraten** und drastisch **erhöhten Mortalitätsraten** führt (Scheifhacken 2006).

Neben der Beeinträchtigung heimischer Arten kann der Klimawandel die Ausbreitung von nichtheimischen, meist durch den Menschen eingeschleppten, Arten (Neophyta/Neozooa) fördern, die sich bislang aufgrund der klimatischen Bedingungen nicht dauerhaft in Deutschland/Mitteleuropa etablieren konnten. Eine Einschleppung geht dabei auch immer mit einer Mit-Einschleppung von Parasiten und Krankheiten einher. Die Biodiversität in Seen und Fließgewässern ist dabei vor allem durch die Neobiota bedroht, wobei dieser Effekt durch eine Intensivierung der Landwirtschaft verstärkt wird (Sala et al. 2000, Reid et al. 2019).

Sensitivität – Verstärkende Effekte

Zur Unterstützung eines ganzheitlichen Verständnisses von Flussökosystemen ist es unerlässlich, neben dem primär niederschlagsbeeinflussten Abflussregime auch weitere steuernde Prozesse zu berücksichtigen. Diese steuernden Ökosystemprozesse sind neben dem Klima von einer Reihe weiterer Einflussgrößen abhängig, wie **räumlicher Skala, Landnutzung, Topographie, Geologie, Bodentyp, Höhenlage, Breitengrad** oder **Ökoregion** (z. B. Caissie 2006, Blöschl et al. 2007, Schmidt et al. 2011, Luo et al. 2018, Kiesel et al. 2019a). Je nach Gewässer- oder Einzugsgebietsgröße variieren diese Einflussgrößen in ihrer Bedeutung, bedingen sich untereinander und repräsentieren demzufolge die naturgegebene und nutzungsspezifische **Sensitivität** gegenüber einzelnen Klimawirkungen. Neben klimatischen Veränderungen stellen somit auch Prozesse des **Landnutzungswandels** Städte und Regionen vor Herausforderungen („Globaler Wandel“, vgl. z. B. Schindler 2001, Neupane & Kumar 2015), die zu veränderten Nutzungsansprüchen, Wasserbedarfen und Überformungsprozessen von Oberflächengewässern und deren Einzugsgebieten führen.

Wassergebundene Ökosysteme gelten in diesem Zusammenhang als besonders sensitiv, da es bei einem vollständigen Verlust der mindestens notwendigen Wassermengen zum Absterben spezifischer Organismen und Arten kommen kann. Hinsichtlich einer kombinatorischen Wirkpfadanalyse von verschiedenen Stressoren und der damit in Verbindung stehenden kumulativen Effekte existieren nach wie vor Erkenntnislücken (vgl. Schindler 2001).

Klima- und Landnutzungsänderungen können dabei den Transport von Ionen in Oberflächengewässer verstärken, so zum Beispiel den Eintrag von **Calcium-, Magnesium- und Sulfationen**, die Bestandteile weit verbreiteter Düngemittel sind. Artenreichtum, Diversität und der Anteil empfindlicher Taxa sind in urbanisierten Fließgewässern typischerweise geringer als an stärker bewaldeten Standorten (vgl. Schneid et al. 2017), zudem verbreiten sich aquatische Neozoen sich vor allem durch den **Kanalbau**, den **Ausbau von Flüssen**, sowie durch **Be- und Entwässerungssysteme**. Neben der anthropogenen Überprägung ist für die Langzeitentwicklung des Landschaftswasserhaushalts, der auch das Abflussgeschehen in Fließgewässern maßgeblich beeinflusst, der **geologische Untergrund** (kalkig, silikatisch, organisch), sowie die anstehenden oberen **Bodenschichten** (Bodentypen) maßgebliche Einflussfaktoren, da sie die Grundwasseranreicherung in ihrer raum-zeitlichen Ausprägung stark beeinflussen. Zusätzlich bringen Besonderheiten der Landschaftsstruktur und des unmittelbaren Gewässerumfelds regulierende Einflüsse hinsichtlich des Temperaturregimes mit sich, wie beispielsweise durch die **Beschattung in Wäldern, Kerbtälern** oder bei **dichtem Uferbewuchs**.

Mittelgebirgsbäche sind naturgegeben im Vergleich zu Tieflandgewässern in der Regel weniger sensitiv, einzelne Gewässertypen können jedoch bei besonders intensiv überprägten Einzugsgebieten hoch vulnerabel gegenüber Wassermangel sein, wie beispielsweise die grob- und feinmaterialreichen Bäche und Flüsse der Mittelgebirge. Kleine Gewässer, oder Gewässeroberläufe sind neben thermischem Stress vor allem von hydraulischem Stress bei Starkregenereignissen betroffen. Diese „angespannten“ Verhältnisse können sich im Zuge der Entwicklungen des Klimawandels weiter verschärfen.

In Seen kann sich durch die Änderungen in der Dauer der Eisbedeckung und steigende Wassertemperaturen das Schichtungs- und Durchmischungsregime **polymiktischer Seen** zu **dimiktisch** und **dimiktischer Seen** zu **monomiktisch** ändern (Arvola et al. 2010, Kirillin 2010, Livingstone et al. 2010). Die tiefen, großen, kalkarmen Mittelgebirgsseen unterliegen als Talsperren typischen Nutzungen und Belastungen **wie Trinkwassergewinnung, Hochwasserschutz, Erzeugung elektrischer Energie, Niedrigwasseraufhöhung und Schiffbarmachung** sowie teilweise **Freizeitnutzung** und **Fischerei. Nährstoff- und Bodeneinträge** können zu einer Veränderung der Artenzusammensetzung der Algen und Wasserpflanzen führen und sind aufgrund der Wasserqualitätsverschlechterung für die Trinkwassergewinnung ebenfalls als problematisch zu erachten.

Daneben haben sich auch durch Waldrodung und Ausweitung der landwirtschaftlichen Nutzung der flächige Wasserrückhalt und damit die natürliche Regulierung von Hochwasserwellen stark vermindert. Eine schnellere Abflussbildung bzw. häufigeres Auftreten von Oberflächenabfluss kann zusätzlich durch bestimmte **landwirtschaftliche Kulturen und Bewirtschaftungspraktiken** begünstigt werden. Als weitere menschliche Aktivitäten, die neben dem Abflussregime die Wassertemperatur beeinflussen, sind die Errichtung von **Staudämmen** und **Talsperren** zu nennen (z. B. Risley et al. 2010). Auch die Fragmentierung einzelner Wasserkörper durch (kleinere) Querbauwerke hat durch den induzierten Sedimentrückhalt und die Beeinflussung der Strömungsbedingungen negative Auswirkungen auf strömungsliebende Fische und das Makrozoobenthos (Reid et al. 2019, Tickner et al. 2020). Weitere potenziell negative Wassernutzungen, wie beispielsweise durch Entnahmen und (Wieder-)Einleitungen, existieren durch Kraftwerke der **Stromerzeugung** und durch die **Abwasserbehandlung** (Kinouchi et al. 2007), den **Oberflächenabfluss** aus urbanisierten und meist versiegelten Gebieten (Kinouchi et al. 2007, Nelson & Palmer 2007, Kaushal et al. 2010), sowie Entnahmen zur landwirtschaftlichen **Bewässerung** und deren teilweise Rückführung in die Fließgewässer (Hill et al. 2013). Die genannten Beispiele verdeutlichen, dass neben den

direkten Wirkungen des Klimas und der Landnutzung das **Wassermengenmanagement** als ein weiterer dominanter Einflussfaktor auf hydrologische Effekte (z. B. Bormann & Pinter 2017, LAWA 2017a) den **thermischen, gewässerbiologischen Zustand, die Sedimentfrachten, Nähr- und Schadstoffeinträge** sowie den **ökomorphologischen** Zustand von Oberflächengewässern beeinflusst. Selbst eine vorübergehende Wasserentnahme verringert den Wasserstand, was zu einem plötzlichen Anstieg der Wassertemperatur führen kann und u. U. die Anpassungsfähigkeit von bspw. Fischen übersteigt. **Arzneimittelrückstände** können nicht oder nur in begrenztem Umfang durch Kläranlagen eliminiert werden und können vor allem in urbanen Räumen und in Gebieten mit Anlagen der industriellen Tiermast problematisch werden (Winker 2010). Intermediär entstehende Substanzen, die potenziell negativ auf die Gewässerökosysteme wirken, sind in diesem Zusammenhang ein weiteres wichtiges Forschungsfeld. Der Rückhalt von Sedimenten und wasserlöslichen Nähr- und Schadstoffen in Kläranlagen ist somit neben der Gewährleistung von sauberen Trinkwasserressourcen eine der zentralen operativen Herausforderungen zum Erhalt und zur Entwicklung der Gewässerökosysteme.

Modellierungsansätze

Das im Projektzeitraum erarbeitete Modellierungskonzept verfolgt das Ziel, die wichtigsten Herausforderungen zu benennen, die bei der Modellierung der einzelnen Wirkungsketten bzw. allgemein beim Einsatz von Modellierungswerkzeugen in der auf aquatische Ökosysteme fokussierten Klimafolgenforschung entstehen. Dabei ist die Kopplung von Modellierungswerkzeugen für die Klimawandelfolgenforschung bezogen auf Fließ- und Standgewässer eine der zentralen Herausforderungen. Besonders schwierig ist bei den durchzuführenden Szenarioanalysen zu den Folgen des Klimawandels die Kopplung von **globalen Annahmen** und Klimaentwicklungen mit **lokalen Annahmen** zu Triebkräften und Einflussfaktoren. Häufig bilden die „Klimaszenarien“ im Sinne der mittlerweile eigentlich „szenariofreien“ RCPs die aus der Managementperspektive Fließ- und Standgewässer unbeeinflussbaren möglichen zukünftigen Randbedingungen. Ergänzend stellt sich auf der lokalen Skala dann die Herausforderung, Entwicklungen im Bereich Bevölkerung, Wassernutzung, Abwasseraufbereitung und Landnutzung/-bewirtschaftung im Rahmen von konsistenten und möglichst quantifizierten Szenarien zu beschreiben und mit (deterministischen) Wirk- bzw. Prozessmodellen zu analysieren. Zudem sind **Metadaten** von großer Bedeutung, etwa um die Herkunft und Prozessierungshistorie der Eingangsdaten nachzuvollziehen und auch bei Abgabe von Daten den Folgenutzern dies zu ermöglichen.

Klimawandelbeeinflusste Eingangsgrößen für Oberflächengewässer sind primär Abfluss und Fließgeschwindigkeit und ggf. temperaturangepasste Abbaukonstanten. Bestenfalls steht ein deterministisches, flächendifferenziertes Einzugsgebietsmodell mit Raster-Diskretisierung zur Verfügung, mit einer räumlichen Skala des Modells von unter einem Quadratkilometer bis zu mehreren Zehntausend Quadratkilometern, sowie einer zeitlichen Auflösung von Minuten bis zu mehreren Tagen. Hierdurch ist der Modellaufbau sowohl für schnelle Abflussprozesse (Starkregen, Hochwasser), als auch für langsame (Niedrigwasser, Grundwasserzehrung) geeignet. Für eine operativ orientierte Maßnahmenbewertung eignen sich quantitative und räumlich-explicite Modellierungsansätze besonders, um die Auswirkungen von geänderten Umweltbedingungen, wie auch Managementalternativen zu testen.

Im Hinblick auf **Modelltypen** dienen die von Klimamodellen oder hydrologisch/hydraulischen Modellen generierten Daten dabei als Eingangsvariablen für Modelle, welche die **Habitateignung** bzw. deren Veränderung für Organismen darstellen. Die Phänologie der Vegetation kann für verschiedene Pflanzenbestände dynamisch mit Temperatursummenansätzen, unter Berücksichtigung der Bodenfeuchte, beschrieben werden.

An dieser Stelle einer möglichen Modellkette(n) ist die weitere Verbindung hin zu biologischen Komponenten ein wichtiger Schritt, um zukünftige Entwicklungen abschätzen zu können. Hierbei sind ergänzend zur empirischen Datenanalyse **Art-Verbreitungs-Modelle** (engl. Species Distribution Models) eine vergleichsweise einfache und gut etablierte Methode, um die Verteilung von Arten in Raum und Zeit, ihre Beziehung zur Umwelt und ihre Reaktion auf potenzielle Veränderungen unter zukünftigen Umweltbedingungen zu verstehen und vorherzusagen (Elith & Leathwick 2009). **Mechanistische Modelle** (z. B. Schuwirth & Reichert 2013) bilden im Gegensatz zu statistischen Modellen die ablaufenden Prozesse wie z. B. Populationswachstum, Tod und Atmung verschiedener Taxa ab, um deren Vorkommen bzw. die dynamische Entwicklung ihrer Populationen in Abhängigkeit von verschiedenen Umwelteinflussfaktoren abzuschätzen. Basierend auf theoretischer Nahrungsnetzmodellierung, Stoffwechseltheorie, ökologischen Stöchiometrie, sowie detailliertem Wissen über ökologische Eigenschaften der Taxa, ist der Datenbedarf in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung aber auch ungleich höher.

Diese **epistemische Unsicherheit** folgt aus begrenztem, unvollständigem Wissen über die Beziehungen der Systemelemente (Prozesse) und deren ggf. unzureichende bzw. zu stark vereinfachte mathematische Formulierung. Synonym hierfür werden auch die Begriffe der Wissensunsicherheit bzw. Modellunsicherheit verwendet – und demgegenüber für die **aleatorische Unsicherheit** die Begriffe Datenunsicherheit bzw. Parameterunsicherheit. Eine insbesondere in der Meteorologie und der Klimawandelfolgenforschung verwendete Methode zum Umgang mit Modellunsicherheiten ist die Verwendung von Modell-Ensembles, d. h. verschiedenen Modellierungswerkzeugen die mit vergleichbaren Parametrisierungen und Randbedingungen Simulationen durchführen. Bei gleichen Rand- und Eingangsbedingungen können Unterschiede in den Ergebnissen auf die unterschiedlichen Modellsysteme und deren Implementierungen zurückgeführt werden. Der Beitrag der Modellunsicherheit bei Klimaprojektionen ist dabei nach wie vor erheblich und kann in der Größenordnung der Unterschiede zwischen verschiedenen Emissionsszenarien liegen.

Die Art und Stärke der Beziehung zwischen zeitlichen und räumlichen Skalen natürlicher Prozesse bestimmt die optimale Wahl der Modelldimensionalität. Die Besonderheit von Seen in dieser Hinsicht ist ihre begrenzte räumliche Ausdehnung. Folglich können für die Mehrheit der kleinen bis mittelgroßen Seen die energiereichsten Prozesse mit tages- bis jahreszeitlichen Zeitskalen, sowie die langfristige interannuelle und klimatische Variabilität als Ganzsee-Phänomene betrachtet werden. Wie bereits beschrieben, bestimmt die Schichtung den Transport von Nährstoffen und Sauerstoff zwischen Oberflächen- und Tiefenwasser bzw. das Lichtmilieu der in der Mischschicht mitgerissenen Phytoplanktonzellen. Daher ist hier beispielsweise die Qualität der Eingangsinformationen über den atmosphärischen Antrieb ein kritischer Punkt für die Leistungsfähigkeit von Seemodellen. Die windgetriebenen hydrodynamischen Prozesse in Seen sind hierbei jedoch nicht vollständig vorhersagbar – ein hinreichend gut entwickeltes Windmodell könnte in diesem Zusammenhang eine wesentliche Verbesserung bringen.

Modellierungsansätze für Oberflächengewässer sollten (weiter-)entwickelt werden, um das Zusammenspiel zwischen Biodiversität, ökologischen Funktionen und Ökosystemleistungen zu bewerten und anschließend Szenario-Projektionen darzustellen. Durch die Bewertung von Zielkonflikten zwischen Ökosystemleistungen und Biodiversitäts-Schutzziele könnten anschließend Managemententscheidungen in Bezug auf unterschiedliche – sogar potenziell widersprüchliche (z. B. zwischen der EU-Biodiversitätsstrategie bis 2020, der EU-Wasserrahmenrichtlinie und der Erneuerbare-Energien-Richtlinie) – abgewogen werden.

Defizite und Handlungsempfehlungen

Aufgrund der strukturellen und funktionellen Verknüpfungen der morphologischen und biologischen Eigenschaften von Oberflächengewässern ist beim aktuellen **hydromorphologischen Zustand** mit weiteren langfristig wirkenden negativen ökologischen Folgen in Fließgewässern und Seen zu rechnen (z. B. Meitzen et al. 2013, UBA & LAWA 2021). Die Komplexität der Wechselwirkungen ermöglicht es, dass ein und dasselbe Gewässer in Abhängigkeit seiner Morphologie sehr unterschiedliche ökologische Folgeerscheinungen gegenüber klimatischen Einflüssen (z. B. Temperaturen, Fließgeschwindigkeiten) haben kann. Um die Anpassungsfähigkeit von Oberflächengewässern an den Klimawandel zu optimieren, ist es demnach ausgesprochen wichtig **eine flächendeckende Wiederherstellung naturnaher Gewässerstrukturen** zu ermöglichen. Beispielsweise ist eine intakte **Gewässersohle** als einer der sensibelsten Bereiche von Oberflächengewässern Lebensraum für Makrozoobenthos und Phytobenthos und gleichzeitig die Grundlage für deren **ökologischen Durchgängigkeit**. Die Wiederherstellung der ökologischen und hydraulischen Durchgängigkeit ist für den Austausch und für die Wanderungsbewegungen typischer Biota eine grundlegende Voraussetzung. Im Kontext des Klimawandels stellen insbesondere Sohlbefestigungen, die den thermischen Ausgleich des Oberflächenwassers mit dem Grundwasser unterbinden und die strukturelle **Habitateignung** für Gewässerorganismen reduzieren ein besonders relevantes Erfolgshemmnis bei Verbesserungsmaßnahmen auf dem Weg zur Zielerreichung laut EG-WRRL dar.

Für große Seen ist durch sinkende Wasserstände mit dynamischen **Erosionsprozessen** (u. a. auch durch Windereignisse) zu rechnen, was zur Bildung einer neuen Haldenkante und **Uferlinie** mit starke Auswirkungen auf die Ufernutzung (Häfen, Uferbefestigungen, Stege, Ausbaggerungen, Aufkeimung von Schlammflächen an Badestränden usw.) führen kann (KLIWA 2015).

Höhere und niedrige Pflanzen der Gewässer- und Auenflora stellen **organische Materie und Energie** bereit, sind im aquatischen Bereich **Lebensraum, Laich- und Aufwuchsgebiete der Fische** und stellen zudem **Refugien, Nahrungs- und Migrationskorridore** für Vögel, Säugetiere und Reptilien dar. Ufergehölze beeinflussen durch ihren **Schattenwurf** das **Mikroklima**, regulieren die **Windgeschwindigkeit** und den **Strahlungseintrag** in das Gewässer und sind somit maßgeblich für dem Tages- und Jahresgang der **Wassertemperatur** (thermisches Regime) verantwortlich (Melcher et al. 2016). Abgestorbene Gehölze dienen selbst auch als **Totholzstrukturen** einer Vielzahl an Organismen als Lebensraum, was zu einer Erhöhung der Biodiversität führt. Dies zeigt, dass neben der Uferzone auch die Bedeutung von **Gewässerrandstreifen** für den ökologischen Zustand von Fließgewässern und Seen elementar ist.

Auch in Bezug auf die Bewertungstools, die zur Einschätzung des GÖZ/GÖP (Guter ökologischer Zustand/Gutes ökologisches Potenzial nach EG-WRRL) von Oberflächengewässern genutzt werden, zeigen sich Anpassungsbedarfe bzw. bereits umgesetzte Anpassungen. Eine der wichtigsten Änderung ist beispielsweise die Aufnahme des **Zooplanktons** über das Bewertungstool PhytoLoss in das Bewertungsverfahren, um die Grazing-Effektstärke des Zooplanktons auf das Phytoplankton in Seen abzubilden. Dadurch sind Rückschlüsse auf das Nahrungsnetz und eine um diese Metrik erweiterte Interpretation des PhytoSee-Index möglich. Die im Zuge des Klimawandels erwartete Ausbreitung von invasiven und/oder gebietsfremden Arten kann mit Hilfe der Bewertungsmethode fiBS in Fließgewässern und der Bewertung von relativen Häufigkeiten jedoch nicht erfasst werden. In Bezug auf die für viele Fischarten bereits herausgehobene ökologische Durchgängigkeit von Fließgewässern ist basierend auf fiBS ebenfalls keine fundierte Einschätzung möglich. Zudem beruhen sämtliche Bewertungsverfahren auf biologischen Komponenten. Direkt von den Auswirkungen des

Klimawandels beeinflusste Parameter wie z. B. Wasserstand, Wassertemperatur (Oberfläche, Tiefe) und Schichtungsdauer/-verhalten, die als Metadaten erfasst werden (müssen), werden nicht von den Bewertungsverfahren erfasst und demnach nicht in Beziehung gesetzt. Dies zeigt, dass die in ihrer räumlichen, zeitlichen und funktionalen Dimension bislang schwer abschätzbaren Folgen des Klimawandels auf die aquatische Flora und Fauna ohne eine Überprüfung von Mess- und Bewertungsverfahren nur unzureichend erfasst werden können (vgl. z. B. UBA 2014).

Eine dauerhafte hochfrequente Überwachung aller nach EG-WRRL-relevanten Gewässer ist aus Kosten- und Kapazitätsgründen jedoch nicht realistisch umsetzbar. Daher ist die gezielte Überwachung einzelner Gewässer in Rahmen eines Klimafolgenmonitoring sinnvoll, wie von der LAWA Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser bereits vorgeschlagen wurde (vgl. LAWA 2017a). Hierbei ist es sinnvoll, Gewässer in das Monitoring zu integrieren, für die bereits kontinuierliche Langzeitdaten über einen ausreichend langen Zeitraum vorliegen. Dabei sollten neben den biologischen Qualitätskomponenten auch klimasensitive chemische und physikalische Parameter wie die Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt und Dauer der Schichtung erfasst werden. Anhand dieser Messdaten können dann Klimaindikatoren abgeleitet werden, die geeignet sind, die Folgen des Klimawandels zu beurteilen und gegebenenfalls geeignete Managementmaßnahmen abzuleiten. Der Einsatz von neuen technischen Verfahren, wie Datenloggern/automatischen Messsonden, könnte es zudem ermöglichen, einen Teil der Parameter/Indizes/Metriken zeitlich hochaufgelöst zu generieren. Dies würde die Folgen der Klimaveränderung einschließlich der Auswirkungen von lokalen und/oder kurzzeitigen Wetterereignissen auf Gewässer besser abbilden. Mit der neuen Satellitengeneration (Sentinel 2a und b sowie Sentinel 3) kann ergänzend die satellitengestützte Fernerkundung genutzt werden, um beispielsweise den Chlorophyll-a-Gehalt von Seen ab 50 ha aus Reflektanzmessungen abzuleiten. Eine Kombination aus satellitenbasierten und in situ Messnetzen mit vor Ort Beprobungen würde hier eine sinnvolle Weiterentwicklung des Monitorings im Rahmen der EG-WRRL darstellen, um den Zustand von Gewässern im Hinblick auf veränderte klimatische Bedingungen und den damit einhergehenden kurzfristigen hygrischen Extremereignissen verlässlicher abzubilden.

In diesem Kontext beschreibt der Indikator „*Wasserstress*“ der Nachhaltigkeitsziele der Vereinten Nationen (6.4.2 UN WATER 2018) einen Ansatz, der das Verhältnis von natürlichem Wasserdargebot und Wasserentnahme für die direkte menschliche Nutzung in den jeweiligen Flussgebieten quantifiziert (vgl. FAO 2017). Für diesen umfassenden Indikator ist dem natürlichen und klimatisch beeinflussten Wasserdargebot neben den anthropogen bedingten Wasserentnahmen eine weitere Kenngröße gegenüber zu stellen: **Der Bedarf aquatischer Lebensräume und wassergebundener Landökosysteme an Süßwasser**. In Abhängigkeit der anthropogenen Überprägung müssen demnach **hydrologische Leitbilder** erarbeitet werden, die ein hydrologisches Regime repräsentieren, mit dem die Lebensbedingungen auch in den aufgrund von Restriktionen nicht vollumfänglich renaturierbaren Gewässerstrecken und Einzugsgebieten optimiert werden können, um die Vorgaben nach EG-WRRL hinsichtlich einer Zielerreichung des GÖP/GÖZ zu erfüllen. Die Implementierung dieser hydrologischen Belange ist vor allem durch ein verbessertes Monitoring und ein aktiv-restriktives Flussgebietsmanagement voran zu treiben.

Summary

Climate change - detection and uncertainties

Improving understanding of the complex hydro-ecological interactions in ecosystems and cultural landscapes should be understood as a fundamental and intergenerational challenge for scientists, policy makers, professional authorities, and planners. Climatic changes further compound this process, with a range of uncertainties surrounding the attribution of climate change-driven phenomena.

For aquatic organisms, **global radiation** and **sunshine duration** are considered climatic drivers, as they are responsible for a large proportion of direct and indirect energy inputs to surface waters. Potentially negative consequences for these types of ecosystems are caused by the climate trend projected for Germany due to increased air temperature and phased lack of precipitation, so that potentially negative changes can be expected on both small and large scales. However, for a decided assessment of negative impacts of climate change on surface waters, a multitude of further boundary conditions and processes has to be taken into account. The most comprehensive possible identification and description of possible direct, indirect and mutually influencing factors was a central component of the research project.

As the first significant parameter influencing surface waters, air temperature also has an important direct effect on the habitat conditions of aquatic organisms, in addition to the generally more intensive use of the water regime in connection with intensified land use. Following the data on current climate projections, the increasing heat periods in the summer months, as well as the comparatively mild winters, will be particularly responsible for increasing average annual temperatures in the future (e.g. Schär et al. 2004, DWD 2021). The related earlier start of the vegetation period, as a period of a year in which plants are photosynthetically active (growing, flowering and fruiting), can already be identified today as a consequence of climatic change.

The projected increase in global temperature is expected to increase water vapor content in the atmosphere in the future, making the occurrence of more intense precipitation events more likely (Huang et al. 2013). Compared to pre-industrial temperatures, warming of nearly 1 K will be roughly associated with a 2 % to 3 % increase in global (land and ocean) precipitation (Schneider et al. 2017). Such effects are already detectable today based on observations since the end of the 19th century (Schönwiese et al. 2006, DWD 2020b). In this context, a redistribution of precipitation amounts from summer to winter is also noticeable, which leads to a seasonal shift in water level and discharge conditions in watercourses and lakes. Scenarios regarding the future development of precipitation amounts are subject to a number of uncertainties due to the complex atmospheric processes that are difficult to predict, which significantly limits the ability to forecast the medium- to long-term development of precipitation, in contrast to air temperature. In this context, authors such as Hattermann et al. (2015) emphasize that hydrological processes are very sensitive to changes in climate and that the effects of a general increase in precipitation could also be overcompensated by an increase in evapotranspiration due to higher air temperatures - by itself, this illustrates the complexity and the need to consider possible feedback effects.

Water extremes have a particularly severe impact on the ecological conditions in surface waters. Following basic thermodynamic laws (Clausius-Clapeyron equation), it can be assumed that especially short-term (e.g. hourly) extreme events could increase at about twice the rate. In contrast, the low precipitation years of 2018, 2019, and 2020 have already highlighted the environmental and economic impacts that can be expected to increase in the future as a result of

persistent dryness and drought, particularly in late summer and early fall. Despite clear deviations from the projected region-specific characteristics of dry periods, a high probability exists for a relatively large drought in eastern Germany (Hattermann et al. 2015).

Abiotic and biotic impacts on surface waterbodies

Furthermore, the expected future water supply from stored snow and ice deposits will play a decisive role, especially for streams and catchments affected by meltwater. Climate warming will most likely lead to a higher number of ice-free winters, which will primarily affect the spring runoff regime in streams and lakes and which will have less frequent ice cover. As a climatic response effect, the increased radiation capacity of ice surfaces with respect to incoming UV and thermal radiation must also be taken into account.

Development of the occurrence and intensity of storm events is also significant for lakes. Here, mean winds over Germany show no significant trends, neither in long-term observations nor in future scenarios (Kirillin 2010, Shatwell et al. 2019, DWD 2020b). In addition to large storm fields, however, smaller short-term events with extreme wind speeds, such as tornadoes or downbursts in thunderstorm cells, can also have an impact on lakes. Lakes are particularly vulnerable in this regard, as the upheaval of water can interfere deeply with biogeochemical processes within a lake ecosystem, which can lead to long-term negative consequences for lake water quality (Kasprzak et al. 2017).

In this context, climate change-induced impacts on surface waters generally affect the area or landscape water balance via the soil-vegetation-atmosphere system (SVAT) (Schwarze et al. 2016). Here, the catchment-river ecosystem linkage follows a complex relationship in which the flow regime is considered the main driver of **water depth, flow velocity, water quality, sediment transport, and retention time and biophysical alteration processes**, and to a large extent determines habitat conditions (Kiesel et al. 2019a).

In addition to flood events and flash floods, particularly long-lasting droughts with high temperatures affect the landscape water balance and thus the sensitive ecological balance of flora and fauna in surface waters. Causes of damage that can be interpreted ecologically range from erosion and sedimentation processes (e.g., scouring) to hydrodynamic (drift) and hydrostatic effects of the water itself, to inputs of contaminants and pollutants into floodplains (particles and coarse material) (Kutschera 2008). However, for the development of extreme runoff, no clear national or larger-scale regions are emerging for Europe that show a statistically significant increase in flood runoff in recent years (Hall et al. 2014, Madsen et al. 2014), again based on the ambiguous precipitation trends. Since local flash floods occur almost exclusively in **small and medium-sized catchments** without gauge data records, there are also generally no reliable data bases for a frequency-statistical evaluation of the observed flash flood occurrence in Germany. In addition, the range of future projections is considerably broader for small catchments in this context, which can lead to a trend inversion for **low-flow** and **high-flow** events, for example (Arora et al. 2016, LAWA 2017a). In addition, recent simulation results show that climate model-related uncertainty is so considerable that it can mask the sensitivity of the hydrological system (Hattermann et al. 2018).

Following the trend of an increasing probability of drought periods, the watercourses or sections of watercourses in temperate climate zones will also increasingly dry out over longer periods - which applies in particular to summer and early autumn. In contrast, in the area of the Alps, low water discharges in winter will increase significantly due to the higher temperatures, as more precipitation falls as rain and is not stored as snow, as has been the case in the past. In contrast, forecasts for lowland regions are less certain, as changes in precipitation play the main role here, but are difficult to predict (Lahaa et al. 2016). Bormann & Pinter (2017) also address

watercourse and catchment management (e.g. lignite mining, navigation, energy production) as the main contributor to the expected low-flow trends for heavily modified watercourses, whereas climatic changes can be held responsible for more frequent low-flow events for near-natural watercourses.

The systemically induced climate effects (e.g. floods, low flows, flash floods) and individual impact pathways in watercourses and lakes are accompanied by a change in abiotic factors (water temperature, oxygen content, pH, nutrient and suspended sediment ratios, solubility product, etc.), and ultimately affect the quality parameters relevant to the so-called biological quality elements and aquatic habitats.

In the project work, it was first confirmed that among all hydroclimatic variables considered, **air temperature change should be singled out as the main cause of water body temperature change**, as it has the strongest correlation with it (e.g., Arora et al. 2016). In this context, an increase in temperature has a direct impact on terrestrial and aquatic ecosystems via functional regimes, production, and respiration. For aquatic organisms, rising water temperatures, especially in combination with low flows or drying, can then lead to habitat shifts, causing once watershed-specific species to lose habitats or affect spawning times and migration patterns. Rising temperatures lead to higher potential evapotranspiration due to the extended growing season, consequently lower groundwater recharge can be expected. In lakes, an **increase in air temperature** by an average of 0.1 K per decade is associated with an increase in surface water temperature and **earlier and prolonged summer layering** (Bartosiewicz et al. 2019, Butcher et al. 2015, Dibike et al. 2011, Fang & Stefan 2009, Richardson et al. 2017). The pathway of temperature increase is critically influenced by water transparency, with depth of visibility and attenuation of light and thermal radiation. Purely abiotic, the depth of visibility can be changed by the material load or by resuspension, whereas eutrophication and browning are mainly biotic processes that lead to the reduction in the depth of visibility.

Concentrations of nutrients and pollutants fundamentally influence the type-specific biogenic control processes of all aquatic organisms and are thus decisive for water quality and the ecological condition of water bodies. The chemical equilibrium of dissolved substances depends on temperature and pressure conditions. In surface waters, the amount of dissolved gases, salts and organic matter, as well as the suspended sediment concentration, is in turn influenced by the **temperature balance** (Standartinger & Godina 2013) - another example of multi-causal relationships and effect chains. In this context, the lower the **discharge** or **water level**, the more the ability of freshwater to tolerate pollutant loads is reduced (Schindler 2001). Phosphorus compounds, for example, are mainly **particle-bound**, i.e., they are transported to water bodies particularly by sediment inputs, from which it can be concluded that interannual variation in **winter precipitation** is the main factor driving changes in phosphate concentrations in watersheds. The input of nitrogen compounds due to the application of fertilizers in **agriculture** is particularly critical for slow-flowing water bodies with backwater and additional withdrawals. An additional increase in concentration of nutrients due to lack of precipitation during **dry periods** and further land use changes can cause enormous stress for aquatic organisms (cf. Mehdi et al. 2015, LAWA 2017a). In this context, the effects in agriculturally dominated and slowly flowing water bodies with backwater and additional withdrawals have to be considered as particularly critical. An additional increase in concentration of nutrients due to lack of precipitation during dry periods and further land use changes can cause enormous stress for aquatic organisms (cf. Mehdi et al. 2015, LAWA 2017a). In this context, the effects in agriculturally dominated and over-formed **lowland regions** are to be emphasized as particularly critical, since here, in addition to the substance input, the often missing **riparian strips**, potentially missing vegetation and the resulting increase in water temperatures under

naturally low **flow velocities** represent a multiple stressor pattern. Due to the areal accumulation of nutrients in the summer months, an increase in nitrogen loads can be expected in late fall and also in the winter months (cf. Tu 2009). In any case, the respective proportions that climate change or land-use changes contribute to the increase in substance loads to surface waters must be considered on a **region-specific** basis (cf. Mehdi et al. 2015). Similar to the physical parameters, the chemical parameters in standing waters are also strongly determined by the seasonal processes of the stratification and mixing regime and are thus subject to potentially negative influences due to climate change.

Temperature effects in aquatic organisms are divided into **lethal effects, control effects** (such as affecting growth, metabolism, or reproduction), and **directive effects** (such as changes in behavior or migration). Each species has a temperature range for **optimal growth**, as well as a thermal **tolerance range**. The latter generally decreases as the organism develops, which means that climatic changes will primarily affect larvae and animals during the spawning season (Dahlke et al. 2020). The specific effects of increased water temperature on a biological component are additionally dependent on other factors, such as resource availability, trophic relationships, seasonal trends, and abiotic characteristics typical of streams. For the phytoplankton biocomponent in stream ecosystems, it is generally even assumed that habitat conditions will improve in the course of climate change (KLIWA 2015), which, however, often means deterioration of the ecological condition of streams. Similar to other organism groups, diatoms are expected to be particularly affected by climate change, especially cold-adapted species. For the macrozoobenthos in watercourses, it can be concluded that there may be a sharp decline in **species diversity due to low flow conditions**. In this regard, with respect to the distribution of fish populations, there is a possibility that in **mountainous regions**, warming of montane regions will cause a high proportion of streams to become too warm for native fish species and they will retreat to increasingly isolated, high-elevation headwater areas - if these are accessible. As has been shown, interactions between climate change factors and biota are also complex in lakes, as they are also influenced by other factors such as **resource availability, individual density, and competitive and feeding relationships** that strongly affect the abundance, distribution, and size of biota (Adrian et al. 2009). For example, phytoplankton respond very quickly to thermal changes, and are therefore also indicators of climate-related changes (Adrian et al. 2009). At the same time, higher temperatures (especially in conjunction with eutrophication trends) promote cyanobacterial proliferation and a change in stratification, which in turn leads to an impact on pelagic zooplankton taxa. For **fish populations**, a trend toward smaller, planktivorous fish in lakes is observed with climate warming (Gyllström et al. 2005). This shift has renewed top-down effects on biomass, size range, and species composition of zooplankton (Gyllström et al. 2005). In addition to long-term trends, even short-term annual weather phenomena or fluctuations can have a significant and rapid impact on the species distribution and abundance of fish.

Macrophytes, when taken into consideration separately, respond to rising **water temperatures** with an increase in **biomass** (Bucak et al. 2012, Landkildehus et al. 2014, KLIWA 2015). Especially with regard to climate change, the increase in biomass can be promoted by decreasing **water levels** as a result of **dry summers and low precipitation**, and can lead to the spread of pioneer species. For the climate signal **wind**, it could be shown for individual snail species that permanent wave exposure leads to a **reduction in food intake, reduced growth rates** and drastically **increased mortality rates** (Scheifhacken 2006).

In addition to affecting native species, climate change can promote the spread of alien species (neophyta/neozooa), mostly introduced by humans, which have not yet been able to establish themselves permanently in Germany/Central Europe due to climatic conditions. An introduction

is always accompanied by a co-introduction of parasites and diseases. Biodiversity in lakes and streams is threatened primarily by neobiota, and this effect is intensified by an intensification of agriculture (Sala et al. 2000, Reid et al. 2019).

Sensitivity - Reinforcing effects

To support a holistic understanding of river ecosystems, it is essential to consider other controlling processes in addition to the primarily precipitation-influenced flow regime. In addition to climate, these controlling ecosystem processes depend on a number of other influencing variables, such as **spatial scale, land use, topography, geology, soil type, elevation, latitude, or ecoregion** (e.g., Caissie 2006, Blöschl et al. 2007, Schmidt et al. 2011, Luo et al. 2018, Kiesel et al. 2019a). Depending on the size of the water body or catchment, these influencing variables vary in importance, are interdependent, and consequently represent the natural and use-specific sensitivity to individual climate effects. In addition to climatic changes, processes of land-use change also pose challenges to cities and regions ("global change", cf. e.g. Schindler 2001, Neupane & Kumar 2015), which lead to changes in land-use requirements, water demands and deformation processes of surface waters and their catchments.

Water-bound ecosystems are considered to be particularly sensitive in this context, since a complete loss of the minimum necessary water quantities can lead to the mortality of specific organisms and species. There are still gaps in our knowledge regarding a combinatorial impact pathway analysis of different stressors and the cumulative effects associated with them (cf. Schindler 2001).

Climate and land use changes may increase the transport of ions into surface waters, for example the input of **calcium, magnesium and sulfate ions**, which are components of widely used fertilizers. Species richness, diversity, and the proportion of sensitive taxa are typically lower in urbanized streams than in more heavily forested sites (cf. Schneid et al. 2017); moreover, aquatic neozoa spread primarily through **channel construction, river development, and irrigation and drainage systems**. In addition to anthropogenic overprinting, the **geological subsoil** (calcareous, siliceous, organic), as well as the overlying **upper soil layers** (soil types) are significant influencing factors for long-term development of the landscape water balance, which also significantly affects the runoff events in flowing waters, as they strongly influence the groundwater recharge in its spatio-temporal characteristics. In addition, special features of the landscape structure and the local watercourse environment have a regulating effect on the temperature regime, e.g. **shading in forests, notched valleys or dense riparian vegetation**.

In comparison to lowland waters, streams in highlands are naturally less sensitive, but individual types of water bodies can be highly vulnerable to water shortage in particularly intensively shaped catchment areas, such as the coarse and fine material-rich streams and rivers of the low uplands. Small watercourses, or headwaters of watercourses, are affected not only by thermal stress but also by hydraulic stress during heavy rainfall events. These "stressed" conditions may be further aggravated in the course of climate change developments.

In lakes, changes in the duration of ice cover and increasing water temperatures can change the stratification and mixing regime of **polymictic lakes to dimictic and dimictic lakes to monomictic** (Arvola et al. 2010, Kirillin 2010, Livingstone et al. 2010). As reservoirs, the deep, large, low-limestone, mid-mountain lakes are subject to typical uses and pressures such as **drinking water extraction, flood control, electrical power generation, low-water elevation and navigability, and some recreational use and fishing**. **Nutrient and soil inputs** can lead to changes in the species composition of algae and aquatic plants and are also considered problematic for drinking water production due to water quality degradation.

In addition, deforestation and expansion of agricultural land use have also greatly reduced surface water retention and thus the natural regulation of flood waves. Faster runoff formation, or more frequent occurrence of surface runoff, may additionally be favored by certain **agricultural crops and management practices**. Other human activities that influence water temperature in addition to runoff regimes include the construction of **dams and reservoirs** (e.g., Risley et al. 2010). Fragmentation of individual water bodies by (smaller) crossing structures also has negative effects on instream fish and macrozoobenthos due to induced sediment retention and influence on flow conditions (Reid et al. 2019, Tickner et al. 2020). Other potentially negative water uses, such as withdrawals and (re)discharges, exist from **power generation** and **wastewater treatment** power plants (Kinouchi et al. 2007), **surface runoff** from urbanized and mostly urbanized areas (Kinouchi et al. 2007, Nelson & Palmer 2007, Kaushal et al. 2010), and withdrawals for agricultural **irrigation** and its partial return to streams (Hill et al. 2013). The examples illustrate that, in addition to the direct effects of climate and land use, **water quantity management** as another dominant factor influencing hydrological effects (e.g., Bormann & Pinter 2017, LAWA 2017a) affects the **thermal, aquatic biological status, sediment loads, nutrient and pollutant inputs**, and eco-morphological status of surface waters. Even temporary water withdrawal reduces water levels, which can lead to a sudden increase in water temperature and may exceed the adaptive capacity of, for example, fish. **Pharmaceutical residues** cannot be eliminated by wastewater treatment plants, or only to a limited extent, and can become problematic especially in urban areas and in areas with facilities for industrial animal fattening (Winker 2010). Intermediary substances that have a potentially negative impact on aquatic ecosystems are another important area of research in this context. The retention of sediments and water-soluble nutrients and pollutants in wastewater treatment plants is thus one of the key operational challenges for the conservation and development of aquatic ecosystems, in addition to ensuring clean drinking water resources.

Modeling approaches

The modeling concept developed during the project period pursues the goal of identifying the most important challenges that arise when modeling the individual impact chains or, more generally, when using modeling tools in climate impact research focused on aquatic ecosystems. In this context, the coupling of modeling tools for climate change impact research related to both streams and lakes is one of the key challenges. Particularly difficult in the scenario analyses to be carried out on the consequences of climate change is the coupling of **global assumptions** and climate developments with **local assumptions** on drivers and influencing factors. Frequently, the "climate scenarios" in the sense of the now actually "scenario-free" RCPs form the possible future boundary conditions that cannot be influenced from the management perspective of flowing and standing waters. In addition, on the local scale, there is the challenge of describing developments in the areas of population, water use, wastewater treatment and land use/management within the framework of consistent and, if possible, quantified scenarios and analyzing them with (deterministic) impact or process models. In addition, **metadata** are of great importance, for example to trace the origin and processing history of the input data and also to enable the subsequent users to do so when data are handed over.

Climate change-influenced input variables for surface waters are primarily runoff and flow velocity and, where appropriate, temperature-adjusted degradation constants. At best, a deterministic, area-differentiated catchment model with raster discretization is available, with a spatial scale of the model from less than one square kilometer to several tens of thousands of square kilometers, and a temporal resolution from minutes to several days. This makes the model structure suitable for both fast runoff processes (heavy rain, floods) and slow ones (low water, groundwater depletion). Quantitative and spatially-explicit modeling approaches are

particularly suitable for an operationally-oriented assessment of measures, in order to test the effects of changed environmental conditions as well as management alternatives.

Regarding **model types**, the data generated by climate models or hydrological/hydraulic models serve as input variables for models that represent **habitat suitability** or its change for organisms. The phenology of vegetation can be described dynamically for different plant populations using temperature sum approaches, taking into account soil moisture. At this point of a possible model chain(s), the further connection to biological components is an important step to be able to estimate future developments. Here, complementary to empirical data analysis, **species distribution models** (SDM) are a comparatively simple and well-established method to understand and predict the distribution of species in space and time, their relationship to the environment, and their response to potential changes under future environmental conditions (Elith & Leathwick 2009). **Mechanistic models** (e.g., Schuwirth & Reichert 2013), in contrast to statistical models, map the processes occurring, such as population growth, death, and respiration, of various taxa to estimate their abundance or the dynamic evolution of their populations in response to various environmental drivers. Based on theoretical food web modeling, metabolic theory, ecological stoichiometry, as well as detailed knowledge of ecological properties of taxa, the data requirements in high spatial and temporal resolution, however, are also incomparably higher.

This **epistemic uncertainty** results from limited, incomplete knowledge about the relationships of the system elements (processes) and their possibly insufficient or oversimplified mathematical formulation. Synonyms used for this are also the terms knowledge uncertainty or model uncertainty - and in contrast for the **aleatory uncertainty** the terms data uncertainty or parameter uncertainty. A method for dealing with model uncertainties, especially used in meteorology and climate change impact research, is the use of model ensembles, i.e. different modeling tools that perform simulations with comparable parameterizations and boundary conditions. Given the same boundary and input conditions, differences in results can be attributed to the different model systems and their implementations. The contribution of model uncertainty in climate projections remains substantial and can be of the order of magnitude of differences between different emission scenarios.

The type and strength of the relationship between temporal and spatial scales of natural processes determines the optimal choice of model dimensionality. The distinguishing feature of lakes in this regard is their limited spatial extent. Consequently, for the majority of small- to medium-sized lakes, the most energetic processes with daily to seasonal time scales, as well as long-term interannual and climatic variability, can be considered whole-lake phenomena. As described earlier, stratification determines the transport of nutrients and oxygen between surface and deep waters, or the light environment of phytoplankton cells entrained in the mixed layer. Therefore, the quality of input information on atmospheric forcing, for example, is a critical issue for lake model performance here. However, the wind-driven hydrodynamic processes in lakes are not fully predictable in this respect - a sufficiently well-developed wind model could bring a significant improvement in this context.

Modeling approaches for surface waters should be (further) developed to assess the interplay between biodiversity, ecological functions and ecosystem services and subsequently present scenario projections. By assessing trade-offs between ecosystem services and biodiversity conservation objectives, management decisions could then be weighed against different - even potentially conflicting (e.g. between the EU Biodiversity Strategy to 2020, the EU Water Framework Directive and the Renewable Energy Directive) - objectives.

Deficits and recommendations for action

Due to the structural and functional linkages of the morphological and biological properties of surface waters, further long-term negative ecological consequences in streams and lakes are to be expected in the **current hydromorphological state** (e.g. Meitzen et al. 2013, UBA & LAWA 2021). The complexity of the interactions means that one and the same water body can have very different ecological consequences in relation to climatic influences (e.g. temperatures, flow velocities) depending on its hydromorphology. In order to optimize the adaptive capacity of surface waters to climate change, it is therefore crucial to enable the comprehensive **restoration to more natural structures**. For example, an intact riverbed is one of the most sensitive areas of surface waters, providing a habitat for macrozoobenthos and phytobenthos and at the same time the basis for their **ecological continuity**. The restoration of ecological and hydraulic continuity is a fundamental prerequisite for the exchange and migratory movements of typical biota. In the context of climate change, bed stabilization, which prevents the thermal balance of surface water with groundwater and reduces the structural **habitat suitability** for aquatic organisms, is a particularly relevant obstacle to the success of improvement measures on the way to achieving the objectives of the WFD.

For large lakes, dynamic **erosion processes** (including wind events) can be expected due to falling water levels, which can lead to the formation of a new dump edge and shoreline with strong impacts on shoreline use (harbors, bank stabilization, jetties, dredging, sprouting of muddy areas on bathing beaches, etc.) (KLIWA 2015).

Upper and lower plants of the aquatic and floodplain flora provide **organic matter and energy**, are habitat, spawning and **nursery areas for fish in the aquatic realm**, and also provide **refugia, feeding** and **migration corridors** for birds, mammals and reptiles. Riparian woody plants influence the **microclimate** through their **shade cast**, regulate **wind speed** and **radiation input** into the water body, and are thus largely responsible for the daily and annual variation in water temperature (thermal regime) (Melcher et al. 2016). **Dead woody plants** themselves also serve as deadwood structures for a variety of organisms as habitat, which leads to an increase in biodiversity. This shows that, in addition to the riparian zone, the importance of **riparian strips** is also elementary for the ecological status of streams and lakes.

Also regarding to the assessment tools that are used to assess the GES/GEP (Good Ecological Status/Good Ecological Potential according to the Water Framework Directive) of surface waters, there is a need for adaptations or adaptations that have already been implemented. For example, one of the most important changes is the inclusion of **zooplankton** in the assessment procedure via the PhytoLoss assessment tool to map the grazing effect strength of zooplankton on phytoplankton in lakes. This allows inferences to be made about the food web and an expanded interpretation of the PhytoLake Index to include this metric. However, the expected spread of invasive and/or alien species in the wake of climate change cannot be captured using the fiBS assessment method in streams and the assessment of relative abundances. With regard to the ecological continuity of watercourses, which has already been highlighted for many fish species, it is also not possible to make a sound assessment based on fiBS. In addition, all assessment methods are based on biological components. Parameters directly influenced by climate change impacts, such as water level, water temperature (surface, depth), and stratification duration/behavior, which are (required to be) recorded as metadata, are not captured by the assessment procedures and thus are not correlated. This shows that the spatial, temporal and functional dimensions of the consequences of climate change on aquatic flora and fauna, which have been difficult to assess to date, can only be inadequately recorded without a review of measurement and assessment procedures (cf. e. g. UBA 2014).

However, permanent high-frequency monitoring of all waters relevant under WFD cannot realistically be implemented for reasons of cost and capacity. Therefore, targeted monitoring of individual water bodies within the framework of climate impact monitoring makes sense, as has already been proposed by the LAWA Federal/State Working Group on Water (cf. LAWA 2017a). Here, it makes sense to integrate waters into the monitoring for which continuous long-term data are already available over a sufficiently long period. In addition to the biological quality elements, climate-sensitive chemical and physical parameters such as water temperature, oxygen content and duration of stratification should also be recorded. These measurement data can then be used to derive climate indicators that are suitable for assessing the consequences of climate change and, if necessary, deriving suitable management measures. The use of new technical methods, such as data loggers/automatic measuring probes, could also make it possible to generate part of the parameters/indices/metrics with high temporal resolution. This would better map the consequences of climate change, including the effects of local and/or short-term weather events on water bodies. With the new generation of satellites (Sentinel 2a and b as well as Sentinel 3), complementary satellite-based remote sensing can be used to derive, for example, the chlorophyll-a content of lakes 50 ha and larger from reflectance measurements. A combination of satellite-based and in situ measurement networks with on-site sampling would represent a useful further development of monitoring within the framework of the WFD in order to more reliably map the status of water bodies with regard to changing climatic conditions and the associated short-term hygric extreme events.

In this context, the "water stress" indicator of the United Nations Sustainable Development Goals (6.4.2 UN WATER 2018) describes an approach that quantifies the relationship between natural water supply and water withdrawals for direct human use in the respective river basins (cf. FAO 2017). For this comprehensive indicator, natural and climatically influenced water supply must be contrasted with anthropogenically induced water withdrawals: **The freshwater demand of aquatic habitats and water-related terrestrial ecosystems.** Depending on the anthropogenic impact, hydrological guidelines must be developed that represent a hydrological regime with which the living conditions can also be optimized in the stretches of water and catchment areas that cannot be fully renatured due to restrictions, in order to meet the requirements of the EC WFD with regard to the achievement of the objectives of the LGP/GPG. The implementation of these hydrological concerns is to be advanced primarily through improved monitoring and active-restrictive river basin management.

1 Problemstellung und Zielsetzung

Die Jahre 2018-2020 haben eindrucksvoll gezeigt, wie klimabedingte Änderung des Temperatur- und Niederschlagsregimes sowohl kurzzeitig als auch langfristig den Wasserhaushalt von Einzugsgebieten und deren Management unter Stress setzen können. Die Handlungsweisen der Wasserwirtschaft bewegen sich dabei im Spannungsfeld zwischen der Gewährleistung von Trink- und Brauchwasserressourcen, dem Erhalt und der Entwicklung aquatischer Ökosysteme, und der Bewältigung von intensiver werdenden Extremereignissen (z. B. DWA 2013a, Neupane & Kumar 2015, LAWA 2017a). Neben Hochwasserereignissen und Sturzfluten beeinträchtigen insbesondere lang anhaltende Trockenperioden mit hohen Temperaturen den Landschaftswasserhaushalt und somit das sensible ökologische Gleichgewicht der Flora und Fauna in Oberflächengewässern.

Für eine Aufrechterhaltung der Lebensgrundlagen „Wasser“ und „biologische Vielfalt“ in Fließgewässern und Seen sind zunächst die potenziell zu erwartenden nachteiligen Folgen für die aquatischen Lebensgemeinschaften zu beschreiben. Für Gewässerorganismen können beispielsweise steigende Wassertemperaturen in Kombination mit Niedrigwasser oder Austrocknung zu einer Verschiebung der Lebensräume führen, wodurch einstmals gewässertypspezifische Arten ihre Habitate verlieren oder Laichzeiten und Wanderverhalten beeinflusst werden. Dahingehend sind besonders wirksame Anpassungsmaßnahmen zum Niedrigwassermanagement und zur Trinkwasserbereitstellung umzusetzen (DWA 2013a) – auch um die Zielerreichung des guten ökologischen Zustands bzw. guten ökologischen Potenzials nach EG-WRRL nicht zu gefährden. Als interdisziplinäre und generationsübergreifende Herausforderung stehen Wissenschaftler, Politiker, Fachbehörden und Planer vor der Aufgabe, die komplexen Wirkungszusammenhänge in den Ökosystemen, der Natur und Kulturlandschaften zu verstehen und gezielt die Anpassungsfähigkeit wasserwirtschaftlicher Teilsysteme zu verbessern.

Im Rahmen der Fortschreibung der nationalen Klimaanpassungsstrategie (DAS 2008, Fortschreibung 2020) und des daran angelehnten „Aktionsplan“ Anpassung III, sowie der Erarbeitung der „Nationalen Wasserstrategie“ ist das Wissen über derartige Zusammenhänge und deren räumliche und zeitliche Variabilität für die Bundesrepublik von großer Bedeutung. Die zugrundeliegenden systemisch induzierten Klimawirkungen und einzelnen Wirkpfade in Fließgewässern und Seen sind geprägt durch die Veränderung abiotischer Faktoren (Lufttemperatur, Globalstrahlung, etc.), die sich zunächst auf die Wassermenge (Verdunstung, Zu- und Abflussregime), die Wasserbeschaffenheit (Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert, Nähr- und Schwebstoffverhältnisse, Löslichkeitsprodukt u. a.) und schließlich auf die für die sogenannten biologischen Qualitätskomponenten sowie die Lebensräume auswirken.

Zur Unterstützung eines ganzheitlichen Verständnisses von Gewässerökosystemen, ist es unerlässlich neben dem primär niederschlagsbeeinflussten Abflussregime auch weitere steuernde Prozesse zu berücksichtigen. Diese steuernden Ökosystemprozesse sind abhängig von einer Reihe von Einflussgrößen, wie räumlicher Skale, Landnutzung, Klima, Topographie, Geologie, Bodentyp, Höhenlage, Breitengrad oder Ökoregion (z. B. Caissie 2006, Blöschl et al. 2007, Schmidt et al. 2011, Luo et al. 2018, Kiesel et al. 2019a). Je nach Gewässer oder Einzugsgebiet variieren diese Einflussgrößen in ihrer Bedeutung, bedingen sich untereinander und repräsentieren demzufolge die naturgegebene und nutzungsspezifische Sensitivität gegenüber einzelnen Klimawirkungen. Neben klimatischen Veränderungen stellen somit auch Prozesse des Landnutzungswandels Städte und Regionen vor Herausforderungen („Globaler Wandel“, vgl. z. B. Schindler 2001, Neupane & Kumar 2015), die zu veränderten Nutzungsansprüchen, Wasserbedarfen und Überformungsprozessen von Oberflächengewässern

und deren Einzugsgebieten führen. Neben veränderten Wasserbilanzen (z. B. „urbaner Wasserhaushalt“) sind in diesem Kontext vor allem physikalisch-chemische Belastungen zu nennen, die zu signifikanten ökologischen Schäden in wassergebundenen Lebensräumen führen.

Fließgewässer und Seen sind demnach einer Vielzahl potenzieller Stressoren ausgesetzt, die einerseits plötzlich in Form von Extremereignissen wirken können (extreme Wetterereignisse und deren Folgen), oder als langfristige Trends (Klimawandel, Landnutzungswandel) einen Entwicklungsdruck auf die Ökosysteme ausüben (vgl. z. B. Rogger et al. 2017).

Wassergebundene Ökosysteme gelten in diesem Zusammenhang als besonders sensitiv, da es bei einem vollständigen Verlust der mindestens notwendigen Wassermengen zum Absterben spezifischer Organismen und Arten kommen kann. Hinsichtlich einer kombinatorischen Wirkpfadanalyse von verschiedenen Stressoren und der damit in Verbindung stehenden kumulativen Effekte existieren nach wie vor Erkenntnislücken (vgl. Schindler 2001).

Daneben werden die in ihrer räumlichen, zeitlichen und funktionalen Dimension bislang schwer abschätzbaren Folgen des Klimawandels auf die aquatische Flora und Fauna ohne eine Überprüfung von Mess- und Bewertungsverfahren nur unzureichend erfasst (vgl. z. B. UBA 2014). Auf Seiten der Fachinstrumente der Wasserwirtschaft stehen hierfür Richtlinien, Gesetze, Verordnungen, Pläne und Programme zur Verfügung und stellen im Querbezug zu naturschutzfachlichen Instrumentarien zentrale Handlungsrahmen zur jeweiligen Zielerreichung dar. Auf EU-Ebene ist für die Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL, EU 2000) zu hinterfragen, inwieweit deren Methoden und Bewertungssysteme sich unter ändernden klimatischen Randbedingungen als nutzbar erweisen und u. a. Maßstäbe für den guten ökologischen Zustand, bzw. das gute ökologische Potenzial erfolgsversprechend sind oder justiert werden müssen (Gies et al. 2014). Für die EU-Mitgliedsstaaten hätte eine Anpassung der EG-WRRL direkte Auswirkungen auf nationale Instrumente, wie das deutsche Wasserhaushaltsgesetz (WHG) oder die Oberflächengewässerverordnung (OGewV).

Im Zuge der Erarbeitung des vorliegenden Forschungsberichts konnten anhand einer umfassenden Literaturstudie und ergänzenden Expert*inneninterviews sowohl empirische als auch methodisch-konzeptionelle Lücken identifiziert werden. Im Folgenden wurden zentrale Klimawirkungen in Oberflächengewässern anhand von Wirkpfaden und Wirkungsnetzen herausgestellt, um potenzielle Wirkungsmechanismen des Klimawandels auf die aquatische Biota zu identifizieren. In einem nächsten Schritt wurden Rückschlüsse auf die zukünftige Anwendbarkeit derzeit bestehender Referenzen und Bewertungssystematiken der EG-WRRL gezogen. Unteretzt wurden die Erkenntnisse einerseits durch die Erstellung eines Modellierungskonzeptes von Klimawirkungen auf Fließ- und Standgewässer und andererseits durch einen Umfragen-gestützten Fachworkshop. Zusammenfassend werden Handlungserfordernisse und potenzielle Anpassungsoptionen für die Bewertungsmethoden der EG-WRRL aufgezeigt, mit Hilfe derer ein auf Nachhaltigkeitsprinzipien beruhendes Flussgebietsmanagement zukünftig in Politik und Praxis implementiert werden kann.

2 Klimaänderungen in Deutschland

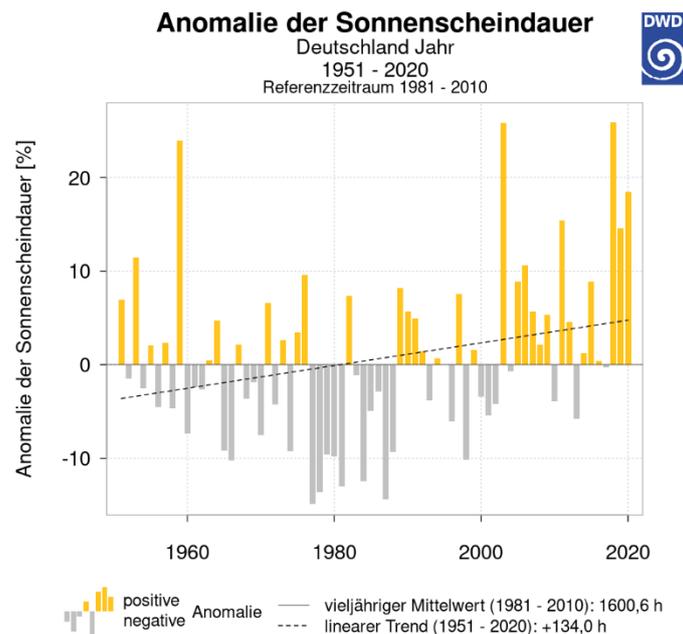
2.1 Globalstrahlung und Sonnenscheindauer

Die in Deutschland vorherrschenden klimatischen Verhältnisse der gemäßigten Klimazone sind gekennzeichnet vom Übergangsbereich zwischen feuchttemperiertem und winterfeucht-kaltem Klima. Die Sommer in den Hochlagen der Alpen sowie von Harz und Erzgebirge sind zudem vergleichsweise kurz (nach Köppen und Geiger, siehe Peel et al. 2007). Die geographische Lage innerhalb der sogenannten Westwindzone führt zu einem erhöhten Bedeckungsgrad durch Wolken im Nordwesten und in den Küstenbereichen, wodurch hier weniger Sonnenstunden im Jahresdurchschnitt zu verzeichnen sind. Je kontinentaler – also (süd-)östlicher – die geographische Lage, desto geringer werden die mittleren Jahresniederschläge in Abhängigkeit von Topografie oder Höhenlage und kleinräumigen Effekten (z. B. „Luv-Lee-Effekt“). Durch die Auflösung der Tiefdruckgebiete (Okklusion) von Nordwest nach Südost ist in den südlichen bzw. südöstlichen Regionen Deutschlands eine erhöhte Sonnenscheindauer zu verzeichnen. In Abhängigkeit von Jahreszeit und Sonnenscheindauer werden die Witterungsverhältnisse in Deutschland von einer unregelmäßig schwankenden Strahlungsintensität beschrieben werden. Die Strahlungsbilanz wird dabei anhand der kurzwelligen Sonneneinstrahlung als auch der langwelligen Wärmestrahlung charakterisiert. Durch kurzwellige Sonneneinstrahlung kann die Energieaufnahme an der Erdoberfläche bemessen werden, durch langwellige Wärmestrahlung (Rückstrahlung) wird demgegenüber die Energieabnahme an der Erdoberfläche quantifiziert. Neben Energieeinträgen und –Austrägen am Erdboden finden auch bedeutende Energieaustauschprozesse in den Weltmeeren und Oberflächengewässern statt, weshalb sich die Strahlungsintensität als maßgeblicher Einflussfaktor auf die Steuerungsprozesse des globalen Wasserhaushalts auswirkt. Als zentrale klimatische **Wirkpfadauslöser** sind **Globalstrahlung** und **Sonnenscheindauer** demnach für einen großen Anteil der direkten und indirekten Energieeinträge in Oberflächengewässer verantwortlich. Da sich diese Kenngrößen im Zuge der Entwicklungen des Klimawandels signifikant verändern werden, sind deren Änderungssignale für das Bundesgebiet zu beschreiben und potenzielle Folgeerscheinungen zu identifizieren.

Insbesondere in den letzten 10-15 Jahren sind sowohl auf internationaler und nationaler Ebene Strategiepapiere zur Klimaanpassung entstanden (IPCC 2014, Deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel, Bundesregierung 2008 [Fortschreibung 2020], APA – Aktionsplan Anpassung, Bundesregierung 2020). Auch für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland wurden hierfür eine Reihe von Studien zur Entwicklung und Prognose der Sonnenscheindauer bzw. solarer Einstrahlung durchgeführt. Dabei ist zwischen **bereits beobachteten** (vgl. Abbildung 1) und **für die Zukunft projizierten** Effekten zu unterscheiden.

Nach dem jüngst veröffentlichten Klimastatusbericht des Deutschen Wetterdienstes (DWD) von 2020 ordnete sich das Jahr 2019 mit 1834,2 Sonnenstunden im Deutschlandmittel mit 14,6 % mehr Sonnenscheindauer als im Referenzzeitraum von 1981-2010 in die Klimazeitreihe ein. Für die Monate Februar und Juni konnte gar ein neuer Rekord aufgestellt werden, wohingegen im November ein Defizit von 17 % verzeichnet wurde (DWD 2020c). Auf regionaler Ebene wurden beispielsweise für Sachsen die Veränderungen der Sonnenscheindauer in einer Untersuchung des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie mit einem Anstieg im Jahresmittel um 58 h/a bis 127 h/a beziffert, wobei für das Elbtal und die umgebenden Regionen der höchste Anstieg zu verzeichnen war (LfULG 2011a und 2011b). Für die Regionen um den Bodensee (IGKB 2015) und Ammersee (Rippl 2011) konnte ebenfalls eine Zunahme der Globalstrahlung im Zeitraum von 1994 bis 2011 festgestellt werden.

Abbildung 1: Anomalie der Sonnenscheindauer in Deutschland für den Zeitraum 1951-2020



Quelle: DWD (2021)

Im Rahmen der sächsischen Untersuchungen wurden darüber hinaus die zukünftig zu erwartenden jahreszeitlichen Unterschiede projiziert. Dabei wurden für den Winter anhand des WEREX IV-Ensembles die geringsten Veränderungen modelliert ($-2 \text{ h/a} = -0,9 \%$), während im Sommer mit einem starken Anstieg der Sonnenscheindauer gerechnet werden kann ($+52 \text{ h/a} = +8,4 \%$). Diese Ergebnisse decken sich mit der klimatypologisch bedingten Auflösung von Tiefdruckgebieten bzw. dem Vorherrschen kontinentaler Hochdruckwetterlagen im Sommer. Für Oberflächengewässer und deren Lebensgemeinschaften hätte dieser, mehr oder weniger ausgeprägt auf das gesamte Bundesgebiet projizierte Trend enorme Auswirkungen aufgrund der erhöhten Energieeinträge einerseits, und der phasenweise fehlenden Niederschläge andererseits, so dass potenziell negative Veränderungen sowohl klein- als auch großräumig erwartet werden können.

Für eine dezidierte Einschätzung von negativen Auswirkungen erhöhter Sonneneinstrahlung auf Oberflächengewässer müssen jedoch eine Vielzahl weiterer Rahmenbedingungen und Prozesse berücksichtigt werden, die für die jeweiligen Belastungssituationen im Gewässer entscheidend sind (z. B. Hill et al. 2013). So spielen die Abschattung und Abschwächung der einfallenden Sonnenstrahlung am Ufer, die ein- und ausgehende langwellige Strahlung, die Verdunstungskühlung und die verfügbare Gewässeroberfläche, auf der die Wärmeaustauschprozesse stattfinden, eine entscheidende Rolle bei der Bestimmung wichtiger Parameter, wie der Wassertemperaturen (Hill et al. 2013).

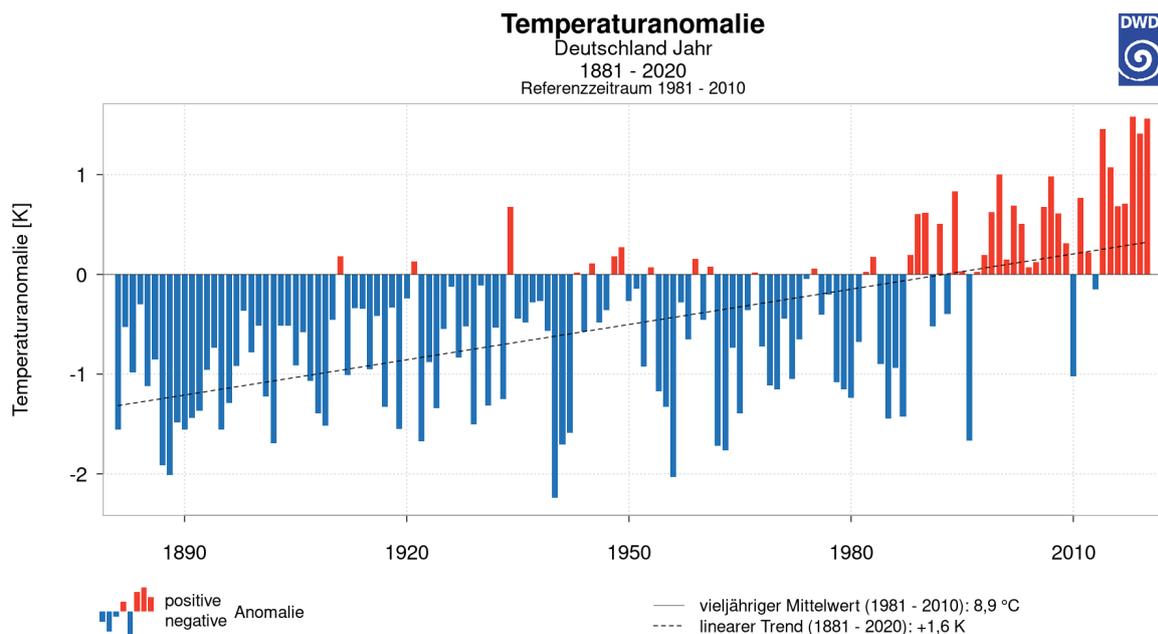
2.2 Lufttemperatur

Nach Einschätzung des Weltklimarates (IPCC) ist die durchschnittliche Lufttemperatur der Landoberfläche von 1880 bis 2012 global bereits um 1,53 K gestiegen (IPCC 2019). In Abhängigkeit von Klimazonen und Klimatypen und der allgemeinen geographischen Lage, existieren saisonale und regionalspezifische Schwankungen der Lufttemperatur. Dabei sind zudem besondere Kennzahlen der Temperaturänderungen und –Schwankungen zu berücksichtigen, wie die der **Durchschnittstemperatur** (über einen definierten Zeitabschnitt) und **Extremtemperaturen** (z. B. im Zuge von Hitzeperioden). Als bedeutendste Kennziffer wird

die **durchschnittliche Lufttemperatur** als Beobachtungsgröße für Untersuchungen zum Klimawandel angeführt. Hierbei wird die Ermittlung von jährlichen und monatlichen Durchschnittstemperaturen besonders häufig genutzt, andere Zeiträume, wie beispielsweise nach meteorologischen **Jahreszeiten**, oder der **Vegetationsperiode** sind je nach Untersuchungsgegenstand ebenfalls geeignet.

Die aktuelle Jahresdurchschnittstemperatur für Deutschland beträgt für die Referenzperiode (1981-2010) ca. 8,9 °C (DWD 2021, vgl. Abbildung 2). Nach DWD 2020c war 2019 in den Bundesländern Berlin, Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Sachsen das bisher wärmste Jahr. Im Deutschlandmittel ergibt der Vergleich des Jahres 2019 zur Referenzperiode 1981-2010 insgesamt 11 wärmere Monate. Betrachtet man die gesamte Zeitreihe von 1881-2019 ergibt sich ein linearer Anstieg der Durchschnittstemperatur im Deutschlandmittel um 1,6 K (DWD 2020c). Als maßgebende Einflussgröße auf das Temperaturregime in Oberflächengewässern haben die prognostizierten Änderungen der Lufttemperatur neben der generellen **Intensivierung des Wasserkreislaufs** auch einen zentralen Einfluss auf den Lebensraum und die Lebensbedingungen von Gewässerorganismen. Demnach sind Aussagen zur Lufttemperatur aus der Vielzahl von Klimaprojektionen für eine Einschätzung des zukünftigen Temperaturstresses in Oberflächengewässern von zentraler Bedeutung.

Abbildung 2: Anomalie der jährlichen Durchschnittstemperatur in Deutschland für den Zeitraum 1881-2020



Quelle: DWD (2021)

In Simulationsmodellen werden die atmosphärischen Prozesse, aus denen die Lufttemperatur abgeleitet werden kann, über Globale Modelle bis hin zu kleinskaligen Klimamodellen regionalisiert. Dabei haben sich die Unsicherheiten in der Abbildung der **globalen Durchschnittstemperatur** insbesondere seit Mitte des letzten Jahrhunderts verbessert, was zu einer verbesserten Kalibrierung der Prognosemodelle führt (z. B. Brohan et al. 2006). Aktuelle Studien betonen jedoch, dass je nach Wahl des globalen Zirkulationsmodells (GCM) und des regionalen Zirkulationsmodells (RCM) erhebliche Unsicherheiten auftreten können und die Ergebnisse der Klimamodelle sich in Abhängigkeit der Untersuchungsregion unterscheiden können (Kiesel et al. 2019b). Aus diesem Grund wird zur Abschätzung des Schwankungsbereichs

der Prognosen in der Regel auf Modell-Ensembles zurückgegriffen, die die Spannweite zu erwartender klimatischer Entwicklungen besser abbilden können.

Die Modelle des RCP 8.5-Ensembles deuten beispielsweise bis zum Jahre 2050 auf eine durchschnittliche Erwärmung um 1-2 K für das Bundesgebiet hin, wobei ein Flächengradient ausgehend von einer geringeren Erwärmung im Nordwesten hin zu einer stärkeren Erwärmung im Südosten in den Modellberechnungen sichtbar wird (LAWA 2017a). Projektionen für in Zukunft besonders betroffene Flussgebiete in Ostdeutschland lassen beispielsweise eine Zunahme der mittleren jährlichen Lufttemperatur um 1,2-1,5 K erwarten (Gädeke et al. 2017). In Zukunft werden dabei die in den Sommermonaten markanten Hitzeperioden sowie die vergleichsweise milden Winter in besonderem Maße für die Erhöhung der Jahresdurchschnittstemperatur verantwortlich sein. Als Hauptursache für die steigenden Durchschnittstemperaturen können demzufolge neben den **höheren Temperaturmaxima** insbesondere die **Tagesminimaltemperaturen** herangezogen werden (Livingstone 2003). Dahingehend müssen in einer dezidierten Analyse auch die Auswirkungen dieser zeitlich, aber auch räumlich differenzierten Erscheinungsformen der Lufttemperatur untersucht werden, was anhand einer Untergliederung in „Unterschiede in den Jahreszeiten“ und „Temperaturrextreme“ innerhalb der folgenden Kapitel geschieht.

2.2.1 Unterschiede in den Jahreszeiten

Schönwiese et al. (2006) weisen darauf hin, dass bereits die Winter der 1980er und 1990er Jahre die wärmsten des 20. Jahrhunderts in Deutschland waren. Die Globalen EURO-CORDEX Ensemblesimulationen prognostizieren für Deutschland bis 2100 einen Anstieg der bodennahen Lufttemperatur im Winter um 1,2–4,6 K und im Sommer um 1,3–4,8 K, je nach eingesetztem CO₂-Äquivalent in den repräsentativen Konzentrationspfaden (Jacob et al. 2017). Dabei wird von einem größeren Temperaturanstieg im Alpenraum im Sommer ausgegangen, als in Norddeutschland. Im Winter sind die Temperaturzunahmen demgegenüber im Osten Deutschlands stärker als im Westen, was der eingangs angesprochenen Klimatisierung zugesprochen werden kann. Ergänzend werden auch grenzübergreifend für die bedeutsamen Einzugsgebiete, die auch die Abflüsse in deutschen Oberflächengewässern beeinflussen Änderungen der Winter- und Sommertemperaturen von bis zu 2,5 K im Mittel bis zum Jahr 2050 prognostiziert. Gørgen et al. (2010) untersuchten beispielsweise für das Rhein-Einzugsgebiet die saisonal zu erwartenden Temperaturänderungen und zeigten mit den verwendeten regionalen Klimaänderungsprojektionen einen räumlich vergleichsweise gleichmäßigen Anstieg der 30-jährigen langfristigen mittleren Lufttemperaturen im gesamten Einzugsgebiet und in den meteorologischen Jahreszeiten. Die Analysen deuten hier für die nahe Zukunft auf einen Anstieg von 0,5 K bis 2,5 K im Winter hin und zeigen für den Sommer Spannweiten von „keine Veränderungen“ bis hin zu 2,0 K.

Grundsätzlich beschreiben sowohl bisherige Messdaten als auch Szenarien der Klimamodelle ein häufigeres Auftreten von Hitzewellen in den Sommermonaten als eine Folge des Klimawandels (z. B. Schär et al. 2004). Auch der frühere Beginn der Vegetationsperiode als Zeitraum eines Jahres, in dem Pflanzen photosynthetisch aktiv sind (wachsen, blühen und fruchten) kann als eine Folge klimatischer Veränderungen bereits heute festgestellt werden. Generell beginnt die Wachstumszeit mit dem Abschnitt des Jahres, in dem das Tagesmittel der Lufttemperatur mindestens 5 °C (für verschiedene Pflanzen auch 10 °C) beträgt (DWD 2020a). Mit steigender durchschnittlicher Temperatur kann es zu einer weiteren Verlängerung der Vegetationsperiode kommen mit entsprechenden Auswirkungen auf die physikalisch-chemischen und biologischen Bedingungen in Oberflächengewässern (vgl. Kap. 3). Einzelne Modelluntersuchungen deuten sogar auf eine Verlängerung der sommerlichen Stratifikation um zwei Monate gegen Ende des

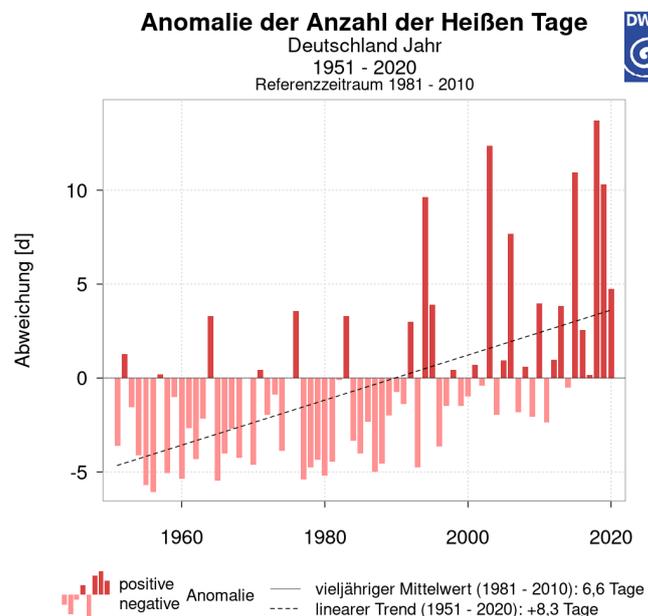
Jahrhunderts hin (Shatwell et al. 2013). Hinzu kommt dabei der in trockeneren und wärmeren Sommern steigende Wasserbedarf in der Landwirtschaft und für gärtnerisch genutzten Flächen (KlimBo 2013, KLIWA 2017, vgl. Kap. 4).

2.2.2 Temperaturextreme

Die Auswirkungen von ausgeprägten Hitzeperioden in Kombination mit lang anhaltender Trockenheit haben die Jahre 2018 bis 2020 eindrucksvoll gezeigt (z. B. UFZ 2020: Dürremonitor Deutschland¹). Dabei wird von einer Hitzeperiode grundsätzlich ab einer Überschreitung der Tageshöchsttemperatur von 30 °C an fünf aneinander folgenden Tagen gesprochen (DWD 2016). Schon jetzt ist der Trend zu häufigeren und längeren Hitzewellen beobachtbar (DWD 2021, vgl. Abbildung 3), die durch sogenannte Blockadewetterlagen hervorgerufen werden (DWD 2016). Betrachtet man die Prognosen der Klimamodelle wird sich dieser Trend in Zukunft für Deutschland weiter verstärken (Schär et al. 2004).

In Bezug auf die globalen und regionalen Auswirkungen der Lufttemperaturänderungen auf Wasserhaushaltsgrößen lassen sich eine Reihe von physikalisch basierten Folgeerscheinungen darstellen. So stellten beispielsweise Arora et al. (2016) unter allen betrachteten hydroklimatischen Variablen die **Lufttemperaturänderung als die Hauptursache für die Änderung der Gewässertemperatur** heraus, da sie die stärkste Korrelation mit dieser aufweist. Neben periodisch auftretenden lang anhaltenden heißen Tagen sind die Auswirkungen einzelner extrem heißer Tage bislang noch nicht absehbar. So kann insbesondere die empfindliche Gewässerfauna neben Austrocknung auch durch Verbrennungen geschädigt werden. Auf diese und weitere Auswirkungen soll insbesondere in den Kapiteln 2, 3 und 4 eingegangen werden.

Abbildung 3: Anomalie der Anzahl der Heißen Tage in Deutschland für den Zeitraum 1951-2020



Quelle: DWD (2021)

¹ <https://www.ufz.de/index.php?de=37937>

2.3 Niederschlag

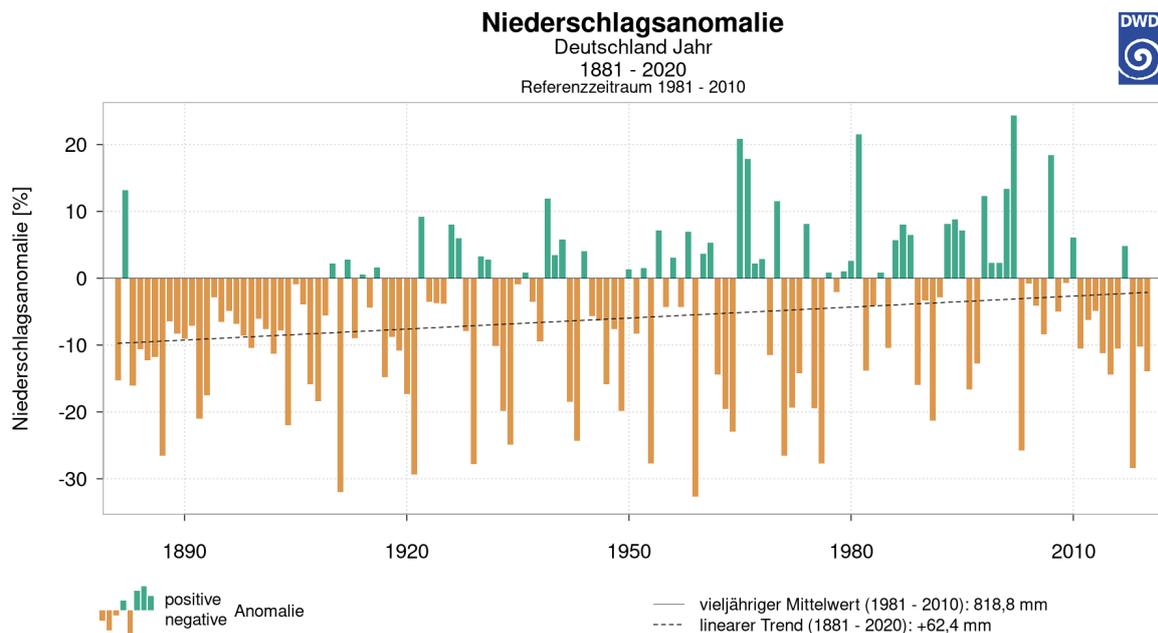
Wie bei der Lufttemperatur wird auch das Niederschlagsverhalten in Deutschland von den vorherrschenden Klimatypen und der Entfernung zur Nordsee (Kontinentalität) bestimmt. Im Übergangsbereich vom atlantisch zum kontinental geprägten Klima von Nordwest nach Südost sinken die mittleren jährlichen Niederschlagsmengen, steigen jedoch mit zunehmender Höhenlage. Dabei ist im Referenzzeitraum (1961-1990) im Jahresdurchschnitt ein Niederschlag von 789 mm/a zu verzeichnen gewesen. Die Spannbreiten der mittleren jährlichen Niederschläge reichen dabei von unter 600 mm/a im Nordosten und Mitteldeutschland bis zu über 1500 mm/a in den Hochlagen der Alpen und des Schwarzwaldes (DWD 2020b).

Global gesehen kann auf Basis der 30-jährigen Referenzzeiträume von 1931-1960 bis 1981-2010 kein signifikanter Trend bei den Niederschlägen an der Landoberfläche festgestellt werden, was ursächlich einerseits in einer großen Variabilität der Niederschläge zu suchen ist und andererseits auf Probleme bei der kontinuierlichen Beprobung und Datenerfassung von Regenmessern zurück geführt werden kann (Schneider et al. 2017). Die Niederschlagsmengen (Jahresniederschläge, saisonale Niederschläge) unterliegen zudem großen **Schwankungen** zwischen den einzelnen Jahren sowie saisonalen Schwankungen, wodurch langfristige Veränderungen nur schwer erkennbar sind (Hubacher & Schädler 2010).

Aufgrund des prognostizierten globalen Temperaturanstiegs ist in Zukunft mit einem erhöhten Wasserdampfgehalt in der Atmosphäre zu rechnen, wodurch die Entstehung intensiverer und ergiebigerer Niederschlagsgebiete wahrscheinlicher wird (Huang et al. 2013). Dabei ist zu erwarten, dass im Vergleich zu den vorindustriellen Temperaturen die Erwärmung um fast 1 K mit einer Zunahme der globalen (Land- und Ozean-) Niederschläge um 2-3 % einhergehen wird (Schneider et al. 2017).

Aus den vergangenen Jahrzehnten sind seit den regelmäßigen Wetteraufzeichnungen für Deutschland die vom Deutschen Wetterdienst bereitgestellten Daten auswertbar. Hier ließ sich seit Ende des 19. Jahrhunderts bereits ein Anstieg der Niederschlagssummen beobachten (Schönwiese et al. 2006, DWD 2021, vgl. Abbildung 4). Die deutschlandweite jährliche Niederschlagshöhe nahm demnach seit 1881 um 8 % (66 mm/a) im Vergleich zur Referenzperiode 1961-1990 zu, wobei es zu teils großen Schwankungen zwischen einzelnen Jahren oder Jahrzehnten kam (DWD 2020b). Je nach Zirkulationsbedingungen und Wetterlage haben dabei v. a. großflächige Niederschlagsereignisse und konvektive Ereignisse im Sommerhalbjahr zur jährlichen Niederschlagsbilanz einer Region beitragen.

Abbildung 4: Anomalie der jährlichen mittleren Niederschlagssummen in Deutschland für den Zeitraum 1951-2020



Quelle: DWD (2021)

Für die süddeutsche Region um den Bodensee konnten diese Entwicklungen anhand einer über 70-jährigen Beobachtungszeitreihe in Übereinstimmung mit der beschriebenen überregionalen Klimaentwicklung bestätigt werden. So sind seit dem Ende des 19. Jahrhunderts im Winterquartal die Niederschlagssummen geringfügig angestiegen und im Sommer- und im Herbst-Quartal leicht gesunken. Die durchschnittliche jährliche Niederschlagssumme lag zwischen 1200 und 1400 mm und hat sich für den Zeitraum 1931 bis 2003 im Einzugsgebiet des Bodensees kaum verändert (Ostendorp et al. 2007). Dabei ist jedoch eine Umverteilung der Niederschlagsmengen vom Sommer- in das Winterhalbjahr beobachtbar, was zu einer jahreszeitlichen Verschiebung der Abflussverhältnisse der Bodenseezuflüsse vom Sommer- in das Winterhalbjahr führt (Ostendorp et al. 2007). Zu ähnlichen Ergebnissen kamen auch Gädeke et al. (2017) bei ihren Untersuchungen zu klimawandelbedingten hydrologischen Veränderungen in der Lausitz. Ihre Ergebnisse lassen zunächst darauf schließen, dass der Anstieg der beobachteten Temperatur und der potentiellen Evapotranspiration (Verdunstung von Boden- und Wasseroberflächen und von Wasser aus Flora und Fauna) robust sind, während die beobachteten Niederschläge im Beobachtungszeitraum der Referenzperiode von 1963-2006 nahezu unverändert blieben und keine signifikanten Trends aufzeigen (Spree: -1 %, Schwarze Elster: -0,1 %, Dahme: -0,5 %, Weißer Schöps: +6 %, Pulsnitz: +11 %).

Zukunft

Bei der Erstellung von Klimaprojektionen ist zunächst zu berücksichtigen, dass die Klimaentwicklung der letzten Jahrzehnte eine Kombination aus vom Menschen verursachtem Klimawandel (z. B. erhöhte Treibhausgasemissionen) und dem natürlichen durch systeminhärente Wirkmechanismen verursachten Klimawandel ist. Die Terminologie ‚Klimawandel‘ wird dabei in der Hydrologie verwendet, um sowohl den vom Menschen verursachten Klimawandel als auch den natürlich verursachten Klimawandel widerzuspiegeln, und dann die Auswirkungen auf hydrologische Prozesse zu quantifizieren (Wu et al. 2017). So kann eine modellierte Änderung von weniger als 10 % nicht von der natürlichen Klimavariabilität unterschieden werden (DWD 2020b). Die Unsicherheiten von Prognosen der

zukünftigen Entwicklung der Niederschlagshöhen liegen dabei darin begründet, dass der Niederschlag in seiner mittel- bis langfristigen Entwicklung im Gegensatz zur Lufttemperatur schwieriger zu prognostizieren ist. Folgt man der Clausius-Clapeyron-Beziehung, so steigt der Wasserdampfdruck in der Atmosphäre als Funktion der Lufttemperatur um 6-7 % je 1 Grad Erwärmung, wobei Studien davon ausgehen, dass beispielsweise stündliche Niederschlagsextreme etwa um das Doppelte zunehmen können (z. B. Ban et al. 2015).

Studien wie die von Schneider et al. (2017) deuten bezüglich der Quantifizierung von klimawandelbedingten Niederschlagsänderungen beispielsweise darauf hin, dass die globale Erwärmung um fast 1 K im Vergleich zu den vorindustriellen Temperaturen mit einer **Zunahme der globalen (Land- und Ozean-)Niederschläge um 2-3 %** einhergehen wird. Für Deutschland fällt dieser Trend nach Schönwiese et al. (2006) sogar höher aus, betrachtet man den in der Studie beschriebenen linearen Aufwärtstrend der gemessenen Lufttemperatur von etwa 1 K und die damit einhergehende Niederschlagsmenge von +9 % von 1901 bis 2000 (vgl. auch Huang et al. 2013). In diesem Zusammenhang kommen Murawski et al. (2018) zu der Einschätzung, dass für besonders ergiebige Niederschlagsereignisse im Zeitraum 1901-2010 zwar eine zunehmende Häufigkeit festgestellt werden konnte, das Trendvorzeichen aber inhärent von der beobachteten Periode abhängt. Die prozentualen Anstiege zeigen jedoch, dass im Planungshorizont bis 2050 keine deutliche Veränderung in der mittleren jährlichen Niederschlagssumme zu erwarten ist. Nach DWD 2020b liegt die derzeitige Bandbreite der Ergebnisse zwischen -5 % und +13 %. Auch Gädeke et al. (2017) zeigten, dass die regionalen Klimamodelle bezüglich des sich abzeichnenden Temperaturtrends (steigend) übereinstimmen, demgegenüber aber einen gegenläufigen Niederschlagstrend (fallend) für die Periode 2018-2060 zeigten. Hattermann et al. (2015) unterstreichen in ihrer Untersuchung in diesem Zusammenhang noch einmal, dass hydrologische Prozesse sehr empfindlich auf die Änderungen des Klimas reagieren und die Auswirkungen einer allgemeinen Zunahme der Niederschläge auch durch eine Zunahme der Evapotranspiration durch höhere Lufttemperaturen überkompensiert werden könnten.

Wie bereits beschrieben, entstehen je nach Wetterlage und Tiefdrucksystem von Jahr zu Jahr enorme Variabilität und auch regionalspezifische, besonders topografisch geprägte Niederschlagsmuster, die sich stark unterscheiden. Regional verteilt lassen Klimaszenarien für Deutschland grundsätzlich auf geringe Zunahmen der Niederschläge in Westdeutschland und eine ebenfalls geringe Abnahme in (Süd)-Ostdeutschland schließen (Menzel et al. 2006, Huang et al. 2010, KLIWA 2015, Paparrizos et al. 2017, DWD 2020b). Beispielsweise wurde in einer für Sachsen veröffentlichten Studie anhand von Ergebnissen des WEREX IV-Ensembles eine Veränderung des Jahresniederschlags um ca. -21 mm/a bis ca. -64 mm/a bis zur Mitte des 21. Jahrhunderts berechnet. Der stärkste Rückgang wird im Prognosezeitraum für Ostsachsen erwartet, während der Rückgang in Westsachsen weniger stark simuliert wird. Anhand der Regionalisierung der Modelle wurde zudem für ganz Sachsen ein stärkerer Rückgang der Sommerniederschläge festgestellt, dem eine gleichbleibende bis zunehmende Tendenz im Winter gegenüber steht (LfULG 2011b: 13). Setzt man diese Kennzahlen der mittleren jährlichen Niederschlagsmenge ins Verhältnis, wird jedoch auch hier deutlich, dass diese Angaben im Rahmen der natürlichen Variabilität liegen (vgl. DWD 2020b).

Die für Deutschland und die großen deutschen Fließgewässer besonders bedeutsamen Einzugsgebiete liegen zum Teil außerhalb des Staatsgebietes. Dahingehend sind Ergebnisse aus Studien wie von Schädler & Volken (2013) relevant, die hinsichtlich des zukünftig zu erwartenden Gesamtniederschlags in der Schweiz zu der Einschätzung kommen, dass hier keine signifikanten Trends abgeleitet werden können, da die Niederschlagsänderung sowohl bis 2050 wie auch bis 2100 häufig innerhalb der natürlichen Variabilität liegt. Insbesondere

lokalklimatische Besonderheiten sind dabei bislang nur unter größeren Unsicherheiten abbildbar, wenngleich Studien zeigen, dass zwar die Größenordnung prognostizierter Niederschlagsmengen von standortspezifischen Bedingungen beeinflusst wird, die Richtung des Niederschlagstrends aber durchaus unabhängig von der Höhe und relativen Hanglage (Tal, Hang, Gipfel) sein kann (Bernsteinová et al. 2015).

Für die die ökologischen Verhältnisse in Oberflächengewässern sind Wasserextreme, wie Starkregen oder Trockenheit, besonders bedeutsam. Die in den vorangegangenen Abschnitten dargestellten Klimaprojektionen von Jahresmittelwerten sind demnach oft wenig aussagekräftig. Die Modellierung der Bandbreite der Variabilität und Extremen ist somit aussagekräftiger, wenn auch wesentlich aufwändiger (KLIWA 2015). Aufgrund dessen soll im Folgenden auf Unterschiede in den Jahreszeiten, Niederschlagsextreme und Schnee genauer eingegangen werden.

2.3.1 Unterschiede in den Jahreszeiten

Projektionen für saisonale Entwicklungen der Niederschlagsmenge und Niederschlagsintensität sind je nach Betrachtungsmaßstab in ihren regionalen Ausprägungen zu charakterisieren. Wie bereits im vorangegangenen Kapitel beschrieben, ist zukünftig von leicht abnehmenden durchschnittlichen Niederschlagsmengen im Sommerhalbjahr und demgegenüber leicht ansteigenden mittleren Niederschlagsmengen im Winterhalbjahr in Deutschland auszugehen. Eine Verallgemeinerung hinsichtlich der sich verstärkenden Niederschlagsintensität kann dahingehend ebenfalls beschrieben werden und ist aus Gründen der Thermodynamik physikalisch nachvollziehbar. Aus Gesamtniederschlagsmengen lassen sich jedoch keine hinreichend aussagekräftigen Belastungssituationen der Oberflächengewässer ableiten, da insbesondere die Raum-zeitliche Niederschlagsverteilung hierfür verantwortlich ist. Die simulierten Niederschlagsänderungen unterliegen somit einer starken regionalen und zeitlichen Variabilität.

Für den langfristigen Planungshorizont bis 2100 zeigen die meisten Simulationen im Winter einen Trend der Niederschlagszunahme mit bis zu +16 % (mittlere Übereinstimmung) bzw. -1 bis +13 % im Frühjahr und Herbst. Für die Wintermonate zeigt der langfristige Zeithorizont somit eine Tendenz einer Zunahme der Niederschlagsmenge. Dabei sind bereits mittlere Zunahmen von +8 % für die nahe Zukunft (2021-2050) zu erwarten. Für den Sommer kann weiterhin kein Trend abgeleitet werden, eine Abnahme des Sommerniederschlags zeigen lediglich wenige Regionen in Südwestdeutschland für das RCP8.5-Szenario. Die Simulationsergebnisse schwanken hier im Bereich von +10 % bis -50 % mit jeweils sehr geringer Übereinstimmung (DWD 2020b).

Diese allgemeingültigen Modellierungsergebnisse können mit einer Reihe von Fallstudien unteretzt werden. Von Görden et al. (2010) wurden beispielsweise für das Rhein-Einzugsgebiet die zukünftigen Szenarien der Niederschlagsentwicklung analysiert. Auch Görden et al. (2010) kamen dabei zu der Erkenntnis, dass das Signal der Niederschlagsänderung vor allem im Frühjahr und Herbst heterogener ist und besonders im Sommer und in ferner Zukunft eine größere Bandbreite zeigt. Die räumlichen Muster der Niederschlagsveränderung bestätigen ebenfalls den bereits erwähnt allgemeinen Trend und deuten dabei auf eine vergleichsweise starke Zunahme der Gesamtniederschläge im Winter (15 % - 25 % in der nahen bis fernen Zukunft) hin, die zudem im Rhein-Einzugsgebiet weniger als Schnee fallen werden. Des Weiteren ließen sich für die Projektionen der nahen Zukunft keine klaren Tendenzen bei den Niederschlägen erkennen, lediglich in der fernen Zukunft wird von einer Abnahme die Niederschläge im Sommer zwischen 10 % und 30 % ausgegangen (Görden et al. 2010). Jüngere Fallstudien, wie von Murawski et al. (2018) konstatieren bei ihrer Untersuchung von

Niederschlagsmustern im Rhein-Einzugsgebiet von 1901-2010 keine allgemeingültige Trendentwicklung für eine bestimmte Jahreszeit. Für den süddeutschen Raum kamen Paparrizos et al. (2017) bei der saisonalen Auswertung der prognostizierten Jahresniederschläge zu dem Ergebnis, dass mit Ausnahme der Sommermonate, in der die Niederschläge bis zum Ende des Jahrhunderts voraussichtlich um 8-16 % zurückgehen werden, in den kommenden Jahren im Allgemeinen eine Zunahme zu verzeichnen sein wird. Die Datenanalyse deutet im Einzelnen darauf hin, dass es in den Gebieten im Hochland zu einem erheblichen Rückgang der Niederschlagsmenge kommen kann (bis zu 20 %). Umgekehrt werden für die Gebiete im Tiefland größere Niederschlagsmengen modelliert, die sowohl aus großflächigen andauernden Niederschlagsereignissen oder konvektiven kurzzeitigen Ereignissen resultieren.

Vor allem in gebirgigen Regionen trägt die Nebelbildung, als auch Nebelauskämmung an Vegetationsstrukturen maßgeblich zur Bilanzierung des Wasserhaushalts bei (z. B. Schwarze et al. 2016). Schwarze et al. (2016) zeigten dabei, dass in den Kammlagen des Erzgebirges eine ausgeglichene Wasserhaushaltsbilanz nur unter Berücksichtigung des primären und sekundären Niederschlagsgewinns aus abgefangenen bzw. abgesetzten Niederschlägen (v. a. Nebel und Raufrost) erzielt werden konnte. Mit dem Klimawandel scheinen Nebellagen weniger zu werden. Dies ist jedoch aufgrund der Komplexität und fehlender Untersuchungen nicht hinreichend sicher vorhersagbar (KLIWA 2015).

2.3.2 Niederschlagsextreme

Zur Einordnung von Starkniederschlägen werden je nach Klimazone die charakteristischen Wetterlagen hinsichtlich ihrer Niederschlagsintensität (Niederschlagsspende in Abhängigkeit der Niederschlagsdauer in mm/h) klassifiziert. Für Deutschland gelten dabei die anhand der sogenannten „Koordinierten Starkniederschlags-Regionalisierungs-Auswertungen“ (KOSTRA) formulierten Definitionen des Deutschen Wetterdienstes (DWD 2015). Diesen können anhand von Dauerstufen (Zeitintervall) und gemessener Niederschlagshöhe (mm/m²) regionalspezifisch Wiederkehrintervalle für definierte Zeitschnitte zugeordnet werden. Für retrospektive Analysen und Klimaprojektionen werden dabei besonders häufig die für Starkregen und Dauerregen relevanten Dauerstufen 15 min, 60 min, 12 h, 24 h und 72 h zur Beurteilung der Intensität und Häufigkeit herangezogen. Eine hohe Niederschlagsmenge wird dabei als ein Ereignis definiert, das in einem konkreten Referenzzeitraum einmal alle 100 Tage eintritt (DWA 2013b, DWD 2020b). Trendanalysen von (Stark-)Niederschlägen sind diesbezüglich auch immer auf möglichst lange Datenreihen zu stützen, um durch Niederschlagsmessungen vieler Jahrzehnte entsprechende Trends in der **Häufigkeit** und in der **Intensität** zu unterscheiden. Nur wenn diese Anforderungen erfüllt sind, kann zwischen kurz- und mittelfristigen Variationen (z. B. „trockene“ und „feuchte Dekaden“) und tatsächlich langfristigen Trends differenziert werden. Aufgrund dieser langen Zeiträume ist es, wie bei allen raum-zeitlichen Erfassungsmethoden, schwierig, die jeweilige räumliche Abdeckung und vorhandene Messmethode über Jahrzehnte konsistent zu halten, was wiederum bei den zu erwartenden systematischen Fehlern und Unsicherheiten in der Ergebnisdarstellung berücksichtigt werden muss. Insbesondere kleinere und lokal begrenzte Starkregenereignisse werden von den vorhandenen Messeinrichtungen nicht immer aufgezeichnet, wodurch die Datenbasis für die Untersuchung von Niederschlägen mit Dauerstufen unterhalb von 24 h deutlich schlechter ist (DWD 2016).

Auf Grundlage der bereits genannten thermodynamischen Gesetzmäßigkeiten (Clausius-Clapeyron-Gleichung), gehen aktuelle Studien mittlerweile davon aus, dass insbesondere kurzzeitige (z. B. stündliche) Extremereignisse mit etwa der doppelten Rate zunehmen könnten. Der von der heutigen Niederschlagsverteilung ausgehende Extrapolationsansatz der

Intensitäten ist dabei immer noch Gegenstand der Forschung und wird von einigen Expert*innen als teilweise inkonsistent angesehen (vgl. Ban et al. 2015).

Für das Gebiet der Bundesrepublik zeigt sich bereits heute, dass für das Winterhalbjahr die Häufigkeit hoher täglicher Regenmengen je nach Wahl des Untersuchungszeitraums (1951–2006) um rund 20-25 % angestiegen ist (z. B. Becker et al. 2016). Analysen der seit dem Jahr 2000 flächendeckend vorliegenden Radardaten des DWD deuten zwar regional auf eine Zunahme von Starkniederschlägen kurzer Dauer hin, dennoch sind diese Daten aufgrund ihres vergleichsweise kurzen Erfassungszeitraums aus klimatologischer Sicht nicht hinreichend aussagekräftig (DWD 2020b).

Nach UBA (2011) ist in Mitteleuropa ab dem Jahr 2040 ganzjährig mit einer starken Zunahme extremer Niederschläge zu rechnen. Raum-zeitlich differenziert wird vor allem Norddeutschland betroffen sein und die Wahrscheinlichkeit ergiebiger **winterlicher Niederschläge** zunehmen. Gemäß der Projektionen regionalisierter Klimamodelle (LAWA 2020b) ist davon auszugehen, dass sich in Deutschland der Anstieg von Starkniederschlägen der Dauerstufe 24 h im Winterhalbjahr bis zum Jahre 2100 weiter fortsetzen wird, und somit Jahre ausgeprägter Winternässe häufiger werden, das heißt hohe Niederschlagsmengen bei gleichzeitig geringer(en) Verdunstungsraten auftreten. Mit Nässe ist im Allgemeinen das Vorhandensein besonders hoher Feuchtigkeit gemeint, mit Bezug auf den anstehenden Boden (Bodenfeuchte) sowie den geologischen Untergrund (Porenwasser/Grundwasser, für Pflanzen wird beispielsweise auch der Begriff des „pflanzenverfügbaren Wassers“ anhand des physikalischen Parameters der nutzbaren Feldkapazität verwendet.). Die hydrometeorologische Definition von „zu nass“ wird dabei anhand des Überschreitens von Schwellenwerten durchschnittlicher Niederschlagsmengen in einem Referenzzeitraum definiert. Die Bodenfeuchteraten sind diesbezüglich auch in Abhängigkeit der Vorfeuchte und klimatischen Ausgangsbedingungen des Sommerhalbjahres bzw. der vorangegangenen Jahre zu relativieren. So existierten beispielsweise Ende Mai 2013 auf rund 40 % der Fläche Deutschlands Bodenfeuchtwerte, wie sie seit Messbeginn im Jahre 1962 für einen Mai einzigartig waren (DWD 2013). Der darauffolgende Juni war nochmals um einiges nasser, was sich letztlich in der mitteleuropäischen Hochwasserlage im Juni 2013 zeigte.

Die langfristigen Entwicklungen der Niederschlagsintensität im **Sommerhalbjahr** lassen jedoch keinen eindeutigen Trend erkennen, was sich auch mit der allgemeinen Annahme einer Reihe von Studien deckt, nach der bislang keine Hinweise auf eine schnellere (superadiabatische) Intensitätszunahme mit dem sich ändernden Klima zu erkennen sind (LfULG 2011, Ban et al. 2015, Becker et al. 2016). Wie im vorangegangenen Kapitel schon beispielsweise von Hattermann et al. (2015) bezüglich der Trends zu mehr Sommertrockenheit angedeutet wurde, dominiert hier eine kurz- und mittelfristige zyklische Variabilität (vgl. auch DWD 2020b). Untersuchungen wie von Madsen et al. (2014) gehen in ihren Trendanalysen sogar von einer Abnahme der extremen Niederschläge für Deutschland aus. Gewittrige und extrem ergiebige Kurzzeitniederschläge sind zudem in der Regel räumlich stark begrenzt. Das bedeutet wiederum, dass die tägliche Niederschlagssumme und die Niederschlagsintensität nicht unmittelbar miteinander korrelieren, sodass anhand der 24-stündigen Niederschlagssummen keine sinnvollen Extremwertstatistiken durchgeführt werden können (LfULG 2011). Konkrete Auswirkungen von Starkregenereignissen auf Oberflächengewässer allgemein reichen von stofflicher und hydraulischer Überlastung bis hin zu großflächigem Sediment- und Geschiebeeintrag und werden im Kapitel 3 näher beleuchtet.

Trockenheit und Dürre

Im Gegensatz zu Raum-zeitlich deutlich besser abgrenzbaren Niederschlagsereignissen, werden Perioden deutlich zu geringer Niederschlagsmengen (Trockenheit) und vor allem deren Konsequenzen (Dürren) über längere Zeiträume definiert. Definitionen von Trockenheit und Dürre sind für die Elemente des Wasserkreislaufs unterschiedlich formuliert und orientieren sich an charakteristischen Schwellenwerte und Herangehensweisen (Cristiano et al. 2017). So ist bei fehlenden oder extrem geringen Niederschlagssummen über einen bestimmten Zeitraum von **meteorologischer Trockenheit** zu sprechen und mit Dürre ein begrenzter Zeitraum ungewöhnlich trockenen Wetters gemeint, der so lange andauert, dass der Mangel an Niederschlag ein schwerwiegendes hydrologisches Ungleichgewicht verursacht (WMO 2006, Kreibich et al. 2019). Dieses Ungleichgewicht wird begleitet von besonders geringem Bodenwassergehalt (Grundwasser), der je nach Klimazone in Abhängigkeit von langjährigen Beobachtungszeiträumen in seiner Auftretenswahrscheinlichkeit klassifiziert und somit in seinem Ausmaß evaluiert werden kann (vgl. Marx et al. 2018). In Abhängigkeit des anstehenden Bodens und des geologischen Untergrunds sind Trockenheit und Dürre in ihrer raum-zeitlichen Entstehung und bei ihrem Abklingen höchst heterogen (vgl. Kreibich et al. 2019).

In Deutschland haben die extrem niederschlagsarmen Jahre 2018 und 2019 bereits verdeutlicht mit welchen ökologischen und wirtschaftlichen Auswirkungen durch langanhaltende Dürreperioden auch in Zukunft verstärkt gerechnet werden muss. Dabei sollte berücksichtigt werden, dass je nach Betrachtungsraum im Bundesgebiet diese Dürrephase bereits eine "Vorgeschichte" hatte und teilweise von besonders trockenen Vorjahren geprägt war, die sich an eher von Nässe und Hochwasserereignissen geprägten Dekade anschloss.

Nach Hattermann et al. (2015) ist für Deutschland in Zukunft, aufgrund der simulierten verminderten Abflussraten der großen Ströme, ein Indiz zur verstärkten Ausprägung von Dürreereignissen insbesondere im Spätsommer und Frühherbst zu finden, was mit der bereits angesprochenen Verschiebung der Niederschläge in Richtung Winter korreliert. Trotz der Variation innerhalb der projizierten regionalspezifischen Ausprägung der Trockenperioden scheint die hohe Wahrscheinlichkeit für eine relative große Trockenheit in Ostdeutschland besonders markant zu sein (Hattermann et al. 2015). Dabei ist nach KLIWA 2009 in Zukunft auch mit einer Verlängerung der Trockenperioden im Spätsommer um +20 % bis über +50 % zu rechnen. Wie auch bereits von Hattermann et al. (2015) beschrieben, lässt sich eine systematische Veränderung derartiger Ereignisse aufgrund der Variabilität der Niederschlagssignale aber bislang nicht feststellen.

2.3.3 Schnee

Gletscher- und Schneeschmelze sorgen je nach Höhenlage vom zeitigen Frühjahr bis in den Frühsommer für einen Ausgleich der Niederschlags-Abflussbeziehungen, vor allem in Gewässern mit großen Einzugsgebieten (z. B. Rhein: Van Loon et al. 2014). Für die schmelzwasserbeeinflussten Fließgewässer und Einzugsgebiete spielt somit das zukünftig zu erwartende Wasserdargebot aus gespeicherten Schnee- und Eisvorkommen eine entscheidende Rolle. Die Klimaerwärmung wird die Anzahl der milden und somit eisfreien Winter erhöhen, wodurch in Fließgewässern in erster Linie das Abflussregime im Frühjahr betroffen sein wird. Die charakteristischen Schnee- und Gletscherschmelzen setzen im Jahresverlauf zeitiger ein mit einer entsprechenden Verschiebung der **Abflussspitze** zu einem früheren Zeitpunkt (Schneiderman et al. 2012). Es ist zu erwarten, dass die Auswirkungen dieser Regimeveränderungen künftig zunehmen werden (Huss et al. 2008). Beobachtbar sind diese Veränderungen beispielsweise schon für den Ammersee. Hier haben die Abflüsse aus dem

Einzugsgebiet des Ammersees v. a. durch die früher stattfindende Schneeschmelze im Frühjahr zugenommen und im Winter und Hochsommer abgenommen (Rippl 2011). Für den Bodensee ist eine ähnliche Verschiebung der saisonalen Zuflüsse zu erwarten, insb. durch die Abnahme des Einflusses der Schneeschmelze (IGKB 2015). Ein ähnliches Muster zeigt sich auch bei den Voralpen- und Alpenseen in Österreich. Nachtnebel & Stanzel (2010) gehen davon aus, dass der Abfluss in den alpinen Regionen eher zu- und in Voralpengebieten eher abnehmen wird, mit einer tendenziellen Verschiebung der Niedrigwasserperiode vom Herbst/Winter in den Spätsommer/Herbst.

Als klimatischer Rückkopplungseffekt ist zudem das erhöhte Abstrahlungsvermögen von Eisflächen gegenüber eintreffender UV- und Wärmestrahlung zu berücksichtigen. Schnee reflektiert aufgrund seiner charakteristischen Oberflächenalbedo mehr Strahlung als die umgebenden Landschaftsstrukturen. Geringere Schneebedeckung führt somit zu einer verstärkten Absorption der Strahlung, wobei auch der Höheneffekt eine Rolle spielt. Daneben ist die Strahlungsbilanz von der Bewölkungsintensität, der Konzentration von Aerosolen, Ozon und weiteren Luftmolekülen abhängig (u. a. Köpke et al. 2007, Blumthaler et al. 2004). Neben der reduzierten Eis- und Schneebedeckung wird die Klimaerwärmung demnach auch zu kürzeren Eis- und Schneebedeckungszeiten führen. Seen der nördlichen Hemisphäre zeigen dabei einen generellen Trend zu kürzerer Eisbedeckung; sowohl durch einen späteren Beginn der Eisbedeckung als auch durch ein früheres Abschmelzen des Eises (Magnusson et al. 2000), mit Ausnahme alpiner und meromiktischer Seen (Livingstone 2003, Vollmer et al. 2005).

Die Auswirkungen geringerer Eisbildung und Eisbedeckungszeiten sind zudem von der jeweiligen Seemorphologie abhängig. Die größten Auswirkungen werden für Seen mit jährlich nur kurzzeitiger Eisbedeckung erwartet. Flachseen im Tiefland besitzen beispielsweise meist eine sehr große Variabilität in der Eisbedeckung. Je nach Wintertemperaturen können sie komplett zufrieren oder ganz eisfrei sein. Für den Müggelsee prognostiziert das CO₂-Szenario B2 (SRES-Szenario, IPCC-Bericht 2001, Livingstone & Adrian 2009) eine Erhöhung der Anzahl der eisfreien Winter um 60 %. Große, tiefe Seen wie der Bodensee, oder der Ammersee sind nur sehr selten vollständig bzw. nur in flachen Bereichen eisbedeckt. Infolge der Klimaerwärmung wird sich hier die Eisbedeckung weiter reduzieren (Perroud & Goyette 2010). Die dauerhafte Eisbedeckung führt u. a. zu einer inversen thermischen Schichtung des Sees, je nach Schneelage auf dem Eis. Eine durch die geringere Schneebedeckung der Eisfläche verringerte Rückstrahlung (Albedo) kann sich das Wasser stärker erwärmen (Austin & Colman 2007). Durch Stürme können dünnere Eisschichten öfter aufgebrochen werden (Lepparanta 2010, vgl. Kap. 2.4).

2.4 Wind und Sturm

Sturmereignisse, wie Kyrill (2007), Otto (2011), Christian (2013), Xaver (2013), Xavier (2017) oder Friederike (2018) lassen mögliche Änderungen der Häufigkeit von schweren Stürmen in den letzten 15 Jahren vermuten. Global gesehen steigt die Wahrscheinlichkeit, dass extreme Stürme mit dem Klimawandel **häufiger** und **intensiver** werden (Beniston et al. 2007, Rockel & Woth 2007, Gastineau & Soden 2009), wenn auch mit erheblicher **regionaler Variabilität** (IPCC 2013). Die mittleren Winde über Deutschland zeigen weder bei den Langzeitbeobachtungen noch in den Zukunftsszenarien signifikante Trends (Kirillin 2010, Shatwell et al. 2019, DWD 2020b).

Neben großen Sturmfeldern können auch kleinere kurzzeitige Ereignisse mit extremen Windgeschwindigkeiten, wie Tornados oder Fallböen in Gewitterzellen, Auswirkungen auf Oberflächengewässer haben. Seen sind dabei besonders anfällig für diese kurzfristigen Sturmereignisse, da diese tief in die biogeochemischen Prozesse innerhalb eines

Seenökosystems eingreifen können, was langfristige Folgen für die Wasserqualität des Sees haben kann (Kasprzak et al. 2017). Daher ist ein umfassendes Verständnis der Auswirkungen extremer Wetterbedingungen auf Seeökosysteme notwendig (Zhu et al. 2014, Michalak 2016). Experimentelle Studien sind geeignet die Auswirkungen von extremen Wetterereignissen auf aquatische Ökosysteme z. B. von tiefen Seen zu untersuchen und biogeochemische Veränderungen direkt zu beobachten um die zu Grunde liegenden Mechanismen zu verstehen (Giling et al. 2017). Seen können bereits jetzt häufigen extremen Wetterereignissen ausgesetzt sein. Wenn diese Seen bereits gut an diese Wetterextreme angepasst sind, wird eine Zunahme von Sturmereignissen nur geringe Auswirkungen auf diese Gewässer haben (Jones et al. 2008 & 2009).

Untersuchungen für den Bodensee haben gezeigt, dass erhöhte Windgeschwindigkeiten im Sommer die vertikale Durchmischung und die Wärmeströme der Oberfläche beeinflussen und **höhere Tiefwassertemperaturen** verursachen (Wahl & Peeters 2014). Die windgetriebenen hydrodynamischen Prozesse des Bodensees sind jedoch nicht vollständig absehbar. Im sturmreichen Winter 1993/94 reichte die eingetragene Windenergie offensichtlich aus, um trotz höherer Lufttemperaturen die Wassersäule kräftig zu durchmischen (KLIWA 2007, Rossknecht et al. 2007). Ein wesentlicher Einfluss des Windes auf die winterliche Durchmischung konnte mit den langjährigen Messreihen jedoch nicht statistisch signifikant belegt werden. Daher ist anzunehmen, dass der **Windeinfluss** nur **selten den winterlichen Durchmischungsablauf** dominiert (vgl. Wahl 2015). Hinsichtlich der Tiefenwassererneuerung kommt dem Wind eine unterstützende, aber keine dominierende Rolle zu, mit Ausnahme seltener, überdurchschnittlich windstarker Wintermonate (Rossknecht et al. 2007). Im Bodensee zeigte auch die vertikale Mischintensität während des Frühlings eine hohe intra- und interjährliche Variabilität, da sie stark von einzelnen Windereignissen vor Eintritt einer stabilen Schichtung abhängt (Tirok & Gaedke 2006). Zahlreiche Modelle befassen sich schon mit dem Einfluss der Windverhältnisse auf die **Strömungen, Temperaturen** oder **internen Wellenbewegungen in Seen** (Güting & Hutter 1998, Duwe et al. 1999, Wang et al. 2001, Appt et al. 2004).

3 Abiotische und Biotische Auswirkungen von Klimaänderungen in Oberflächengewässern

3.1 Abiotische Klimawirkungen in Oberflächengewässern

Die durch Klimaänderungen hervorgerufenen Auswirkungen auf Oberflächengewässer wirken primär über das Boden-Pflanze-Atmosphären-System (Soil-Vegetation-Atmosphäre-System, SVAT) auf den Gebietswasserhaushalt (Schwarze et al. 2016). In Abhängigkeit der **Einzugsgebietsbeschaffenheit**, der **hydromorphologischen** Ausgangsbedingungen und **Nutzungsintensität** der Landoberflächen wirken sich die klimatisch induzierten Veränderungen zunächst auf den physikalisch-chemischen Zustand von Oberflächengewässern aus. Hieraus resultieren wiederum ein- und mehrdimensionale Stresssituationen für die charakteristische aquatische Biota in Fließgewässern und Seen. Die Verknüpfung von Einzugsgebiet und Flussökosystem folgt dabei einer komplexen Ursache-Wirkungs-Beziehung, in der das Abflussregime den Haupttreiber für **Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit, Wasserqualität, Sedimenttransport** sowie **Wasserverweilzeit** und **biophysikalische Umsetzungsprozesse** darstellt, und demnach in hohem Maße die Lebensraumbedingungen für aquatische Organismen bestimmt (Kiesel et al. 2019a).

Neben der Wassermenge und der morphologischen Ausstattung sind die Wassertemperatur und weitere physikalische Parameter prägende abiotische Faktoren in Oberflächengewässern, die in Abhängigkeit der Veränderungen der Lufttemperatur und der Niederschlagsverteilung beeinflusst werden (LAWA 2017a). Welche einzelnen physikalisch-chemischen Effekte in Oberflächengewässern durch Klimawandelprozesse hervorgerufen werden können und wie sich diese auf die biologischen Qualitätskomponenten potenziell auswirken, ist Gegenstand der folgenden Kapitel.

3.1.1 Auswirkungen veränderter Lufttemperaturen auf physikalische Parameter in Fließgewässern und Seen

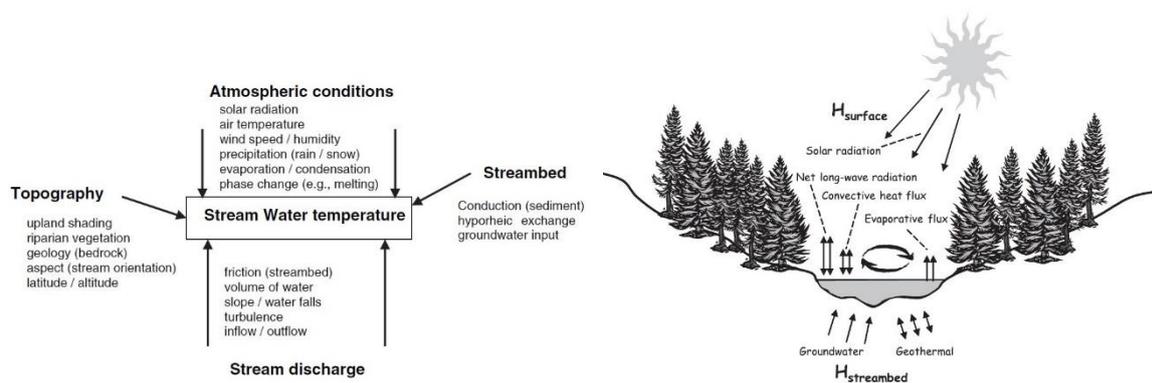
Die Lufttemperatur als klimatische Einflussgröße hat eine maßgebliche Auswirkung auf die Wassertemperatur und ggf. Schichtungsverhältnisse von Oberflächengewässern. Eine Temperaturerhöhung hat dabei einen direkten Einfluss auf die terrestrischen und aquatischen Ökosysteme über die funktionellen Regimes, die Produktion und Respiration. Die Wirkpfade können aber auch indirekt verlaufen, indem Nährstoffverfügbarkeit, Feuchteregime, Artengemeinschaften und deren Phänologie beeinflusst werden. Die Auswirkung der Erwärmung muss also im Kontext der Ökosystemfunktionen betrachtet werden. Insofern sind abiotische Klimawirkungen schwer von den biotischen zu trennen.

3.1.1.1 Fließgewässer

Die **atmosphärischen Bedingungen** gehören hierbei zu den wichtigsten Faktoren und sind maßgeblich verantwortlich für die Wärmeaustauschprozesse, die an der Wasseroberfläche stattfinden. Der Wärmestrom an der Grenzfläche Luft/Oberflächenwasser (H-Oberfläche; Caissie 2006, Abbildung 5) entsteht hauptsächlich durch den Energieaustausch zwischen: (i) **Sonnenstrahlung** oder **kurzwelliger Netto-Strahlung**; (ii) **langwelliger Netto-Strahlung**; (iii) Verdunstungswärmestrom und (iv) konvektiver Wärmeübertragung (Wärmestrom, der aus Temperaturunterschieden zwischen dem Fluss und der Atmosphäre hervorgerufen wird). Einen weiteren Zusammenhang mit der Lufttemperatur diskutierten bereits Meisner et al. (1988) am Beispiel der Grundwassertemperaturen und stellten fest, dass die Grundwassertemperatur signifikant mit der Lufttemperatur korreliert. Daher wird jede Erhöhung der Lufttemperatur

aufgrund des Klimawandels zu einer Erhöhung der Grundwassertemperatur und somit einen Beitrag zur Änderung der Lebensraumbedingungen für die aquatische Flora und Fauna leisten (Caissie 2006). Steigende Temperaturen führen zudem zu einer längeren Vegetationsperiode und einer höheren potenziellen Evapotranspiration, infolgedessen eine geringere Grundwasserneubildung erwartet werden kann. Darüber hinaus wird der frühere Frühlingsbeginn in der Zukunft die Grundwasserneubildungsperiode im Winter verkürzen (Huang et al. 2013). Auskunft über die aktuelle Dürresituation gibt beispielsweise der Dürremonitor des UFZ Leipzig (Marx et al. 2018). Die aktuelle Bodenfeuchte kann zudem über die Daten und Messreihen des DWD bezogen werden (Stationsgrafiken und Deutschlandkarte²).

Abbildung 5: Einflussgrößen und atmosphärische Prozesse bei der Entstehung von Wassertemperaturen



Quelle: Caissie (2006)

Bezüglich einer Langzeitentwicklung von Wassertemperaturen unter Berücksichtigung veränderlicher anthropogen hervorgerufener Randbedingungen und Einflussfaktoren wurden in der Vergangenheit bereits zahlreiche Feldstudien abgeschlossen. So führten beispielsweise Webb & Nobilis (1997) eine Langzeitstudie durch, in der sie Wassertemperaturdaten aus Nord- und Zentralösterreich im Zeitraum von 90 Jahren analysierten, aber keinen spezifischen Trend bei den Wassertemperaturen feststellen konnten. Im Gegensatz dazu zeigten Webb & Nobilis (1994) einen signifikanten Anstieg von 0,8 °C über einen ähnlichen Zeitraum in der Donau – führten den Anstieg jedoch hauptsächlich auf menschliche Aktivitäten zurück (Caissie 2006). Somit konnte gezeigt werden, dass die Wassertemperaturschwankungen sowohl **natürlich oder als Folge anthropogener Störungen** wie **thermische Verschmutzung, Entwaldung** oder dem **Klimawandel** hervorgerufen werden können (Vgl. Kap 4).

Angelehnt an die bereits beschriebenen Zusammenhänge wurden im Rahmen einer landesweiten Untersuchung des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Korrelationen zwischen der mittleren Wassertemperatur und der Lufttemperatur gefunden. Dabei zeigte „die Mehrzahl der Pegel einen parallelen Trend der Wasser- und Lufttemperaturen, d. h. die mittelfristigen Veränderungen der Wassertemperatur erfolgten annähernd um den gleichen Temperaturbetrag wie bei der Lufttemperatur.“ (LfULG 2011b: 21)

Für den Zeitraum bis 2041/60 wurde vom LfULG (2011b: 23) ein Anstieg der mittleren Wassertemperatur sächsischer Fließgewässer von bis zu 1,3 K berechnet. Da Wasser eine höhere spezifische Wärmekapazität hat als Luft, müsste für diese Erwärmung von Wasser vier Mal so viel Energie aufgewendet werden wie für die gleiche Menge an Luft. Für Deutschland können die höheren **Verdunstungsraten** durch eine stärkere Erhöhung der Lufttemperatur **im**

² https://www.dwd.de/DE/leistungen/bodenfeuchte_dl/bodenfeuchtedl.html

Süd-Osten (RCP8.5, Projektionszeitraum 2071-2100) bei einer gegenüber dem Nord-Westen kaum geringeren Verdunstung zu erheblich **geringeren spezifischen Abflüssen** führen, woraus eine potenziell höhere Anfälligkeit der Fließgewässer resultiert (vgl. Schmidt et al. 2011, LAWA 2017a).

Weitere Einflussfaktoren, die neben den atmosphärischen Bedingungen (v. a. Lufttemperatur) Auswirkungen auf die Wassertemperatur haben, lassen sich in drei Gruppen einteilen (i) **Topographie**; (ii) **Abfluss**; und (iii) **Gewässerbett** (vgl. Abbildung 2, Caissie 2006, Melcher et al. 2016). Dies hat zur Folge, dass die Intensität und Richtung von Temperaturtrends der Fließgewässer über große räumliche Skalen und Gewässertypen hinweg schwer zu verallgemeinern (Arvola et al. 2016) und eine dezidierte Untersuchung der jeweiligen **Wirkungsschwere** einzelner Einflussfaktoren durchzuführen ist, sowie **Rückkopplungserscheinungen** mit den atmosphärischen Bedingungen identifiziert werden müssen (vgl. Caissie 2006, Blöschl et al. 2007).

3.1.1.2 Seen

► Wassertemperatur

Eine Änderung der **Lufttemperatur** führt zu einer Veränderung der **Wassertemperatur** von Seen. Die Rate der Veränderung hängt grundlegend von der Morphometrie des Seebeckens (mittlere Tiefe, Oberfläche, größte Oberflächendimension) ab. Mit ansteigender **Lufttemperatur** und verlängerter **Sonnenscheindauer** wird das Wasser an der Oberfläche erwärmt. Wind und Auftriebsausgleich führen zur Verfrachtung von Wärme in die Tiefe. **Wind** erzeugt eine Strömung, deren Tiefenwirkung von Windgeschwindigkeit, Windlauflänge und der Wassertemperatur abhängt. Assoziierte Einflussgrößen sind **Solarstrahlung**, **Bewölkung** (Bedeckungsgrad) und **spezifische Feuchte**. Je wärmer das Oberflächenwassers wird, desto weniger tief kann die durch Wind verursachte Strömung einen Temperatúrausgleich mit dem kälteren Tiefenwasser herbeiführen. Im Sommer bleibt der Wärmeausgleich deshalb auch auf eine relativ gleich warme Oberflächenschicht (Epilimnion) beschränkt (Sommerschichtung). Darunter folgt eine Schicht mit steilem Temperaturgradienten (Metalimnion), durch die kaum Wärmeaustausch mit dem kalten Tiefenwasser (Hypolimnion, 4 °C in tiefen Seen) stattfindet. Dieser erfolgt erst wieder, wenn sich die Luft abkühlt und diese Abkühlung über Strömungen durch Wind und Auftriebsausgleich schließlich den gesamten Wasserkörper erreicht. Bei Abkühlung unter die 4 °C Marke kann sich eine inverse Temperaturschichtung ausbilden (Winterschichtung). Nach der Ausbildung und Dauer dieser Zirkulationsphasen bei homogen temperiertem Wasserkörper und der Schichtungsphasen unterscheidet man Polymixis – nur kurze Schichtungsphasen, Monomixis – nur Sommerschichtung, sowie Dimixis – Sommer- und Winterschichtung. Einer Sonderform ist die Meromixis, bei der das bodennahe Wasser nicht oder nur selten mitzirkuliert. Mit dem **Anstieg der Lufttemperatur**, je nach Szenario um durchschnittlich 0,1 K pro Dekade, zeigen alle Modell- oder Substitutionsstudien einen Anstieg der Oberflächenwassertemperatur und eine frühere und verlängerte Sommerschichtung (Fang & Stefan 2009, Didike et al. 2011, Butcher et al. 2015, Richardson et al. 2017, Bartosiewicz et al. 2019). Meist geht damit ein Rückgang der Hypolimniontemperatur einher, die in flachen Seen geringer als in tieferen ausfällt (Butcher et al. 2015, Nover et al. 2015, Flaim et al. 2016, Magee & Wu 2017). In sehr flachen und polymiktischen Seen kann die Hypolimniontemperatur aber auch ansteigen (Dibike et al. 2011, Bartosiewicz et al. 2019, Shatwell et al. 2019). Späteres Einsetzen von Winterreis, Winterschichtung und einen früheren Eisaufruch resümieren die Studien an Seen höherer Breiten und Höhenlagen (Fang & Stefan 2009, Dibike et al. 2011, Butcher et al. 2015).

► Sichttiefe

Der Wirkungspfad der Temperaturerhöhung wird entscheidend durch die Wassertransparenz, mit der Sichttiefe und der Dämpfung von Licht- und Wärmestrahlung beeinflusst. Rein abiotisch kann sich die Sichttiefe durch die Stofffracht oder durch Resuspension verändern. Eutrophierung und Verbraunung sind hauptsächlich biotische Prozesse, die zur Verringerung der Sichttiefe führen. Der Nährstoffeintrag in Seen (Düngung, Urbanisierung, Bevölkerungswachstum) und Nährstoffrücklösung aus reduzierten Sedimenten (Anoxia, Meromixis) hat die Eutrophierung vieler Seen zur Folge (Mazumder & Taylor 1994, Jones et al. 2005, Monteith et al. 2007, Caplanne & Laurion 2008, Dodds et al. 2009, Finstad et al. 2016). Eine Dominanz kleinzelliger, pigmentreicher Phytoplankter verringert die Sichttiefe weiter (Descy et al. 1994, Finkel 2001). Besonders in borealen Breiten wird die Wassertransparenz durch erhöhte Konzentration von gelöster organischer Substanz (Verbraunung) herabgesetzt (Monteith et al. 2007, Weyhenmeyer et al. 2016, Kritzberg 2017). Es handelt sich um gelöste Huminsäuren aus der seeinternen Produktion (Plankton, Makrophyten) oder eingetragen von Land-/Feuchtgebieten. Ursachen dafür sind:

- a) mit dem Klimawandel einhergehende erhöhte CO₂-Konzentrationen, **Temperatur** und **Niederschläge**, die die terrestrische Produktion erhöhen (Larsen et al. 2011, Laudon et al. 2012, Weyhenmeyer et al. 2016)
- b) Rückgang von atmosphärischem Schwefeleintrag und **Bodenversauerung** und dadurch erhöhte Mobilität von Organik (Ekström et al. 2011),
- c) Änderungen von **Landnutzung** (Aufforstung) und **Bodenbearbeitung** (Meyer-Jacob et al. 2015, Kritzberg 2017)

Für die Abnahme der Sichttiefe bei konstanter Temperatur wird eine Stabilisierung der vertikalen thermischen Schichtung und, als Folge, eine Abkühlung des Hypolimnions prognostiziert. Sie ist stärker in flachen und braunen Seen als in tiefen, klaren Seen.

► Leitfähigkeit

Seen mit erhöhtem Salzgehalt sind meist meromiktisch. In Deutschland gibt es einen einzigen Salzsee über einem Salzstock (Bad Windsheim, Franken).

► Thermisches Regime von Seen

Entscheidend für die saisonale Schichtung sind die Wärmeflüsse an der Seenoberfläche, die morphometrischen Parameter, wie die mittlere Tiefe, die Fläche, und die Wassertransparenz, die aus der Sichttiefe ermittelt werden kann.

Die morphometrischen Größen der meisten Seen sind bekannt. Diese Größen stehen auch für eine Reihe von Seen in Datenbanken zur Verfügung (World Lake Database³). Wenn nötig, kann die maximale Seedimension aus GIS-Daten und weiteren Datenbanken⁴ ermittelt werden. Eine gewisse Herausforderung ist die Ermittlung der mittleren Seetiefe, normalerweise der Quotient des Volumens und der Fläche des Sees. Hier besteht Monitoringbedarf.

Die für die Abschätzung der Wärmeflüsse benötigten Klimaparameter, wie Lufttemperatur, Windgeschwindigkeit, Globalstrahlung und Luftfeuchte werden in Echtzeit überwacht und sind in Form von Langzeitdaten oder Klimaszenarien verfügbar.

³ <http://wldb.ilec.or.jp> und <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/waterbase-lakes-10>

⁴ <https://www.geoportal.de/portal/main/> und <https://www.hydrosheds.org/pages/hydrolakes>

Die Wassertransparenz ist dagegen nur für einen begrenzten Anteil von Seen gemessen, und ein regelmäßiges Monitoring der Wassertransparenz (hauptsächlich in Form der Sichttiefe) wird nur in einzelnen Seen durchgeführt. Die Sichttiefe wird von einer komplexen Interaktion unterschiedlicher Faktoren, wie seeinterne Primärproduktion, Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet oder Verbraunung von Seen usw., bestimmt, und ist damit schwer modellierbar. Diese Information ist besonderes für die Mehrheit der relativ flachen Seen wichtig, in denen ein durch kleine Transparenzänderungen bestimmter Übergang zwischen einer regelmäßigen Durchmischung (Polymixis) und einer stabilen Sommerschichtung stattfinden kann (Kirillin 2010, Shatwell et al. 2016). Hier besteht Monitoringbedarf in kontinuierlicher Form, an kritischen Standorten (z. B. Seen im Bereich der kritischen Tiefe und Seen mit ausgeprägtem Klarwasserstadium) ist eine 14-tägige Messung notwendig.

In Entwicklung befindliche Algorithmen zur Ermittlung der Transparenz von Seen aus Fernerkundungsdaten können den Berechnungsaufwand minimieren. Datenlücken können auch mit Hilfe von Citizen-Science Projekten geschlossen werden, wie z. B. in Finnland (Weyhenmeyer et al. 2017)⁵, in Minnesota⁶, in Saskatchewan (Bos et al. 2019, initiiert vom Niederländischen Institut für Ökologie)⁷ oder im Zuge des italienisch-schweizerischen Projekts SMILE⁸.

3.1.2 Auswirkungen veränderter Niederschlagsverhältnisse auf physikalische Parameter in Fließgewässern und Seen

Die hydrologischen Kenngrößen von Oberflächengewässern sind primär abhängig von der raum-zeitlichen Verteilung der Niederschlags-Abflussgeschehnisse und den komplexen Vorgängen bei der Abflussbildung im Einzugsgebiet. Dazu gehören extreme Bedingungen wie **Überschwemmungen** und **Dürren**, die die Lebensraumbedingungen von Gewässerorganismen erheblich beeinflussen (Kiesel et al. 2019a). Im Folgenden werden dahingehend verschiedene Effekte beschrieben, die kurz- oder langfristig die Abfluss- und Wasserstandsbildung in Oberflächengewässern beeinflussen, um die Spannbreite möglicher Auswirkungen darzustellen und potenzielle Kaskadeneffekte zu verdeutlichen. Dabei wird insbesondere auf die Entwicklung extremer Wasserereignisse Bezug genommen. Vorweg zu nehmen ist, dass die Bandbreite der Zukunftsprojektionen dabei für kleine Einzugsgebiete erheblich breiter ist, wodurch es beispielsweise zu einer Trendumkehr für **Niedrigwasser** und **Hochwasser** insbesondere im Sommerhalbjahr kommen kann (Arvola et al. 2016, LAWA 2020b). Dies bedeutet, dass bislang keine eindeutigen Aussagen getroffen werden können, inwiefern sich langfristig eher trockenere Sommer mit ausgeprägten Niedrigwassersituationen einstellen, oder durch konvektive Ereignisse sommerliche Spitzenabflüsse in den kleinen Einzugsgebieten charakteristisch werden. Für mittlere Abflüsse in größeren Einzugsgebieten können gleichzeitig auftretende Folgen der Klimaveränderung zu gegenläufigen Auswirkungen führen, so beispielsweise bei Niederschlag und Verdunstung. Beobachtet werden konnten beispielsweise sinkende Abflüsse bei einem signifikanten Anstieg der mittleren jährlichen Niederschlagshöhen, was nur über die ebenfalls ansteigenden Temperaturen und die damit verbundenen höheren Verdunstungsraten erklärt werden kann (LANUV NRW 2016 in LAWA 2020b). Zudem zeigen aktuelle Simulationsergebnisse, dass die klimamodellbedingte Unsicherheit so groß ist, dass sie die Empfindlichkeit des hydrologischen Systems verdecken kann (Hattermann et al. 2018).

⁵ https://www.ymparisto.fi/en-US/Finnish_water_restoration_and_management_network

⁶ <https://www.pca.state.mn.us/water/citizen-monitoring-program-annual-summary>

⁷ <https://nioo.knaw.nl/en/world-water-monitoring-challenge>

⁸ <https://www.fondazione.politecnico.it/en/initiatives/connectivity-and-information/smile/>.

3.1.2.1 Fließgewässer

► Grundwasser und Bodenfeuchte

Die Beschaffenheit des Grundwassers ist sowohl für den Menschen und eine Vielzahl von Ökosystemen eine zentrale Lebensgrundlage. Die Grundwasserneubildung reagiert dabei sehr empfindlich auf bereits kleine Änderungen von Niederschlag und Temperatur, vor allem in den Tieflandregionen (Hattermann et al. 2004). In Abhängigkeit der geotopologischen Ausgangsbedingungen sowie anstehenden **Bodentypen** ist mit einer unterschiedlichen Reaktion der Oberflächengewässer auf extreme Grundwasserstände zu rechnen. Hinsichtlich der Größe von Grundwasserreservoirs und deren Beitrag zum Abfluss in Fließgewässern besteht immer noch Forschungsbedarf (Neupane & Kumar 2015).

► Abflüsse und Wasserstand

Hinsichtlich der allgemeinen Abflussverhältnisse für Fließgewässer ist zunächst festzuhalten, dass die Veränderungen des Gesamtabflusses durch Veränderungen des **Niederschlags** und der **Temperatur** sowie durch die regionalen Umweltbedingungen, wie z. B. die **Landnutzung**, bestimmt werden (z. B. Huang et al. 2013, Aguiar et al. 2018, Kiesel et al. 2019a). Das **Abflussverhalten** von Fließgewässern als hydrologische Kenngröße beeinflusst dabei in Abhängigkeit der Zu- und Abflüsse hauptsächlich die **Wärmekapazität** (Wasservolumen) und/oder die Kühlung durch Vermischung von Wasser aus verschiedenen Quellen, einschließlich des Wärmeaustauschs im Flussbett. Veränderungen des Abflussverhaltens (Erhöhung/Reduzierung) können somit auch für Änderungen der Wassertemperatur verantwortlich sein (vgl. Sinokrot & Gulliver 2000, Schindler 2001).

Die Folgen des Klimawandels lassen eher auf eine **Veränderung der jahreszeitlichen Verteilungen** der Abflüsse schließen, als auf eine generelle Veränderung der durchschnittlichen jährlichen Abflussmenge (z. B. Tu 2009), wobei Klimaänderungen eine dominierende Rolle bei der Beeinflussung des Abflusses und der **hydrologischen Extreme** spielen (z. B. Zhang et al. 2016). Studien wie von Herold et al. (2016) relativieren diese Aussage dahingehend, dass der Klimawandel zwar weiter maßgebend den Wasserhaushalt beeinflussen wird, demgegenüber aber in den dicht besiedelten Lebens- und Wirtschaftsräumen die sozioökonomische Entwicklung im Sinne eines „**urbanen Wasserhaushalts**“ eher prägend wirkt. Weitergehende Untersuchungen zeigen zudem, dass für die pluvial geprägten Mittelgebirgsflüsse mit einer Verstärkung der Ungleichverteilung zwischen den Monaten Dezember bis März und Juni bis September zu rechnen ist, da es durch die Klimaerwärmung zu einer Verschiebung der Schneeregime hin zu Regenregimen (Pluvialisierung) kommen kann (LAWA 2017a). Ficklin et al. (2014) beschreiben in diesem Zusammenhang den Einfluss der zukünftigen immer stärker abnehmenden **Schneebedeckung**, die zu einer erhöhten thermischen Empfindlichkeit von Fließgewässern in Regionen führen wird, die bisher bezogen auf die Wassertemperatur durch den kühlenden Effekt der als Schneeschmelze entstehenden Abflüsse gepuffert wurden. Andere hydrologische Komponenten, wie **Niederschlag**, **Oberflächenabfluss**, **lateralen Bodenwasserfluss** und **Grundwasserzufluss**, hängen wiederum von der ökoregionalen und saisonalen Besonderheiten ab, die ebenfalls in Wechselbeziehungen zu der Wassertemperatur in Fließgewässern stehen (vgl. Kap. 4).

Die Ergebnisse von Huang et al. (2010) zeigen, dass für die großen deutsche Einzugsgebiete der Gesamtabfluss in der zweiten Szenarioperiode 2051-2060 **im Sommer und Herbst** um 8-30 % niedriger wäre als im Referenzzeitraum, und der stärkste Rückgang für Saale, Donau und Neckar erwartet wird. In diesen Flüssen werden im Winter höhere Abflüsse erwartet, wobei der Anstieg für die Ems am signifikantesten ist (ca. 18 %). Die Unsicherheit der Auswirkungen, insbesondere

im Winter und bei hohen Wasserständen, bleibt nach Ansicht der Autoren jedoch hoch. Weiterführende Studien deuten darauf hin, dass für einige Flusseinzugsgebiete, insbesondere für das Rhein- und Donaeinzugsgebiet (Görgen et al. 2010, Gosling et al. 2017) robustere Rückschlüsse gezogen werden können, während in den anderen Flusseinzugsgebieten unterschiedliche Ergebnisse zu größerer Unsicherheit führen (z. B. Elbe, vgl. auch Hattermann et al. 2015, LAWA 2017a).

Görgen et al. (2010) ermitteln für das Rheineinzugsgebiet beispielsweise für die nähere Zukunft im Jahresdurchschnitt steigende Abflusstendenzen von bis zu +15 %, während für die fernere Zukunft hier keine eindeutigen Tendenzen zu erkennen sind, was mit gegenläufigen Veränderungen im Winter und Sommer in Zusammenhang gebracht wird. Deutlichere Trends werden von den Autoren für den hydrologischen Sommer und Winter gefunden. Der mittlere hydrologische Abfluss im Winter nimmt demnach in der nahen und fernen Zukunft tendenziell zu (0 % bis +25 %). Für den Sommer wird für die ferne Zukunft eine entgegengesetzte Tendenz festgestellt, d. h. ein Rückgang um 30 % bis 5 %. Relativierend muss erwähnt werden, dass bei der beschriebenen Untersuchung Morphohydrodynamik und Landbedeckungsmodelle nicht in die Modellkette integriert waren.

► Niedrigwasser

Niedrigwassersituationen werden anhand gewässerspezifischer Kenngrößen beschrieben und haben im Vergleich zu plötzlich auftretenden Hochwasserereignissen eine lange Witterungshistorie, bevor sie in Erscheinung treten. Als Ursachen sind langanhaltende **Trockenperioden** innerhalb eines Jahres, oder über mehrere Jahre zu nennen. Je nach **Gewässertyp** und Ausprägung der Trockenheit weisen Fließgewässer zudem eine variierende **Regenerationszeit** aus den Niedrigwasserphasen heraus auf. Die Abflüsse im Niedrigwasserbereich reagieren dabei teilweise sehr empfindlich auf wasserwirtschaftliche **Nutzungen** am Gewässer (LAWA 2017a). Fallen Gewässern vollständig trocken, so ist es wahrscheinlich, dass dieses Trockenfallen häufiger auftritt oder länger anhält und sich somit potenziell schädliche Auswirkungen auf die **Gewässerflora und -Fauna** ergeben (LAWA 2017a).

Bisherige Untersuchungen zur Entwicklung von Niedrigwasserabflüssen legen nahe, dass es insbesondere in der jüngeren Vergangenheit zum vermehrten Auftreten von Niedrigwasserereignissen kam. Für die Niedrigwasserabflüsse im KLIWA-Gebiet (Bayer, Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz) zeigt sich zum Stand 2016 beispielsweise eine geringe Mehrheit für einen zunehmenden Trend der jährlichen Niedrigstwasserabflüssen (ca. 60 %), wobei die ermittelten Veränderungen mehrheitlich nicht statistisch signifikant sind. Die Rückläufigkeit der Andauer der Niedrigwasserperioden deutet zudem auf eine leichte Entspannung der Niedrigwassersituationen hin, wobei auch hier lediglich die Hälfte der Trends statistisch signifikant ist (KLIWA 2016b). An dieser Stelle muss darauf hingewiesen werden, dass die z. T. extremen Niedrigwasserabflüsse der Jahre 2018, 2019 und 2020 noch nicht berücksichtigt wurden. Des Weiteren werden die Niedrigwasserabflüsse mitunter stark durch wasserwirtschaftliche Nutzungen überformt, wodurch klimatisch bedingte Veränderungen verstärkt, oder auch abgepuffert werden können (vgl. KLIWA 2016b).

Im Blickwinkel der prognostizierten Klimaveränderungen weisen Autoren wie Weigelhofer & Tritthart (2019) darauf hin, dass bereits heute ein Großteil des globalen Gewässernetzes zu den **intermittierenden**, also phasenweise trockenfallenden, Fließgewässern zu zählen ist. Hinsichtlich des Austrocknungsprozesses von Fließgewässern wechseln einander verschiedene **hydrologische Phasen** ab (Romani et al. 2017, Weigelhofer & Tritthart 2019). Demnach sind

Faktoren zu identifizieren, die sich positiv auf die Widerstandsfähigkeit gegenüber der jeweiligen Austrocknungsphase auswirken.

Durch die fortschreitende globale Erwärmung werden auch die Fließgewässer in gemäßigten Klimazonen zunehmend über längere Perioden trockenfallen. In Bezug auf die Prognostizierbarkeit von Niedrigwassersituationen anhand klimatischer Änderungssignale konstatieren Marx et al. (2018), dass es bislang nicht möglich ist Veränderungen von Niedrigwasserphasen zwischen 1,5 K und 2 K Erwärmung zu unterscheiden, weil (i) eine große **saisonale Variabilität** innerhalb der betrachteten Jahre existiert, die eine Unterscheidung statistischer Schätzungen periodengemittelter Änderungen für eine bestimmte Kombination von Globalen Zirkulationsmodellen (GCM) und Hydrologischen Modellen (HM) verhindert, und (ii) die Unsicherheit im Multi-Modell-Ensemble, ausgedrückt durch das Signal-Rausch-Verhältnis, zu groß ist. So konnten beispielsweise Bernsteinová et al. (2015) in den Untersuchungseinzugsgebieten in keinem der Sommermonate einen signifikanten Rückgang der relativen Niedrigwasserabflüsse feststellen. Zu ähnlichen Ergebnissen im makroskaligen Raumbezug kamen Autoren wie Roudier et al. (2016), die für die westdeutschen Regionen ebenfalls **keine signifikanten Veränderungen in der Niedrigwasserentwicklung** feststellen konnten. Aktuelle Untersuchungen, wie beispielsweise von Fangmann & Haberlandt (2019) ergaben, dass einige der meteorologischen Indizes, die für die Modelleingabe benötigt werden, von den Klimamodellen nicht vollständig reproduziert werden können. Als Haupttreiber für alle Niedrigwasser-Charakteristika konnten sowohl die modellierten Niederschlags- als auch **Evapotranspirationen** herausgestellt werden. An einigen Stationen scheinen zudem die **Temperaturindizes** für bestimmte Niedrigwasser-Kennzahlen relevant zu sein.

Studien, wie von Bormann & Pinter (2017) oder Lahaa et al. (2016), beschreiben, dass im Bereich der Alpen die Niedrigwasserabflüsse im Winter aufgrund des Temperaturanstieges deutlich zunehmen sollten und diese Aussage als relativ gesichert gilt, da ein temperaturbedingter Anstieg gut prognostizierbar ist. Weniger gesichert sind demgegenüber Aussagen für Tieflandregionen, da hier die Veränderungen des Niederschlags eine Rolle spielen, welche schwer prognostizierbar sind (Lahaa et al. 2016). Bormann & Pinter (2017) adressieren in ihrer Untersuchung zudem das **Einzugsgebietsmanagement** als Hauptverursacher für die erwarteten Niedrigwassertrends (vgl. Kap. 4). Wie bereits erwähnt reagieren auch die verschiedenen Fließgewässertypen unterschiedlich auf klimatischen Stresssituationen, wie Trockenheit und Dürre. Allgemein resultieren hieraus unterschiedliche, z. T. gegenläufige Prognosen, insbesondere in Abhängigkeit der **EZG-Größe** (LAWA 2017a). Kleinere Gewässer sind generell stärker gefährdet Niedrigwasser zu führen, oder auszutrocknen (LAWA 2017a, Weigelhofer & Tritthart 2019). Fangmann & Haberlandt (2019) betonen in ihrer Modellstudie, dass in der Regel sämtliche Wasserhaushaltsgrößen stark von der Einzugsgebietsgröße und der Reaktionszeit der Einzugsgebiete abhängen.

Als konkretes Beispiel zur Demonstration der verschiedenen Untersuchungsergebnisse soll das Einzugsgebiet des Rheins dienen. Hier beschreiben Studien wie von Görden et al. (2010), Gosling et al. (2017) oder Vetter et al. (2017) das Niedrigwasserverhalten in der nahen bis fernen Zukunft. Görden et al. (2010) sehen für die nahe Zukunft keine eindeutige Entwicklung, da die meisten Ensembles im Sommer keine klare Tendenz zeigen (zwischen +/-10 %) und die Niedrigwassersituation im Winter voraussichtlich sogar gemildert werden wird (0 % bis +15 %). Für die ferne Zukunft ist das Änderungssignal im Sommer stärker, mit einer Tendenz zu abnehmenden Niedrigwasserabflüssen (-25 % bis 0 %), während für den Winter kein klares Signal erkennbar ist – die Bandbreiten liegen hier hauptsächlich zwischen -5 % bis +20 %. Gosling et al. (2017) sprechen sich jedoch deutlich für ein erhöhtes Risiko bezüglich einer Abnahme der Niedrigwasserabflüsse aus, wobei die mittlere Änderung (95. Perzentil) von etwa -

11 % bei 2 °C auf -23 % bei 3 °C ansteigt. Die verwendeten Ensembles zeigen zudem deutlich, dass der Rhein für alle betrachteten hydrologischen Indikatoren eine starke Zunahme des Ausmaßes der Auswirkungen zwischen 1, 2 und 3 K Erwärmung verzeichnen konnte. Vetter et al. (2017) teilen diese Ansicht und interpretieren die Tendenz zur Abnahme der mittleren Abflüsse als gleichzeitige Abnahme der Niedrigwasserabflüsse im Rheineinzugsgebiet.

Bei der Abflussbildung spielt insbesondere in den Sommermonaten auch die **Verdunstung** eine entscheidende Rolle. So können in **bewaldeten Einzugsgebieten** etwa 60 - 95 % des gesamten Jahresniederschlags verdunsten oder von der Vegetation aufgenommen werden (Fletcher et al. 2013). In städtischen Einzugsgebieten wird die Verdunstung demgegenüber drastisch reduziert (Fletcher et al. 2013, Salvadore et al. 2015). Bei der Analyse von kurzen und intensiven Niederschlagsereignissen werden die Anteile der Verdunstung zudem oft vernachlässigt (Cui & Li 2006), wobei gerade an besonders heißen und strahlungsintensiven Tagen auf befestigten Oberflächen hohe Verdunstungsraten entstehen können (Cristiano et al. 2017).

Perspektivisch kann davon ausgegangen werden, dass aufgrund einer langfristigen Temperaturerhöhung es zu **mehr Evapotranspiration** kommen kann, was zusätzlich durch eine **abnehmende Schnee- und Eisbedeckung** begünstigt wird (Schädler 2010). Die Ermittlung der tatsächliche Evapotranspiration ist abhängig von komplexen und zum Teil situationsbedingten Wechselwirkungen im Wasserkreislauf und wird beispielsweise durch die tatsächliche **Wasserverfügbarkeit im Boden** eingeschränkt. Eine höhere Temperatur könnte somit zu einer noch geringeren tatsächlichen Evapotranspiration führen, wenn die Wasserverfügbarkeit bereits gering ist (Huang et al. 2013). Die tatsächliche Evapotranspiration wird höchstwahrscheinlich dennoch in den meisten Teilen Deutschlands zunehmen (Huang et al. 2010). Wie bereits ausgeführt weisen Autoren wie Hattermann et al. (2015) in ihren Untersuchungen darauf hin, dass hydrologische Prozesse sehr empfindlich auf die Änderungen des Klimas reagieren und die Auswirkungen einer allgemeinen **Zunahme der Niederschläge auch durch eine Zunahme der Evapotranspiration überkompensiert** werden könnten.

Untersuchungen in der Schweiz haben bereits gezeigt, dass in fast allen dortigen Einzugsgebieten während der vergangenen 110 Jahre die Verdunstung angestiegen ist (Hubacher & Schädler 2010). Mit der weiterhin zunehmenden Temperatur, teilweise auch mit den abnehmenden Schnee- und Eisflächen, wird die potenzielle Verdunstung weiter ansteigen (Schädler 2010). Diese und andere denkbare Rückkopplungseffekte haben letztlich auch Auswirkungen auf die Zusammensetzung und Anzahl von Gewässerorganismen, da höhere Verdunstungsraten potenziell weniger **Abflussleistung** in den Fließgewässern bedeuten, mehr atmosphärisches Wasser gleichzeitig auch die Niederschlagswahrscheinlichkeit erhöhen lässt. Aufgrund der komplexen Wechselwirkungen lässt sich diesbezüglich aber kein Trend hinsichtlich der Auswirkungen auf Oberflächengewässer abschätzen, zumal das Auftreten gegensätzlicher Extreme (Hochwasser, Sturzfluten) in Kombination mit Trockenheit und Niedrigwasser weitere Wirkmechanismen in Gang setzt, bei denen erhöhter Forschungsbedarf besteht.

► Hochwasser

Betrachtet man die Reihe schwerer Hochwasser der letzten hundert Jahre, von denen mehrere große Einzugsgebiete in Deutschland betroffen waren und die große Hochwasserschäden mit sich brachten, zeigt sich, dass Hochwasser immer noch eine der gefährlichsten Naturkatastrophen ist (Petrow & Merz 2009, Früh-Müller et al. 2015). Überschwemmungen entstehen nach längeren Niederschlagsperioden, kurzen intensiven Regenfällen auf gesättigten Böden, lokalen Extremniederschlägen durch Gewitter, Schneeschmelze oder einer Kombination aus Niederschlag und Schneeschmelze (Merz & Blöschl 2003, Kreibich et al. 2019). Dabei

existiert der explizite Schadensbegriff in der Natur selbst nicht, da Hochwasserereignisse natürliche Prozesse sind, die auch für die Auenökosysteme wichtige Austausch- und Umlagerungseffekte mit sich bringen (vgl. Plate & Merz 2001). Sie führen dann zu Schäden, wenn gegenüber Hochwasser vulnerable Objekte betroffen sind. Aufgrund dessen besteht die konventionelle Praxis der vergangenen Jahrzehnte darin, in gefährdeten Gebieten hydrotechnische Anlagen wie Schutzdeiche zu bauen, um verloren gegangene Ökosystemleistungen zu ersetzen (Nedkov & Burkhard 2012). Das Potenzial von Ökosystemen, die negativen Auswirkungen dieser Naturgefahren zu mindern, wird oft vernachlässigt (Stürck et al. 2014), wie auch die potenziellen Schäden an den Umweltgütern (z. B. Boden und Ökosysteme) selbst (vgl. Cammerer et al. 2012).

Petrow und Merz (2009) und Petrow et al. (2009) zeigten in diesem Kontext, dass die räumliche und saisonale Kohärenz der Trends der Hochwasserreihen in Deutschland darauf hindeutet, dass die beobachteten Veränderungen klimabedingt sind und mit Änderungen der atmosphärischen Zirkulationsmuster in Zusammenhang gebracht werden können. Dennoch relativieren Autoren wie Godina (2019) diese Zusammenhänge anhand der Aussage, dass die natürlichen Schwankungen des mittleren jährlichen Abflusses und der Hochwasserspitzen zwischen den Jahren größer als die Auswirkung des Klimawandels sind. Zu dieser Einschätzung kommen auch Blöschl et al. (2018), die anhand der Klimaprojektionen eine gewisse Zunahme der Hochwasser erwarten lassen, welche jedoch wesentlich kleiner sind als ihre natürlichen Schwankungen. Aufgrund der klimawandelbedingten Intensivierung des Wasserkreislaufs wird jedoch allgemein erwartet, dass die Hochwassergefahr in weiten Teilen der Welt steigen wird (Zhang et al. 2013, Lopez-Tarazon et al. 2019). Für die Entwicklung extremer Abflüsse kristallisieren sich jedoch für Europa keine eindeutigen nationalen oder großräumigeren Regionen heraus, die einen statistisch signifikanten Anstieg der Hochwasserabflüsse in den letzten Jahren aufweisen (Hall et al. 2014, Madsen et al. 2014), auch wenn einzelne Studien in Mitteleuropa bereits eine Tendenz zu zunehmenden großen Überschwemmungen feststellen konnten (Pinskwar et al. 2012, Kundzewicz et al. 2013). Dies liegt zum einen an der Komplexität der der Abflussbildungsprozesse, sowie an unterschiedlichen Beobachtungszeiträumen und Unterschieden in regionalen Klimamodellen, Emissionsszenarien und Multi-Realisierungen, die durch RCMs erzeugt werden (Huang et al. 2013, Hall et al. 2014).

Für das Bundesgebiet zeigen sich in Süd-, West- und Mitteldeutschland für die jährlichen Maximalhochwasser in 28 % der Einzugsgebiete steigende Tendenzen, insbesondere bei den Winterhochwassern in den Einzugsgebieten von Rhein, Weser und Donau (Petrow & Merz 2009). An Elbe und Oder nahm die Häufigkeit schwerer Winterhochwasser in den Jahren 1852-2002 ab, während bei den Hochwasserereignissen im Sommer kein Trend zu verzeichnen war (Mudelsee et al. 2003). Im KLIWA-Untersuchungsgebiet (Bayern, Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz) zeigt sich zum Stand 2016 der Trend zu steigenden Hochwasserabflüssen im Gesamtjahr für 69 % der Pegelmessstellen, wobei von der ermittelten Zunahme nur 40 bis 50 % statistisch signifikant sind (Betrachtungszeitraum 1932 bis 2015, KLIWA 2016a). Für die Alpenregion stellten Bard et al. (2012) einen zunehmenden Trend bei Frühjahrshochwassern im Zusammenhang mit der Schneeschmelze in den Jahren 1961-2005 fest. Die Schneeschmelzsaaison begann früher, und das Volumen und die Spitzenwerte der Schneeschmelzüberschwemmungen von Gletschern nahmen zu. Herauszustellen ist, dass es in den letzten zwei Jahrzehnten in Deutschland (und in den Nachbarländern) häufiger zu Hochwasserereignissen gekommen ist, von denen einige zu den schadenswirksamsten gehörten, die jemals registriert wurden. Dazu gehören die Hochwasserereignisse von 1993 und 1995 im Rheingebiet, die von 1997 und 2010 im Odereinzugsgebiet, die Hochwasser 2002 und 2006 an der Elbe, sowie die Ereignisse von 1999, 2001, 2002 und 2006 an der Donau (Huang et al. 2013) bzw. 2013 im Einzugsgebiet der Elbe und Donau.

Die im Rahmen von **Simulationen** entstehenden Bandbreiten von Abschätzungen der Änderungssignale extremer Hochwasser sind sehr groß und können je nach verwendeter Projektion und Verfahren sowie in Abhängigkeit von Region und Einzugsgebietsgröße im Bereich von +/-30 % liegen (LAWA 2017a). Bormann et al. (2011) identifizierten in diesem Zusammenhang für mehrere Flusspegel signifikant abnehmende spezifische Pegeltrends, z. B. Donau bei Ingolstadt, Elbe bei Magdeburg, Weser bei Intschede, und andere mit signifikant ansteigenden Trends, z. B. Elbe bei Dresden, Ems bei Greven, Fulda bei Grebenau, Leine bei Herrenhausen. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen auch Studien für Bayern und Baden-Württemberg (Hennegriff et al. 2006) und Sachsen-Anhalt (Hattermann et al. 2011) anhand derer ein Anstieg der Abflussspitzen prognostiziert, während in einigen Flüssen in Ostdeutschland ein Rückgang angegeben wird (Madsen et al. 2014). Vetter et al. (2017) beschreiben in Ihrer Studie für den Rhein für alle RCPs eine Tendenz zum Anstieg für hohe Abflüsse. Zu ähnlichen Ergebnissen kommen auch Görgen et al. (2010) und spezifizieren, dass für Raunheim (Main), Trier (Mosel), Köln und Lobith, insbesondere für die ferne Zukunft, insgesamt steigende Tendenzen prognostiziert werden. Die Bandbreiten der Szenarien und damit die (relativen) Unsicherheiten werden von der nahen zur fernen Zukunft hin größer. Darüber hinaus nehmen die Unsicherheiten (Bandbreiten) von MHQ bis HQ1000 zu. Für Pegel mit einem Abflussregime, das durch sommerliche Hochwasser gekennzeichnet ist, wie Basel, Maxau und Worms, können von Görgen et al. (2010) keine Schlussfolgerungen gezogen werden, da die Aussagekraft der extremen Abflussprojektionen begrenzt ist. Huang et al. (2015) zeigen, dass für die meisten deutschen Flüsse mit mittlerer Wahrscheinlichkeit eine Zunahme extremerer 50-jährige Hochwasser prognostiziert wird. Zu den mit hoher Sicherheit prognostizierten Veränderungen gehören ein zunehmender Trend von Überschwemmungen im Elbeeinzugsgebiet (Huang et al. 2015, Roudier et al. 2016) sowie den alpinen Flüssen in den Jahren 2021-2060 (Huang et al. 2015). Für die zukünftige Entwicklung der mittleren jährlichen Hochwasserabflüsse zeigen die Projektionen insbesondere für Rhein und Donau einen ansteigenden Trend. An Elbe, Weser und Ems ist ein grundsätzlich ähnliches Änderungsverhalten erkennbar, wenngleich die Unsicherheitsspanne etwas größer ist (LAWA 2020b, Nilson et al. 2020).

Hinsichtlich der zeitlichen Verschiebung im **Jahresverlauf** kommen eine Reihe von Untersuchungen zum Ergebnis, dass in Zukunft vermehrt mit zunehmenden Hochwasserabflüssen im Winter bzw. Spätwinter und Vorfrühling zu rechnen ist (Bernsteinová et al. 2015, LAWA 2017a).

In Bezug auf die Auswirkungen von Hochwasserereignissen ist die Bewertung potenzieller Schäden für die Gewässerflora und –Fauna nach wie vor schwierig, wenngleich Studien zur Empfindlichkeit von Biotoptypen gegenüber Überschwemmungen existieren (z. B. Bronstert 2004). Ursachen für ökologische Schäden reichen von Erosions- und Sedimentationsprozessen (z. B. Kolmatierung) über die hydrodynamische (Drift) und hydrostatische Einwirkung des Wassers selbst, bis hin Einträgen von Fremd- und Schadstoffen in die Überflutungsbereiche (Partikel und grobes Material, Geschwemmsel) (Kutschera 2008). Demnach ist zu überprüfen, inwiefern sich die prognostizierten Veränderungssignale hinsichtlich ihrer verstärkten Intensität und Auftretenswahrscheinlichkeit auf die Zönosen der Fließgewässer und Seen auswirken (vgl. Kap. 3.2).

► Sturzfluten

Eine **Sturzflut** ist ein spezifischer Hochwassertyp, der sowohl durch die **Andauer** des Ereignisses als auch durch seine **räumliche Ausdehnung** von anderen Typen zu unterscheiden ist. Grob wird häufig unterschieden zwischen „**pluvial floods**“ als Folge lokaler

Starkniederschläge mit Betonung der Abflussprozesse hin zu einem Gewässer und „**fluvial floods**“ als Hochwasser an mittleren und großen Fließgewässern und Betonung der Ausuferung und des Gewässers als primärer Quelle für das Wasser. Im deutschen Sprachgebrauch werden „pluvial floods“ u. a. als Pluvialfluten, Starkniederschlagshochwasser oder (lokale/urbane) Sturzfluten bezeichnet, wobei letzteres häufig eine gewisse Neigung im Einzugsgebiet impliziert, die zu hohen Fließgeschwindigkeiten führt, wobei das „stürzen“ sich auch einfach auf das plötzliche Auftreten der Überflutungen beziehen kann. Im Englischen werden Sturzfluten auch als „flash floods“ bezeichnet, also „blitzartig“ auftretende Überflutungen, wobei für deren Entstehung neben Starkniederschlägen auch andere Prozesse wie etwa Damnbrüche verantwortlich sein können. Die Bezeichnung „Pluvial flash floods“ ist hingegen eindeutig. Für die zeitliche Eingrenzung wird in der Regel ein Zeitraum von weniger als sechs Stunden herangezogen.

Primärer Auslöser für Sturzfluten sind lokale Starkregenereignisse kurzer Dauer (siehe Kap. 2.3.2), wie sie häufig im Zuge von Gewitterwetterlagen entstehen. Die Ausdehnung der betroffenen Gebiete ist durch die Größe der Gewitterzelle und deren Zugbahn/-geschwindigkeit bedingt und liegt typischerweise im Bereich von wenigen Quadratkilometern.

Da lokale Sturzfluten nahezu ausschließlich in **kleinen und mittleren Einzugsgebieten** ohne Pegelaufzeichnungen auftreten, existiert keine belastbare Datengrundlage für eine häufigkeitsstatistische Auswertung des beobachteten Sturzflutgeschehens in Deutschland. Exemplarisch wurden im Projekt „URBAS: Vorhersage und Management von Sturzfluten in urbanen Gebieten“ 590 Ereignisse zwischen 1974 und 2013 in einer Datenbank erfasst⁹. Häufig fehlen darin aber Angaben zu Menge und Dauer des auslösenden Niederschlagsereignisses. Informationen zu **Wasserständen** und **Fließgeschwindigkeit** sind extrem selten, wobei diese die eigentlichen Größen zur Einstufung der Ereignisse sind.

Aussagen zur Entwicklung des Sturzflutgeschehens in der Vergangenheit und in der Zukunft lassen sich daher nur über Informationen zur Starkniederschlagscharakteristik ableiten. Die LAWA (2017) äußert sich zu dieser Problematik wie folgt: „...eine Zunahme von Starkregenereignissen und damit eine Verschärfung der daraus resultierenden Risiken [ist] auch hinsichtlich lokaler Sturzfluten wahrscheinlich. Die Projektionen von seltenen Extremereignissen sind mit starken Unsicherheiten behaftet und zurzeit noch nicht hinreichend belastbar. Insoweit sind quantitative Aussagen zur Veränderung lokaler Sturzfluten nicht möglich.“ Qualitativ kann man über einen Analogieschluss auf eine Intensivierung des Sturzflutgeschehens schließen. Die zunehmende Erwärmung der Atmosphäre als robustes primäres Klimasignal erhöht die **Wasserdampfaufnahmefähigkeit** und das **Konvektionspotenzial** und schafft somit Bedingungen für häufigere oder intensivere Starkregenereignisse und die durch sie verursachten Sturzfluten. Regionale Studien zum Konvektionspotenzial und dessen Veränderung gibt es beispielsweise zu Thüringen (Brendel et al. 2014) oder aktuell laufend in Sachsen.

3.1.2.2 Seen

► Grundwasser und Bodenfeuchte

Je nach Höhenlage sind auch grundwassergespeiste Seen von der Klimaerwärmung betroffen. Topographisch höher gelegene Seen sind dabei anfällig gegenüber fehlenden Grundwassereinträgen durch trockenere Witterungsbedingungen. Es gibt derzeit wenige Untersuchungen, wie sich veränderte Grundwasserzutritte zu Seen auf die Wasserqualität oder

⁹ http://www.urbanesturzfluten.de/ereignisdb/ereignisse/ereignisse_view

deren Schichtung auswirken. Generell wird der Einfluss von Grundwasser auf die Wasser- und Stoffbilanz von größeren Seen meist als weniger bedeutsam eingeschätzt und wird daher oft vernachlässigt (Mischke et al. 2018).

► Niedrigwasser

Das Wasserstandsregime in Seen wird wesentlich durch das Klima, die Hydrologie und die Landnutzung beeinflusst. In vielen Teilen der Welt ist die intensive Landnutzung Ursache für sinkende Wasserstände in Seen (Haghighi & Klove 2013). Unter natürlichen Bedingungen können die Wasserstände von Seen über Zeiträume von wenigen Tagen bis zu mehreren Jahrzehnten Schwankungen unterliegen (u. a. Wang & Yin 2008, Cui et al. 2010), u. a. bedingt durch die **Topographie** und **Größe des Einzugsgebiets**, der **Gewässergröße**, der **Gewässermorphologie**, sowie des **Zu- und Abflussregimes** (Richter et al. 1997, Coops et al. 2003, Leira & Cantonati 2008.). Seen können daher sehr unterschiedlich auf schwankende Wasserstände reagieren, wobei physikalische Parameter, wie Wassertemperatur, Schichtungsverhalten, Retentionszeit, aber auch der Sauerstoffgehalt, sowie die Biota am meisten betroffen sind (Leira & Cantonati 2008, KLIWA 2015). Robertson und Rose (2011) haben gezeigt, dass schon geringe Änderungen der Hydrologie und des Wasserstandes den trophischen Zustand von geschichteten Seen negativ beeinflussen kann.

Durch das Auftreten von längeren Warmwetterperioden mit hohen Verdunstungsraten ist auch für Deutschland davon auszugehen, dass Standgewässer vermehrt von Niedrigwasserphasen betroffen sein werden. Übersteigen die Abfluss- und Verdunstungsraten die Zuflussraten, sind sinkende Wasserstände die Folge. Sinkende Grundwasserstände können ebenfalls Ursache für eine defizitäre Wasserbilanz sein (Lidscheid et al. 2015). Die Uferzone mit ihrer spezifischen Artenzusammensetzung, i. W. bestehend aus Hydrophyten, Makrophyten, benthischen Zooplankton und Fischen sind Verschiebungen in der Artenzusammensetzung zu erwarten, wobei die einzelnen Arten unterschiedlich gut an Wasserstandschwankungen angepasst sind (Dienst et al. 2008). In Abhängigkeit von Gewässergröße und Gewässertiefe können Seen infolge von längeren Trocken- und Hitzephasen teilweise bzw. komplett austrocknen (KLIWA 2012). Verlandungsprozesse werden dadurch gefördert. Diese Gefahr besteht vor allem für Flachseen und kleine Gewässer (KLIWA 2012). Sinkende Wasserstände von Seen wurden in den letzten Jahren in Teilen Deutschlands nachgewiesen, u. a. in Brandenburg (vgl. MLUK 2020) und Mecklenburg-Vorpommern (vgl. STALU 2020), wobei regional auch deutliche Unterschiede auftreten können.

► Hochwasser und Sturzfluten

Durch Hochwasserereignisse und Sturzfluten können sich die Zuflüsse in Seen erhöhen und vermehrt Sedimente, Nährstoffe, organisches Material und Pflanzenschutzmittel (PSM) in Gewässer eingetragen werden. Die Sedimenteinträge können durch Verlandungsprozesse und Nährstoffeinträge die Eutrophierung von Seen fördern. Substanzen wie PSM können die Wasserqualität beeinträchtigen. Hochwasserereignisse und Sturzfluten können das Schichtungs- und Durchmischungsverhalten von Seen beeinflussen und sauerstoffreiches Wasser in das Hypolimnion eintragen (Alavia 1986).

3.1.3 Auswirkungen auf die chemischen Parameter in Fließgewässern und Seen

Stoffkonzentrationen beeinflussen zentral die typspezifischen biogenen Steuerungsprozesse der Gewässerorganismen und sind somit für die Wasserqualität und den ökologischen Zustand der Wasserkörper entscheidend (Halle & Müller 2017). Das chemische Gleichgewicht gelöster Substanzen ist dabei abhängig von Temperatur- und Druckverhältnissen. In

Oberflächengewässern werden die Menge an gelösten Gasen, Salzen und organischen Stoffen, sowie die Schwebstoffkonzentration vor allem vom **Temperaturhaushalt** beeinflusst (Standartinger & Godina 2013, Halle & Müller 2017). Je geringer dabei die **Abflussmenge** oder der **Wasserstand** ist, desto mehr verringert sich zudem die Fähigkeit von Süßwasser, Schadstoffbelastungen zu tolerieren (Schindler 2001).

3.1.3.1 Fließgewässer

► Saprobie und Sauerstoffgehalt

Ähnlich wie die Wassertemperaturen reagiert auch der **Sauerstoffgehalt** in Fließgewässern in Abhängigkeit der Fließgeschwindigkeit, wodurch es z. B. in Bächen weniger schnell zu Sauerstoffdefiziten als in langsam fließenden Mittel- und Unterläufen größerer Fließgewässer kommt (vgl. LAWA 2017b). Dieses Zusammenspiel von Wassertemperatur und Sauerstoffgehalt folgt zudem der Regel von Van't Hoff, die besagt, dass sich die **biologische Aktivität bei jedem Anstieg der Wassertemperatur um 10 °C verdoppelt** und wird beispielsweise in Brown & Krygier (1967) diskutiert (vgl. Jungwirth et al. 2003, Caissie 2006). Der durch die Steigerung der biologischen Aktivität (Atmung) hervorgerufene Verbrauch an gelöstem Sauerstoff wird insbesondere dann problematisch, wenn dieser aufgrund hoher Wassertemperaturen bereits erschöpft ist (Caissie 2006), dies wird noch dadurch verstärkt, dass die Löslichkeit des Sauerstoffs im Wasser mit steigender Temperatur abnimmt. Der Sauerstoff-Sättigungswert beträgt bei 0 °C 14,6 mg/l, bei 10 °C 11,3 mg/l und sinkt bei 20 °C auf 9,1 mg/l ab (Weiss 1970). Melcher et al. (2013) beschreiben exemplarisch die sich damit verändernden Ansprüche von **Fischarten**. Diese benötigen gerade im warmen Wasser mehr Sauerstoff, um ihren Energiehaushalt im Gleichgewicht zu halten (Pörtner 2001). Hein et al. (2018) zeigten bereits am Beispiel der Elbmündung, dass die klimabedingte Abnahme des Gesamtabflusses und die damit verbundene Zunahme der **Phytoplanktonproduktion** aufgrund kritischer Sauerstoffverhältnisse im Fluss einen deutlichen Einfluss auf die Wasserqualität des Elbästuars haben wird (weitere Effekte vgl. Kap. 3.2.1)

► pH-Wert-Änderungen

Durch die Einleitung von sauer oder basisch reagierenden Stoffen wird der pH-Wert des Wassers beeinflusst, was wiederum Auswirkungen auf das Löslichkeitsprodukt anderer chemischer Parameter im Gewässer haben kann.

Salzgehalt

So ist beispielsweise die **Versalzung** von Oberflächengewässern mittlerweile ein globales Umweltproblem, das regional ein erhöhtes Risiko für Süßwasserorganismen darstellen kann (Le et al. 2019). Klima- und Landnutzungsänderungen können dabei den Transport von Ionen in Oberflächengewässer verstärken, so zum Beispiel den Eintrag von **Calcium-, Magnesium-, und Sulfat-Ionen**, die Bestandteile weit verbreiteter Düngemittel sind. Insbesondere bei **kleinen Gewässern** können hohe Verdunstungsraten bei gleichzeitig geringem Abfluss den Salzgehalt in kritische Bereiche treiben (vgl. LAWA 2017b). Le et al. (2019) zeigen in diesem Zusammenhang, dass neben der gegebenen Gesteinschemie und speziellen Bodeneigenschaften sowie der Vegetation vor allem die klimatischen Einflüsse maßgeblich für den Salzeintrag in Oberflächengewässer sind. Aufgrund der großmaßstäblichen raum-zeitlichen Zusammenhänge sind die Auswirkungen durch die lange Zeitspanne zwischen Ursache und Wirkung und vieler sich überschneidender Faktoren nur schwer oder gar nicht zu überprüfen (Blöschl et al. 2007).

Versauerung/Degradation

Die möglichen Folgen von erhöhtem atmosphärischem CO₂-Gehalt auf die Bedingungen im Wasser und die Organismen sind immer noch wenig untersucht. Bekannt sind z.B. eine reduzierte Nahrungsqualität von Phytoplankton, eine veränderte Planktongemeinschaft oder steigende Photosyntheseraten und Umverteilung von Makrophyten mit zunehmendem pCO₂. (Hasler et al. 2016).

Für kleine Bäche in kalkarmen Einzugsgebieten, d. h. mit wenig Pufferkapazität, stellen vor allem saure Niederschläge und Einträge nach Starkregenereignissen und Schneeschmelzen ein Risiko dar (Monteith et al. 2014). Für Quellregionen wird auch eine zu starke Bepflanzung mit Nadelgehölzen als mögliche Ursache für eine Versauerung angeführt (BUND 2018), allerdings ist dieser Effekt in der Literatur kontrovers diskutiert (Nilsson et al. 1982, Burgess-Conforti et al. 2019, Zhu et al. 2019). Mögliche Effekte einer (starken) Versauerung auf die Biota sind vor allem im Zusammenhang mit einer immer besser werdenden Luftqualität in den letzten 30 bis 40 Jahren untersucht (Baker et al. 2021), die auch bei der Beurteilung des Versauerungszustandes Eingang gefunden haben (Braukmann & Biss 2004). Für Makroinvertebraten zeigt sich dabei mit abnehmender Versauerung ein deutlich positiver Trend in Bezug auf Abundanz und Diversität (Baker et al. 2021).

► Nährstoffkonzentrationen

Direkte physikalisch-chemische Auswirkungen von Niedrigwasserereignissen sind vielschichtig und bedingen sich aufgrund diverser Wechselwirkungen gegenseitig. Bei sinkender Wassermenge und gleichbleibenden Stofffrachten steigen zunächst die **Nähr- und Schadstoffkonzentrationen** an. Im Zusammenspiel mit den sich schnell erhöhenden Wassertemperaturen in Niedrigwassersituationen entstehen **multiple Stresssituationen** für die **Gewässerorganismen** und **Auenvegetation** (v. a. in Kombination mit hohen Lufttemperaturen und langer Sonneneinstrahlung) (LAWA 2020a). Diese beschreiben z. B. Aguiar et al. (2018) anhand der **Merkmalsausprägung der Ufer** (Wuchsform, Samenmasse und Holzdichte) und der **Wasserverfügbarkeit**. So sind in trockenen Flüssen u. a. weniger vitale Baumkronen sowie eine niedrige spezifische Blattfläche von Uferarten unter Wassermangelbedingungen zu erkennen. Hinzu kommt der durch **Verstädterung** und der Ausweitung der **landwirtschaftlichen Produktion** erhöhte **Nähr- und Schadstoffeintrag** in den Wasserkreislauf, was ein zentrales Anliegen für das zukünftige Gewässermanagement darstellt (Paerl 2014). Insbesondere die damit in Verbindung stehenden **Eutrophierungsprozesse** von Fließgewässern und Seen führen zu einer Verschlechterung der Wasserqualität aufgrund von **Phytoplanktonblüten** (O'Neil et al. 2012) und sind auch im Blickwinkel einer nachhaltigen Sicherung der Lebensgrundlage Wasser zu vermeiden (zu weiteren verstärkenden Effekten siehe Kap. 4).

Phosphorverbindungen

Phosphorverbindungen sind **partikelgebunden**, das heißt sie werden insbesondere durch Sedimenteinträge in die Gewässer verfrachtet. George et al. (2004) haben gezeigt, dass die interannuelle Variation des **winterlichen Niederschlags** der Hauptfaktor für Veränderungen der Phosphatkonzentration im untersuchten Einzugsgebiet war. Bei geringen Winterniederschlägen wird offensichtlich ein Großteil des gelösten Phosphors adsorbiert, da das Wasser hauptsächlich durch die oberen Schichten des Bodens fließt.

Stickstoffverbindungen

Der Eintrag von Stickstoffverbindungen durch das flächendeckende Aufbringen von Düngemitteln in der **Landwirtschaft** ist vor allem für langsam fließenden Gewässern mit

Rückstau und zusätzlichen Entnahmen besonders kritisch hinsichtlich der chemischen Beschaffenheit zu beurteilen. Eine zusätzliche Konzentrationserhöhung der Nährstoffe infolge von fehlenden Niederschlägen in **Trockenperioden** und weiteren Landnutzungsänderungen kann enormen Stress für die Wasserorganismen bedeuten (vgl. Mehdi et al. 2015, LAWA 2017a). Dabei sind die Wirkungszusammenhänge gerade in landwirtschaftlich geprägten **Tieflandregionen** als besonders kritisch hervor zu heben, da hier neben dem Stoffeintrag der oftmals fehlende **Gewässerrandstreifen**, potenziell fehlende Vegetation und die sich dadurch erhöhenden Wassertemperaturen unter naturbedingt geringen **Fließgeschwindigkeiten** ein multiples Stressoren-Muster abbilden. Durch die flächige Akkumulation von Nährstoffen in den Sommermonaten ist im Spätherbst und in den Wintermonaten mit einer Erhöhung der Stickstofffrachten zu rechnen (Tu 2009). Die jeweiligen Anteile des Klimawandels oder der Landnutzungsänderungen, die zur Erhöhung der Stofffrachten in Oberflächengewässer führen können, sind in jedem Fall **regionalspezifisch** zu betrachten (vgl. Mehdi et al. 2015). Hieraus lassen sich wichtigste Maßnahmen gegen die **Eutrophierung** ableiten (KLIWA 2017).

Eutrophierung

Eutrophierung in Fließgewässern steht, wie auch in Seen, im Zusammenhang mit Phosphor- und Stickstoffeinträgen und wird dort detailliert beschrieben.

Kohlenstoffkonzentration und gelöste organische Stoffe

Bei fehlenden Niederschlägen und den daraus resultierenden **Niedrigwasserständen** kann es aufgrund der fehlenden Verdünnung zu erhöhten Kohlenstoffkonzentrationen in der Wassersäule kommen (Weigelhofer & Tritthart 2019). Die Veränderungen im **gelösten organischen Kohlenstoff** (DOC) sind nach Schindler (2001) vielleicht eine der wichtigsten Auswirkungen der Klimaerwärmung.

► Schadstoffe und Toxizität

Schindler (2001) postulierte, dass viele organische Schadstoffe, darunter PCBs, Dioxine, Pestizide und andere toxische Verbindungen, aufgrund ihrer Halbflüchtigkeit von kontaminierten Oberflächen bei höheren Umgebungstemperaturen leicht in die Atmosphäre reemittiert und an kühleren Standorten wieder abgelagert werden. Somit würden in Einzugsgebieten in hohen Breitengraden und Höhenlagen Schneedecken und Gletscher als wichtige „Senken“ für halbflüchtige Schadstoffe verbleiben (Schindler 2001). Als zusätzliche Belastungsquellen sind zu nennen:

- Ungefilterte Arzneimittelrückstände, insb. Unterhalb von Kläranlagen
- Einleitungen aus Misch- und Regenwasserkanalisationen (z. B. Reifenabrieb von Straßen)
- Naturbedingt erhöhte Konzentrationen von Schadstoffen (z. B. Arsen)

3.1.3.2 Seen

Ähnlich wie die physikalischen Parameter werden auch die chemischen Parameter in Standgewässern stark durch die saisonalen Prozesse des Schichtungs- und Durchmischungsregimes bestimmt.

► Sauerstoffgehalt

Der Sauerstoffgehalt eines Gewässers ist ein wichtiger Indikator der Gewässergüte und hat wesentlichen Einfluss auf die Biozönose. Sauerstoff wird bei der Photosynthese von Phytoplankton und Makrophyten im Wasser freigesetzt und wird durch die Respiration der

Organismen und Oxidationsprozesse verbraucht. Weitere Sauerstoffquelle ist der Austausch mit der Atmosphäre (Lampert & Sommer 1999). Die Sauerstoffkonzentration nimmt im Vertikalprofil des Sees außer bei Vollzirkulation meist mit der Tiefe ab, da die höchste Photosyntheserate überwiegend in Nähe der Oberfläche bei guter Lichtverfügbarkeit stattfindet (Lampert & Sommer 1999). Während der Durchmischungsphase wird der geringere Sauerstoffgehalt des Tiefenwassers wieder ausgeglichen (Adrian et al. 2016). Während der Schichtungsphase findet zwischen Hypolimnion und Epilimnion kein Austausch mehr statt und die Sauerstoffkonzentration kann bis zur vollständigen Zehrung im Hypolimnion abnehmen. Durch eine längere und stabilere Schichtung in Seen bis hin zur Meromixis wird sich dieser Effekt verstärken (u. a. Shatwell et al. 2013, Adrian et al. 2016). Anaerobe Bedingungen am Seegrund können Rücklösungsprozesse auslösen und eine interne Eutrophierung des Gewässers zur Folge haben (Selmečzy et a. 2018).

Wie bereits unter 3.1.3.1 für Fließgewässer beschrieben, nimmt die Löslichkeit des Sauerstoffs im Wasser mit steigender Temperatur ab. Der Sauerstoff-Sättigungswert beträgt bei 0 °C 14,6 mg/l, bei 10 °C 11,3 mg/l und sinkt bei 20 °C auf 9,1 mg/l ab (Weiss 1970). Dieser durch die Steigerung der Respiration der Organismen hervorgerufene Verbrauch an gelöstem Sauerstoff wird insbesondere dann problematisch, wenn dieser aufgrund hoher Wassertemperaturen bereits erschöpft ist (Caissie 2006). Fische benötigen gerade im warmen Wasser mehr Sauerstoff, um ihren Energiehaushalt im Gleichgewicht zu halten (Pörtner 2001, Melcher et al. 2013).

► pH-Wert-Änderungen und deren Effekte

Versauerung

Eine Versauerung durch steigende CO₂-Konzentrationen spielt bei Seen eine zu vernachlässigende Rolle. Ausnahme können Weichwasser-Seen mit sehr geringem Kalkgehalt sein, da sie nur über ein geringes Puffervermögen verfügen (Barrow et al. 2014). Mit der Zunahme von Hochwasser und Starkregenereignissen kann der erhöhte Eintrag von Sedimenten und toxischer Substanzen, durch stärkere Auswaschung des Bodens im Einzugsgebiet, ein erhöhtes Risiko der Versauerung von Gewässern darstellen (KLIWA 2014). Die Geologie des Einzugsgebietes beeinflusst den Kalkgehalt und damit das Puffervermögen des Gewässers gegenüber Versauerung.

Nährstoffkonzentrationen und deren Effekte

Die Produktivität (**Trophie**) eines Gewässers hängt von der Nährstoffverfügbarkeit ab (Lampert & Sommer 1999). Reynolds et al. (2002) und Padisák et al. (2009) fassen Phytoplankton-Taxa zu funktionellen Gruppen zusammen, wobei u. a. die spezifische Reaktion der Taxa auf die Steuerfaktoren Stickstoff und Phosphor ein Merkmal ist. Für die Nährstoffverfügbarkeit spielt das Einzugsgebiet eine besondere Rolle, wobei vor allem die **Landnutzung im Einzugsgebiet** direkt Menge und Art von Stoffeinträgen beeinflusst (LAWA 2014, Paerl 2014). Der Wechsel von Starkregen und längeren Trockenperioden kann zu hohen Einträgen an gelösten und partikulären Phosphor- und Stickstoff-Verbindungen in die Gewässer führen (Geller & Hupfer 2004). Die klimatische Erwärmung führt zu einer zunehmenden Empfindlichkeit von Seen gegenüber Nährstoffeinträge (Nixdorf et al. 2009).

Phosphorverbindungen

Phosphor (P) ist in den meisten limnischen Systemen der limitierende Faktor der Biomasseproduktion und damit der wichtigste Nährstoff. Während der Durchmischung des Wasserkörpers im Herbst und Frühjahr, in warmen Jahren ohne Winterstagnation auch im Winter, wird das Epilimnion mit Phosphor angereichert (Lampert & Sommer 1999). Starker

Regen erhöht den Anteil des Wassers, der die Seen direkt als Oberflächenabfluss erreicht und höhere Konzentrationen an gelöstem Phosphor enthält (George et al. 2004, Pettersson et al. 2010) und beeinflusst insbesondere Seen mit kurzer Wasserverweildauer (Pettersson et al. 2010).

Landwirtschaftlich genutzte Flächen können besonders hohe Phosphoreinträge verursachen. Dazu kommen Einträge aus der atmosphärischen Deposition und aus dem Grundwasser, wie Nixdorf et al. (2009) bei der Untersuchung von 20 Seen in der Scharmützelsee-Region (Brandenburg) feststellen konnten. Eine Reduzierung der Phosphorkonzentration hatte in **Flachseen** kaum bzw. nur mit **zeitlicher Verzögerung** Einfluss auf die Phytoplanktonbiomasse, wohin in **tiefen Seen** sprunghafte Verbesserungen der Trophie zu beobachten waren (Nixdorf et al. 2009). Interne Rücklösungsprozesse können jedoch wieder zu einer Erhöhung der Phosphorkonzentration führen (vgl. Kapitel „Interne Eutrophierung“).

Stickstoffverbindungen

Stickstoff (N) ist ein elementarer Baustein aller Lebewesen. Ein Übermaß an Stickstoff kann gravierende Auswirkungen auf Ökosysteme haben. Eine Überversorgung mit Stickstoff führt im Gewässer zu einer Steigerung der pflanzlichen Primärproduktion, ist jedoch von anderen wachstumsbegrenzenden Nährstoffen wie Phosphor abhängig (Lampert & Sommer 1999). Der Eintrag von Stickstoffverbindungen erfolgt hauptsächlich durch das flächendeckende Aufbringen von Düngemitteln in der Landwirtschaft. Stickstoffmangel hingegen kann Blüten stickstofffixierender Cyanobakterienarten fördern (Paerl 2014).

Eutrophierung

Die **Eutrophierung** hat direkten Einfluss auf den **trophischen Status** und damit auf die Biozönose und ist eine der wichtigsten Einflussfaktoren auf die **Gewässergüte** (u. a. Jeppesen et al. 2010, Shatwell et al. 2013, LAWA 2014, Adrian et al. 2016). Die Einflüsse von Eutrophierung und Klimawandel auf Seen sind sehr komplex und unterliegen Wechselwirkungen, die eine Unterscheidung in einzelne Faktoren häufig schwierig macht (Jeppesen et al. 2010, Adrian et al. 2016).

In **Flachseen** können besonders in trockenen und warmen Sommern Wassermengenprobleme, eine geringe Grundwasserneubildung und ein geringer Wasserzufluss aus dem **Einzugsgebiet** zu Problemen mit der Wassergüte aufgrund von Massenentwicklungen potenziell toxischer Cyanobakterien und Makrophyten führen (Nixdorf et al. 2009). Dazu kommen erhöhte Stoffeinträge aus dem Einzugsgebiet durch Hochwasser und Starkregenereignisse sowie **diffuse Stoffeinträge** insbesondere aus der **Landwirtschaft** (Nixdorf et al. 2009, Shatwell et al. 2013), welche neben einer **internen Eutrophierung** auch in **tiefen Seen** die Hauptbelastungsquellen darstellen (Nixdorf et al. 2009).

Interne Eutrophierung

Eine unzureichende vertikale Durchmischung oder eine infolge steigender Temperaturen mit längeren und stabileren Hitzeperioden im Sommer stabilere und längere Schichtungsperiode kann zu einer internen Eutrophierung eines Gewässers führen (Jensen & Andersen 1992, Wilhelm & Adrian 2008, Selmečzy et al. 2018). Durch Sauerstoffmangel im Hypolimnion kann es zur Rücklösung von Phosphor aus den Sedimenten kommen. Bei der Durchmischung des Wasserkörpers kommt es so zu einer Erhöhung der Phosphatkonzentration im Epilimnion, was zu einem verstärkten Phytoplanktonwachstum führt, so beobachtet im Stechlinsee (Selmečzy et al. 2018).

Kohlenstoffkonzentration und gelöste organische Stoffe

Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC: dissolved organic carbon) ist eine wichtige Energiequelle für Mikroorganismen (Lampert & Sommer 1999). Hohe Lufttemperaturen begünstigen den Kohlenstoffumsatz im Boden (Hongve et al. 2004) und Hochwasser und Starkregenereignisse können dadurch zu einem erhöhten Eintrag von DOC aus dem Einzugsgebiet in Gewässer führen (Schindler 2001), ebenso wie warme und niederschlagsreiche Winter (Adrian et al. 2016).

Siliziumkonzentration

Silikat ist ein essentieller Nährstoff für Diatomeen (Conley 2002), die vor allem während der Frühjahrsblüte in Seen auftreten können. Klimabedingte Temperaturerhöhungen im Frühjahr, kürzere Eisbedeckungszeiten und Veränderungen des Durchmischungsregimes beeinflussen Wachstum, Artenzusammensetzung und Sedimentation von Kieselalgen und somit Deposition und Rücklösung von Silizium im Sediment (Kienel et al. 2016). Die Siliziumzufuhr ist in vielen Flüssen konstant geblieben oder sogar gesunken, hauptsächlich durch Rückhalt von Silizium in Stauseen und Seen durch Eutrophierung und erhöhte Kieselalgenproduktion (Conley 2002, Ittekkot et al. 2006).

► Schadstoffe und Toxizität

Neben Sedimenten und organischem Material können Hochwasser- und Starkregenereignisse auch zu einem erhöhten Eintrag von Schadstoffen aus dem Einzugsgebiet in Seen führen (z. B. polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), aromatische Kohlenwasserstoffe (AKW), leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe (LHKW), Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel), sowie Nährstoffen (Schwoerbel & Brendelberger 2013), wobei die Verteilung wesentlich durch das Schichtungs- und Durchmischungsregime des Sees bestimmt werden (MacIntyre & Melack 1995).

3.2 Biotische Klimawirkungen in Oberflächengewässern

Aufgrund steigender Luft- und Wassertemperaturen sowie der Zunahme von extremen Wetterereignissen, wie intensive Niederschläge oder Stürme entstehen für Gewässerorganismen besondere Belastungssituationen. Die zu erwartenden biotischen Veränderungen aufgrund von **steigenden Temperaturen** unterscheiden sich grundlegend zwischen Seen und Fließgewässern, weshalb diese hier auch getrennt betrachtet werden.

Die Wassertemperatur beeinflusst die **Verteilung, Ökologie und Evolution** von Organismen (z. B. Standartinger & Godina 2013). Innerhalb der Seen wird zwischen Veränderungen im **Pelagial, Litoral** und **Benthos** mit ihren jeweils spezifischen biotischen Komponenten unterschieden. Temperatureffekte bei aquatischen Organismen werden dabei unterteilt in **letale Effekte, Kontrolleffekte** (wie beispielsweise die Beeinflussung von Wachstum, Metabolismus oder Fortpflanzung) sowie **direktive Effekte** (z. B. Veränderungen im Verhalten oder der Migration). Jede Art hat einen Temperaturbereich für **optimales Wachstum**, sowie einen thermischen **Toleranzbereich**.

Fische reagieren besonders sensibel auf Temperaturveränderungen (Caissie 2006, Dahlke et al. 2020). Die Intensität der Wirkung von klimatischen Veränderungen ist für die einzelnen Entwicklungsstadien der Fische unterschiedlich. Fischlarven und laichende Fische reagieren besonders sensitiv auf klimatische Veränderungen (Dahlke et al. 2020). Studien zeigen für Fische jedoch größere Unterschiede zwischen beobachteten und vorhergesagten Wachstumsraten, was darauf hindeutet, dass neben der Temperatur ein Wirkungsgefüge

multipler Stressoren wie **Wasserverschmutzung** oder **parasitäre Erkrankungen** als Ursache angeführt werden muss (Caissie 2006).

Anpassungsmöglichkeiten zur Optimierung der Gewässertemperatur stellt beispielsweise die an Gewässer angrenzende **Auen- und Ufervegetation** und deren **Beschattungswirkung** dar. Die saisonale Variabilität der Gewässerbeschattung hat dabei nicht nur einen Einfluss auf die Wassertemperatur, sondern auch auf andere strahlungsabhängige Prozesse, vor allem an kleinen und mittleren Fließgewässern (vgl. Stein 2018). Beispielsweise *„ist die Berücksichtigung einer variablen Gewässerbeschattung auch bei der Langzeitsimulation des Wachstums von photoautotrophen aquatischen Organismen (Makrophyten, Phytoplankton, Periphyton) und deren Stoffwechselprodukten, des Nährstoffhaushalts sowie der Photolyse organischer Wasserinhaltsstoffe anzuraten“* (Stein 2018).

Ein ökologisches Schadenspotenzial in Folge von **Hochwassereinwirkungen** entsteht daneben durch Erosions- und Sedimentationsprozesse, den Eintrag von Fremd- und Schadstoffen sowie die hydraulische und hydrostatische Einwirkung bzw. thermische Belastung des Wassers (vgl. bspw. Kutschera 2008). Weitere Folgen von Hochwasserereignissen, die Auswirkungen auf die Biota mit sich bringen sind die Verlangsamung des Anstiegs der Fließgeschwindigkeit mit zunehmendem Abfluss, eine Verringerung der Fließgeschwindigkeit bei bestimmten Hochwasserabflüssen und eine erhöhte Verfügbarkeit von Refugien mit geringer Tiefe und langsamer Geschwindigkeit in den Randbereichen des Gerinnes durch die Verbreiterung des Abflussprofils. Diese positiv zu bewertenden Änderungen werden somit Fischen und benthischen Wirbellosen helfen, Rückzugsgebiete zu finden und den Scherkräften zu entkommen, wodurch deren Abschwemmung bei Hochwasser verringert werden kann (Hajdukiewicz et al. 2016). Diese und weitere Auswirkungen auf Fließgewässer und Seen sind Bestandteil der folgenden Unterkapitel.

3.2.1 Fließgewässer

Wie sich Klimawandelfaktoren auf die biotischen Komponenten in Fließgewässerökosystemen auswirken werden, ist im Detail schwer abzuschätzen. Zwar sind nahezu alle biologischen Zustandsgrößen sowie die Produktivität von Fließgewässern zum Beispiel eng mit der **Wassertemperatur** verbunden, welche zentral die **Entwicklungs- und Wachstumsprozesse** von Organismen bestimmt, jedoch sind die spezifischen Auswirkungen einer erhöhten Wassertemperatur auf eine biologische Komponente abhängig von weiteren Faktoren, wie der Nährstoffverfügbarkeit, den trophischen Beziehungen, saisonalen Entwicklungen und fließgewässertypischen abiotischen Charakteristika.

3.2.1.1 Phytoplankton

Für die Biokomponente des Phytoplanktons in Fließgewässerökosystemen wird im Allgemeinen von einer Verbesserung der Lebensbedingungen im Zuge des Klimawandels ausgegangen (KLIWA 2015). Auswirkungen steigender **Luft- und Wassertemperaturen** wurden beispielsweise von Hein et al. (2018) für das Elbeeinzugsgebiet analysiert. Hier konnte gezeigt werden, dass ein verminderter **Abfluss**, der zu **verlängerten Retentionszeiten** in der Elbe führt, verstärktes **Phytoplanktonwachstum** generiert. Eine Erhöhung des Algenwachstums wird zum Beispiel auch aufgrund einer reduzierten Filtrierleistung von Muscheln bei erhöhten Temperaturen erwartet (KLIWA 2015). Die eher positiven Auswirkungen des Klimawandels auf das Phytoplankton bedeuten allerdings für die ökologische Beschaffenheit der Fließgewässer häufig eine Verschlechterung. So wurde bei Hein et al. (2018) gezeigt, dass die hohe Atmungsaktivität des Phytoplanktons während seines Zerfalls, der mikrobielle **Abbau dieser Biomasse durch heterotrophe Bakterien** und das Abweiden von Zooplankton zu starken

Sauerstoffdefiziten im Süßwasserabschnitt des Elbe-Ästuars geführt haben. Allerdings beschreiben Hein et al. (2018) auch, dass der Anstieg der Lufttemperatur und damit der Wassertemperatur u. U. auch einen umgekehrten Effekt haben kann: Der optimale Temperaturbereich für das Phytoplanktonwachstum wird in solch kritischen Sommersituationen seltener erreicht, wodurch die in das Ästuar eintretende Phytoplanktonbiomasse reduziert wird. Experimentell wurde diese Möglichkeit durch Sommer & Lengfellner (2008) bestätigt. Sie konnten zeigen, dass eine Temperaturerhöhung einen negativen Einfluss auf die Biomasse und die Zellgröße des Phytoplanktons hatte.

Für zukünftige Veränderungen sagen Modellrechnungen einheitlich eine Erhöhung von zum Beispiel der Chlorophyll-Konzentration voraus (KLIWA 2015). Bedingt werden diese verbesserten Bedingungen für das Phytoplankton durch geringere Abflüsse, erhöhte Temperaturen und Eutrophierungsprozesse.

Diatomeen

Für die Diatomeen in Fließgewässern liegen nur sehr wenige Literaturquellen vor, die mögliche Auswirkungen des Klimawandels beschreiben. Einen Hinweis auf Folgen des Klimawandels auf die Diatomeen könnte eine Beobachtung aus dem Trockenjahr 2003 liefern, in dem, vermutlich auch bedingt durch steigende Wassertemperaturen, eine starke Vermehrung von Diatomeen in Fließgewässern beobachtet wurde (BfG 2006). Ähnlich wie bei anderen Organismengruppen, wird auch bei den Diatomeen davon ausgegangen, dass besonders die kaltangepassten Arten vom Klimawandel betroffen sein werden. So konnte für die Gletscher-geprägten Flüsse der alpinen Region gezeigt werden, dass die Gattung *Diamesa*, im Normalfall sehr abundant (>75 %) bei Wassertemperaturen von unter 6 °C, mit Abschmelzen des Gletschers („glacier cover“ <30 %) und Wassertemperaturen über 6 °C von einwandernden gebietsfremden Arten stark verdrängt wird (Lencioni 2018). Auf kurze Sicht wird mit dem Abschmelzen der Gletscher die Alpha-Diversität und Dichte von Diatomeen in diesen Regionen stark zunehmen (Fell et al. 2018).

Während planktonische Kieselalgen relativ unempfindlich gegenüber direkten Temperaturänderungen zu sein scheinen, werden die Faktoren, von denen sie abhängig sind (Turbulenzen, Licht und Nährstoffe) letztlich vom Klima (Wetter) gesteuert (Anderson 2000).

3.2.1.2 Makrozoobenthos

Benthische Makroinvertebraten sind eine vielfältige Gruppe von Gewässerorganismen und bedeutsame **Indikatoren für die ökologische Beschaffenheit von Fließgewässern**. Artenreichtum, Diversität und der Anteil empfindlicher Taxa sind in urbanisierten Fließgewässern typischerweise geringer als an stärker bewaldeten Standorten (vgl. Halle et al. 2016, Schneid et al. 2017). In verschiedenen Studien wurde in diesem Kontext festgestellt, dass es Hinweise auf eine funktionelle Verbindung zwischen der **organischen Substanz des Waldes am Ufer** und den **Nahrungsressourcen** für Wirbellose gibt (vgl. Schneid et al. 2017). Weiterhin konnten negative Korrelationen der benthischen Diversität und der Empfindlichkeit/Intoleranz der Taxa mit der **maximalen Wassertemperatur** des Gewässers, der **organischen Substanz** und der **Häufigkeit von Hochwasserereignissen** gefunden werden (z. B. Melcher et al. 2015, Halle & Müller 2017), sowie positive Korrelationen mit der **maximalen Wassertiefe** in Zusammenhang gebracht werden. Interessanterweise war der Prozentsatz der Individuen, die zur Diapause fähig waren, positiv mit der Maximaltemperatur assoziiert. Das unterstützt die Annahme, dass extreme Temperaturen und die **Austrocknung** des Gewässers die benthische Diversität und Zusammensetzung beeinflussen (Mackie et al. 2013). Zudem hat die Etablierung einer wassersensiblen Stadtentwicklung in Forschung und Praxis an Aufmerksamkeit gewonnen, da bereits ein Anteil von wasserundurchlässiger Versiegelung von <10 % des

Einzugsgebietes mit Veränderungen in der Hydrologie und Physikochemie von Fließgewässern, sowie mit einer Verringerung des Artenreichtums verbunden ist (Schneid et al. 2017).

Als weitere bedeutsame Einflussfaktoren auf das Makrozoobenthos konnte von Melcher et al. (2016) die morphologische Beeinträchtigung herausgestellt werden. Folgt man den Ergebnissen, so sind als Schlüsselfaktoren dabei die **Land-Wasser-Übergangszone**, und hier insbesondere die **Ausprägung der Ufervegetation**, hervorzuheben. Im Querprofil werden aufgrund der beschattenden Wirkung der Vegetation Energieeinträge in das Gewässer und damit die Wassertemperaturmaxima reduziert (Melcher et al. 2016). Die Autoren ergänzen weiter, dass *„durch den Eintrag von Totholz aufgrund vorhandener Ufervegetation [...] zusätzlich die Habitatvielfalt eines Gewässers deutlich erhöht [wird] – neben abiotischen Substraten wie Kies oder Sand stellen sie organische Substrate für die Organismen zur Verfügung. Dies ist vor allem in Mittel- und Unterläufen von Gewässern von Bedeutung“* (Melcher et al. 2016).

Für bestimmte Organismen können somit **Habitate** anhand ihrer spezifischen **Eignung** klassifiziert werden, um beispielsweise die Auswirkungen besonders niedriger oder besonders hoher Abflüsse auf die Taxa zu vermindern (vgl. Halle et al. 2016, Kakouei et al. 2017). Studien wie von Kakouei et al. (2018) lassen beispielsweise vermuten, dass sich der Klimawandel am stärksten auf die **Niedrigwasserbedingungen** auswirken wird, die in der genannten Studie zu einem Rückgang der Abundanzen von Arten um bis zu -42 % führte. Die Kombination der Reaktionen aller Arten über alle Metriken hinweg deutete in der genannten Studie schließlich darauf hin, dass in 98 % der untersuchten Flussabschnitte in den projizierten Zeithorizonten die Reaktionen der Artenzusammensetzungen zunahmen und in einem Mittelgebirgsfluss (Kinzig) im Vergleich zu einem Tiefland-Einzugsgebiet (Treene) signifikant größer waren (Kakouei et al. 2018).

Bereits von Flourey et al. (2013) konnte ein mittlerer Temperaturanstieg von 0,9 °C in der Periode von 1999 bis 2008 im Vergleich zur Periode von 1979 bis 1988 und eine, in der gleichen Zeit stattfindende, Reduzierung des Abflusses um 80 m/s² nachgewiesen werden, was zu einem Verschwinden von Arten, die typisch für schnell fließende Flüsse sind, führte (*Chloroperlidae* und *Potamanthidae*). Diese Faktoren erklärten auch die Zunahme von Arten, die typisch für langsam fließende und stehende Gewässer sind, oder als invasive Arten einzustufen sind (*Corbicula sp.* und *Atyaephyra desmarestii*). Dieser Austausch in der Artengemeinschaft konnte durch eine **Reduzierung von Phosphateinträgen** im Zuge von Renaturierungsmaßnahmen um über 60 % vermindert werden (Flourey et al. 2013). Auch eine australische Studie zeigt diesbezüglich einen sehr ähnlichen Trend. Im Zeitraum von 1994 bis 2007 führte ein Anstieg in der **Luft- bzw. Wassertemperatur** von im Mittel circa 1 K, beziehungsweise 0,1 K, bei einer gleichzeitigen **Abnahme des jährlichen Abflusses**, von einer an kaltes Wasser und hohe Abflüsse angepassten Artengemeinschaft, zu einer an langsam fließende und wärmere Gewässer angepassten Gemeinschaft. Von 124 untersuchten Taxa zeigten dabei 33 einen signifikant positiven und 37 einen signifikant negativen Trend (Chessmann 2009). Modellierungsansätze zeigen, wie sich Verbreitungsgebiete von Arten verschieben könnten. Domisch et al. (2011) zeigten, dass sich, je nach Szenario (A2a oder B2a), das Verbreitungsgebiet vieler der untersuchten Arten im Mittel um 122 bzw. 83 Höhenmeter hinauf verschiebt. Häufig werden Einschränkung der Ausbreitungsgebiete für Kaltwasserarten und eine Erweiterung der Ausbreitung für Warmwasserarten projiziert (Domisch et al. 2011, Kakouei et al. 2018, Pound et al. 2021). Aus dem „Environmental Credit“ ist zu entnehmen, dass von 1991 bis 2011 trotz eines starken Anstiegs der Wassertemperatur die Makrozoobenthosgemeinschaft stabil bleibt, da der Stressor der Temperatur durch verbesserte Wasserqualität ausgeglichen wurde (Vaughan & Gotelli 2019).

Autoren wie Durance & Ormerod (2007) relativieren die direkten Zusammenhänge zwischen Temperatursteigerung und dem Vorhandensein von Makroinvertebraten-Gemeinschaften in regenwassergespeisten Flüssen und Kalk-Flüssen anhand einer unterschiedlichen Reaktion der Organismen auf steigende Temperaturen in den Jahren von 1989 bis 2007. Während die Gemeinschaft in regenwassergespeisten Flüssen kaum eine Veränderung zeigt, verändert sich die Gemeinschaft der Kalk-Flüsse deutlich. Allerdings ist die Veränderung nicht auf den Temperaturanstieg allein zurückzuführen. Veränderungen im Abflussregime und Reduzierung der Nährstoffeinträge haben zu einer Erhöhung der Abundanz bei vielen Arten geführt. Außerdem ist das Vorkommen von sensitiven Arten im Gewässer gestiegen, entgegen der Erwartungen bei „reinem“ Temperaturanstieg. Andere Faktoren, wie zum Beispiel die Versauerung, als der reine Temperaturanstieg beeinflussen die Artgemeinschaft daher deutlich nachhaltiger (Durance & Ormerod 2007).

Eine weitere Modellierungsarbeit soll exemplarisch darauf hinweisen, dass hohe **Nährstoffeinträge in Kombination mit sich erwärmenden Gewässern** besonders auf **kleinen räumlichen Skalen zu großen Veränderungen in der Artenvielfalt** führen werden. Entsprechende Analysen von Mantyka-Pringle et al. (2015) zeigten hierbei, dass vor allem die Bedeckung durch **Auenvegetation** und der Eintrag von Nährstoffen die Artenvielfalt beeinflusst haben. Die Wassertemperatur spielte erst nach diesen Faktoren eine wichtige Rolle. (Mantyka-Pringle et al. 2014). Weigelhofer & Tritthart (2019) konnten in ihrer Untersuchung von fünf perennierenden und fünf intermittierenden Bachabschnitten vor und während der Austrocknung die Wasserqualität sowie die Aktivität sedimentgebundener Mikroorganismen analysieren: *„Trotz der ausgedehnten Trockenphase zeigten sich keine signifikanten Unterschiede in der mikrobiellen Atmung, der Bakterienanzahl und den Enzymaktivitäten zwischen perennierenden und intermittierenden Abschnitten derselben Region. Wir nehmen an, dass eine starke **Beschattung** durch Ufergehölze sowie ein hoher **Feinsedimentanteil** dabei helfen, eine hohe Restfeuchte in den Sedimenten zu erhalten und somit die Wirkung von Austrocknung auf mikrobielle Prozesse zu reduzieren. Allerdings führten die abnehmenden Durchflüsse sowohl in intermittierenden als auch in perennierenden Bereichen zu starken Schwankungen in den **Nährstoffkonzentrationen**“* (Weigelhofer & Tritthart 2019).

Von Worthington et al. (2015) wurden ebenfalls im Hinblick auf die Wassertemperatur die Effekte einer **Warmwasser-Einleitung** auf die Makrozoobenthos-Artgemeinschaft untersucht. Die Autoren konnten nachweisen, dass selbst 2 Kilometer flussabwärts der Einleitung die Temperatur immer noch 4,5 °C über dem Normalwert lag. 500 Meter von der Einleitung entfernt gab es eine Reduktion in der Artenzahl des Makrozoobenthos, 2 km entfernt gab es keinen entsprechenden Effekt. Trotzdem waren die Abundanzen von Generalisten an den stark erwärmten Abschnitten deutlich erhöht (Worthington et al. 2015).

Während die Temperatur in den letzten 30 Jahren (1985-2014) um +0,9 °C anstieg, zeigte sich für einen kürzeren Untersuchungszeitraum (2000-2014) ein Rückgang um -0,18 °C, verbunden mit einer Verbesserung mehrerer Bewertungsmetriken, die als Erholung von den zuvor steigenden Temperaturen gewertet wird (Haubrock et al. 2020). Hier bieten sich Chancen, um die Auswirkungen der globalen Erwärmung abzuschwächen, z. B. durch das Pflanzen von Bäumen entlang der Flüsse oder die Beseitigung künstlicher Barrieren zur Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit, um einen Erwärmungseffekt zu minimieren.

3.2.1.3 Makrophyten

Für Makrophyten stellen beispielsweise Baattrup-Pedersen et al. (2018) fest, dass in **gewässernahen Bereichen** die taxonomische Vielfalt als Reaktion sowohl auf Dürre als auch auf Überschwemmungen zunächst abnahm (wenn auch nicht in allen Jahren signifikant) und

unter Dürrebedingungen stabil blieb, während sich der Rückgang unter Überflutungsbedingungen fortsetzte. In Bezug auf das Überdauern von Überflutungssituationen können Artengemeinschaften verschiedene **Überlebensstrategien** haben. So können beispielsweise viele Arten Triebe und Blattstiele verlängern, die es ihnen ermöglichen, flache, längere Überflutungen zu überleben. Baattrup-Pedersen et al. (2018) erwarten in diesem Zusammenhang, dass veränderte Niederschlagsmuster tiefgreifende Folgen für die Ufervegetation im gemäßigten Europa haben werden. Die Ufergebiete werden einen Verlust an **taxonomischer und funktioneller Vielfalt** und im Laufe der Zeit möglicherweise auch Veränderungen in den Reaktionen der **Lebensgemeinschaften** erfahren, die sich **kaskadenartig auf das Funktionieren der Ökosysteme** auswirken können. Plausibel erscheint, dass sich bei vermehrter Trockenheit trockenheitstolerante Pflanzen (einheimische oder fremde) durchsetzen würden (Aguiar et al. 2018).

3.2.1.4 Fische

Wie im Kapitel Seen schon beschrieben, wirkt sich das Temperaturregime auf alle Lebensstadien von Fischpopulationen aus und beeinflusst dabei unter anderem auch „*das Migrationsverhalten, die Entwicklung, das Laichen, die Fruchtbarkeit und das Wachstum sowie den Stoffwechsel, die Atmung und die Toleranz gegenüber Parasiten*“ (Melcher et al. 2013). Fische sind auch in Fließgewässern neben der räumlichen Ausdehnung und Beschaffenheit ihres Lebensraumes besonders von der **Wassertemperatur** abhängig, zumal die Wassertemperatur primären Einfluss auf die Entwicklung von Fischen in allen Lebensstadien hat (vgl. z. B. Caissie 2006). Effekte wie das Fischsterben verdeutlichen in den Morgenstunden nach besonders heißen Sommertagen besonders, dass anhand der Vitalität von Fischpopulationen die Auswirkungen des Klimawandels aufgezeigt werden können.

► Artenzusammensetzung und Fischregionen

Verschiedene Fischarten bevorzugen auch verschiedene Temperaturregime und Abschnitte entlang eines Fließgewässers, welche von typischen Fischgemeinschaften geprägt sind und als **Fischregionen** bezeichnet werden. Neben dem Temperaturregime, spielen allerdings auch der generelle **Fischbesatz** und die **geographische Lage** eine entscheidende Rolle für die Ausprägung von Fischzönosen (Caissie 2006). Fischregionen reichen von der höher gelegenen Forellenregion über die Äschenregion und Barbenregion bis hin zur Brachsenregion im Tiefland. Nach Melcher et al. (2013) zeigen Langzeitanalysen der letzten 30 Jahre vor allem in Gewässerabschnitten im Unterlauf von Seen eine Zunahme von wärmeliebenden Arten.

Für den Schweizer Alpenraum zeigen Untersuchungen des ÖBF (2007), dass die Wassertemperaturen in den Flüssen bis 2050 um ungefähr 2 °C gegenüber 1990 ansteigen werden (ProCLIM 2007). Als Folge werden die Lebensräume der Kaltwasserfische um 20 bis 25 % schrumpfen. Pilotstudien der BOKU-Meteorologie an Mur und Ybbs zeigen, dass für Österreich mit ähnlichen Größenordnungen zu rechnen ist (ÖBF 2007). Besonders bereits gefährdete Arten wie die Äsche (*Tymallus thymallus*) sind von den Temperaturzunahmen im Sommer stark betroffen, wodurch sich die Fischregionen nach flussaufwärts in Richtung Quelle bzw. Abschnitten mit niedrigeren Wassertemperaturen verlagern (Melcher et al. 2013, LAWA 2017b). In diesen „neuen“ Gebieten sind allerdings häufig anderen Faktoren, wie der geringere Abfluss oder eine gröbere Substratzusammensetzung, limitierende Faktoren (Melcher et al. 2016). Die Veränderungen für die Fischfauna sind daher nur schwer vorhersagbar.

Standhartinger & Godina (2013) weisen auf die Arbeit von Matulla et al. (2007) hin, welche beispielsweise eine mögliche Verschiebung der Fischregionen für die Mur in Richtung Oberlauf beschreiben, was die Habitatverfügbarkeit von Salmoniden wie den Huchen (*Hucho Hucho*) noch

stärker einschränken würde. Ein Anstieg der Wassertemperatur kann im Extremfall sogar aufgrund des vollständigen Verlusts geeigneter Lebensräume (Habitate) von kaltwasserliebenden Arten zu einem Verschwinden von einzelnen kälteliebenden Arten (Salmomiden) führen (Matulla et al. 2007). Von höheren Wassertemperaturen profitieren demgegenüber wärmeliebende Arten, wie z. B. karpfenartige (die Cypriniden). Melcher et al. (2013: 411) weisen ergänzend darauf hin, dass *“die Temperaturansprüche der Leitfischarten Bachforelle und Äsche [...] eine nähere Betrachtung [erfordern], da deren Lebensräume durch die Auswirkungen des Klimawandels besonders stark betroffen sind und sein werden. Die bevorzugten Habitate der Bachforelle befinden sich in den Oberläufen, die sich durch hohe Fließgeschwindigkeiten, Sauerstoffreichtum und kühle Sommertemperaturen auszeichnen. Junge Bachforellen bevorzugen schnell durchströmte, gut strukturierte Habitate,...”*

Kiesel et al. (2019a) beschreiben in diesem Kontext den Effekt, dass die Auswirkungen des sich ändernden Abflusses auf die hydraulischen Kenngrößen und ausgewählte Fischhabitate im Herbst am stärksten ausgeprägt sind, wodurch in dieser Zeit die Habitateignung voraussichtlich deutlich abnehmen wird. *„Weitere direkte Reaktionen auf ansteigende Wassertemperaturen und deren Folgen können die Verschiebung von Wander- und Laichzeiten, Abwanderung von gewässerspezifischen Arten oder Störungen in der Nahrungskette sein“* (LAWA 2017a). Andere Autoren weisen darauf hin, dass **Klimawandel** und **Landnutzungswandel** antagonistische Effekte zeigen könnten und demzufolge der Artenreichtum, zumindest kurzzeitig, steigen kann (Radinger et al. 2015). Diese Problematik greifen Autoren, wie Isaak et al. (2010) auf und weisen darauf hin, dass mehr Arbeit erforderlich ist, um Vorhersagen auf der Grundlage thermischer Effekte zu verfeinern. Nur so kann ein besseres Verständnis über die Mechanismen erreicht werden, die mit biologischen Reaktionen, Klimaauswirkungen auf Habitateigenschaften und Lebensraumkonstellationen etabliert werden, wodurch die Resilienz der Lebensgemeinschaften erhöht werden kann.

► Veränderungen der Habitate und Demographie

“Auch für die Eignung von Habitaten in den verschiedenen Lebensstadien der Fische ist die Wassertemperatur eine zentrale Einflussgröße. Sie bestimmt neben dem Wachstum der Salmoniden den Zeitpunkt der Fischbewegung und des Auftauchens” (Caissie 2006). Zudem sind die thermischen Habitatbedingungen in Rückzugsorten bedeutsam sofern sie im Rahmen des tolerierbaren **physiologischen Temperaturbereichs** (subletal und letal) liegen und geeignete **Akklimatisierungstemperaturen** aufweisen (Caissie 2006). Einzelne Studien haben hierbei gezeigt, dass hohe Wassertemperaturen zwar nicht immer tödlich sind, aber einen Einfluss auf die Entwicklung **juvener Salmoniden** haben können (Lund et al. 2002). Lund et al. (2002) untersuchten beispielsweise Biomarker für Temperaturstress bei juvenilen Salmoniden, die sowohl im Labor als auch in der freien Natur hohen Temperaturen ausgesetzt waren, und stellten Proteinschäden fest, wenn der Stress länger andauerte. Adulte Fische bevorzugen zudem tiefere Stellen (Melcher et al. 2013). Eine erhöhte Wassertemperatur kann u. a. das Wachstum und die Entwicklung der Fische derartig beeinflussen, dass es zu einer früheren Abwärtsbewegung der Fische um bis zu 6 Wochen kommt (Holtby 1988). Die Wassertemperatur beeinflusst zudem die Lebensraumbedingungen der Fische innerhalb des Fließgewässersubstrats. Im Vergleich zu den Oberflächenwassertemperaturen sind die Temperaturen im Kies innerhalb des Substrats im Sommer tendenziell niedriger und im Winter höher (Caissie & Giberson 2003). Diese Temperaturen beeinflussen nicht nur das **Insektenwachstum**, sondern auch die Entwicklung von **Salmonideneiern**.

Als konkretes Beispiel soll in Bezug auf die Temperaturschwankungen und –Spannbreiten die Analyse der Bachforelle von Melcher et al. (2013) dienen: *„Die Fortpflanzung der Bachforelle*

findet in einem Temperaturbereich von 1 bis 10 °C statt. Die Eientwicklung erfolgt zwischen 1 und 13 °C. Mortalitätsraten nehmen allerdings zu, wenn die Temperatur 7 °C unterschreitet und 12 °C überschreitet (Küttel et al. 2002). Juvenile bevorzugen einen Temperaturbereich von 8 bis 13 °C und Adulte einen Bereich von 4 bis 19 °C. Ober- und unterhalb dieses Spektrums gelegene Temperaturen verursachen bei der Bachforelle Stress. Dieser äußert sich in einer geringeren Wachstumsrate sowie einer reduzierten Nahrungsaufnahme und Reproduktion, und kann schließlich zum Tod führen (Burkhardt-Holm 2009; Hari et al. 2006).“ Dieses Beispiel verdeutlicht die hohe Sensitivität dieser Art auf Temperaturschwankungen oder Überschreitungen von Maximalwerten, wobei diese jeweils von den verschiedenen Entwicklungsstadien abhängt.

► Änderungen bestimmter Lebensstrategien

In Fließgewässersystemen werden „...nicht nur die Verteilung der Organismen, sondern auch die Prozesse der Paarung, Eiablage und Larvenentwicklung werden in hohem Maße von der Wassertemperatur gesteuert.“ (Standartinger & Godina 2013). Auch **Frühjahrswanderungen** mehrerer anadromer Fischarten finden früher statt, wodurch dieser Zeitpunkt auch als Indikator für klimatische Veränderungen verwendet werden kann (Adrian et al. 2009).

Salmoniden aggregieren innerhalb kleiner, aber kälterer Rückzugsräume oder ziehen bei Hochtemperaturereignissen in Kaltwasserzuflüsse. Zudem konnte das Vorhandensein kälteliebender Arten, wie Forellen, in einem geothermisch künstlich erwärmten Gewässer damit begründet werden, dass die Fische Kaltwasserzuflüsse als Zufluchtsorte nutzen konnten (Caissie 2006). Allgemein gesprochen weist Schindler (2001) darauf hin, dass die Möglichkeit besteht, dass in **Bergregionen** durch die Erwärmung montaner Regionen ein hoher Anteil der Bäche für einheimische Fischarten zu warm werden wird, und diese sich in zunehmend isolierte, hochgelegene Quellgebiete zurückziehen werden.

3.2.2 Seen

Die Wechselwirkungen zwischen Klimawandelfaktoren und Biota in Seen sind komplex da diese auch von anderen Faktoren wie **Ressourcenverfügbarkeit, Individuendichte, Konkurrenz- und Fraßbeziehungen** beeinflusst werden, welche die Häufigkeit, Verteilung und Größe der Biota stark beeinflussen (Adrian et al. 2009). Die einzelnen Arten reagieren sehr spezifisch auf Veränderungen im Ökosystem und mit einer großen **Variationsbreite** zwischen den verschiedenen Ökosystemen (Baines et al. 2000, Adrian et al. 2006). Trotzdem lassen sich verbreitete Reaktionen und Mechanismen von Organismen in Seen auf klimabedingte Veränderungen identifizieren (Adrian et al. 2009).

3.2.2.1 Parameter des Pelagial

► Phytoplankton

Phytoplankton-Taxa reagieren in ihrer Biomasse und Artenzusammensetzung empfindlich auf Veränderungen der physikalischen, chemischen und biologischen Parameter und werden daher als Bioindikatoren in aquatischen Ökosystemen verwendet (Dokulil 2003, Reynolds 2006, Järvinen et al. 2012, Riedmüller et al. 2013, Mischke et al. 2015). In Süßwasserökosystemen wird die Biomasse und Zusammensetzung des Phytoplanktons verwendet, um die Eutrophierung anzuzeigen und zu bewerten (Carvalho et al. 2012, Riedmüller et al. 2013, Mischke et al. 2015). Phytoplankton wird somit europaweit für die Bestimmung des ökologischen Zustandes von Seen im Rahmen der EG-WRRL genutzt. Phytoplankton reagiert schnell auf Veränderungen der thermalen Struktur von Seen und ist daher auch ein Indikator für klimabedingte Veränderungen (Adrian et al. 2009).

Steigende Temperaturen beschleunigen bei ausreichender Ressourcenverfügbarkeit im Allgemeinen das Wachstum und die Entwicklung einzelner Organismen, obwohl Änderungen der absoluten Abundanzen tendenziell artspezifisch sind (Adrian et al. 2006, Reist et al. 2006, Blenckner et al. 2007). Die Dauer der Wachstumsphase des Phytoplanktons wird in den meisten Seen von der Dauer der **thermischen Schichtung** bestimmt. Die Frühjahrsblüte beginnt meist mit der erneuten Verfügbarkeit von Nährstoffen im Epilimnion in Kombination mit einer ausreichenden Lichtverfügbarkeit (Lampert & Sommer 1999). Im Verlauf des Sommers kommt es zu einer Sukzession der Phytoplanktongemeinschaft. Die Frühjahrsblüte wird meist von den Silizium-verbrauchenden Diatomeen dominiert, welche nach der Zehrung des Silikats von Phosphor-limitierten Arten abgelöst werden. Durch die Klimaerwärmung wird es Änderungen der **Entwicklungszyklen** und der **zeitlichen Abfolge der Phytoplankton-Sukzession** sowie der Zusammensetzung des Phytoplanktons geben, die z. T. schon heute nachweisbar sind. Eine geringere **Eis- und Schneebedeckung** im Winter beeinflusst die Phytoplanktonzusammensetzung und Biomasse der überwinternden Arten (Townsend et al. 1994). Beginn und Länge der **Vegetationsperiode** verändert sich mit der früher auftretenden stabilen thermischen Schichtung, was zu einer früheren Frühjahrsblüte führt (Peeters et al. 2007). Veränderungen der Durchmischungstiefe des Epilimnions und somit der Temperatur und Lichtverfügbarkeit beeinflussen phänologische Ereignisse wie die Frühjahrsblüte und das Klarwasserstadium (Berger et al. 2007 & 2010). Zeitpunkt und Stärke der Vollzirkulation haben ebenfalls einen wesentlichen Einfluss auf die Frühjahrsblüte des Phytoplanktons (Salmaso et al. 2013, Noges et al. 2010), klimabedingt wird künftig eine spätere und schwächere Vollzirkulation bzw. eine unvollständige Durchmischung durch mildere Winter erwartet. Für den Bodensee wird bei Modelluntersuchungen für ein um 4 °C erhöhtes Lufttemperaturszenario (IPCC-Szenario für 2081-2100) von einer um etwa drei Wochen früheren Phytoplanktonblüte ausgegangen. Eine bis in den Herbst verlängerte Wachstumsperiode kann sogar eine dritte Phytoplanktonblüte zur Folge haben (Schlabing et al. 2014). Die Änderung des Durchmischungs- und Schichtungsregimes hat tiefgreifende Folgen für Seenökosysteme. Längere und stabilere Schichtungsperioden können zu einer internen Eutrophierung führen, speziell wenn es dadurch zu anoxischen Zuständen im Hypolimnion und somit zu erhöhter Phosphorrücklösung aus dem Sediment kommt (Jensen & Andersen 1992, Wilhelm & Adrian 2008, Selmecky 2018).

Infolge höherer Temperaturen und somit stabilerer vertikaler Schichtung kann es zu Verschiebungen in der Artenzusammensetzung des Phytoplanktons kommen, insbesondere von Taxa, die empfindlich auf Temperaturveränderungen reagieren wie Cyanobakterien, Diatomeen und Flagellaten (Strecker et al. 2004, Winder & Hunter 2008). Die einzelnen taxonomischen Gruppen reagieren unterschiedlich sensitiv auf Temperaturveränderungen und Veränderungen des Durchmischungsregimes und eignen sich deshalb als Indikatoren für klimabedingte Veränderungen der thermisch geschichteten Bedingungen (Strecker et al. 2004, Winder & Hunter 2008, Adrian et al. 2009). Höhere Temperaturen können besonders in Verbindung mit Eutrophierungstendenzen Cyanobakterien fördern (u. a. Paerl 2014). Potentiell toxische Cyanobakterien können zu ökologischen und ökonomischen Problemen bis hin zu Nutzungseinschränkungen (Badegewässer, Trinkwasser) in Seen führen. Im Folgenden gehen wir auf Effekte der Klimaerwärmung für einzelne Phytoplanktongruppen ein.

► Diatomeen (Kieselalgen)

In **oligotrophen Seen** dominieren oftmals **Diatomeen** die Phytoplankton-Zusammensetzung im Winter und zu Beginn der Frühjahrsblüte, wegen ihrer Konkurrenzstärke bei hohem Silikatangebot, können jedoch am Ende des Frühjahrmaximums bei Silikatmangel durch Phytoplanktonarten mit hoher Nährstoffkonkurrenz wieder verdrängt werden und/oder durch Parasitenbefall absterben und absinken (Ibelings et al. 2004). Diatomeen können ein **zweites**

Maximum im Herbst bilden, wenn die Phosphorverfügbarkeit limitiert ist, Silizium jedoch verfügbar ist (Lampert & Sommer 1999). In **eutrophen Seen** können Diatomeen aufgrund der besseren Anpassung an niedrige Lichtverfügbarkeit ebenfalls das Phytoplankton dominieren, wenn die Frühjahrsblüte bereits während der Zirkulation beginnt (Lampert & Sommer 1999). Berthon et al. (2014) konnten feststellen, dass Diatomeen-Gemeinschaften in Seen mit unterschiedlichem Trophiestatus verschieden sensitiv auf die Folgen des Klimawandels reagieren.

Durch einen **zeitigeren Beginn der Schichtungsperiode** infolge des Klimawandels ist mit einem im Jahresverlauf früheren Rückgang der Diatomeen zu rechnen (Adrian et al. 2009). Dieser Effekt verstärkt sich bei **kleinen und flachen Seen** durch die kürzere bzw. ausbleibende Eisbedeckung im Winter (Adrian et al. 2009). Untersuchungen von Langzeitdaten des Lake Tahoe (oligotropher, tiefer, geschichteter See, USA) haben ergeben, dass sich von 1982 – 2006 bei steigenden Wassertemperaturen das Größenspektrum der Diatomeen hin zu kleineren Arten verändert hat (Winder et al. 2009).

Die **geografische Verteilung** verschiedener Kieselalgenarten wird wesentlich von der **Temperatur** bestimmt (Reynolds 1984). Dabei scheinen Diatomeen relativ unempfindlich gegenüber direkten Temperaturänderungen zu sein, sondern mehr durch Faktoren wie **Turbulenz, Licht** und **Nährstoffverfügbarkeit** gesteuert zu werden. Anderson (2000) hat bei paläolimnologischen Studien festgestellt, dass die **Phosphorkonzentration** nicht nur die Hauptursache für Veränderungen in der Zusammensetzung der Diatomeengemeinschaft war, sondern auch die Empfindlichkeit der Diatomeen auf Klimaerwärmungen moduliert. Für den oligotrophen Lac d'Annecy (voralpiner, tiefer, geschichteter See in Frankreich) konnte für die letzten 25 Jahre keine Veränderungen in der Struktur der Diatomeengemeinschaft in direktem Zusammenhang mit den im 20. Jahrhundert im Mittel um 2,5 K gestiegenen Lufttemperaturen nachgewiesen werden (Berthon et al. 2014). Für den eutrophen Belauer See (tiefer, geschichteter See in Schleswig-Holstein, Norddeutschland) konnte bei Sedimentuntersuchungen ein Effekt von Eutrophierung und saisonalen Klimaschwankungen (North Atlantic Oscillation) auf die Zusammensetzung der Diatomeengemeinschaft bestätigt werden (Zahrer et al. 2013).

► Cyanobakterien (Blaualgen) und Cyanobakterienblüten

Cyanobakterien und Cyanobakterienblüten werden durch höhere **Wassertemperatur, längere und stabilere thermische Schichtung** sowie steigende **Nährstoffkonzentration** begünstigt (u. a. Jöhnk et al. 2008, Paerl & Huisman 2008, Wilhelm & Adrian 2008). Viele Cyanobakteriengattungen weisen bei relativ hohen Wassertemperaturen (häufig über 25 °C) optimale Wachstumsraten auf und somit das Potenzial zur Massenentwicklung und Formierung von sogenannten Cyanobakterienblüten. Entsprechend wachsen sie bei hohen Wassertemperaturen besser als andere Phytoplanktonarten wie Kieselalgen und Grünalgen (Jöhnk et al. 2008, Elliott et al. 2006). Daher spielen steigende Wassertemperaturen im Rahmen des Klimawandels eine Schlüsselrolle für Cyanobakterienblüten (Paerl & Huisman 2008). Erhöhte Wassertemperaturen und eine stabilere Schichtung können auch bei geringen Nährstoffkonzentrationen Cyanobakterienblüten fördern (Paerl 2014). Die Entwicklung und **Saisonalität** von Cyanobakterien wird jedoch auch stark von der **Retentionszeit** (Retentionszeiten <30 Tage begünstigen das Auftreten von Cyanobakterien), der Durchmischungsregime (Polymixis begünstigt im Gegensatz zur Dimixis das Auftreten von Cyanobakterien) und klimatischen Standorten (hohe Temperaturen begünstigen Cyanobakterien) von Gewässern beeinflusst (Zohary et al. 2010). Cyanobakterienblüten werden durch erhöhte Nährstoffeinträge gefördert, wobei sich auch die Nährstoffzusammensetzung – nicht nur die Gesamtmenge – auf Cyanobakterienblüten auswirkt (Heisler et al. 2008). Weitere

wichtige Faktoren für die Entwicklung und Dominanz von Cyanobakterien sind die hohe Konkurrenzkraft um Licht und CO₂, der geringe Fraßdruck durch Zooplankton wegen der oft trichomen Form und/oder Toxizität, die Fähigkeit Nährstoffreserven zu speichern und Luftstickstoff zu binden, sowie die Assimilation von Ammonium und die gute Konkurrenzfähigkeit um Spurenelemente (Hyenstrand et al. 1998). Dabei variieren die begünstigenden Einflussfaktoren zwischen einzelnen Taxa. Wagner & Adrian (2009) konnten zum Beispiel für den Müggelsee nachweisen, dass die Gattung *Aphanizomenon* durch eine hohe Stickstoffkonzentration, die Gattung *Anabaena* durch die Schichtungsdauer und die Gattung *Microcystis* vor allem durch eine hohe Phosphorkonzentration gefördert wurde.

Eine Untersuchung von Shatwell et al. (2013) zeigte für die Talsperre Bautzen, dass massive Cyanobakterienblüten (hier *Microcystis spec*) durch starke Phosphorrücklösung aus dem Sediment und anschließende Einmischung in die euphotische Zone infolge von Durchmischung im Sommer ausgelöst wurden. Für die Talsperre Quitzdorf standen hohe Nitratkonzentrationen im Tiefenwasser in Zusammenhang mit der Phosphorrücklösung aus dem Sediment und den anschließend auftretenden Cyanobakterienblüten (Shatwell et al. 2013). In der Talsperre Saidenbach hingegen waren hohe Wassertemperaturen und eine stabilere Schichtung der Auslöser von Cyanobakterienblüten (Shatwell et al. 2013).

Durch das Zusammenwirken von Nährstoffverfügbarkeit und Durchmischungsregime, sowie Dauer der Vegetationsperiode und der zu erwartenden Verstärkung der Eutrophierung durch interne Prozesse und/oder Extremwetterereignisse im Zuge der Klimaerwärmung, müssen Nährstoffreduzierungen weltweit stärker verfolgt werden (Paerl 2014). Insgesamt ist davon auszugehen, dass die Häufigkeit von Cyanobakterienblüten und die damit verbundenen Risiken durch potenziell toxische Arten sowie der Zeitraum von Cyanobakterien-dominierten Gewässerzuständen zunehmen wird (vgl. Romo et al. 2005, Blenckner et al. 2007).

► Zusammensetzung des Phytoplanktons

Änderungen der thermischen Eigenschaften von Seen – z. B. in ihrer thermischen Schichtung – können zu erheblichen Verschiebungen der **Phytoplankton-, Bakterioplankton- und Zooplanktonpopulationen** sowie zu einer Veränderung der **Stoffwechselprozesse** führen (z. B. Steinberg & Tille-Backhaus 1990, Tulonen et al. 1994, Weyhenmeyer et al. 1999, Gerten & Adrian 2000, Jasser & Arvola, 2003). Die Organismen sind häufig an bestimmte Temperaturbereiche angepasst und ihre **Lebenszyklusstrategien** können empfindlich auf Temperaturschwankungen reagieren (z. B. Chen & Folt 1996).

Selmeczy et al. (2018) konnten für den Stechlinsee eine Verschiebung der Phytoplanktonzusammensetzung hin zu Cyanobakterien und zu Taxa mit einer breiteren ökologischen Nische zu Lasten von Spezialisten nachweisen. Die Homogenisierung der physikalischen und chemischen Bedingungen in Seen (u. a. Temperatur, Eutrophierung) führen zu einer zunehmenden Homogenisierung der Phytoplanktonzusammensetzung und Verlust an Beta-Diversität in Seen (Monchamp et al. 2018).

In einer Reihe von voralpinen Seen wurde in Abhängigkeit von der Trophie eine wesentliche Änderung der Phytoplanktonzusammensetzung beobachtet (Anneville et al. 2005). Während der Untersuchungsperiode Ende der 80er-Jahre, gab es speziell im Winter und Frühjahr eine starke Verschiebung hin zu höheren Temperaturen, was darauf schließen lässt, dass die Änderung der klimatischen Bedingungen eine wesentliche Einflussgröße für die beobachteten Veränderung der Phytoplanktonzusammensetzung darstellen (Anneville et al. 2005).

► Saisonale Entwicklung

Höhere Temperaturen im Winter und eine geringere Eisbedeckung von Seen führen zu einem früheren Beginn der Vegetationsperiode und damit der Phytoplanktonentwicklung. In geschichteten Seen hat die frühere Schichtung auch eine **frühere Klarwasserphase** zur Folge, die durch geringe Phytoplanktondichten aufgrund hohen Fraßdrucks durch das Zooplankton und damit einhergehend hohen Sichttiefen gekennzeichnet ist (vgl. Noges et al. 2010). Experimentelle Studien zeigen dass Temperatur und die Ausdehnung der durchmischten Oberflächenschicht (Licht) zu phänologischen Verschiebungen und Ausbildung der Frühjahrsblüte und der Klarwasserphase beitragen, wobei das Phytoplankton stärker von der Lichtverfügbarkeit und das Zooplankton von der Temperatur beeinflusst werden, deren komplexe Interaktionen somit von klimatischen Veränderungen abhängen (Berger et al. 2007, Berger et al. 2014). Auch können üblicherweise im Spätsommer/Herbst auftretende Cyanobakterien begünstigt durch höhere Temperaturen bereits im Winter und/oder früher im Jahresverlauf auftreten (vgl. Paerl & Huisman 2008, Paerl et al. 2010, Paerl 2014, Selmečzy et al. 2018). Auch können üblicherweise im Spätsommer/Herbst auftretende Cyanobakterien begünstigt durch höhere Temperaturen früher im Jahresverlauf auftreten (vgl. Paerl & Huisman 2008, Paerl et al. 2010, Paerl 2014, Selmečzy et al. 2018).

Speziell für die Frühjahrsentwicklung hat die Durchmischungstiefe und damit die Lichtverfügbarkeit eine größere Auswirkung auf die Planktondynamik als die Temperatur (Berger et al. 2007). Im Verlauf des Sommers kommt es zu einer Sukzession der Phytoplankton-Gesellschaft mit einer Verschiebung der Artenzusammensetzung **zu Gunsten fraßresistenter Arten des Phytoplanktons** (Lampert & Sommer 1999), deren Ablauf im Wesentlichen auf Entwicklungszeiten und Fraßdruck durch das Zooplankton zurückzuführen ist (Teubner et al. 2003). **Stabile Warmwetterlagen** im Sommer stabilisieren die Schichtung und führen zur Nährstofflimitierung im Epilimnion. In kleineren Seen können dabei schon wenige Tage stabiler Schichtung ausreichen bis es zur Nährstofflimitierung für das Phytoplankton kommt (Noges et al. 2010). Empirische Daten vom Bodensee zeigen ein früheres Einsetzen des Phytoplanktonwachstums im Jahresverlauf infolge eines konstant wärmeren Klimas, wobei die Analyse von Langzeitdaten aus dem oberen Bodensee durch Peeters et al. (2007) zeigt, dass die Nährstoffkonzentration kaum Einfluss auf den Zeitpunkt des Phytoplanktonwachstums im Frühjahr hat sondern durch hohe Temperaturen und niedrige **Windgeschwindigkeiten** und somit durch den Beginn der Schichtung und Lichtverfügbarkeit ausgelöst wird.

In polymiktischen Flachseen bestimmen die meteorologischen Bedingungen im Winter und im frühen Frühling die Dynamik des Phytoplanktons. Aufgrund ihrer geringeren Tiefe, der geringeren Wärmespeicherung und der kürzeren Retentionszeiten reagieren diese Seen häufig direkter auf Wetterschwankungen (Noges et al. 2010).

► Chlorophyll-a

Chlorophyll-a ist als Biomasseäquivalent des Phytoplanktons ein zentraler Parameter der biologischen Komponente Phytoplankton nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (vgl. Mischke & Nixdorf 2008, Nixdorf et al. 2010).

Landkildehus et al. (2014) fanden für Chlorophyll-a-Konzentration in flachen Seen eine signifikante Wechselwirkung zwischen Nährstoffen und Temperatur, wobei Nährstoffe den Einfluss der Temperatur verstärken. Langzeituntersuchungen bestätigen dies (u. a. Jeppesen et al. 2007, Wagner & Adrian 2009)

► Indikatorarten

Für das Phytoplankton gibt es in den EG-WRRL eine Reihe von Indikatorarten zur Bestimmung des ökologischen Zustands von Gewässern, die auf die jeweiligen Ökoregionen und Gewässertypen ausgerichtet sind (siehe Bewertungsverfahren PhytoSee, LAWA 2017a). Diese Indikatorarten sind jedoch nicht zur Erkennung von Artenveränderungen aufgrund klimatischer Veränderungen gedacht und es besteht auch kein Berechnungsindex dafür. Der treibende Faktor für die Indikatorarten ist der Nährstoff Phosphor.

► Zooplankton

Wie das Phytoplankton sind auch die Biomasse und Artenzusammensetzung des Zooplanktons stark von der Trophie eines Sees und, im Zusammenhang damit, vom **Gesamtphosphorgehalt (TP)** abhängig (Straile & Geller 1998, Gyllström et al. 2005). **Ein weiterer wichtiger Faktor ist das Klima**, das über den Einfluss auf Wassertemperatur und Schichtungsverhältnisse in Seen, vor allem Zooplanktontaxa des Pelagial beeinflussen.

Die saisonale Entwicklung des **Zooplanktons** folgt der des Phytoplanktons mit einer gewissen zeitlichen Verzögerung (Lampert & Sommer 1999). Höhere **Wassertemperaturen** begünstigen das Wachstum der Zooplanktonpopulation (Straile 2000, Noges et al. 2010, Berger et al. 2014) und führen zu einem früheren Eintreten der Klarwasserphase, wobei die Biomassekonzentration des Phytoplanktons nur eine geringe Rolle spielt (Straile 2000). Im Bodensee trat die Klarwasserphase im Jahr 2000 bereits zwei Wochen früher auf als vor 30 Jahren (Straile 2002). In einem Mesokosmen-Versuch zum Zusammenhang von Wassertemperatur und Lichtverfügbarkeit zeigte sich, dass erhöhte Oberflächentemperaturen und gute Lichtbedingungen die Algenproduktion steigerten und somit eine frühere Entwicklung der Daphnienpopulationen begünstigten (Berger et al. 2007). Eine tiefere **Durchmischung** verzögerte den Zeitpunkt aller saisonalen Ereignisse im Frühjahr und reduziert die Phytoplanktonbiomasse und den nachfolgenden Daphnien-Peak. Kältere Temperaturen verzögerten den Zeitpunkt der Klarwasserphase und den des nachfolgenden Daphnia-Peaks, während der Zeitpunkt des Phytoplankton-Peaks nicht mit der Temperatur zusammenhing. Die Durchmischungstiefe in Kombination mit Temperatur sind als wichtige Faktoren mit komplexer Auswirkung auf die Phyto- und Zooplanktodynamik zu beachten, vor allem weil Veränderungen der Schichtungsverhältnisse und Temperatur mit dem Klimawandel einhergehen (Berger et al. 2007, 2014). Beobachtungen im Bodensee zeigen, dass eine geringere Durchmischungsintensität infolge geringerer Windintensität zu einer früheren Entwicklung des Phytoplanktons, der *Ciliaten* und der Rädertiere (*Rotifera*), trotz niedriger Temperaturen, führt, was die Entwicklung von Daphnien behindert. Der verstärkte Fraßdruck durch *Ciliaten* und *Rotiferen* auf das Phytoplankton führte zu einer Verschiebung der Zusammensetzung des Phytoplanktons hin zu für Filtrierer schlecht konsumierbarem Phytoplankton. Dadurch dominierten *Ciliaten* die Zooplanktongemeinschaft im gesamten Frühjahr (Tirok & Gaedke 2006).

Während in Studien festgestellt wurde, dass Daphnia-Populationen sich relativ schnell, innerhalb von Monaten oder Jahren, genetisch an Temperaturveränderungen anpassen können (De Meester et al. 2011), sind vor allem Kalt- und Reliktarten durch Erhöhungen der Wassertemperatur gefährdet (Kasprzak et al. 2005). Heterotrophe Protozoen zeigen eine hohe Fähigkeit zur genetischen und nicht-genetischen **Anpassung an lokale Temperaturschwankungen**. Allerdings gibt es Hinweise, dass die Temperaturempfindlichkeit für jede Protozoenpopulation sehr unterschiedlich sein kann, was eine Abschätzung der Folgen für die mikrobielle Artengemeinschaft erschwert (Arndt & Nomdedeu 2016).

Für **Fischpopulationen** wird mit der Klimaerwärmung eine Tendenz zu kleineren, planktivoren Fischen beobachtet (Gyllström et al. 2005). Diese Verschiebung hat Top-Down-Effekte auf Biomasse, Größenspektrum und Artenzusammensetzung des Zooplanktons zur Folge (Gyllström et al. 2005). Diese Beobachtung wird durch Daten aus dänischen Seen unterstützt, in denen bei höheren Wassertemperaturen erhöhter Fraßdruck durch planktivore Fische zu verringerter Zooplankton-Biomasse sowie einer Verschiebung zu kleineren *Copepoden* und *Cladoceren*arten führt. Diese Verschiebung führt weiter zu einer erhöhten Phytoplanktonbiomasse, und Verschiebungen in der Phytoplanktonzusammensetzung hin zu Dominanz von **Dinophyten** und **Cyanobakterien** (insbesondere von Stickstoff-Fixierungsformen), und einer geringeren Häufigkeit von **Kieselalgen** und **Chrysophyten** (Jeppesen et al. 2009).

Desweiteren gibt es Hinweise, dass die Klimaerwärmung in den gemäßigten Zonen mit einer Verlagerung hin zu **omnivoren Fischarten** verbunden ist, die sowohl durch direkte Konsumierung des Zooplanktons als auch durch Reduzierung der Algenbiomasse einen starken negativen Einfluss auf das Zooplankton haben können (Jeppesen et al. 2009).

Auswirkungen einer erhöhten Prädation auf die Zooplanktongemeinschaft durch Fische können einen verringerten Anteil großer, räuberempfindlicher Arten und eine daraus resultierende **Verringerung der mittleren Größe des Zooplanktons** zur Folge haben, was Rückwirkungen auf die Größenzusammensetzung des Phytoplankton bewirken kann (Hansson et al. 2004).

In größeren Seen (z. B. Bodensee) kann die Wassertemperatur auch räumliche und zeitliche Gradienten aufweisen, die dazu führen können, dass die Entwicklung von Zooplankton in verschiedenen Bereichen des Sees unterschiedlich schnell erfolgt und zu **Kaskadeneffekten auf die Nahrungsnetze** führt (Straile 2000). In den 1980/90er Jahren zeigte Daphnien-Biomasse keine Reaktion auf den Reoligotrophierungsprozess des Bodensees, es konnte jedoch jeweils im Mai eine enge Korrelation zwischen Daphnienbiomasse und der Nordatlantikoszillation (NAO) nachgewiesen werden. Dabei war die Variabilität der Daphnienbiomasse im Frühjahr aufgrund von Klimaschwankungen sowie aufgrund der langfristigen Eutrophierung gleich groß. Da Daphnien eine Schlüsselrolle im Nahrungsnetz von Süßwasserökosystemen spielen, können kurzfristige Reaktionen der Daphnienpopulation auf Klimaschwankungen wichtige Konsequenzen für aquatische Ökosysteme haben (Straile & Geller 1998).

Die weitere Untergliederung in Makrozooplankton, Mikrozooplankton und Nanozooplankton, sowie deren spezifische Artenzusammensetzung, Biomasse und Individuengröße wurde aufgrund fehlender spezifischer Literatur nicht näher untersucht und wird im Kapitel zur Defizitanalyse angesprochen.

► Fische

Die Auswertung historischer Aufzeichnungen hat gezeigt, dass bereits kurzfristig auftretende jährliche Extremereignisse und Wetterschwankungen einen deutlichen Einfluss auf die Artenverteilung und Häufigkeit von Fischen haben können (Murawski 1993).

Dauerhaft im Pelagial leben meist nur wenige Fischarten, vor allem planktivore Fische der Gattung *Coregonus*. Auf die Fische im Pelagial wirken sich **Eutrophierung, längere und stabilere Schichtungsphasen** und die daraus resultierenden **geringen Sauerstoffgehalte** im Hypolimnion besonders negativ aus. Für viele Seen konnte bereits eine längere und stabilere Schichtungsperiode nachgewiesen bzw. prognostiziert werden (u. a. Stechlinsee: Selmečzy et al. 2018, Ammersee: Danis et al. 2004). Im Genfer See ist die Saiblingpopulation bereits als eine Folge des Klimawandels zurückgegangen (Jeppesen et al. 2012). Die Eier vieler Fische des Pelagials benötigen sauerstoffhaltige Bedingungen im Tiefenwasser und am Seegrund. Höhere Temperaturen im Hypolimnion wirken sich ebenfalls negativ auf die Reproduktion aus (Gillet

1991, Elliott & Elliott 2010). Kälteliebende Arten, besonders Salmonide, sind von einer Erhöhung der Wassertemperaturen in Verbindung mit relativem Sauerstoffmangel besonders betroffen (Britton et al. 2010). Die für Kaltwasserfische geeigneten Habitate werden sich sicherlich verschieben bzw. gänzlich wegfallen. Dies wird zu Veränderungen bei der Einnischung von Arten, insbesondere *Coregonus spec.*, im Tiefengradienten führen. Geeignete Habitate werden weniger und können auch gänzlich wegfallen (Schädler 2010). Wärmeliebende Fischarten wie Karpfen werden zunehmen (Schädler 2010). Dies wird durch Beobachtungen im Hitzesommer 2003 gestützt, als im Bodensee ein Fischsterben von Aal und Äsche sowie eine Massenvermehrung wärmeliebender Arten, wie Karpfen, auftraten (Kramer 2006).

Die Fischgemeinschaften in **flachen eutrophen Seen**, in denen lange Eisbedeckungsperioden vorkommen, bestehen häufig aus Arten mit speziellen Anpassungen gegenüber sehr niedrigen Temperaturen und geringen Sauerstoffkonzentrationen. Die **zoogeografischen Grenzen** für diese Arten können sich verschieben, da **die physiologischen Anpassungen und Verhaltensstrategien** auf Umweltextreme (z. B. kühle kurze Sommer, lange kalte Winter) ausgerichtet sind, die der Klimawandel voraussichtlich abschwächen wird.

Unter Konkurrenzdruck kann sich die Nische einer Fischpopulation sogar in Richtung suboptimaler Temperatur-, Salzgehalt-, Sauerstoff- und Nahrungsverfügbarkeitsregime verschieben. Klassische Beispiele für solche **Nischenverschiebungen** bei Fischen finden sich bei Svärdsön (1976) für Fischgemeinschaften in skandinavischen Seen und Werner (1984) für nordamerikanische *Centrarchidae*. Außerdem können mit steigenden Temperaturen Parasiten und Pathogene vermehrt auftreten (Kramer 2006, Schädler 2010).

Fische können in ihrer **Entwicklungsphase** unterschiedliche Temperaturtoleranzen haben und dadurch unterschiedlich sensitiv auf klimatische Veränderungen reagieren. Das betrifft vor allem **laichende Fische** und Embryonen. Temperaturveränderungen können zu einem kritischen Engpass im Lebenszyklus von Fischen führen (Dahlke et al. 2020).

Erhöhte Wassertemperaturen können zwar das Wachstum von **Jungfischen** fördern (Hochleithner 2005, Eckmann & Schleuter-Hofmann 2013), gleichzeitig wirkt sich jedoch der damit verbundene geringere gelöste Sauerstoffgehalt im Wasser negativ aus (Baur et al. 2010). Besteht in geschichteten Seen die Möglichkeit ins kältere Hypolimnion abzuwandern, erfordert die Nahrungsverfügbarkeit jedoch eine verstärkte Vertikalmigration ins wärmere Epilimnion, mit negativen Auswirkungen durch vermehrten Stress (Baur et al. 2010) und eine schlechtere Nahrungsverfügbarkeit (Morscheid & Mayr 2002).

Tendenziell führen **höhere Temperaturen** dazu, dass Fische **mehr Laichmöglichkeiten**, eine **geringere Größe** und einen **höheren Nahrungsbedarf** haben (Persson 1986).

Das vermehrte Auftreten von toxischen **Cyanobakterien** infolge von **Eutrophierung** und **Temperaturerhöhung** kann in Fischen zu einer **Akkumulation von Toxinen** durch Aufnahme von entsprechend belastetem Zooplankton führen (z. B. Engström-Öst et al. 2002, Osswald et al. 2009).

Lokale Fischpopulationen können Unterschiede in ihren Überlebensstrategien haben, welche die Anpassung an die lokalen Bedingungen widerspiegeln. Süßwasserfischgemeinschaften sind anfällig für viele der mit dem Klimawandel zu erwartenden Veränderungen der Umweltbedingungen. Fischpopulationen in gemäßigten und nördlichen Gebieten sind besonders gefährdet, da das Repertoire an physiologischen Strategien und Verhaltensstrategien, die viele ihrer Mitglieder charakterisieren, durch die **Umweltextreme** (z. B. kühle kurze Sommer, lange kalte Winter) geprägt ist, die der Klimawandel voraussichtlich abschwächen wird (Shuter et al. 2012).

► Wechselwirkungen zwischen Fischen, Zoo- und Phytoplankton

Die Beziehungen in aquatischen Nahrungsnetzen sind sehr komplex und von vielen Umweltfaktoren und Interaktionen abhängig. Die Auswirkungen der Klimaveränderungen auf eine Nahrungsnetzkomponente werden durch diese auch auf andere Komponenten des Nahrungsnetzes übertragen, wodurch ein komplexes Zusammenspiel zwischen physischen Treibern und biotischen Rückkopplungen entsteht (Berger et al. 2014). Die Entkopplung trophischer Wechselwirkungen ist möglicherweise eine der schwerwiegendsten Folgen der Klimaerwärmung (Peeters et al. 2007).

Durch eine fehlende **Schneebedeckung** kann es auch unter der Eisdecke zu einer Phytoplankton-Blüte (oft Diatomeen) kommen. Dadurch können kleinere, weniger temperaturempfindliche Zooplanktongruppen wie die kleinen *Ciliaten*, *Rotiferen* aber auch *Copepoden* zu Lasten größerer temperatur-empfindlicherer Zooplankter wie Cladoceren begünstigt werden. Gerade **kleines Zooplankton kann jedoch von Fischen weniger gut als Nahrung genutzt** werden (vgl. KLIWA 2015). Im Lake Washington konnte solch eine Entkopplung von Teilen des Zooplanktons durch eine klimabedingte frühere Diatomeenblüte beobachtet werden (Winder & Schindler 2004).

Die Klimaerwärmung kann somit die trophische Struktur sowie die Dynamik der Artengemeinschaft beeinflussen. In warmen Seen dominieren kleine planktivore und benthische Fische (Jeppesen et al. 2010, 2012). Zooplanktonbiomasse wird durch den Fraßdruck der Fische verringert und gleichzeitig der Fraßdruck des Zooplanktons auf das Phytoplankton reduziert (Gyllström et al. 2005, Meerhoff et al. 2007).

Das Risiko von Mismatch-Szenarien besteht in der zeitlichen Entkoppelung von Phyto- und Zooplanktonmaxima im Frühjahr und dem Schlüpfen der Jungfische. Die Entwicklung des Phytoplanktons ist eher von der Lichtverfügbarkeit und die des Zooplanktons von der Temperatur abhängig (Berger et al. 2007, 2010). Der prognostizierte **Mismatch zwischen Phyto- und Zooplanktonentwicklung durch höhere Temperaturen und eine frühere saisonale Entwicklung** konnte allerdings in einem Mesokosmos-Experiment nicht bestätigt werden (Berger et al. 2014). Durant et al. (2007) haben Mismatch-Effekte zwischen Zooplankton und Fischen in marinen Ökosystemen untersucht. Die einzelnen Arten reagieren unterschiedlich sensitiv auf klimatische Veränderungen, selbst geringfügige Klimaveränderungen können nichtlineare Reaktionen hervorrufen, die etablierte Synchronisationsmuster aus dem Gleichgewicht bringen. Es ist nicht zu erwarten, dass alle Komponenten einer Nahrungskette ihre Phänologie mit der gleichen Geschwindigkeit verändern und es ist daher unwahrscheinlich, dass sie im Zuge weiterer Klimaveränderungen synchron bleiben, Mismatches sind somit zu erwarten (Durant et al. 2007). Im Genfer See konnten jedoch bislang die vorkommenden Coregonus-Arten den Schlupfzeitpunkt an das klimabedingt verfrühte Zooplanktonmaximum anpassen (Gillet & Quetin 2006). Auch für Barsche konnten bisher keine Mismatch Effekte mit steigender Wassertemperatur in der Talsperre Saldenbach beobachtet werden, jedoch waren durch die zeitliche Synchronisierung der Prädationsdrucks von juvenilen und adulten Barschen ein erhöhter Top-Down-Effekt auf das konsumierte Zooplankton zu beobachten (Wagner et al. 2013).

3.2.2.2 Parameter des Litoral und Benthos

Das Litoral, der lichtdurchflutete Randbereich des Benthals, ist die **biologisch produktivste Zone** eines Standgewässers. In der Regel ist das Litoral dicht von emersen und submersen Makrophyten bewachsen und bietet damit **Makroinvertebraten** und **Fischen** einen hoch

strukturierten Lebensraum. Die trophischen Beziehungen in dieser Gewässerzone sind hoch komplex und werden durch den Klimawandel auf vielfältige Weise beeinflusst.

► Makro- und Periphyten

Die taxonomische Zusammensetzung der Makrophyten und des Periphyton gibt Aufschluss über die **physikalischen** und trophischen Eigenschaften eines Gewässers und über **hydrologische** Veränderungen. Darüber hinaus kann auch eine stoffliche Belastung der Gewässer angezeigt werden, wobei hier vor allem die Periphyten als **Anzeiger für eine saprobielle Verunreinigung** der Gewässer dienen (Schaumburg et al. 2011).

Makrophyten reagieren dabei langsamer auf sich ändernde Bedingungen als das Phytobenthos (Eigemann et al. 2016). Eigemann et al. (2016) konnten zeigen, dass die Makrophytengemeinschaften teilweise erst Jahre später auf eine Verringerung der **Nährstoffeinträge** in Gewässern reagieren. Entsprechend ist davon auszugehen, dass auch eine Reaktion auf verschiedene Wirkpfade bei den Makrophyten erst mit einer zeitlichen Verzögerung zu beobachten ist.

Makrophyten, isoliert betrachtet, reagieren bei steigenden **Wassertemperaturen** mit einer Zunahme an Biomasse (Bucak et al. 2012, Landkildesus et al. 2014, KLIWA 2015). Besonders im Hinblick auf den Klimawandel, kann die Zunahme an **Biomasse** dabei noch durch einen sinkenden **Wasserspiegel** in Folge von **trockenen Sommern** und **geringen Niederschlägen** gefördert werden (Bucak et al. 2012). Ob diese Zunahme an Biomasse allerdings tatsächlich realisiert wird, hängt von einer Reihe an Faktoren, wie zum Beispiel der **Trophie** des Gewässers, der **Abundanz** von pflanzenfressenden Organismen, den klimatischen Verhältnissen im **Winter** und nicht zuletzt vom Periphyton ab (Kosten et al. 2009, Jeppesen et al. 2014).

Die taxonomische Zusammensetzung des Periphyton, also der Aufwuchs auf Makrophyten und anderen Hartsubstraten, ist ebenfalls stark von der Trophie des Gewässers abhängig (Cantonati & Lowe 2014). Zusätzlich ist das Periphyton stark von **Wellenschlag** und **Lichteinfall** beeinflusst (Cantonati & Lowe 2014), wobei sowohl zunehmender Wellenschlag (oder allgemein zunehmende Wasserstandsfluktuationen) und ein zunehmender Lichteinfall zu einer Reduzierung der taxonomischen Vielfalt führen. Im Gegensatz dazu steht die häufig prognostizierte Abnahme der **Frosttage im Winter**. Diese könnten zu einer Zunahme der **Periphyten** führen (Kosten et al. 2009). Auf den direkten **Wirkpfad Temperatur** reagiert das Periphyton in Form einer ausgeprägten Variabilität in der taxonomischen Zusammensetzung, allerdings fehlen Studien, die einen generellen Einfluss einer leicht erhöhten Temperatur untersuchen (KLIWA 2015).

Artenzusammensetzung

Durch die zunehmenden „**Extrembedingungen**“ vor allem in der litoralen Zone von Gewässern (z. B. Wellenschlag, Lichtintensität, Wasserstandsfluktuationen) werden sowohl **Pionierarten**, als auch Arten mit besonderen Anpassungsstrategien gefördert (KLIWA 2015). In der KLIWA Literaturstudie (2015) wird außerdem von einer verstärkten Ausbreitung des **Nixenkrauts** in vielen Seen Deutschlands berichtet. Als Ursache wird eine durch den Klimawandel verursachte **verlängerte Vegetationsperiode** angegeben. Die Ausbreitung geht jedoch recht langsam voran. Nixenkräuter kommen als eine der letzten Pflanzen im Jahresverlauf auf und benötigen dann noch immer warme Wassertemperaturen (Dienst et al. 2012). Für zwei weitere kaltstenotherme **Brachsenkräuter** mit eher kleinem Verbreitungsgebiet (*Isoetes lacustris* und *I. echinospora*) wird im Zuge des Klimawandels ein mögliches **Aussterben** prognostiziert (KLIWA 2015), da sich komplex synchronisierte Vermehrungszyklen beider Geschlechter bei steigenden **Wassertemperaturen** verschieben könnten (Ctvrlikova et al. 2016). Allerdings wird auch

betont, dass mit Ausnahme der genannten Arten kaum taxonomische Veränderungen bei den Makrophyten aufgrund von Temperaturerhöhungen bekannt sind. Die Wassertemperatur scheint das Periphyton vor allem in Form von starker Variabilität der Artenzusammensetzung im Flachwasserbereich zu beeinflussen, der Einfluss einer generell leicht erhöhten Temperatur ist nicht beschrieben (KLIWA 2015).

Saisonale Entwicklungen

In Folge des Klimawandels ist davon auszugehen, dass sich die Vegetationsphasen, sowohl von Makrophyten als auch von Periphyten verlängern werden (KLIWA 2015). Während das Periphyton besonders von wärmeren Wintern und den fehlenden Frosttagen in nährstoffreichen Gewässern profitiert (Kosten et al. 2009), spielt für einige Makrophytenarten wie dem bereits erwähnten Nixenkraut auch die verlängerte Wachstumsphase mit höheren Wassertemperaturen im Herbst eine entscheidende Rolle (KLIWA 2015).

Nach Straile (2002) hat sich im Mittel in zentraleuropäischen Seen der Zeitpunkt der Klarwasserphase **um ca. zwei Wochen nach vorne** verschoben (Straile 2002). Diese Verschiebung entspricht größenordnungsmäßig in etwa der Verschiebung von phänologischen Phasen der Blütenpflanzen (Walther et al. 2002). Eine schnellere Erwärmung des Sees während des Frühjahrs wird sich somit direkt oder indirekt auch auf viele Makrophytenarten auswirken. Die große Unbekannte dabei ist, ob und wie stark sich die **Reaktion der einzelnen Arten** in ihrem temperaturabhängigen Wachstum unterscheiden. Bei geringen Unterschieden kann man davon ausgehen, dass sich die Ereignisse und Interaktionen innerhalb des Nahrungsnetzes insgesamt in Richtung Jahresbeginn verschieben werden, ohne dass einzelne Arten von diesem zeitlichen Versatz in irgendeiner Weise bevorzugt oder benachteiligt sein werden. Wenn die Temperaturabhängigkeit der einzelnen Arten jedoch stark verschieden ist, könnte es vorkommen, dass bislang bestehende **Nahrungsnetzbeziehungen** gestört werden. Dies würde dann dazu führen, dass sich das Nahrungsnetz des Sees mit einer Klimaerwärmung verändert (Ostendorp et al. 2007).

Wechselwirkung mit Phytoplankton und Fischen

Steigende **Wassertemperaturen** und eine verstärkte **Sonneinstrahlung** im Zuge des Klimawandels, führen sehr wahrscheinlich zu steigenden **Trophiewerten** vieler Gewässer (Havens & Jeppesen 2018). Ausgenommen scheinen davon allerdings generell phytoplanktonarme Seen zu sein (Kreamer et al. 2017). In diesen meist stark geschichteten Seen, führen steigende Temperaturen zu einer noch stärkeren Schichtung und dem damit einhergehenden Wegfallen von Nährstoffen unterhalb des erwärmten Oberflächenwassers. In weniger stark geschichteten Seen wird vor allem im Frühjahr das Phytoplankton gefördert (Anneville et al. 2002, Noges et al. 2010). Hohe Phytoplanktondichten zum Jahresbeginn führen zu einer erhöhten Lichtkonkurrenz und einer limitierten Lichtverfügbarkeit für Makrophyten (Rip et al. 2006). Diese erhöhten Phytoplanktondichten lassen die ohnehin durch den Klimawandel bereits steigende Gefahr, dass speziell flache Gewässer vom Makrophyten dominierten Klarwasser-Zustand zum trüben Phytoplankton dominierten Zustand übergehen, noch wahrscheinlicher werden (KLIWA 2015). Nur in der speziellen Situation (Hitzeperioden mit stabiler Gewässerschichtung durch Nährstoffzehrung) haben Makrophyten gegenüber dem Phytoplankton einen Vorteil (Hilt et al. 2006, Sachse et al. 2014).

Neben dem Phytoplankton kann auch die Zunahme an **wärmeliebenden Fischarten**, wie dem Karpfen oder der Plötze, zu einem zusätzlichen Stressfaktor für Makrophyten in naher Zukunft werden (Britton et al. 2010, Jeppesen et al. 2010). Zum einen zeigen Analysen, dass omnivore Fischarten mit steigenden Wassertemperaturen ihren Pflanzenanteil in der Nahrung erhöhen (Jeppesen et al. 2010), zum anderen ist durch erhöhte Wassertemperaturen von einem

gesteigerten **Reproduktionspotenzial** von bisher nur schlecht bis gar nicht selbstreproduzierenden Arten wie dem Karpfen auszugehen. Besonders kritisch ist in diesem Zusammenhang der noch immer **flächendeckend stattfindende Fischbesatz mit Karpfen** und anderen Cypriniden vor allem durch Angelvereine. Aus dem Stechlinsee und anderen Klarwasserseen sind bereits erhebliche Beeinträchtigungen der Makrophyten durch „Wühltrichter“ von Karpfen bekannt (KLIWA 2015).

► Makrozoobenthos

Trotz der großskaligen Beobachtung, dass in Folge des Klimawandels viele litorale Arten ihr Verbreitungsgebiet immer weiter nordwärts ausdehnen (Hassall et al. 2015), scheint ein direkter Einfluss von leicht steigenden Wassertemperaturen auf Makroinvertebraten wenig untersucht zu sein (KLIWA 2015). Allgemein wird davon ausgegangen, dass, wie bei anderen Artengruppen auch, kaltstenotherme Stillwasserarten durch den Klimawandel in ihrer **Abundanz** und **Artenzahl** abnehmen werden (Lubini et al. 2012). Indirekte Effekte sind weit besser untersucht und ihnen scheint auch eine größere Bedeutung zuzukommen (Scheifhacken 2006, KLIWA 2015, Bertoncin et al. 2018, Ports et al. 2019). Die Besiedelung des Litorals durch Makrozoobenthos ist im Wesentlichen von der Bedeckung mit Makrophyten, der **Wellenexposition** und dem möglichen **periodischen Trockenfallen** abhängig (KLIWA 2015, Bertoncin et al. 2018, Porst et al. 2019).

Der größte Effekt auf die Makroinvertebratengemeinschaft, sowohl die Abundanz, als auch die taxonomische Diversität betreffend, geht von einem möglichen Wechsel vieler Seen **vom Makrophyten dominierten Zustand hin zum Phytoplankton dominierten Zustand** aus (KLIWA 2015). Verschiedene Arbeiten haben gezeigt, dass die Diversität und die Abundanz von Makrozoobenthos sehr stark an Makrophyten gebunden ist (Heino & Tolonen 2017, Zelnik et al. 2018, Ports et al. 2019). Bei zunehmendem Verlust von Makrophyten ist eine Zunahme an im Bodensubstrat lebenden Arten, wie *Oligochaeten* und *Dipteren* und eine starke Abnahme an EPTs zu erwarten (Ports et al. 2019).

Für das Klimasignal **Wind** konnte an einzelnen Schneckenarten gezeigt werden, dass eine dauerhafte Wellenexposition zu einer **Verringerung der Nahrungsaufnahme, verringerten Wachstumsraten** und drastisch **erhöhten Mortalitätsraten** führt (Scheifhacken 2006).

Die durch den Klimawandel zu erwartenden zunehmenden Extremwetterereignisse, hier vor allem die **Hitzewellen**, und die damit einhergehenden fallenden **Wasserstände**, haben weitreichende Folgen für die taxonomische Gemeinschaft. Derartige periodische **Austrocknungsprozesse** der litoralen Zone bzw. die zunehmende Gefahr des vollständigen Austrocknens ganzer Gewässer im Jahresverlauf, drängt obligat hololimnische, also ständig im Wasser lebende, Arten wie zum Beispiel *Crustacean*, Mollusken und *Hirudinea* immer weiter zurück, während **Pionierarten** oder hemilimnische Arten, wie zum Beispiel Odonaten und Coleopteren **gefördert werden** könnten (KLIWA 2015).

► Fische

Die Nutzung des Litorals durch Fische ist artspezifisch. Während einige wenige Arten überhaupt nicht auf diesen Bereich eines Gewässers angewiesen sind (einige Coregoniden), nutzen vor allem Kleinfischarten wie die Moderlieschen oder der Bitterling diesen Bereich während ihrer gesamten Ontogenese. Die meisten einheimischen Fischarten bewegen sich in Bezug auf die Nutzung des Litorals als Lebensraum irgendwo zwischen diesen beiden Ausprägungen. Das bedeutet, dass mit wenigen Ausnahmen fast alle Fischarten irgendwann in ihrer Ontogenese auf das Litoral als Lebensraum zurückgreifen, entsprechend sind diese Fischarten von einer Veränderung des Litorals durch den Klimawandel mehr oder weniger betroffen.

Viele der bereits im Kapitel Fische des Freiwassers genannten Auswirkungen des Klimawandels wirken auch auf die Fischzönosen der Flachwasserzone, wie z. B. fischtoxische Cyanobakterien, die vor allem frühe Lebensstadien betreffen (Ernst et al. 2006 & 2009), oder die Zunahme von **Fischkrankheiten** bewirken (Kramer 2006, Schädler 2010). Möglicher **Sauerstoffmangel** im Hypolimnion und am Seegrund spielt dagegen kaum eine Rolle für den Reproduktionserfolg dieser Arten, andere Klimaeffekte dagegen schon (KLIWA 2015).

Karpfen und Wels, bei denen bisher in Mitteleuropa nur unregelmäßige Reproduktion stattfand, können sich künftig häufiger und erfolgreicher vermehren (Britton et al. 2010, KLIWA 2015). Die **Austrocknung** von **Flachseen** und **Kleingewässern** könnte seltene Fischarten direkt im Bestand gefährden (z. B. Karausche, Bitterling). Zudem könnten sich häufigere Niedrigwasserstände negativ auf die Verfügbarkeit von Flachwasserregionen als Reproduktions- und Nahrungshabitat auswirken (Kramer 2006, KLIWA 2015).

Fischzönotische Grundausrprägung

Die fischzönotische Grundausrprägung des Litorals wird im Wesentlichen durch die **Temperatur** und den Grad der **Eutrophierung** bestimmt. Mit steigender Temperatur wird der Wechsel von einer Salmoniden dominierten, über eine Perciden dominierte und schließlich hin zu einer Cypriniden dominierten Grundausrprägung gefördert (Jeppesen et al. 2010). In selbige Richtung wirkt eine zunehmende **Eutrophierung** (Olin et al. 2002). Es ist davon auszugehen, dass sich dieser Wechsel in flacheren polymiktischen Seen schneller vollzieht als in tieferen sich langsamer erwärmenden Gewässern (Jeppesen et al. 2010). Zusätzlich zu den reinen Temperatureffekten ist davon auszugehen, dass warm-angepasste Arten einen zunehmenden Konkurrenzvorteil gegenüber kalt-angepassten Arten bekommen werden. So konnte gezeigt werden, dass bei höheren Temperaturen Rotaugen (*Rutilus rutilus*) einen größeren Konkurrenzvorteil gegenüber Barschen haben, als dies bei niedrigeren Temperaturen der Fall ist (Persson 1986).

Biomasse

Einzelne Arten reagieren unterschiedlich auf steigende Temperaturen, weshalb nur schwer abschätzbar ist, ob die Gesamtbiomasse zu- oder abnehmen wird (Jeppesen et al. 2010, van Dorst et al. 2019, Huss et al. 2019). Schon frühe theoretische Arbeiten konnten zeigen, dass bereits geringe Temperaturerhöhungen die Fischbiomasse einer Population negativ beeinflussen, wenn dem System nicht unverhältnismäßig mehr Nahrung zur Verfügung steht (Kitchell et al. 1974). Für Europa konnte eine vergleichende Studie zeigen, dass die Fischgemeinschaften in Seen mit zunehmender Nähe zum Äquator einen höheren Anteil an kleineren Individuen aufweisen (Jeppesen et al. 2010). Der Mechanismus der zur Verringerung der Individuengröße führt, kann dabei direkt über eine **Temperaturerhöhung** verlaufen (van Dorst et al. 2018), oder aber indirekt getrieben über eine zunehmende **Trübung** der Gewässer, die zu einer **verringerten Jagdeffizienz** und einer veränderten **Nahrungsgrundlage** führt, (van Dorst et al. 2020). Im Gegensatz zu diesen Arbeiten steht eine aktuelle Studie, die das Größenwachstum von Barschen über 24 Jahre untersucht hat (Huss et al. 2019). Huss et al. (2019) konnten zeigen, dass vor allem kleine Barsche mit gesteigertem Wachstum auf erhöhte Temperaturen reagierten, während größere Barsche diesen Effekt nicht zeigten. Die konträre Studienlage macht es nahezu unmöglich Prognosen abzugeben.

3.2.3 Übergreifende Parameter

3.2.3.1 Neobiota

Neobiota spielen in Gewässern eine immer größere Rolle und gelten weltweit als eine der **größten Bedrohungen der Biodiversität in Seen und Fließgewässern** (Sala et al. 2000, Hermoso et al. 2011, Jeschke et al. 2012, Havel et al. 2015). Der Klimawandel kann die Ausbreitung von nichtheimischen, meist durch den Menschen eingeschleppten, Arten fördern, die sich bislang aufgrund der klimatischen Bedingungen nicht dauerhaft in Deutschland/Mitteleuropa etablieren konnten. Es handelt sich häufig um Arten, die Lebensstrategien aufweisen (z. B. hohe Anzahl an Nachkommen, breites Nahrungsspektrum, hohe Temperaturtoleranz), die eine schnelle Anpassung an neue Gegebenheiten ermöglichen (Courant et al. 2017, Carscadden et al. 2020). Mit sich stark ändernden Umweltbedingungen steigt die Wahrscheinlichkeit, dass sich diese Arten etablieren können, auch vergrößert sich das potentielle Herkunftsgebiet sowie das Artenspektrum, da sich auch Arten aus wärmeren Regionen bei uns etablieren können (Ostendorp et al. 2007, Walther et al. 2009). Die Folgen der Neobiotausbreitung auf Gewässerökosysteme sind bislang häufig unzureichend untersucht (KLIWA 2015).

► Neophyta

Derzeit gelten in Deutschland zwölf nichtheimische Makrophytenarten als etabliert insgesamt wurden 13 Arten bereits im Freiland nachgewiesen (Hussner 2015). Als invasiv gelten *Elodea canadensis*, *E. nuttallii* und *Azolla filiculoides*¹⁰. Massenentwicklung von *Elodea* kann zu einer Dominanz von Makrophyten zu Lasten von Phytoplankton führen und hohe Mengen organischen Materials können **am Ende der Vegetationsperiode** zu starker **Sauerstoffzehrung** führen (Kowarik 2003). *Azolla* kann durch **Beschattungseffekte** die Lichtverfügbarkeit deutlich beeinflussen (Hill & Cilliers 1999).

Durch den Klimawandel kann eine Etablierung von ursprünglich tropischen Cyanobakterien gefördert werden. *Cylindrospermopsis raciborskii* tritt inzwischen in Nordostdeutschland verbreitet auf (Briand et al. 2004, Stuken et al. 2006, Paerl & Huisman 2008). Stuken et al. (2006) konnten *Anabaena bergii* und *Aphanizomenon aphanizomenoides*, beide ebenfalls wärmeliebend, in Deutschland nachweisen.

► Neozoa

Aquatische Neozoen verbreiten sich vor allem durch den **Kanalbau**, den **Ausbau von Flüssen**, sowie durch **Be- und Entwässerungssysteme**. Besatzfische in **Fischerei** und **Teichwirtschaft** können zur Etablierung nichteinheimischer Fischarten führen (Hupfer & Kleeberg 2011). Als weitere Quelle sind Aquarien, wie zum Beispiel für den Amerikanischen Sumpfkrebs, der sich in den Parkteichen des Berliner Tiergartens etablieren konnte, zu vermuten¹¹. Für den Bodensee wurden die Auswirkungen der Anfang dieses Jahrtausends aufgetretenen Grobgerippten Körbchenmuschel *Corbicula fluminea* und des Großen Höckerflohkrebses *Dikerogammarus villosus* im Rahmen des „**Neozoenmonitoring Bodensee**“ untersucht (IGKB 2015). *Dikerogammarus* hat im Bodensee eine deutliche Habitatkonkurrenz gegenüber anderen Benthosorganismen, besonders gegenüber der bisher im See dominierenden heimischen Flohkrebisart *Gammarus roeseli* gezeigt. Aufgrund der räuberischen Lebensweise und des breiten ökologischen Spektrums sind direkte Auswirkungen auf das Ökosystem zu erwarten. *Corbicula* erreichte im von ihr besiedelten Seeteil ebenfalls hohe Individuendichten, die Auswirkungen

¹⁰ www.neobita.de

¹¹ <https://berlin.nabu.de/news/newsarchiv/2017/august/22946.html>

sind jedoch unklar (Rey et al. 2005). Die in den 60er Jahren ebenfalls im Bodensee als invasive Art auftretende Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*) wird nun zunehmend durch die ebenfalls invasive Quaggamuschel (*Dreissena rostriformis bugensis*) verdrängt, die erstmalig 2016 nachgewiesen wurde¹² und welche sich auch an niedrige Wassertemperaturen und eine schlechte Nährstoffversorgung gut anpassen kann (Orlova et al. 2005).

Wenn Neozoen in neue Gebiete eingeschleppt werden, führt dies nur selten zum Aussterben von heimischen Arten (David et al. 2017). Viel eher geraten heimische Arten unter zusätzlichen Konkurrenzdruck oder Prädationsdruck. Am dramatischsten sind aber häufig die Effekte von „Mit-Einschleppungen“. Neozoen können nicht als einzelne einwandernde Individuen oder Arten betrachtet werden. Eine Einschleppung geht immer mit einer Mit-Einschleppung von Parasiten und Krankheiten einher. Besonders für Fische sind prominente Beispiele bekannt. Mit der Regenbogenforelle wurde auch der Erreger *Myxobolus cerebralis* verbreitet, der die Salmoniden-Drehkrankheit verursacht. Allerdings wurden bisher in Europa durch diesen Erreger nur geringe Schäden verursacht (Küppers 2003). Anfang der 1980er Jahre wurde der Schwimmblasenwurm (*A. crassus*) in Europa eingeschleppt. Er befällt die Schwimmblase des Europäischen Aals (*Anguilla anguilla*) eine vom Aussterben bedrohte Fischart. Diese verhärtet und die erschwert die erfolgreiche Laichwanderung des Aals. Im Bodensee sind mehr als 60% der vorkommenden Aale von diesem Parasiten befallen, im Starnberger See bis zu 90% der Aale¹³.

3.2.3.2 Biodiversität

Die Biodiversität in Seen und Fließgewässern ist vor allem durch die im vorigen Kapitel behandelten Neobiota, aber auch durch eine intensivierete Landwirtschaft, bedroht (Sala et al. 2000, Reid et al. 2019). Für Fließgewässer kommt noch der Aspekt der Fragmentierung durch Querbauwerke hinzu (Reid et al. 2019, Tickner et al. 2020). Es ist davon auszugehen, dass diese Faktoren im Zuge des Klimawandels weiter an Bedeutung gewinnen werden. So schwindet zum Beispiel die Möglichkeit für viele Arten, in andere Gewässerbereiche/-zonen auszuweichen und der Lebensraum, besonders für kaltstenotherme Arten verringert sich immer weiter (Markovic et al. 2014, Kakouei et al. 2018). **Eutrophierungstendenzen** fördern die Homogenität der Artenzusammensetzung. Monchamp et al. (2018) haben bei der Untersuchung von voralpinen Seen eine Homogenisierung der Phytoplanktonzusammensetzung mit Zunahme der Dominanz von Cyanobakterien und einem Verlust an Beta-Diversität in den vergangenen 100 Jahren festgestellt. Höhere Temperaturen führen zu einer stabileren thermischen Schichtung in Seen, die zusammen mit einer Angleichung der Nährstoffkonzentration zu einer Begünstigung von Arten führt, die an diese Bedingungen angepasst sind.

3.2.3.3 Parasiten und Krankheiten

Durch klimabedingte Umweltveränderungen neu auftretende Krankheiten und Parasiten stellen für Gewässerökosysteme eine große Bedrohung dar (Okamura & Feist 2011), aber auch die Übertragungsgeschwindigkeit von bereits verbreiteten Parasiten und Krankheitserregern nimmt zu (Marcogliese 2008, Löhmus & Björklund 2015). Parasiten und Krankheitserreger können in sehr unterschiedlicher Art und Weise auf Umweltstressoren reagieren (Lafferty & Holt 2003, Löhmus & Björklund 2015). Es existieren meist mehrere Faktoren, die das Auftreten von Parasiten und Krankheitserregern fördern und die häufig auch mit anthropogenen Einflüssen verbunden sind (Okamura & Feist 2011). Höhere Temperaturen können die

¹² www.neozoen-bodensee.de/neozoen/dreissena-rostriformis

¹³ <https://www.lfl.bayern.de/ifi/flussfischerei/158387/index.php>

Entwicklung von Krankheitserregern und Parasiten begünstigen (Meili et al. 2004, Marcogliese 2008) und reduzieren die Resilienz von Organismen gegenüber Pathogenen (Melcher et al. 2013). Dieser Effekt kann durch Wechselwirkung mit weiteren Stressoren wie Sauerstoffmangel (Basen 2016), eine erhöhte Infektionsanfälligkeit durch höhere Stoffwechselraten, direkten Wärmestress, eine schlechtere Nahrungsgrundlage sowie die Anwesenheit potentieller Zwischenwirte für Parasitenstadien (Langford 1990) verstärkt werden.

Badedermatitis verursacht beim Menschen unangenehme Hautausschläge und wird durch *Trichobilharzia*-Zerkarien verursacht. Die Erreger durchlaufen einen komplexen Lebenszyklus mit Schlammschnecken (*Lymnaeidae*) als Zwischenwirt und Wasservögeln als Endwirt, wobei bei Wassertemperaturen ab 24 °C die Emergenz der beim Menschen die Badedermatitis auslösenden Zerkarien aus dem Zwischenwirt erfolgt (u. a. Kock 2001). Untersuchungen im Bodensee konnten für ein massenhaftes Auftreten der Badeneurodermitis bei hohen Sommertemperaturen im Jahr 2003, einen Zusammenhang zwischen den klimatischen Bedingungen und dem Auftreten des Erregers belegen (Fiedler et al. 2005). Eutrophierung ist ein weiterer Treiber der Badeneurodermitis, da das Auftreten wirbelloser Zwischenwirte durch höhere Nährstoffkonzentrationen gefördert wird (Horak & Kolarova 2011)

Längere Perioden mit Wassertemperaturen von über 15 °C begünstigen den Ausbruch der häufig tödlich verlaufenden temperatur- bzw. erwärmungsabhängigen Nierenkrankheit PKD (proliferative kidney disease), die hauptsächlich Salmoniden befällt. Meili et al. (2004) konnten steigende Wassertemperaturen als Ursache für einen Rückgang von Bachforellenpopulationen durch Auftreten der PKD in warmen Mittellandflüssen der Schweiz bestätigen. Die Sterblichkeit der Bachforellen durch PKD steigt dabei mit der Höhe der Frühjahrstemperaturen (Schädler 2010). Höhere Nährstoffkonzentrationen begünstigen ebenfalls das Auftreten der PKD (Okamura et al. 2011).

4 Sensitivitäten und verstärkende Effekte

4.1 Geomorphologische Besonderheiten und Gewässertypen

4.1.1 Fließgewässer

Klimatische Veränderungen verursachen je nach Charakteristik des Einzugsgebietes von Fließgewässern unterschiedliche Auswirkungen auf die hydrologischen, physikalisch-chemischen und biologischen Eigenschaften von Fließgewässern. In Abhängigkeit bestimmter Faktoren, wie beispielsweise Höhenlage, Ökoregion oder Einzugsgebietsgröße können ähnliche Variationen des Temperatur- und Niederschlagsregimes beispielsweise zu spezifischen Schwankungen im Temperatur- und Abflussverhalten der Fließgewässer führen (z. B. Caissie 2006, Arvora et al. 2016, Melcher et al. 2016). Diese **Sensitivität** in der Reaktion von Fließgewässern auf atmosphärische Prozesse und den daraus resultierenden Effekten, wie Hoch- und Niedrigwasser, sind typspezifisch und können zudem als Funktion des Vernetzungsgrades der Gewässer untereinander in unterschiedlichen Zeitskalen abgebildet werden (Blöschl et al. 2007). Eine Systematisierung von Fließgewässer- und Einzugsgebietstypen im Hinblick auf Abflussmechanismen und biotische Auswirkungen erscheint vor diesem Hintergrund sinnstiftend, um die Wirkungsschwere von Klimaveränderungen typspezifisch in den Gewässern zu analysieren (vgl. Caissie 2006, Blöschl et al. 2007).

Für die Langzeitentwicklung des Landschaftswasserhaushalts, der auch das Abflussgeschehen in Fließgewässern maßgeblich beeinflusst, sind der **geologische Untergrund** (kalkig, silikatisch, organisch), sowie die anstehenden oberen **Bodenschichten** (Bodentypen) maßgebliche Einflussfaktoren, da sie die Grundwasseranreicherung in ihrer raum-zeitlichen Ausprägung stark beeinflussen. Oberflächengewässer werden dabei einerseits durch resultierende Niederschlags-Abfluss-Beziehungen, als auch die charakteristischen Versickerungsprozesse sowie die oberirdischen und unterirdischen Strömungsprozesse im Einzugsgebiet beeinflusst. So kommt es beispielsweise in Regionen mit stark Ton- und Lehm-geprägtem Untergrund zur schnelleren Ausbildung von Hochwasserscheiteln, welche in ihrer Abflussbildung lediglich von Fließgewässern mit Fels- und Gesteins-dominierenden Einzugsgebieten übertroffen werden.

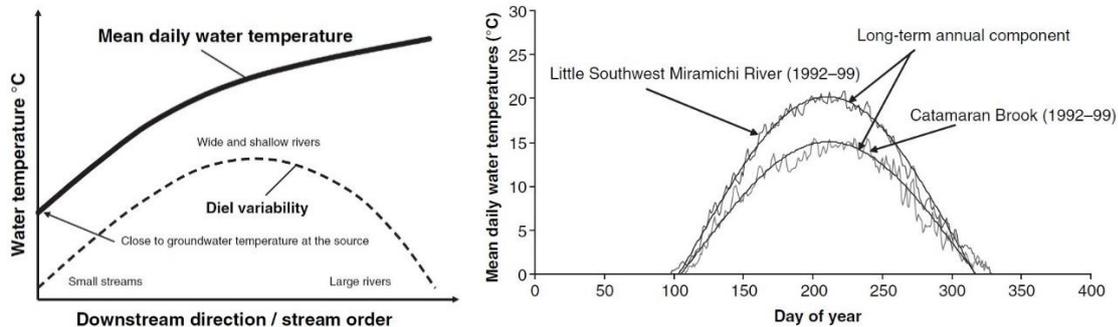
Um die existierenden Querbeziehungen zwischen Fließgewässern, deren hydrologischen Kenngrößen und ihrem erdgeschichtlich geformten Untergrund mit dessen Abbauprodukten zu veranschaulichen, existieren Beschreibungen, wie die der sogenannten **„Fließgewässerlandschaften“** nach Briem (2003). Sie sind als übergeordnete Klassifizierung der Fließgewässertypen zu verstehen und kennzeichnen in Bezug auf bodenkundliche, geologische und geomorphologische Eigenschaften vergleichsweise homogene Landschaftsräume. Briem (2003) weist Deutschland dabei den drei geographischen Haupteinheiten (Norddeutsche Tiefebene, Mittelgebirge, Alpen und Alpenvorland) insgesamt 26 Fließgewässerlandschaften zu. Besonders die Angaben zur Entstehungsgeschichte, charakteristischen Abflussgängen und der Gewässerchemie bieten umfassende Referenzen hinsichtlich des schon heute spürbaren und sich zukünftig verschärfenden klimatischen und Einflusses auf die Fließgewässer. Als weitere Spezifizierung entwickelten Pottgiesser & Sommerhäuser (2008) eine auf das gesamte Bundesgebiet übertragbare Fließgewässertypisierung. Auf dieser Grundlage existiert demnach eine umfassende Grundlage zur Einschätzung besonders vulnerabler Fließgewässer gegenüber klimatischen Einwirkungen in Abhängigkeit der jeweiligen Ökoregion, Höhenlage, Gewässergröße und geologischer Besonderheiten. Aufgrund der Bedeutsamkeit dieses Themas kann mittlerweile auf eine Reihe von Literatur- und Feldstudien zurückgegriffen werden, die im Folgenden für einzelne

(Öko)Regionen und Gewässertypen näher beleuchtet werden (z. B. Caissie 2006, Blöschl et al. 2007, Schmidt et al. 2011, Höfler et al. 2016, Scheid et al. 2017, Bormann & Pinter 2017, Lopez-Tarazon et al. 2019, Weigelhofer & Tritthart 2019).

Einflussfaktoren wie **Höhenlage** beeinflussen vor allem die Wassertemperatur in Fließgewässern, zudem nimmt die Wassertemperatur auch mit zunehmender **Fließlänge** zu, was für die unterschiedlichen Gewässertypen bedeutsam ist (LfULG 2011a). Auch der Zusammenhang zur **Fließgeschwindigkeit** (vgl. Caissie 2006, Melcher et al. 2016) konnte hergestellt werden, da insbesondere für Fließgewässer mit **geringer Strömungsgeschwindigkeit** hohe Temperaturen nachgewiesen werden können. Ähnliche Hinweise auf eine geringere Betroffenheit von Gewässern mit kleinem Einzugsgebiet hinsichtlich höherer Lufttemperaturen geben Standartinger & Godina (2013), die in ihrer Untersuchung im Zeitraum von 1901 bis 2010 an allen Gewässern ein Anstieg der mittleren jährlichen Wassertemperatur verzeichnen konnten, wobei das Ausmaß des Anstieges der Temperatur je nach **Saison** Unterschiede aufweist. Der Anstieg der Wassertemperatur ist dabei von der Quelle bis zur Mündung nicht linear und die Anstiegsrate ist bei kleinen Fließgewässern größer als bei großen Flüssen. Aufgrund der absoluten Gewässerlänge übersteigen dennoch die Temperaturen der großen Flüsse die der kleinen Gewässer (vgl. Caissie 2006). In der Fachliteratur wurde die Anstiegsrate in diesem Kontext für **kleine Bäche** der Größenordnung von **0,6 C°/km** angegeben (Zwieniecki & Newton 1999), während für **größere Flüsse** viel niedrigere Werte ermittelt wurden (**0,09 C°/km**, Torgersen et al. 2001). Die jahreszeitlichen, **monatlichen** und **täglichen** Schwankungen der Wassertemperaturen sind wichtige Faktoren für die Verbreitung aquatischer Arten (vgl. Caissie 2006). Hinsichtlich der saisonalen Schwankungen sind dabei unterschiedliche typische Verläufe festzustellen. Die **Tagesschwankungen** sind dabei gekennzeichnet von einem täglichen Minimum am frühen Morgen (bei Sonnenaufgang) und ein Maximum am Spätnachmittag bis frühen Abend. Je nach Fließgewässertyp und Lage im Längsprofil sind die täglichen Schwankungen (d. h. das Tagesmaximum und -Minimum) bei kalten Quellbächen im Allgemeinen gering und nehmen bei größeren Flüssen zu, da Flüsse weniger vom Grundwasser dominiert werden und stärker den meteorologischen Bedingungen ausgesetzt sind (Caissie 2006). Der Tagesgang der Wassertemperatur erreicht demzufolge **in breiten und flachen Flüssen oft ein Maximum** (breiter als 50 m und <1,5 m tief) während der Tagesgang weiter flussabwärts mit zunehmender Wassertiefe und Flussgröße wieder abnimmt (Caissie 2006). Daten von Alexander & Caissie (2003) zur Wassertemperaturverteilung innerhalb des Kiesbettes zeigten hier, dass Fließgewässer **im Sommer im Allgemeinen durch Wärmeflüsse im Bachbett gekühlt** werden, während im Winter Wärme freigesetzt werden kann.

Daneben beschreiben Fließgewässer auch einen **Jahresgang** der Wassertemperatur, der einer Art Sinusfunktion folgt (Tasker & Burns 1974, Webb & Walling 1993). In kälteren Regionen erstreckt sich dieser Jahreszyklus mit Wintertemperaturen nahe dem Gefrierpunkt vom Frühjahr bis zum Herbst (Caissie et al. 1998). Die Autoren Caissie et al. (2005) unternahmen diesbezüglich in einer Studie den Vergleich der Jahreszyklen für ein kleines und ein großes Fließgewässer. Bei sommerlichen Spitzentemperaturen war der kleinere Bach dabei 5,1 K kälter als der größere Fluss. Zudem konnte festgestellt werden, dass der langfristige jährliche Zyklus für beide Flüsse, trotz ihrer unterschiedlichen Größe, am selben Tag (30. Juli; Tag 211) seinen Höhepunkt erreichte, während der langfristige jährliche Lufttemperaturzyklus sechs Tage zuvor seinen Höhepunkt erreicht hatte (24. Juli; Tag 205, vgl. Abbildung 6).

Abbildung 6: Variabilität der Tagesgänge der Wassertemperatur und mittleren Wassertemperatur in Abhängigkeit der Gewässergröße (links) und beispielhafte Jahresgänge der Wassertemperatur (rechts)



Quelle: Caissie (2006)

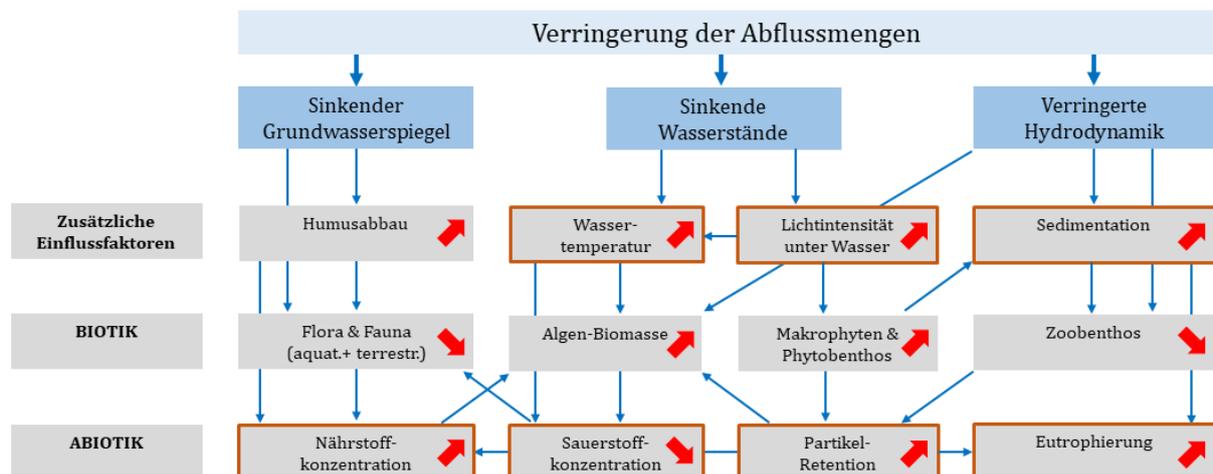
Für den sächsischen Teil der Elbe konnten hinsichtlich der saisonalen Schwankungen ebenfalls typische aber unterschiedliche ausgeprägte Verläufe der Wassertemperatur festgestellt werden (LfULG 2011a). Das **Monatsmittel** der Wassertemperatur in der Elbe erschien stets höher als die Lufttemperatur mit einer **deutlichen zeitlichen Verzögerung** bei der saisonalen Entwicklung, im Gegensatz zu weiteren größeren Flüssen, bei denen die Wassertemperatur nur wenig verzögert bezüglich der Lufttemperatur verläuft (Beispiel Pegel Erlin, LfULG 2011a). Der zeitliche Verzug war dahingehend festzustellen, als dass sich die Wassertemperatur (Monatsmittel) im **Frühjahr oft identisch mit der Lufttemperatur** zeigt. Im Herbst dagegen ist die Wassertemperatur aufgrund der noch vorhandenen Wärmekapazität des Gewässers und seines Umfelds ausgehend vom Sommer höher als die der Lufttemperatur. Bei weiteren Pegeln, wie beispielsweise in Nordsachsen ist der saisonale Verlauf der Wassertemperaturen nahezu identisch mit dem der Lufttemperatur (Bad Dübener See, Kleindalzig, Leipzig-Großschocher, Böhlen 1), was auf die vorangegangenen Erläuterungen zum Verhältnis von Fließgewässertiefe und -breite zurückgeführt werden kann (vgl. Caissie 2006). Als Besonderheit wurde von LfULG (2011a) der Pegel Boxberg herausgestellt, welcher bezüglich der Wassertemperatur eine deutlich kleinere Amplitude im Vergleich zur Lufttemperatur aufweist, wobei die Wintertemperaturen deutlich über und die Sommertemperaturen deutlich unter der Lufttemperatur liegen. Die Autoren führen dies auf eine starke anthropogene Beeinflussung zurück, was aufgrund der Einleitung von Grundwässern zur Wasserhaltung der Braunkohletagebaue als plausibel erscheint. Zur Ermittlung der Jahresgänge der Wassertemperatur und deren Einflussfaktoren ist der mittlere saisonale Jahresgang der Lufttemperatur hinzuzuziehen. Dieser verläuft zur astronomischen Tageslänge etwa um 9 bis 12 Tage verzögert (LfULG 2011a). Dabei ist die zeitliche Verschiebung in den stärker ozeanisch beeinflussten Regionen in Westsachsen und insbesondere in den höheren gelegenen **Gebirgsregionen** etwas größer als im vergleichsweise kontinental geprägten Ostsachsen (zwischen 9 und 20 Tage). Für die Gesamtheit der hinsichtlich des Verlaufs der Wassertemperatur betrachteten sächsischen Pegel zeigte sich, „*dass die zeitliche Verschiebung der Wassertemperatur insbesondere in den Mittelgebirgsbächen und kleineren Flüssen groß ist und dort in den meisten Fällen im Bereich von ca. 20...30 Tagen liegt*“ (LfULG 2011a: 27). Als Ursache für diese deutlich längere Verschiebung wird der dämpfende Einfluss durch **die Speisung mit Grundwasser** genannt, oder auch der regulierende Einfluss des Temperaturregimes durch die **Beschattung in Wäldern, Kerbtälern** oder bei **dichtem Uferbewuchs**.

Tiefland

Bezogen auf die Anfälligkeit von Fließgewässertypen auf klimatische Veränderungen beurteilten Schmidt et al. (2011) beispielsweise für die Fließgewässer der Region Oberlausitz-Niederschlesien die Vulnerabilität gegenüber einer Verringerung des Wasserdargebots anhand der Projektionen der WEREX IV-Ensembles (Szenario A2) für den Zeitraum 2041-2050. Die Methodik zur Bewertung der Vulnerabilität wurde dabei anhand der Einschätzung von klimatisch bedingter Exposition, naturräumlicher und nutzungsbedingter Sensitivität und der durch angepasste Land- und Wassernutzung eingeschätzte Anpassungskapazität bestimmt. Die Autoren kamen dabei u. a. zu dem Ergebnis, dass die „**Löss-lehmgeprägten Tieflandbäche**“ (Typ 18), „**Sandgeprägten Tieflandbäche**“ (Typ 14), „**Organisch geprägte Bäche**“ (Typ 11), sowie die „**Kleinen Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern**“ (Typ 19) aufgrund ihrer geringen bis sehr geringen Niedrigwasserführung und anstehender Böden besonders **sensitiv** gegenüber eines fehlenden Wasserdargebots sind (Fließgewässertypen vgl. Pottgiesser & Sommerhäuser 2008). Besonders vulnerabel wurden auch Fließgewässer des Typs 15 (**Sand- und Lehmgeprägte Tieflandflüsse**) und des Typs 15_g (**Große Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse**) eingestuft, wie beispielsweise die Mittelläufe der Spree und Schwarzen Elster. Als weitere Ursachen können neben der klimatischen Veränderung die in dieser Region angespannten Verhältnisse des Landschaftswasserhaushalts aufgrund des Braunkohletagebaus und der damit verbundenen wasserzehrenden Nutzungen sein (Schmidt et al. 2011, weiterführend Kap. 0). Infolgedessen könnte es insbesondere in den genannten Fließgewässertypen zur vermehrten Entwicklung von **Cyanobakterien** und **Makrophyten** kommen, die mit einer deutlichen Verschlechterung der Wassergüte einhergehen würden (Nixdorf 2009, vgl. auch Abbildung 7).

Abbildung 7: Auswirkungen von Abflussminderungen auf Abiotik und Biotik in Fließgewässern

Insbesondere die braun umrandeten Parameter und Effekte sind von der Gewässertypik (Topographie, Morphologie) und der anthropogenen Überprägung abhängig



Quelle: verändert nach Schmidt et al. (2011)

Betrachtet man die Wirkungszusammenhänge in den Niederungen und Auen größerer Fließgewässer oder Ströme, so kann der Einfluss von Trockenperioden auf den Gesamtabfluss aus zweierlei Blickwinkeln betrachtet werden. Einerseits haben größere Fließgewässer aufgrund ihrer potenziellen natürlichen Aue und der Größe ihres Einzugsgebietes ein höheres Potenzial aus Grundwasserreserven oder Zuflüssen ihrer Vorfluter gespeist zu werden.

Andererseits ist bei länger andauernden Niedrigwasserphasen auch mit einer **längeren Regenerationsphase** zu rechnen (Scheid et al. 2017).

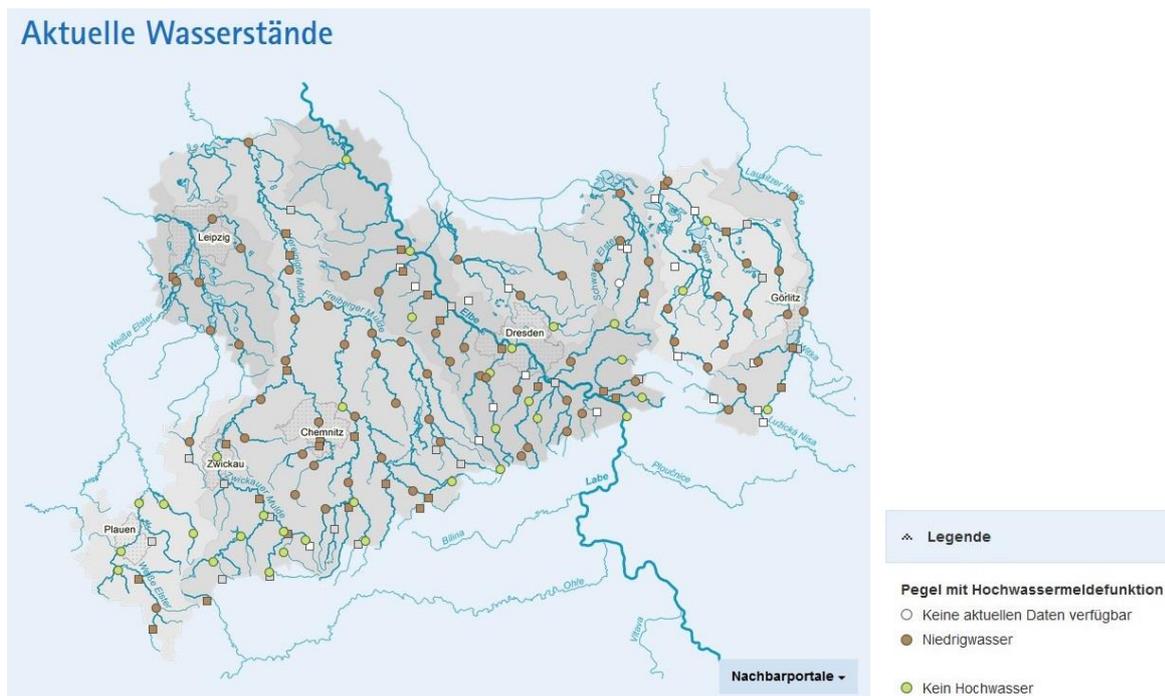
Gerade in Tieflandregionen kann der Fließgewässertyp auch Einflüsse auf das thermische Regime haben. Zum Beispiel zeigte Mosley (1983), dass große naturnahe verzweigte Fließgewässer aufgrund der Vielzahl von kleinen und flachen Seitenarmen, welche besonders den meteorologischen Bedingungen ausgesetzt sind, sehr hohe Wassertemperaturen erfahren können. Hier kann davon ausgegangen werden, dass der Wärmeaustausch an der Grenzfläche Luft/Wasser an der Oberfläche gegenüber den Wärmeströmungen im Bachbett dominiert, was hauptsächlich auf die hohe Sonneneinstrahlung und die verstärkte Windexposition zurückzuführen ist. Demgegenüber haben kleine Fließgewässer mit einer Sohlbreite von wenigen Metern bei ausreichender Beschattung weniger Wärmeaustausch an der Luft-Wasser-Grenzfläche (Caissie 2006). Fällt diese Beschattung aufgrund von Abholzungen weg, sind die kleinen Bäche aufgrund ihrer geringen Wärmekapazität sehr anfällig für einen Anstieg der Wassertemperatur (Brown & Krygier 1967). Höfler et al. (2016) kategorisieren diese Fließgewässer anhand von Mittelwasserabflüssen von wenigen 100 l/s bis maximal 30 bis 50 m³/s (vgl. auch Haidvogel et al. 2011).

Gegenüber Hochwasserereignissen sind insbesondere die **Tieflandgewässer** empfindlich, die aufgrund von Begradigungen und Laufverkürzungen besonderen hydraulischen Stress ausgesetzt sind. Naturnahe Fließgewässer des Tieflandes sind von Natur aus an Hochwassersituationen angepasst. Dennoch werden die Auswirkungen der Gewässerregulierung wahrscheinlich in größeren Einzugsgebieten spürbarer sein, da hier die allgemeine Tendenz zu größeren Siedlungen vorherrscht und damit u. U. groß angelegte Hochwasserschutzanlagen errichtet wurden (Blöschl et al. 2007).

Mittel- und Hochgebirge

Mittelgebirgsbäche sind im Vergleich zu Tieflandgewässern weniger sensitiv, einzelne Gewässertypen können jedoch je nach Einzugsgebietsbeschaffenheit hoch vulnerabel gegenüber Wassermangel sein. Dazu gehören im Einzelnen die LAWA-Typen 5 (**Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche**), 5.1 (**Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche**) und 9 (**Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse**) (vgl. Pottgiesser & Sommerhäuser 2008, Schmidt et al. 2011). Eine exemplarische Momentaufnahme aus dem Sommer 2020 zeigt auch für die Mittelgebirgsregion des Erzgebirges seine weitgehende Unterschreitung der mittleren Niedrigwasserabflüsse (Abbildung 8), was zum einen auf die nach wie vor angespannte Grundwassersituation nach den Trockenheitsjahren 2018 und 2019 zurückzuführen ist, andererseits auch durch den Wasserbedarf zur Trinkwasserbereitstellung in den zahlreichen Talsperren beeinflusst wird (vgl. Kap. 4.3.3). Mittelgebirgsbäche und -flüsse haben aufgrund ihres höheren Talbodengefalles ein erhöhtes Risiko gegenüber Sohlintiefungen und weiteren Erosionserscheinungen bei Hochwasser, auch hier gilt dies insbesondere für anthropogen stark überformte Fließgewässerabschnitte (Lopez-Tarazon et al. 2019). Neben dem Talbodengefälle spielen auch weitere Charakteristika, wie Talform und Querprofil, eine Rolle. Dennoch ist selbst die typenkonforme Ufer- und Auenvegetation bei extremen Hochwasserereignissen ggf. nicht widerstandsfähig genug, um die besonders starken hydraulischen Belastungen schadlos zu überstehen. Aufgrund der Anpassungsfähigkeit dieser Arten und Lebensgemeinschaften verfügen diese jedoch über ein hohes Regenerationspotenzial, bspw. wie es anhand des bemerkenswerten (Wieder)Ausschlagvermögens vieler Weidenarten ersichtlich wird.

Abbildung 8: Momentaufnahme der Niedrigwassersituation in Sachsen Ende Juli 2020



Quelle: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2020)

Im Hochgebirge sind vor allem die Schmelzwasser-beeinflussten Fließgewässer von abnehmenden **Schneehöhen** und länger werdenden **Vegetationsperioden** betroffen. Initiiert durch eine frühere Schneeschmelze (und winterliche Niederschläge) wird die Verschiebung **sommerlicher Hochwasser** zu **winterlichem Hochwasser** zusätzlich verstärkt. In wärmeren Wintern kommt es damit zu einem dominierenden Direktabfluss, aufgrund der veränderten Niederschlagsbedingungen von Schnee zu Regen. Für nordalpine Gebiete unter 1500 m ü. NN. korreliert der Einfluss von Schmelzereignissen weiterhin mit der **Höhenlage der Einzugsgebiete** (Schädler 2010). Bei einer Zunahme der Intensität und Auftretenswahrscheinlichkeit von Hochwasserereignissen ist zudem mit einer enormen hydraulischen Belastung zu rechnen, in der die alpinen Regionen gegenüber hydrogeomorphologischen Überformungen besonders gefährdet sind (Lopez-Tarazon et al. 2019).

Besonderheiten

Kleine Gewässer, oder Gewässeroberläufe sind, wie bereits in Kapitel 3 erwähnt, besonders von thermischem und hydraulischem Stress betroffen. Diese „angespannten“ Verhältnisse können sich im Zuge der Entwicklungen des Klimawandels weiter verschärfen. Kleinstgewässer werden bspw. im Rahmen der Kartierung der Gewässerstruktur erfasst und sind dort als Fließgewässer mit einer Sohlbreite von weniger als 1 m charakterisiert. Oft sind es Fließgewässer mit sehr kleinen Einzugsgebieten, welche der 2. oder 3. Ordnung zugewiesen werden bzw. als Gewässer „keiner Ordnung“ eingestuft sind. Hinsichtlich der **Vernetzung** wird diesen Gewässern eine **enorme ökologische Bedeutung** beigemessen, zumal beispielsweise in einigen Bundesländern rund drei Viertel der Gesamtlängelänge nicht zu den berichtspflichtigen Gewässern nach EG-WRRL zu zählen ist. Die Ursachen zum Verfehlen des ökologisch guten Zustands sind jedoch nicht selten in den degradierten oder verrohrten Kleinstgewässern zu suchen, die als Vorfluter die Hauptgewässer sowohl **hydraulisch, thermisch** als auch **stofflich überlasten** können. Langfristig ist davon auszugehen, dass viele kleine Gewässer über längere Zeiträume trocken fallen können und in die Kategorie der intermittierenden Bäche eingeordnet werden

müssen (vgl. Weigelhofer & Tritthart 2019). Hier besteht Handlungsbedarf hinsichtlich einer spezifischen ökologischen Bewertung dieser Gewässertypen.

Ein weiteres besonderes Augenmerk gilt es weiterhin den Quellbereichen zu widmen. Diese ökologischen Wiederbesiedlungs-Hotspots sind in reliefdominierten Regionen sowohl in bewaldeten und landwirtschaftlich geprägten Regionen zu finden. Die teilweise temporäre Speisung von Quellen erfolgt durch hervortretende Grundwasserleiter und Oberflächenwasser, wobei letzteres insbesondere in den Sommermonaten bereits thermisch „kontaminiert“ sein kann. Als Quelle für die Besiedlung des gesamten Fließgewässers ist die naturnahe und typgerechte Ausgestaltung und Ausstattung von Quellbereichen eine Grundvoraussetzung für die stromabwärts gerichtete Migration von Gewässerlebewesen und Rückzugsort bei thermischen und hydrologischen Extremwetterlagen.

Auch beim **Trockenfallen** von Fließgewässern spielt die **Gewässerstruktur** im Allgemeinen und die Ufer- und Sohlausprägung im Speziellen eine entscheidende Rolle, da mögliche Rückzugsräume insbesondere für die das hyporheische Interstitial besiedelnde Fauna durch naturferne Gestaltungsformen bzw. Bauweisen nicht mehr zur Verfügung stehen.

Groß angelegte Studien, wie von Bormann & Pinter (2017) untersuchten Niedrigwassertrends von Fließgewässern und kamen zum Ergebnis, dass die jeweiligen Auswirkungen nicht ausschließlich durch Klimawandelprozesse verursacht werden und neben der Einzugsgebietspezifität auch die Nutzungsspezifität der Landfläche eine bedeutende Rolle einnimmt. Diese und weitere Ergebnisse deuten darauf hin, dass der Klimawandel nicht in jedem Fall der dominierende Faktor für physikalische, chemische und biologische Effekte in Fließgewässern sein kann. Demzufolge ist der Ansatz zur Integrierung der jeweiligen (Wasser)Nutzungsverhältnisse im Einzugsgebiet zur umfassenden Bewertung der Vulnerabilität gegenüber Wasserextremen als zielführend anzusehen (siehe Kap. 4.2).

4.1.2 Seen und Standgewässer

Hydrogeographische Merkmale beeinflussen die biologischen Qualitätskomponenten von Seen. **Ursprung, Größe und Schichtung** sind daher wichtige abiotische und ökologische Unterscheidungskriterien zur Bestimmung der typischen Ausprägungen von Seen, wie sie im Referenzzustand oder referenznahen Zustand zu erwarten wären (LAWA 1998). Von der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) werden in Deutschland 16 Seentypen unterschieden, wobei die Einteilung der geografischen Lage in die Hauptregionen Alpen und Alpenvorland, Mittelgebirge und Tiefland als übergeordnetes Kriterium gilt. Da die Seentypen unterschiedlich sensitiv auf die Einflussgröße Klima reagieren können, wird die Seentypisierung nach LAWA (1998) neben weiteren morphologischen und physikalisch-chemischen Merkmalen sowie der Genese als Unterscheidungsmerkmal herangezogen.

Der überwiegende Teil der Seen in Deutschland mit einer Größe von mehr als 50 ha, die nach EG-WRRRL bewertet werden, befindet sich in den Alpen, dem Alpenvorland und im Tiefland. Bei den Mittelgebirgsseen mit 50 ha Mindestgröße handelt es sich vielfach um Talsperren.

Innerhalb dieser Ökoregionen herrschen unterschiedliche **klimatische, geologische und naturräumliche** Bedingungen. Die Seen werden daher nach **Morphologie, Mischungsverhalten** und **trophischem Grundzustand** unterschieden. Oberfläche und/oder Wasservolumen, das Schichtungsverhalten, die Kalzium-Konzentration als Maß für die geochemischen Verhältnisse des Einzugsgebietes, sowie die relative Größe des Einzugsgebietes als Maß für den Einfluss des Einzugsgebietes auf den Wasser- und Stoffhaushalt des Sees (Volumenquotient) dienen als Unterscheidungsmerkmal (Riedmüller et al. 2013).

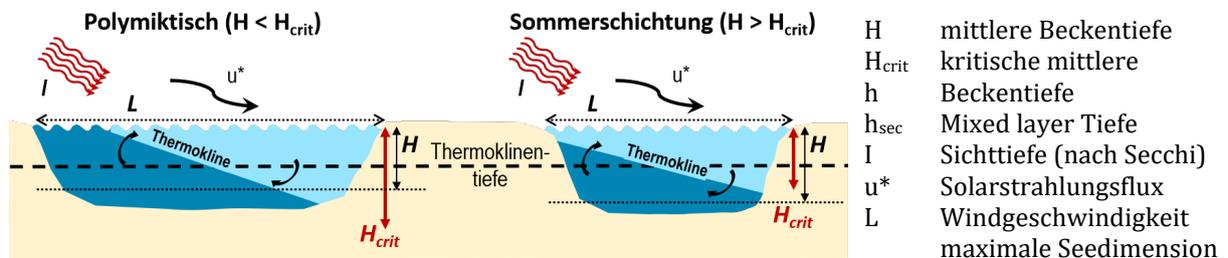
Schichtung

Bedingt durch die Gewässertiefe weisen die Seen ein unterschiedliches Schichtungsregime auf. Aufgrund der geologischen Verhältnisse gibt es häufig **polymiktische Seen**. Diese Seen sind zu flach um ein ausgeprägtes Hypolimnion zu formen und potentiell nährstoffreich. Bei den geschichteten Seen des Tieflandes lassen sich **di- und monomiktische** unterscheiden. Die Reaktion der Schichtungsverhältnisse auf die steigenden Temperaturen in einzelnen Seen hängt von morphometrischen Charakteristika (Seegröße und -tiefe) ab. Als integratives Kriterium zur Einschätzung der saisonalen Schichtung von geschlossenen Becken wurde von Kirillin & Shatwell (2016) eine kritische mittlere Beckentiefe vorgeschlagen. Sie trennt polymiktische Seen von solchen mit Sommerschichtung. Das thermische Regime eines Sees kann damit relativ einfach bestimmt werden ohne die Wärmetransportgleichungen zu lösen. Bestimmende Größen sind die Transparenz (Sichttiefe * Licht-Dämpfung), die maximale lineare Dimension und die Monin-Obukhov-Länge des Sees (Abschätzung der klimatischen Faktoren in der Form: Verhältnis aus Windgeschwindigkeit³ und mittlerem Wärmefluss an der Wasseroberfläche). Die Sichttiefe von Seen wird in den meisten Monitoringprogrammen ermittelt.

Ist die berechnete **kritische Tiefe größer als die mittlere Beckentiefe** weist auf **Polymixis** hin, während die **umgekehrte** Konstellation für eine **stabile Sommerschichtung** des Sees spricht (Abbildung 9). Insbesondere am Übergang zwischen Polymixis und Sommerschichtung bestimmen die Transparenz bzw. Lichtdämpfung des Wassers den thermischen Zustand von Seen (Kirillin 2010, Shatwell et al. 2016). Mit der kritischen Tiefe als generalisierter Größe kann das saisonale Mischungsregime eines Sees relativ einfach bestimmt werden ohne die Wärmetransportgleichungen zu lösen.

Abbildung 9: Kritische mittlere Beckentiefe

Eine kritische Tiefe größer als die mittlere Beckentiefe weist auf Polymixis hin, während die umgekehrte Konstellation für eine stabile Sommerschichtung des Sees spricht



Quelle: Kirillin & Shatwell 2016

Anhand der Formel der (generalisierten) kritischen Seetiefe können Thesen zu Wirkpfaden von Klimaänderungen formuliert werden.

$$H_{crit} = c_1 h_{sec} + (c_1^2 h_{sec}^2 + c_2 L L_{MO})^{1/2}$$

Die Validierung der Faktoren C_1 und C_2 an Messdaten (Logit-Regression) ergab folgende Mittelwerte:

$$C_1 = 0.493 \text{ und } C_2 = 0.0006.$$

Modell und Überprüfung mit Messwerten zeigen Sonderfälle.

Wenn die Windgeschwindigkeit gegen Null geht dann ist $h = h_{sec}$.

In kleineren Seen mit $L < 1000$ m ist $H_{crit} = h_{sec}$.

Bei bekanntem Auslöschungskoeffizienten γ gilt $H_{crit} = \gamma^1 + (\gamma^2 + 0.0006 L L_{MO})^{1/2}$.

C_1	Auftriebsflux durch Sonneneinstrahlung an der Seeoberfläche
C_2	$B_m h u_*^{-3} A_{1/2}$ stabilisierender Auftriebsflux m "mixed layer"
B_m	gemittelter stabilisierender Auftriebsflux
h	Durchmischungstiefe
u_*	gemittelte Windscherung (Windgeschwindigkeit)
$A_{1/2}$	1/2 Aspektverhältnis ($H / (L/2)$)
L	maximale Seedimension
L_{MO}	Monin-Obukhow Länge $L_{MO} = u_*^{-3} J_s^{-1}$
J_s	Strahlungsauftrieb an der Seeoberfläche

Für Seen mit einer **mittleren Beckentiefe** nahe der kritischen Tiefe kommt also der Veränderung des Seespiegels etwa durch **Verlandung, Wasserentnahme** oder **Verdunstung** eine zentrale Bedeutung zu. Sie kann einen **Wechsel des thermischen Regimes** herbeiführen. Dies gilt auch für die Veränderung der **Sichttiefe** (Shatwell et al. 2016). Im Klarwasserstadium nach der Frühjahrsblüte wird die bereits aufgebaute Schichtung des Wasserkörpers geschwächt, was in Abhängigkeit von der Beckentiefe zu einer weiteren **Durchmischung** des Wasserkörpers, also Polymixis des Sees führen kann.

Je nach **Seentyp** sind die physikalischen Vorgänge differenziert zu betrachten. In geschichteten (di- und monomiktischen) Seen führen steigende **Sommerlufttemperaturen** allgemein nicht zu steigenden **hypolimnetischen Temperaturen**: im Gegenteil, ein kühlender Trend in den tieferen Bereichen im Sommer ist sowohl in den Langzeitdaten als auch in den Modellierungsszenarien zu finden (Kirillin 2010 & Kirillin et al. 2013), bedingt durch Verhinderung des vertikalen Wärmetransports bei der steigenden thermischen Schichtung. Bei zunehmender Windbelastung können steigende Lufttemperaturen den Gesamtwärmegehalt (mittlere Seentemperatur) eines geschichteten Sees erhöhen, indem das **Epilimnion** vertieft wird (Arvola et al. 2010). **Extreme Windereignisse** spielen bei steigenden vertikalen Temperaturunterschieden eine zunehmende Rolle: kurzzeitige Mischungsereignisse bringen nährstoffreiche Wassermassen aus Meta- und Hypolimnion an die Seeoberfläche und verursachen damit schlagartige Änderungen in der Primärproduktion mit langzeitigen Folgen für den ökologischen Seezustand (Kasprzak et al. 2017). **In flachen polymiktischen** Seen wird durch Winde und nächtliche Konvektion schnell die gesamte Seewassersäule durchmischt. Die Windverteilung über den See spielt eine entscheidende Rolle bei der Durchmischung (Schimmelpfennig et al. 2012). Die klimabedingte Erhöhung der Oberflächentemperatur führt zu längeren Schichtungsperioden und kann schließlich einen Mischungsregimewechsel zu einem geschichteten (dimiktischen) See verursachen (Kirillin 2010, Shatwell et al. 2019).

► Monomiktische Seen

In monomiktischen Seen findet die Vollzirkulation einmal pro Jahr statt. In unseren Breiten findet man warm-monomiktische Seen, die im Winter zirkulieren, aber aufgrund ihrer Größe nicht zufrieren (z. B. aktuell der Bodensee, Straile et al. 2003, Arvola et al. 2010, IGKB 2015). In tiefen monomiktischen Seen wird sich die Durchmischungshäufigkeit mit der Klimaerwärmung reduzieren, diese Seen mischen sich auch heute schon nicht mehr unbedingt jährlich (Arvola et al. 2010, IGKB 2015). So ist für den Bodensee bis 2084 eine um ca. 20-30% seltenere vollständige Durchmischungshäufigkeit zu erwarten (IGKB 2015). Als Folge ist die chemische Stabilisierung der Schichtung bis hin zur Meromixis zu erwarten. Langzeitdaten monomiktischer mitteleuropäischer Seen zeigen bislang eine durchschnittliche Erwärmung des Tiefenwassers von 0,1-0,2 °C pro Dekade mit Varianz je nach Lage und Windexposition. Dokulil et al. (2006) prognostizieren bis 2100 eine mittlere Erwärmung des Tiefenwassers von ca. 1 °C. Für den Bodensee liegt eine ähnliche Prognose vor (IGKB 2015). Eutrophierungseffekte begünstigen

diesen Prozess (IGKB 2015, Holzner et al. 2009, Kipfer 2010) und die Verbesserung der Wasserqualität kann eine Durchmischung des Wasserkörpers zur Folge haben (Luganer See, Holzner et al. 2009, Kipfer 2010).

► Dimiktische Seen

Ein dimiktisches Durchmischungsregime ist in Deutschland typisch für tiefe Seen: Sie zirkulieren zweimal im Jahr (im Frühjahr und Herbst). Die Stabilität der Schichtung ist temperaturabhängig und das Durchmischungsregime kann sich durch Änderungen in der Dauer der Eisbedeckung und steigende Wassertemperaturen im Winter von dimiktisch zu monomiktisch ändern (Kirillin 2010, Livingstone et al. 2010, Shatwell et al. 2013). Langzeitdaten von 17 Seen und Talsperren bestätigen diesen Trend (Shatwell et al. 2013). Für den Stechlinsee konnte seit 1959 ein häufigeres Auftreten von *Monomixis* infolge steigender Wassertemperaturen und geringere Eisbedeckung im Winter nachgewiesen werden (Shatwell et al. 2013). Modelluntersuchungen des Arendsee zeigen eine ähnliche Entwicklung (Shatwell et al. 2013). Für den dimiktischen Ammersee konnten Bueche & Vetter (2013) bislang noch kein Trend zur erhöhten Tendenz eines monomiktischen Durchmischungsregimes feststellen, mit höheren Wintertemperaturen ist jedoch die Veränderung des Durchmischungsregimes in Richtung warm-monomiktisch bzw. oligomiktisch zu erwarten (Danis et al. 2004, Bueche & Vetter 2013). Im Stechlinsee können steigende Sommertemperaturen zu einer längeren und stabileren sommerlichen Schichtung führen und eine interne Eutrophierung durch Rücklösung von im Sediment gebundenen Phosphors infolge non sauerstoffarmen Bedingungen am Seegrund, mit deutlichen Auswirkungen auf Biomasse und Artenzusammensetzung im See hervorrufen (Selmeczy et al. 2018).

Steigende Sommertemperaturen führen zu einer längeren und stabileren sommerlichen Schichtung. Selmeczy et al. (2018) haben für den Stechlinsee von 1994-2004 einen zeitigeren Beginn der Schichtungsphase im Frühjahr und ein späteres Ende im Herbst sowie eine insgesamt stabilere Schichtung nachgewiesen. Diese Prozesse hatten eine Rücklösung von im Sediment gebundenen Phosphors durch sauerstoffarme Bedingungen am Seegrund und damit eine interne Eutrophierung mit deutlichen Auswirkungen auf Biomasse und Artenzusammensetzung im See zur Folge.

► Meromiktische Seen

In meromiktischen Seen durchmischt sich der Wasserkörper nicht vollständig und die Schichtung bleibt ganzjährig bestehen. Ursache hierfür ist meist ein ungünstiges Verhältnis zwischen Oberfläche und Tiefe. Im tieferen nicht durchmischten Wasserkörper wird das Wasser bei Temperaturen von 4 °C und damit der größten Dichte mit Sedimentations- und Abbauprodukten angereichert. Dadurch erhöht sich die Wasserdichte weiter und es bildet sich dauerhaft ein sauerstofffreier oder mit Salzen angereicherter Tiefenbezirk (chemische Schichtung), das Monolimnion. Aber auch bei flachen Seen können chemische Vorgänge eine *Meromixis* zur Folge haben, so etwa bei vielen Tagebauseen.

Der Bodensee ist in Teilbereichen meromiktisch. Wärmere Winter führen zu einer geringeren Durchmischungsintensität und können diesen Effekt verstärken (IGKB 2013). Peeters & Livingstone (2002) haben bei Untersuchungen des Zugsees (Schweiz, maximale Tiefe 197 m) festgestellt, dass zwischen 1988 und 1990 die klimabedingte Verringerung der Tiefwassermischung zu einer Verschiebung des Monolimnions um 70m in Richtung Oberfläche geführt hat. Eine weitere Verringerung der Tiefwassermischung während einer Reihe warmer Winter, wie durch den Klimawandel zu erwarten ist, dürfte negative Auswirkungen auf das

Ökosystem des Zugsees haben. Für tiefe Gewässer in Mecklenburg-Vorpommern, Berlin und Brandenburg halten Vohland et al. (2007) das verstärkte Auftreten von Meromixis für möglich.

Trotz der Möglichkeit, dass Meromixis in einem See über lange Zeiträume bestehen kann, belegen verschiedene Beispiele, dass das Auftreten einer Vollzirkulation durch sich verändernde klimatische, hydrologische oder hydrogeologische Bedingungen jederzeit möglich ist, z. B. durch geänderte Luftströmungen (Kärntner See; Reichmann et al. 2014) oder durch verstärkten Zufluss höher mineralisierten Flusswassers (Nordbytnet, Norwegen; Hongve 1999).

Die Auswirkungen von steigenden Lufttemperaturen auf die Wassertemperatur können für alpine meromiktische Seen durch die thermische Trägheit des meromiktischen Tiefenwassers abgepuffert werden (Livingstone 2003), das über mehrere Jahrzehnte ungemischt bleibt und damit nicht auf Veränderungen der Lufttemperaturen reagiert (Kirillin 2010).

► Polymiktische Seen

Polymixis ist typisch für flache Seen. Da aufgrund der geringen Tiefe auch im Sommer kein ausgeprägter Temperatur- bzw. Dichtegradient entstehen kann, zirkulieren diese Seen ganzjährig. Dadurch findet mehrmals im Jahr ein Wärme- und Nährstoffaustausch mit dem Epilimnion statt und die mittlere Jahrestemperatur kann sich durch steigende Temperaturen stärker erhöhen als in tiefen Seen (Arvola et al. 2010). Durch höhere Temperaturen im Sommer kann sich dieser Durchmischungstyp zu di-/monomiktisch ändern mit sprunghaften Änderungen der Hypolimnion-Temperatur und weitreichenden Folgen für die Ökologie (Kirillin 2010). Für den Müggelsee ist eine Änderung des Durchmischungsregimes bis zum Ende des Jahrhunderts zu warm-monomiktisch zu erwarten (Kirillin 2010). Der Übergang wird vermutlich mit jährlichen Wechseln des Schichtungsverhaltens einhergehen (Kirillin 2010). Modelluntersuchungen relativ flacher Seen, deren Tiefe jedoch im Übergangsbereich von polymiktisch zu dimiktisch liegt, prognostizieren einen Rückgang der hypolimnischen Temperaturen, besonders wenn im Frühjahr die thermische Schichtung zeitig einsetzt (Kirillin 2010). Da die gesamte Wassersäule von Witterungseinflüssen beeinflusst wird, werden flache, polymiktische Seen wahrscheinlich direkter auf kurzfristige Wetterschwankungen reagieren (Arvola et al 2010).

Tiefland

In Deutschland befinden sich die meisten Seen im norddeutschen Tiefland. Die jährlichen Wasserstandschwankungen sind hier weniger ausgeprägt als in alpinen und voralpinen Gebieten. Modelle prognostizieren für die Oberflächen-Wassertemperaturen von Tieflandseen bei realistischen CO₂-Szenarien für einen großen (7,3 km²) polymiktischen und einen kleinen (0,3 km²) dimiktischen Tieflandsee mit ähnlicher Morphometrie, unabhängig vom Seentyp, einen Anstieg von 2–3 K bis zum Ende dieses Jahrhunderts (Kirillin 2010). Seen im Tiefland weisen zudem meist eine sehr hohe Variabilität bezüglich der Eisbedeckungsdauer im Winter auf. Durch Verkürzung der Eisbedeckungszeiten und durch steigende Wassertemperaturen kann sich das Schichtungs- und Durchmischungsregime von Seen verändern. **Polymiktische Seen** können zu **dimiktischen** und **dimiktische Seen** zu **monomiktischen werden** (Arvola et al. 2010, Kirillin 2010, Livingstone et al. 2010).

Im **Müggelsee** (polymiktischer, eutropher Flachwassersee, Seetyp 11 in Berlin) steigt die Oberflächentemperatur des Wassers aktuell um 0,3 °C pro Dekade (Kirillin 2010). Für den Müggelsee beziffert das CO₂-Szenario B2 (SRES-Szenario, IPCC-Bericht 2001) eine Erhöhung der eisfreien Winter um 60 %. Modellsimulationen und die Auswertung empirischer Langzeitdaten zeigen, dass verringerte Eisbedeckungszeiten und steigende Wassertemperaturen unabhängig von den Phosphorkonzentrationen zu einer intensiveren und früheren Algenblüte (Huber &

Adrian 2008) und einem Wechsel von Makrophyten-Dominanz zu Phytoplankton-Dominanz führen können (Hilt et al. 2018). Für den Müggelsee wird zudem beobachtet, dass die Schichtungsereignisse im Sommer, aufgrund von vermehrten Heißwetterperioden, länger und häufiger werden und sich der Schichtungstyp von polymiktisch zu dimiktisch ändern kann. Dieses Verhalten ist für viele Flachwasserseen zu erwarten (Kirillin 2010).

Untersuchungen der Sedimentablagerungen im **Belauer See** (eutropher, tiefer, geschichteter See, Seetyp 10 in Schleswig-Holstein, Norddeutschland) von 1945 bis 2002 weisen auf eine Zunahme der zusammenhängenden eisfreien Tage hin (Zahrer et al. 2013). Durch Sedimentuntersuchungen konnte ein Effekt von saisonalen Klimaschwankungen (North Atlantic Oscillation) und von Nährstoffeinträgen auf die **Diatomeengemeinschaft** belegt werden (Zahrer et al. 2013).

In **dimiktischen** und **monomiktischen Seen** scheint die Schichtungsperiode durch höhere Lufttemperaturen im Winter bereits zeitiger im Frühjahr zu beginnen. Zusammen mit höheren Lufttemperaturen im Spätsommer und Herbst führt dies zu insgesamt zu einer stabileren Schichtung, und somit bei dimiktischen Seen zu einer längeren Schichtungsperiode sowie einer verlängerten Vegetationsperiode.

Im **Stechlinsee** (oligo-/mesotropher, dimiktischer, tiefer See, Seetyp 13) stieg die Wassertemperatur an der Oberfläche seit 1958 (Beginn der Messreihe) um 0,3 °C pro Dekade (Kirillin 2010). Gleichzeitig hat die Dauer der **sommerlichen Stratifikation** um etwa 17 Tage zugenommen (Shatwell et al. 2013, Selmeczy et al. 2018). Modelluntersuchungen zeigen, dass sich die Periode der Winterschichtung seit 1959 um etwa einen Monat verringert hat und der See häufiger ein **monomiktisches** Stratifikationsmuster zeigt (Bernhardt et al. 2012). Gleichzeitig hat der Gesamt-Phosphorgehalt im **Hypolimnion** des Stechlinsees seit Ende der 1990-iger Jahre deutlich zugenommen und der Sauerstoffgehalt kontinuierlich seit den 1980er Jahren abgenommen. Dieses Muster verstärkte sich seit der Jahrtausendwende (Selmeczy et al. 2018). Es besteht ein Zusammenhang zwischen dem hypolimnischen gelösten Phosphor eines Jahres und dem TP-Gehalt im See des darauffolgenden Jahres (Shatwell et al. 2013). Die stärkere und länger anhaltende Schichtung führt zu einer internen Eutrophierung, externe Phosphor-Quellen sind nicht bekannt, sowie zur Veränderung der **Biomasse** und **Artenzusammensetzung** von **Phyto- und Zooplankton** mit einer Zunahme von Cyanobakterien im See (Selmeczy et al. 2018). Der **Sauerstoffgehalt** im Hypolimnion nimmt ab (Gonsiorczyk et al. 2003, Shatwell et al. 2013, IGB 2021).

Für den **Großen Wummsee** (mesotropher, dimiktischer tiefer See, Seetyp 13) konnte ebenfalls eine Verlängerung der sommerlichen Schichtungsperiode aufgrund klimatischer Veränderungen nachgewiesen werden, die Auswirkungen auf die Trophie und einem Wechsel des Sees von oligotroph zu mesotroph zur Folge hatte. Mögliche Ursachen sind klimabedingte **Eutrophierungsprozesse** aus angrenzenden Niedermooren, die in diesem See zu einer Veränderung der **Phytoplanktonzusammensetzung** zu Gunsten von **Cyanobakterien** geführt haben. Als weitere Ursache wird ein zunehmender Stickstoffmangel vermutet, durch den wärmeliebende Cyanobakterien zusätzlich begünstigt werden (LimPlan 2013).

Die sommerliche Temperaturschichtung im **Arendsee** (eutropher, monomiktischer, tiefer See, Seetyp 13) hat sich zeitlich verschoben und beginnt 2012 im Vergleich zu 1976 17 Tage früher und endet zwölf Tage später (Shatwell et al. 2013). Die Oberflächentemperatur stieg im Jahresmittel um 0,52 K pro Dekade, und die Oberflächenverdunstung nahm zwischen 1977 bis 2010 um ca. 150 mm/a zu. Gleichzeitig nahm die Sauerstoffkonzentration im Hypolimnion am Ende der Schichtungsphase ab (Hupfer 2018, Hupfer et al. 2019). Die Phosphorkonzentration stieg sowohl im Epilimnion als auch in höherem Maße im Hypolimnion, im Hypolimnion durch

interne Eutrophierung aufgrund des Sauerstoffmangels und im Epilimnion infolge der Durchmischung mit tieferen Wasserschichten während der Durchmischungsperiode (Hupfer 2018, Hupfer et al. 2019) Modelluntersuchungen prognostizieren für den Arendsee eine Verlängerung der **sommerlichen Stratifikation** um zwei Monate bis 2100 (Shatwell et al. 2013, Hupfer 2018, Hupfer et al. 2019). Der Schichtungstyp des Arendsees kann sich mit einer weiteren Klimaerwärmung von dimiktisch zu monomiktisch ändern (Kirillin 2011, Shatwell et al. 2013, Hupfer et al. 2019).

Tabelle 1: Seentypen des Tieflandes

LAWA-Seentyp	Charakterisierung
10	Geschichteter kalkreicher Tieflandsee mit rel. großem Einzugsgebiet*, **
11	Polymiktischer kalkreicher Tieflandsee mit rel. großem Einzugsgebiet*, **
12	Flusssee im Tiefland (Wasserverweildauer < 30 Tage)
13	Geschichteter kalkreicher Tieflandsee mit rel. kleinem Einzugsgebiet**
14	Polymiktischer kalkreicher Tieflandsee mit rel. kleinem Einzugsgebiet**

* relativ großes Einzugsgebiet: Verhältnis der Fläche des oberirdischen Einzugsgebietes (mit Seefläche) zum Seevolumen (Volumenquotient VQ) > 1,5 m²/m³ relativ kleines Einzugsgebiet: VQ < oder = 1,5 m²/m³

** kalkreiche Seen: Ca²⁺ > oder = 15 mg/l; kalkarme Seen: Ca²⁺ < 15 mg/l

Quelle: Riedmüller et al. (2013)

Mittel- und Hochgebirge

In den deutschen Mittelgebirgen gibt es relativ wenig natürliche Seen mit einer Größe über 50 ha. Meist handelt es sich um **künstliche Seen wie Talsperren und Rückhaltebecken**, welche **kalkarm** und häufig einen **leicht sauren pH-Wert** haben. Einige Seen wie der Schluchsee (Seentyp 8) und die Eckertalsperre (Seentyp 9) sind huminstoffgeprägt (Nixdorf et al. 2004). Die Klimaverhältnisse in den Mittelgebirgen sind vom **Höhengradienten** abhängig, die Erhöhung der Temperaturen fällt je nach Höhenlage geringer als im Tiefland aus. Derzeit erreichen die Sommertemperaturen in Regionen ab einer Höhe von 500 m ü. NN noch keine Werte, ab denen **Blualgen** im Wachstum begünstigt werden (Willmitzer et al. 2015).

Generell lässt sich auch in den deutschen Mittelgebirgen ein Trend zu einer **Erhöhung der Winterniederschläge** bei **Verringerung** der Dauer der **Schneebedeckung** erkennen, wobei die Schneehöhen sehr starken jährlichen Schwankungen unterliegen. Diese Veränderungen haben starken Einfluss auf das saisonale Zu- und Abflussregime. Die Zuflüsse verschieben sich vermehrt in die Wintermonate und reduzieren sich im Sommer. Das Abflussregime von Talsperren und Rückhaltebecken ist sehr stark durch die **anthropogene Nutzung** überprägt. Für Süddeutschland werden für die Mittelgebirge im Winter um 10 % höhere, im Sommer allerdings deutlich geringere Abflüsse prognostiziert (z. B. für das Einzugsgebiet der Dill in Hessen; Eckhardt & Ulbrich 2003).

Die tiefen, großen, kalkarmen Mittelgebirgsseen unterliegen als Talsperren typischen Nutzungen und Belastungen **wie Trinkwassergewinnung, Hochwasserschutz, Erzeugung elektrischer Energie, Niedrigwasseraufhöhung und Schiffbarmachung** sowie teilweise **Freizeitnutzung und Fischerei. Nährstoff- und Bodeneinträge** können zu einer Veränderung der Artenzusammensetzung der Algen und Wasserpflanzen führen und sind aufgrund der Wasserqualitätsverschlechterung für die Trinkwassergewinnung problematisch. Starkniederschläge können zu erhöhten Nährstoff- und Sedimenteinträgen (Huminstoffe Talsperre Eibenstock (Seentyp 8) und infolge zu Veränderung der **Artenzusammensetzung der Algen und Wasserpflanzen** führen mit Auswirkungen auf die **Wasserqualität** (z. B. Eixendorfer See (Seentyp 8), Förmitztalsperre (Seentyp 9), LAWA 2017b).

In der **Talsperre Bautzen** (Seentyp 6), deren Schichtungsverhalten an der Grenze zwischen poly- und dimiktisch liegt, führen zeitige Stauspiegelabsenkungen im Mai zu einer früheren Durchmischung im Sommer und damit zur vermehrten **Freisetzung von Phosphor** aus dem Sediment. Durch Einmischung des freigesetzten Phosphors in die euphotische Zone werden Cyanobakterienblüten (hier Microcystis-Arten) gefördert. Hohe Wasserstände können diese Blüten unterbinden (Shatwell al. 2013).

In der **Talsperre Saidenbach** (mesotropher, geschichteter, calciumreicher Mittelgebirgssee, Seentyp 5) ist die Wassertemperatur von 1997-2016 um 3 °C angestiegen, wobei aufgrund ihres regelmäßigen Betriebs eine relevante anthropogene, d. h. betriebsbedingte Beeinflussung der Oberflächentemperatur ausgeschlossen werden kann (UBA 2019). Die Dauer der Sommerschichtung hat sich seit 1975 um ca. einen Monat verlängert (Wagner et al. 2013). Das verbesserte Lichtangebot im Metalimnion hat zu einem verstärkten Algenwachstum geführt, was eine "optische Sperrschicht" mit geringeren Sichttiefen in warmen Jahren zur Folge hat (Shatwell et al 2013).

Tabelle 2: Seentypen des Mittelgebirges

LAWA-Seentyp	Charakterisierung
5	geschichteter kalkreicher Mittelgebirgssee mit rel. großem Einzugsgebiet*,*
6	polymiktischer, calciumreicher Mittelgebirgssee
7	geschichteter kalkreicher Mittelgebirgssee mit rel. kleinem Einzugsgebiet*,*
8	geschichteter kalkreicher Mittelgebirgssee mit rel. großem Einzugsgebiet*,*
9	Geschichteter kalkreicher Mittelgebirgssee mit rel. kleinem Einzugsgebiet*,*

* relativ großes Einzugsgebiet: Verhältnis der Fläche des oberirdischen Einzugsgebietes (mit Seefläche) zum Seevolumen (Volumenquotient VQ) > 1,5 m²/m³ relativ kleines Einzugsgebiet: VQ < oder = 1,5 m²/m³

** kalkreiche Seen: Ca²⁺ > oder = 15 mg/l; kalkarme Seen: Ca²⁺ < 15 mg/l

Quelle: Riedmüller et al. (2013)

Alpen und Alpenvorland

Die Seen der Alpen werden durch ein alpines Abflussregime mit **Frühjahrs- und Sommerhochwasser** infolge der **Schneeschnmelze**, hohen **Schwebstoffanteilen** und **niedrigen Zuflusstemperaturen** bestimmt. Alpine Seen haben meist ein großes Einzugsgebiet und sind nährstoffarm mit einer niedrigen Primärproduktion (vgl. Nixdorf et al. 2004). Eine Höhenlage bedingte höhere **UV-Strahlungsintensität** kann die Primärproduktion weiter einschränken (Nixdorf et al. 2004). Wie für die Mittelgebirge sind auch hier die Auswirkungen der steigenden Temperaturen höhenabhängig. Livingstone (2003) rechnet für alpine Seen nur mit einer Erwärmung von 0,1-0,15 °C pro Dekade (entsprechend 0,8-1,3 °C bis 2100). Alpine Seen sind meist über lange Zeiträume eisbedeckt (Sporka et al. 2006). Die Dauer der **Eisbedeckung** wird sich künftig verkürzen (BAFU 2012). Austin & Colman (2007) haben ermittelt, dass dieser Effekt durch eine geringere Schneebedeckung verstärkt wird, da sich durch die dadurch reduzierten Rückstrahlungseffekte (Albedo) die Wassertemperaturen stärker erwärmen, mit Auswirkungen bis in den Sommer. Eine infolge **höherer Temperaturen** dünnere Eisschicht kann durch Witterungseinflüsse wie **Stürme** leichter aufgebrochen werden und eine **Durchmischung des Wasserkörpers** und höhere Wassertemperaturen zur Folge haben (Austin & Colman 2007). Koinig et al. (1998) haben ebenfalls nachgewiesen, dass die **physikalisch-chemischen Bedingungen und Biota** in alpinen Seen stark von der **Dauer der Eis- und Schneedecke** abhängen, mit deutlichen Unterschieden zwischen warmen, eisfreien Zeiträumen und kalten mit Eisbedeckung.

Im Vergleich zu den Alpenseen sind die Einzugsgebiete der Alpenvorlandseen häufig kleiner, die Wassertemperatur höher und der Anteil von Schwebstoffen geringer (vgl. Nixdorf et al. 2004). Die großen, tiefen Voralpenseen wie der Bodensee vereisen meist nur in den **flacheren Uferbereichen** und sind nur ausnahmsweise komplett eisbedeckt. Im Zuge der Klimaerwärmung ist eine noch geringere bzw. seltene Eisbedeckung zu erwarten (Perroud & Goyette 2010). Sommerhochwasser werden sich durch eine geringere Schneebedeckung in den Einzugsgebieten in Richtung höherer Winterwasserstände durch steigende Regenmengen während der Wintermonate verschieben (vgl. KLIWA 2015). Für den Bodensee (Seetyp 3) wird ein Anstieg der Epilimniontemperatur von 1,6 bis 2,4 °C und ein Anstieg der Hypolimniontemperatur um bis zu 1 °C für die nächsten 75 Jahre prognostiziert (IGKB 2015). Steigende Lufttemperaturen im Winter führen zu einer erhöhten Wassertemperatur und verringern die Durchmischungswahrscheinlichkeit (Straile et al. 2003, IGKB 2015) mit Auswirkungen auf die **Nährstoffverfügbarkeit** im Frühjahr und den **Sauerstoffgehalt des Tiefenwassers** (Straile et al. 2003). Im Ammersee (Seetyp 4) hat sich die Oberfläche in den Sommermonaten seit 1984 um 1,5 - 2 °C erwärmt (Vetter & Sousa 2012, Rippl 2011).

Tabelle 3: Seentypen der Alpen und des Alpenvorlandes

LAWA-Seentyp	Charakterisierung
1	polymiktischer kalkreicher Alpenvorlandsee mit relativ großem Einzugsgebiet*,**
2	geschichteter kalkreicher Alpenvorlandsee mit relativ großem Einzugsgebiet*,**
3	geschichteter kalkreicher Alpenvorlandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet **,**
4	geschichteter kalkreicher Alpensee**

* relativ großes Einzugsgebiet: Verhältnis der Fläche des oberirdischen Einzugsgebietes (mit Seefläche) zum Seevolumen (Volumenquotient VQ) > 1,5 m²/m³ relativ kleines Einzugsgebiet: VQ < oder = 1,5 m²/m³

** kalkreiche Seen: Ca²⁺ > oder = 15 mg/l; kalkarme Seen: Ca²⁺ < 15 mg/l

Quelle: Riedmüller et al. 2013

► Sehr große Seen

Für den Lake Hazen (Kanada, Fläche 537,5 km²) konnte nachgewiesen werden, dass auch sehr große Seen unerwartet schnell mit massiven Änderungen wie einer veränderten Zusammensetzung des **Planktons**, mit direkten Auswirkungen auf planktivore Fische, auf klimabedingte Temperaturerhöhung reagieren können (Lehnher et al. 2018).

Eine Untersuchung von O'Reilly et al. (2015) von 167 ausgewählten Seen und Feuchtgebieten zeigt ebenfalls, dass große Seen (mind. 500 km² Fläche) nachweislich mit höheren Wassertemperaturen auf den Klimawandel reagieren, wobei der Effekt in **Nordeuropa** am stärksten ausfiel. Der Klimawandel verschärft außerdem die Auswirkungen von **Überfischung** und **intensiver Ufernutzung** auf die untersuchten Gewässer.

Für Deutschland würde nur der Bodensee mit einer Fläche von rd. 536 km² in die Kategorie „Großer See“ fallen, auf eine gesonderte Betrachtung wird daher an dieser Stelle verzichtet.

► Kleingewässer

Gewässer kleiner als 0,5 km² werden nicht durch das Monitoring der EG-WRRL erfasst. Die Oberflächenausdehnung von Kleingewässern ist ebenso wie die mittlere Tiefe gering. **Die im Verhältnis zur Fläche relativ lange Uferlinie** führt zu einer viel größeren und direkteren

Abhängigkeit von der unmittelbaren Umgebung und dem Einzugsgebiet. Aufgrund ihrer Größe haben diese Gewässer ein geringeres **Puffervermögen** und reagieren auf **Stoffeinträge** aus der Landwirtschaft sehr sensitiv, wie Untersuchungen von Söllen in der Uckermark (nord-ost Brandenburg) ergeben haben (u. a. Lischeid & Kaletta 2012, Vasic et al. 2020). Zudem sind Kleingewässer stärker von **Witterungsextremen** betroffen. Kleingewässer können im Tagesverlauf Temperaturschwankungen von bis zu 10 °C aufweisen, dies führt zu häufigeren Durchmischungsereignissen, je nach Größe und Morphologie sogar jede Nacht, und bewirken sprunghafte Veränderungen des gesamten Wasserkörpers sowie eine höhere Durchschnittstemperatur (LFU 2007). Durch **Austrocknungsprozesse** von Kleingewässern kann es zu einer Begünstigung von **Pionierarten** und hemilimnische Arten (Libellen, Wasserkäfer, Wanzen und andere Insektenarten) zu Lasten von obligat hololimnischen (ständig im Wasser lebenden) Arten wie Krebstieren, Mollusken, Egel kommen (KLIWA 2015).

► Größe des Einzugsgebiets

Das **Verhältnis von Einzugsgebietsgröße zum Seevolumen** ist ein Maß für den Einfluss des Einzugsgebietes auf den Wasser- und Stoffhaushalt des Sees und wird in der Seenklassifizierung nach Riedmüller et al. (2013) berücksichtigt. Seen mit einem Volumenquotienten größer als 1,5 gelten als Seen mit relativ großem Einzugsgebiet und Seen mit einem Volumenquotienten kleiner als 1,5 gelten als Seen mit relativ kleinem Einzugsgebiet. In der Literatur lassen sich nur wenige Hinweise zum direkten Einfluss des Klimawandels auf Seen mit unterschiedlich großem Einzugsgebiet finden. Der Trophiezustand eines Sees ist sehr stark von den Stoffeinträgen aus dem Einzugsgebiet und damit der Landnutzung beeinflusst. Seen mit relativ großem Einzugsgebiet sind meist nährstoffreich (Nixdorf et al. 2004). Bei Seen mit relativ großem Einzugsgebiet sind daher höhere Stoffeinträge infolge von Starkregen- und Hochwasserereignissen sowie durch Änderungen in der Landnutzung und damit einhergehenden Eutrophierungstendenzen zu erwarten (Nixdorf et al. 2004). Für Seen mit relativ kleinem Einzugsgebiet ist eine höhere Sensitivität gegenüber Trockenheit, Hochwasser und Starkregen mit Auswirkungen auf den Wasserstand zu erwarten, da diese Wetterextreme durch das relativ kleine Einzugsgebiet weniger abgepuffert werden können. Gleichzeitig erfolgen aber auch geringere Nährstoffeinträge aus dem Einzugsgebiet (vgl. KLIWA 2015, Nixdorf et al. 2004).

► Künstliche Seen

Künstliche Seen, z. B. die der **Braunkohlefolgelandschaften** unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Genese, der **chemischen Zusammensetzung** und **Nährstoffbedingungen** stark von natürlichen Seen, wobei einige Ausprägungen natürlichen Braunwasserseen ähnlich sein können (LAWA 2009). In natürlichen Gewässern sind Säuren meist organogenen Ursprungs, während in Seen der Braunkohlefolgelandschaften diese durch **Oxidationsprozesse Sulfid-haltiger Mineralien** und Ausfällung von Eisenoxiden entstehen. Diese Seen sind meist **sehr sauer** mit pH-Werten von 2-3 (Pott & Remy 2008), mit Auswirkungen auf die **Phytoplanktonbiozönose** (LAWA 2009).

Externe Nährstoffeinträge aus dem Oberflächen- und Grundwasserzufluss können in **Tagebau- und Baggerseen** zu einem mehrjährigen Anstieg der Trophie führen. Zuerst tritt in Abhängigkeit vom Bindungspotenzial der Sedimente eine Phase intensiver anorganischer **Phosphor-Bindung** auf, die im Zuge der weiter fortschreitenden Genese nachlässt bis weitestgehend „natürliche“ Verhältnisse erreicht werden. In den **Sommermonaten** können Wasserverluste über den Grundwasserleiter zu einem von Durchströmung unbeeinflussten Epilimnion mit Nährstoffverarmung führen. Das Verhältnis zwischen

Nährstoffbelastung/Nährstoffeintrag und realisierter Algenbiomasse kann daher von den Verhältnissen in natürlichen Seen stark abweichen (LAWA 2007). Bei der Bewertung der Trophieentwicklung von Tagebau- und Baggerseen ist gemäß LAWA (2007) das **Seealter** unbedingt zu berücksichtigen.

Da die Prozesse in künstlichen Seen sehr stark von ihrer Entstehungsgeschichte und ihrem Alter (Stand der Genese) abhängig und damit sehr komplex sind, ist davon auszugehen, dass die **Wirkpfade seenspezifisch** sind und Managementmaßnahmen wie Zu- und Abflusssteuerung sowie Wasserstandsregulierung eine wichtige Rolle spielen.

► Talsperren

Kimmel et al. (1990) bezeichnen Talsperren als "**Fluss-See-Hybridssysteme**" (Zone mit Flusscharakter, Übergangszone, Zone mit Seecharakter) mit gleichzeitig horizontalem und vertikalem Gradienten, bei dem die Wassertiefe im Gegensatz zu natürlichen Rinnenseen von der Stauwurzel bis zum Damm meist kontinuierlich zunimmt. Diese unterschiedlichen räumlichen Eigenschaften führen zu einer spezifischen **Phytoplanktonentwicklung** in den unterschiedlichen Zonen, wobei die Phytoplanktonbiomasse und Primärproduktion in der **Übergangszone** am größten ist, da hier die **Licht- und Nährstofflimitierung** gering ist (Kimmel et al. 1990).

Je nach **Morphologie** und **Zu- und Abflussregime** können Talsperren in geschichtet und ungeschichtet unterschieden werden (LAWA 2009). Die Dauer der thermischen Schichtung wird zusätzlich durch den **Wasserstand** und die **Wasserentnahme** aus tieferen Schichten beeinflusst (Shatwell et al. 2013). Talsperren sind wichtig für die **Trinkwasserversorgung**, werden jedoch in Folge des Klimawandels zunehmend beeinflusst und müssen längere Trockenzeiten ebenso ausgleichen können wie plötzlich auftretenden Starkregen. Bewirtschaftungscharakteristika wie **Ausbaugrad, Tiefenwasserentzug über Grundablass, Wasserspiegelschwankungen, Vorhandensein von Vorsperren** etc. führen zu einer Dynamik, die in natürlichen Gewässern nicht vergleichbar auftritt (LAWA 2009). Talsperren weisen aufgrund ihrer Morphometrie und starken Durchströmung eine unterschiedliche Trophie auf, die sich auf die Entwicklung, Zusammensetzung und Biomasse des Phytoplanktons auswirkt (Shatwell et al. 2013). Aufgrund der steigenden Wassertemperaturen kann sich das Wachstum von **Algen und Cyanobakterien** verstärken mit negativen Auswirkungen auf die Wasserqualität (Shatwell et al. 2013, Willmitzer et al. 2015), wobei der Wasserstand die kritische Steuergröße für Durchmischungsereignisse im Sommer darstellt und damit den Zeitpunkt der Einmischung des aus dem Sediment rückgelösten Phosphors bestimmt (vgl. Talsperre Bautzen; Shatwell et al. 2013, Willmitzer et al. 2015).

Die Qualität des Wassers in Talsperren wird neben den externen Einflüssen aus dem **Einzugsgebiet** in erheblichem Maß auch von **Tiefe** und **Größe** des Gewässers bestimmt (Willmitzer et al. 2015). Mit steigender Größe und Tiefe nimmt der witterungsbedingte Einfluss der Lufttemperatur auf das Tiefenwasser ab. Die Wasserqualität in vergleichsweise **flachen Talsperren** wird durch Klimaveränderungen stärker beeinflusst (Willmitzer et al. 2015).

Die Ergebnisse von modellhaften Untersuchungen der Talsperren Eibenstock, Lichtenberg und Saidenbach legen nahe, dass die Auswirkungen der in Folge des Klimawandels tendenziell steigenden Tiefwassertemperaturen (25 m Tiefe) und einer in den Herbst verlängerten Sommerstagnation, durch Anpassung der Abflussmengen an die Wassertiefe teilweise abgepuffert werden können (Feldbauer et al. 2020). Dem **Management** von Talsperren kommt demnach in Zukunft eine immer größere Bedeutung zu, um die negativen Auswirkungen des Klimawandels abzumildern.

► Seen mit kurzer Retentionszeit zwischen 3 und 30 Tagen

Meist handelt es sich um **Flusseen** (Wasserverweilzeit 3-30 Tage) mit hoher Retentionsleistung (z. B. am Beginn einer Seenkette). Die Trophie-Zustände können in diesen Seen mit Phosphorkonzentrationen von 40 - 100 µg/l sehr hoch sein (LAWA 2013). Seen mit kurzer Wasserverweildauer reagieren sensitiv auf diffuse Phosphoreinträge aus Böden des Einzugsgebietes (Pettersson et al. 2010). Nach Modellsimulationen für Mittel- und Nordeuropa werden sich diese Einträge durch den Klimawandel (Veränderung der Niederschlags- und Temperaturverhältnisse) vermutlich etwas erhöhen (Pierson et al. 2010). Die Retentionszeit kann sich durch das Auftreten von Hochwasser verkürzen und durch Trockenperioden verlängern. Bei höheren Retentionszeiten und gleichzeitig niedrigen Wasserständen infolge von Trockenheit erwärmt sich das Wasser schneller und die Phytoplanktonproduktion steigt. Durch reduzierte Abflüsse kann sich die Nähr- und Schadstoffkonzentration erhöhen (UBA 2019). Langzeitüberwachung einzelner Seen zeigen, dass Cyanobakterien in Seen oder Stauseen mit einer Retentionszeit <30 Tage nicht häufig vorkommen (Reynolds & Lund 1988). Einer Erhöhung der Retentionszeit infolge von Trockenheit und hohe Temperaturen lassen eine Zunahme von Cyanobakterien bzw. das Auftreten von Cyanobakterienblüten erwarten.

► Seen mit langer Retentionszeit von über 30 Tagen

Seen mit langer Retentionszeit reagieren auf abnehmende Nährstoffeinträge meist nur langsam (Shatwell et al. 2013). Höhere Verdunstungsraten können sich erheblich auf Seen mit langer Verweildauer des Wassers durch Veränderung der Nährstoffbilanz auswirken (Shatwell et al. 2013). Spitzenabflüsse von Hochwasser verkürzen die Verweildauer des Wassers. Veränderungen im Einzugsgebiet wie Abholzung, Torfabbau oder Trockenlegung von Sumpfgebieten können die Retention des Wassers ebenso wie eine direkte Steuerung der Zu- und Abflussmengen verändern (vgl. KLIWA 2015). Richardson et al. (2018) konnten bei ihrer Untersuchung von 494 mittel- und nordeuropäischen Seen nachweisen, dass in Abhängigkeit vom jeweiligen Seentyp und mit deutlichen Varianzen, sowohl steigende Temperaturen als auch längere Retentionszeiten Cyanobakterien begünstigen können.

Die bis hier verdeutlichten Unterschiede in der naturgegebenen Typisierung haben bereits vereinzelt auf eine zusätzliche anthropogene Komponente im Kontext von verstärkenden Effekten auf die Beschaffenheit von Oberflächengewässern hingewiesen (z. B. Talsperren). Im Folgenden sollen diese spezifischen Einflüsse anhand der Landnutzung und damit verbundenen Wassernutzung erörtert werden.

4.2 Landnutzung

Neben den klimatischen Einflüssen auf den Wasserkreislauf sind Landbedeckung und Landnutzung (**LULC** – engl. „*Land-Use and Land-Cover*“) entscheidende Faktoren zur Bilanzierung von **Wasserbedarf** und **Wasserverfügbarkeit** für Mensch und Umwelt, sowie zentrale Treiber **stofflicher** Belastungssituationen. Die spezifischen Flächennutzungen besitzen dabei unterschiedliche Eigenschaften hinsichtlich ihrer Oberflächenstruktur (bedeutsam für Evapotranspiration), ihrer Ausprägung von Versickerungsprozessen, ihres Abflussverhaltens (Rauigkeit) und ihrer Speicherfunktion (Porenwasser) (z. B. Neupane & Kumar 2015). Aufgrund von räumlicher Verteilung und landschaftlicher Besonderheiten ergeben sich teilweise höchst heterogene Flächenmosaiken, die bezüglich der stofflichen und abflussbildenden Prozesse je nach Topografie, geologischem Untergrund und Einzugsgebietsgröße (vgl. Kap. 4.1) in komplexen Wirkungszusammenhängen stehen und damit multiple Stresssituation für die Gewässerökosysteme hervorrufen können. Dabei entstehen nicht selten

Rückkopplungserscheinungen, bei denen sich eine Landnutzung bzw. Landnutzungsänderung einerseits auf die physikalischen und hydrochemischen Parameter auswirken, und andererseits lokalklimatische Effekte zeigen (Pielke 2005) sowie Veränderungen der **Albedo**, **Oberflächenrauheit**, **Vegetation**, **Bodenentwicklung**, **Stoffeinträge** oder **Erosion** mit sich bringen (Blöschl et al. 2007). Demnach entstehen für die Biotik und Abiotik in Oberflächengewässern neben den natürlichen (geomorphologischen), bzw. klimatisch beeinflussten Wirkungsbeziehungen zusätzliche Wirkpfade zwischen den landschaftlich begründeten Ausgangsbedingungen und den physikalisch-chemischen und biologischen Parametern. Die vergleichende Betrachtung der Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf die Oberflächengewässer ist Bestandteil dieses Kapitels.

4.2.1 Einflüsse der Landnutzung auf den Wasser- und Stoffhaushalt in Einzugsgebieten

Vor dem Hintergrund einer möglichen Beeinflussung von Oberflächengewässern hat vor allem die Ausdehnung bebauter Gebiete in die natürlichen Auenbereiche von Fließgewässern zu einem erhöhten Bedarf an Regulierungsmaßnahmen geführt, die vor allem aus sozioökonomischen Gründen durchgeführt wurden (z. B. Früh-Müller et al. 2015). Daneben haben sich auch durch Rodung und Ausweitung der landwirtschaftlichen Nutzung auf Flächen ehemals bewaldeter Gebiete der flächige Wasserrückhalt und damit die natürliche Regulierung von Hochwasserwellen stark vermindert. Diesbezüglich sind einzelne Kenngrößen wie die Hochwasserhäufigkeit, die Hochwasserintensität, Abflussparameter sowie der Evapotranspiration und Grundwasserneubildung zu nennen (z. B. Schneid et al. 2017, Cristiano et al. 2017, Luo et al. 2018). Wie landnutzungstypologische Entwicklungen im Einzelnen die Beschaffenheit von Oberflächengewässern beeinträchtigen und wie wirksam diese Prozesse im Vergleich zu klimatischen Entwicklungen eingeordnet werden können, soll im Folgenden beleuchtet werden.

Historisch besonders hervorzuheben sind die Auswirkungen **Waldrodungen** auf die geomorphologischen Prozesse, sowie die Ausbreitung der europäischen Landwirtschaft, die die Erosions- und Sedimentationsgeschwindigkeit weltweit veränderte (Goudie 2018). In diesem Zusammenhang kann zunächst konstatiert werden, dass menschliche Aktivitäten wie Bewässerung, Aufforstung, Städtebau, Staudambau und der Betrieb von Wasserreservoirs sowohl direkte als auch indirekte Auswirkungen auf die hydrologischen Prozesse und damit auf die räumlich-zeitliche Verteilung der globalen Wasserressourcen haben (Wu et al. 2017, vgl. Kap. 4.3). Insbesondere in den letzten 50 bis 60 Jahren hat sich diese Entwicklung zunehmend beschleunigt, wodurch der Mensch neben dem Wettergeschehen ein immer bedeutsamerer Akteur für die Veränderung der Landschaft hinsichtlich geomorphologischer und somit auch hydroökologischer Wandlungsprozesse wird.

Für die Entstehung von Oberflächenabfluss spielen neben dem Niederschlag die **Landnutzung/Landbedeckung** und die **Bodenverhältnisse** eine entscheidende Rolle. Zu den grundsätzlichen Effekten von Landnutzungs- und Landbedeckungsveränderungen existiert eine kaum zu überschauende Zahl an Untersuchungen, weshalb hier nur beispielhaft einige typische Effekte genannt werden sollen. Zu den Folgen von **Rodungen** wie sie in Zukunft in Deutschland gehäuft etwa durch Starkwindereignisse und Schaderregerbefall auftreten können schreiben z. B. Wiekenkamp et al. (2016: 12): „*This study investigated spatiotemporal changes in measured hydrological states and fluxes related to partial deforestation. Results of our study revealed an effect on all components of the water balance. On the annual scale, water partitioning was affected marginally, resulting in a slight increase discharge and a corresponding decrease in ETa. On the intra-annual time scale, increases in mean annual discharge were also connected to decreases in mean annual actual evapotranspiration. This decrease in evapotranspiration in the deforested*

area led to an increase in soil moisture storage. This increased soil moisture storage, on its turn, produced a more flashy discharge response associated with increased subsurface stormflow and/or saturated overland flow. Interessant ist hierbei vor allem die Entwicklung hin zu einer beschleunigten Abflussbildung durch höhere Bodenwassergehalte infolge verringerter (Evapo)Transpiration und damit einer schnelleren Aufsättigung und Bildung von Oberflächenabfluss.

Eine schnellere Abflussbildung bzw. häufigeres Auftreten von Oberflächenabfluss kann auch durch bestimmte **landwirtschaftliche Kulturen** begünstigt werden, die in der Vergangenheit hinsichtlich der Anbaufläche stark zugenommen haben und in Zukunft so verbleiben oder noch weiter zunehmen werden (z. B. „Energienmais“). Neupane & Kumar (2015: 424) schildern etwa: „*We estimated higher surface runoff while expanding corn cultivation in the basin*“. Abflussfördernde Effekte sind hier vor allem die **geringe Bodenbedeckung** in der Aufwuchsphase und die damit verbundene Anfälligkeit des Bodens gegenüber **Verschlämmung** mit **Porenverschluss** und **Krustenbildung** als Folgen von Starkregenereignissen.

Im Rahmen detaillierter Modellierungsarbeiten von Jomaa et al. (2016) wurden in diesem Kontext unterschiedliche Anbaustrategien landwirtschaftlicher Kulturen hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Stickstofffracht in Fließgewässern untersucht. Die Ergebnisse zeigen, dass ein Anstieg des Mineraldüngers um 20 % für alle Kulturen mit einem Anstieg der monatlichen Stickstofffrachten des Fließgewässers im Bereich von 2-6 %, im Vergleich zur Ausgangssituation, einhergeht. Zudem konnte festgestellt werden, dass die Fließgewässerstickstoffbelastung für die Szenarien zunahm, in denen die Anbauflächen vollständig oder teilweise auf Mais und Raps umgestellt wurden. Der aus diesen Szenarien resultierende Anstieg der Stickstofffracht unterschied sich im Ausmaß und der zeitlichen Ausprägung, was der Bedeutung von **Zeitpunkt und Menge der Düngemittelausbringung** sowie der **Erntezeiten** Rechnung trägt. Des Weiteren zeigt die Untersuchung von Jomaa et al. (2016), dass die Stickstofffracht reduziert werden kann, wenn lediglich **ökologischer Landbau** oder Sommergerste verwendet werden und die Raps- und Maisanbauflächen auf Winterweizen umgestellt wurden. Auch Mehdi et al. (2015) sprechen sich im Rahmen ihrer Studie für die Umsetzung von „best-practice“-Maßnahmen in der Landwirtschaft aus, um die stoffliche Qualität von Oberflächengewässern zu verbessern und nennen Anpassungsoptionen wie **Zwischenfruchtanbau, Hecken, Terrassen, Rückhaltebecken**, sowie die Anlage von **Pufferstreifen**. Honisch et al. (2002) ermittelten für ein bayrisches Beispiel bei einer konsequenten Umsetzung der beschriebenen Maßnahmen eine Verringerung der Stickstofffrachten in einen angrenzenden Bach um bis zu 50 % in 4 Jahren.

Konkrete Auswirkungen von Waldrodungen auf den Wasserhaushalt wurden in Untersuchungen, wie beispielsweise von Bernsteinová et al. (2015) anhand bewaldeter Einzugsgebiete im Böhmischem Wald untersucht. Als ein Ergebnis konnte eine signifikante Abnahme der Einzugsgebietsbilanz des Wasserhaushalts (Differenz zwischen dem langjährigen Niederschlag und dem Abfluss: -72 mm, 11 %), bei einer hypothetischen Reduzierung des Baumbestandes um 30 % festgestellt werden. In einem detaillierten raum-zeitlichen Monitoring gekoppelter Einzugsgebiete unter Waldverlusten konnte demgegenüber von Wiekenkamp et al. (2016) ein allgemeiner Rückgang der Evapotranspiration und damit eine Zunahme der Bodenwasserspeicherung in den gerodeten Bereichen nachgewiesen werden, was insbesondere während der Sommerperiode in Erscheinung trat, und entsprechend zu einer Zunahme der Häufigkeit hoher Abflüsse im gleichen Zeitraum führte. In der Sommerperiode konnte zudem eine allgemein erhöhte Verdunstung nachgewiesen werden, die auf die feuchteren Freilandflächen und auf die Entstehung von Grasland zurückzuführen ist.

Welchen Einfluss eine nur teilweise Entfernung von Waldbeständen auf das Einzugsgebiet hat, haben Kalantari et al. (2014) detaillierte Modelluntersuchungen ausgewertet. Die Autoren

kommen u. a. zu dem Ergebnis, dass der Kahlschlag auf 30 % der Waldflächen im Einzugsgebiet zu einem 60%igen Anstieg des Spitzenabflusses und zu einem 10%igen Anstieg des Gesamtabflusses als Folge eines 50-jährigen Niederschlagsereignisses im Sommer führt. Als gebietsstrukturelle Anpassungsoption ließ sich die Wiederaufforstung von 60 % des Einzugsgebiets als die wirksamste Maßnahme zur Verringerung des Spitzenabflusses bei kleineren Ereignissen (2-, 5- und 10-jährig) herausstellen. Die Etablierung von begrünten Abflussbahnen verringerte zudem die Fließgeschwindigkeit im Gewässer und führte zu einer 28%igen Verringerung des Spitzenabflusses am Einzugsgebietsauslass für das 50-jährige Niederschlagsereignis. Im Gesamtkontext zu Niederschlags-Abflussverhältnissen deuten die Ergebnisse von Kalantari et al. (2014) darauf hin, dass die spezifische Wirkung von Landnutzungsänderungen auf den Abfluss im Einzugsgebiet von ihrer relativen räumlichen Verteilung sowie von der Größe und vom Zeitpunkt der Niederschlagsereignisse abhängt.

Aus stofflicher Sicht können insbesondere ehemals bewaldete und heute intensiv genutzte landwirtschaftliche Regionen mit erhöhter **Reliefenergie** als Primärquellen für **Nährstoffe**, **Sedimente** und andere **Schadstoffe** in unterschiedlicher Intensität angesehen werden, was eine alleinige Festlegung als „landwirtschaftliche Fläche“ nicht abbildet (vgl. Schneid et al. 2017, Kap. 4). Auf der stofflichen Betrachtungsebene sind dabei Abflussmulden, Vorfluter und Kleingewässer besonders stark von der umgebenden Landnutzung beeinflusst und unterliegen z. B. einem hohen Druck gegenüber **PSM-Einträgen** (Mischke et al. 2018). Auch großflächiger Maisanbau wirkt sich bei Starkregenereignissen aufgrund der erhöhten Abflussdynamik und Erosionsgefahr auf die Hydrologie und den **Nährstofftransport** in den Einzugsgebieten aus, was im Zuge der projizierten Intensivierung von Extremereignissen als besonders kritisch herauszustellen ist (vgl. Rippl 2011). Dabei ist die Abflussbildung bei Starkniederschlägen von verschiedenen Bedingungen im Einzugsgebiet wie Bodenfeuchte, Rissbildung und saisonaler Ausstattung, wie Bodenbearbeitungsstand von Ackerböden und Belaubungsgrad von Bäumen abhängig (Cristiano et al. 2017, KLIWA 2017). Im Vergleich zur Verstädterung hat die Umwandlung von Wald in Landwirtschaft vergleichsweise moderatere Auswirkungen, kann aber auch den Oberflächenabfluss und den Wassereintrag erhöhen, was sowohl positive als auch negative Konsequenzen für Gewässerorganismen mit sich bringen kann (z. B. können sich Sedimenteinträge erhöhen, siehe Schoonover et al. (2006); durch Nährstoffeinträge können Algen- und Cyanobakterienblüten begünstigt werden, siehe O’Neil et al. (2012) und Pearl (2014)). In besonders heißen und trockenen Witterungsperioden können in bewaldeten Einzugsgebieten einzelne Niederschlagsereignisse (z. B. 30 mm/d) nicht abflusswirksam werden (Jardin 2019).

Die Entwaldung wird, wie eingangs erwähnt, von einer Reihe von Autoren auch als bedeutender Einflussfaktor auf das **thermische** Regime von Flüssen identifiziert (Brown & Krygier 1970, Beschta et al. 1987, Johnson & Jones 2000, Caissie 2006). Insbesondere im Hinblick auf die Auswirkungen der Abholzung von **Ufervegetation** auf die Wassertemperatur von Fließgewässern ist die Literatur besonders umfangreich (z. B. Gray & Edington 1969, Ringler & Hall 1975, Lynch et al. 1984, Beschta et al. 1987, Johnson & Jones 2000, Caissie 2006, Hagen et al. 2006, McTammany et al. 2007, Hill et al. 2013). Dabei zeigt die überwiegende Anzahl Studien einen signifikanten Anstieg der Wassertemperaturen nach dem Entfernen von Ufergehölzen bzw. Uferwäldern. Zum Beispiel zeigten bereits Brown & Krygier (1967) einen Anstieg der mittleren monatlichen Maximalwassertemperaturen im Alsea River Basin in Oregon um 7,8 K.

Als weitere Folgeerscheinung der intensiveren Landnutzung haben der Bau von Deichen und weitere Flussregulierungsmaßnahmen in den Auengebieten zu einer erheblichen Verringerung der Retentionsflächen geführt (Brunotte et al. 2009, Cammerer et al. 2012, Früh-Müller et al. 2015). Weitere menschliche Aktivitäten, die die Wassertemperatur beeinflussen sind

Staudämme und **Talsperren** (Sinokrot et al. 1995, Preece & Jones 2002, Lessard & Hayes 2003, Olden & Naiman 2010, Risley et al. 2010), **Stromerzeugung** und **Abwasserbehandlung** (Kinouchi et al. 2007), **Oberflächenabfluss** aus urbanisierten und meist versiegelten Gebieten (Kinouchi et al. 2007, Nelson & Palmer 2007, Kaushal et al. 2010), sowie Entnahmen zur landwirtschaftlichen **Bewässerung** und deren teilweise Rückführung in die Fließgewässer (Hill et al. 2013).

Ebenso führt der auch auf Bundesgebietsebene weiter fortschreitende Flächenverbrauch zu **Urbanisierungs-** und **Zerschneidungseffekten** in der Landschaft, mit weitreichenden Folgen für die Gewässerökosysteme. Mit Urbanisierung sind nach Herrle & Fokdal (2018) *„komplexe und irreversible Prozesse des gesellschaftlichen Wandels verstanden, die im Wachstum städtischer Siedlungs- und Wirtschaftsformen und in großen Agglomerationen ihren Ausdruck finden“*. Im Hinblick auf den urbanen Wasserhaushalt führt diese verstärkte Ausbreitung bestimmter Siedlungsstrukturen im Raum zu einer Verstärkung des **Oberflächenabflusses** und einer Verringerung der **Grundwasserneubildungsrate**. Analysen einst ländlicher Einzugsgebiete, die mittlerweile von Verstädterungserscheinungen geprägt sind, zeigen, dass bei gleichen klimatischen Bedingungen Landnutzungsänderungen eine beträchtliche Rolle spielen, da **die Spitzen- und Gesamtabflussbildung** mit der Zunahme versiegelter Flächen und intensiver Landwirtschaftsformen signifikant korrespondiert (z. B. Napoli et al. 2017). Auch im KLIWA-Bericht (2014) wurde der Urbanisierung der Landschaft ein starker Effekt auf das Einzugsgebiet und damit auf Fließ- und auch Standgewässer attestiert, wodurch sich auch zukünftig klimabedingte und anderweitig verursachte anthropogene Einflüsse nur schwer auseinander halten lassen werden. Kernproblem bei der Ausdehnung von Siedlungsräumen ist der steigende Bodenversiegelungsgrad durch Gebäude und versiegelte sowie teilversiegelte Frei- und Verkehrsflächen und deren Einfluss auf eine Reihe von Wasserhaushaltsgrößen, wie **Oberflächenabfluss, Versickerung** und **Verdunstung**, wemngleich Studien belegen, dass bei extremen Niederschlagsereignissen die (Un-)Durchlässigkeit einen geringen Einfluss auf die Abflussmenge und die Wirksamkeit der Abflusserzeugung hat (Ogden et al. 2011, Smith et al. 2013, Cristiano et al. 2017).

Als ein unterstützendes Monitoringwerkzeug sei an dieser Stelle auf einen IÖR-Indikator verwiesen, der den **Bodenversiegelungsgrad** anhand der spezifischen Bodenbedeckung einer Gebietsfläche von 0 bis 100 % charakterisiert (IÖR-Monitor 2020). Auf Basis der Eingangsdaten aus dem „High Resolution Layer Imperviousness“ des europäischen Copernicus-Programms können somit Angaben auf Bundes-, Landes-, Kreis-, und Kommunalebene gemacht und mit den bundesweiten Statistiken (z. B. UBA 2020a, 2020b) verglichen werden. Ein in diesem Kontext noch intensiver zu untersuchender Sachverhalt ist, dass die üblicherweise unter Vereinfachungsansätzen bestimmte hydrologische Durchlässigkeit von städtischen Flächen möglicherweise nicht vollumfänglich für die Veränderungen in der hydrologischen Reaktion des Einzugsgebiets aufgrund von Urbanisierungsprozessen erklärt werden kann. Hier sind weitere Simulationen und Feldstudien durchzuführen, um die Urbanisierung quantitativ und qualitativ noch konkreter zu charakterisieren (Salavati et al. 2016).

Daneben ist die Beeinflussung des Landschaftswasserhaushalts durch die entstehenden Veränderungen oberirdischer und unterirdischer Abflussmechanismen sowie deren Wechselwirkungen nach wie vor nicht vollständig geklärt (vgl. Blöschl et al. 2007). Die zentralen Fragen, die sich hinsichtlich der beschriebenen Problematik stellen sind *„Wie verändern Landnutzungsänderungen und Klimavariabilität die Fließwege und die Wasserspeicherung?“* und in diesem Zusammenhang: *„Welche Veränderungen der Bodenstruktur werden durch Veränderungen der Vegetation hervorgerufen?“* (Blöschl et al. 2007). Ausschlaggebend für die Ausbildung von Niederschlags-Abflussbeziehungen ist neben der grundlegenden

landnutzungstypologischen und geomorphologischen Beschaffenheit des Einzugsgebietes schließlich auch die Boden(vor)feuchte an der Landoberfläche, welche wiederum von Rückkopplungsmechanismen aufgrund menschlicher Eingriffe gestört sein kann (z. B. Bodenbildung, vgl. Cristiano et al. 2017, Wierzbicki et al. 2018, Lopez-Tarazon et al. 2019). Blöschl et al. (2007) schlagen in diesem Zusammenhang eine Klassifizierung der Böden nach ihrem "Erinnerungsvermögen" vor. Damit ist von den Autoren eine Einstufung der Böden hinsichtlich ihrer Belastbarkeit durch hydraulische Eigenschaften gemeint, um die potenziell schädlichen Auswirkungen auf Oberflächengewässer in Abhängigkeit der Überformung der Böden im Einzugsgebiet zu bestimmen (vgl. Kap. 4.2).

Konkret könnte diese Herangehensweise im Fall der Voralpen relevant werden, da hier die künftigen hydrometeorologischen Bedingungen (Niederschlag, Schneedecke, Verdunstung) im Winter und Frühjahr über längere Phasen eine auf Wassersättigung Böden schließen lassen. Nasse Böden in steilen Hängen können zudem bei intensiveren Niederschlägen zu Rutschungen oder Erosion führen (z. B. Schädler 2010), was durch kurzzeitige Starkregenereignisse zusätzlich verstärkt werden könnte (Prasuhn 2003) und zu lang andauernden nachteiligen Folgen in Oberflächengewässern führen könnte. Durch die zunehmende Besiedlung und die daraus resultierende Versiegelung von Oberflächen wird der Wasserkreislauf beschleunigt, mit potenziellen Auswirkungen auf regionale Wasserhaushaltsprozesse (Rippl 2011). Eine Auswertung, die sich an Stelle von Verwaltungseinheiten oder Gebietskörperschaften als definierte Raumgrenzen auf eine verstärkte interkommunale Fokussierung auf Haupt- und Teileinzugsgebiete stützt, wäre zielführend, um ausgewählte Wirkpfade in den Flussgebieten hinsichtlich der Einflüsse von Bodenbedeckungsveränderungen dezidiert zu analysieren.

Auch im Fall von Seen und Stillgewässern besteht zwischen der Landnutzung im Einzugsgebiet und der **Wasserqualität** ein Zusammenhang, insbesondere bei hohen **Wasserverweilzeiten** im See (Schwoerbel & Brendelberger 2005). Die hydrologischen Gegebenheiten werden durch das **Wasserrückhaltevermögen** der **Böden** und **Vegetation** und damit durch die Zusammensetzung der Landnutzung im Einzugsgebiet beeinflusst. Beim Ammersee führen zunehmende **Besiedlung** und **Versiegelung** der Oberflächen zu einer Beschleunigung des Wasserkreislaufes. Die landwirtschaftliche Nutzung hat Einfluss auf die Hydrologie, da je nach Anbau Art ein unterschiedlicher Bedarf an Wasser besteht, sowie **unterschiedliche Nähr- und Schadstoffmengen** in den Boden eingetragen werden. **Maisanbau** macht den Boden anfälliger für **Erosion**. Erodierendes Material kann durch **Starkregenereignisse** verstärkt in die Zuflüsse und damit in Gewässer eingetragen werden (z. B. Ammersee, Rippl 2011). Für Gewässerflora und -fauna sowie deren direktes Umfeld können in Zukunft besonders relevant werdende Landnutzungsformen wie **Agroforstsysteme**, **Permakulturen** und **angepasst bewirtschaftete Wälder** in Anlehnung an die herrschenden Umweltbedingungen, wie Substrat und Einzugsgebietscharakteristik, einen entscheidenden Beitrag zur Regeneration der Ökosysteme leisten (vgl. Aguiar et al. 2018).

Bisher wurde gezeigt, dass je nach Größe und Lage des Einzugsgebietes klimawandelbedingte und landschaftsbezogene Faktoren für die Abflussbildung verantwortlich sind (z. B. Wu et al. 2017). Welchen relativen Einfluss beide Faktoren zueinander haben, kann beispielsweise über Annahmen im Rahmen von Modellierungsarbeiten untersucht werden (vgl. auch Kap. 5). Bei der Definition und Kalibrierung von Szenarien-basierten Modellierungsschritten sind die Ausgangspunkte und Referenzwerte von landschaftsbezogenen Parametern dabei nur schwer bestimmbar, da die aktive Beeinflussung der Natur durch den Menschen schon vor mehreren Tausend Jahren begann und die Landschaftsentwicklung auf globaler Ebene heute mehr denn je dynamisiert fortschreitet. Tatsächliche Referenzwerte im Sinne einer „potenziellen natürlichen

Vegetation“ o. Ä. können demnach nur modelltechnisch entworfen werden, ohne dass Messgrundlagen aus der Vergangenheit als Evidenz zu Grunde gelegt werden können.

Zhang et al. (2016) beschrieben den Ansatz von Flächenkategorien anhand eines sozio-ökonomischen Szenarien-Ensembles, indem die Autoren zunächst 5 Szenarien der Landnutzung (historischer Verlauf, Umweltschutz, strenger Umweltschutz, wirtschaftliche Weiterentwicklung, schnelle wirtschaftliche Entwicklung) unter konstanten klimatischen Bedingungen hinsichtlich relevanter Niederschlags-Abflussprozesse analysierten. Im Ergebnis ist auf der Ebene der Teileinzugsgebiete einer Abnahme der Häufigkeit extremer Überflutungsereignisse unter dem Szenario “strenger Umweltschutz” zu beobachten, während unter den anderen Szenarien keine Veränderungen festzustellen sind. Die Reduzierung auf lediglich 5 Flächenkategorien lassen allerdings einigen Spielraum hinsichtlich der dargestellten Auswirkungen erwarten, da die bei einer Landnutzungsänderung für Stofftransport und Wasserhaushaltsbilanz entscheidenden Faktoren aufgrund der Vielzahl von Ausführungsformen (z. B. bebaute Fläche) und der zu berücksichtigenden Nutzungsintensität und Nutzungsvielfalt einer Flächenkategorie (z. B. landwirtschaftliche Flächen) in der mikroskaligen Betrachtungsebene zu suchen sind (vgl. Bruwier et al. 2018 und Kap. 4).

In Kombination mit Simulationen zum Klimawandel zeigen Szenarien der Landnutzung und Landbedeckung dabei eine nichtlineare Dynamik, wobei die Richtung und das Ausmaß der Auswirkungen nicht allein aus den einzelnen Modifikationen von Klima und Landnutzung vorhersagbar sind (Mehdi et al. 2015). Hieraus entsteht der Bedarf die jeweiligen Prozesse und Rahmenbedingungen einzeln und systematisch zu untersuchen sowie anhand ausgewählter Einflussgrößen der Landnutzung und Landbedeckung die Auswirkungen auf Oberflächengewässer von den Auswirkungen klimatisch induzierter Prozesse abzugrenzen.

Diesbezüglich existieren nach wie vor enorme Schwierigkeiten multiple und wechselseitige Wirkungsbeziehungen von Klima- und Landnutzungsänderungen auf die Wasser- und Stoffbilanz zu projizieren und quantifizieren. Hinzu kommt, dass vergleichbare Modellansätze und Expertisen aus verschiedenen Fachdisziplinen erforderlich sind (Martin et al. 2017). Des Weiteren müssen Annahmen zu ähnlich komplexen Projektionen des Wirtschaftswachstums, der Agrar- und Holzmärkte, des Bevölkerungswachstums und Methoden zur räumlichen Verteilung der Stadtentwicklung integriert werden, die für sich selbst ebenfalls Szenarien-basiert analysiert werden müssen. Schließlich müssen LULC-Änderungsmodelle in zeitlichen und räumlichen Dimensionen stetig iterativ angepasst werden, um für Untersuchungen ökologischer und hydrologischer Prozesse aussagekräftig zu sein (Martin et al 2017).

Um sich dieser extrem komplexen Wirkungsnetze anzunähern wurden in der Vergangenheit eine Vielzahl von Studien zu Wechselwirkungen zwischen Landschaftsgestalt und Wasserhaushalt durchgeführt, die daraufhin deuten, dass sich mit Verkleinerung der betrachteten Raumscale (z. B. Einzugsgebiet der Oberflächengewässer) der Einfluss von Landnutzungsänderungen aufgrund der deutlichen Änderungssignale gegenüber den klimatisch induzierten Veränderungen erhöht (z. B. Blöschl et al. 2007, Pohle et al. 2015, Karlsson et al. 2016, Bormann & Pinter 2017, Kiesel et al. 2019a, Hung et al. 2020).

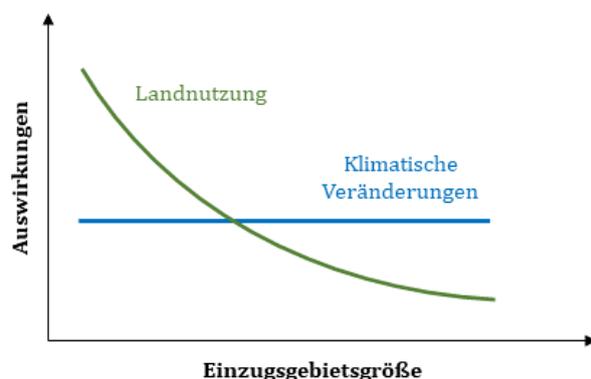
So kamen Karlsson et al. (2016) bei ihrer Modellierung klimatischer und landschaftlich ausgelöster Veränderungen auf die Hydrologie eines 486 km² großen Einzugsgebietes in Dänemark zunächst zu der Erkenntnis, dass Landnutzungsänderungen nur zu geringen Abweichungen zwischen den Modellergebnissen führen und die Wahl des Klimamodells der dominierende Faktor für die niedrigen, mittleren und hohen Abflüsse für die ferne Zukunft zu sein scheint. Ein ähnliches Fazit ziehen Pohle et al. (2015) nach ihrer Analyse der mitteleuropäischen Einzugsgebiete der Schwarzen Elster, Spree und Lausitzer Neiße. Die in der

Studie angenommene Differenzierung der landwirtschaftlichen Anbauformen von Ölraps, Silomais, Sonnenblumen und Sorghum deuten auf potenziell geringere Auswirkungen regionaler anthropogener Einflüsse auf die Abflusssituationen und Grundwasserneubildungsraten im betrachteten großräumigen Kontext hin (Pohle et al. 2015).

Demgegenüber kommen Bormann & Pinter (2017) zu der Einschätzung, dass die von ihnen festgestellten Niedrigwassertrends deutscher Fließgewässer seit 1950 in der Regel einzugsgebietspezifisch waren, woraus geschlossen werden kann, dass hier nicht der Klimawandel allein als dominierender Einflussgröße herausgestellt werden kann, sondern das **Einzugsgebietsmanagement** als treibender Faktor für die hydrologische Ausprägung verantwortlich ist.

Blöschl et al. (2007) gingen in diesem Kontext der Frage nach, ab welcher räumlichen Skalenebene die landschaftlichen Einflüsse die klimatischen Einwirkungen übertreffen und bezogen sich zunächst auf die Formulierungen der FAO (2000). Im Dokument der Vereinten Nationen wurde resümiert, dass sich die Auswirkungen von Landnutzungsaktivitäten auf hydrologische und sedimentäre Prozesse nur auf kleineren Skalen (bis zu einigen zehn Quadratkilometern) verifizieren lassen, wo sie sich von natürlichen Prozessen und anderen Degradationsquellen unterscheiden lassen (FAO 2000). Weiter führen Blöschl et al. (2007) aus, dass neben dem lokalen Einfluss der Landnutzung auch deren relative Lage in der Landschaft (bzw. im Einzugsgebiet) hinsichtlich auftretender hydrologischer Auswirkungen ein wichtiges Kriterium darstellt und möglichen Skaleneffekte damit erklärbar werden. Das in Abbildung 10 gezeigte Schema verdeutlicht dabei die von Blöschl et al. (2007) angenommene relative Beziehung von Klima- und Landnutzungsänderungen in Abhängigkeit der Einzugsgebietsgröße. Der Schnittpunkt der Graphen wird von Einzugsgebiet zu Einzugsgebiet variieren, da gerade hydrologische Prozesse immer kontextabhängig sind, die eine enorme raum-zeitliche Variabilität aufzeigen und somit u. a. die geographische Lage (z. B. unterschiedliche Klimazonen) enormen Einfluss auf die in der Abbildung vereinfacht dargestellten Relationen hat. Dabei ist es besonders bedeutsam über die jeweiligen hydrologisch relevanten Flächeneigenschaften einer Nutzungsart bestmögliche Annahmen treffen zu können, sowohl im Bestand als auch bei einer etwaigen Umwandlung von (Teil-)Bereichen (vgl. Elfert & Bormann 2010).

Abbildung 10: Hypothetische klimatische und landnutzungsspezifische Auswirkungen auf die Hydrologie von Einzugsgebieten in Anhängigkeit von deren Größe



Quelle: verändert nach Blöschl et al. (2007)

Bei einer mit der Theorie von Blöschl et al. (2007) vergleichbaren Simulation von gekoppelten klimatischen und landschaftsbezogenen Einflüssen auf besonders kleine urban geprägte Einzugsgebiete stellten Hung et al. (2020) proportional größere Auswirkungen im kleineren der beiden Einzugsgebiete fest (0,3 und 5,4 km²). Generell verursachte hier das verwendete warme-

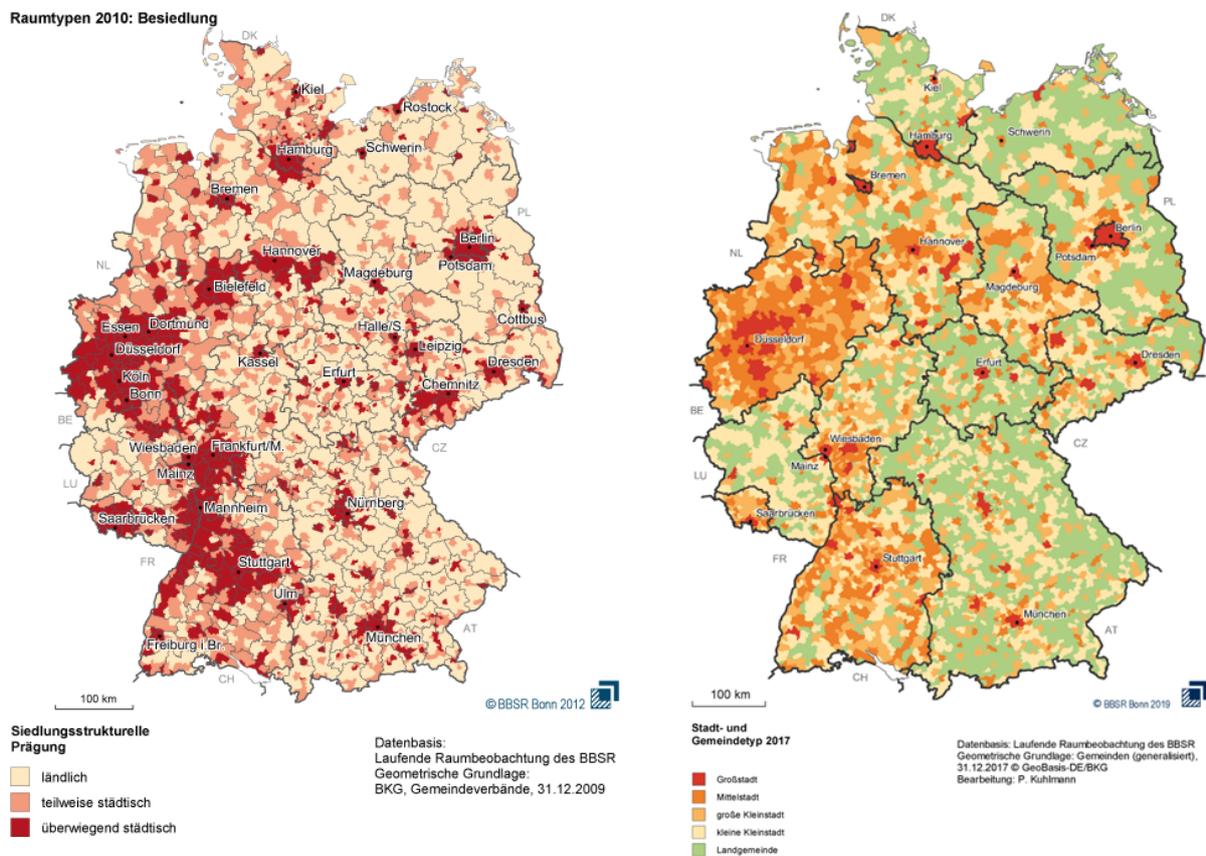
feuchte Szenario des Klimawandels an den Pegelmessstellen im Oberwasser und Unterwasser einen größeren Anstieg der Spitzenabflüsse vom späten Frühjahr bis zum frühen Herbst, als die Einflüsse der Landnutzungsänderungen. Auch Martin et al. (2017) ermittelten bei der Modellierung zukünftiger Auswirkungen von klimatischen und landnutzungsspezifischen Veränderungen auf die vorhandenen Wasserressourcen eine besonders hohe Abhängigkeit von klimatisch bedingten Niederschlagssummen. Bei einer beispielhaften Umwandlung von 27 % Waldflächen in Stadtentwicklungsflächen verstärkten sich die Auswirkungen des Klimawandels zusätzlich, sowohl hinsichtlich des Ausmaßes, als auch auf den Zeitpunkt des Wasserdargebots. Werden Gehölzflächen dabei in unmittelbarer Nähe von Gewässerläufen langfristig entfernt, verändert sich auch das Wasserregime deutlich. Besonders betroffen sind hierbei die Wassertemperatur kleiner Gewässer und sämtliche von der Wassertemperatur abhängigen Prozesse (vgl. auch Caissie 2006, Kap. 3).

In diesem Zusammenhang kommen auch Höfler et al. (2016) zu dem Ergebnis, dass die Ausprägungen der Ufer und des erweiterten Gewässerumfelds als Teil des gesamten Einzugsgebietes insbesondere in Tieflandregionen eine Vielzahl essenzieller Wasserhaushalts- und Stoffumwandlungsfunktionen zu erfüllen hat, aber heute immer noch nicht hinreichend als Teil des Gewässerökosystems wahrgenommen wird. Am Beispiel von kleinen Gewässer in den Kulturlandschaften des Alpenvorlandes (Äschenregion, Hyporhithral) zeigen die Autoren, dass in diesen Gewässerökosystemen der menschliche Nutzungsdruck in einer Region mit sensibler Flora und Fauna als ein besonderer Stressor anzusehen ist, *„während in der unterhalb liegenden Barbenregion (Epipotamal) die anthropogene Einflussnahme zwar ebenfalls groß ist, die Lebensgemeinschaft dieser Abschnitte aber eine höhere Toleranz z. B. gegenüber höheren Schwebstofffrachten oder einem erhöhten Nährstoffdargebot besitzt.“* (Höfler et al. 2016). Dass für größere Gewässer der Einfluss der Landnutzungsänderungen wieder sinken kann, zeigt die Studie von Scheid et al. (2017). Die Ergebnisse der Untersuchung lassen vermuten, dass eine Verstädterung in Auenregionen großer Flüsse mit historisch landwirtschaftlich geprägten Gebieten nicht einflussreich genug ist, um erkennbare Veränderungen in der Hydrogeomorphologie oder der Physikochemie zu bewirken (vgl. auch Burcher & Benfield 2006). Aufgrund dieser skalenspezifischen Problemfelder soll zur skalensübergreifenden Einordnung im Folgenden ein Ansatz für eine bundesweite Kategorisierung potenzieller Belastungsareale für Oberflächengewässer beschrieben werden.

4.2.2 Regionalität und Raumstrukturtypen

Für eine übergeordnete Kategorisierung der Beeinflussung von Oberflächengewässern entlang der **Entwicklungspfade der Landnutzung** können Grundlagendaten des Bundesinstitutes für Bau-, Stadt- und Raumforschung zur Klassifizierung von **Regionen** und **Raumstrukturen** herangezogen werden (z. B. BBSR 2012, BBSR 2018, BBSR 2019, vgl. Abbildung 11). Auf dieser Basis können beispielsweise Aussagen zu **wachsenden** und **schrumpfenden** Städten und Gemeinden gegeben werden (vgl. Abbildung 12), sowie Raumabgrenzungen und Raumtypisierungen in Bezug zur aktuellen ökologischen Beschaffenheit von Oberflächengewässern gesetzt werden. Ergänzend dazu bietet der „IÖR-Monitor der Siedlungs- und Freiraumentwicklung“ Indikatoren zur retrospektiven Analyse der Flächendynamik anhand von über 30 Indikatoren.

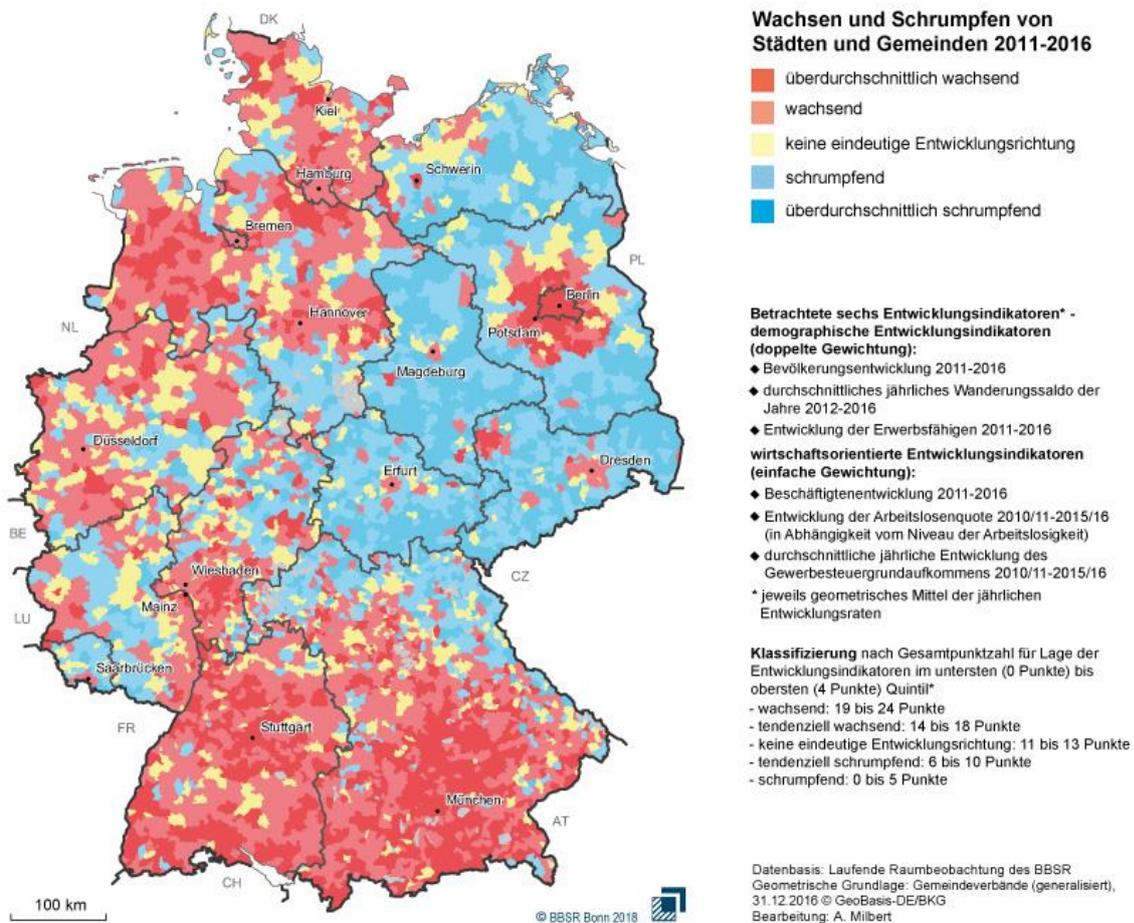
Abbildung 11: Raumtypen mit siedlungsstruktureller Prägung (links) und Stadt- und Gemeindetypen in Deutschland (rechts)



Quellen: links: BBSR (2012), rechts: BBSR (2019)

Neben der allgemeinen Siedlungsentwicklung hat auch die langfristige und spezifische Umgestaltung bestimmter Regionen, wie die der ehemaligen Braunkohlereviere, und Bergbaufolgelandschaften weitreichende Auswirkungen auf den Landschaftswasserhaushalt der betroffenen Regionen und Einzugsgebiete und der damit verbundenen Wassernutzung (z. B. Spree, Schwarze Elster, vgl. Pohle et al. 2015). Wasserknappheit (bezogen auf Trinkwasser und Bewässerungswasser), ein schlechter mengenmäßiger Grundwasserzustand, vermehrt austrocknende Gewässer und kritische Stofffrachten sind in diesen Regionen als besonders folgenschwere Erscheinungen zu nennen. Im kleinen Maßstab hat sich der Strukturwandel beispielsweise in der Zusammenlegung von Feldern und Betrieben im Zuge der intensiven, ertragssteigernden landwirtschaftlichen Produktion (Liersch 2004, Serpa et al. 2015) oder dem Futtermittelanbau gezeigt. Serpa et al. (2015) sehen die Auswirkungen dieser sozio-ökonomisch induzierten und profitorientierten Landnutzung auf Gewässer vor allem in einer Erhöhung der Abflussraten sowie einer einzugsgebietspezifischen Verschärfung der Bodenerosion. In diesem Zusammenhang wurde bereits von Dosch und Beckmann (1999) der Entwurf der Funktionalisierung und Ausdifferenzierung der Landschaft in extensiv genutzte Schutzgebiete und stark beanspruchte „Schmutzgebiete“ beschrieben (Segregation).

Abbildung 12: Wachsen und Schrumpfen von Städten und Gemeinden im Zeitraum 2011-2016 in Deutschland



Quelle: BBSR (2018)

Aufgrund der nach wie vor anhaltenden und in einzelnen Regionen besonders dynamisierten Stadt- und Regionalentwicklung steigt der Bedarf, die Änderungen der Einzugsgebietseigenschaften anhand des Nutzungsdrucks (z. B. Siedlung und Landwirtschaft) zu prognostizieren (Gurung & Stähli 2014, Wiekenkamp et al. 2016). In Bezug zur Hydrologie beschreibt die Siedlungsentwicklung in wachsenden Regionen einen besonders stressinduzierenden Prozess der Landnutzung, der sich durch eine relativ hohe wasserundurchlässige Oberflächenstruktur auszeichnet, und vielfältige stoffliche und thermische Belastungen hervorrufen kann (Brown et al. 2009, Jeppesen et al. 2017, Schneid et al. 2017). Somit wird sowohl die Wassermengenbewirtschaftung, als auch das Monitoring von physikalisch-chemischen Parametern vor große Herausforderungen gestellt.

Auf regionaler Ebene beeinflusst eine verstärkte Stadtentwicklung neben den Wasserhaushaltskomponenten lokale Energiebilanzen, Wärmeaustauschprozesse sowie Teile der Atmosphärenchemie und somit neben der Temperatur auch den Niederschlag (vgl. Zhou et al. 2004, Pielke 2005, Zhang et al. 2005). Dabei sind die Effekte des sogenannten **urbanen Wasserhaushalts** in den Einzugsgebieten schwer zu verallgemeinern, da auch lokale anthropogene Veränderungen, wie Hochwasserschutzanlagen, Kanalisationsnetze oder Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern einen signifikanten Einfluss haben können (z. B. Salavati et al. 2016). Unbestritten ist jedoch, dass beispielsweise Fische und Makrozoobenthos in ihrer Diversität (insb. empfindliche Taxa) in urbanisierten Fließgewässern typischerweise

geringer sind, als in Gewässerabschnitten mit vegetativer Ausstattung (Walsh et al. 2005, Wenger et al. 2009, Schneid et al. 2017).

Dementsprechend sind Urbanisierungsprozesse, aber auch bereits Ansätze von Zersiedlungsmustern in der freien Landschaft als Treiber in den jeweiligen Regionen zu beobachten und zum Schutz der aquatischen Biota frühzeitig Ausgleichsmaßnahmen durchzuführen. Nach Jaeger et al. (2010) und Schwick et al. (2010) ist „Zersiedlung ein Phänomen, das in der Landschaft optisch wahrnehmbar ist. Eine Landschaft ist umso stärker zersiedelt, je mehr Fläche bebaut ist, je weiter gestreut die Siedlungsflächen sind und je geringer deren Ausnützung für Wohn- oder Arbeitszwecke ist.“¹⁴ Hieraus kann geschlussfolgert werden, dass „die Qualität der Landschaft durch Größe und Lage der Siedlungsflächen im Raum sowie die Qualität der Nutzungsintensität durch Gewichtung mit Wohn- und Arbeitsplätzen bewertet“ (IÖR-Monitor 2020, Kennblatt „Gewichtete Zersiedlung“¹⁵). Die Ausdehnung der Siedlungsbereiche sowie des Straßen- und Wegenetzes in noch weitestgehend unversiegelte Bereiche der offenen Landschaft verursacht vor allem in kleinen Fließgewässern **hydraulische** und **thermische Überlastungserscheinungen** (u. a. durch Flächenentwässerung und punktuelle Einleitungen) und führt dort zu einer verstärkten Sohlerosion (Höfler et al. 2016).

Trotz vereinbarter Flächensparziele der Bundesregierung hat Deutschland das 30 ha (Tag)-Ziel bis 2020 nicht einhalten können. Untersuchungen wie von Liersch (2004) beschrieben schon in der Vergangenheit den anhaltenden Trend der Ausdehnung von Siedlungsflächen, die zur Versiegelung, Zerschneidung und Fragmentierung der Natur führen. Modellrechnungen ergaben damals einen jährlichen Anstieg der Siedlungs- und Verkehrsflächen im Bundesgebiet um ca. 41000 ha (vgl. Dosch & Beckmann 1999). Als eine der Folgen hat sich Deutschland die Ausdehnung der Überschwemmungsgebiete im Durchschnitt um zwei Drittel ihrer früheren Fläche verringert und ist in vielen Regionen um bis zu 90 % zurückgegangen (BMU & BfN 2009). Die Folgen dieser Entwicklung sind in den vergangenen 10 Jahren besonders spürbar geworden, was sich vor allem im sich verschärfenden Biodiversitätsverlust zeigt, der auch die Oberflächengewässer betrifft (Adelphi, Bosch&Partner, Eurac 2021, unveröffentlicht). Die Vereinheitlichung von Landschaftsstrukturen hat in diesem Zuge dazu beigetragen Ökosysteme voneinander abzutrennen, Wanderungskorridore zu zerschneiden und im Falle von klimatischen Stresssituationen den Lebewesen der aquatischen Biota keine **Refugien** mehr bereit zu stellen. Hinweise und Anhaltspunkte aber auch Ansätze für neue Forschungsideen im Kontext der Wirkung von „Urbanisierung“, „Zersiedlung“ und „Bodenversiegelung“ können beispielsweise aus den folgenden weiteren Indikatoren des „IÖR-Monitors“ und deren Berechnungsgrundlagen gezogen werden:¹⁶

- ▶ Siedlungsdichte
- ▶ Straßennetzdichte in Gebietsfläche
- ▶ Anteil Siedlungs- und Verkehrsfläche an Gebietsfläche
- ▶ Dispersion der Siedlungsfläche

¹⁴https://monitor.ioer.de/?raeumliche_gliederung=gebiete&opacity=0.8&zoom=6&lat=51.33061163769853&lng=10.45898437500002&glaettung=0&ind=D01KG&baselayer=topplus&time=2010&raumgl=bld&klassenanzahl=7&klassifizierung=haeufigkeit&darstellung=auto&ags_array=&

¹⁵https://monitor.ioer.de/?raeumliche_gliederung=gebiete&opacity=0.8&zoom=6&lat=51.33061163769853&lng=10.45898437500002&glaettung=0&ind=D01KG&baselayer=topplus&time=2010&raumgl=bld&klassenanzahl=7&klassifizierung=haeufigkeit&darstellung=auto&ags_array=&

¹⁶ <https://www.ioer-monitor.de/indikatoren/>

- ▶ Anteil Siedlungsfläche an Gebietsfläche
- ▶ Anteil naturbetonter Flächen an Gebietsfläche
- ▶ Anteil Hochwasserretentionsfläche an Gesamtaue
- ▶ Anteil bebauter Flächen in der rezenten Aue

Als beispielhafte Beschreibung der Landschaftsqualität soll der Indikator „Gewässerranddichte“ des IÖR-Monitors kurz erläutert werden. Der Indikator orientiert sich dabei an den Längen aller kleineren Fließgewässer (3 m durchschnittliche Breite) als lineare Elemente, sowie an den Randlängen von größeren Fließgewässern (6 m durchschnittliche Breite) und flächenhaften Gewässern und bezieht diese auf die jeweilige Gebietsfläche (IÖR Monitor 2020). Mit dieser Grundlage können Aussagen bezüglich der spezifischen Ausstattung von Raumeinheiten mit Gewässerrandlinien getroffen werden, wobei nur ganzjährig wasserführende und nicht verrohrte Gewässer betrachtet werden und Kanäle wegen ihrer meist stark technischen Überprägung keine Berücksichtigung finden (IÖR Monitor 2020). Anhand dieser für die Bundesrepublik, deren Bundesländer, Kreise und Gemeinden auswertbaren Datengrundlage kann die Ausstattung mit Ufervegetation als bedeutsame Land-Wasser-Schnittstelle geschlussfolgert werden und Auswirkungen auf die Wasserqualität (z. B. abfangen von Schad- und Nährstoffe aus dem landwirtschaftlichen Abfluss, Erosion, Verlandung) überprüft werden (vgl. auch Aguiar et al. 2018).

4.3 Wassernutzung

Neben den direkten Klimawirkungen und der Landnutzung gilt das **Wassermengenmanagement** als ein weiterer dominanter Einflussfaktor auf hydrologische Effekte (z. B. Bormann & Pinter 2017, LAWA 2017a). Dabei beeinflussen direkte Wassernutzungen (z. B. Entnahmen) und indirekte Nutzungen (z. B. Benutzungen Entwässerungen, Drainagen) über den Wasserhaushalt u. a. den **thermischen, gewässerbiologischen Zustand, die Sedimentfrachten, Nähr- und Schadstoffeinträge** sowie den **ökomorphologischen** Zustand von Oberflächengewässern und spielen demnach eine Schlüsselrolle für den Erhalt der Wasserquantität und -qualität (Hill et al. 2013).

Aufgrund dieses potenziell negativen Einflusses auf die Funktionsfähigkeit von Oberflächengewässern werden Eingriffe in den Wasserhaushalt (z. B. Bewässerung, Abwasserbehandlung) intensiv diskutiert, was aufgrund der komplexen Wechselwirkungen zwischen Landnutzung und Wasserhaushalt auf Einzugsgebietsebene mit einer Vielzahl von Nutzungskonflikten und Unsicherheiten verbunden ist. Insbesondere an der Schnittstelle zwischen Landnutzung, Wasserqualität und Wassernutzung ist der Kenntnisstand unzureichend und die derzeitige sowie künftig zu erwartende Wassernutzung werden häufig nur geschätzt (Gurung & Stähli 2014).

Unbestritten ist jedoch, dass sich menschliche Eingriffe, wie z. B. **Kühlwassereinleitung, Regulierung, Stauhaltung, Wasserentnahme** oder die **Flächennutzung im Einzugsgebiet**, auf Kenngrößen wie die **Wassertemperatur** der Binnengewässer auswirken (Caissie 2006, Standhartinger & Godina 2013). In welchem Umfang dies geschieht, hängt von der spezifischen Ausprägung der Typologie des Einzugsgebietes ab, da **die Belastbarkeitsgrenzen eines Gewässerökosystems durch seine Struktur und die seiner Umgebung bestimmt werden**. Seen sind gegenüber „Stoßbelastungen“ (z. B. Havarien) weniger anfällig als Flüsse. Fließgewässer weisen im Gegensatz dazu nach der Eliminierung der Belastungsquelle aufgrund der kurzen Wassererneuerungszeit eine weitaus höhere Regenerationsgeschwindigkeit als Seen auf (Hupfer & Kleeberg 2011).

Niedrigwassersituationen sind in der Regel geprägt von gleichzeitig steigendem Wasserbedarf in anderen Sektoren, wie etwa der Landwirtschaft, Forstwirtschaft oder Trinkwasserbereitstellung und Abwasserbehandlung. Entsprechend spitzen sich im Niedrigwasserfall **Nutzungskonflikte** in Bezug auf die Wassermenge zu. Integrierte Ansätze zur Abmilderung der Auswirkungen von "Wasserstress" werden demnach sowohl im internationalen als auch nationalen Kontext immer bedeutsamer. Bei der Gegenüberstellung von humanem und umweltbezogenen Ansprüchen an Wasserbedarf und Wasserqualität müssen demzufolge eine Reihe von Wechselwirkungen beachtet werden, da Eingriffe in den Wasserhaushalt direkte Auswirkungen auf die Verwendung des Wassers zur Erholung, Wasserversorgung, Bewässerung und industriellen Nutzung durch den Menschen haben können. Kenngrößen wie die Wassertemperatur sind somit nicht nur ökologisch, sondern auch ökonomisch von Bedeutung und sollten nicht weiter losgelöst aus dem Gesamtkontext von Ökosystemen gesehen werden, deren Bestandteil auch der Mensch selbst ist (z. B. Standhartinger & Godina 2013). Nicht zuletzt werden somit auch langfristig die Trinkwasserressourcen ganzer Landstriche beeinflusst (Neupane & Kumar 2015, Wu et al. 2017, vgl. Kap. 4.3.1).

Die folgenden Unterkapitel widmen sich vor dem Hintergrund der ökologischen Beschaffenheit von Fließgewässern und Seen ausgewählten, potenziell nachteiligen Folgen, die die jeweiligen Wassernutzungskategorien hervorrufen können.

4.3.1 Wasserentnahmen

Die Nutzung von Wasserressourcen zur **Trinkwasserentnahme** oder **Bewässerung** ist eine der zentralen Herausforderungen, die sich im Zuge klimatischer und landnutzungstypologischer Veränderungsprozesse ergeben (Wada et al. 2013). Die im Subsystem Klimawandel-Wasserversorgung resultierenden Wechselwirkungen sind äußerst komplex und eng mit der Verfügbarkeit und Beschaffenheit des Grundwassers bzw. der Versorgungssicherheit (Gewinnung, Aufbereitung, Verteilung/Speicherung) und -infrastruktur verbunden (u. a. Livingstone 2010, Schick et al. 2013). Für Deutschland wurden im Kapitel 2 bereits die Erwartungswerte an Temperatur und Niederschlag beschrieben, und anschließend erläutert, wie diese aufgrund der räumlichen und topographischen Ausprägung von Ökoregionen beeinflusst werden (Kap. 4.1). Überlagert werden diese Szenarien mit der zu erwartenden Landnutzungsverteilung (Kap. 4.2) und den daraus resultierenden Bedarfen, vor allem bezüglich der Wassermengen. In diesem Zusammenhang ergibt sich ein komplexes Handlungsgefüge, dessen potenzielle Ursachen und Folgen mit Blick auf die Oberflächengewässer im Folgenden beschrieben werden sollen.

Bei der konventionellen Energieerzeugung, z. B. durch Kohle- und Kernkraftwerke, ist der Wasserverbrauch überwiegend auf Verdunstungsverluste bei der Kühlung zurückzuführen. Bormann et al. (2019) gehen bei ihrer Untersuchung davon aus, dass sich der Wasserverbrauch durch den vermehrten Einsatz von Kraft-Wärmekopplung, geschlossener Kühlkreisläufe und des steigenden Anteils erneuerbarer Energien bei der Energieerzeugung künftig reduzieren wird. Es findet zwar auch bei Verfahren der erneuerbaren Energien ein Wasserverbrauch wie z. B. bei der Herstellung synthetischer Gase statt, Modellszenarien erwarten insgesamt jedoch aufgrund des Einsatzes verbesserter Technologien sowie des steigenden Anteils der erneuerbaren Energien einen Rückgang des Wasserverbrauchs durch die Energiewirtschaft von 50-60 % bis 2030 bzw. von 70-85 % bis 2050 (Gerbert et al. 2018, Bormann et al. 2019).

Gemäß der Agrarstrukturdatenerhebung wurden in 2015 rund 451.000 ha bzw. rund 2,5 % landwirtschaftliche Flächen bewässert (Destatis 2016, 2017). Es ist zu erwarten, dass sich der Bewässerungsbedarf künftig durch steigende Temperaturen und länger anhaltende Hitze- und Trockenperioden während der Vegetationsperiode erhöhen wird. Kreins et al. (2015) haben mit

Hilfe von Modellen für das Bundesland NRW in Abhängigkeit vom jeweiligen Klimamodell einen um bis zu 20-fach steigenden Bewässerungsbedarf für die Periode von 2051-2080 im Vergleich zu 1961-1990 ermittelt. Der steigende Bewässerungsbedarf ist hierbei überwiegend auf eine, infolge der steigenden Temperaturen, erhöhte Evapotranspiration zurückzuführen. Ein steigender Bewässerungsbedarf wird u.a. auch für die Obst- und Gemüseanbauregionen in Rheinhessen und der Vorderpfalz angenommen (KLIWA 2018).

Die Trinkwassergewinnung erfolgte 2016 in Deutschland zu ca. 70 % aus Grundwasser (Mengenmäßiger Zustand, siehe Abbildung 13), zu ca. 16 % aus Oberflächenwasser, zu ca. 8 % aus Uferfiltrat und zu ca. 7 % aus künstlich angereichertem Wasser (UBA 2018). Ein steigender Trinkwasser- und Bewässerungsbedarf dürfte daher insbesondere in Niedrigwasserperioden den ökologischen Zustand von Oberflächengewässer durch direkte Wasserentnahmen und indirekt durch eine Verringerung der Zuflüsse aus dem Einzugsgebiet negativ beeinflussen (Blenckner 2011, Schick et al. 2013) und damit zu vermehrten Nutzungskonflikten führen. So können sinkende Wasserstände eine Zunahme der Wassertemperaturen zur Folge haben (Caissie 2006) und dadurch ebenso wie abnehmende Retentionszeiten Algenblüten begünstigen (u. a. Kipfer & Livingstone 2008). Im Hinblick auf die Qualität des Bodensee-Trinkwassers wird bereits empfohlen, die Entwicklung der **biologischen, mikrobiologischen und physikalisch-chemischen Parameter** zu beobachten, um frühzeitig auf mögliche Änderungen reagieren zu können (IGKB 2015).

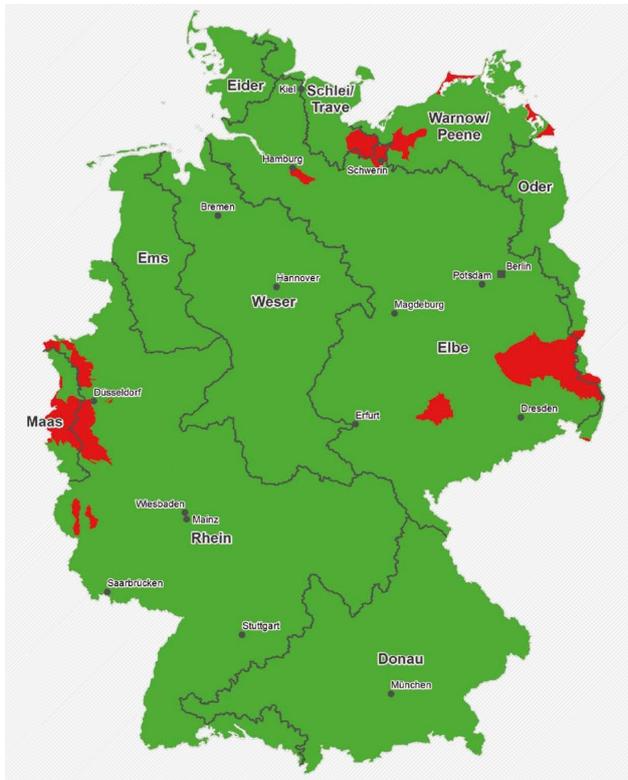
Die deutsche Energiewendepolitik, die darauf abzielt, den Anteil erneuerbarer Energiequellen zu erhöhen, wird diesbezüglich ebenfalls ein starker Treiber sein, der den Wasserbedarf durch bspw. Bewässerung im Energiepflanzenanbau in einzelnen Teilbereichen erhöht. Aktuelle Untersuchungen gehen allgemein jedoch von einem in Zukunft eher positiven Einfluss des Energiesektors auf den Wassersektor aus (DBU 2019). Dies könnte insbesondere Regionen mit derzeit noch vorhandener Braunkohleförderung oder Standorte konventioneller Großkraftwerke auf Basis fossiler Energieträger betreffen (DBU 2019). Im Spannungsfeld zwischen Trinkwasserbereitstellung, Bewässerungsentnahmen, Kühlwasserbereitstellung und Sicherung des guten ökologischen Zustands/guten ökologischen Potenzials wächst im Zuge klimatischer Veränderungen aller Wahrscheinlichkeit nach die Konkurrenz um die Ressource Wasser. Hinsichtlich der Trinkwasserbereitstellung aus Uferfiltrat (und Grundwasseranreicherung durch Oberflächengewässer) ist festzustellen, dass im Zuge des Klimawandels bestimmte Stoffkonzentrationen aufgrund der hohen Klarwasseranteile und der Häufigkeit von Niedrigwasser steigen (können) und entsprechend die Reinigungsleistung der Uferfiltratpassage stärker gefordert ist. Die Anteile von behandeltem kommunalen Abwasser (sog. „Klarwasser“) schwanken mitunter stark und können in sommerlichen Niedrigwasserphasen bis zu 100 % des Gesamtabflusses ausmachen (Expert*innenaussage 2020¹⁷). Untersuchungen zur deutschlandweiten quantitativen Einschätzung der Klarwasseranteile in Deutschland haben gezeigt, dass für die Trinkwasserbereitstellung aus Uferfiltrat oder Grundwasseranreicherung per se kein Risiko für die öffentliche Gesundheit aufgrund abwasserbürtiger Stoffe existiert (UBA 2018). Inwiefern thermisch und stofflich vorbelastetes Klarwasser jedoch als ein Belastungsparameter für die aquatischen Lebensräume angesehen werden kann, sollte in Zukunft insbesondere in Niedrigwassersituationen und den hierbei möglicherweise im Zusammenhang stehenden weiteren wasserwirtschaftlichen Nutzungen näher untersucht werden. Daher sind Maßnahmen zur Minderung der Auswirkungen von Niedrigwasser und Minderung von Nutzungskonflikten sowie eine differenzierte, genauere

¹⁷ Alle Aussagen aus den im Rahmen des Projektes durchgeführten Expert*inneninterviews sind mit der Quelle „Expert*innenaussage 2019“ bzw. „Expert*innenaussage 2020“ angegeben

Erfassung von Abflussdaten und Grundwasserständen während Niedrigwasserereignissen notwendig (KLIWA 2018).

Abbildung 13: Mengenmäßiger Zustand der Grundwasserkörper in Deutschland

Insbesondere in Bergbauregionen ist ein schlechter mengenmäßiger Zustand zu verzeichnen (rot). 95,8 % der Grundwasserkörper weisen einen guten mengenmäßigen Zustand auf (grün) (Stand: 2016)



Quellen: BfG/LAWA/UBA (2019)

4.3.2 Wassergebrauch

Die Entnahme von Wasser aus Oberflächengewässern als Kühlwasser und anschließende Einleitung des nun thermisch belasteten Wassers erfolgt überwiegend durch den Betrieb konventioneller Kraftwerke zur Stromerzeugung wie Kohle- und Kernkraftwerke und ist eine wichtige Einflussgröße anthropogener Aktivitäten auf Gewässer (IGKB 2015). Dabei kann der Einfluss von Kraftwerken in der gleichen Größenordnung liegen wie die prognostizierten Auswirkungen der Klimaerwärmung (Caissie 2006). Auch vorübergehende Wasserentnahmen können in Fließgewässern zu einem Anstieg der Wassertemperaturen durch Verringerung des Wasserstandes führen (Standhartinger & Godina 2013).

Die Einflüsse der thermischen Nutzung auf Oberflächengewässer können sich bei mehreren Nutzungen überlagern und sich dadurch sowohl verstärken als auch verringern. Je nach Art der thermischen Nutzung können sich deren Auswirkungen auf Oberflächengewässer stark unterscheiden (IKGB 2015). Um die Auswirkungen der Art der thermischen Nutzung von Oberflächengewässern auf die Gewässerbiota abschätzen zu können, ist eine genaue Kenntnis aller Parameter eines Gewässers notwendig, die durch die jeweilige Nutzung beeinflusst werden.

Bei der Wiedereinleitung thermisch belasteten Kühlwassers in Seen kann es neben einer Erhöhung der Wassertemperatur auch zu einer Veränderung des Schichtungsverhaltens kommen, wobei die Auswirkungen beider Effekte von der Seegröße abhängig sind (IGBK 2015). Beispielsweise kommt es im Bielersee (Schweiz) durch die Nutzung des Bielersee-Zuflusses Aare

als Kühlwasser für das Kernkraftwerk Mühleberg (Schweiz, Stilllegung in 2019) zu einer Temperaturerhöhung von rund 0,4 K (IGKB 2015). Modelluntersuchungen erwarten nach der Stilllegung des Kernkraftwerkes Mühleberg in 2019 für den Bielersee eine Verkürzung der Schichtungsperiode um bis zu 4 Tage bei einer Reduzierung der durchschnittlichen Wassertemperatur um bis zu 0,3 K. Im Winter kann die Wassertemperatur lokal um bis zu 4 K sinken und für den Bielersee-Abfluss Aare sind ebenfalls geringere Wassertemperatur zu erwarten (Råman Vinnå et al. 2017). Erfolgt die Wasserentnahme aus dem grundnahen Tiefenwassers kann es bei der anschließenden Wiedereinleitung in oberflächennahe Schichten zu einem Nährstoff- oder Stoffeintrag kommen (z. B. Langford 1990).

Oberflächengewässer speichern große Energiemengen und können so zu Heiz- und Kühlzwecken genutzt werden. Die thermische Nutzung von Oberflächengewässern zu Kühlzwecken ist mit der Rückleitung von erwärmtem und zu Heizzwecken mit der Rückleitung von gekühltem Wasser verbunden.

Für den Bodensee werden die derzeitigen Auswirkungen der thermischen Nutzung, z.B. durch Wärmepumpen oder Wärmetauscher, als lokal begrenzt und gering eingeschätzt (IGKB 2015). Der Betrieb von Wärmepumpen und -tauschern dürfte im Hinblick auf die Erhöhung des Anteils erneuerbarer Energien zukünftig zunehmen und im Bodensee zu einem Anstieg von thermisch veränderten Wassereinleitungen führen (IGKB 2015). Für den schweizerischen Teil des Bodensees wird das Potential für eine thermische Nutzung jährlich auf 2.800 GWh für die Wärmenutzung und 1.400 GWh für die Kältenutzung geschätzt (Gaudard et al. 2018). Modellrechnungen lassen unter Zugrundelegung einer etwa 50-%igen Potentialnutzung für den Bodensee (48 km³ Seevolumen) eine Veränderung des mittleren jährlichen Temperaturprofils von weniger als 0,05 K erwarten (Gaudard et al. 2018). Für den kleineren Zürichsee (Schweiz, 3,9 km³ Seevolumen) prognostizieren die Autoren eine Veränderung der mittleren jährlichen Temperatur von 0,5 K, wobei bei einer überwiegend thermischen Nutzung zu Heizzwecken insgesamt von einer Verringerung der mittleren Jahrestemperatur des Wassers auszugehen ist. Dabei ist jedoch zu beachten, dass die thermische Nutzung zu Kühlzwecken im Sommer eine Erhöhung der Wassertemperatur und die thermische Nutzung im Winter eine Reduzierung der Wassertemperatur zur Folge hat (Gaudard et al. 2018). Gaudard (2016) geht bei seiner Einschätzung des Wärme- und Kältenutzungspotentials von drei Schweizer Seen davon aus, dass bereits Temperaturveränderungen von 0,5 K ökologische Folgen haben können.

Bormann et al. (2019) gehen bei ihrer Untersuchung der Wasserwirtschaft unter den sich verändernden energiewirtschaftlichen Rahmenbedingungen durch die angestrebte Reduzierung der Energiegewinnung aus fossilen Energieträgern sowie dem Ausstieg aus der Atomenergieerzeugung in Deutschland von einer Reduzierung der Gebrauchswasserbedarfes durch die Energiewirtschaft von rd. 50 % bis 2030 aus (vgl. Gerbert et al. 2018), wobei die Autoren annehmen, dass die Zunahme der erneuerbaren Energien an der Energieerzeugung nur geringfügige Auswirkungen auf die quantitative Menge des Wassergebrauches haben wird.

4.3.3 Wasserrückhalt

Kleine Rückhalteanlagen (z. B. Sedimentfänge, temporäre/grüne Becken) haben vor allem Aufgaben und Belange im lokalen Überflutungs- und Hochwasserschutz zu erfüllen und sind daneben unter bestimmten Umständen auch gewässerökologisch bedeutsam. Große Rückhaltebecken oder Talsperren wurden einst zur Trinkwasser-, oder Brauchwasserversorgung oder Wasserkrafterzeugung angelegt und besitzen oftmals die Option zum Hochwasserrückhalt (z. B. Abbildung 14). In den letzten Jahren ist neben der Versorgungssicherheit mit Trinkwasser und des Hochwasserschutzespektes auch die ökologisch bedeutsame Niedrigwasseraufhöhung verstärkt in den Fokus der Wasserwirtschaft gerückt. In diesem Zuge wird das Management von

Rückhaltesystemen und Talsperren in Zukunft weiter in Richtung Mehrzweckspeicher diversifiziert werden (müssen), um die vielfältigen Aspekte der Wasser- und Umfeldnutzung zu integrieren. In der Schweiz wird beispielsweise das langfristige Ziel der Etablierung multifunktionaler Nutzungen im Zusammenspiel mit vernetzten Wassersystemen verfolgt, um auch Beeinträchtigungen der Fließgewässer auf ein Minimum zu reduzieren (Kellner & Weingartner 2018). Talsperren können dabei hinsichtlich ihrer Robustheit und Leistungsfähigkeit anhand des wasserwirtschaftlichen Gesamtrisikos integrativ für Hochwasser und Niedrigwasser bewertet werden. Bezüglich ihrer Leistungsfähigkeit kann zwischen Versagen aufgrund von Hochwasser und Versagen aufgrund von Niedrigwasser unterschieden werden, wobei die Verfahren zur Bewertung der Leistungsfähigkeit bei Niedrigwasser oft neu entwickelt werden müssen (Kufeld 2013). Über eine Klimaeinwirkungsfunktion, die beschreibt, wie empfindlich die Leistungsfähigkeit der Talsperren auf Änderungen des Zuflusses reagiert, kann zudem eine Bewertung der Robustheit der Talsperre ermöglicht werden. Somit können verschiedene Betriebsregeln und Managementoptionen verglichen, sowie Anpassungsmaßnahmen identifiziert werden, welche die Leistungsfähigkeit des Talsperrenbetriebs unter veränderlichen klimatischen Randbedingungen bewahren (Kufeld 2013).

Die Erhaltung eines funktionsfähigen Talsperrennetzes ist regionalspezifisch (bspw. Im Harz oder in Sachsen) demnach für die Sicherung der Trinkwasserversorgung weiterhin bedeutsam, wobei steigende **Wassertemperaturen** in den Talsperren selbst zu verstärktem Wachstum von Algen führen können und Risiken für die Wasserqualität darstellen. Steigende mittlere Wassertemperaturen und eine verringerte Eisbildung könne die Folge von Stauhaltung und Regulierung sein (Webb & Walling 1993). Aufgrund ihrer Morphometrie und der starken Durchströmung weisen Talsperren zugleich eine unterschiedliche Trophie auf, die sich zusätzlich auf die Entwicklung des **Phytoplanktons** auswirkt. Positive Auswirkungen auf Fließgewässer hat der Abfluss von Tiefenwasser aus Stauseen, insbesondere auf die saisonalen Temperaturschwankungen die durch den **kalten und sauerstoffreichen Grundablass** gepuffert werden können (Caissie 2006, Hill et al. 2013, Shatwell et al. 2013). Im Sommer kann die Wassertemperatur somit verringert, im Winter aber auch erhöht werden.

Abbildung 14: Talsperren als multifunktionale wasserwirtschaftliche Anlagen sind je nach Bewirtschaftungsziel eigenständige Wasserkörper und werden hinsichtlich der ökologischen Durchgängigkeit immer weiter optimiert



Foto: Garack, 2018

Die Freisetzung von warmem Wasser im Winter ist nach Caissie (2006) besonders in den nördlichen Breiten problematisch, wo die Temperatur des Umgebungswassers stromabwärts normalerweise nahe 0 °C liegen würde. Der Anstieg der Wassertemperatur im Winter in diesen Gewässerabschnitten könnte möglicherweise größere Auswirkungen auf die aquatischen Ökosysteme haben (z. B. Inkubation von Salmonideiern), als die durch die Sommerbedingungen verursachte. Vor allem die abgekühlte Luft, die durch die Wasserfreisetzung im Tal entsteht, kann die Nebelbildung fördern, wodurch der natürliche Wärmeaustausch zwischen dem Fluss und der Atmosphäre verringert werden kann. Zudem treten im Jahresverlauf Temperaturmaxima mit einer zeitlichen Verzögerung von mehreren Wochen auf. Durch Bewirtschaftung des Stauraums (Steuerung Zu-/Abfluss, Entnahme Tiefe-/Oberflächenwasser, Durchflussmenge/-zeit, Wasserstand) kann die Wasserqualität beeinflusst werden. Bewirtschaftungsmaßnahmen werden jedoch durchnutzungsorientierte Einschränkungen limitiert (Shatwell et al. 2013). Wird aus Wasserreservoirien Oberflächenwasser in Fließgewässer umgeleitet, kann es zu entgegengesetzten Effekten kommen, die sich durch eine Erhöhung der Wassertemperatur in den Fließgewässern äußert (Caissie 2006).

Das Kernproblem bei der Errichtung von Bauwerken mit Dauerstau quer zur Fließrichtung von Fließgewässern ist jedoch die vollständige Unterbrechung der **ökologischen Durchgängigkeit**, sowie die **mikroklimatische Beeinflussung der Talbereiche** (vgl. Aguiar et al. 2018). Fließgewässerkörper werden somit in ihrem Längsverlauf in mehrere eigenständige Wasserkörper zerschnitten, zwischen denen keine oder nur wenige Austauschprozesse mehr stattfinden können. Hinzu kommen das gestörte Geschiebe- und Sedimentregime und der in Trocken- und Hitzeperioden stattfindende **Evaporationsverlust auf großen Wasseroberflächen**, welcher die Niedrigwasserproblematik weiter verschärfen kann.

Als eigenständige Wasserkörper sind auch Talsperren hinsichtlich ihrer ökologischen Beschaffenheit zu beurteilen. Wie sich klimatische Veränderungen auf das Schichtungsregime auswirken, haben bereits Untersuchungen an der Talsperre Saidenbach und Bautzen gezeigt. Seit 1975 hat sich der Zeitraum der Sommerschichtung in der Talsperre Saidenbach um etwa einen Monat verlängert (Shatwell et al. 2013). Das Schichtungsverhalten der Talsperre Bautzen (Grenzbereich zwischen poly- und dimiktisch) im Sommer ist vom Wasserstand abhängig. War der Wasserstand bereits im Mai gering, erfolgte die Durchmischung schon im Juni, bei hohem Wasserstand erst im September (Shatwell et al. 2013). Höhere Phosphorkonzentrationen infolge einer internen Eutrophierung durch Rücklösung aus den Sedimenten traten entsprechend verzögert (Shatwell et al. 2013). Nähere Ausführungen zu Talsperren als Klasse von Seen und Standgewässern waren bereits Gegenstand des Kapitels 4.1.2.

4.3.4 Wassererosion und Flächenentwässerung

Wassererosion und Flächenentwässerungen können vor allem zur thermischen und stofflichen Belastung von Oberflächengewässern führen – mit den bereits beschriebenen Auswirkungen auf die aquatische Biota. Welche Effekte dabei besonders zu berücksichtigen sind, ist Gegenstand dieses Kapitels. Grundsätzlich wird bei Erosionsprozessen nach dem erosiven Medium in **Wind- und Wassererosion** unterschieden, wobei hier ausschließlich die Wassererosion thematisiert wird und vereinfachend im Weiteren von Bodenerosion bzw. Erosion gesprochen wird. Der Prozess der Bodenerosion ist ein lateraler Verlagerungsprozess von Bodenmaterial in der Landschaft durch das Medium Wasser auf einer räumlichen Skala von Metern bis hin zu Kilometern bezogen auf die Erosionsformen sowie die Ausdehnung der Abtragungs-, Transport- und Ablagerungsbereiche (vgl. Richter 1998, Morgan 2005, Blume et al. 2010: 506ff). Relevante Teilprozesse der Bodenerosion sind die **Ablösung von Bodenteilchen durch Tropenschlag**

(Splash-Erosion) sowie **flächen- und linienhaftem Oberflächenabfluss** (Flow-Erosion), der **Transport auf der betroffenen Fläche** (on-site) und **darüber hinaus** (off-site) entlang von Abflussbahnen in die lokalen Vorfluter. Beim Nachlassen der Transportkapazität des Abflusses kommt es zur **on- oder off-site-Ablagerung** des erodierten Bodenmaterials (Sedimentation/Deposition). Erosiver Oberflächenabfluss kann auch ohne ein zeitgleiches Niederschlagsereignis beim raschen Abtauen einer Schneedecke erfolgen (Schneeschnelzerosion), u. a. gefördert durch die hohe Wassersättigung des Bodens im Winterhalbjahr.

Direkte Folgen der Splash-Erosion, d. h. des Tropfenschlags, sind die Verschlammung dränender Bodenporen und die Bildung wenig durchlässiger Krusten an der Bodenoberfläche. Dies führt bei nachfolgenden Ereignissen zu einer deutlich rascheren Entstehung von Oberflächenabfluss sowie zu einer verringerten Infiltrationsrate und damit verbundenen Wasseraufnahme und -speicherung. Langfristig führt der Bodenabtrag zu einer Kappung des Bodenprofils mit einer Verkürzung des Wurzelraumes. Feinmaterial wird selektiv ausgespült und kann bis in angrenzende Gewässer gelangen, die Bodentextur vergrößert sich und damit einher geht eine Verringerung der Wasser- und Nährstoffspeicherkapazität des Bodens. Diesen On-site-Folgen stehen Konsequenzen „Off-site“, also außerhalb der eigentlichen Erosionsfläche zur Seite. Off-site-Folgen sind Sedimenteinträge auf benachbarte bzw. im Depositionsbereich liegende Flächen mit unterschiedlichen Nutzungen sowie in Gewässer und Kanalisation. An das erodierte Bodenmaterial adsorbierte Nähr- und Schadstoffe (Pflanzenschutzmittel, Schwermetalle) werden in Gewässer verlagert und führen hier zu weitergehenden negativen Effekten (Verschlammung, Eutrophierung, ökotoxikologische Wirkungen). Neben diesen partikulären Einträgen gelangen auch ausgewaschene und gelöste Stoffe in die Gewässer.

Die Empfindlichkeit der Böden gegenüber Wassererosion wird gesteuert von der Erodibilität der Böden in Abhängigkeit von Textur und Struktur mit Einfluss auf Bodeneigenschaften wie Aggregatstabilität, Gefüge und Makroporen, ihrer Lage im Relief beschrieben durch Reliefeigenschaften wie Hanglänge, -neigung und -form sowie Einzugsgebietsgröße als Maß für die Abflussakkumulation und Eigenschaften der Bodennutzung bzw. Bodenbedeckung. Für landwirtschaftliche Standorte sind dies insbesondere Anbauverfahren in Verbindung mit bestimmten Feldfrüchten und Bodenbearbeitungsmaßnahmen, welche zum einen Anteil und zeitlichen Verlauf der Bodenbedeckung durch die Vegetation bedingen sowie zum anderen eine dynamische Änderung bodenphysikalischer Eigenschaften (Dichte, Porosität) bewirken.

Die besondere Bedeutung von Agrarflächen als Quellen für Sediment- und Nährstoffeinträge in Stand- und Fließgewässer zeigen die folgenden Befunde: Nach Behrendt et al. (1999) sind etwa für Phosphor die Einträge durch Bodenerosion, insbesondere aus **Acker- und Weinanbauflächen**, eine der wichtigsten Eintragsquellen (vgl. Abbildung 15). Bei den landwirtschaftlichen Kulturen zeigt sich insbesondere der **Mais** als besonders anfällig für Bodenerosion (Frielinghaus et al. 2002). Änderungen der Landnutzung, beispielsweise durch den verstärkten Anbau von Energiepflanzen wie eben Mais, können daher zu erhöhten Nährstoffeinträgen führen (KLIWA 2017). Umgekehrt können aber auch Nutzungs- bzw. Bewirtschaftungsänderungen zu einer **Verringerung der Nährstoffeinträge** führen. So konnte Prasuhn (2005) im Untersuchungsgebiet „Berner Mittelland“ durch die Zunahme der Anwendung von konservierenden Bodenbearbeitungsverfahren und den vermehrten Anbau von Zwischenkulturen eine Abnahme der Bodenabträge (und damit auch der Sediment- und Nährstoffeinträge) von 15–25 % feststellen.

Abbildung 15: Erosion auf landwirtschaftlichen Flächen und Akkumulation von Sedimenten in einer Abflussmulde infolge von Stark- und Dauerregen. Ein Weitertransport in Vorfluter und Fließgewässer ist sehr wahrscheinlich



Fotos: Garack, 2018

Eine besondere und gegenwärtig noch eher seltene Form von Nutzungs- bzw. Bedeckungsänderungen sind **Waldverluste durch Brände**. Natürliche Brände oder vom Menschen verursachte Brände beseitigen die schützende Waldvegetation. Die Erosion des nährstoffhaltigen Oberbodens kann dann zu einem Anstieg der Nährstoffgehalte in den Gewässern führen (Wright 1976, Hickman et al. 1990, Kelly et al. 2006). Spitzenwerte der Kohle-Akkumulationsraten in Seesedimenten etwa können nach einem Brandereignis um bis zu 15 bis 30 Jahre nachgewiesen werden, bedingt durch die durch einzelne Erosionsereignisse verursachten diskontinuierlichen Einträge (Whitlock & Millspaugh 1996, Duffin et al. 2008, Higuera et al. 2011 in Finsinger et al. 2014).

Da die Prozesse der Bodenerosion auf einer Zeitskala von Minuten bis Stunden stattfinden und überwiegend durch wenige, in der Regel **konvektive, kleinräumige Niederschlagsereignisse** gesteuert werden, können aus den typischerweise als Tageswerten vorliegenden Klimaprojektionsdaten bezogen auf die Entwicklung der Niederschläge nur sehr begrenzt Veränderungen des Erosionsgeschehens abgeschätzt werden. Allgemein wird im Zuge einer Temperaturerhöhung auf die gesteigerte Wasserdampfaufnahmekapazität der Atmosphäre und damit verbundene Intensivierung bzw. Häufung von konvektiven Niederschlägen verwiesen. Ansätze zur Projektion des höher auflösenden Niederschlagsgeschehens im Bereich von Stunden auf Basis von statistischen Verfahren sind Gegenstand aktueller Forschungen (z. B. Lisniak et al. 2013). So wird beispielsweise vom Deutschen Wetterdienst an flächendeckenden Untersuchungen zu Starkregen anhand von Radardaten in Form einer innovativen „Radarklimatologie“ gearbeitet¹⁸.

Die Informationslage für Gesamtdeutschland hinsichtlich beobachteter und zukünftiger Änderungen des Erosionsgeschehens wie folgt dar: Gegenwärtig gibt es keinen DAS-Monitoringindikator aus dem Handlungsfeld Boden mit ausschließlichem Bezug zur Wassererosion (vgl. Fortschrittsbericht DAS 2019: Indikator zur Klimawirkung „BO-01 „Bodenerosion durch Wasser und Wind/Hangrutschung“). Im Bericht zur Evaluierung der DAS-Berichterstattung und der Schließung von Indikatorenlücken (Schönthaler & von Andrian-Werburg 2015) werden zwei Monitoring-Indikatoren genannt, welche verworfen wurden bzw. nicht umgesetzt werden konnten. Es handelt sich dabei um den „Anstieg der Bodenerosion durch Starkregenereignisse“ sowie den „Maisanbau auf erosionsgefährdeten Standorten“. Für

¹⁸ https://www.dwd.de/DE/klimaumwelt/aktuelles/171020_radarklimatologie_abschluss.html

den erstgenannten Indikator fehlt gegenwärtig noch die empirische Basis: „Ein flächendeckendes repräsentatives Erosions-Monitoring gibt es in Deutschland bislang nicht.“ (Schönthaler & von Andrian-Werburg 2015). Aus diesem Grund ist eine Ermittlung von Schäden durch Bodenerosion in Deutschland bisher nur auf Basis von einzelnen Fallstudien möglich bzw. grundsätzlich mit größeren Schwierigkeiten verbunden, siehe hierzu auch die ausführliche Darstellung der Problematik in Schönthaler et al. (2011: 104). Für den Ist-Zustand der Bodenbearbeitung (konventionell vs. konservierend) sind die Informationen ebenfalls lückenhaft, hierzu Schönthaler & von Andrian-Werburg (2015: 89): „Anpassungen der landwirtschaftlichen Bodenbearbeitung (z. B. mit dem Ziel des Erosionsschutzes oder zur wassersparenden Bewirtschaftung) lassen sich mit den aktuellen agrarstatistischen Daten nicht bundesweit abbilden.“

Folgt man den Ergebnissen der Klimawirkungs- und Risikoanalyse des Bundes (UBA & BMU 2021) wird bei der Klimawirkung „Bodenerosion durch Wasser“ selbst bei weitreichender Anpassung in Zukunft ein mittleres bis hohes Risiko bestehen bleiben. Der im Monitoringbericht zur Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel verwendete Indikator Regenerosivität (BO-I-2, UBA 2019) verdeutlicht dabei das Bodenabtragsrisiko, wenngleich ein flächendeckendes Erosionsmonitoring in Deutschland bislang nicht existiert. Durch die Verwendung von monatlichen Mittelwerten des R-Faktors mit einer unzureichenden Abbildung von erosiven Starkregenereignissen ist eine Projektion der zukünftigen klimawandelbeeinflussten Erosionssituation nur begrenzt möglich. Zu den entsprechenden Limitierungen siehe Buth et al. (2015: 182f).

Der Eintrag von partikelgebundenen Nähr- und Schadstoffen in Oberflächengewässer findet neben der flächenhaften Erosion vor allem durch **Einleitungen aus der Siedlungsentwässerung und Melioration landwirtschaftlicher Flächen** statt. Verschiedene geotopologische Rahmenbedingungen und Managementprinzipien können diese Effekte verstärken oder vermindern. So zählt die Reduzierung von Nährstoffeinträgen aus Seeinzugsgebieten bereits als eine der wichtigsten Maßnahmen gegen die Eutrophierung von Standgewässern (KLIWA 2017, Meinikmann 2017). Wasserlösliche als auch wasserunlösliche Formen von Phosphorverbindungen können durch Diffusion oder durch Adsorption an Bodenpartikeln der oberen Bodenschichten mobilisiert werden (Mehdi et al. 2015). Wie bereits in Kapitel 4.2 erwähnt, stellen Starkregenereignisse im Wechsel mit längeren Trockenphasen hier ein besonderes Risiko des Nährstoffeintrags von landwirtschaftlichen Flächen dar (Mischke et al. 2018). Sowohl für Phosphat-, als auch Ammonium- und Nitratverbindungen konnten in diesem Kontext Studien Korrelationen zwischen Niederschlagsintensität und vorhergehendem Bodenfeuchtegehalt feststellen (Liu et al. 2014).

Neben landwirtschaftlichen Flächen sind auch die versiegelten Flächen urbaner Gebiete sowie deren angeschlossene **Regenwasser- und Mischwasserkanalisation** hauptverantwortlich für Stoffeinträge in Gewässer (LAWA 2017a). Menschliche Entwässerungssysteme lassen somit neue Eintragspfade entstehen, anhand derer auch erodiertes Material oder gelöste Nährstoffe und toxische Substanzen von entfernt liegenden Flächen auf direktem Weg in das Gewässer transportieren werden können (Höfler et al. 2016). Neben der **stofflichen** Belastung sind auch **thermische** (Abfluss aus aufgeheizten urbanen Räumen) und **hydraulische** (Einleitungen stark beschleunigter Wassermengen aus der Kanalisation) Überlastung als maßgebliche Ursachen für ökologische Schäden in Gewässern zu sehen. Dabei haben Studien gezeigt, dass eine Optimierung des Stauraumes im Kanalnetz selbst die Abflussbildung tatsächlich verringern und somit die interne Speicherkapazität des Systems erhöht werden kann (vgl. Cristiano et al. 2017). In urbanen Räumen und in Gebieten mit Anlagen der industriellen Tiermast sind **Arzneimittelrückstände** problematisch, da diese nicht oder nur teilweise durch die

Kläranlagen entfernt werden können (Winker 2010). Intermediär entstehende Substanzen, die potenziell negativ auf die Gewässerökosysteme wirken sind in diesem Zusammenhang ein weiteres wichtiges Forschungsfeld. Der Rückhalt von Sedimenten und wasserlöslichen Nähr- und Schadstoffen in Kläranlagen ist demnach eine der zentralen operativen Herausforderungen zum Erhalt und Entwicklung der Gewässerökosysteme.

Die Ergebnisse dieses Kapitels zeigen, dass zur Steuerung einer ausgewogenen und nachhaltigen Land- und Wasserbewirtschaftung die interdisziplinäre Zusammenarbeit von Fachbehörden insbesondere vor dem Hintergrund des Klimawandels weiter forciert werden muss, wobei formelle und informelle Planungsprozesse gleichberechtigte Elemente der Raumentwicklung darstellen sollten (Hellmich 2018). Früh-Müller et al. (2015) betonen in diesem Kontext, dass sich Regionalplanungsbehörden und Landschaftsplaner der Bedeutung des historischen Wissens für die gegenwärtige und zukünftige Gestaltung der Landschaft stärker bewusst werden müssen, um die Anforderungen einer multifunktionalen Landnutzung wieder in den Fokus zu rücken.

Bei der Reaktion von Gewässerorganismen auf schwankende und raum-zeitlich in spezifischen Wechselbeziehungen stehenden Umweltbedingungen bedarf es in diesem Zusammenhang noch weiterer Forschung. Ansätze zur Annäherung an individuelle und gekoppelte Zusammenhänge geben derzeit vor allem Modellierungen, die sich auf bereits beobachtete Wirkungszusammenhänge stützen. Welche Modellierungsansätze vor dem Hintergrund des Klimawandels für die Wirkungsketten in Oberflächengewässern in Betracht kommen, wird im folgenden Kapitel beschrieben.

5 Modellierungsansatz der Wirkungsketten

Das Modellierungskonzept zu Klimawandelfolgen für Fließ- und Standgewässer kann aufgrund der Vielzahl der verschiedenen über Wirkpfade gegliederten Prozesse keine einfache Blaupause für den Aufbau eines für alle Pfade gleichermaßen gut geeigneten Modellierungssystems sein. Das Modellierungskonzept verfolgt vielmehr das Ziel, die wichtigsten Herausforderungen zu benennen, die bei der Modellierung der einzelnen Wirkungsketten bzw. allgemein beim Einsatz von Modellierungswerkzeugen in der auf aquatische Ökosysteme fokussierten Klimafolgenforschung entstehen. Neben den Herausforderungen werden auch mögliche Lösungsansätze vorgestellt im Sinne von Beispielen guter Praxis. Das Modellierungskonzept bezieht an verschiedenen Stellen die Kernaussagen aus den Expert*inneninterviews sowie die Ergebnisse der Gruppendiskussion im Rahmen des Fachworkshops mit ein.

Nach einer kurzen Begriffsbestimmung zu den Themenfeldern System und Modell werden typische Modellierungsansätze beschrieben, der Umgang mit der räumlichen und zeitlichen Dimension der Prozesse beleuchtet und die Herausforderungen bei der räumlichen, zeitlichen und prozessualen Kopplung von Modellen diskutiert. Im Anschluss werden für ausgewählte Wirkpfade beispielhaft Modellwerkzeuge vorgestellt und in einem abschließenden Abschnitt der Umgang mit Unsicherheiten diskutiert.

5.1 Begriffsbestimmungen

Zur Einführung in das Themenfeld Modellierung werden im Folgenden einige der zentralen Begriffe und Vorgehensweisen erläutert. Eingebettet ist die umweltwissenschaftliche Modellierung von abiotischen und biotischen Vorgängen in ein systemisches Denkschema, d. h., die betrachtete Umwelt wird als System verstanden. Systeme sind abstrakte Objekte, die aus Systemelementen aufgebaut sind, welche über verschiedene Beziehungen miteinander verbunden sind (Buchholz 2001, Bossel 1994). In den Umweltwissenschaften sind diese Relationen häufig Fließbeziehungen von Materie und Energie, z. B. bei Wasser- und Stoffkreisläufen in Einzugsgebieten. Die Elemente selbst können wieder Systeme enthalten oder das betrachtete System ist selbst Teil eines übergeordneten Systems. Je nach Verknüpfung mit benachbarten Systemen wird zwischen offenen und geschlossenen Systemen unterschieden. Offen bzw. geschlossen meint dabei, ob sich die Systeme gegenseitig beeinflussen und miteinander in Verbindung stehen oder ob sie unabhängig, entkoppelt und autark sind. Systeme lassen sich allgemein und unabhängig von ihrem konkreten realweltlichen Inhalt nach verschiedenen Kriterien weiter spezifizieren, so etwa hinsichtlich (1.) der Konstanz ihres Verhaltens in stabile und labile Systeme, (2.) der zeitlichen Dimension in statische und dynamische Systeme, (3.) der Art der Beziehungen der Elemente untereinander in deterministische, festgelegte Systeme und stochastische, zufallsgeprägte Systeme.

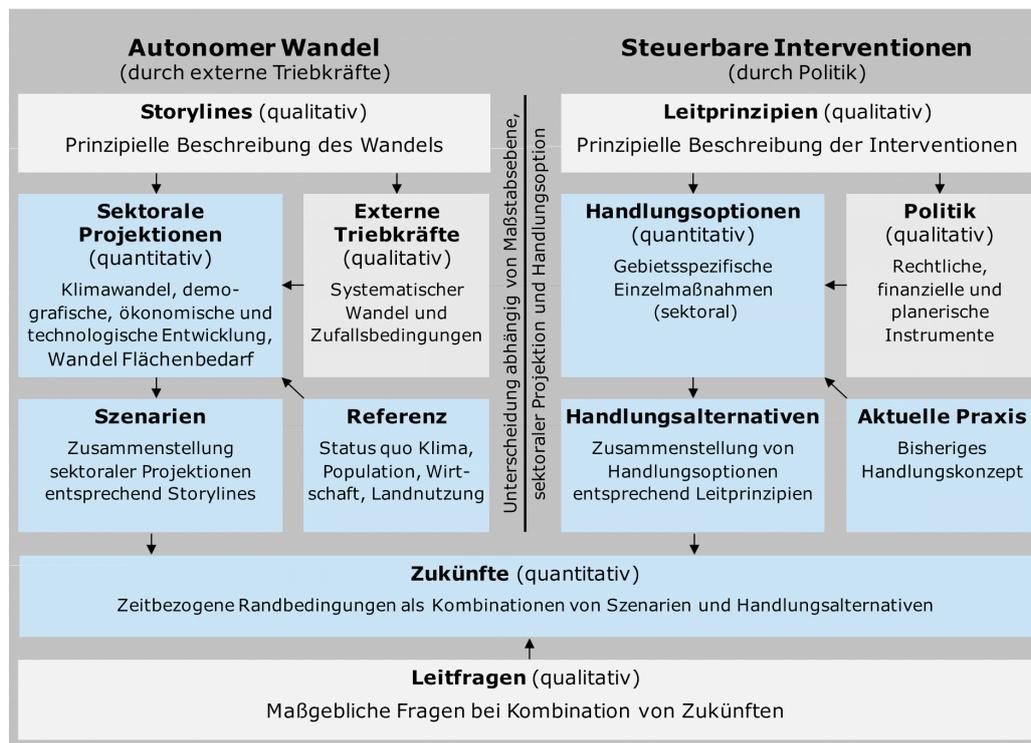
Modelle stellen Abbilder der Natur dar und bedienen sich dabei der Vereinfachung. Die Entwicklung von Modellen beginnt mit der Formulierung des eigentlichen Modellzwecks, also der Fragestellung, zu der das Modell entwickelt werden soll. Diesem Schritt folgt die systematische Beschreibung (Systemstudie und Wortmodell) des Untersuchungsgegenstandes (Reales System) als System, d. h. die Definition und Beschreibung von Systemelementen und deren prozessuale Beziehungen zueinander. Hierbei sind zu Beginn die zeitlichen und räumlichen Grenzen und Auflösungen des Modells festzulegen, da diese entscheidend für die Definition des Systems und seiner Prozesse und Relationen sind. In Zusammenhang mit Untersuchungen zu möglichen zukünftigen Zuständen eines solchen Systems wird dieses auch als „Szenariofeld“ bezeichnet und dieser Prozess der Systembeschreibung und -abgrenzung als Szenariofeldanalyse (Trischler & Eisenhardt 1991, Steinmüller & Schulz-Montag 2003).

„prognostischen Modellierung“ wird auch verwendet, um eine in die Zukunft gerichtete Betrachtung bzw. Simulation zu beschreiben.

In Erweiterung zu Projektionen, die als reine annahmenbasierte Vorausrechnungen verstanden werden können, bilden Szenarien mögliche Entwicklungsverläufe in einer kohärenten und konsistenten „Geschichte“ (Storyline) ab (Schanze & Sauer 2012, vgl. Abbildung 17). Methodisch wird die Bildung und Analyse von Szenarien auch als „Szenariotechnik“ bezeichnet (Mietzner & Reger 2004, Cuhls 2008, Kosow et al. 2008). Szenarien lassen sich hinsichtlich der Fragestellungen gliedern, zu denen sie entwickelt, simuliert und ausgewertet werden. Grundsätzlich kann dabei zwischen explorativen Szenarien und Politik- oder Maßnahmen­szenarien unterschieden werden. Bei explorativen Szenarien stehen das Verhalten und der zukünftige Zustand des Systems bei verschiedenen plausiblen Änderungsverläufen von relevanten Triebkräften (Trajektorien) im Fokus. Hierbei geht es um die wertfreie „Ausleuchtung“ des Zukunftsraumes und die Ermittlung der Bandbreite möglicher Zukunftszustände. Die Kombination von narrativen Szenarien und deren quantitative Modellierung werden auch als „Story-and-Simulation“-Ansatz bezeichnet (Alcamo 2008). Solche Szenarien und deren Auswertung, d. h. die Auswertung der mit Modellierungswerkzeugen simulierten Verläufen und Zuständen, etwa von Wasserhaushalts- und Abflussprozessen, stehen oft am Anfang umfangreicherer (gesellschaftlicher) Prozesse der Zukunftsforschung. Werden die zukünftigen Zustände bewertet und bestimmte Entwicklungen als gewünscht bzw. zu vermeiden eingestuft (Utopien, Dystopien), so kommt man in den Bereich der Politik- oder Maßnahmen­szenarien. Diese widmen sich der Frage, welche Politiken bzw. (Einzel-)Maßnahmen und Maßnahmenbündel für die Erreichung oder Vermeidung eines bestimmten Zielzustandes geeignet sind (Maßnahmenevaluierung) und damit im Kern der Anpassung dienen (EEA 2005, IPCC 2007a: 869). Eine weiter untergliedernde Übersicht der verschiedenen Szenariotypen findet sich in Goudeseune et al. (2020: 7). Begriffe für explorative Szenarien unter Annahme der aktuellen Politik sind „Baseline“-Szenario oder „Business-as-usual“-Szenarien. Falls zu bestimmten Entwicklungen gegenwärtig noch gar keine Interventionen stattfinden, so werden Szenarien mit dieser (Nicht-)Handlungsoption auch als „Do-nothing“-Szenarien bezeichnet.

Herausfordernd bei Szenarioanalysen zu den Folgen des Klimawandels ist die Kopplung von globalen Annahmen und Klimaentwicklungen mit lokalen Annahmen zu Triebkräften und Einflussfaktoren sowie Sets von Maßnahmen (Hulme & Dessai 2008). Häufig bilden die „Klimaszenarien“ im Sinne der mittlerweile eigentlich „szenariofreien“ RCPs die aus der Managementperspektive Fließ- und Standgewässer unbeeinflussbaren möglichen zukünftigen Randbedingungen. Ergänzend stellt sich auf der lokalen Skala dann die Herausforderung, Entwicklungen im Bereich Bevölkerung, Wassernutzung, Abwasseraufbereitung und Landnutzung/-bewirtschaftung im Rahmen von konsistenten und möglichst quantifizierten Szenarien zu beschreiben und mit (deterministischen) Wirk- bzw. Prozessmodellen zu analysieren.

Abbildung 17: Beispiel einer komplexen Szenariomethodik



Quelle: Sauer & Schanze (2012: 24)

5.2 Prozessbeschreibungen

Hinsichtlich der Prozessbeschreibung (mathematisches Modell) können verschiedene Arten/Typen von Modellierungsansätzen unterschieden werden. Da hydrologisch-limnologische Modelle meist eine Vielzahl von Teilprozessen integrieren und es dabei zu einer Mischung von Ansätzen kommt, lässt sich keine ausschließliche Zuordnung treffen (hybride Ansätze). Kategorien zur Klassifizierung sind mit abnehmender Prozessnähe physikalisch/deterministisch, stochastisch, empirisch sowie qualitativ (Wirkungsbeziehungen, Richtungen, Tendenzen). Bezogen auf die zeitliche Dimension der Prozesse kann in statische und dynamische Ansätze sowie retrospektive, auf Beobachtungen basierende und prospektive, auf Projektionen basierende unterschieden werden.

5.3 Räumliche Diskretisierung und Skalen

Bei der Entwicklung von Modellsystemen zur Untersuchung der Auswirkungen des Klimawandels (und ggf. von dazu parallel stattfindenden Wandelprozessen) spielt die Festlegung der räumlichen Skala eine wichtige Rolle. Für eine entsprechende Auswahl sind verschiedene Kriterien von Bedeutung wie etwa Aussageziel, Prozesswissen/Modellierungsansatz sowie Datenverfügbarkeit (Bronstert et al. 1999: 32). Primär geht es dabei um die Anforderungen der Fragestellung hinsichtlich der Räume/Gebiete, für die eine Aussage gemacht werden soll und gleichzeitig die Frage nach der räumlichen Differenzierung innerhalb des Untersuchungsgebietes. Im Bezug zur Wasserrahmenrichtlinie kann dies von ganzen Oberflächenwasserkörpern bis hin zu Einzelabschnitten von Fließgewässern reichen, wobei die Diskretisierung innerhalb dieser Betrachtungseinheiten von ungegliedert (Bsp. Blockmodelle, siehe Abbildung 18) über homogene Teileinzugsgebiete und Fließgewässerabschnitte bis hin zu Berechnungseinheiten im Bereich von wenigen Metern Ausdehnung (z. B. gegliederte Modelle mit 1-Meter-Rasterzellen) reichen kann. Weitere Kriterien

sind die räumlichen Skalen der Prozesse und deren Beschreibung durch Modelle. Die Skala des physikalischen Prozesses wird bei der Modellbildung häufig deutlich größer gewählt, als der eigentliche Prozess. So wird die Wasserbewegung im Boden etwa nicht im Bereich der Korngrößen des Bodens und seiner Poren im Bereich von Millimetern und kleiner abgebildet, sondern integrativ für homogene Bodeneinheiten mit Ausdehnung von wenigen Quadratmetern bis hin zu Quadratkilometern. Je nach gewählter Skala/Auflösung können daher für den gleichen Prozess unterschiedliche Modellierungsansätze Verwendung finden.

Insbesondere beim Klimawandel sind die relevanten Prozesse nur global abbildbar, die Untersuchungen zu möglichen Auswirkungen befassen sich dagegen mit der hydrologischen Meso- bis Mikroskala (siehe Abbildung 19). Die Problematik der hierbei entstehenden Skalensprünge und möglicher Lösungen etwa in Form genesteter Modelle wird im Abschnitt „Modellierungsketten und Modellierungskaskaden“ ausführlicher dargestellt.

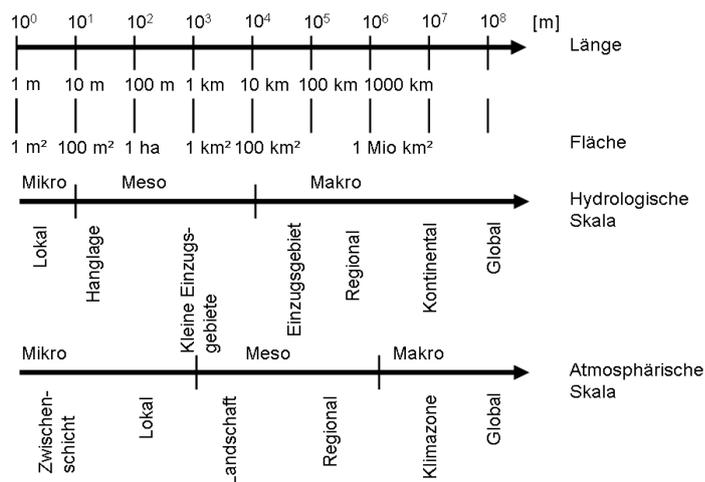
Grundsätzlich existiert ein Spannungsverhältnis zwischen Grad der räumlichen Differenzierung und Aussageschärfe, Parametrisierungsaufwand bzw. Datenverfügbarkeit und Rechenaufwand. Aussagen zur Optimierung dieser Komponenten lassen sich nur vor dem Hintergrund einer klar definierten Anforderung/Fragestellung definieren und erfordern eine fachliche Abwägung, die Zeit-/Personalverfügbarkeit für Modellerstellung und Datenaufbereitung, Wissensverfügbarkeit (z. B. vorhandene Modellierungsansätze), Datenverfügbarkeit sowie Rechenkapazitäten (Arbeitsspeicher, Massenspeicher, CPU-Stunden) prüft und gewichtet. Ergänzend sind auch die Auswirkungen von Veränderungen der räumlichen (und zeitlichen) Auflösung auf die Ergebnisse zu prüfen, da es mitunter zu deutlichen Variationen kommen kann (z. B. Hessel 2005).

Bei den Ansätzen zur (horizontalen) räumlichen Diskretisierung von Modellen kann ganz grundlegend zwischen Blockmodellen und verteilten Modellen unterschieden werden (siehe Abbildung 18). Erstere betrachten Einzugsgebiete, Fließgewässer(abschnitte) und Seen als eine räumliche Einheit, Letztere führen dagegen eine weitere räumliche Untergliederung der betrachteten Einheit durch, daher auch die Bezeichnung „gegliederte Modelle“ (distributed models). Die räumliche Diskretisierung in gegliederten Modelle erfolgt beispielsweise über prozessorientierte Einheitsflächen (Polygone) mit ähnlichen hydrologisch-stoffhaushaltlichen Eigenschaften (z. B. Hydrological Response Unit HRU), homogenen Rasterzellen oder Rasterzellen mit interner Untergliederung von Flächenanteilen (z. B. im Limburg Soil Erosion Model LISEM zur Modellierung von Gräben/Gerinnen, die schmäler als die Rasterweite sein können).

Insbesondere bei physikalischen Vorgängen wie der Strömung von Wasser wird hinsichtlich der prozessualen Auflösung im Raum in 1D-, 2D- und 3D-Modelle unterschieden und damit die „Rechenachsen“ im Raum charakterisiert. Die Wahl der Dimensionalität hängt sowohl von der Fragestellung als auch von der Datenverfügbarkeit und häufig auch der Rechenleistung ab. Einfache Wasserspiegellagenberechnungen können gut 1D gelöst werden, laterale Ausuferungen erfordern 2D-Berechnungen, Strömungen an komplexeren hydraulischen Strukturen sind nur mit 3D-Ansätzen abbildbar. Die Bedeutung der Dimensionalität für die Beschreibung der physikalischen Prozesse der Zirkulation in Seen wird im speziellen Abschnitt zu Seen ausführlicher dargestellt. Parametrisierungs- und Rechenaufwand steigen deutlich mit Zunahme der Dimensionalität.

Neben der horizontalen Diskretisierung spielt bei vielen Prozessen auch die vertikale Differenzierung eine Rolle. Dies betrifft etwa die Differenzierung in verschiedenen Vegetations- und Bodenschichten für die hydrologischen Prozesse der Interzeption, Evapotranspiration sowie der vertikalen Wasserbewegung im Boden. Ähnliche Differenzierungen in vertikale Kompartimente finden sich auch in Fließgewässer- und Seenmodellen, u. a. wenn es um die Interaktion des Wassers mit der Flusssohle bzw. den Seesedimenten geht.

Abbildung 18: Räumliche Skalen in Meteorologie und Hydrologie



Quelle: verändert nach Bronstert et al. (2005)

Ein Beispiel für ein modulares Konzept über verschiedene räumliche Skalen bietet das Elbe-DSS, auf dessen oberster räumlicher Ebene das Einzugsgebietsmodul mit den Größen Abflussmenge und -qualität steht, gefolgt vom Flussmodul „Gewässernetz“ mit Durchflussmenge und Wasserqualität und daran gekoppelt das Flussmodul „Hauptstrom“ mit Hydraulik und Ökologie des Flusslaufs und als weiterem gekoppeltem Element das Flussabschnittsmodul mit der Hydraulik und Ökologie der Auenbereiche. Im Prinzip handelt es sich dabei um eine sogenannte Nestung, d. h. die „gröberen“ Modelle bilden ein Netz oder Rahmen, in das die höher auflösenden bzw. andere Prozesse beschreibenden Modelle eingebettet sind.

Das folgende Fazit von Mendel & Liebscher (2010: 44) zu hydrologischen Modellen gilt noch mehr für weiter um stoffhaushaltliche und biotische/ökosystemare Prozesse ergänzte bzw. gekoppelte Modelle: „*Ein universelles hydrologisches physikalisches Modell, das alle Skalenbereiche abdeckt, gibt es heute nicht und wird es auch in absehbarer Zeit nicht geben. Daher haben die verschiedensten Modelle, die meist auf spezielle Problemlösungen oder Fragestellungen ausgerichtet sind, ihre jeweils spezifische Berechtigung.*“

5.4 Zeitliche Diskretisierung und Skalen

Die Prozesse des Wasser- und Stoffhaushaltes von Fließgewässern und Seen und den mit diesen häufig in Verbindung stehenden Grundwasserkörpern unterliegen unterschiedlichen zeitlichen Dynamiken. Klimawandel impliziert klar eine Veränderung über die Zeit, so dass für Untersuchungen der Auswirkungen in der Regel Modellierungsansätze mit zeitlicher Dynamik zur Anwendung gelangen. Statische Ansätze zur Beschreibung von Gleichgewichtszuständen spielen dabei eher eine untergeordnete Rolle.

Eine Übersicht zu den zeitlichen Skalen verschiedener Prozesse aus den Bereichen Atmosphäre, Hydrosphäre und Geosphäre zeigt Abbildung 19. Schnelle Prozesse mit Änderungen im Bereich von Sekunden bis Tagen finden sich primär im Bereich der Niederschlagsereignisse und der damit verbundenen direkten Abflussentstehung. Modellanwendungen in diesem Bereich umfassen Niederschlag-Abfluss-Modelle und hydrodynamische Modelle, ggf. mit Kopplung von Sediment- und Stoffdynamik. Prozesse mit Veränderungen im Bereich von Tagen bis Jahren betreffen die (langsamen) Wasserflüsse in Grundwasser und Boden inkl. der Verdunstung. Typische Modellanwendungen sind Wasserhaushalts- und Grundwassermodelle. Prozessbereiche mit Änderungen über längere Zeiträume von Jahren bis zu Jahrhunderten betreffen hier vor allem das Klimasystem (im Gegensatz zu den als Wetter bzw. Witterung

charakterisierten kurzfristigen atmosphärischen Prozessen) sowie Veränderungen von Landnutzung und Vegetation.

Grundlage für sektorale Untersuchungen zu den Folgen des Klimawandels bilden in der Regel die Ergebniszeitreihen von Klimaprojektionen, die mit meteorologischen Modellen unterschiedlicher räumlicher Skalen (global, regional, lokal) erzeugt werden. Typischerweise liegen diese als Tageswerte vor (so etwa die Mehrheit im CORDEX-Projekt¹⁹) deutlich seltener als 6h-, 3h- oder 1h-Werte.

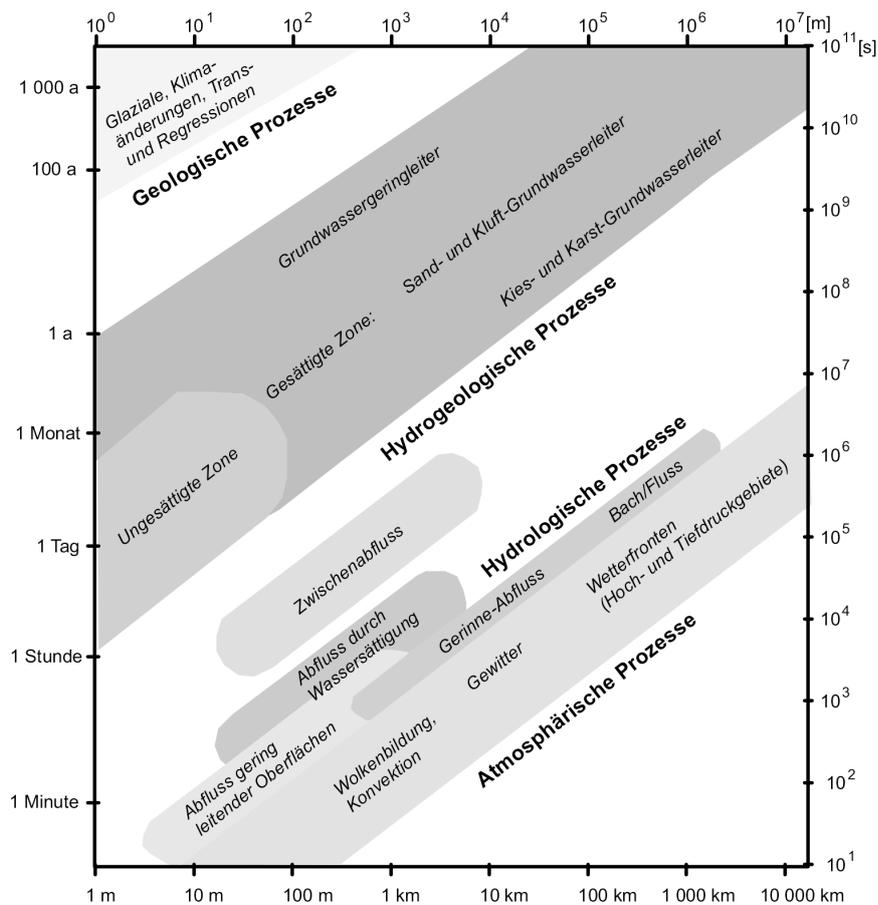
Je nach Fragestellung bzw. maßgeblichem Prozess können diese Daten direkt genutzt und ggf. sogar noch weiter aggregiert werden. Für schnelle Prozesse wie etwa Starkniederschläge reicht diese Auflösung allerdings nicht aus bzw. werden die Prozesse der Konvektion und Wolkenbildung im Klimamodell nicht explizit dargestellt. Hier können Verfahren der zeitlichen Disaggregation zur Anwendung kommen oder synthetische Niederschläge generiert werden. Insbesondere bei Prozessen mit Tagesgängen wie Wassertemperatur und Sauerstoffsättigung ergibt sich ebenfalls die Notwendigkeit einer zeitlichen Disaggregation der relevanten meteorologischen Größen wie Lufttemperatur oder Globalstrahlung.

Die langfristigen klimatischen Veränderungen finden auf einer Skala im Bereich von mehreren Jahrzehnten statt. Für statistische Vergleiche zum Nachweis von Änderungen (Minima, Maxima, Mittel, Häufigkeitsverteilungen, Auftretenszeitpunkte, Andauern, ...) hat sich daher analog zu den Klimanormalperioden ein Aggregationszeitraum von 30 Jahren etabliert, wobei in Deutschland überwiegend die Perioden 1961–1990 als Referenzzeitraum, 2021–2050 als „nahe Zukunft“ und 2071–2100 als „ferne Zukunft“ Verwendung finden.

Bei der notwendigen Kalibrierung und Validierung von wasser- und stoffhaushaltlichen Modellen für Klimawandelfolgenuntersuchungen zeigt sich, dass die Messdaten aus dem Monitoringprogramm der WRRL aufgrund ihrer zu geringen zeitlichen Auflösung oder des Messzeitpunktes häufig unzureichend sind.

¹⁹ <https://esgf-data.dkrz.de/search/cordex-dkrz/>

Abbildung 19: Räumliche und zeitliche Skalen in Meteorologie, Hydrologie und Hydrogeologie



Quelle: verändert nach Blöschl (1996)

5.5 Modellierungsketten und Modellierungskaskaden

Bei der Abschätzung von Klimawandelfolgen für Fließ- und Standgewässer ist in der Regel von einer Modellkaskade auszugehen, deren Ursprung Szenarien oder Annahmen zur Änderung der Konzentration von Treibhausgasen über die Zeit sind. Diese bilden den primären Antrieb für die globalen Zirkulationsmodelle. Da insbesondere deren räumliche Auflösung für regionale oder lokale Folgenabschätzungen zu grob ist, besteht der Bedarf nach Ansätzen zur räumlichen Verfeinerung der Modellergebnisse. Hier setzen dynamische oder statistische Downscaling-Modelle an, die bei ähnlicher zeitlicher Auflösung räumlich höher auflösende Zeitreihen der meteorologischen Elemente generieren. Diese wiederum bilden dann die Eingangsdaten für spezifische Modelle der quantitativen und qualitativen Hydrologie von Fließgewässern und Seen.

Eine zentrale Herausforderung bei solchen Modellierungsketten ist die Kopplung der Modelle bzw. die Definition von Schnittstellen zwischen Modellen. Im einfachsten Fall handelt es sich bezüglich der Richtung des Datenflusses um eine unidirektionale Kopplung, d. h., die Daten werden vom liefernden Modell an das konsumierende Modell weitergegeben, ohne dass es zu einem Feedback kommt. Letzteres wäre bei einer bidirektionalen Kopplung der Fall, wie sie etwa beim Verhalten von Seen und deren Rückkopplungseffekten auf klimatische Prozesse praktiziert wird.

Verbreitet ist die Kopplung von Wassermengen- und Wasserqualitätsmodellen an (regionale) Klimamodelle über Offline-Datenströme, also die Nutzung der Ausgabedaten der Klimamodelle als Eingangsdaten für die Mengen- und Qualitätsmodelle.

Wichtig für den Datenaustausch ist eine klare Dokumentation sowohl der Dateiformate und Datenstrukturen als auch der Definition der Größen (Einheiten, Datentypen). Ergänzend sind Metadaten von großer Bedeutung, etwa um die Herkunft und Prozessierungshistorie der Eingangsdaten nachzuvollziehen und auch bei Abgabe von Daten den Folgenutzern dies zu ermöglichen. Im Bereich der Meteorologie haben sich hier seit Mitte der 1990er-Jahre Standards entwickelt wie die Cooperative Ocean/Atmosphere Research Data Service (COARDS) conventions und die aktuellen Climate and Forecast Metadata Conventions CF (Gregory 2003²⁰). Derlei Standards sollten auch in den Umweltwissenschaften entwickelt werden, etwa angelehnt an die nicht disziplinär gebundenen Metadaten-Standards zu Geodaten wie sie im Rahmen von INSPIRE und auf Grundlage der EN ISO 19115 und EN ISO 19119 entwickelt wurden (EU-JRC 2013). Aktuelle Entwicklungen hin zu solchen Standards zeigen sich etwa im Rahmen der großen DFG-Initiative Nationale Forschungsdateninfrastruktur (NFDI²¹), und deren fachspezifischer Forschungs-Konsortien²², wobei für den Bereich Fließ- und Standgewässer insbesondere die Gruppen NFDI4Agri (NFDI for Agricultural Sciences), NFDI4BioDiversity (Biodiversity, Ecology & Environmental Data), NFDI4Earth (Consortium Earth System Science / NFDI Konsortium Erdsystemforschung) von Bedeutung sind. Übergreifende Prinzipien und Strategien zum Management und zur Pflege und Bereitstellung von Forschungsdaten geben die „FAIR Guiding Principles“ (Wilkinson et al. 2016, vgl. Abbildung 20).

Abbildung 20: Räumliche „FAIR Guiding Principles“ zum Umgang mit Forschungsdaten

Box 2 | The FAIR Guiding Principles

To be Findable:
 F1. (meta)data are assigned a globally unique and persistent identifier
 F2. data are described with rich metadata (defined by R1 below)
 F3. metadata clearly and explicitly include the identifier of the data it describes
 F4. (meta)data are registered or indexed in a searchable resource

To be Accessible:
 A1. (meta)data are retrievable by their identifier using a standardized communications protocol
 A1.1 the protocol is open, free, and universally implementable
 A1.2 the protocol allows for an authentication and authorization procedure, where necessary
 A2. metadata are accessible, even when the data are no longer available

To be Interoperable:
 I1. (meta)data use a formal, accessible, shared, and broadly applicable language for knowledge representation.
 I2. (meta)data use vocabularies that follow FAIR principles
 I3. (meta)data include qualified references to other (meta)data

To be Reusable:
 R1. meta(data) are richly described with a plurality of accurate and relevant attributes
 R1.1. (meta)data are released with a clear and accessible data usage license
 R1.2. (meta)data are associated with detailed provenance
 R1.3. (meta)data meet domain-relevant community standards

Quelle: Wilkinson et al. (2016)

²⁰ <https://cfconventions.org/>

²¹ <https://www.dfg.de/foerderung/programme/nfdi/>

²² https://www.forschungsdaten.org/index.php/Geplante_NFDI_Konsortien

5.6 Beispiele verfügbarer Modellierungswerkzeuge

Der folgende Abschnitt stellt exemplarische Beispiele für Modellanwendungen als Stellvertreter für Typen/Ansätze/Konzepte zur Modellierung ausgewählter Wirkungsketten vor.

Ein Modellwerkzeug für den Transport und das Verhalten von punkt- und flächenhaft in Fließgewässer eingetragene Stoffe („down-the-drain“) ist GREAT-ER (Feijtel et al. 1997, Schowanek et al. 2001, Kehrein et al. 2015). Das Modell ist flächendifferenziert und diskretisiert das Einzugsgebiet in homogene Fließgewässerabschnitte mit Einzugsgebieten und daran gekoppelten zeitvariablen Einträgen etwa aus Haushalten (über Kanalisation und Kläranlage) oder Industriestandorten (direkt oder über Kläranlagen). Die Raumdiskretisierung ist vergleichbar mit dem Hydrological Response Unit-Konzept, in dem Raumeinheiten mit gleichen hydrologischen Eigenschaften ausgewiesen werden, bei den Geographical Units von GREAT-ER allerdings mit gleichen Emissions- und Eliminationseigenschaften.

Je nach Systemelement (Kanalisation, Kläranlage, Fluss) können unterschiedliche Modellansätze zum Stoffverhalten gewählt werden. Diese reichen von einer einfachen globalen Eliminierungskonstante über differenziertere Partitionierungskonstanten (Degradation/chem. Abbau, Volatilisierung, Ausfällung) bis zu stark prozessorientierten Teilmodellen für Prozesse wie Sorption, Sedimentation, Volatilisierung, Hydrolyse, Photolyse und Biodegradation/biologischer Abbau.

Klimawandelbeeinflusste Eingangsgrößen sind primär Abfluss und Fließgeschwindigkeit und ggf. temperaturangepasste Abbaukonstanten.

Ein umfangreiches hydrologisches Modellierungswerkzeug, mit dem zahlreiche Wirkpfade adressiert werden können, ist WaSIM-ETH (Schulla 1997 & 2020, vgl. Abbildung 21). Es handelt sich um ein deterministisches, flächendifferenziertes Einzugsgebietsmodell mit Raster-Diskretisierung. Die räumliche Skala des Modells reicht von unter einem Quadratkilometer bis zu mehreren Zehntausend Quadratkilometern mit einer zeitlichen Auflösung von Minuten bis zu mehreren Tagen und ist damit sowohl für schnelle Abflussprozesse (Starkregen, Hochwasser) als auch für langsame (Niedrigwasser, Grundwasserzehrung) geeignet. Die Ansätze zur Beschreibung der einzelnen hydrologischen Teilprozesse sind überwiegend physikalisch begründet und über alternative Ansätze den vorhandenen Daten bzw. der Fragestellung anpassbar. Zur Interpolation von unregelmäßig oder regelmäßig verteilten meteorologischen Eingangsdaten auf das Modellgitter stehen acht verschiedene Interpolationsverfahren zur Verfügung, die sich im gleichen Gebiet räumlich differenziert kombinieren und überlagern lassen. Strahlung und Temperatur lassen sich über einen geländeklimatologischen Ansatz hinsichtlich der Effekte von Abschattung, Hangneigung und Exposition korrigieren. Für die Berechnung der Evapotranspiration stehen vier verschiedene Ansätze zur Verfügung. Das Verhalten von Schneedecken kann mit insgesamt 14 alternativen Verfahren simuliert werden, wobei eine mehrschichtige Modellierung der Schneedecke möglich ist. Glaziale Prozesse des Schwundes können über zwei Verfahren adressiert werden, ergänzend gibt es eine Komponente, die sowohl Ab- als auch Aufbau simuliert. Zur Beschreibung der Interzeption existieren acht Alternativen. Die Phänologie der Vegetation wird für verschiedene Pflanzenbestände dynamisch mit Temperatursummenansätzen beschrieben und berücksichtigt auch die Bodenfeuchte. Die Abflussbildung kann nach dem TOPMODEL-Ansatz oder auf Basis der Richards-Gleichung berechnet werden. Eine zeitliche Veränderung von infiltrationsbeeinflussenden Bodenparametern kann mit einem Verschlammungs-Modul abgebildet werden. Die Infiltration in den Boden kann entweder über der Green & Ampt-Ansatz oder über die Richards-Gleichung modelliert werden. Der für Schneedecken und temperaturbeeinflusste Prozesse im Boden (Gefrieren) relevante Wärmehaushalt wird mit der Wärmetransportgleichung beschrieben. Die

Abflusskonzentration an der Oberfläche kann entweder über einen Linearspeicher-kaskadenansatz oder über eine Kombination von multiple flow und kinematischer Welle berechnet werden. Letztere wird für das Routing in den Fließgewässern verwendet.

Die weitere Verbindung dieser Modellketten hin zu biologischen Komponenten ist ein wichtiger Schritt um zukünftige Entwicklungen abschätzen zu können. Verschiedene Modellierungsansätze können verwendet werden, um die Reaktion von Ökosystemen auf anthropogene Eingriffe vorherzusagen, darunter mechanistische Modelle, statistische Modelle und machine learning Ansätze. Um Modelle voll umfänglich nutzen zu können, insbesondere zur Unterstützung der Entscheidungsfindung, müssen nach Schuwirth et al. (2019) folgende Voraussetzungen erfüllt sein: (i) ein mechanistisches Verständnis bezüglich der Kausalität, (ii) Modellinput und -output muss zur Fragestellung passen, (iii) Wahl einer angemessenen räumlichen und zeitlichen Auflösung, (iv) Quantifizierung der Unsicherheit, (v) ausreichende Vorhersageleistung und (vi) transparente Kommunikation z. B. mit Anwender*innen.

Temperatur, Durchfluss und Landnutzung im Einzugsgebiet stellen Variablen dar, die die Zusammensetzung und Verteilung von Organismen entlang von Flüssen und Bächen steuern. Veränderungen dieser Variablen, z. B. aufgrund des Klimawandels und direkter menschlicher Eingriffe, haben aufgrund von Kaskadeneffekten große Auswirkungen auf die Biodiversität in Flüssen, wie z. B. die Auswirkungen der Landnutzung auf Geomorphologie, Lebensraum und Wasserqualität (Reid et al. 2019). Ergänzend zur empirischen Datenanalyse sind Art-Areal-Modelle (engl. Species Distribution Models) eine vergleichsweise einfache und gut etablierte Methode, um die Verteilung von Arten in Raum und Zeit, ihre Beziehung zur Umwelt und ihre Reaktion auf potenzielle Veränderungen unter zukünftigen Umweltbedingungen zu verstehen und vorherzusagen (Elith & Leathwick 2009). Für SDMs werden Artenvorkommen und Umweltfaktoren an diesen Standorten erfasst, um die potenzielle Lebensraumeignung in einem Untersuchungsgebiet zu simulieren, wobei man sich auf An-/Abwesenheitsdaten stützt und so eine zeitliche Momentaufnahme erhält. Die Umweltvariablen können dann zeitlich oder räumlich projiziert werden, um die veränderte Lebensraumeignung für diese Arten zu modellieren, z. B. unter Verwendung von Klima- oder Landnutzungsszenarien für zukünftige Zeiträume. Obwohl ihre Anwendung in der Vergangenheit stark auf terrestrische Systeme ausgerichtet war, wurden zunehmend "aquatische" Modelle entwickelt, die Kieselalgen, Wirbellose oder Fische einschließen (Depraz et al. 2008, Dominguez-Dominguez et al. 2006, Domisch et al. 2015, Mouton et al. 2010, Pajunen et al. 2016).

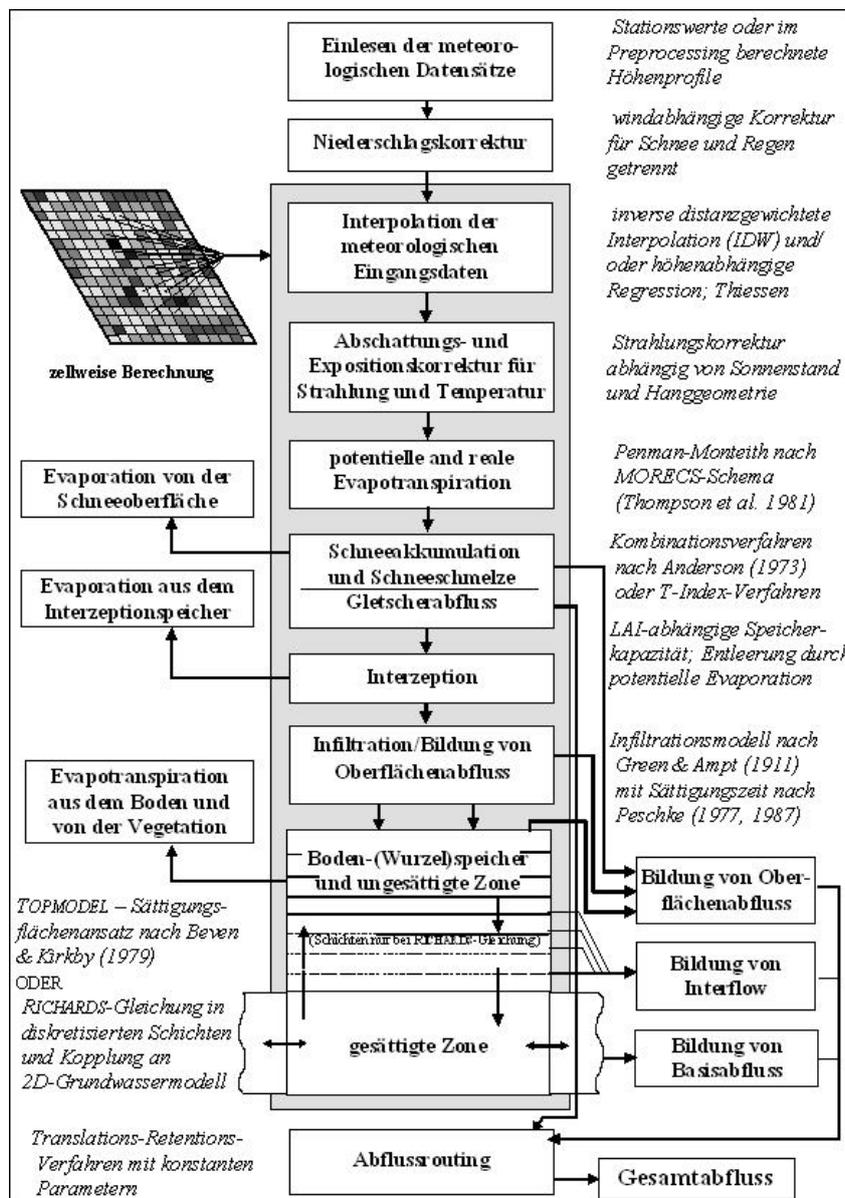
Das folgende Beispiel verdeutlicht jedoch die bestehenden Herausforderungen: In einer Fallstudie (Kakouei et al. 2020), wurde die Veränderung zukünftiger Abflussregime (für die Zeithorizonte 2050 und 2090) auf die Abundanz von 150 Makroinvertebratenarten untersucht. 16 globale Zirkulationsmodelle (GCMs) und regionale Klimamodelle (RCMs) des CORDEX-Datensatzes unter dem RCP 8.5-Szenario bildeten die Grundlage, um zukünftige Abflussbedingungen zu berechnen. Die hohe Variabilität in der relativen Änderung des Durchflusses zwischen den 16 Klimamodellen setzte sich in die ökologischen Modelle fort und führte dort zu erheblich unterschiedlichen vorhergesagten Abundanzwerten für einzelne Arten. Diese Variabilität wirkt sich auch auf jede nachfolgende Analyse der taxonomischen oder funktionalen Süßwasser-Biodiversität aus. Die Dokumentation solcher Unsicherheiten bietet eine Grundlage für die weitere Bewertung möglicher Auswirkungen des Klimawandels auf die Verteilung von Süßwasser-Taxa.

Mechanistische Modelle (z. B. Schuwirth & Reichert 2013) bilden im Gegensatz zu statistischen Modellen die ablaufenden Prozesse wie z. B. Populationswachstum, Tod und Atmung verschiedener Taxa ab, um deren Vorkommen bzw. die dynamische Entwicklung ihrer

Populationen in Abhängigkeit von verschiedenen Umwelteinflussfaktoren abzuschätzen. Basierend auf theoretischer Nahrungsnetzmodellierung, Stoffwechseltheorie, ökologischen Stöchiometrie, sowie detailliertem Wissen über ökologische Eigenschaften der Taxa, ist der Datenbedarf in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung aber auch ungleich höher.

Letztlich sollten Modellierungsansätze entwickelt werden, um das Zusammenspiel zwischen Biodiversität, ökologischen Funktionen und Ökosystemleistungen zu bewerten und anschließend Szenario-Projektionen darzustellen. Durch die Bewertung von Zielkonflikten zwischen Ökosystemleistungen und Biodiversitäts-Schutzziele können Managemententscheidungen in Bezug auf unterschiedliche - sogar potenziell widersprüchliche - (z. B. zwischen der EU-Biodiversitätsstrategie bis 2020, der EG-Wasserrahmenrichtlinie und der Erneuerbare-Energien-Richtlinie) abgewogen werden.

Abbildung 21: Modellstruktur von WaSIM-ETH



Quelle: Schulla (2020, http://www.wasim.ch/templates/images/model_schemes/large/structure.jpg)

Neben diesen (weitgehenden) Grundfunktionalitäten eines hydrologischen Modellierungswerkzeugs bietet WaSIM-ETH noch einige für die Fließgewässersimulation bzw. Landschaftswasserhaushaltssimulation bedeutenden Funktionalitäten:

- ▶ Strukturierung der Vegetation in mehrere Schichten (Boden, Kronenraum)
- ▶ Detaillierte vertikale Bodengliederung und Makroporenfluss
- ▶ Simulation von Bewässerungssteuerung
- ▶ Ex- und Infiltration von Grundwasser
- ▶ Berücksichtigung von Drainagen
- ▶ Speicher und Ableitungen
- ▶ Zu-, Ab- und Überleitungen
- ▶ Wasserhaushalt Seen
- ▶ Modul zur Online-Kopplung (bisher PCGEOFIM)
- ▶ Sequenzielle Simulationen
- ▶ Grundwassermodellierung

Ein mit WaSIM vergleichbares Modellierungswerkzeug mit allerdings deutlich reduziertem Funktionsumfang ist LARSIM (Bremicker 2000, Ludwig & Bremicker 2007), welches u. a. in Baden-Württemberg für die Hochwasserfrühwarnung und -vorhersage (Bremicker et al. 2006) sowie für die laufende Abflussvorhersage Verwendung findet (Luce et al. 2006).

5.7 Umgang mit Unsicherheiten

Als Quellen bzw. Typen von Unsicherheit bei der Modellierung lassen sich aleatorische Unsicherheit und epistemische Unsicherheit unterscheiden (Oberkampf et al. 2002). Aleatorische Unsicherheit ist die Folge der natürlichen Variabilität, also etwa der zeitlichen Schwankung von Größen oder deren räumlicher (und parallel oft auch zeitlicher) Variabilität. Viele Größen sind auch einer Messung nur bedingt zugänglich oder die Messungen erfassen mit ihrer räumlichen und zeitlichen Auflösung die reale Dynamik nur unzureichend. Ein Beispiel aus der Diskussion im Fachworkshop ist die Messung der Sauerstoffsättigung zu einem Zeitpunkt, der nicht das Minimum der Sauerstoffdynamik widerspiegelt. Daraus folgen eine systematische Unsicherheit und Unterschätzung hinsichtlich kritischer Zustände im Fließgewässer. Ein weiteres Beispiel aus dem Bereich der hydrologischen Modellierung und der Bodenerosions- und Stofftransportmodellierung ist die zeitliche Schwankung von Bodenparametern wie Lagerungsdichte, Porosität und Aggregatstabilität mit Einfluss auf die Abflussbildung und die Ablösung von Bodenteilchen. Je nach Bodenbearbeitung und Witterungsgeschehen sind diese Parameter großen zeitlichen Schwankungen unterworfen, die gegenwärtig (vor allem flächendeckend) nur eingeschränkt erfasst werden können.

Tabelle 4: Fluss-, Speicher- und Zustandsvariablen von WaSIM-ETH

Flussvariablen	Speichervariablen	Zustandsvariablen
Regen (flüssiger Niederschlagsanteil)	Interzeptionsspeicherfüllung für Vegetationskomponenten	Grundwasserstand (im Kopplungsmodus)
Schnee (fester Niederschlagsanteil)	Schneespeicher (gesamt)	Start- und Endtage der phänologischen Entwicklungsphasen
Schneeverdunstung	Bodenwassergehalt integriert über das gesamte Bodenprofil	Temperatursummen
Bestandsniederschlag für Vegetationskomponenten	Bodenwassergehaltsänderungen durch Modellkopplung	
Potenzielle Interzeptionsverdunstung für Vegetationskomponenten	Interzeptionsspeicherfüllung für Vegetationskomponenten	
Aktuelle Interzeptionsverdunstung für Vegetationskomponenten	Schneespeicher (gesamt)	
Potenzielle Evapotranspiration für Vegetationskomponenten	Bodenwassergehalt integriert über das gesamte Bodenprofil	
Aktuelle Transpiration für Vegetationskomponenten		
Infiltrationsmenge in die oberste Bodenschicht		
Potenzielle Evaporation aus der obersten Bodenschicht		
Aktuelle Evaporation aus der obersten Bodenschicht		
Vertikale Grundwasserspeisung (Perkolation)		
Vertikale Grundwasserzehrung (kapillarer Aufstieg)		
Tiefendifferenzierte transpirative Bodenwasserentnahme		
Tiefendifferenzierter Interflow		
Makroporeninfiltration		

Epistemische Unsicherheit folgt aus begrenztem, unvollständigem Wissen über die Beziehungen von Systemelementen (Prozesse) und deren ggf. unzureichende bzw. zu stark vereinfachte mathematische Formulierung. Synonym hierfür verwendet werden auch die Begriffe der Wissensunsicherheit bzw. Modellunsicherheit und für die aleatorische Unsicherheit die Begriffe Datenunsicherheit bzw. Parameterunsicherheit.

Insbesondere in den Technikwissenschaften hat sich für die Identifizierung, Quantifizierung und die Möglichkeiten zur Reduktion von Unsicherheiten sowohl bei Modellen als auch bei Experimenten/Messungen ein eigenes Forschungsfeld entwickelt, die Uncertainty Quantification (Ondoua Ebengué 2016, Smith 2013). Um die Auswirkungen von Unsicherheiten auf die Ausgabegrößen von Modellen zu quantifizieren, unterscheidet man dort nach probabilistischen Simulationsmethoden und nichtprobabilistischen Simulationsmethoden. Ein Beispiel für probabilistische Simulationsmethoden die auch in den Hydrowissenschaften Anwendung finden sind Monte-Carlo-Simulationen. Diese basieren auf der Wahrscheinlichkeitstheorie und bilden Parameterwerte nicht als „beste“ Punktschätzer ab, sondern beschreiben diese über Verteilungsfunktionen. Die eigentliche Monte-Carlo-Simulation besteht dann aus einer Vielzahl (hunderte, tausende) von Modellläufen mit dem deterministischen Modell, im Zuge derer die

Parameterwerte zufällig auf Basis ihrer Verteilungsfunktionen eingesetzt/gezogen werden. Die Ergebnisse können anschließend häufigkeitsstatistisch ausgewertet werden, z. B. mit Maßen der zentralen Lage (Mittelwert, Median) oder Streuungsmaßen (Konfidenzintervalle, Perzentile). Eine Form von inversem Monte-Carlo ist die Parameteroptimierung auf Basis von „richtigen“ Ergebnissen und der iterativen Anpassung von Modellparametern, um die Ergebnisse als Zielfunktion zu treffen (Kalibrierung, s. u.). Der Anwendung von Monte-Carlo-Methoden sind in erster Linie Grenzen durch Rechen- und Speicherkapazitäten gesetzt. Rechenaufwändige numerische Modelle mit 2- und 3-dimensionalen Koordinatensystemen zur Beschreibung der Flüsse von Energie und Materie (Seenschichtungsmodelle, hydrodynamische Modelle) erfordern in Abhängigkeit von der Anzahl der Rechenknoten (bedingt durch Gebietsgröße und räumliche Auflösung) Rechenzeiten von Stunden bis zu Wochen. Je nach Implementierung der Modellierungswerkzeuge können die Rechenzeiten mittlerweile durch Parallelisierung (z. B. CPU-basiert mit OpenMP oder GPU-basiert mit OpenGL/CUDA) deutlich verkürzt werden.

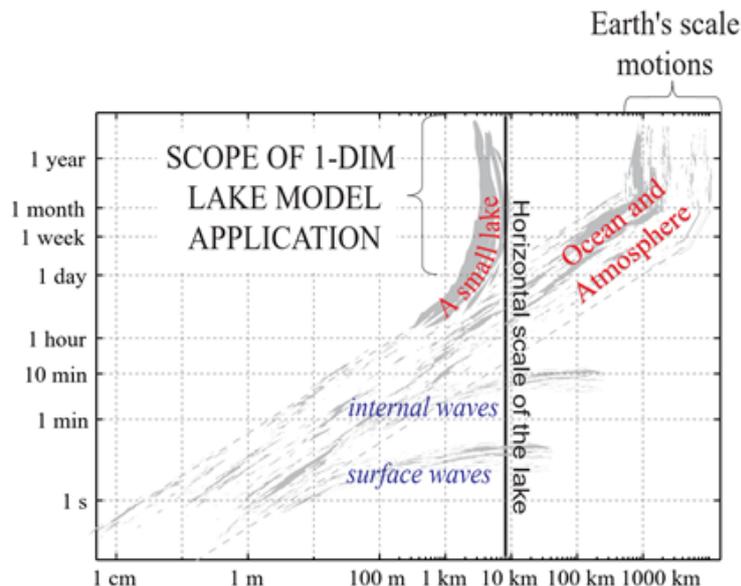
Als nichtprobabilistische Methoden kommen Techniken zur Anwendung, die auch häufig im Bereich der Zukunftsforschung und der Risikoanalyse verwendet werden. Bei der sogenannten Szenariotechnik werden denkbare, mögliche, gewünschte und unerwünschte zukünftige Zustände verbal beschrieben und anschließend in für die Simulation notwendige Parameterwerte übersetzt, beispielsweise THG-Konzentrationen auf Basis der SRES-Szenarien des IPCC bzw. der Representative Concentration Pathways RCPs. Ein spezieller Fall ist die Worst Case-Analyse, bei der sich auf das Ergebnis besonders negativ auswirkende Parameterwerte verwendet werden. Eine insbesondere in der Meteorologie und der Klimawandelfolgenforschung verwendete Methode zum Umgang mit Modellunsicherheiten ist die Verwendung von Modell-Ensembles, d. h. verschiedenen Modellierungswerkzeugen die mit vergleichbaren Parametrisierungen und Randbedingungen Simulationen durchführen. Bei gleichen Rand- und Eingangsbedingungen können Unterschiede in den Ergebnissen auf die unterschiedlichen Modellsysteme und deren Implementierungen zurückgeführt werden. Der Beitrag der Modellunsicherheit bei Klimaprojektionen ist erheblich und kann in der Größenordnung der Unterschiede zwischen verschiedenen Emissionsszenarien liegen.

In engem Zusammenhang mit Unsicherheiten stehen die Modellierungsprozesse der **Kalibrierung** und **Validierung**. Nach Gossel (2008) ist Kalibrierung die Anpassung des Modells, typischerweise über Veränderungen von Parameterwerten, an die beobachteten Daten, die das Modell möglichst genau nachbilden soll. Diese Anpassung als Optimierungsproblem von Parameterwerten auf eine Zielfunktion ist ein sehr wichtiger Schritt hin zu belastbaren prognostischen Simulationen. Hierbei ist zu beachten, dass insbesondere bei Parametern mit physikalischer/mechanistischer Bedeutung die Anpassung nur im Bereich realistischer Werteausprägungen vorgenommen wird. Ist dies nicht möglich, so sind möglicherweise relevante Prozesse nicht ausreichend im Modell abgebildet oder, was häufig nur unzureichend bedacht wird, die Messwerte spiegeln räumlich und zeitlich nicht die Dynamik des Systems wieder oder sind als Zielfunktion ungeeignet. Eine sehr plakative Darstellung der Problematik eines „Zurechtkalibrierens“ gibt Bredehoeft (2003, zit. in Gossel 2008): *„My point is that we can choose the wrong conceptual model, fit the data and get a wrong answer.“* Je nach Modellierungssystem besteht auch ein Mangel an Kalibrierungsdaten. Häufig gibt es für kleine Fließgewässer beispielsweise keine Pegeldata, für Stoffe liegen nur Stichtagsmessungen vor oder die Zeiträume von Messungen sind zu kurz um die natürliche Variabilität abzubilden. Im Rahmen des Fachworkshops wurde die große Bedeutung von langfristigen und zeitlich hochauflösenden Messungen über die Anforderungen der EG-WRRL hinaus betont, um eben genau solche qualitativ hochwertigen Kalibrierungsdatensätze zu generieren.

5.8 Seenspezifische Aspekte der Modellierung

Die enge Beziehung zwischen zeitlichen und räumlichen Skalen natürlicher Prozesse (Abbildung 22, oben) bestimmt die optimale Wahl der Modelldimensionalität. Die Besonderheit von Seen in dieser Hinsicht ist ihre begrenzte räumliche Ausdehnung. Folglich können für die Mehrheit der kleinen bis mittelgroßen Seen die energiereichsten Prozesse mit tages- bis jahreszeitlichen Zeitskalen sowie die langfristige interannuelle und klimatische Variabilität als Ganzsee-Phänomene betrachtet werden (Abbildung 23).

Abbildung 22: Relevanz räumlicher und zeitlicher Skalen von seenspezifischen Prozessen und Anwendungsbereich von eindimensionalen Seenmodellen



Quelle: Kirillin (2002)

Daher sind eindimensionale, horizontal gemittelte Modelle die grundlegenden Modellierungswerkzeuge sowohl für physikalische als auch biologische Wechselwirkungen in Seen auf Tages- und längeren Zeitskalen. 1-d-Seenmodelle sind in den Landparametrisierungsschemata regionaler und globaler Klimamodelle sowie in den numerischen Wettervorhersagesystemen weit verbreitet. In bestimmten geschlossenen Binnengewässern ist die Verwendung einer höheren Dimensionalität für die Darstellung der Prozesse im Zusammenhang mit der Wasserqualität entscheidend. Zweidimensionale Tiefen-Längen-Modelle sind besonders effektiv bei der Anwendung auf die Vermischungsbedingungen und die Wasserqualität von Reservoirs, wo sich aufgrund von Variationen des Zuflusses und der selektiven Wasserentnahme entlang der Hauptachse des Reservoirs signifikante horizontale Gradienten der Hauptmerkmale entwickeln. Die Verfolgung der Wasserqualität in großen Seen auf unterseasonalen Zeitskalen erfordert einen dreidimensionalen Modellierungsansatz. Wenn die Echtzeit-Modellierung des dreidimensionalen Zirkulationsmusters in diesen Seen mit den In-situ- und Fernerkundungsdaten gekoppelt ist, ermöglicht sie die Vorhersage und Überwachung der Entwicklung der schädlichen Algenblüte, die Simulation der Folgen extremer Wetterereignisse und der anthropogenen Belastung des Einzugsgebiets.

Die Wasserqualität des Sees hängt direkt von den vertikalen Mischungsbedingungen ab. Der Wärmeeintrag durch Sonneneinstrahlung stabilisiert die Wassersäule durch Erwärmung der oberflächennahen Schichten und erzeugt so einen positiven Auftriebsgradienten nach oben. Vermischung hingegen, verursacht durch windinduziertes Rühren und Konvektion durch

Oberflächenkühlung, zerstört den positiven Auftrieb und destabilisiert die Wassersäule. Die daraus resultierende jahreszeitliche Schichtung ist grundlegend für alle physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse in ihnen (Boehrer & Schultze 2008). Die Schichtung bestimmt den Transport von Nährstoffen und Sauerstoff zwischen Oberflächen- und Tiefenwasser bzw. das Lichtmilieu der in der Mischschicht mitgerissenen Phytoplanktonzellen. Daher ist die Qualität der Eingangsinformationen über den atmosphärischen Antrieb ein kritischer Punkt für die Leistungsfähigkeit von Seemodellen. Die Effizienz der integrierten Seemodellierung bei der Überwachung der Wasserqualität hängt von der Kopplung an Echtzeit-Klimadatenquellen, wie Reanalyse-Datenbanken, und der kontinuierlichen Vor-Ort-Überwachung der atmosphärischen Grenzschicht über Seen, insbesondere über den großen Seen, ab. Während die meisten Seen im Vergleich zu den räumlichen Skalen atmosphärischer Prozesse klein sind, werden Seemodelle mit atmosphärischen Modellen/Daten „lose“ gekoppelt, ohne Rückkopplung der Seen in die Atmosphäre. Eine „vollständige“ bidirektionale Kopplung kann jedoch, obwohl rechenintensiv, die Simulationen über große Seen oder große seenreiche Gebiete, wie z. B. Fennoskandia, Nordkanada, Sibirien, aber auch z. B. die Mecklenburgische Seenplatte, deutlich verbessern.

Ein effektives Modellierungskonzept im Zusammenhang mit der EG-WRRL umfasst die gleichzeitige Verwendung von operationeller Modellierung und prognostischer Modellierung auf der Grundlage von Klimaszenarien. Ersteres ermöglicht es, die laufenden Veränderungen in wichtigen Binnengewässern zu verfolgen, insbesondere diejenigen, die mit den extremen Wetterereignissen zusammenhängen. Anpassung bestehender Ansätze (z. B. das operationelle System der Schweizer Seen²³ und Bodensee Online²⁴). Der zweite, langfristige Modellierungsansatz ist für die Entwicklung der Anpassungsstrategie an den globalen Wandel unerlässlich. Die bestehenden interdisziplinären Initiativen zur Klimamodellierung (z. B. Inter-Sectoral Impact Model Intercomparison Project²⁵) bilden eine Grundlage für die Abschätzung der Verwundbarkeit von Seen gegenüber dem Klimawandel. Ein wesentlicher Teil einer solchen Schätzung ist die Unsicherheitsanalyse, die auf der Ensemble-Modellierung unter Einbeziehung verschiedener Klimaszenarien und verschiedener Seemodelle basiert. Zusammenfassend sollten die wichtigsten Vektoren einer effektiven Modellierungsstrategie im WRRL-Rahmenwerk enthalten sein (Tabelle 5):

- ▶ Etablierung einer Modellhierarchie mit unterschiedlicher Komplexität, angepasst an die Verteilung und Eigenschaften der europäischen Binnengewässer.
- ▶ Operative Kopplung mit dem atmosphärischen Antrieb und mit den Überwachungsdaten des Sees, integriert mit Bürgerwissenschaft (Citizen Science), Fernerkundung und Datenassimilationssystemen.
- ▶ Kontinuierliche Langzeitüberwachung der Seen durch autonome Multiparameter-Umweltmessstationen an den wichtigsten repräsentativen Seen.
- ▶ Integration von Fernerkundungsprodukten zu Wasserqualitätsparametern als Modellinput.
- ▶ Bürgerwissenschaft (Citizen Science).
- ▶ Integriertes Analysesystem für Big Data, das sowohl Beobachtungen als auch Modellierung umfasst.

²³ <http://meteolakes.ch/>

²⁴ <https://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/wasser/bodenseeonline>

²⁵ www.isimip.org

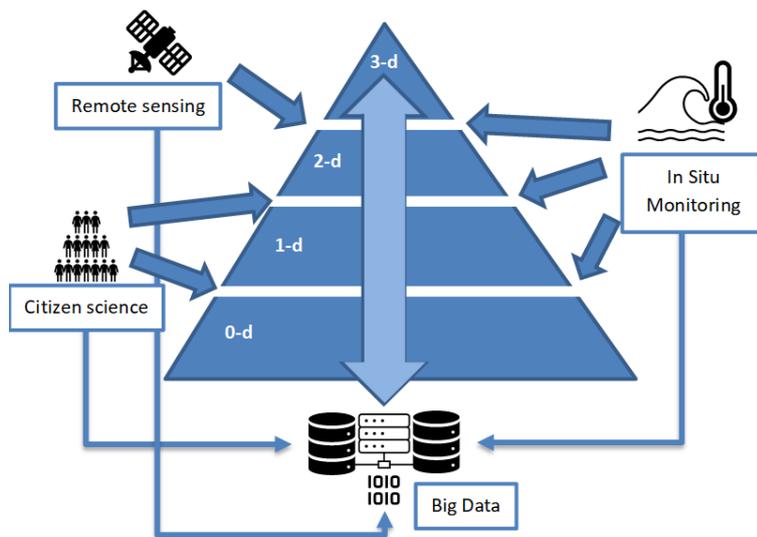
- Umsetzung der Ergebnisse der Klimaszenarien mit Schwerpunkt auf europäischen und deutschen Seen in den Anpassungsstrategien für Binnengewässer und der Unsicherheitsanalyse.

Tabelle 5: Modellhierarchie

	0-D Null-Dimensionale Modelle	1-D Ein-Dimensionale Modelle	2-D Zwei-Dimensionale Modelle	3-D Drei-Dimensionale Modelle
Operationelle Modellierung für unmittelbare Anpassungsmaßnahmen	Die Modellierung des quasi-stationären Seenzustands (eisbedeckt vs. eisfrei, saisonal geschichtet vs. permanent gemischt) zielt darauf ab, die am stärksten gefährdeten Seen/See-gruppen zu klassifizieren	Echtzeit-Modellierung der vertikalen Schichtungsveränderungen und der entsprechenden Bedrohungen für die Wasserqualität auf regionaler und globaler Ebene	Reservoir- und Ästuarmodellierung zur Simulation der Reaktion künstlicher Wasserkörper auf die Variabilität des Zuflusses und die wachsende Wassernutzung	Echtzeit-Vorhersage lokaler kurzfristiger Veränderungen der Wasserqualität in küstennahen (Küsten-)Gebieten
Langfristige Szenarien und Strategieentwicklung		Multimodaler Ensemble-Ansatz zur Entwicklung eines zuverlässigen Szenarios der Reaktion regionaler Seen auf anthropogene Einflüsse		Fallstudien zur Reaktion großer Seen auf Extremereignisse und auf die grundlegenden Veränderungen des atmosphärischen Zirkulationsmusters

Quelle: nach Kirillin (unveröffentlicht)

Abbildung 23: Einbindung der Modellhierarchie in Echtzeitmonitoring



Quelle: nach Kirillin (unveröffentlicht)

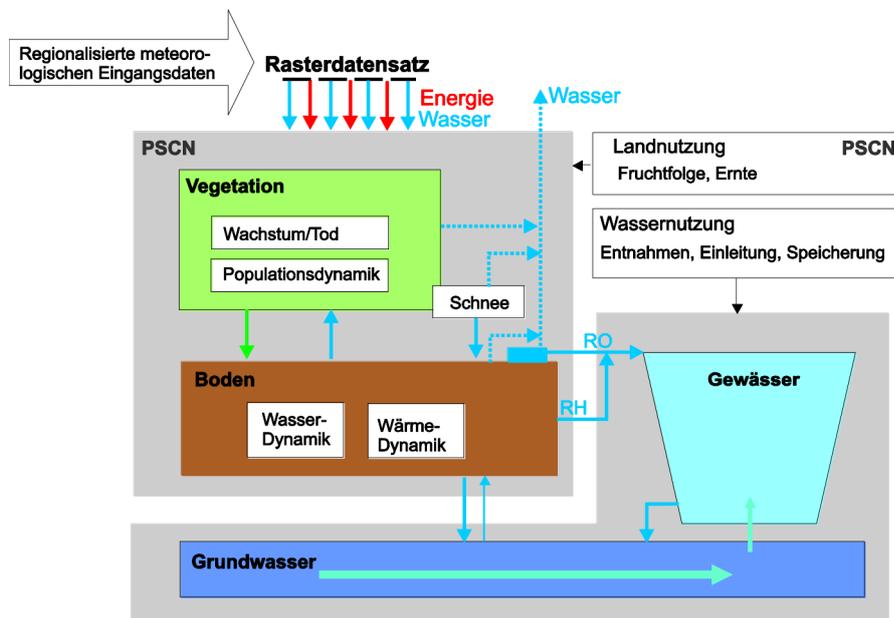
5.9 Beispielhafte nationale Fallstudien

Die nationalen Fallstudienbeispiele zeigen Modellierungskonzepte und Modelle mit verschiedenen Kopplungen zur Abschätzung von Auswirkungen des Klimawandels (und teilweise parallel stattfindender Wandelprozesse) auf für die Umsetzung der EG-WRRL relevante mengenmäßige und physikalisch-chemische Parameter. Vorgestellt werden ein Ansatz zur Projektion von Landschaftswasserhaushalt (zum Begriff siehe Wohlrab et al. 1999) und Abflussverhältnissen in Fließgewässern, zur Projektion des Sediment- und Nährstoffhaushalt in Einzugsgebieten sowie zur Projektion zukünftiger Gewässertemperaturen an Fließgewässermessstellen.

5.9.1 Wasserhaushalt in Einzugsgebieten

Für die Untersuchung der möglichen Folgen des Klimawandels auf den Landschaftswasserhaushalt und die Abflussverhältnisse in Fließgewässern wurde im Freistaat Sachsen das Forschungsvorhaben „Auswirkungen der prognostizierten Klimaänderungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt in den Einzugsgebieten der sächsischen Gewässer“ (KliWES²⁶) mit einer Laufzeit von 2008 bis 2016 durchgeführt (Schwarze et al. 2011). Es stützte sich unter anderem auf Vorarbeiten im Rahmen des Projektes KliWEP (Abschätzung der Auswirkungen der für Sachsen prognostizierten Klimaveränderungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der Parthe) sowie zum Bodenwasserhaushalt von repräsentativen Einzelstandorten durch Klöcking et al. (2008).

Abbildung 24: Modellstruktur von ArcEGMO



Quelle: Klöcking (2009), verändert in Schwarze et al. (2014: 28)

Ziele des Projektes KliWES sind u. a. die Simulation des beobachteten Wasserhaushaltes der Vergangenheit (1961–2010) sowie die Simulation zukünftiger Zustände auf Basis von Klimaprojektionen (WETTREG2010, 1961–2100; Kreienkamp et al. 2010, 2011) für Sachsen sowie Szenarien mit Veränderungen der Landnutzung (Waldumbau Nadel- zu Laubwald,

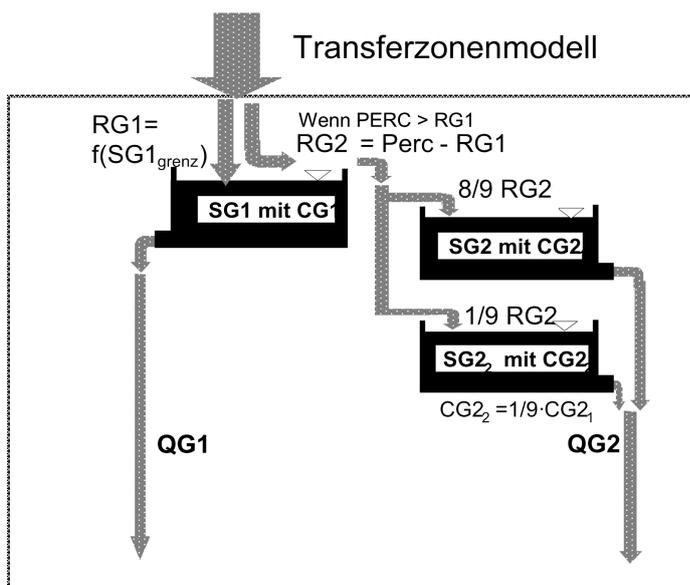
²⁶ <https://www.wasser.sachsen.de/kliwes-15279.html>

Zunahme Versiegelung im Siedlungsbereich, Ausdehnung Siedlungsbereich) mit einem gekoppelten Modellansatz aus dem Wasserhaushaltsmodell ArcEGMO (vgl. Abbildung 24) und dem daran „eng“ gekoppelten Grundwasserhaushaltsmodell SLOWCOMP (vgl. Abbildung 25).

Dynamische Eingangsparameter des Modells sind Tageswerte von korrigiertem Niederschlag (nach Richter 1995), mittlerer, maximaler und minimaler Temperatur, relativer Luftfeuchtigkeit, Windgeschwindigkeit und Globalstrahlung auf einem 1-km-Raster. Hierzu wurden Beobachtungsdaten und Klimaprojektionsdaten des stationsbezogenen statistischen Downscalingmodells WETTREG/WEREX mit verschiedenen Regionalisierungsverfahren bzw. -modellen in Rasterdatensätze umgewandelt. Für den Niederschlag kamen Inverse Distanzgewichtung (IDW) und Kriging zur Anwendung, für die Temperaturgrößen IDW und für relative Luftfeuchtigkeit, Windgeschwindigkeit und Globalstrahlung Thiessen-Polygone (Schwarze et al. 2016: 20). Als Schnittstelle zwischen diesem vorgelagerten Modellierungsschritt von punkthaften zu flächenhaften Daten dient das HDF5-Format, welches die einzelnen Rasterdatensätze (pro Tag, Klimaelement und Ensemblemitglied) zu dreidimensionalen Arrays kombiniert und von einer im hydrologischen Modell ArcEGMO implementierten Funktion zur Modelllaufzeit angesprochen werden kann.

Abbildung 25: Modellstruktur von SLOWCOMP

Perkolation aus der Bodenzone



Quelle: Schwarze et al. (2016: 19)

Die Ergebnisse von KliWES liegen für die Wasserhaushaltskomponenten von 242 Rechengebieten mit einer weiteren Untergliederung in Teileinzugsgebiete in Monatsauflösung vor und sind öffentlich über die Internetseite des LfULG herunterladbar. Zusätzlich stehen in Tagesauflösung die Durchflüsse an den Ausläufen der Teileinzugsgebiete zur Verfügung. Bei der Darstellung der KliWES-Ergebnisse auf Basis von Klimaprojektionsdaten wird von Schwarze et al. (2014: 39) darauf hingewiesen, dass Hochwasserereignisse nicht mit dem gewählten Ansatz abgebildet werden können, sondern langfristige Entwicklungen, was sich u. a. im gewählten Optimierungsansatz bzw. der Kalibrierung niederschlägt. Zur Abbildung der künftigen Entwicklung von Hochwasserereignissen fehlt es an hochaufgelösten Klimadaten, die für die projizierten Zeiträume nicht zur Verfügung stehen. Hinweise zur Veränderung der Abflüsse im Bereich Niedrigwasser finden sich bei Schwarze et al. (2014: 84), wo auf Basis aller 242

modellierten Teilgebiete des Freistaates Sachsen mit Durchflussinformationen mit den Kriterien 7-tägige und 15-tägige Unterschreitung der Hälfte des mittleren Abflusses ($0,5 \cdot MQ$) der Referenzperiode die Gesamtsituation über alle Gebiete dargestellt wird.

Folgende generelle Aussagen zu klimawandelbedingten Änderungen auf Basis der WETTREG 2010-Projektionen wurden im Ergebnis von KliWES formuliert (Schwarze et al. 2014: 100f):

- ▶ Im Zuge der Abnahme der Niederschläge und Zunahme der Temperaturen nimmt die Verdunstung zu und es kommt insgesamt – vor allem in Norden Sachsens – zu einem Rückgang der Abfluss- und Grundwasserkomponenten bis hin zu einer Zehrung aus dem Grundwasser. In den mittleren und hohen Lagen bleibt die Gesamtbilanz positiv. Zeitlich zeigen sich die größten Veränderungen in der nahen Zukunft (2021–2050) mit Zunahme der realen Verdunstung und Abnahme der Abflusskomponenten. In der fernen Zukunft bestehen dann die größten Unterschiede zum Referenzzustand (1961–1990), wobei sich innerhalb der Periode 2071–2100 keine großen Dynamiken mehr zeigen.
- ▶ Änderungen der Landnutzung führen bei den untersuchten Gebieten im Fall der Umwandlung von Nadel- zu Laubwald und der Verdichtung von städtischen Gebieten nur zu – vor allem im Vergleich mit den möglichen Klimaänderungen – geringen Änderungen der Wasserhaushaltskomponenten. Bei Annahme einer sehr hohen zukünftigen Flächenneuanspruchnahme für Siedlungen zeigen sich je nach Untersuchungsgebiet deutliche Auswirkungen in den Anteilen der Wasserhaushaltskomponenten hin zu einer Zunahme des Oberflächenabflusses.
- ▶ Sachsenweit ist eine Zunahme von Niedrigwasserperioden zu erwarten, wobei es insgesamt zu einem Rückgang der Durchflüsse kommt. Es zeigt sich eine Zunahme der Anzahl der in Sachsen von Niedrigwasser betroffenen Teileinzugsgebiete.

Im Rahmen des Projektes KliWES wurden für ein ergänzendes Projekt zusätzlich 10 Klimaprojektionen des WETTREG-Ensembles mit dem ArcEGMO/SLOWCOMP-Modellansatz berechnet. Für die weitere Nutzung der Ergebnisse sowie Fortentwicklungen ergaben sich die folgenden Aspekte: Um einen quantitativen Vergleich der in KliWES berechneten und über die interaktive Kartenanwendung des Wasserhaushaltsportals zugänglichen Ergebnisse (WETTREG 2010, Realisierungen 00, 66, 99) zu ermöglichen, wurden die dort vorhandenen Darstellungs- und Vergleichsfunktionen für den Gesamtdatenbestand mit den 10 zusätzlichen Projektionen aus dem Ergänzungsprojekt in der Säule C verfügbar/anwendbar gemacht, wobei sich gegenwärtig die Mittelwerte über den Gesamtzeitraum von 1961–2100 für Niederschlag, reale Verdunstung, Gesamtabfluss, schnelle Abflusskomponente, schnelle Grundwasserkomponente, langsame Grundwasserkomponente sowie Grundwasserneubildung kartographisch darstellen lassen.

Im Zuge der Anwendung der KliWES-Methodik bestehen auf verschiedenen Ebenen von den Eingangsdaten über die Prozessbeschreibung im Modell bis hin zur Kalibrierung Unsicherheiten, die bei der Interpretation der Ergebnisse zu beachten sind. Detailliert werden Quellen von Unsicherheit in Schwarze et al. (2014: 87–90) dargestellt. Eine ausführliche Diskussion der Grenzen und Unsicherheiten des für die Kalibrierung von ArcEGMO bzw. SLOWCOMP verwendeten DIFGA-Ansatzes auf Basis von Beobachtungsdaten findet sich in Schwarze et al. (2012).

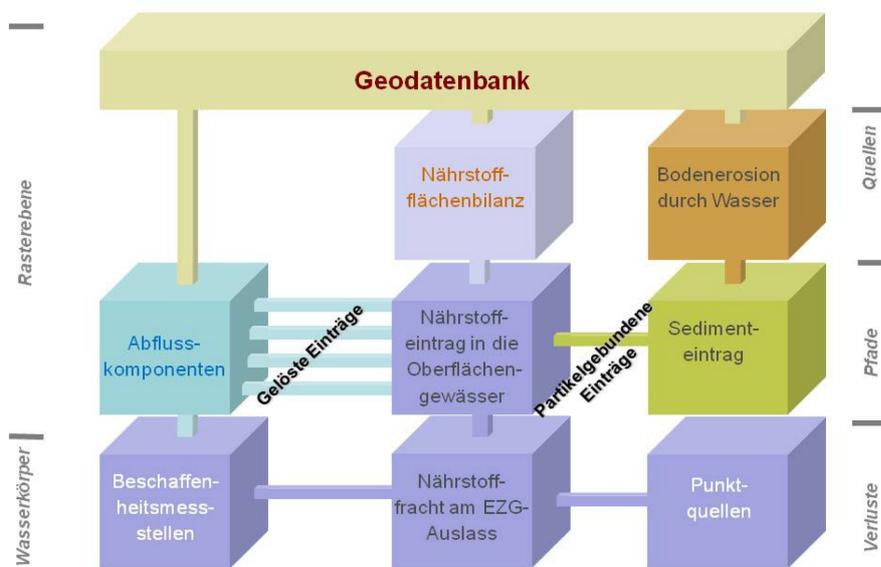
5.9.2 Nähr- und Stoffhaushalt in Einzugsgebieten

Der Gewässerzustand und die möglichen Folgen des Klimawandels werden durch hydrometeorologische, hydromorphologische, physikalisch-chemische sowie biologische

Wirkungszusammenhänge im Gewässereinzugsgebiet sowie im Gewässer bestimmt. Er ist kleinräumig außerordentlich heterogen. Eine Beschreibung erfolgt in der Regel mit Hilfe von Gütesimulationsmodellen, die für einzelne Gewässer oder Gewässerabschnitte aufgebaut werden. Die Verwendung derartiger Modelle – insbesondere solcher mit dynamischen, prozessbasierten Ansätzen – ist bisher aus Gründen der zeitlichen und räumlichen Datenverfügbarkeit auf der Skala gesamter Bundesländer noch nicht möglich (vgl. auch Expert*innenaussage 2020). Für Sachsen wurde ein Bilanzmodell für die Sedimente und Nährstoffe wie Phosphor und Stickstoff erarbeitet. Das verwendete Modellierungswerkzeug STOFFBILANZ (Gebel et al. 2010, vgl. Abbildung 26) kann den Gewässerzustand und die Gewässerentwicklung allerdings nicht umfassend beschreiben, sondern nur über Frachtberechnungen Hinweise geben.

Mit STOFFBILANZ wurden jahresbezogene Sediment- und Nährstoffbilanzen sowohl für verschiedene Zeitschnitte der Vergangenheit als auch für die Zukunft berechnet. Für die vorwärts gerichtete Bilanzierung erfolgte eine Kopplung der KliWES-Wasserhaushaltsberechnungen mit STOFFBILANZ. Hierbei wurden mehrjährige Mittelwerte der Wasserhaushaltskomponenten ermittelt und in STOFFBILANZ analog zu den Beobachtungsdaten der Vergangenheit eingesetzt.

Abbildung 26: Modellstruktur von STOFFBILANZ



Quelle: Gebel et al. (2020)

5.9.3 Wassertemperatur für Fließgewässerabschnitte und Einzelstandorte

Ein statistischer Ansatz zur Analyse des Einflusses der Lufttemperatur auf die Gewässertemperatur (vgl. Jähnig et al. 2010, Löser et al. 2011, Hershkovitz et al. 2013) diente in Sachsen als Proxy zur Abschätzung der möglichen Folgen des Klimawandels für temperaturabhängige Prozesse. Das Verfahren basiert auf der Ableitung der Gewässertemperatur in Fließgewässern für mehrtägige Zeiträume aus der für den gleichen Zeitraum projizierten Lufttemperatur. Für die Abschätzung möglicher Veränderungen der Wassertemperaturen von Fließgewässern durch den Klimawandel wurde auf die von Löser et al. (2011) entwickelte Methode zurückgegriffen. Die Methode basiert auf Regressionsanalysen zwischen gemessenen Wasser- und Lufttemperaturen mit unterschiedlichen zeitlichen Skalen

von jährlichen über monatliche Stichtagsmessungen bis hin zu Tageswerten, wobei mit letzteren die Dynamik durch den Witterungsverlauf am besten abgebildet wird.

Um die regressionsbasierte Ableitung der Wassertemperatur aus der Lufttemperatur in einer hohen zeitlichen Auflösung zu ermöglichen, wurden ausschließlich die auf Tageszeitreihen basierenden Auswertungen der entsprechenden Messstellen verwendet. Da für die Gewässermessstellen keine tagesgenauen Zeitreihen der projizierten Lufttemperaturen des Ensembles vorliegen, mussten die stationsbezogenen Zeitreihen der Projektionen flächenhaft interpoliert werden. Hierzu wurden Tageswerte aller 53 Klimastationen für die 10 Projektionen des Ensembles und drei Bezugszeiträume (1961–1990, 2021–2050 und 2071–2100) mittels eines kombinierten Ansatzes aus Höhenregression und IDW-Interpolation der Residuen auf ein 290 x 275 Zellen großes Raster mit 1 km-Maschenweite regionalisiert. Mittels der geographischen Lage der Gewässermessstellen wurden aus allen Rastern (10 x 32.850 Tage) für die entsprechenden Koordinaten die Rasterwerte extrahiert und Zeitreihen der Lufttemperatur erstellt. Auf diese Zeitreihen wurden dann sowohl die linearen als auch die logistischen messstellenspezifischen Regressionsbeziehungen angewendet. Hierbei wurden die auf gewichteten 30-tägigen, gleitenden Mittelwerten basierenden Varianten verwendet, da diese die höchsten Bestimmtheitsmaße aufwiesen.

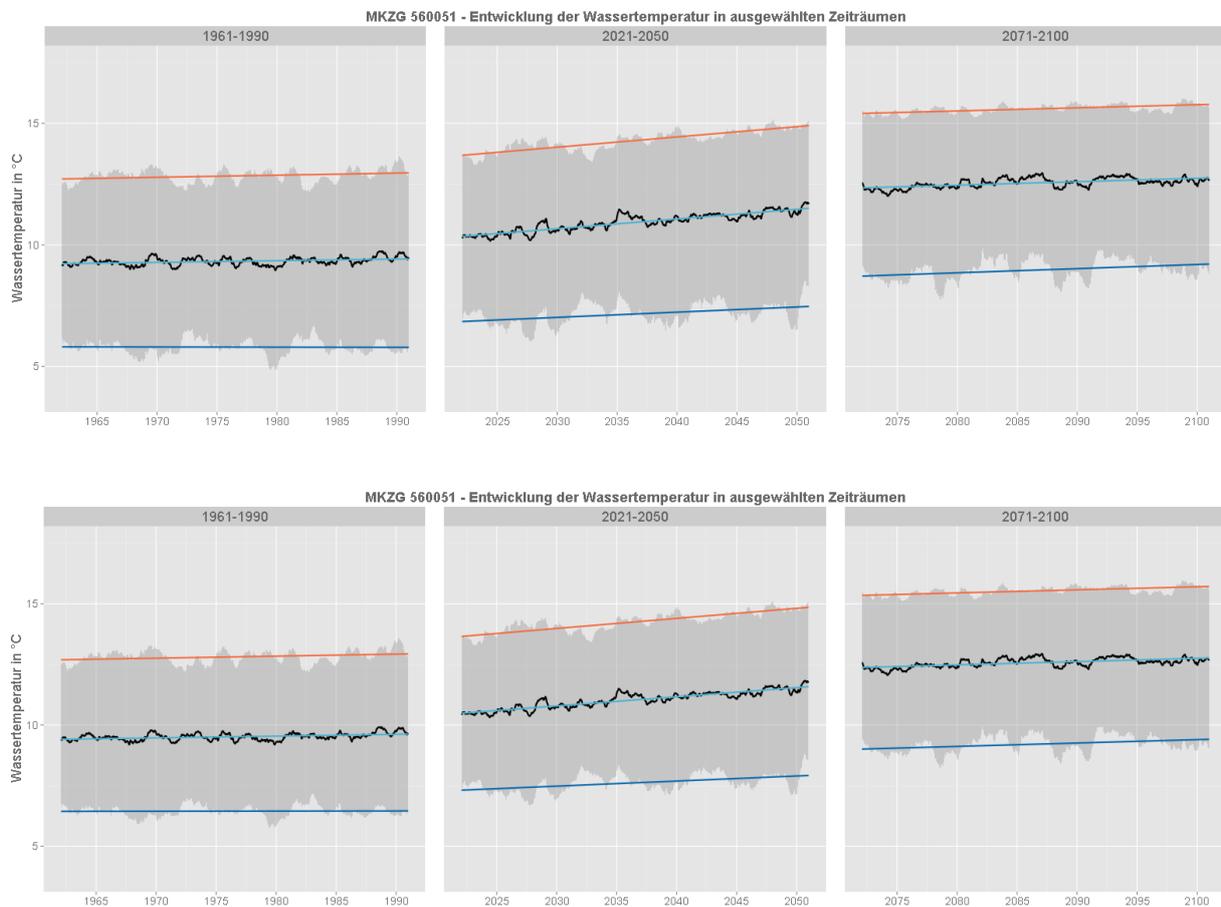
Die Gewässermessstellen, für die Regressionsbeziehungen zur Ableitung der Gewässertemperatur aus der Lufttemperatur vorhanden sind, liegen für die mittelgebirgsgeprägten Gewässer Schwarzer Schöps bei Jänkendorf, Zschopau bei Lichtenwalde, Göltzsch bei Mylau, Zwickauer Mulde bei Zwickau-Pölbitz, Spree bei Lieske, Löbauer Wasser bei Gröditz und Lausitzer Neiße bei Zittau in Höhenlagen von 200 bis 300 Metern bzw. für die Gewässer Schwarzer Schöps, Spree und Löbauer Wasser in 120 bis 160 Metern mit Einzugsgebietsgrößen von 155 bis 1.575 km² bzw. 125 bis 775 km². Die Messstellen an den Unterläufen bzw. im Tieflandbereich liegen zwischen 81 und 155 Metern mit Einzugsgebieten zwischen 311 und 6.171 km². Die Elbemesstellen finden sich in Höhenlagen von 95 bis 116 Metern mit Einzugsgebietsflächen von 51.400 bis mehr als 53.100 km².

Exemplarisch zeigen sich die folgenden Ergebnisse: Der Temperaturanstieg erfolgt über alle Projektionen mit weitgehend konstanter Zunahme. Die Bandbreite der möglichen Temperaturniveaus ist über gesamten Betrachtungszeitraum hoch. Der Trend der Temperaturerhöhung ist klar erkennbar. Die Ausprägungen der Anstiege zeigen teilweise eine Abhängigkeit von Höhenlage und Einzugsgebietsgröße mit einer Tendenz zu höheren Temperaturanstiegen bei tieflandgeprägten Flüssen bzw. den Unterläufen mit großen Einzugsgebieten, wenngleich vereinzelt auch geringere Anstiege in der fernen Zukunft modelliert wurden (vgl. Abbildung 27).

Alternativ zu dem vorgestellten statistischen Ansatz existieren stärker prozessorientierte mechanistische Ansätze, die auf Strahlungs- und Energiebilanzen basieren. Vorteile dieser Ansätze sind vor allem die Berücksichtigung von Einflüssen wie etwa des Durchflusses, Einleitungen von erwärmtem Wasser, Wirkungen von Fließgeschwindigkeit/Durchmischung sowie Abschattungseffekte. Letzteres ist vor allem relevant, wenn es um die Einschätzung der Wirksamkeit von Maßnahmen wie etwa der Wiederherstellung einer naturnahen Baum- und Strauchvegetation geht. Ergänzend ist die Verwendung von typischen Tagesgängen möglich, um noch stärker kritische Extremwerte zu identifizieren. Nachteile dieser Modellierungswerkzeuge sind deutlich höhere Datenanforderungen und eine größere Rechenintensität.

Abbildung 27: Beispielergebnis für die Projektion der Gewässertemperatur

Veränderung der mittleren jährlichen Gewässertemperatur in °C an der Messstelle „Vereinigte Mulde“ für 1961–2100 (oben: lineare Regression; unten: logistische Regression; Ensemblemittel mit Bandbreiten)

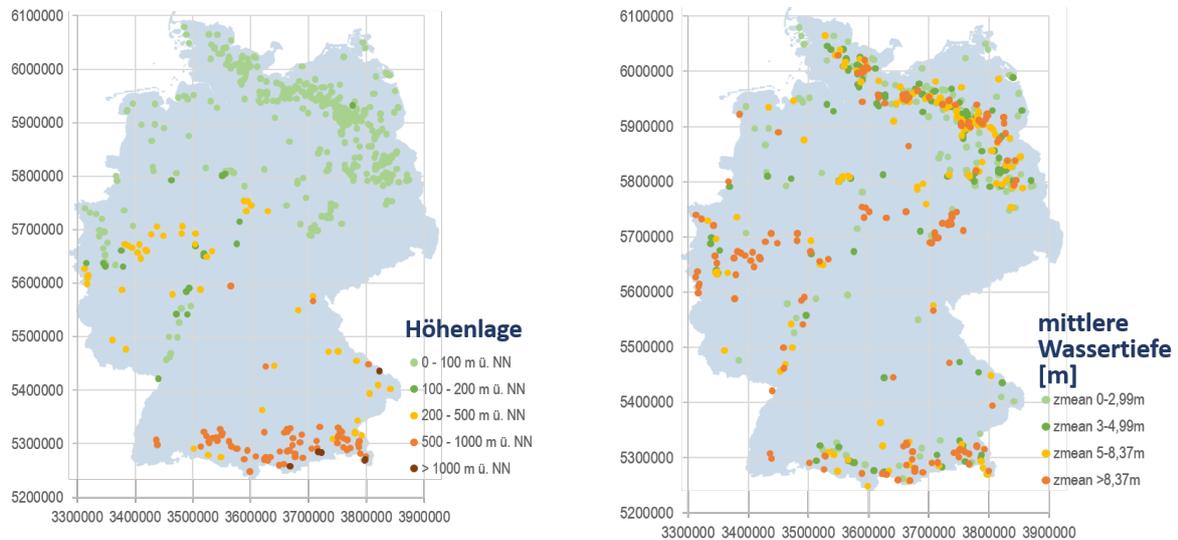


Quelle: Sauer (unveröffentlicht)

5.9.4 Sensitivität der Mischungsverhältnisse in Seen auf klimatische (Erwärmung) und anthropogene (Eutrophierung) Faktoren.

Die Abhängigkeit der kritischen Seentiefe (Kirillin & Shatwell 2016, s. 4.1.2 von den Wärmeflüssen auf der Seenoberfläche und der Wassertransparenz ergibt die Wahrscheinlichkeit eines Wechsels der Mischungsverhältnisse unter dem kombinierten Einfluss von Temperaturerhöhung und Eutrophierung. Um die prognostizierte Entwicklung zu zunehmender Eutrophierung der Seen in Deutschland abzubilden, wurde ausgehend vom klimatischen Ist-Zustand zunächst der Übergang vom oligotrophen Stadium bei einer Sichttiefe von 8 m zu einem eutrophen Stadium mit einer Sichttiefe von 3 m berechnet. Das Szenario wurde auf 540 Deutsche Seen mit bekannten mittleren Wassertiefen angewendet (Abbildung 28).

Abbildung 28: Lokation, Höhenlage und mittlere Wassertiefe von 540 Seen in Deutschland in der Datenbank

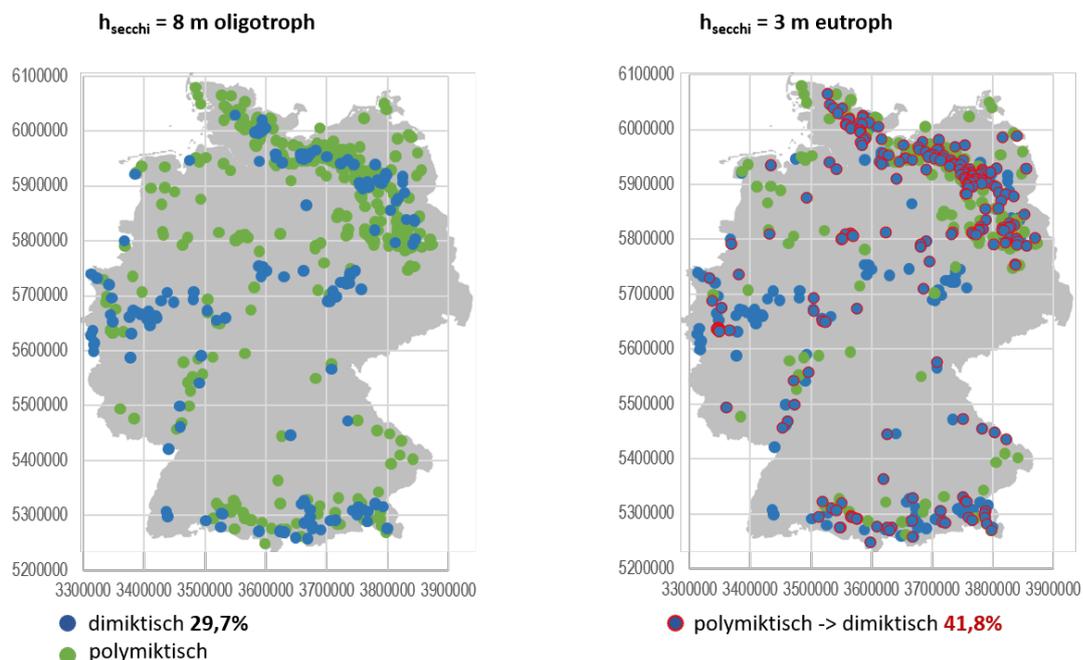


Quelle: eigene Darstellung, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)

Im Ist-Zustand (Szenario 1) sind 70,3 % der Seen in der Datenbank polymiktisch. Davon gehen bei Eutrophierung 41,8 % in das dimiktische Stadium mit stabiler Sommerschichtung über (vgl. Quelle: eigene Darstellung, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB))

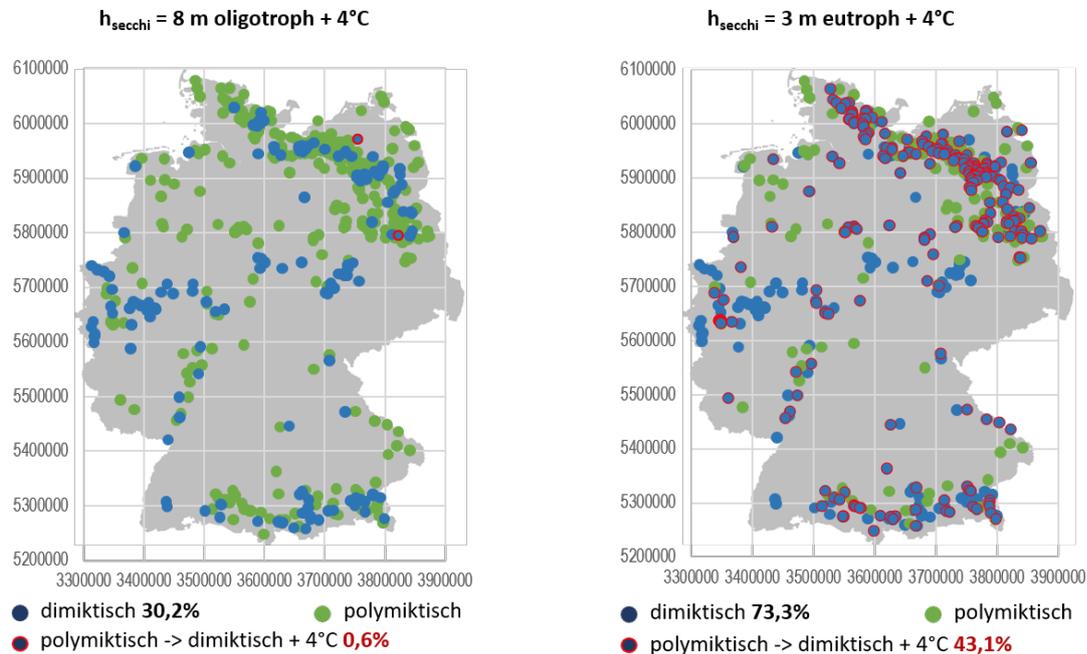
). Das heißt, dass dann die unteren Wasserschichten von der Sauerstoffversorgung abgeschnitten werden und die Sauerstoffzehrung beim Abbau der organischen Substanz die Eutrophierung verschärfen kann.

Abbildung 29: Szenario 1 unter klimatischen Ist-Bedingungen: Eutrophierung von 540 Seen in Deutschland (Verringerung der Sichttiefe von 8 m auf 3 m)



Quelle: eigene Darstellung, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)

Abbildung 30: Szenario 2 links: Vergleich von klimatischen Ist-Zustand und einer Lufttemperaturerhöhung um 4 °C bei oligotrophen Bedingungen; rechts prognostizierter Zustand bei Kombination von Temperaturzunahme und Eutrophierung



Quelle: eigene Darstellung, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB)

Bei Klimaerwärmung, simuliert durch eine Temperaturerhöhung um 4 K (Szenario 2), gehen im oligotrophen Zustand 0,6 % der polymiktischen Seen in den dimiktischen Zustand über (vgl. Abbildung 30). Ein Temperaturanstieg in Kombination mit einer Verringerung der Sichttiefe auf 3 m (durch Eutrophierung) hat eine Erhöhung des Anteils dimiktischer Seen auf 73 % zur Folge. Dies zeigt, dass der trophische Zustand eines Sees einen großen Einfluss auf zu erwartende Veränderungen durch die Klimaerwärmung haben und die Trophie einen Einfluss auf die Effektstärke haben kann. Daraus ergibt sich, dass dem Monitoring der **Wassertransparenz** eine zentrale Bedeutung in der Abschätzung der Folgen der Klimaerwärmung zukommt.

6 Defizitanalyse vor dem Hintergrund der Methoden und Referenzen der EG-Wasserrahmenrichtlinie

6.1 Tiefgreifende und systematische Wiederherstellung der gewässertypischen Hydromorphologie

Höhere Temperaturen und geringere Niederschlagsmengen im Kontrast zu Extremniederschlägen haben auch für die Gewässermorphologie und deren Ausstattung mit typischen Organismen potenziell weitreichende Folgen. Neben der Gewässerstruktur selbst haben hydrometeorologische Veränderungen in Abhängigkeit der Einzugsgebietseigenschaften Einfluss auf die **ökologische Durchgängigkeit**, sowie auf den **Geschiebetransport** und das **Sedimentationsverhalten** bzw. **Substratdiversität** von Oberflächengewässern. Durch häufigere und intensivere Überschwemmungen kann es insbesondere in anthropogen überprägten Gewässern zu erheblichen (potenziell negativen) morphologischen Veränderungen, wie Sohleintiefung aufgrund hydraulischer Überlastung, kommen. Aufgrund der strukturellen und funktionellen Verknüpfungen der morphologischen und biologischen Eigenschaften ist mit weiteren langfristig wirkenden negativen **ökologischen** Folgen vom Oberlauf bis zum Mündungsbereich zu rechnen, sollten nicht deutliche Verbesserungen in der Hydromorphologie umgesetzt werden (z. B. Meitzen et al. 2013). Die Interpendenzen in Flusssystemen sind dabei äußerst dynamisch und prozessgetrieben, wodurch sich die Art des Lebensraums, die Beschaffenheit und die bereit gestellten Leistungen ständigen raum-zeitlichen Veränderungen unterliegen. Diese Wechselwirkungen natürlicher Fließgewässersysteme variieren somit in **Längs-, Quer-, Höhen- und Zeitrichtung** sowie zwischen makro- und mesoskaligen Morphologien. Diese Komplexität der Wechselwirkungen ermöglicht es, dass ein und dasselbe Gewässer in Abhängigkeit seiner Morphologie sehr unterschiedliche ökologische Folgeerscheinungen gegenüber klimatischen Einflüssen (z. B. Temperaturen, Fließgeschwindigkeiten) haben kann (Meitzen et al. 2013). Um eine möglichst hohe Anpassungsfähigkeit von Oberflächengewässern an den Klimawandel zu ermöglichen, ist es demnach ausgesprochen bedeutsam, **eine flächendeckende Wiederherstellung naturnaher Gewässerstrukturen** zu ermöglichen. Welche Rand- und Rahmenbedingungen vor dem Hintergrund des Klimawandels zu berücksichtigen sind, um erfolgreiche Renaturierungen zu generieren, wird in den beiden folgenden Kapiteln erläutert und in den Handlungsempfehlungen zusammengefasst (Kap. 7.1).

Gewässerstruktur

Der überwiegende Anteil von Fließgewässern wurde im Laufe der vergangenen Jahrzehnte durch **Begradigung** und **Regulierung** sowie **zur Gewährleistung der Schiffbarkeit** strukturell überprägt, um Hochwasser schadlos abzuführen oder Nutzung der Wasserkraft voranzutreiben (Höfler et al. 2016). Als ein unterstützendes Bewertungselement im Rahmen der Bewertungsmethodik der EG-Wasserrahmenrichtlinie ist die Kartierung der Gewässerstruktur für die berichtspflichtigen Fließgewässer in ganz Deutschland flächendeckend vollzogen worden. Entsprechende positive und negative Entwicklungen sind anhand der Erst- und Zweitkartierung bereits ausgewertet. Sichtbar werden im Zuge dieser Erhebungen vor allem umgesetzte Gewässerausbau-, bzw. Gewässerrenaturierungsmaßnahmen. Kurz- oder mittelfristige klimatische Einflüsse sind in Abhängigkeit des Erhebungszeitpunktes über die Abfrage der Stammdaten im Fließgewässerabschnitt (z. B. „aktuelle Mittelwassertiefe“, „Restwasserpool vorhanden“, „Gewässer trocken“) abschätzbar. Des Weiteren sind naturferne **Sohleintiefungen, Erosionserscheinungen** und **Sedimentablagerungen** abschnittsspezifisch dokumentiert.

Wie sich diese und weitere Parameter im Verlauf der zukünftigen Kartierarbeiten entwickeln, kann unter Berücksichtigung des Erhebungszeitpunktes Gegenstand separater Forschungsarbeiten sein, insbesondere im Hinblick der Validierung erfolgreicher Gewässerentwicklungsmaßnahmen. Hierbei sind insbesondere die für die Berichterstattung der EG-WRRL relevanten Angaben „Kleinstgewässer“ oder „Gewässer trocken“ langfristig zu überprüfen, da es bei Umwidmung in einen anderen Gewässertyp zu anderen Bewertungsmaßstäben kommt und diese u. U. zur nachhaltigen Verbesserung oder Verschlechterung der Kartiererergebnisse führen können.

In historischen Karten oder bei der expliziten Kartierung historischer Gewässer findet sich oft eine Vielzahl von Kleingewässern, oder es existiert eigentlich ein längerer Gewässerlauf hin zur eigentlichen Quelle. Durch Drainagierung und Verbau wurden diese Gewässer oft „verkürzt“. Hier entstehen durch die Geländetiefpunkte dennoch oft oberflächliche Vernässungen, bzw. diese Bereiche sind bei Starkregen besonders erosionsgefährdet. Mitunter wird bei der Renaturierung auch auf diese historischen Gewässerverläufe abgestellt, um diese wieder als Gewässer sichtbar werden zu lassen. Eine zukünftig von den lokalen Entscheidungsträger zu erwägende Maßnahme wäre nun die weitere Umwidmung verkrauteter und temporär trocken fallender Gewässerabschnitte („negativ“ zu bewerten) in ebenfalls „begrünte Abflussbahnen“ („positiv“ konnotiert). Dies könnte zu dem Effekt führen, dass in Zukunft die Oberläufe kleiner Gewässer aufgrund des vermehrten Trockenfallens ebenfalls weiter „verkürzt“ werden, da kein dauerhafter Abfluss mehr vorhanden zu sein scheint. Diese Gefahr besteht insbesondere, wenn keine strategischen und gesetzlichen Vorschriften zum Niedrigwassermanagement existieren (bspw. innerhalb der Oberflächengewässerverordnung), die dieser potenziellen Umwidmung vorweggreifen und alternative Verfahrensweisen mit zukünftig häufiger und länger trocken fallenden Gewässern aufzeigen.

Neben den potenziell negativen Auswirkungen auf Siedlungen, Infrastrukturen und die menschliche Gesundheit, initiieren Hochwasserereignisse auch positive und wichtige natürliche Prozesse in Fließgewässern, die eine Neu-, Um-, und Wiederbesiedlung alter und neu geschaffener Habitats ermöglichen. Die hydromorphologischen Auswirkungen von Hochwasserereignissen sind aufgrund dessen seit vielen Jahrzehnten weltweit wichtiger Forschungsgegenstand. Anhand eines multidisziplinären, ganzheitlichen Ansatzes untersuchten beispielsweise Scorpio et al. (2018) in den nördlichen Apenninen (Italien) hydrologische und hydraulische Prozesse, die Sedimentzufuhr in das Gewässernetz durch Kartierung von Erdbeben sowie die morphologischen Veränderungen des Gerinnes anhand der Änderungsmerkmale von Gerinnebreite und Sohlhöhe. Besonders deutlich wurden die Folgen extremer Niederschlagsmengen (300 mm in 12 Stunden, HQ100-HQ150) anhand einer Verbreiterung des Gerinnes um den Faktor 20. Neue **Inseln** bildeten sich auch aufgrund der **Fragmentierung** des ehemaligen **Überschwemmungsgebietes**. Zudem kam es aufgrund von abschnittswisen **Eintiefungen** zur Dynamisierung des Sohlenniveaus. Auch Hajdukiewicz et al. (2016) konnten im Zuge ihrer Untersuchungen eine **Breitenzunahme** im Querprofil der Gewässer feststellen, was als typische morphologische Veränderung in Folge von Überschwemmungen gedeutet werden kann. Die spezifischen Ausgangsbedingungen hatten jedoch einen maßgeblichen Einfluss auf die räumlichen Ausbreitungsmuster der Erosions- und Ablagerungserscheinungen. Vor dem Ereignis traten in einigen Abschnitten insgesamt 26 bewaldete Inseln auf, die zwischen 1,3 % und 13,7 % der Gewässerfläche bedeckten und durch das Hochwasser fast vollständig erodierten. Durch das Herauslösen von Seitenkanälen und die neue Gliederung der bewaldeten Überschwemmungsgebiete während des Hochwassers entstanden neue Inseln, die in die aktive Zone des Gewässers eingegliedert wurden. Zudem entstanden nach dem Hochwasser einige Pionierinseln aus dem **Wiederaustrieb von**

lebendem Holz, das auf den entstandenen Kiesbänken abgelagert worden war Hajdukiewicz et al. (2016).

Die an dieser Stelle nur ausschnittsweise beschriebenen Erscheinungsformen, Merkmale und Auswirkungen von Hochwasserereignissen und bieten für Gewässerflora- und Fauna innerhalb von wenigen Tagen eine enorme Verbesserung der Ausbreitungsmöglichkeiten und Habitatstrukturen, wenngleich je nach Ausmaß der Hochwasserereignisse mit hohen Sediment- und Stoffeinträgen gerechnet werden muss. Die typische Dynamik aus immer wieder auftretenden Störungen mit teils großen morphologischen Veränderungen, und den vorübergehenden stabilen Phasen, ist elementar für die Ausbildung einer **arten- und individuenreichen Lebensgemeinschaft** sowohl im **Gewässer**, an deren **Ufern**, wie auch im **Umland** (Höfler et al. 2016). Dabei weisen Höfler et al. (2016) abschließend auf vier wichtige Punkte hin, die neben dem Schutz vor potenziell negativen Auswirkungen von Hochwasserereignissen auch zum Schutz vor schädlichen Auswirkungen von Niedrigwasserereignissen auf Gewässerlebewesen dienlich sind: „ (1) die Maßnahme sollte ein gewisses Mindestmaß an räumlicher Breitenausdehnung haben, (2) Sedimenthaushalt, laterale Konnektivität [...] müssen bei der Planung so gut wie möglich berücksichtigt werden, (3) ein möglichst hoher Anteil an dynamischen Komponenten (speziell Totholzelemente) ist nötig, (4) die Fokussierung der Anstrengungen auf neuralgische Standorte“ (Höfler et al. 2016: 519). Die Schlussfolgerung hieraus ist, dass aus (einstmals) natürlichen Prozessen und Abflussdynamiken entsprechende Rückschlüsse gezogen werden müssen, die im Zuge einer Umsetzung von Anpassungsmaßnahmen zu berücksichtigen sind. Hierzu gehört insbesondere der Grundsatz den Fließgewässern „mehr Raum“ zu geben.

Ausgewählte Eigenschaften, die hinsichtlich ihrer Bedeutung zur Klimaanpassung in Oberflächengewässern besondere Relevanz aufzeigen, sollen im Folgenden vor dem Hintergrund der Zielerreichung des GÖZ/GÖP ausführlicher beleuchtet werden.

6.1.1 Sohlbeschaffenheit und ökologische Durchgängigkeit

Eine intakte **Gewässersohle** ist als einer der sensibelsten Bereiche von Oberflächengewässern Lebensraum für Makrozoobenthos und Phytobenthos und gleichzeitig die Grundlage für deren ökologische Durchgängigkeit. Auch im internationalen Kontext werden zu hohe Feinsedimentmengen neben hydromorphologischen Defiziten als die **weltweit wichtigste Ursache für Fließgewässerdegradation** beschrieben (vgl. z. B. US EPA 2007 (USA), Harrison et al. 2007 (Australien), Zhao et al. 2011 (China)). Als Auslöser und Hauptursache können Starkregenereignisse in Kombination mit dem in begradigten und verbauten Fließgewässern künstlich erhöhten Längsgefälle in Verbindung mit unnatürlicher **Eintiefung** und **Sohlerosion** angeführt werden. Hierbei sind insbesondere Starkniederschläge nach Dürreperioden und langanhaltende Niederschläge auf bereits gesättigten Böden als Stressoren mit multiplen Auswirkungen zu nennen. Infolge der unnatürlichen Eintiefung in flachen, mäandrierenden Fließgewässern wird die typischerweise großflächige Ablagerung an feinen Sedimenten unterbunden, wodurch den hierauf angewiesenen Gewässerorganismen der Lebensraum entzogen wird (Royall & Kennedy 2016).

Auch für große Seen ist durch sinkende Wasserstände mit dynamischen **Erosionsprozessen** (u. a. auch durch Windereignisse) zu rechnen, was zur Bildung einer neuen Haldenkante und **Uferlinie** mit starken Auswirkungen auf die Ufernutzung (Häfen, Uferbefestigungen, Stege, Ausbaggerungen, Aufkeimung von Schlammflächen an Badestränden usw.) führen kann (KLIWA 2015). Bei Flachseen und kleineren Stillgewässern können sinkende Wasserstände zur Verschiebung der Flachwasserzonen bzw. Verlandung mit entsprechender Veränderung (Rückgang mehrjähriger Wasserpflanzenarten, Förderung Pionierarten) der

Ufervegetation/Lebensgemeinschaften führen (KLIWA 2015). Häufige Starkniederschläge können im Sommer bei geschichteten Seen negative Auswirkungen aufgrund des verstärkten Sedimenteintrags hervorrufen (Typ 10 und 13) (LAWA 2014). In den Mündungsbereichen großer Flüsse und Ströme kann es zu aufgrund einer verstärkten Tidedynamik und damit erhöhtem Energieeintrag aus der Strömung zu einer **Aufwärtsverschiebung der Trübungszone** kommen. Als Folge einer veränderten Tidedynamik würde ein verstärkter Stromauftransport von Schwebstoffen/Sedimenten resultieren. Des Weiteren besteht eine hohe Abhängigkeit des Sedimenttransports vom Oberwasserabfluss (LAWA 2017a).

Neben der verstärkten Sohlerosion beeinflusst die **Sedimentation** den Substratcharakter im Fließgewässer und Gewässerumfeld und ist für die aquatische Biota durch die Verstopfung des Kieslückenraums und damit im Zusammenhang stehenden ungünstigen Sauerstoffversorgung im Interstitial als potenziell schädliche Auswirkungen zu nennen (Meitzen et al. 2013, Höfler et al. 2016). Durch die resultierende Ablagerung naturferner Feinsedimente in Geländemulden und Fließgewässern (Kolmatierung/Kolmation) werden die gewässertypischen Feinporen der Gewässersohle zugesetzt, wodurch es neben dem Lebensraumverlust zum Verlust von Laichhabitaten von Fischen kommen kann. Gleichzeitig stehen diese Rückzugsorte in Zeiten niedriger Wasserstände nicht mehr für die Lebewesen der Gewässersohle zur Verfügung, was bei Trockenfallen von Fließgewässern zum Absterben ganzer (Teil-)Populationen führen kann.

Eine Feinsedimentbelastung kann dabei auch durch den sukzessiven und andauernden Eintrag von Feinsedimenten in grobmaterial-geprägte Fließgewässer hervorgerufen werden. Häufig als Sammelbegriff verwendet sind Feinsedimente nach der vorherrschenden Geologie und Einzugsgebietsbewirtschaftung in unterschiedliche Korngrößenklassen zu unterteilen und in ihrer Funktion als Stressor voneinander zu unterscheiden. Zudem ist die Feinsediment-Thematik von der sogenannten „Versandung“ aufgrund der spezifischen Entstehungsprozesse voneinander abzugrenzen. Speziell in granit- und gneisdominierten Gebieten oder Fließgewässerlandschaften (vgl. Briem 2003) sind Korngrößen zwischen 1 und 10 mm als typisches Verwitterungsprodukt dieser geologischen Einheiten sehr präsent (vgl. Hauer et al. 2015). Im Vergleich zum Feinsediment bilden **Sandfraktionen** mobile Bänke, die anhand ihrer ausgeprägten Verlagerungsdynamik sehr ungünstige Lebensraumbedingungen für die aquatische Fauna mit sich bringen (Hauer et al. 2015). Durch den Klimawandel verstärken sich diese Effekte durch vermehrt auftretende lokale Starkregenereignisse in kleinen Einzugsgebieten und der Verringerung transportwirksamer Abflüsse in den Hauptflüssen, was zu einer Akkumulation des feinen Materials in diesen führt (Hauer et al. 2015). Dieser Wirkpfad hin zu potenziell schlechten Lebensraumbedingungen für die aquatische Biota wird durch menschlich verursachte hydromorphologische Änderungen weiter forciert (Höfler et al. 2016). Dazu gehören u. a. **Rückstaubereiche** von **Rückhaltebecken, Querbauwerke, Brücken** und **Durchlässe**, welche direkt oder in ihrem Umfeld oft stark von Verlandung infolge Sedimentablagerung betroffen sind, während es in begradigten oder verengten Gewässerstrecken zu einem viel zu raschen Weitertransport der Sedimente kommt (Höfler et al. 2016, Lopez-Tarazon et al. 2016, Habersack et al. 2019).

Dieses **Sedimentdefizit** führt dazu, dass es mittlerweile in vielen Mündungsbereichen von Flüssen zu **Küstenerosionen** (Habersack et al. 2017) oder **Absenkungen** von Flussdeltas kommt (Kondolf et al. 2018). Generell ist die Sedimentdynamik räumlich und zeitlich komplexen umweltbedingten Wechselbeziehungen unterworfen und daher außerhalb von kontrollierten Experimenten schwierig zu quantifizieren und vorherzusagen (Meitzen et al. 2013). Auf Erosions- und Ablagerungsprozesse zusätzlich verstärkend wirken die deutliche Intensivierung und Mechanisierung der Landnutzung ab Mitte des 20. Jahrhunderts, die zu einer erhöhten Erosion in den Einzugsgebieten führte. Daneben hat der Anbau von Kulturen, wie z. B. Mais oder

Soja, die bis in den Frühsommer eine geringe Bodenbedeckung aufweisen, in immer höhere und erosionsgefährdetere Lagen, aber auch die Verschiebung von Grünlandnutzung hin zum Ackerbau das Erosionspotenzial erhöht (Höfler et al. 2016). Des Weiteren gelten nach Höfler et al. (2016) forstwirtschaftliche Monokulturen und Altersklassenwälder mit deutlichen Defiziten im Unterwuchs, wiederkehrende Geländearbeiten oder andere offene Geländebereiche (z. B. frische Straßenböschungen, Geländeverfüllungen) als wesentliche Materialquellen für den Erosionsabtrag. Der Eintrag von Sedimenten kann zudem über einen partikelgebundenen zusätzlichen Eintrag von **Nährstoffen**, weitere negative ökologische Konsequenzen haben. So kann der Eintrag von bodengebundenen Stoffen in Gewässer durch Starkregen die Wasserqualität deutlich verschlechtern, was insbesondere nach vorhergehenden Trocken- bzw. Hitzephasen das Auftreten von Algenblüten (z. B. Cyanobakterien) begünstigt (LAWA 2017a).

Neben der **ökologischen Durchgängigkeit der Gewässersohle** gilt auch die **hydraulische Durchgängigkeit** als Grundvoraussetzung für die Vernetzung und ungehinderten Verbundenheit der Gewässerökosysteme. Besondere Ausprägungen der Sohle, wie Stillwasserpools, Kolke, seitliche Zuflüsse, Wurzelunterstände, sowie Schnellen und Stillen sind wichtig für das thermische Regime im Fließgewässer und damit für Rückzugsorte der aquatischen Biota (Ebersole et al. 2003, Caissie 2006). Die Refugien werden dabei vor allem durch den Bau von Staustufen, Querbauwerke und massiven Ufer- und Sohlverbau minimiert wodurch typische hydrodynamische Lebensbedingungen (Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe) nicht mehr vorhanden sind. Die Überwindbarkeit von Bauwerken im Gewässer gilt als Grundvoraussetzung für die Durchwanderbarkeit von Fischen, wodurch bei zu starker Barrierewirkung die Lebensräume für Kaltwasserfische sinken und die zur Fortpflanzung notwendige Wanderung in die Oberläufe verhindert wird (vgl. Caissie 2006).

In diesem Zusammenhang sind auch naturnahe Quellbereiche sowie kleine, nicht berichtsrelevante Gewässer als ökologisches Potenzial zu sehen. In Restriktionsbereichen kann eine Unterteilung ausgewählter Gewässerabschnitte in Strahlursprünge und Trittsteine einen Bezug zum Wiederbesiedlungspotenzial herstellen, wobei insbesondere Oberläufe und Kleinstgewässer im Einzelfall externe Strahlursprünge für das Hauptgewässer darstellen können (DRL 2008, LANUNV NRW 2011). Als Gefährdungsquelle sei an dieser Stelle auf diffuse und punktuelle Stoffeinträge aus kleinen Gewässern oder Einleitungen hingewiesen, die i. S. e. möglichen „negativen Strahlwirkung“ potenziell schädliche Konsequenzen für die Gewässerbiota hervorrufen können.

Neben morphologischen Beeinträchtigungen kann die hydraulische Durchgängigkeit durch trocken fallende Bereiche der Fließgewässer im Sommer eingeschränkt sein (Höfler et al. 2016). Neben der longitudinalen wird zudem die laterale Verbundenheit der Fließgewässer mit ihrem Umland durch **Hochwasserschutz- und Begradigungsmaßnahmen** verschlechtert oder gänzlich unterbunden. Aber auch hier kann die anthropogen hervorgerufene Strukturarmut, die zur Verarmung der hydraulischen Vielfalt beiträgt und damit zu großen Bereichen in Gewässern führt, als Hauptursache für Artenarmut der benthischen Invertebraten angeführt werden (Höfler et al. 2016). Die **Wiederherstellung der ökologischen und hydraulischen Durchgängigkeit** ist für den Austausch und für die Wanderungsbewegungen typischer Biota eine grundlegende Voraussetzung. Im Kontext des Klimawandels stellen insbesondere Sohlbefestigungen, die den thermischen Ausgleich des Oberflächenwassers mit dem Grundwasser unterbinden und die strukturelle **Habitatignung** für Gewässerorganismen reduzieren ein besonders relevantes Erfolgshemmnis bei Verbesserungsmaßnahmen auf dem Weg zur Zielerreichung laut EG-WRRRL dar. Besondere Aufmerksamkeit muss dabei punktuellen Renaturierungsmaßnahmen gewidmet werden, da diese u. U. als Sedimentfalle wirken und die ökologische Durchgängigkeit beeinträchtigen oder gar verhindern können.

6.1.2 Beschattung durch Uferbewuchs und Gewässerrandstreifen

Eine gewässertypische krautige, strauchartige oder bewaldete Uferzone besteht aus vielfältigen und sich dynamisch entwickelnden Pflanzengemeinschaften, die für die aquatischen Lebensgemeinschaften (wie Wasserpflanzen, Fische und Wirbellose) von zentraler Bedeutung sind. Die Ufervegetation beeinflusst dabei vor allem die Menge an autochthonen kohlenstofftragenden Nahrungsnetzen mit Rückkopplungen für die **Sekundärproduktion** aquatischer Ökosysteme, sowie die **Nährstoffdynamik** (Aguiar et al. 2018). Höhere und niedrige Pflanzen der Gewässer- und Auenflora stellen **organische Materie und Energie** bereit, sind im aquatischen Bereich **Lebensraum, Laich- und Aufwuchsgebiete der Fische** und stellen zudem **Refugien, Nahrungs- und Migrationskorridore** für Vögel, Säugetiere und Reptilien dar. Ufergehölze beeinflussen durch ihren **Schattenwurf** das **Mikroklima**, regulieren die **Windgeschwindigkeit** und den **Strahlungseintrag** in das Gewässer und sind somit maßgeblich für den Tages- und Jahresgang der **Wassertemperatur** (thermisches Regime) verantwortlich (Melcher et al. 2016). Nach Stein (2018) ist die Ufervegetation des Tieflands der mittleren Breiten stark durch Laubgehölze geprägt, deren **Beschattungspotential** vor allem von der **Jahreszeit** abhängt. Im Zuge von Dürreperioden können bereits vorgeschädigte oder unter Trockenstress leidende Gehölze zusätzlich vorzeitig Laub verlieren, was wiederum negativen Einfluss auf die Wassertemperaturen in einer Phase geringer Niederschläge haben kann. Die Berücksichtigung einer zeitlich variablen Gewässerbeschattung im Zuge der Erhebungen der Gewässerstruktur ist dabei insbesondere für kleine und mittlere Fließgewässer zu empfehlen, da mit großen Unterschieden in der **Gewässerbeschattung** zwischen der vollständigen Vegetationsentwicklung im Sommer und der Vegetationsruhe im **Winter** zu rechnen ist. Wie vital oder naturnah dabei die Ufervegetation ausgeprägt ist, ist dabei auch sehr stark von der jeweiligen **Nutzung des Umlands** abhängig (Melcher et al. 2016, Aguiar et al. 2018). Die Reaktionen der Ufervegetation auf den **Landnutzungsdruck** sind vielfältig. Häufig wird die Ufervegetation in der Nähe landwirtschaftlicher Gebiete in ihrer lateralen Ausdehnung und der damit in Verbindung stehenden **Biomasse** eingeschränkt oder ist mit einer verstärkten **Fragmentierung sowie Invasion fremder Pflanzen** konfrontiert (Aguiar et al. 2018).

Abgestorbene Gehölze dienen selbst auch als **Totholzstrukturen** einer Vielzahl an Organismen als Lebensraum, was zu einer Erhöhung der Biodiversität führt. So wurden in der Untersuchung von Melcher et al. (2016) 22 Arten ausschließlich auf Totholzstrukturen nachgewiesen, die andernorts weitestgehend fehlen. Unter diesen holzbewohnenden (xylobionten) Arten finden sich eine Reihe von europaweit vom Aussterben bedrohte oder zumindest seltene Arten (Melcher et al. 2016). Totholz stellt heute ein Mangelhabitat in nahezu allen mitteleuropäischen Fließgewässern dar, da einerseits durch Uferverbauungen der Eintrag von Totholz ins Gewässer verhindert wird und andererseits im Rahmen der Gewässerunterhaltung und Hochwasservorsorge aktiv aus den Gewässern entfernt werden (Graf et al. 2015, Dossi et al. 2015). In Folge dessen fehlen den sich von Laub- und Nährstoffeintrag ernährenden Gewässerorganismen des Interstitials wichtige Lebensgrundlagen. Als Anpassungsmaßnahme mit hohem Synergiegehalt kann Totholz als Buhne oder Uferstruktur flächige Feinsedimentablagerungen (vgl. Kap. 6.1.1) in ihrer räumlichen Ausdehnung reduzieren bzw. unterbrechen und gleichzeitig als Fischunterstand und Substratquelle dienen. (Höfler et al. 2016).

Neben der Uferzone ist die Bedeutung von **Gewässerrandstreifen** für den ökologischen Zustand von Fließgewässern und Seen unbestritten und deren Ausweisung im §38 des WHG festgesetzt. So regulieren bereits 2 bis 10 Meter breite Streifen mit Grasbewuchs die **Einträge von Sedimenten und gelösten Stoffen** aus den angrenzenden Nutzungen. Ausgeprägte Randstreifen aus naturnahem Stauden-, Strauch-, oder Gehölzbestand verstärken diesen Einfluss

in der genannten Reihenfolge (Scheid et al. 2017). Zudem besitzen Gewässerrandstreifen eine zentrale Bedeutung bei der Regulierung der **Wassertemperatur**, des **Laub- und Totholzeintrages** und als Orte hoher **Biodiversität** bei naturnaher Ausprägung. Insbesondere an kleinen und von West nach Ost oder Ost nach West fließenden Gewässern wird hier eine große Wirkung durch den vollständigen Kronenschluss erzielt, wodurch auch die Rückzugsmöglichkeiten und Wanderungskorridore für Amphibien verbessert werden (vgl. Holzapfel et al. 2013). Demnach stellen Gewässerrandstreifen einen **Ausbreitungsraum** für gewässergebundene Fauna und lateralen Entwicklungsraum des Gewässerverlaufes dar. Gewässerrandstreifen an Fließgewässern haben letztlich auch eine positive Wirkung auf nachfolgende Seen da sie eine Verminderung der Sediment- und Nährstoffeintrag bewirken (MELUR 2016). Diese dargestellten multiplen positiven Effekte von Gewässerrandstreifen und Ufervegetation zeigen, dass auch vor dem Hintergrund des Klimawandels eine Reihe möglicher negativer Auswirkungen gemindert werden können. Somit wird im Zuge der Umsetzung der EG-WRRL der Beschattung und der Verhinderung von Stoff- und Sedimenteinträgen in Oberflächengewässer in der Zukunft mehr Gewicht gegeben werden müssen (vgl. auch Holzapfel et al. 2013, Stein 2018).

6.2 Bewertung des ökologischen Zustandes und des ökologischen Potentials für Seen und Fließgewässer nach EG-WRRL

Die nach EG-WRRL vorgeschriebene ökologische Bewertung von Oberflächengewässern erfolgt nach biologischen Kriterien. Für Fließgewässer und Seen werden Phytoplankton, Makrophyten und Phytobenthos, Makrozoobenthos sowie Fische als biologische Qualitätskomponenten berücksichtigt. Grundlage bilden die anhand der Gewässertypologie ausgewiesenen Gewässertypen nach LAWA (1999, 2014, Pottgiesser 2018). Auf der Grundlage von gewässertypischen Referenzbedingungen werden der ökologische Zustand eines natürlichen Gewässers (NWB) bzw. für erheblich veränderte (HMWB) und künstliche Gewässer (AWB) auch das ökologische Potential eines Gewässers bewertet. Die Bewertung der einzelnen ökologischen Komponenten wird in einem „worst-case“-Verfahren verschnitten wobei die schlechteste Einzelbewertung die Gesamtbewertung ergibt.

Für Seen beruhen die Bewertungsverfahren i. W. auf dem seentypischen Trophieindex (LAWA 2014), der auf Grundlage der langjährigen Entwicklung der Phosphorkonzentration, der Chlorophyll a-Konzentration und der Sichttiefe, des Phytoplanktons, des Zooplanktons, des Makrozoobenthos, der Makrophyten und des Phytobenthos (Diatomeen) sowie des Fischbestandes ermittelt werden.

Für Seen finden die folgenden Bewertungsverfahren Anwendung:

- ▶ **PhytoSee** (Phytoplankton) und optional **PhytoLoss** (Zooplankton)
- ▶ **PHYLIB** (Makrophyten und Phytobenthos)
- ▶ **AESHNA** (Makrozoobenthos)
- ▶ **DelFi** (Fische)

Für Fließgewässer finden die folgenden Bewertungsverfahren Anwendung:

- ▶ **PhytoFluss** (Phytoplankton)
- ▶ **MaBS (Makrophyten)**
- ▶ **PHYLIB** (Makrophyten und Phytobenthos)

- ▶ **Perlodes und ASTERICS** (Makrozoobenthos)
- ▶ **fiBS** (Fische)

Sogenannte unterstützende Qualitätskomponenten sind hydromorphologische, chemische und allgemeine physikalisch-chemische Qualitätskomponenten, die zusätzlich zur Plausibilisierung, und ergänzender Interpretation der Ergebnisse herangezogen werden.

6.2.1 **PhytoSee (Phytoplankton) und PhytoLoss (Zooplankton)**

Die **Phytoplanktonzusammensetzung** des **Pelagials** reagiert sensitiv auf Veränderungen des ökologischen Zustandes durch Eutrophierung (Mischke & Nixdorf 2008).

Der mit Hilfe des Bewertungsmodells **PhytoSee** (Stand 2017, Mischke et al. 2017) ermittelte Phyto-See-Index basiert ausschließlich auf biologischen Parametern (ohne Berücksichtigung von chemischen Kenngrößen, Phosphorkonzentration und Sichttiefe). Die Hauptmetriken des Bewertungstools sind die Biomasse und Artenzusammensetzung des **Phytoplanktons** (einzelne Taxa, Algenklassen und Indikatorarten), sowie die saisonalen Maximalwerte des Phytoplanktons, um **Algenblüten abbilden zu können**. Der auf dieser Basis errechnete ökologische Zustand eines Sees wird mit einem anhand der Ökoregion festgelegten Referenzzustand eines unbelasteten natürlichen Sees gleichen Seentypes verglichen. Anhand der Differenz zwischen beiden Werten wird für erhebliche veränderte (HMWB) und künstliche (AWB) Seen das ökologische Potential ermittelt und dient als Grundlage für geeignete Managementmaßnahmen zur Verbesserung (LAWA 2017b).

In Abstimmung mit dem LAWA-Expert*innenkreis für Seen (Stand 12/2017) wurden für die folgenden Teilbereiche Verfahrensänderungen vorgenommen (aus LAWA 2017b).

- ▶ Verfahrenserweiterung für Mittelgebirgsseen, künstliche und stark veränderte Seen (Talsperren, Baggerseen und Sondertypen natürlicher Seen), Überarbeitung Bewertungsgrenzen und Seetypologie
- ▶ Überarbeitung der Bewertung der Alpenvorland- und Alpenseen: Unterscheidung der Seentypen 1, 2 und 3 als unabhängige Gewässertypen mit jeweils eigener Referenztrophy; Optimierung Bewertung Seetyps 4 (tiefe Alpenseen)
- ▶ Möglichkeit der Berücksichtigung von starken, die Trophie beeinflussenden Stauspiegelabsenkungen bei der Bewertung des ökologischen Potenzials von Talsperren, Definition von Fallgruppen, Empfehlung zum Prozedere mittels Seetyp-Wechsel, Schaffen von zwei zusätzlichen HMWB-Seentypen HMWB 5 und HMWB 8 (heavily modified waterbody)
- ▶ Harmonisierung der Bewertungsgrenzen für die Kenngrößen des Biomassemetrics mit der Lage der Trophiestufen im überarbeiteten Trophie-Index nach LAWA (2014).
- ▶ Erweiterung des Phyto-See-Index um die Bewertungsmöglichkeit von im Referenzzustand sauren Tageauseen mit dem Biomasse- und Diversitäts-Metric.
- ▶ Berücksichtigung des Vorkommens von mixotrophen Taxa, Optimierung der Biomasse- und Diversitätsbewertung

Ein wichtiger Zusatz ist die Aufnahme des **Zooplanktons** über das Bewertungstool **PhytoLoss** in das Bewertungsverfahren, um die Grazing-Effektstärke des Zooplanktons auf das Phytoplankton abzubilden. Dadurch sind Rückschlüsse auf das Nahrungsnetz und eine um diese Metrik erweiterte Interpretation des PhytoSee-Index möglich (LAWA 2017b). Die Aufnahme des

Zooplanktons ist eine Empfehlung der LAWA, wird aber derzeit nur von einzelnen Bundesländern auf freiwilliger Basis durchgeführt. Das Zooplankton ist keine explizit in der Wasserrahmenrichtlinie genannte biologische Qualitätskomponente. Das Verfahren ist derzeit noch nicht interkalibriert und müsste erst noch rechtsgültig in die OGewV aufgenommen werden. Die Aufnahme von PhytoLoss in das Bewertungsverfahren ist grundsätzlich zu befürworten, allerdings auch mit einem Zusatzaufwand an Personal und Ressourcen für die zuständigen Ämter verbunden. Neuere technologische Entwicklungen von günstigen bildbasierten Planktonanalysegeräten in Kombination mit KI-gestützter Planktonanalyse könnten hier Abhilfe schaffen und ein vereinfachtes PhytoLoss Modul bedienen.

Die Verfahrensanpassungen dienen i. W. einer differenzierten Erfassung und Bewertung des ökologischen Zustandes einschließlich der Ermittlung des ökologischen Potentials für erheblich veränderte und künstliche Gewässer wird.

6.2.2 Phylib (Makrophyten und Phytobenthos)

Mit Hilfe des Bewertungsverfahrens **PHYLIB** erfolgt die Bewertung der biologischen Qualitätskomponente **Makrophyten** und **Phytobenthos** als Gesamtheit der auf dem Gewässergrund wachsenden pflanzlichen Organismen zur Ermittlung des hydromorphologischen Zustands der Seeufer. Wesentliche Metriken sind Artenzusammensetzung und -häufigkeit (vgl. Schaumburg et al. 2011).

Das **Phytobenthos** wird zusätzlich in die Gruppe der Diatomeen (Kieselalgen) und übriges Phytobenthos (andere Algen, Cyanobakterien) unterteilt, um Rückschlüsse auf Trophie, Versauerung sowie Versalzung von Oberflächengewässern zu gewinnen. Die **Makrophytenzusammensetzung** und -biomasse sind gut geeignete Parameter um die Trophie eines Sees zu ermitteln. Sie ermöglichen auch Rückschlüsse auf die Trophiesituation in bestimmten Seezonen/-bereichen, da die Makrophytenvegetation sensitiv auf lokale Nährstoffquellen und Belastungen reagiert. Seit Einführung des Verfahrens wurden i. W. Anpassungen bezüglich der Taxa und Indikatorarten vorgenommen, die sich aus einer verbesserten Datengrundlage und praktische Anwendungserfahrung ergeben haben (Schaumburg et al. 2011).

6.2.3 AESHNA – Makrozoobenthos

Anthropogene Beeinträchtigungen, wie Veränderungen des Pegelregimes, des Wellenklimas, der **Flachwasser- und Uferstruktur** haben Einfluss auf die strukturellen Eigenschaften der **Uferzonen** und somit auf den **hydromorphologischen Zustand** des **Seeufers**. Die am häufigsten auftretenden Formen hydromorphologischer Beeinträchtigungen sind die strukturelle Degradation durch u. a. Ufermauern, Steinschüttungen, Steganlagen, hydrodynamisch-mechanische Beeinträchtigung durch Schiffsfahrts-induzierten Wellenschlag und Veränderung der Wasserspiegeldynamik durch Stauregulierung sowie durch Nutzungsdruck bzw. Verbau/Stauhaltung morphologisch stark degradierte Uferbereiche. Die Auswirkungen dieser hydromorphologischen Veränderungen werden auf der Basis der biologischen Qualitätskomponente **Makrozoobenthos** bewertet, da diese Komponente **sensitiv** auf **hydromorphologische Belastungspfade** (und wenig sensitiv auf Eutrophierung) reagiert, aber das Vorkommen des Makrozoobenthos in Seen maßgeblich durch das kleinräumige Angebot an Habitaten bestimmt wird. Des Weiteren wird das Vorkommen des Makrozoobenthos durch **indirekte Faktoren** wie Windexposition, **Landnutzung**, Wasserchemismus und die Verbindung mit einem größeren Flusssystem, die u. a. die Einwanderung von **Neozoen** begünstigt, beeinflusst. Wesentliche Metriken des Bewertungsverfahrens AESHNA sind Artenzusammensetzung und -häufigkeit (Böhmer 2017).

6.2.4 DeLFI – Fische

Im Vergleich zu den zuvor genannten biologischen Qualitätskomponenten sind Fische langlebig. Durch ihre Mobilität können Fische kurzfristigen oder lokalen Einflüssen ausweichen bzw. diese in gewissem Umfang kompensieren und sind daher eher für Rückschlüsse auf den ökologischen Zustand eines Gewässers über einen längeren Zeitraum geeignet. Wesentliche anthropogene Belastungsfaktoren sind hierbei die **Eutrophierung**, der **Uferverbau**, die **Durchgängigkeit** und die **Nutzung** eines Gewässers. Grundlage der Bewertung sind die anhand der Seentypisierung ermittelten Referenzzustände, wobei nach ungeschichteten Seen, geschichteten Seen mit Maximaltiefen bis 30 m und geschichteten Seen mit Maximaltiefen über 30 m unterschieden wird. Die Bewertung umfasst zwei Module: das gewässerspezifische und Referenz-basierte Modul DeLFI-Site und das Typ-basierte Modul DeLFI-Type. Als Metriken fließen Abundanz, Artenanteile und Größenspektrum sowie Altersstruktur in die Bewertung ein (Ritterbusch & Brämick 2015).

6.2.5 PhytoFluss – Phytoplankton

Phytofluss bewertet **Planktongemeinschaft** in Fließgewässern (Mischke et al. 2020). In die Bewertung werden nur planktonführende Fließgewässer, also Fließgewässer, die im Saisonmittel zwischen März/April und Oktober eine mittlere Chlorophyll-a-Konzentration von über 20 Mikrogramm je Liter aufweisen, aufgenommen. Für Deutschland betrifft das alle Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet von mehr als 10.000 km² und mittelgroße Tieflands- und Mittelgebirgsflüsse. Bäche und kleinere Flüsse werden mit diesem Tool nicht bewertet. Für eine aussagekräftige Bewertung werden sechs Probestermine über das Jahr verteilt (davon mindestens vier in der Vegetationsperiode). Die Proben werden von freifließenden Streckenabschnitten aus der Strommitte genommen. Die Bewertung beruht im Wesentlichen auf zwei Metrics, der Biomasse des Phytoplanktons und dessen Arten-Trophieindex. Beide Metrics werden zu einem Gesamtindex verrechnet, welcher dann in Beziehung zu einem Referenzindex nach LAWA-Fließgewässertypen gesetzt wird.

Phytofluss hat seit seiner Einführung 2011 mehrere Überarbeitungen erfahren. Die umfangreichsten Überarbeitungen fanden im Jahr 2013 statt. Neben einem völlig überarbeiteten Artenindex, wurden auch individuelle Taxalisten für das Donaugebiet, Mittelgebirge und das norddeutsche Tiefland erstellt. Neben diesen, auch im Hinblick auf den Klimawandel durchaus relevanten Änderungen, ist die Erweiterung des Bewertungszeitraumes von März bis Oktober (der März ist neu dazugekommen) wohl eine der deutlichsten Anpassungen an durch den Klimawandel hervorgerufene früher stattfindende Vegetationsperioden.

6.2.6 MaBS – Makrophyten

MaBS bezeichnet das online-Tool zur Bewertung von Fließgewässern basierend auf den Makrophyten. Seit seiner Einführung im Jahr 2017 hat MaBS kontinuierlich Erweiterungen und Ergänzungen erfahren. Das zugrunde liegende Verfahren geht auf einen bereits 2001 in Nordrhein-Westfalen entwickelten Ansatz („Klassifikation der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer von Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie“ (van de Weyer 2001) zur Bewertung von Fließgewässern gemäß der Wasserrahmenrichtlinie zurück. Darauf folgte im Jahr 2003 die „Kartieranleitung zur Erfassung und Bewertung der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie“ (van de Weyer 2003). Die Bewertung von Fließgewässern anhand der Makrophyten ist dabei LAWA-Fließgewässertyp-spezifisch. Historisch bedingt ist das Verfahren zunächst stark auf Nordrhein-Westfalen zugeschnitten

gewesen, es wird allerdings kontinuierlich erweitert und auch für Fließgewässertypen außerhalb Nordrhein-Westfalens kalibriert (van de Weyer 2017).

Den Kern des MaBS-Bewertungstools bildet eine Prüfung der Gewässerbelastung auf der Basis von sechs verschiedenen Bewertungsmodulen (Eutrophierung, Potamalisierung 1, Potamalisierung 2, Rhithralisierung 1, Rhithralisierung 2, Thermische Belastung). Die Gesamtbewertung eines Fließgewässers erfolgt durch ein Zusammenführen der einzelnen Modulerggebnisse nach dem „worst-case“ Prinzip. Interessant ist dabei, dass basierend auf den Ergebnissen der einzelnen Module eine entsprechende Maßnahmenplanung erfolgen kann.

Die Bewertungen der einzelnen Module erfolgt basierend auf dem Deckungsgrad der dominanten Wuchsform (und evetuell relevanten Begleitwuchsformen) im Vergleich zu sogenannten „Störzeigern“ (nicht referenzspezifische Makrophytenarten).

In Bezug auf den Klimawandel ist, neben anderen Modulen, natürlich die Bewertung des Moduls „Thermische Belastung“ besonders bedeutsam, allerdings wird auch in van de Weyer (2017) darauf hingewiesen, dass die Reaktionszeiten der Makrophyten eher langsam sind (im Vergleich zu zum Beispiel Diatomeen).

6.2.7 Perlodes und ASTERICS – Bewertungsverfahren Makrozoobenthos

Perlodes ist ein multimetrisch, gewässertypspezifisches Bewertungsverfahren für Fließgewässer basierend auf der Makrozoobenthos-Artengemeinschaft. Zur Bewertung werden verschiedene Metrics für die drei Module "**Saprobie**", "**Allgemeine Degradation**" und "**Versauerung**" berechnet. Die Metrics beschreiben die Artenzusammensetzung und Abundanz, Vielfalt und Diversität, Toleranz und die funktionalen Gruppen der Makrozoobenthos-Artengemeinschaft. In Bezug auf mögliche Anpassungsbedarfe vom Bewertungsverfahren PERLODES bzw. der Anwendersoftware ASTERICS ist in der Literatur nur wenig bekannt.

In einer Verfahrenserweiterung wurde Perlodes so ergänzt, dass eine Bewertung von temporär trockenfallenden Fließgewässern möglich ist. Dazu wurde der neue LAWA-Fließgewässertyp "trockenfallende Fließgewässer" hergeleitet und eine entsprechende Taxaliste entwickelt (LAWA 2015). Das temporäre Trockenfallen von Gewässern ist einer der Wirkpfade, der von vielen Expert*innen als besonders bedeutsam beschrieben wurde. Zusätzlich wurde Perlodes 2016 durch den KLIWA-Index_{MZB} ergänzt, um Wirkungen des Klimawandels auf Fließgewässer zu bewerten. Der Index dient der Abschätzung des Einflusses der (sommerlichen) Wassertemperatur auf das Makrozoobenthos.

6.2.8 fiBS – Bewertungsverfahren Fische

Das fischbasierte Bewertungssystem für Fließgewässer (fiBS) bewertet, basierend auf den relativen Häufigkeiten der Fischartengemeinschaft, das Hauptgerinne von Fließgewässern. FiBS ist explizit nur für die Bewertung von Fließgewässern und hier auch nur für die Bewertung des Hauptgerinnes geeignet. Die Bewertung basiert auf repräsentativen Fischbestandsdaten und der relativen Häufigkeit der einzelnen Arten. Diese relativen Häufigkeiten werden immer im Verhältnis zu einer Referenzbiozönose betrachtet.

Die reine Fokussierung von fiBS auf relative Abundanzen im Vergleich zu einer Referenzfischbiozönose kann bei einer Veränderung der klimatischen Bedingungen zu Problemen führen. Zum Beispiel wurde zuvor ausgeführt, dass steigende Wassertemperaturen zu einer Verringerung der Biomasse innerhalb der Fischbestände führen können. Auch wenn dieser Zusammenhang bisher meist nur für Seen gezeigt wurde, ist es unwahrscheinlich, dass Fische in Fließgewässern völlig unterschiedlich auf steigende Temperaturen reagieren. Weitere Veränderungen in der Biomasse von Fischbeständen können zum Beispiel durch einen erhöhten

Fraßdruck im Zuge des Klimawandels ausgelöst werden. Der Kormoran ist hierfür ein klassisches Beispiel. Nicht nur, dass sich die Bestände in den letzten 50 Jahren deutlich erhöht haben, auch die Zahl der Individuen, die in Deutschland überwintern nimmt ständig zu (Hermann et al. 2015). Damit erhöhte sich der Prädationsdruck mit u. U. dramatischen Folgen für die Fischbiomasse in einem Gewässer (Reuther 2019). Beide Veränderungen, sowohl direkt klimatisch induzierte, als auch indirekt durch geänderte Prädationsverhältnisse, werden allerdings von fiBS nicht erfasst. Eine Problematik, die so auch von praktischen Anwendern bestätigt wird (Emmrich & Seufert, persönliche Kommunikation). Auch die im Zuge des Klimawandels erwartete Ausbreitung von invasiven und/oder gebietsfremden Arten kann mit Hilfe von fiBS und der Bewertung von relativen Häufigkeiten nicht erfasst werden. Nur in Ausnahmefällen, wenn die Referenzbiozönose aus weniger als 10 Fischarten zusammengesetzt ist, fließen invasive und/oder gebietsfremde Arten negativ in die Bewertung ein.

In Bezug auf die für viele Fischarten wichtige Durchgängigkeit der Gewässer ist basierend auf fiBS ebenfalls keine fundierte Einschätzung möglich (LUNG FIBS Leitfaden 2012)

6.2.9 Zusammenfassung und Defizitanalyse

6.2.9.1 Seen

Die Ermittlung des ökologischen Zustandes von Standgewässern erfolgt über Bewertungsverfahren, anhand von biologischen Qualitätskomponenten und dem seentypischen Trophieindex (LAWA 2014), die mit dem jeweiligen Referenzzustand, der für jeden Seentyp definiert ist, verglichen werden. In Teilbereichen wurden Anpassungen von Parametern und Bewertungskriterien vorgenommen. Alle Bewertungsverfahren beruhen auf biologischen Komponenten. Direkt von den Auswirkungen des Klimawandels beeinflusste Parameter wie z. B. Wasserstand, Wassertemperatur (Oberfläche, Tiefe), Eisbedeckung und Schichtungsdauer/-verhalten werden nicht von den Bewertungsverfahren erfasst.

Interannuelle Schwankungen im Schichtungsverhalten von Seen, z. B. der Wechsel von Schichtung und Polymixis bei Flachseen, aber auch ein Trend zu Monomixis für tiefe geschichtete Seen, werden als Folge des Klimawandels zunehmen, mit direkten Auswirkungen auf physikalische/chemische Parameter und die Biota. Dies ist insbesondere für Seen zu erwarten, die sich bisher im Übergangsbereich zwischen den Seentypen nach LAWA (1999, 2014) befinden, mit entsprechenden Auswirkungen auf die Ermittlung des ökologischen Zustandes eines Gewässers. Diese Entwicklung und eine Zunahme von Mischtypen die interannuel zwischen unterschiedlichen Mischungsregimen wechseln, könnte künftig eine weitere Differenzierung der Seentypen, speziell für Mischtypen mit entsprechenden Referenzzuständen, erforderlich werden.

Für das Phytoplankton gibt es in der EG-WRRL eine Reihe von Indikatorarten zur Bestimmung des ökologischen Zustands von Gewässern, die auf die jeweiligen Gewässertypen ausgerichtet sind. Jedoch gibt es keinen Bewertungsindex für Indikatorarten im Hinblick auf klimatische Veränderungen. Die derzeitigen Indikatorarten sind vor allem im Hinblick auf Veränderungen in Abhängigkeit von der Verfügbarkeit des Nährstoffs Phosphor ausgewählt. In der Zukunft könnte über Strategien zur Nutzung spezieller Indikatorarten als Anzeiger für Klimaveränderungen nachgedacht werden. So könnten neue Indizes entwickelt werden, wie das Auftreten bestimmter Arten, z. B. wärmeangepasste Cyanobakterienarten, die in Kombination mit neu eingewanderten Arten als Klimaanzeiger für Erwärmung von Oberflächengewässern fungieren, oder das Verschwinden von Arten, wie Diatomeen, die an eine Formierung von Wintereis gebunden sind.

Nach EG-WRRL stellt das Zooplankton bei der Ermittlung des ökologischen Zustandes von Seen keine Qualitätskomponente dar. Die Grazing-Effektstärke des Zooplanktons auf das

Phytoplankton, sowie die charakteristische Zusammensetzung der Zooplanktongemeinschaft und daraus abgeleitet die Charakterisierung der einzelnen Seentypen wird über PhytoLoss (optional) mit in die Ermittlung des PhytoSee-Indexes eingebunden. Das Zooplankton eignet sich u. a. als sensitiver Indikator für die langfristigen Auswirkungen der Eutrophierung auf die ökologische Struktur und Funktion von Seen. Anders als in der EG-WRRL angenommen, lässt sich die Entwicklung und Zusammensetzung der Zooplanktongemeinschaft nicht ausschließlich über bottom-up-Effekte durch das Phytoplankton bzw. top-down-Effekte durch die Fische ableiten, sondern wird auch direkt durch klimatische Veränderungen beeinflusst, die wiederum Rückwirkungen auf das Phytoplankton sowie Fische nach sich ziehen (vgl. Jeppesen et al. 2011). Das Zooplankton sollte daher als biologische Qualitätskomponente in die EG-WRRL aufgenommen werden.

Ein weiteres Defizit der derzeitigen Bewertung nach EG-WRRL sind die langen Zeiträume, i. d. R. 6-jährigen Untersuchungsintervalle für Seen im guten ökologischen Zustand, 3-jährig für Seen in schlechtem ökologischen Zustand, sowie die geringe Anzahl von Beprobungen in der Wachstumsperiode (z. B. Phytoplankton sechs Mal jährlich) für Seen. Die langen Zeiträume zwischen den Untersuchungen einzelner Gewässer lassen nur bedingt Rückschlüsse auf die Folgen des Klimawandels zu. Interannuelle Schwankungen sowie Auswirkungen der zunehmenden Häufigkeit von Extremwetterereignissen auf den Seenzustand können nur unzureichend über die derzeitigen Beprobungsintervalle abgebildet werden. Für die Abbildung klimabedingter Trends sind für entsprechende Indikatoren kontinuierliche Langzeitdaten über wenigstens 30 Jahre mit einer an den jeweiligen Parameter angepassten Messfrequenz notwendig. So empfiehlt das DAS-Indikatorenkonzept (Monitoring-Programm der Deutschen Anpassungsstrategie, UBA 2019) zur Abbildung der Phytoplankton-Frühjahrsentwicklung eine 14-tägige Messfrequenz von Februar/März bis Juli (LAWA 2017b). Nur für wenige Gewässer, die nach der EG-WRRL untersucht werden, liegen derartige Zeitreihen, in hoher zeitlicher Auflösung über einen ausreichend langen Zeitraum, vor. Des Weiteren ist speziell zur Abbildung der Auswirkungen von Extremereignissen eine hohe zeitliche Auflösung nötig.

6.2.9.2 Fließgewässer

Die Ermittlung des ökologischen Zustands von Fließgewässern beruht, wie bei den Seen auch, maßgeblich auf biotischen Qualitätskomponenten, die in der Regel in Beziehung zu Referenzzuständen gesetzt werden.

Sehr ähnlich zu der Bewertung der Seen, stellen auch bei den Fließgewässern, die teilweise sehr langen Zeiträume (in der Regel alle 3 Jahre) zwischen den Bewertungen ein deutliches Defizit in Bezug auf die Einschätzung der Auswirkungen des Klimawandels dar. Die Folgen eines möglichen Trockenfallens von Fließgewässern (laut Expert*innen eine der massivsten Veränderungen in den Fließgewässern im Zuge des Klimawandels), lassen sich in einem 3-Jahres Zyklus vermutlich nur unzureichend abbilden. Die Herausforderung, dass sich Veränderungen der Lebensgemeinschaften durch andere anthropogene Belastungen (z. B. Abwasser- oder Regenwassereinleitungen, Siedlungsaktivitäten) nicht von Veränderung durch den Klimawandel unterscheiden lassen, bleibt bestehen (LAWA 2017a). Die Auswahl geeigneter Monitoringstellen ist hier unerlässlich.

Erschwerend kommt hinzu, dass die meisten Bewertungsverfahren bisher keine Anpassung in Bezug auf die Bewertung erfahren haben, die auf ein mögliches Trockenfallen der Gewässer eingeht. Einzig bei Perlodes/ASTERICS wurde bereits sehr früh an einer Anpassung für temporär trockenfallende Gewässer gearbeitet. Durch die Aufnahme von temporär trockenfallenden Fließgewässern als zusätzlichen Gewässertyp der LAWA-Fließgewässertypen und die Erarbeitung einer entsprechenden Taxa-Liste, ist es möglich temporär trockenfallende

Gewässer basierend auf dem Makrozoobenthos zu bewerten. Allerdings wird auch bei dieser Erweiterung explizit darauf hingewiesen, dass bei einer Bewertung von sehr unregelmäßig bzw. selten trockenfallenden Gewässern eine Bewertung nach den Kriterien für permanente Fließgewässern vorzuziehen sei, da sich eine für temporär trockenfallende Fließgewässer typische Makroinvertebratengemeinschaft nicht einstellt (LAWA 2015). Für die Bewertung der Fischarten mittels fiBS zeigen sich ebenfalls Defizite. Als sehr wahrscheinliche Folge der Gewässererwärmung, wird eine Abnahme der mittleren Körperlänge von Fischarten prognostiziert. Eine Abnahme der Durchschnittsgröße der Fische kann Folgen für Laicherfolg und die Widerstandsfähigkeit gegenüber Umweltfaktoren für das einzelne Individuum bedeuten. fiBS bewertet in erster Linie relative Abundanzen im Vergleich zu Referenzbiozönosen. Zwar werden Daten zur Größe der gefangenen Individuen aufgenommen, diese fließen aber nur in den Parameter „Alterstruktur“ der fiBS-Bewertung ein. Theoretisch wäre es demnach möglich, Änderungen in der durchschnittlichen Länge der Fische zu beurteilen und so auch indirekt eine mögliche Abnahme der Biomasse zu identifizieren, wie sie durch wärmere Wassertemperaturen zu erwarten ist, allerdings wird diese Auswertungsmöglichkeit der Daten bisher nicht genutzt.

Auch indirekte Effekte, wie zum Beispiel ein erhöhtes Aufkommen von Prädatoren (zum Beispiel die stark ansteigende inländische Kormoranpopulation) und die damit verbundenen Änderungen in der Fischartengemeinschaft, werden nur unzureichend erfasst. Die zu erwartende Ausbreitung von invasiven und gebietsfremden Arten ist mittels fiBS ebenfalls nur eingeschränkt möglich.

6.2.9.3 Weitere Defizite sowie Einsichten aus den Expert*inneninterviews

Die Literaturanalyse und die Expert*inneninterviews die im Rahmen des Projektes durchgeführt wurden, liefern weitere Hinweise zu Defiziten und Anpassungsvorschlägen, die nachfolgend kurz dargestellt werden.

► Datengrundlage

Insgesamt ist eine Verbesserung der Datengrundlage notwendig. Neben Parametern und Faktoren mit direktem Gewässerbezug sollten ebenfalls zum Beobachtungszeitraum relevante Metadaten erfasst werden um eine bessere Interpretation von Daten zu ermöglichen. Des Weiteren ist eine Zusammenführung von Daten aus verschiedenen Bundesländern häufig mit großen Hürden in Bezug auf die Zusammenführung der Datenbanken verbunden. Eine vereinheitlichte Datenstruktur, bzw. eine Entwicklung von einheitlichen Datenstandards, würde die Interpretierbarkeit der Daten im nationalen Kontext wesentlich vereinfachen.

► Zeitpunkt und Frequenz von Messungen und Datenerhebung

In Abhängigkeit vom gemessenen Parameter kann neben monatlichen, saisonalen und jährlichen Mittelwerten auch die Erfassung von Maximal- und Minimalwerten erforderlich sein. Bestimmte Einflussgrößen wie z. B. Stoffeinträge treten häufig saisonal auf, hier sind ausschließlich jährliche Mittelwerte zur Erfassung und Interpretation nicht zielführend. Insbesondere Temperaturen können im Tages- und Jahresgang starken Schwankungen unterliegen. Auf Gewässerorganismen können teilweise schon stündliche bis tägliche Maxima einen entscheidenden Einfluss haben.

Auch bei biologischen Qualitätskomponenten sind kurzfristige Maxima möglich, z. B. beim Auftreten von Algen- und Cyanobakterienblüten, welche durch zu große Messintervalle u. U. nicht erfasst werden. Wichtig wäre die saisonale Entwicklung von biologischen Qualitätskomponenten wie die Frühjahrsblüte des Phytoplanktons abbilden zu können, sowie Beginn und Ende des Monitorings an die Veränderung der Vegetationsperiode anzupassen.

Extremwerte können ebenfalls eine relevante Größe zur Interpretation von Daten darstellen. Eine aussagekräftige Datenerhebung von kurzfristig auftretenden Extremereignissen, z. B. Starkregen, kann jedoch sehr hochfrequente Messungen erforderlich machen. Hier kann ein ereignisbezogenes Monitoring (z. B. nach Starkregenerereignissen, bei sich abzeichnender Algenblütenbildung) sinnvoll sein.

Um Daten in der erforderlichen Dichte (Frequenz und Messpunkten) erheben zu können ist künftig eine stärkere Automatisierung und Digitalisierung der Prozesse sinnvoll.

Solch ein intensiviertes Monitoring wäre für eine repräsentative Auswahl an Messstellen empfehlenswert, um Extremereignisse oder saisonale Veränderungen beobachten zu können.

► Überwachungsnetz und Auswahl der Messpunkte

Die Einrichtung von Messstellen an kleineren Gewässern bzw. bekannten Belastungsquellen (v. a. chemisch-physikalischen Punktquellen) kann eine sinnvolle Ergänzung darstellen.

Die Nutzung von Methoden der Fernerkundung sowie zur Früherkennung von Trends und Ereignissen haben großes Potential, das Gewässermonitoring sinnvoll zu ergänzen, insbesondere für ein Monitoring von Wasserstandsveränderungen (z. B. für Seen und große Fließgewässer), zur Erfassung morphologischer Veränderungen sowie für ein Monitoring der Algenentwicklung, vor allem dem Erfassen von Algenblüten und auch für die Planung Ereignisbezogener Probenahmen (z. B. Starkregenerereignisse).

6.2.9.4 Grenzen und Chancen der Umsetzung

Eine dauerhafte hochfrequente Überwachung aller nach EG-WRRL-relevanten Gewässer ist aus Kosten- und Kapazitätsgründen nicht realistisch umsetzbar. Daher ist die gezielte Überwachung einzelner Gewässer im Rahmen eines Klimafolgenmonitoring sinnvoll, wie von der LAWA Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser bereits vorgeschlagen wurde (vgl. LAWA 2017b). An unterschiedlichen Gewässertypen sowie regionalen Schwerpunkten können so die Auswirkungen und Sensitivität der Gewässer gegenüber den Auswirkungen klimatischer Veränderungen oder einzelner Wirkpfade konkret untersucht werden. Dabei ist die Repräsentativität der Messstellen sicherzustellen. Hierbei ist es sinnvoll, Gewässer in das Monitoring zu integrieren, für die bereits kontinuierliche Langzeitdaten über einen ausreichend langen Zeitraum erhoben wurden. Dabei sollten neben den biologischen Qualitätskomponenten auch klimasensitive chemische und physikalische Parameter wie die Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt und Dauer der Schichtung erfasst werden.

Anhand dieser Messdaten können dann Klimaindikatoren abgeleitet werden, die geeignet sind, die Folgen des Klimawandels zu beurteilen und ggf. geeignete Managementmaßnahmen abzuleiten.

Die Entwicklung eines Indikatorenkonzeptes sollte **Klimafolgen-Indikatoren** (Impact) und **Anpassungs-Indikatoren** (Response) umfassen (vgl. LAWA 2017b). So misst die LAWA Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA 2017b) den folgenden **Klimafolgen-Indikatoren** mit Einfluss auf die Ökologie von Standgewässern eine hohe Priorität zu (eine weitere inhaltliche Prüfung in den Fachausschüssen wird jedoch empfohlen):

- Wassertemperatur
- Dauer der Schichtungsperiode
- Zeitpunkt der Frühjahrsalgenblüte

- ▶ Entwicklung von Cyanobakterien
- ▶ Ökologischer Zustand oberirdischer Binnengewässer

Die **Anpassungs-Indikatoren** (Response) befinden sich in der Überarbeitungsphase (Stand 2017) und beziehen sich überwiegend auf die folgenden übergreifenden Themen, die noch keinen konkreten Gewässerparametern zugeordnet werden können, sowie noch keiner eindeutigen Priorisierung (LAWA 2017b):

- ▶ Binnenhochwasserschutz
- ▶ Niedrigwassermanagement
- ▶ Talsperren und Speicher
- ▶ Grundwasserschutz und Grundwassernutzung
- ▶ Wasserversorgung und Wassernutzung
- ▶ Siedlungsentwässerung und Abwasserreinigung
- ▶ Kühlwasser
- ▶ Erneuerbare Energien/Wasserkraft
- ▶ Schiffbarkeit
- ▶ Sturzfluten/Starkregen/Überflutungsschutz
- ▶ Bewässerung

Im Rahmen des Gewässermonitorings der EG-WRRL könnte der Einsatz von neuen technischen Verfahren wie Datenloggern oder automatischen Messsonden es ermöglichen, einen Teil der Parameter zeitlich hochaufgelöst zu generieren. Dies würde die Folgen der Klimaveränderung einschließlich der Auswirkungen von lokalen und/oder kurzzeitigen Wetterereignissen auf Gewässer besser abbilden. So können durch eine zeitlich höhere Auflösung z. B. Algenblüten verlässlicher abgebildet werden und eine genauere Bewertung des Gewässerzustandes ermöglicht werden.

Mit der neuen Satellitengeneration (Sentinel 2a, 2b, 3) kann satellitengestützte Fernerkundung genutzt werden um den Chlorophyll-a-Gehalt von Seen ab 50 ha aus Reflektanzmessungen abzuleiten. Ein satellitengestütztes Monitoring ermöglicht den Zustand von Gewässern regional zeitgleich zu erfassen und zusätzlich einen Eindruck eventueller horizontaler Unterschiede im Chlorophyll-a-Gehalt innerhalb eines Gewässers abzubilden. Fernerkundung könnte so auch zur Planung von vor Ort Beprobungen genutzt werden. Eine Kombination aus satellitenbasierten und in situ Messnetzen mit vor Ort Beprobungen könnte eine sinnvolle Weiterentwicklung des Monitorings im Rahmen der EG-WRRL sein, um den Zustand von Gewässern unter veränderten klimatische Bedingungen und damit einhergehenden kurzfristigen Extremereignissen verlässlicher abzubilden.

Im Kontext des Klimafolgenmonitorings werden demnach neue Messverfahren und Monitoringmethoden immer bedeutsamer (vgl. auch UBA 2020c). Dies gilt insbesondere für die Auswirkungen von klimatisch hervorgerufenen Veränderungen der Wasserbilanz. Neben Trinkwasser, Bewässerungswasser, Wasser für Industrie und Transport oder Energieerzeugung ist der Bedarf an Wasser zur Erhaltung der aquatischen und wassergebundenen terrestrischen Ökosysteme auf „Verbraucherseite“ jedoch bislang unzureichend berücksichtigt worden,

wenngleich dafür eine Vielzahl von Methoden existieren. Das folgende Kapitel soll sich aufgrund dessen intensiver mit dieser Problematik beschäftigen.

6.3 Indikator Gesamtumweltwasserbedarf

6.3.1 Hintergrund

Die Problematik einer sich verschärfenden Zugänglichkeit zur Lebensgrundlage Wasser wird global intensiv auf wissenschaftlicher und fachpolitischer Ebene diskutiert. Vor allem die Bereitstellung von sauberem Trinkwasser wird dabei als besondere Herausforderung und prioritärem Handlungsziel gesehen. Die Erhaltung und Entwicklung der ökologischen Funktionen von wassergebundenen Biosphären, zu denen auch Oberflächengewässer und deren Einzugsgebiete gehören, ist insbesondere vor dem Hintergrund klimatischer Entwicklungen als Grundvoraussetzung für die Sicherung des Wasserbedarfs für Mensch und Natur anzusehen.

Der Indikator „Wasserstress“ der Nachhaltigkeitsziele der Vereinten Nationen (6.4.2 UN WATER 2018) beschreibt in diesem Zusammenhang einen Ansatz, der das Verhältnis von natürlichem Wasserdargebot und Wasserentnahme für die direkte menschliche Nutzung in den jeweiligen Flussgebieten quantifiziert (vgl. FAO 2017, vgl. Abbildung 31, rechts, und Abbildung 33) und in vereinfachter Form auf kontinentaler oder nationaler Ebene errechnet werden kann (vgl. Abbildung 32). Für diesen umfassenden Indikator ist dem natürlichen und klimatisch beeinflussten Wasserdargebot neben den anthropogen bedingten Wasserentnahmen eine weitere Kenngröße gegenüber zu stellen: Der Bedarf aquatischer Lebensräume und wassergebundener Landökosysteme an Süßwasser. Für diesen sogenannten „Gesamtumweltwasserbedarf“, oder „ökologischen Mindestwasserbedarf“ (engl: „EFR – Environmental Flow Requirements“) werden seit nunmehr über 20 Jahren wissenschaftlich-praktische Diskurse zu raum-zeitlichen Quantifizierungsansätzen geführt. Die Methoden zur Berechnung des ökologischen Mindestwasserbedarfs sind dabei äußerst unterschiedlich und reichen von globalen Schätzungen bis hin zu umfassenden Bewertungen für Flussabschnitte. Mittlerweile existieren eine Vielzahl von Begriffen, Synonymen und Methoden, die vor allem in Abhängigkeit der Anwendungsbereiche (Kontinente/Staaten/Klimazonen) höchst divergent. Auch für Deutschland existieren für diesen Indikator bislang weder eine konkrete Definition noch handhabbare Beschreibungen der Einflussgrößen, wengleich Angaben für das potenzielle Wasserdargebot, also die erneuerbaren Wasserressourcen, vorhanden sind (Abbildung 31, links)

Vor dem Hintergrund der Zielerreichung der Umwelt- und Nachhaltigkeitsziele der Vereinten Nationen, insbesondere der von Oberflächengewässern, wie sie für die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie gefordert werden, ist ein Wissen über den saisonalen und räumlich schwankenden Wasserbedarf der Ökosysteme jedoch elementar. Aufgrund der Komplexität der auch natürlich schwankenden Wasserhaushaltsgrößen und -beziehungen und der stetigen Fortentwicklung der Nutzung von Kulturlandschaften kann an dieser Stelle lediglich ein vereinfachtes grobes Exzerpt zur Bilanzierung des Wasserbedarfs der Ökosysteme beschrieben werden.

Abbildung 31: Wasserbilanz von Deutschland (links) und Ermittlung des SDG-Indikators Wasserstress (rechts)

Vergleich der vieljährigen Mittel der Perioden von 1961 bis 1990 sowie von 1991 bis 2017, mit linearen Trends der Zeitreihe 1961–2017 sowie mit Jahresangaben zu den extrem nassen/trockenen Jahren 2002 bzw. 2003 und 2018 (links). Ermittlung des SDG-Indikators Wasserstress als Verhältnis von Wasserverbrauch (TFWW) zu Wasserdargebot/erneuerbaren Wasserressourcen (TRWR) vermindert um den Gesamtumweltwasserbedarf (EFR) (rechts).

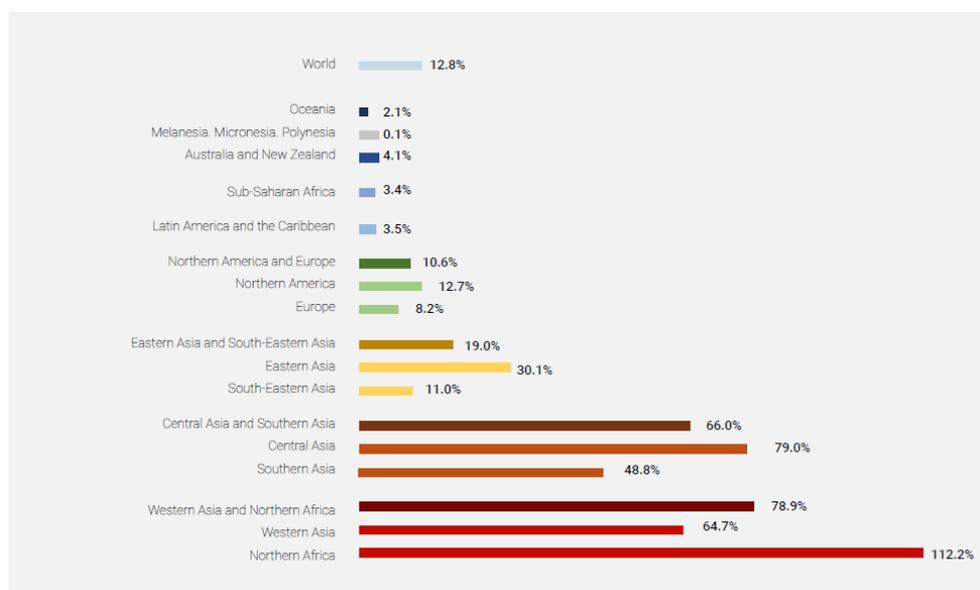
Wasserhaushaltsgröße in Milliarden Kubikmeter (Mrd. m³)	1961–1990		1991-2017		Trend %	2002	2003	2018
	Mittel	IAV	Mittel	IAV				
Niederschlag	278	39.5	285	34.2	2.8	359	215	210
Zufluss von Oberliegern	71	13.1	69	9.5	-2.8	87	55	59
Gebietsbürtiger Abfluss	106	23.0	100	17.3	-9.9	148	88	80
Evapotranspiration	161	-	176	10	11.1*	189	171	150
pot. Wasserdargebot	188	38.4	178	27.5	-7.3	257	99	119
Erneuerbare Wasserressourcen								

$$\text{Water stress (\%)} = \frac{\text{TFWW}}{\text{TRWR} - \text{EFR}} * 100$$

TFWW: Total Freshwater Withdraw, TRWR: Total Renewable Freshwater Resources

Quellen: links: BfG (2020), rechts: FAO (2017)

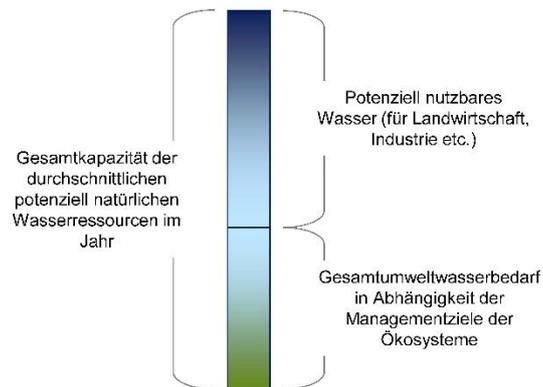
Abbildung 32: Grad des Wasserstresses in verschiedenen Regionen und Kontinenten



Quelle: Global Environmental Flows Information System (<http://eflows.iwmi.org/>)

Ziel dieser Annäherung an eine Fassbarmachung des Indikators ist es anhand festgesetzter Zielgrößen des Wasserbedarfs, die den (Über-)Lebensbereich aquatischer und wassergebundener Lebensräume abbilden, den zukünftig steigenden Wassernutzungskonkurrenzen vorzubeugen, Kenngrößen der Ökosystemerhaltung darzulegen bzw. Konfliktlösungen aufzuzeigen. Inwiefern hierbei der rezente oder potenziell natürliche Zustand von Gewässern und Einzugsgebieten als Bewertungsgrundlage fungieren können, welche Probleme sich mit der Begrifflichkeit und deren Definition(en) ergeben und welche Einflussgrößen berücksichtigt werden müssen, soll Teil der folgenden Kapitel sein.

Abbildung 33: Schematische Darstellung der verfügbaren Wasserressourcen, des Umweltwasser (-bedarfs) und des nutzbaren Wassers



Quelle: verändert nach: Food and Agriculture Organisation of the United Nations Rome (2019: Incorporating environmental flows into “water stress” indicator 6.4.2)

Im Folgenden werden dabei basierend auf einer umfassenden Literaturrecherche Begriffe geklärt, Spannbreiten methodischer Ansätze dargestellt, Definitionen zusammengetragen und abschließend in einer für das Bundesgebiet geeigneten Indikatorbeschreibung subsummiert. In diesem Kontext werden zudem Implementierungsmöglichkeiten des Indikators in die EG-Wasserrahmenrichtlinie analysiert und Auswirkungen auf die Quantifizierung des Indikators aufgrund klimatischer und anthropogener Einflüsse hervorgehoben.

6.3.2 Begriffsdiskussion und Annäherung an eine Definition

Zur Klärung der Begrifflichkeit ist zunächst der Untersuchungsgegenstand im Vorfeld klar abzugrenzen. Daneben Fließgewässern und deren Auen auch weitere grundwasserabhängige Landökosysteme berücksichtigt werden müssen und ganz allgemein auch alle weiteren Landlebewesen ohne ein Minimum an Wasser als Lebensgrundlage auf lange Sicht verschwinden würden, stellt sich hier bereits ein Grundproblem der ökosystemaren Abgrenzung dar. In einem Lösungsansatz beziehen sich beispielsweise Acreman & Dunbar (2004) zunächst nur auf die Abflüsse in Fließgewässern und schlagen zwei Möglichkeiten zur Annäherung an eine Definition vor: 1. Eine zielbasierte Abflussregelung, also eine Abflusssteuerung, die die **Durchflussmengen** so festlegt, dass bestimmte vordefinierte ökologische, wirtschaftliche oder soziale Ziele erreicht werden, oder 2. Eine szenarienbasierte Abflussregelung, die konkrete Optionen des **gesamten Wassermengenmanagements** anhand von Optionen der Wasserzuteilung oder Szenarien beschreibt. Acreman & Dunbar (2004) beschreiben demnach indirekt die bereits angesprochene Schwierigkeit der Fokussierung auf ausgewählte Wasserressourcen (hier: **Durchfluss** = Ergebnis des zu Grunde liegenden **Wassermengenmanagements**). Dabei heben die Autoren heraus, dass alle Elemente eines Abflussregimes, einschließlich Hoch-, Mittel- und Niedrigwasser, zu berücksichtigen sind. Wenn das Ziel sei, ein unberührtes natürliches Flussökosystem zu erhalten (oder zu entwickeln), müsse der Umweltabfluss sehr nahe am natürlichen Abflussregime liegen (Acreman & Dunbar 2004). Den in diesem Zusammenhang oftmals verwendeten Begriff des „Niedrigwassers“ sehen die Autoren als eher ungeeignet an, da dieser vor allem Bezug auf die menschlichen Abflussbedarfe nimmt. Dabei reflektieren bspw. Acreman & Dunbar (2004) in einem Review zur Thematik die Begriff und Synonyme „*instream flow*“ [„Gewässerabfluss“], „*environmental allocation*“ [„ökologische Verteilung“] und „*ecological flow requirement*“ [„ökologischer Abflussbedarf“].

Smakhetin et al. (2009) nähern sich einer umfassenderen Beschreibung des Indikators, da die Autoren „*flow [requirements]*“, also „*Abfluss/Durchfluss [Bedarf]*“ durch die Verwendung von „*environmental water [requirements]*“, sprich „*Umweltwasser-/ökologischer Wasser-[bedarf]*“ erweitern. Dennoch erscheint die letztlich in den Ausführungen auftauchende Definition stark abflussbezogen, da Smakhetin et al. (2009) den Umweltwasserbedarf in Form charakteristischer Abflussganglinien definieren, die in bestimmter Ausprägung, Zeit, Häufigkeit und Dauer auftreten.

In diesem Zusammenhang enthält die sogenannte „Brisbane Declaration“ (International River Foundation) von 2007 bereits eine ganzheitlichere Formulierung für den Wasserbedarf der Umwelt bzw. der Ökosysteme. Folgt man dem Papier, so beschreibt der ökologische Wasserbedarf die **Quantität, Qualität** und den **Zeitpunkt** der verfügbaren Wasserressourcen, die zur **Erhaltung der Süßwasser- und Ästuar-Ökosysteme und der menschlichen Lebensgrundlagen** und des **Wohlbefindens**, die von diesen Ökosystemen abhängen, erforderlich sind (vgl. auch Pastor et al. 2014).

Diese Definition inkludiert einerseits den Ökosystemleistungsansatz, grenzt den Fokus andererseits immer noch stark auf wassergebundene Ökosysteme ein. Xue et al. (2015) erweitern diese Logik und definieren den ökologischen Wasserbedarf bzw.

Umweltwasserbedarf („Environmental Flow Requirements – EFR“) zunächst allgemein als den Wasserbedarf der Gewässer-Ökosysteme und den der Ökosystems außerhalb von Oberflächengewässern. Die Autoren konkretisieren diese beiden Kategorien und untergliedern nach sogenannten „*verbrauchenden EFRs*“, also Wassermengen die die Verdunstungsverluste von, Ufervegetation und Wäldern abpuffern, die Grundwasseranreicherung berücksichtigen und „*nicht verbrauchenden EFRs*“, womit Wassermengen gemeint sind, die zur Erhaltung der aquatischen Ökosysteme und für einen angemessenen Transport von Sedimenten und Nährstoffen benötigt werden. Xue et al. (2015) nennen dabei in ihrer Studie **Basisabfluss, Sedimenttransport, Oberflächenwasser, Vegetationstypen, Grundwasservorräte, zeitliche Verteilung** und die verschiedenen **Funktionen der Ökosysteme** als zentrale Komponenten von EFR's. Dahingehend nähern sich die Autoren in der zweiten Kategorie an den Ansatz von Habitatmodellierungen an, der auch von Joshi et al. (2017) aufgegriffen wird. Auch in dieser Arbeit stützen sich die Autoren auf die Definition von „Environmental Flow Requirements“ in Anlehnung an vorangegangene Festsetzungen (z. B. Brisbane Declaration) nach denen der Umweltwasserbedarf oft als eine Folge von Abflüssen von bestimmter **Größe, Zeit, Häufigkeit** und **Dauer** definiert ist. Dabei wird ein Abflussregime hergestellt, das die Erhaltung der Vielzahl aquatischer Lebensräume unter Aufrechterhaltung ihrer komplexen Ökosystemprozesse gewährleistet. Die Autoren verwenden dabei die Synonyme „*environmental flows*“, „*environmental water requirements*“, „*environmental water demand*“, die mit „*ökologische (Mindest-)Abflüsse*“, „*ökologischer Wasserbedarf*“, „*ökologischer Wasserverbrauch*“ übersetzt werden können.

Im engen Zusammenhang mit der Wassermenge stehen ökologisch bedeutsame Charakteristika der Wasserqualität, die aus diesem Grund auch von einigen Studien mit in die Ermittlung von ökologischen Anforderungen an die Wassermengen aufgenommen werden. Die Food and Agriculture Organisation der Vereinten Nationen (FAO) widerspricht in ihrer Erklärung von 2017 jedoch diesem Ansatz anhand einer neuen Definition. Der ökologische Wasserbedarf ist nach FAO (2017) **ausschließlich** die Wassermenge, die zur **Erhaltung** von Süßwasser- und Ästuar-Ökosystemen benötigt wird. Die Wasserqualität und auch die daraus resultierenden Ökosystemleistungen sind von dieser Formulierung, die sich auf die Wassermengen beschränkt, ausgenommen. In einer aktualisierten Fassung aus dem Jahr 2018 wird dem jedoch erneut in gewisser Weise widersprochen, da sich in der überarbeiteten Fassung auf die Menge und den

Zeitpunkt der Süßwasserflüsse bezogen wird, die für den Erhalt der Süßwasserökosysteme und der **davon abhängigen menschlichen Lebensgrundlagen** und des **Wohlbefindens** erforderlich sind. Da die hydrologischen Bedingungen für Wasserorganismen und die Sicherung ausreichend sauberer Wasserressourcen (und die anzufügenden Ökosystemleistungen) in einem unmittelbaren Zusammenhang stehen, kann der Faktor „Wasserqualität“ demnach nicht ausgeschlossen werden.

Auch die aktualisierte Fassung der Brisbane Declaration von 2017 greift diese sozio-ökonomischen Komponenten auf und erweitert die Definition von ökologisch notwendigen Abflussmengen („*environmental flows*“). Demnach sind ökologische (Mindest-)Wasserbedarfe anhand der Menge und des Zeitpunkts der Süßwasserabflüsse und –Wasserstände zu ermitteln, die notwendig sind, um die aquatischen Ökosysteme zu erhalten, die wiederum **menschliche Kulturen, Wirtschaften, nachhaltige Lebensgrundlagen** und das **Wohlbefinden** unterstützen" (vgl. auch Arthington, et al. 2018, Dickens et al. 2019). Dickens et al. (2019) sprechen in diesem Zusammenhang auch explizit von „*Mindestabflüssen*“ oder „*Minimalen Abflussraten der Gewässer*“, die nahe am in Deutschland gängigen Begriff des „*ökologisch begründeten Mindestwassers*“ liegen (Halle & Müller 2014).

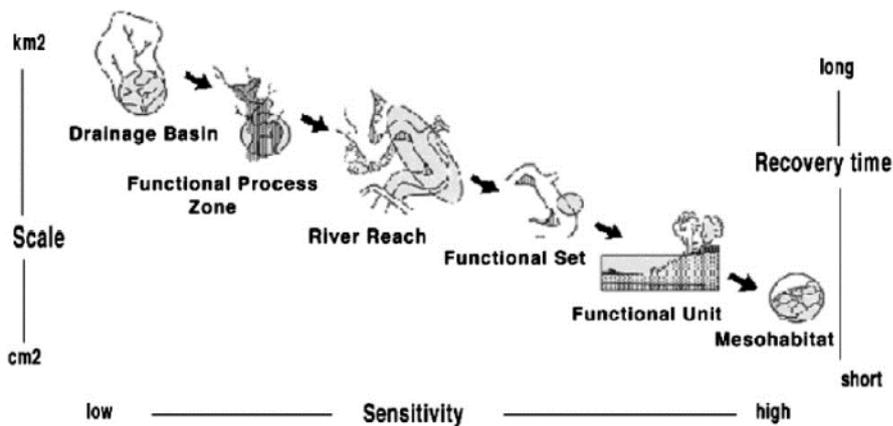
6.3.3 Methodische Ansätze

Wie bereits ausgeführt, dient der „Ökologische Mindestwasserbedarf“, bzw. „Gesamtumweltwasserbedarf“ („*Environmental Flow Requirements - EFR*“) der Quantifizierung der Mindestansprüche an Wassermengen auf „Verbraucherseite“ der Ökosysteme. Die Methoden zur Berechnung der EFR sind äußerst vielfältig und reichen von globalen Schätzungen bis hin zu umfassenden Bewertungen für einzelne Fließgewässer. Gleich bedeutend für alle Betrachtungen ist zunächst das Verständnis über grundlegende Reaktionen von wassergebundener Biota hinsichtlich verfügbarer Wasserressourcen, insbesondere über Grenzwerte, die auf Organismen bei Eintreten oder andauernder Belastung letal wirken können.

Arthington et al. (1999) stellten für eine erste methodische Annäherung ein zweistufiges Verfahren vor, welches daraufhin von einer Reihe von weiteren Autoren aufgegriffen wurde. Auf Basis einer ersten Stufe, die durch das Zusammenstellen umfassender wissenschaftlicher Grundlagen gekennzeichnet ist, sollen in einer zweiten Stufe Ergebnisse aus Niederschlags-Abfluss-Modellierungen, sowie Feldmessungen und Fernerkundungsdaten als Einflussgrößen in die Quantifizierung des Indikators integriert werden. Notwendig wird hierbei eine flankierende, interdisziplinäre Zusammenarbeit von Expert*innen und Stakeholdern in den jeweiligen Untersuchungsräumen, um gebietspezifisch divergierende und maßgeblich verantwortliche Faktoren zu berücksichtigen (vgl. Arthington et al. 1999).

Im konkreten Bezug zu Oberflächengewässern beschreiben Arthington et al. (1999) des Weiteren eine hierarchisch skalierte Herangehensweise, die zunächst auf einer Sichtung historischer Aufnahmen, Karten, Lagepläne und Bewertungsdiagramme zur Beurteilung von Veränderungen der geomorphologischen Prozesse und der Gewässermorphologie selbst (v. a. Sedimentbereitstellung, Substratdiversität und Habitateigenschaften) basiert (vgl. auch „*Look-up tables*“ „*Desk top analysis*“, „*Functional analysis*“ und „*Hydraulic habitat analysis and modeling*“ in Acreman & Dunbar 2004, Dickens et al. 2019). Dezierte kleinräumige Analysen der Abflussregulierung und Überflutungsflächen, Felduntersuchungen der Ufer- und Auenvegetation und historische Vergleiche der Lebensräume und der Struktur der Wirbelosengemeinschaften, sollen dabei in einem abgeschichteten Ablauf dem Vergleich potenziell natürlicher Verhältnisse mit der heutigen Situation dienen (vgl. Abbildung 34).

Abbildung 34: Hierarchische physikalisch basierte Gliederung eines Gewässersystems



Quelle: Arthington et al. (1999)

Dieser zunächst allgemein gehaltenen Beschreibung widmeten sich die Autoren später in einer überarbeiteten Studie („*The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems*“, Arthington et al. 2006), und summierten zu diesem Zeitpunkt über 200 Methoden, die für eine Ermittlung von „*Environmental Flow Requirements*“ angewendet werden können (Joshi et al. 2017: 207 „*individual methodologies in 44 countries*“). Für einen groben Überblick untergliederten Arthington et al. (2006) alle Methoden in folgende 4 Kategorien steigender Komplexität, die später auch als Grundlage für weitere Studien dienten (z. B. Pastor et al. 2014, Jain et al. 2015, Dickens et al. 2019):

- a) **Hydrologische Gesetzmäßigkeiten**
- b) **Hydraulische Bewertungsverfahren**
- c) **Habitatmodelle**
- d) **Ganzheitliche Methoden**

Hydrologische und **hydraulische** Verfahren werden dabei für die Abbildung quasinatürlicher Niederschlags-Abflussverhältnisse verwendet. Für die Ableitung potenziell natürlicher Wasserhaushaltsverhältnisse ist in Bezug auf Oberflächengewässer der potenziell natürliche Gewässerzustand zu charakterisieren, um bei noch nicht erreichtem GÖZ/GÖP einen Zielzustand auf Basis hydrologischer Leitbilder zu entwerfen. In diesen gewässertypologisch divergierenden Leitbildern müssen wiederum sämtliche Komponenten der natürlichen Strömungsvariabilität imitiert und dabei das **Ausmaß**, die **Häufigkeit**, der **Zeitpunkt**, die **Dauer**, die Änderungsrate und die Vorhersagbarkeit von Abflussereignissen berücksichtigt werden, sowie die potenzielle gemittelte Abfolge derartiger Bedingungen (Arthington et al. 2006, vgl. auch FAO 2017 & 2018, Joshi et al. 2017, Dickens et al. 2019).

Im Rahmen einer Studie, die den Kategorien a) und b) zuzuordnen ist, beurteilen Smakhetin et al. (2009) den ökologischen Mindestwasserbedarf anhand der charakteristischen **Strömungsvariabilität** von Fließgewässern, da diese in hohem Maße die **Zusammensetzung**, **Vielfalt**, **Produktivität** und die **Resilienz** eines süßwasserabhängigen Ökosystems bestimmt. Dabei sind sowohl die Komponenten des **Basisabflusses** als auch die der **schnellen Abflüsse** zu berücksichtigen, die in der Regel als Anteil des langfristigen mittleren jährlichen Abflusses in einem Gewässer ausgedrückt werden können. Des Weiteren kann in „*Low-Flow-Requirements*“ („*Niedrigwasser-Bedarf*“) und „*High-Flow-Requirements*“ („*Hochwasser-Bedarf*“) unterschieden werden. Der Niedrigwasserbedarf repräsentiert dabei den Mindestbedarf an

Wasser für Fische und andere aquatische Lebewesen während eines gesamten Jahreszyklus, wohingegen der Hochwasserbedarf wichtig für die Erhaltung typischer Überflutungsflächen und Uferzonierungen ist und der (naturegebenen) regelmäßigen Überflutung von Feuchtgebieten Rechnung trägt (vgl. auch Pastor et al. 2014).

Pastor et al. (2014) nehmen dabei zunächst zu der unter a) und b) von Arthington et al. (2006) beschriebenen Methode zur Ermittlung der ökologischen Mindestabflüsse auf Basis hydrologischer und hydraulischer Bewertungsverfahren Bezug. Grenzwerte charakterisieren die Autoren beispielhaft anhand von Schwellenwerten spezifischer Durchflüsse in Abhängigkeit ihrer Andauer, wie beispielsweise dem „7Q10“ - dem **niedrigsten Durchfluss, der einmal in 10 Jahren an 7 aufeinanderfolgenden Tagen** auftritt. Als weitere verbreitete Methoden nennen Pastor et al. (2014):

- ▶ Methode nach *Tennants (1976)*: ein unterschiedlicher Prozentsatz des jährlichen Durchflusses wird den typischen Abflussverhältnissen der Hoch- und Niedrigwasser-Saison zugewiesen
- ▶ Methode nach *Tessmann (1980)*: berücksichtigt die saisonale Variabilität, indem Prozentsätze des monatlichen Durchflusses zur Berechnung der EFRs in Abhängigkeit von verschiedenen Abflusszeiträumen (Monate mit hohem, mittlerem oder niedrigem Durchfluss) zugewiesen werden
- ▶ Methode nach *Richter et al. (1997)*: Unterteilung der Indikatoren für hydrologische Veränderungen in 5 Gruppen: Ausmaß, Zeitpunkt, Dauer, Häufigkeit und Änderungsrate

Die Kategorie c) (Habitatsimulationsmethoden) aus Arthington et al. (2006) basieren nach Pastor et al. (2014) auf Korrelationen von Abflussmerkmalen aus den Kategorien a) und b) (z. B. Fließgeschwindigkeit) und den Anforderungen bestimmter Arten der Süßwasserökosysteme. Für diese inkrementellen Methoden zur Bestimmung der Zuflussbedingungen sind Daten zu Abflüssen, Wassertemperaturen und Fischartenreichtum heranzuziehen.

Als Beispiel für die vierte und letzte Kategorie d) („*holistic methods*“) nach Arthington et al. (2006) wird beispielsweise von Acreman & Dunbar (2004) oder Pastor et al. (2014) das „**Downstream Response to Imposed Flow Transformations (DRIFT)- Modell**“ genannt. Dieser Modellansatz integriert 10 ökologisch relevante Durchflusskategorien, wie feuchte und trockene saisonale Niedrigwasser, die Periodizität von Überflutungen, sowie die Durchflussvariabilität über Durchflussdauer-Kurven. Als weitere Bewertungsverfahren können nach Acreman & Dunbar (2004) die „**Instream Flow Incremental Methodology (IDIM)**“ oder „**Catchment Abstraction Management Strategies (CAMS)**“ verwendet werden.

Als weitere Voraussetzung zur Einordnung globaler Ansätze nennen die Autoren die nach Smakhtin et al (2004) zunächst zu definierenden Zustände von Fließgewässern („*naturbelassen*“, „*gut*“, „*mittelmäßig*“ und „*degradiert*“). In Kombination mit den von Hanasaki et al. (2008) definierten 4 Kategorien von Abflussregimen in Fließgewässern („*trocken*“, „*nass*“, „*beständig*“ und „*schwankend*“) kann eine Art „Belastungsmatrix“ hinsichtlich verfügbarer Wasserressourcen erstellt werden, in der sich auch die Fließgewässertypen und Wasserkörper im Bundesgebiet einordnen ließen (vgl. auch Faktoren „*Gewässergröße*“, „*Naturnähe/Typ/Sensitivität*“ und „*Kombination aus dem gewünschten Zustand des Gewässers und den in der Praxis vorkommenden Nutzungen*“ in Acreman & Dunbar 2004). Als in der Studie neu entwickelte Methoden werden von Pastor et al. (2014) zudem die „*Q90_Q50 Method*“ (basierend auf jährlichen Durchflussquantilen) und die „*VMF method*“ (basierend auf durchschnittlichen monatlichen Durchflüssen) beschrieben. Demnach können mit den bereits genannten Ansätzen (Tessman's,

Tennant's, Richter's) insgesamt 5 hydrologisch basierende Bewertungsmethoden herausgestellt werden (vgl. auch Gerten et al. 2013).

Für eine weitere beispielhafte Herangehensweise der Kategorien c) und d) von Arthington et al. (2006) können die Ausführungen von Pittock & Lankford (2010) herangezogen werden, die sich auf verschiedene **Managementstrategien** eines umweltgerechten Wasserbewirtschaftung beziehen und somit in einem ganzheitlichen Ansatz weitere Kenngrößen der Wasserhaushaltsbilanzierung adressieren. Die Autoren weisen dabei auf 6 zentrale Managementansätze sowie innovative Problemlösungen hin:

1. **Feuchtgebiete** (Erhalt und Entwicklung von Feuchtgebieten als puffernder Wasserspeicher und Refugien)
2. **Anthropogene Eingriffe** zur Erhöhung der Speicherkapazität von Wasserressourcen (Steuerung der Wasserflächen, (Abfluss- und Stau)-Volumen, Gewässertiefe und Geschwindigkeitsbeziehungen, dazu gehören: Erhöhung der Substratvielfalt und Morphodynamik von Gewässern und Feuchtgebieten (Renaturierung und Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit sowie naturnaher Abflussbeziehungen, Anzahl und Ausgestaltung von Drainagen (angepasste Flächenentwässerung zur Gewährleistung der Bodenwasserfeuchte und Unterstützung der aquatischen Biodiversität), Herbeiführung charakteristischer Abflussereignisse (Durchflussmengen werden zeitlich so festgelegt, dass sie mit dem mit dem Laichen der Fische korrelieren und die Ausbreitung maximiert wird. Spezifische Abflüsse können auch dabei helfen Substrat auszuspülen, um bestimmte Refugien zu schaffen, wie z. B. Kiesbetten zum Laichen)
3. Steuerung von **Sickerwasser** und **Überläufen** (Kontrolle von oberflächigen Abflüssen um künstliche Entlastungen zu reduzieren, die einem geringeren oder keinem ökologischen Zweck dienen, Sicherung verfügbaren Wassers für die aquatische Biota)
4. **Wasserabgabesteuerung**, Versorgung über Rohrsysteme (Rohre leiten überschüssiges Wasser mit minimalen Verlusten an weiter entfernte Feuchtgebiete weiter)
5. **Wassernutzung** und **-zuteilung** anhand der Zonierung von Feuchtgebieten (Priorisierung der Zuteilung von Wassermengen für hydroökologisch besonders geschützte Kernfeuchtgebiete, die als Keimzelle für die Wiederbesiedlung relevant sind)
6. **Wasserqualitätsmanagement** und Kontrolle der **thermischen Verschmutzung** (Behandlung von unnatürlich heißem oder kaltem Wasser aus mangelhaft konzipierten Wasserspeichern oder Industrieanlagen)

Pastor et al. 2014 adressieren ähnliche anthropogene Stressoren, und sehen für die aquatischen Lebensräume insbesondere die steigenden zukünftigen Wasserbedarfe für Landwirtschaft, Industrie und menschlichen Konsum als maßgebliche Einflussfaktoren. Zur Charakterisierung der ökologisch relevanten Abflüsse ist in jedem Fall die natürliche Variabilität der Abflussverhältnisse zu berücksichtigen, um keine statischen Zustände als Zielgröße zu setzen. Joshi et al. (2017) ergänzen in diesem Kontext, dass vor allem der Aufstau von Fließgewässern oder Nebenflüssen zu schwerwiegenden Veränderungen und Störungen des im Gewässer führen und vor allem zu Veränderungen, der Fließgeschwindigkeit, des Wasserstandes, der Substrate, der Stillen und Pools, sowie der Ökologie und der Fischhabitats führen (siehe auch Kap. 6.3.4).

Um möglichst exakte Werte für ökologische Mindestabflüsse zu erhalten sind neben den genannten Daten zu Hydrologie, Gerinneeigenschaften, Morphologie und quantitativen Bedarfen der Biota (und deren Empfindlichkeit gegenüber Verringerungen der Wassermenge in Abhängigkeit der „life-history“) die Wasserqualität als integraler Bestandteil zu berücksichtigen (Jain et al. 2015). Zudem fließen nach Dickens et al. (2019) in die Quantifizierung des Umweltwasserbedarfs verstärkt Daten zur Abflussvariabilität von Fließgewässern, der Konnektivität der Gewässer (in Längs- und Querrichtung), der Ökosystemleistungen und das

menschliche Wohlbefinden ein, wodurch einem ganzheitlichen Ansatz vermehrt Rechnung getragen wird. In diesem Kontext soll auf die Plattform „GEFIS“ (Global Environmental Flow Information System²⁷) verwiesen werden, die einer schnellen und überblicksartigen Einschätzung des Umweltwasserbedarfs auf nationaler und regionaler Ebene ermöglicht.

Als eine Art „Zeigerpflanzen“ für einen aktuellen Zustand der Wasserverfügbarkeit schlagen Casanova (2011) eine Analyse der Verteilung und Abundanz von Wasserpflanzen vor, da das Vorhandensein dieser Arten besonders stark mit der Wasserverfügbarkeit korreliert. Daneben seien auch weitere Indikatoren, wie Wirbellosenvielfalt, Wirbeltierabundanz, Vegetationsvielfalt und -abundanz, Indikatorarten oder physikalische oder chemische Eigenschaften des Wassers, des Bodens oder der Umgebung geeignet, um die jeweilige Wasserverfügbarkeit abzuleiten (Casanova 2011). Die Autoren beschreiben demnach den Trend zu „ganzheitlichen“ Methoden und nehmen ebenfalls Bezug auf die Wasserqualität als potenziellen Indikator für Wassermangel.

Abbildung 35: Vergleich verschiedener Methoden zur Ermittlung des ökologischen Mindestwasserbedarfs

Methodology category	General purpose	Scale	Duration of assessment (months)	Relative costs	Relative frequency of use
Hydrological	Examination of historic flow data to find flow levels that naturally occur in a river and can be considered "safe" thresholds for flow abstraction	Whole rivers, applicable for regional assessments	1-6	€	+++
Hydraulic-Habitat	Examination of change in the amount of physical habitat for a selected set of target species or communities as a function of discharge	Applied at a study site / river segment scale, upscaling to whole river basin based on the assumption of "representative" site conditions	6-18	€€	++
Holistic	Examination of flows in an expert opinion workshop leading to recommendation of flows for all components of the river ecosystem, including societal and recreational uses	Whole rivers, applicable for regional or river specific scales	12-36	€€ - €€€	+(increasing)

Quelle: Casanova (2011)

Anwendung

Im Dokument der FAO (2018) werden anhand ausgewählter internationaler Beispiele konkrete Anwendungsfälle zur Quantifizierung des Umweltwasserbedarfs im Zuge der Indikatorenermittlung zum Wasserstress beschrieben und gegenübergestellt. Die Einschätzung des Umweltwasserbedarfs war dabei die zentrale Herausforderung in den Pilotnationen:

- ▶ Die Niederlande verwendeten drei verschiedene Ansätze zur Schätzung ihrer EFR: 1) Methode Q90: der Abfluss, der 90 % des Aufzeichnungszeitraums übersteigt, wird als der für die Erhaltung der Ökosysteme erforderliche Abfluss berücksichtigt. 2) Methode 20-40: Hierbei wird geschätzt, dass zwischen 20 und 40 % der gesamten erneuerbaren Süßwasserressourcen für die Ökosysteme benötigt werden. 3) Methode Modell-Eingangsdaten: Die EFR wird durch das Modell des Netherlands Hydrological Instrument

²⁷ <http://eflows.iwmi.org/>

(NHI) geschätzt unter Verwendung von Eingabedaten, die sich auf empfindliche aquatische Ökosysteme beziehen.

- ▶ Uganda hatte einige Zahlen aus dem Environmental Flow Manual, das für das Projekt der Nile Basin Initiative erstellt wurde, um seine EFR zu schätzen
- ▶ Jordanien schätzte die Wassermenge, die zur Erhaltung der Azraq-Oase gepumpt wurde
- ▶ Peru und Senegal verwendeten auf nationaler Ebene IWMI-Schätzungen aus dem IWMI Global Assessment of Environmental Flows and Scarcity.

Die Ergebnisse zeigen, dass weltweit eine enorme Spannweite hinsichtlich der Ermittlung des Umweltwasserbedarfs existiert. Die Länder können ihre EFR auf der Grundlage detaillierterer Kenntnisse über ihre natürlichen und sozialen Rahmenbedingungen ermitteln und dabei Faktoren wie den Entwicklungsstand, die Bevölkerungsdichte, die Verfügbarkeit von nicht-konventionellen Wasserquellen, spezifische Ökosystembedürfnisse und klimatische Bedingungen einfließen lassen. Dabei sind nach wie vor Datenverfügbarkeit, Datenqualität und Datenaktualität zur hinreichend genauen Quantifizierung des Umweltwasserbedarfs Kernprobleme in den meisten Ländern (FAO 2018).

6.3.4 Anthropogene und klimatische Beeinflussung

Grundwasser und Wasserdargebot sind als zentrale Einflussgrößen auf den Umweltwasserbedarf bzw. ökologischen Mindestwasserbedarf nur schwer quantifizierbar und prognostizierbar – insbesondere in anthropogen stark überprägten Regionen im Klimawandel. Der Klimawandel verursacht vor allem neue **Unsicherheiten** in Bezug auf die Variabilität der Abflüsse in Fließgewässern und den Wasserstand in Seen und Standgewässern, was zu potenziell zunehmendem Stress für die Ökosysteme führen kann (Arthington et al. 2006, Pastor et al. 2014). Die sich dynamisch verändernden klimatischen Bedingungen stellen dabei die traditionelle Annahme in Frage, dass vergangene hydrologische Erkenntnisse und Daten einen guten Anhaltspunkt für künftige Bedingungen bieten, und wirken sich nun auf die Verteilung der Wasserressourcen aus. Besonders betroffen sind hierbei die bereits in Kapitel 2.3 dargestellten Veränderungen des Niederschlags, der Evapotranspiration und der Gletscher- und Schneeschichtschmelze, wodurch sich die Bodenfeuchte sowie Menge, die Qualität und der Zeitpunkt der Abflüsse ändern (Pittock & Lankford 2010, Gerten et al. 2013). Dabei werden einzugsgebietspezifische Veränderungen sichtbar werden, die von einer Zunahme der Abflüsse bis hin zur Austrocknung der Oberflächengewässer führen können (Joshi et al. 2015). Insbesondere die Rand- und Rahmenbedingungen des sozioökonomischen Wandels und die damit einher gehenden Landnutzungsänderungen als Wirkpfadauslöser auf den Wasserhaushalt sind als zukünftiger Forschungsgegenstand hervorzuheben (Gerten et al. 2013).

Diese anthropogen verursachten „Wirkungsverstärker“ waren bereits Gegenstand des Kapitels 4, weswegen sich an dieser Stelle auf die maßgebendsten Einflüsse, die im Zuge einer Ermittlung des Umweltwasserbedarfs berücksichtigt werden müssen, bezogen werden soll. Dabei ist zunächst festzuhalten, dass auch in hochentwickelten Ländern nach wie vor der menschliche Gebrauch von Wasser als oberste Priorität angesehen wird (Pittock & Lankford 2010). Der Verbrauch von Wasser für die landwirtschaftliche Produktion, Forst- und Fischereiwirtschaft sowie Industrie und Energiegewinnung führen zu einer Vielzahl von schädigenden Auswirkungen und Kaskadeneffekten, die die Verfügbarkeit von ausreichend großen Mengen an sauberem Süßwasser für die aquatischen und wassergebundenen Landökosysteme direkt beeinflussen (Pittock & Lankford 2010, Pastor et al. 2014, Xue et al. 2015, FAO 2017). Dabei wurde global gesehen durch die Umnutzung der Landoberfläche die Abflussrate von

Niederschlagswasser bereits um 5 % erhöht, was zu einer Verringerung der Speicherung und Speicherfähigkeit der Landoberfläche führte. Der Betrieb von Stauseen und die Bewässerung von Anbauflächen haben die globalen Abflussraten nochmals in ähnlichem Ausmaß reduziert (Gerten et al. 2013). Weitere Auswirkungen werden beispielsweise anhand der Degradation von Auwäldern, des Absinkens des Grundwasserspiegels, Gewässerverschmutzung, Landnutzungsänderungen und Überfischung, sichtbar (Pastor et al. 2014, Jain 2015, Xue et al. 2015, FAO 2017, Dickens et al. 2019).

Pastor et al. (2014) konstatieren dabei einen weit verbreiteten Irrglauben, der bei der Einschätzung verfügbarer Wasserressourcen augenscheinlich vorherrscht: Weil der Anteil des Gesamtumweltwasserbedarfs ignoriert wird, wird die für den menschlichen Verbrauch weltweit verfügbare Wassermenge wahrscheinlich überschätzt. Die Quantifizierung der EFRs hänge in diesem Zusammenhang jedoch auch immer von dem jeweiligen Schutzniveau der Ökosysteme ab, das von der Gesellschaft und den Regierungen gewünscht werde. Pittock & Lankford (2010) relativieren im globalen Kontext dahingehend, dass in vielen Situationen der Wasserknappheit es unrealistisch sei, dass Gesellschaften angemessene Wassermengen für die Ökosysteme bereitstellen, um wichtige Eigenschaften wie die der Auenwälder oder Fischerei, zu erhalten.

6.3.5 Übertragbarkeit auf Bundesebene

Um geeignete globale Ansätze auf die in Deutschland existierende Handlungsebene zu übertragen, sind neben den naturräumlichen und wasserwirtschaftlichen Besonderheiten auch die auf Bundesebene vorhandenen umweltbezogenen Strategien und Handlungserfordernisse zu beleuchten, die das Themenfeld des Gesamtumweltwasserbedarfs tangieren. Hieraus sind anschließend geeignete und quantifizierbare Einflussfaktoren zu benennen, mit deren Hilfe eine regionalisierte Codierung des Indikators vollzogen werden könnte.

Auf Bundesebene existieren durch die Nationale Anpassungsstrategie an den Klimawandel, den Aktionsplan Anpassung, der Klimawirkungs- und Risikoanalyse und der Nationalen Wasserstrategie (BMU 2021) sowie der fortgeschriebenen LAWA-Klimawandelberichte (aktuelle Fassung: LAWA 2020) detaillierte Erkenntnisse zum Handlungsfeld Wasserhaushalt und Wasserwirtschaft und können in die Ermittlung des Umweltwasserbedarfs auf nationaler Ebene integriert werden. Als Beispiel flächendeckender Pläne und Programme können zunächst die Bewirtschaftungspläne der Flussgebietseinheiten genannt werden, anhand derer Abschätzungen zu quantitativen und qualitativen Richtwerten notwendiger Wassermengen abgeleitet werden können, um die Planungsziele zu erreichen. In diesem Zusammenhang wird zugleich die Schnittstelle zum sog. „ökologisch begründeten Mindestwasser“ hergestellt, welches als Teilindikator Eingang in den Gesamtumweltwasserbedarf finden sollte. Als weiterführende Datengrundlage kann der auf Bundesebene erarbeitete Auenzustandsbericht dienen, um die hydrologischen Anforderungen an naturnahe Auen zu beschreiben und die hierfür zu bewältigenden wasserwirtschaftlichen und naturschutzfachlichen Maßnahmen in ihren Wasserbedarfen zu charakterisieren (vgl. BMU & BfN 2021).

Tabelle 6 zeigt in einer Gesamtschau Faktoren, die, ausgehend von den Klimawirkungsketten, als Teilindikatoren in eine Quantifizierung des Gesamtumweltwasserbedarfs aufgenommen werden müssen (vgl. UBA 2016).

Tabelle 6: Klimatische Einflüsse, Klimawirkungen und weitere Wirkungsbeziehungen sowie Sensitivitäten, die als Faktoren in eine regionalisierte Ermittlung des Gesamtumweltwasserbedarfes auf Bundesebene berücksichtigt werden sollten (Faktoren aus den Klimawirkungsketten)

Faktorengruppe	Faktor
Klimatischer Einfluss – Wasserdargebot)	Gesamtniederschlag
	Niederschlag in der Vegetationsperiode
	Trockenheit
	Schneesmelze
Klimawirkungen in Oberflächengewässern und Grundwasser	Mittlerer Abfluss
	Hochwasser
	Niedrigwasser
	Sturzfluten
	Grundwasserstand
	Bodenwassergehalt
	Sensitivitäten
Gewässertyp bzw. Ökosystemtyp und deren Wasserbedarfe	
Morphologie bzw. Grad der anthropogenen Überprägung	
Entwässerung (urban und ländlich)	
Hochwasserschutz und Talsperren	

Quelle: UBA (2016)

6.3.6 Implementierung in die EG-Wasserrahmenrichtlinie

In aktuellen globalen Bewertungen des Wasserhaushalts wird der ökologische Mindestwasserbedarf/Gesamtumweltwasserbedarf fast immer vernachlässigt oder nur sehr vereinfacht einbezogen (Pastor et al. 2014). Hydrologische und morphologische Eigenschaften von Oberflächengewässern fließen bislang als unterstützende Bewertungskomponenten in die Beurteilung des guten ökologischen Potenzials bzw. des guten ökologischen Zustands ein. Dabei wird im Rahmen der Erfassung der Gewässerstrukturgüte von Fließgewässern der Ist-Zustand im jeweiligen Fließgewässerabschnitt auch hinsichtlich hydrologischer Ausprägungen charakterisiert. Diese können wiederum genutzt werden, um die derzeitige hydrologische Belastungssituation anhand bestimmter Merkmale einzuschätzen, welche letztlich auch Anforderungen an den ökologischen Mindestwasserbedarf bzw. den Gesamtumweltwasserbedarf geben (Tabelle 7).

Tabelle 7: Merkmale zur Charakterisierung des Ist-Zustands von Fließgewässern, die zur Erhebung der hydrologischen Belastungssituation genutzt werden können

Charakterisierung Ist-Zustand	Merkmalsausprägung
Anthropogene Überprägung	Schifffahrt
	Wasserkraft
	Hochwasserschutz
	Fischzucht
	Eingeschränkte Auenüberflutung
	Eingeschränkte Laufentwicklung/Beweglichkeit
	Eingeschränkte Querprofilausprägung
	Erhebliche Veränderung der Abflussverhältnisse
	Fragmentarische Gewässerstrecke
	Gewässer an Talrand verlegt
	Gewässer in Hochlage
	Sonderfall
Renaturierungsstrecke	
Überwiegend verrohrt/überbaut	
Vollständig verrohrt/überbaut	
Gewässer trocken	
Restwasserpool vorhanden	
Sohle nicht erkennbar	
Gewässer gestaut	
Teich im Hauptschluss	

Denn je überformter das hydrologische Gleichgewicht eines Gewässers ist, desto anfälliger ist dieses gegenüber hydrologischen Extremsituationen und desto empfindlicher reagieren die Gewässerorganismen auf potenzielle Stressoren. In Abhängigkeit der anthropogenen Überprägung müssen demnach **hydrologische Leitbilder** erarbeitet werden, die ein hydrologisches Regime repräsentieren, mit dem die Lebensbedingungen auch in den aufgrund von Restriktionen nicht vollumfänglich renaturierbaren Gewässerstrecken optimiert werden können, um die Vorgaben nach EG-WRRL hinsichtlich einer Zielerreichung des GÖP/GÖZ zu erfüllen (Expert*innenaussage 2020). Die Implementierung dieser hydrologischen Belange ist vor allem durch ein verbessertes Monitoring und ein aktiv-restriktives Flussgebietsmanagement voran zu treiben (vgl. auch Acreman & Dunbar 2004). Für den Teilindikator des „ökologischen Mindestwasserabflusses“ bzw. den in Deutschland gebräuchlichen Begriff „ökologisch begründetes Mindestwasser“ existieren bereits Orientierungs-Dokumente von Seiten der Europäischen Union, um diese Bedarfe in der EG-WRRL zu implementieren.

Teilindikator ökologischer Mindestwasserabfluss

Für eine zielführende Implementierung des ökologischen Mindestwasserabflusses veröffentlichte die Europäische Kommission im Jahr 2015 einen „Technical Report“ mit dem Titel *„Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive“* (EC 2015). Wichtige Ziele, die bei der Erstellung des Berichtes im Vordergrund standen, sind:

- ▶ Verdeutlichung, dass Wasserqualität und -quantität im Rahmen des Konzepts des „guten Zustands“ eng miteinander verbunden sind
- ▶ Erfordernis einer EU-weiten Anerkennung des ökologischen Mindestwasserabflusses
- ▶ Entwicklung eines Leitfadens im Rahmen der Gemeinsamen Umsetzungsstrategie (CIS) der EG-WRRL, der eine EU-Definition des ökologischen Mindestwasserabflusses und ein gemeinsames Verständnis darüber, wie dieser zu berechnen ist, liefert, so dass der ökologische Mindestwasserabfluss im nächsten Zyklus der Bewirtschaftungspläne der Flussgebietseinheiten (RBMPs) angewendet werden können
- ▶ Erarbeitung einer Herangehensweise zur Bewertung der Differenz zwischen dem derzeitigen (überprägten) Abflussregime und einem Regime, das dem ökologischen Mindestwasserabfluss Rechnung trägt und somit Basis für eine Zielerreichung des GÖP/GÖZ darstellt

Als ein zentrales Ergebnis wurde eine „Arbeitsdefinition“ des ökologischen Mindestwasserabflusses erarbeitet, mit deren Hilfe die hydrologischen Mindestanforderungen der aquatischen Ökosysteme in die Methoden und Bewertungsschritte der EG-WRRL implementiert werden sollen:

Der ökologische Mindestwasserabfluss wird im Rahmen der EG-WRRL als *„ein hydrologisches Regime, das mit der Erreichung der **Umweltziele** der EG-WRRL in natürlichen Oberflächenwasserkörpern gemäß Artikel 4 Absatz 1 im Einklang steht“* betrachtet (EC 2015).

Unter Berücksichtigung von Artikel 4(1) der EG-WRRL beziehen sich die **Umweltziele** auf:

- a) Das **Verschlechterungsverbot** des bestehenden Zustands,
- b) Das **Erreichen eines guten ökologischen Zustands** in natürlichen Oberflächengewässern,
- c) die Einhaltung der Normen und Ziele für Schutzgebiete, einschließlich derer, die zum Schutz von Lebensräumen und Arten ausgewiesen sind, wenn die Erhaltung oder Verbesserung des Zustands der Gewässer ein wichtiger Faktor für deren Schutz ist, **einschließlich relevanter Natura 2000-Gebiete**, die gemäß der **Vogelschutz- und Habitat-Richtlinien** (z. B. FFH-Richtlinie/Richtlinien 92/43/EC and 79/409/EEC) (EC 2015).

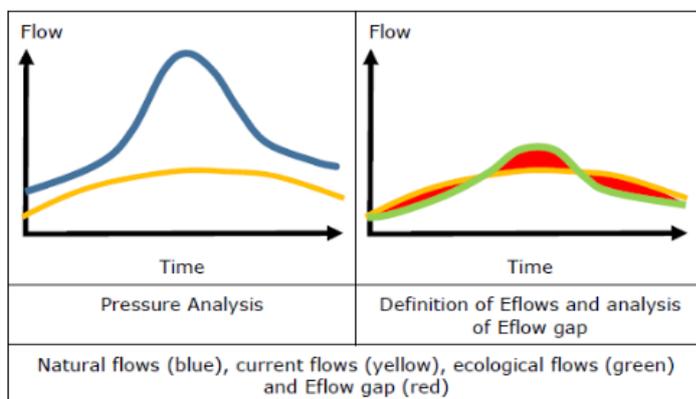
Wenn Wasserkörper als erheblich veränderte Wasserkörper (HMWB) ausgewiesen sind und/oder für eine Ausnahmeregelung in Frage kommen, sind entsprechende Anforderungen an das Abflussregime abzuleiten, wobei die technische Machbarkeit und die sozioökonomischen Auswirkungen auf die Nutzung, die von der Umsetzung des ökologischen Mindestwasserabflusses betroffen wären, zu berücksichtigen sind. Der in diesen Wasserkörpern zu realisierende Durchfluss wird dann nicht durch die Arbeitsdefinition des ökologischen Mindestwasserabflusses abgedeckt (EC 2015). Eine generelle Betrachtung des ökologischen Mindestwasserabflusses wäre grundlegend für die EG-WRRL auf Ebene der Oberflächenwasserkörper sinnvoll und zielführend.

Zudem besteht im allgemeinen Kontext der EG-WRRL eine sogenannte *„Lücken- oder Defizitanalyse“* darin, für jeden Wasserkörper die Abweichung zwischen dem bestehenden

Zustand und dem zur Erreichung des Umweltziels erforderlichen Zustand zu ermitteln. In Fällen, in denen hydrologische Veränderungen das Erreichen der Umweltziele aller Wahrscheinlichkeit nach verhindern, sollte eine Bewertung der Lücke/des Defizits zwischen dem aktuellen Abflussregime und dem ökologischen Mindestwasserabfluss durchgeführt werden: die „Eflow-Defizitanalyse“. Diese Analyse erfordert jedoch die vorherige Definition und Quantifizierung des ökologischen Mindestwasserabflusses. Während die Wirkungsanalyse zur Bewertung der hydrologischen Veränderung die Abweichung der aktuellen Abflüsse von den natürlichen Abflüssen betrachtet, besteht die Eflow-Gap-Analyse darin, den Abstand zwischen den aktuellen Abflüssen und dem ökologischen Mindestwasserabfluss zu bewerten (Abbildung 36).

Abbildung 36: Belastungsanalyse (Pressure Analysis) und „Lücken-/Defizitanalyse“ (Analysis of Eflow Gap) im Vergleich

Blau: natürliche Abflussganglinie, gelb: derzeitige (überprägte) Abflussganglinie, grün: Abflussganglinie des ökologischen Mindestwasserbedarfs



Quelle: EC (2015)

Abbildung 36 veranschaulicht dabei, wenn auch stark abstrahiert, ein Beispiel, das sich nur auf die Menge und die Dynamik der Abflüsse bezieht. Ein Defizit in den Abflüssen kann jedoch über eine beliebige Zeitskala (Monat, Jahreszeit oder Jahr) berechnet werden und sollte sich auf jede der als verändert identifizierten Abflusskomponenten (einschließlich der Fließgeschwindigkeit) konzentrieren. In Bezug auf Niedrigwasser können Abflussdefizite als das Nettovolumen des Wassers verstanden werden, das aufgrund von Entnahmen oder Regulierungen für den ökologischen Bedarf nicht zur Verfügung steht.

Gesamtindikator ökologischer Mindestwasserbedarf/Gesamtumweltwasserbedarf

Anhand der Erläuterungen aus den vorangegangenen Kapiteln wird ersichtlich, dass der ökologische Mindestwasserbedarf den Anspruch an Quantität und Qualität an die mindestens für sämtliche Ökosysteme zur Verfügung stehenden Wasserressourcen widerspiegelt. Demnach sind neben dem ökologisch begründeten Mindestwasser auf aquatischer Ebene die Bedarfe von Feuchtgebieten, Mooren und Wäldern in die Betrachtung bzw. Indikatorenbeschreibung zu integrieren. Im Kontext des Klimawandels sind bei dieser Ermittlung zudem die Veränderungen von Kenngrößen des Landschaftswasserhaushaltes zu berücksichtigen. Hierbei muss beispielsweise der verstärkten Evapotranspiration in Wäldern aufgrund steigender Sonneneinstrahlung und Lufttemperaturen Rechnung getragen werden, d. h. der Bedarf an Wasser als Funktion der Lufttemperatur, ermittelt werden. Für weiterführende Hinweise zu relevanten Kenngrößen des natürlichen und anthropogen geprägten Landschaftswasserhaushaltes sei an dieser Stelle auf Veröffentlichungen wie von Wohlrab et al. (1992) verwiesen.

Zusammenfassend können für die schrittweise Implementierung des ökologischen Mindestwasserbedarfs folgende Anforderungen festgesetzt werden:

- ▶ Erstellung **hydrologischer Leitbilder** auf Ebene der Oberflächenwasserkörper und Untergliederung in natürliche und stark veränderte Wasserkörper
- ▶ Integration von Daten zur hydrologischen Überprägung aus den Kartiererergebnissen der Gewässerstrukturgütekartierung in die Bewertung des ökologischen Mindestwasserbedarfs (vgl. Tabelle 7). Berücksichtigung von Kartierzeitpunkt und Metadaten!
- ▶ Ermittlung wesentlicher **Einflussfaktoren** auf Einzugsgebietsebene, die zur Ausprägung einer „Eflow-Gap“ beitragen (vgl. Abbildung 36 und Kap. 6.3.4)
- ▶ Ermittlung der potenziell natürlichen Ansprüche der Ökosysteme an Wassermengen und Wasserqualität unter besonderer Berücksichtigung von Schutzgebieten (LSG, NSG, NATURA2000, FFH-Gebiete) und klimatischer Veränderung, die die Erhaltung und Entwicklung der Ökosysteme potenziell gefährden
- ▶ Erarbeitung von makro-, meso- und mikroskaligen Bewertungsansätzen zum Wasserverbrauch von Ökosystemen – Etablierung methodischer Standards
- ▶ Integration der Anforderungen in wasserwirtschaftliche und naturschutzfachliche Richtlinien, Regelwerke, Pläne und Programme
- ▶ Regionalisierung: Flächendeckende Berücksichtigung der Anforderungen zum ökologischen Mindestwasserbedarf in den Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen nach EG-WRRL

6.3.7 Indikatorbeschreibung und Schlussfolgerungen

Abschließend sollen die aus den vorangegangenen Kapiteln gewonnenen Erkenntnisse genutzt werden, um eine geeignete Beschreibung des Indikators „ökologischer Mindestwasserbedarf/Gesamtumweltwasserbedarf“ zu ermöglichen und diesen Indikator zu quantifizieren. Vor dem Hintergrund der bereits erläuterten raum-zeitlichen Abhängigkeit des Indikators müssen demnach ähnlich einer Modellierung auch Metadaten in die Indikatorenbewertung einfließen. Daneben sind fallspezifisch zu erhebende Parameter der Morphologie und Einzugsgebietsbeschaffenheit bzw. Landnutzung in der Bewertung zu berücksichtigen, die die Resilienz der Gewässer maßgeblich beeinflussen. Zu den wichtigsten, auf „Verbraucherseite“ der Ökosysteme zu nennenden Variablen des Indikators gehören dabei (insbesondere in geschützten Gebieten):

- ▶ **Bodenfeuchtegehalt** (mit nutzbarer Feldkapazität → Pflanzenstress) und **Grundwasserstand** als Ausgangsbedingungen bzw. Referenz
- ▶ Wasserbedarf der **aquatischen und terrestrischen Flora** (mit permanentem Welkpunkt)
- ▶ Wasserbedarf der **aquatischen Fauna**, insb. Fischfauna (mit „life cycle“), vgl. ökologisch begründetes Mindestwasser (LfU 2017a)
- ▶ Bandbreiten **Physikalisch-chemischer Parameter in Kombination** mit der **hydrologischen/hydraulischen Belastungssituation**
- ▶ Meteorologische Daten zur kurz- und mittelfristigen **Niederschlags- und Temperaturprognose** als Projektion von **Wasserdargebot** und **Wasserverbrauch**

- ▶ Kopplung mit weiteren „**Verbrauchern**“ auf Einzugsgebietsebene und Vergleich der Wassermengenbedarfe und Anforderungen an die Beschaffenheit der Wassermengen

Die Schlussfolgerungen aus den vorangegangenen Kapiteln und den im Zuge der Projektbearbeitung durchgeführten Expert*innengespräche aus Fachworkshop und Interviews können somit folgendermaßen formuliert werden:

- ▶ Aufgrund der überschaubaren Menge an messbaren Eigenschaften für Gewässer ist generell ein systemischer Ansatz zu bevorzugen
- ▶ Naturwissenschaftliche Herleitung und politische Interpretation sind dabei voneinander zu trennen
- ▶ Für eine Einschätzung auf **naturwissenschaftlicher** Seite existieren hierfür nach wie Wissenslücken, wie beispielsweise für die Schwellenwerte empfindlicher Taxa
- ▶ In Kontext einer Wasserhaushaltsbilanzierung ist die räumliche Betrachtungsebene entscheidend – ein Indikator für ganz Deutschland ist nicht zielführend
- ▶ Dabei ist auch die unterschiedliche Abhängigkeit vom Wasserdargebot der großen (v. a. Grundwasser) und kleinen (v. a. Niederschlag) Fließgewässern differenziert zu betrachten
- ▶ Eine fachliche Hilfestellung könnten bereits abgeschlossene und geplante Untersuchungen zum Thema „Landschaftswasserhaushalt“ liefern
- ▶ Neben der Wassermenge kann die Wasserqualität nicht unberücksichtigt bleiben
- ▶ Hier sind die jeweiligen physikalisch-chemische Eigenschaften in den Indikator als Einflussgröße zu integrieren
- ▶ Neben rein hydrologischen Kenngrößen ist der Indikator der Habitateignung relevant – hier sind dementsprechend auch Unterschiede in der Gewässermorphologie zu berücksichtigen
- ▶ Im Hinblick auf eine saisonale Differenzierung sind neben hydrologischem Halbjahr, monatlichen Unterschieden auch tagesspezifische Werte relevant, die als „Kippunkte“ fungieren (O₂, T...) – ein Indikator muss auch hierfür Aussagen liefern können
- ▶ Problematisch ist die Abbildung kleinräumiger Prozesse anhand grob strukturierter Datengrundlagen
- ▶ In diesem Zusammenhang sind auch Daten aus den Sektoren Land- und Forstwirtschaft einzubeziehen
- ▶ Besonders herausgestellt werden die Einflussfaktoren Wasserbedarf, Wasserdargebot, Wassernutzung und Resilienz
- ▶ Hinsichtlich einer Indikatorbeschreibung ist die Auswahl der relevanten Kriterien für die Zielerreichung Grundvoraussetzung (Zielsystem EG-WRRL?)
- ▶ Hierfür könnte eine rückwirkende Betrachtung der Wirkungsketten geeignet sein

6.4 Rechtliche Auswirkungen und Handlungsempfehlungen

6.4.1 Berücksichtigung des Klimawandels in der WRRL

Die Entwicklung der ökologischen Beschaffenheit von Oberflächengewässern im Klimawandel wird entscheidend durch die EG-Wasserrahmenrichtlinie gesteuert. Die Umsetzung der EG-WRRL durch das Siebte Gesetz zur Änderung des WHG im Jahr 2002 sowie weitere Änderungsgesetze haben entscheidend zur Ökologisierung des Gewässerschutzrechts in Deutschland beigetragen (Albrecht 2015).

Insofern sind die folgenden Vorschriften zur Umsetzung der EG-WRRL in das WHG zu nennen:

- ▶ Begriffsbestimmungen (§ 2 WHG)
- ▶ Berücksichtigung der Kosten von Wasserdienstleistungen und Wassernutzungen (§ 6a WHG)
- ▶ Koordinierung innerhalb von Flussgebietseinheiten (§ 7 WHG)
- ▶ Bestandsaufnahme, Wirtschaftliche Analyse, Überwachung (OGewV, GrwV)
- ▶ Festlegung von „Bewirtschaftungszielen“ (Verschlechterungsverbot, Verbesserungsgebot, einschl. Ausnahmen) für
 - Oberflächengewässer (§§ 27 ff. WHG, OGewV),
 - Grundwasser (§ 44 WHG, GrwV),
 - Küstengewässer (§ 47 WHG, OGewV)
- ▶ Aufstellung und Fortschreibung von Maßnahmenprogrammen (§ 82 WHG), Bewirtschaftungsplänen (§ 83 WHG)
- ▶ Öffentlichkeitsbeteiligung (§ 85 WHG).

Der Klimawandel ist – im Gegensatz zur Hochwasser-Richtlinie 2007/60/EG – nicht explizit in der EG-WRRL angesprochen. In den Bewirtschaftungsgrundsätzen des § 6 WHG heißt es lediglich ganz allgemein: Die Gewässer sind nachhaltig zu bewirtschaften, insbesondere mit dem Ziel, möglichen Folgen des Klimawandels vorzubeugen (§ 6 Abs. 1 S. 1 Nr. 5 WHG).

Allerdings hat die EU-Kommission im Jahr 2009 im Rahmen der Common Implementation Strategy das Guidance Document No. 24 – River Basin Management in a Changing Climate (CIS) herausgegeben, das bestimmte Grundsätze beschreibt, wie der Klimaanpassung im Rahmen der Umsetzung der EG-WRRL Rechnung getragen werden kann (siehe hierzu die ausführliche Darstellung bei Albrecht et al. 2018: 97 ff.). Diese Grundsätze sind so formuliert, dass sie grundsätzlich in allen Mitgliedstaaten und unabhängig von regionalen Besonderheiten klimatischer Auswirkungen anwendbar sind. Im Gegensatz zu den Vorgaben der EG-WRRL sind die im Guidance-Dokument genannten Empfehlungen nicht rechtsverbindlich. Gleichwohl erscheint es ratsam, diese im Rahmen der Umsetzung der EG-WRRL mit in die Betrachtung einzubeziehen.

Ansatzpunkte für die Berücksichtigung des Klimawandels bietet demnach zunächst die Bestandsaufnahme. Ist z. B. im Rahmen der Überprüfung der Bestandsaufnahme festzustellen, dass sich aufgrund klimatisch bedingter Änderungen (etwa einer Erhöhung der Wassertemperaturen) die bisherigen typenprägenden ökologischen Referenzbedingungen verändert haben, so müsste der ökologische Referenzzustand für diesen Gewässertyp angepasst

werden. Dies wiederum hätte zur Folge, dass die betreffende ökologische Komponente auch für die Beurteilung der Qualität des Wasserkörpers im Hinblick auf die Erreichung des guten Zustands nicht mehr maßgeblich ist, sondern stattdessen ein anderer Referenzmaßstab gilt (Reese 2011). Die klimatisch bedingten Veränderungen der Gewässereigenschaften können auch einen Wechsel des Gewässertyps oder sogar einen Wechsel der Gewässerkategorie (etwa von einem See zu einem Übergangsgewässer) zur Folge haben (EC 2009).

Die Diskussion im Rahmen des vorliegenden Projekts hat allerdings ergeben, dass es derzeit zu früh sei, Referenzzustände zu ändern (Ergebnisse des Fachworkshops am 5.10.2020, Gruppe 3). Bei der Biologie gibt es noch gar keine gesicherten Trends. Zudem bestehe die Gefahr, das Bewertungsverfahren zu verwässern. Der Bewertungsmaßstab müsse auch deshalb stabil bleiben, weil sonst gar keine Veränderungen nachweisbar sind. Es stelle sich eher die Frage, ob die Ziele unter einem sich wandelnden Klima noch erreichbar sind. Aber auch hier gebe es noch keine gesicherten Erkenntnisse und man sollte die Ziele nicht vorschnell in Frage stellen. Durchaus in Betracht komme die Heranziehung zusätzlicher Bewertungsparameter, wie z. B. des Zooplanktons, was in der Praxis schon festzustellen sei. Auch Neophyten und Neozoen werden aktuell bereits mit berücksichtigt und führen teilweise zu einer negativeren Zustandsbewertung. Es ist aber fraglich, wie man dies im Hinblick auf den Klimawandel abbilden kann.

Eine angemessene Reaktion des Gewässermanagements auf die klimabedingten Auswirkungen setzt die Existenz eines robusten und langfristig angelegten Überwachungsnetzes i. S. von Art. 8 EG-WRRL voraus (EC 2009: S. 50). Effektive Monitoring- und Bewertungssysteme bilden die Basis, die Auswirkungen von Klimaveränderungen auf die ökologische Beschaffenheit von Oberflächengewässern zu ermitteln und geeignete Managementmaßnahmen zur Umsetzung der Ziele der EG-WRRL umzusetzen. Das derzeitige Monitoring nach EG-WRRL erscheint nach fachlicher Einschätzung nicht dazu geeignet, Klimaschwankungen zu erkennen. Es stelle sich die Frage, wo nach den derzeitigen Parametern der Klimawandel anfängt (in Abgrenzung zur natürlichen Variabilität). Erforderlich sei ein spezielles Klimafolgenmonitoring (Ergebnisse des Fachworkshops am 5.10.2020, Gruppe 3). Die nähere Ausgestaltung ist auf fachlicher Ebene noch im Einzelnen zu diskutieren. Erst dann ist es möglich, die erforderlichen spezifischen (Ermittlungs-)Pflichten rechtlich verbindlich vorzuschreiben.

Im Besonderen sollte darauf Wert gelegt werden, sicherzustellen, dass die in den Maßnahmenprogrammen festgelegten Maßnahmen sich als anpassungsfähig gegenüber den Auswirkungen des Klimawandels erweisen (EC 2009: S. 64). Es sollten solche Maßnahmen ausgewählt werden, die nicht nur den mittelfristigen Zielen der WRRL dienen, sondern auch im Hinblick auf die langfristigen klimatischen Entwicklungen als sinnvoll erscheinen (No-Regret-Maßnahmen). Um den Forderungen aus dem CIS-Dokument nachzukommen hat die LAWA die Mustertexte Klimawandel für die Bewirtschaftungspläne entwickelt (LAWA 2020a) sowie eine Bewertung der Maßnahmenkategorien (LAWA/BLANO Maßnahmenkatalog) vorgenommen (sog. Klimasensitivitätsanalyse, vgl. LAWA 2020a, Anhang B).

Um die Gewässer gegenüber den zusätzlichen Belastungen des Klimawandels widerstandsfähiger zu gestalten, ist eine Verbesserung ihres Zustands i. S. naturnaher Gewässer erforderlich, damit diese weniger stressanfällig sind. Um dies zu erreichen ist eine konsequente Anwendung und z. T. auch Weiterentwicklung des rechtlichen Instrumentariums im WHG erforderlich, um die ökologischen Ziele der EG-WRRL zu erreichen. Die hierfür wichtigsten rechtlichen Instrumente werden im folgenden Abschnitt genannt.

6.4.2 Rechtliche Instrumente zur Schaffung naturnaher und klimaresilienter Gewässer

Neben den Vorschriften der EG-WRRL existieren im WHG zahlreiche weitere Regelungen und Instrumente, die zur Schaffung naturnaher und klimaresilienter Gewässer herangezogen werden können.

Renaturierungsgebot

Gemäß § 6 Abs. 2 WHG sollen Gewässer, die sich in einem natürlichen oder naturnahen Zustand befinden, in diesem Zustand erhalten bleiben und nicht naturnah ausgebaute natürliche Gewässer so weit wie möglich wieder in einen naturnahen Zustand zurückgeführt werden, wenn überwiegende Gründe des Wohls der Allgemeinheit dem nicht entgegenstehen. Dieser auch als “Renaturierungsgebot“ bezeichnete Grundsatz steht in unmittelbarem Bezug zu den ökologisch ausgerichteten Bewirtschaftungsgrundsätzen der § 6 Abs. 1 Nrn. 1 und 2 WHG (Czychowski & Reinhardt 2014: § 6, Rn. 60). In § 6 Abs. 1 Nr. 1 WHG heißt es, dass die Gewässer u. a. insbesondere mit dem Ziel zu bewirtschaften sind, ihre Funktions- und Leistungsfähigkeit als Bestandteil des Naturhaushalts und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen zu erhalten und zu verbessern, insbesondere durch Schutz vor nachteiligen Veränderungen von Gewässereigenschaften. Nach dem zweiten Bewirtschaftungsgrundsatz sind Beeinträchtigungen auch im Hinblick auf den Wasserhaushalt der direkt von den Gewässern abhängenden Landökosysteme und Feuchtgebiete zu vermeiden und unvermeidbare, nicht nur geringfügige Beeinträchtigungen so weit wie möglich auszugleichen (§ 6 Abs. 1 Nr. 2 WHG).

Regelungen zu Mindestwasserführung, Durchgängigkeit, Fischschutz

Ökologische Anforderungen an die Zulässigkeit von Gewässerbenutzungen (§ 12 WHG) und den Gewässerausbau (§ 68 WHG), insbesondere im Zusammenhang mit Wasserkraftanlagen, ergeben sich aus den Regelungen über die Mindestwasserführung (§ 33 WHG), die Durchgängigkeit von Gewässern (§ 34 Abs. 1 WHG) sowie den Fischschutz an Wasserkraftanlagen (§ 35 Abs. 1 WHG) (Gärditz 2013: S. 608). Die einander ergänzenden und sich teilweise überlappenden Regelungen enthalten bereichsspezifische Anforderungen zur gesetzlichen Steuerung der wasserbehördlichen Entscheidung i. S. der ökologischen Funktionsfähigkeit betroffener Fließgewässer (Czychowski & Reinhardt 2014, § 33, Rn. 2). Wie aus den Formulierungen in §§ 33 Abs. 1, 34 Abs. 1 sowie 35 Abs. 3 WHG deutlich wird, dienen die darin formulierten Anforderungen der Einhaltung bzw. Erreichung der Bewirtschaftungsziele für Oberflächengewässer i. S. der §§ 27 bis 31 WHG (ausführlich hierzu Czychowski & Reinhardt 2014, § 33, Rn. 10 ff., § 34, Rn. 10 ff., § 35, Rn. 7 f.).

So ist nach der Vorschrift über die Mindestwasserführung gem. § 33 Abs. 1 das Aufstauen eines oberirdischen Gewässers oder das Entnehmen oder Ableiten von Wasser aus einem oberirdischen Gewässer nur zulässig, wenn die Abflussmenge erhalten bleibt, die für das Gewässer und andere hiermit verbundene Gewässer erforderlich ist. Zudem dürfen die Errichtung, die wesentliche Änderung und der Betrieb von Stauanlagen nur zugelassen werden, wenn durch geeignete Einrichtungen und Betriebsweisen die Durchgängigkeit des Gewässers erhalten oder wiederhergestellt wird (§ 34 Abs. 1 WHG). Darüber hinaus ist die Nutzung von Wasserkraft nur zulässig, wenn auch geeignete Maßnahmen zum Schutz der Fischpopulation ergriffen werden (§ 35 Abs. 1 WHG). Die jeweiligen Maßnahmen können im Zulassungsbescheid als Inhalts- und Nebenbestimmungen zum Ausgleich nachteiliger Veränderungen i. S. von § 13 Abs. 2 Nr. 2 d) WHG festgelegt werden.

Schutz von Gewässerrandstreifen, § 38 WHG

Die Umsetzung der EG-WRRL wird auch durch die Regelung über Gewässerrandstreifen unterstützt. Diese dienen der Erhaltung und Verbesserung der ökologischen Funktionen

oberirdischer Gewässer, der Wasserspeicherung, der Sicherung des Wasserabflusses sowie der Verminderung von Stoffeinträgen aus diffusen Quellen (§ 38 Abs. 1 WHG). Ihre Breite beträgt im Außenbereich fünf Meter, abweichende Festlegungen (einschl. deren Aufhebung) können durch die zuständige Behörde festgelegt werden (Abs. 3). Eigentümer und Nutzungsberechtigte sollen Gewässerrandstreifen im Hinblick auf ihre Funktionen nach Abs. 1 erhalten. Zudem gelten im Gewässerrandstreifen Verbote im Hinblick auf die Umwandlung von Grünland in Ackerland, das Entfernen von standortgerechten Bäumen und Sträuchern, den Umgang mit wassergefährdenden Stoffen und die Ablagerung von Gegenständen (Abs. 4).

Die Vorschrift zu den Gewässerrandstreifen stellt eine wichtige Regelung dar, um den für die Gewässerqualität so wichtigen Schutzsaum zu erhalten. Allerdings sind die Vorschriften durch wenig ambitionierte Anforderungen und verschiedene Ermessens- und Ausnahmeregelungen geprägt, was diese deutlich schwächt. In den Landeswassergesetzen befinden sich z. T. ehrgeizigere Regelungen. So beträgt die Breite der Gewässerrandstreifen in Sachsen und Baden-Württemberg z. B. nicht nur fünf, sondern zehn Meter. Auch ist hier, im Gegensatz zu § 38 WHG, auch innerhalb von im Zusammenhang bebauten Ortsteilen ein (fünf Meter breiter) Gewässerrandstreifen vorgesehen (§ 24 Abs. 2 SächsWG, § 29 Abs. 1 WG BaWü). In der Bundesregelung ist Letzterer völlig in das Ermessen der Behörden gestellt (vgl. § 38 Abs. 3 S. 2 Nr. 3).

Auch die Verbote sollten weniger relativiert werden. So ist die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln und Düngemitteln gemäß § 38 Abs. 4 S. 1 Nr. 3 WHG vom Verbot des Umgangs mit wassergefährdenden Stoffen ausgenommen - im Gegensatz etwa zur sächsischen und baden-württembergischen Regelung, wo ein entsprechendes Verbot immerhin auf einer Breite von 5 Metern gilt (vgl. § 24 Abs. 3 S. 1 Nr. 1 SächsWG, § 29 Abs. 3 Nr. 1 WG BaWü). Zudem ist z. B. in Sachsen, abweichend von § 38 Abs. 4 Satz 2 Nr. 4 WHG, auch die nur zeitweise Ablagerung von Gegenständen, die den Wasserabfluss behindern können oder die fortgeschwemmt werden können, verboten (§ 24 Abs. 3 S. 1 Nr. 3 SächsWG).

Aus Gewässerschutzsicht positiv hervorzuheben ist die Regelung des § 29 Abs. 3 Nr. 3 WG BaWü, welcher die Nutzung des Gewässerrandstreifens als Ackerland in einem Bereich von fünf Metern ab dem 1. Januar 2019 grundsätzlich verbietet. Hiervon ausgenommen sind lediglich die Anpflanzung von Gehölzen mit Ernteintervallen von mehr als zwei Jahren sowie die Anlage und der umbruchlose Erhalt von Blühstreifen in Form von mehrjährigen nektar- und pollenspendenden Trachtflächen für Insekten. Entsprechende strengere Regelungen sollten für alle Bundesländer gelten, um die Erreichung des guten Gewässerzustands zu befördern.

Anforderungen an die Nutzbarkeit landwirtschaftlich genutzte Flächen mit Hangneigung an Gewässern, § 38a WHG

Eine die Regelung zu Gewässerrandstreifen ergänzende Vorschrift wurde mit § 38a WHG durch das Erste Gesetz zur Änderung des Wasserhaushaltsgesetzes vom 19.06.2020 (BGBl. I S. 1408) eingeführt. Mit der Neuregelung wird die Nutzbarkeit landwirtschaftlicher Flächen, die an Gewässer angrenzen und dabei eine Hangneigung von durchschnittlich mindestens 5 Prozent aufweisen, wie folgt eingeschränkt: Auf einem Randstreifen von 5 m landseits zur Böschungsoberkante des Gewässers müssen die Eigentümer und Nutzungsberechtigten eine geschlossene, ganzjährig begrünte Pflanzendecke herstellen und dauerhaft erhalten. Diese Pflanzendecke ist jährlich zu pflegen, wobei der Boden nur alle 5 Jahre bearbeitet, d. h. umgebrochen werden darf. Der erste Fünfjahreszeitraum beginnt mit Ablauf des 30. Juni 2020. § 38a WHG zielt damit auf eine Begrünung von Gewässerrandstreifen in bestimmten Lagen zur Verringerung stofflicher Belastungen von Fließgewässern ab. Die Regelung ist aus Sicht des Gewässerschutzes zu begrüßen, wird aber z. T. als unzureichend kritisiert (vgl. BUND 2020).

Beispielsweise müsse § 38a WHG um ein Einsatzverbot von Pflanzenschutzmitteln und Düngung ergänzt werden. Auch bei einer geschlossenen Pflanzendecke und der Nutzung als Grünland oder Weidefläche werde die Regelung sonst ad absurdum geführt (NABU 2020: 5).

Gewässerunterhaltung, § 39 WHG

Ein wichtiges Instrument zur Einhaltung bzw. Erreichung der Ziele der WRRL ist die Gewässerunterhaltung i. S. von § 39 WHG. Die Ziele der Gewässerunterhaltung sind vielschichtig und haben sich im Laufe der Zeit gewandelt (Reinhardt 2008: 1048 ff.). Hierauf hatte auch die Umsetzung der EG-WRRL durch das 7. WHG-Änderungsgesetz vom 18.6.2002 (BGBl. I: 1914) entscheidenden Einfluss. Seitdem umfasst die Unterhaltung eines Gewässers nicht mehr nur seine Pflege, sondern auch seine Entwicklung (§ 39 Abs. 1 S. 1 WHG). Während die Pflege die Erhaltung eines bestimmten Gewässerzustandes beschreibt, streben Maßnahmen der Entwicklung die Hinführung auf einen positiven Zustand bzw. eine Verbesserung an. Gewässerpflege und -entwicklung sind ausdrücklich an den Zielen der §§ 27 bis 31 WHG, d. h. der Erreichung des guten Zustands der Gewässer i. S. des Art. 4 EG-WRRL, auszurichten (vgl. § 39 Abs. 2 S. 1 WHG). Im Zusammenspiel mit dem Auftrag der Gewässerentwicklung wird damit im Hinblick auf die (ökologischen) Ziele der WRRL nicht nur dem Verschlechterungsverbot, sondern auch dem Verbesserungsgebot des Art. 4 Abs. 1 EG-WRRL Rechnung getragen.

Die wasserwirtschaftliche Unterhaltung (im Gegensatz zur wasserwegrechtlichen Unterhaltung) umfasst vor allem die Erhaltung des Gewässerbetts und des Ufers, die Gewährleistung des Wasserabflusses, die Pflege und Entwicklung des Gewässers als Lebensraum, die Abführung von Geschiebe, Eis und Sedimenten sowie die Sicherung des natürlichen Wasserrückhalts (vgl. § 39 Abs. 1 S. 2 WHG) (BMVBS 2010: 20 ff.). Typische wasserwirtschaftliche Unterhaltungsmaßnahmen sind das Mähen oder Beweiden der Ufer, die Entfernung von Röhricht, das Krauten (Beseitigung von Aufwuchs im Gewässerbett), die Gewässerräumung (Entfernung von Sedimenten etc.), Gehölzpflege und -umbau im Sinne einer standorttypischen Vegetation, die Beseitigung von Schäden am Gewässerbett und die Beseitigung von natürlichen Abflussstörungen (Patt et al. 2011: 351, 353 ff.). Nicht zur Gewässerunterhaltung gehören hingegen Maßnahmen des Gewässerausbaus, d. h. solche, die die wesentliche Umgestaltung eines Gewässers zum Ziel haben (Wasserverbandstag 2011: 11; BMVBS 2010: 15 f.), wobei die Unterscheidung im Hinblick auf das Ziel der Gewässerentwicklung im Einzelfall schwierig sein kann (Reinhardt 2008: 1048 ff., Reese et al. 2018: 36 ff.).

Zwischen den genannten Zielen der Gewässerunterhaltung können sich teilweise Überschneidungen (BMVBS 2010: 36 f.), teilweise aber auch Konflikte ergeben (z. B. Sicherung des schadlosen Wasserabflusses versus Schaffung naturnaher Gewässerstrukturen, etwa durch Belassen umgestürzter Bäume) (Wasserverbandstag 2011: 36 f.). Da die Gewässerunterhaltung in der Regel keine Gewässerbenutzung darstellt, bedürfen die der Unterhaltung dienenden Maßnahmen keiner besonderen wasserrechtlichen Zulassung. Der Träger der Unterhaltungslast ist gleichwohl an die Bewirtschaftungsziele sowie die im Maßnahmenprogramm festgelegten Maßnahmen gebunden. Kollidiert die Durchführung einer Unterhaltungsmaßnahme mit den Bewirtschaftungszielen, so kann die zuständige Behörde die Unterlassung anordnen (Czychowski/Reinhardt 2014, § 39, Rn. 56 f.).

Gewässerausbau

Größere Gewässerentwicklungs- bzw. Renaturierungsmaßnahmen zur Verbesserung des Gewässerzustands i. S. der Ziele der EG-WRRL sind als Gewässerausbau einzustufen, sofern sie eine auf die Schaffung eines neuen Dauerzustandes abzielende Herstellung, Beseitigung oder wesentliche Umgestaltung eines Gewässers oder seiner Ufer darstellen (Reese et al. 2018: 42 ff.).

Auf Grund seiner hohen Eingriffsintensität bedarf der Gewässerausbau grundsätzlich der Planfeststellung oder Plangenehmigung, § 68 Abs. 1 und 2 WHG. Der Plan darf nur festgestellt oder genehmigt werden, wenn 1. eine Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit (z. B. eine erhebliche Erhöhung von Hochwasserrisiken oder die Zerstörung natürlicher Rückhalteflächen) nicht zu erwarten ist und 2. andere Anforderungen nach diesem Gesetz oder sonstigen öffentlich-rechtlichen Vorschriften erfüllt werden, § 68 Abs. 3 WHG. Die gesetzlichen Bewirtschaftungsziele der §§ 27-31, 44, 47 WHG und die Vorgaben der Maßnahmenprogramme sind daher bei der Planfeststellungsentscheidung zwingend zu beachten (Czychowski & Reinhardt 2014, § 68, Rn. 31).

6.4.3 Probleme bei der Umsetzung der Ziele der WRRL und Empfehlungen

Die Umsetzung der EG-WRRL in deutsches Recht hat grundlegende rechtliche Fragen aufgeworfen, wie etwa zur Auslegung des Verschlechterungsverbots und zu Anforderungen an Ausnahmen von der Zielerreichung, die mittlerweile auch den EuGH beschäftigt haben. Aber auch die tatsächliche Erreichung der ökologischen Umweltziele der EG-WRRL erweist sich in der Praxis als schwierig. Zwar wurden für sämtliche Flussgebietseinheiten in Deutschland flächendeckend Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne aufgestellt. Diese haben bisher auch eine Reihe von Verbesserungen bewirkt, jedoch noch keine annähernde Zielerreichung eines guten Gewässerzustands für die Wasserkörper mit sich gebracht. Im Rahmen der ersten und zweiten Phase der Bewirtschaftungsplanung in Deutschland wurde daher weitgehend von der Möglichkeit der Fristverlängerung Gebrauch gemacht.

Ende 2021 beginnt der dritte und letzte Planungszyklus zur Umsetzung der EG-WRRL. Weitere Fristverlängerungen sind dann grundsätzlich nicht mehr möglicher (es sei denn, die Zielverfehlung liegt in den natürlichen Gegebenheiten begründet, vgl. § 29 Abs. 3 WHG). Es ist davon auszugehen, dass bis zum Jahr 2027 die Ziele der EG-WRRL bei weitem nicht für alle Wasserkörper in Deutschland erreicht werden. Defizite liegen insbesondere in der hohen Nährstoffbelastung (v.a. durch Einträge aus der Landwirtschaft) und Schadstoffbelastung (z. B. durch Kläranlagen, Niederschlagsüberläufe und Pestizideinsatz) sowie Mängel in der Gewässerstruktur und Durchgängigkeit. Die Behebung letztgenannter Mängel erscheint aus Sicht der Klimawandelanpassung insofern besonders dringlich, als die Wiederherstellung naturnaher Gewässerstrukturen eine Erhöhung der Anpassungsfähigkeit von Oberflächengewässern an den Klimawandel mit sich bringt.

Die Behebung der genannten Defizite ist angesichts der über die Jahrhunderte durch den Menschen hydromorphologisch veränderter Gewässer und begrenzter finanzieller und personeller Ressourcen der Wasserwirtschaftsverwaltung eine erhebliche Herausforderung. Erschwerend kommen lange Regenerationszeiten für Grundwasser und aquatische Ökosysteme und Unsicherheiten bei der Wirkung von Maßnahmen hinzu. Ein weiteres Problem stellt die Umsetzung der Maßnahmen nach dem Freiwilligkeitsprinzip dar, d. h. das Verständnis der Maßnahmenprogramme als „Angebotsprogrammatik“ und das Absehen von rechtlichen Verpflichtungsmaßnahmen zur Durchsetzung von Maßnahmen (vgl. Reese et al. 2018: 227). Zudem wird die Maßnahmenumsetzung durch Flächennutzungskonflikte im Gewässerumfeld und eine mangelnde Flächenverfügbarkeit gebremst. Jenseits dessen wird auch immer offensichtlicher, dass die Bewirtschaftungsziele nicht allein durch Maßnahmen des Gewässerschutzes zu erreichen sind, sondern vor allem im Hinblick auf Nährstoff- und Schadstoffbelastungen dringend durch Maßnahmen auch in anderen Rechts- und Politikbereichen flankiert werden müssen.

Zur Behebung dieser Probleme werden verschiedene Maßnahmen und Instrumente diskutiert. Einige davon mit besonderem Bezug zur ökologischen Beschaffenheit der Gewässer werden im Folgenden dargestellt:

Verbindliche Gewässerentwicklungsplanung

Als möglicher Schlüssel zum Erfolg für eine naturnahe Gewässerentwicklung wird eine unterhalb der existierenden Maßnahmen- und Bewirtschaftungsplanung (vgl. §§ 82 und 83 WHG) angesiedelte formelle Gewässerentwicklungsplanung vorgeschlagen, welche als Grundlage für Maßnahmenauswahl, Umsetzung, Finanzierung und Bodenakquise dient (Reese, 2018, 1597). Dahinter steht der Gedanke, dass die Aufstellung der Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne nicht automatisch zu einer Verbesserung des Gewässerzustands führen. Hierfür bedarf es vielmehr auch einer erfolgreichen Umsetzung der in den Plänen verankerten Maßnahmen. Um diese zu erreichen erscheint eine verbindliche Planung der konkreten Umsetzungsmaßnahmen mit klaren Zeitvorgaben erforderlich.

Eine bis zur örtlichen Ebene hinreichende formelle konkrete Umsetzungsplanung, die für die einzelnen Wasserkörper und Gewässerabschnitte konkrete Maßnahmen, Verantwortlichkeiten und Zeitpläne verbindlich festlegt, gibt es nicht. Die derzeit vorliegenden Maßnahmenprogramme i. S. von § 82 WHG weisen den einzelnen Wasserkörpern lediglich abstrakte Maßnahmentypen unter Verweis auf den LAWA-Maßnahmenkatalogs zu. Die Bestimmung der konkreten Maßnahmen und ihrer spezifischen Ausgestaltung und Umsetzung erfolgt erst auf der Umsetzungsebene durch die örtlich zuständigen Behörden „bottom-up“ und nach dem Freiwilligkeitsprinzip (Reese, ebd.).

Mit der Einführung einer formellen Gewässerentwicklungsplanung könnte an die langjährige Praxis der informellen Gewässerentwicklungspläne angeknüpft werden, die bereits für zahlreiche Gewässerabschnitte erarbeitet worden sind (vgl. z. B. MLUK Brandenburg 2021, LfU 2017b, LHW Sachsen-Anhalt 2021). Die Inhalte der Gewässerentwicklungspläne sollten an den Vorgaben der Maßnahmenprogramme der C-Ebene anknüpfen. Bisher erfolgt die Aufstellung von Gewässerentwicklungsplänen nur freiwillig, lückenhaft und ohne rechtliche Bindungswirkung. Daher wird empfohlen, die Gewässerentwicklungsplanung verbindlich auszugestalten und deren Inhalte gesetzlich zu regeln (Reese 2018, ebd.). Diese würde auch eine Koordinierung mit anderen Fachplanungen wie den Regionalplänen, Hochwasserrisikomanagementplänen und Landschaftsrahmenplänen erleichtern.

Stärkere Ausschöpfung des gesetzlichen Rahmens bei der Flächenakquise

Eine zentrale Voraussetzung für die Umsetzung von Maßnahmen einer natürlichen Gewässerentwicklung ist die Flächenverfügbarkeit. Die Akquise der zur Renaturierung benötigten Flächen ist hierfür ein entscheidender Faktor, denn fehlende Flächen erweisen sich als ein Hinderungsgrund für die Maßnahmenumsetzung in der Praxis (Reese et al. 2018: 74). Die benötigten Flächen stehen zumeist im Privateigentum und werden landwirtschaftlich genutzt.

Der freihändige Erwerb durch die zuständigen Wasserbehörden erweist sich in der Praxis auf Grund der Knappheit landwirtschaftlicher Flächen und hoher Kaufpreise als schwierig. Wo sich auch immer entsprechende Möglichkeiten ergeben, Flächen zu erwerben, sollten diese konsequent genutzt werden, wie beispielsweise im Rahmen der Privatisierung ehemals volkseigener land- und forstwirtschaftlicher Flächen durch die Bodenverwertungs- und Verwaltungsgesellschaft (BVVG) in Ostdeutschland. Mit der Vereinbarung zur entgeltlichen Übertragung von Flächen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie im Jahr 2016 wurden z. B. dem Land Brandenburg 2.000 Hektar Fläche für diesen Zweck zur Verfügung gestellt. Ähnliche Vereinbarungen wurden zuvor auch schon mit den Ländern Sachsen-Anhalt und Mecklenburg-

Vorpommern getroffen (BVVG 2016). Zudem sollte im Hinblick auf den Flächenerwerb auch mit den gemeinnützigen Land(siedlungs)gesellschaften kooperiert werden, die es in den meisten Bundesländern gibt.

Das Ausüben eines Vorkaufsrechts nach § 99a WHG kommt nicht als Mittel zum Flächenerwerb in Betracht, da sich dieses nur auf Maßnahmen des Hochwasser- und Küstenschutzes bezieht. Eine Ausweitung des Instruments de lege ferenda auf Gewässerentwicklungsmaßnahmen i. S. der EG-WRRL erscheint erwägenswert (vgl. SRU 2020: 241). Allerdings verspricht ein solches Vorkausrecht nur punktuell zur Flächenakquise beizutragen, da dieses nur dann eingreift, wenn der Eigentümer ohnehin gerade einen Verkauf des Grundstücks beabsichtigt, was selten der Fall sein wird.

Eine weitere – in der Praxis allerdings auf Grund des der EG-WRRL-Umsetzung zugrundeliegenden Freiwilligkeitsprinzips nicht genutzte und auch rechtlich schwierig zu begründende – Möglichkeit der Flächenakquise stellt die Enteignung dar (Reese et al. 2018: 74 f.). Soweit Gewässerentwicklungsmaßnahmen als Gewässerausbau einzustufen sind, erfordern diese gemäß § 68 WHG eine Planfeststellung bzw. Plangenehmigung. Dient der Gewässerausbau dem Wohl der Allgemeinheit, so kann gemäß § 71 Abs. 1 S. 1 WHG bei der Feststellung des Plans bestimmt werden, dass für seine Durchführung die Enteignung zulässig ist (sog. enteignungsrechtliche Vorwirkung). Im Hinblick auf die Erreichung der gewässerökologischen Ziele der EG-WRRL werden im Hinblick auf die Eigentumsgarantie des Art. 14 GG allerdings teilweise konkretere gesetzliche Vorgaben gefordert; allein die Bezugnahme auf das Wohl der Allgemeinheit reiche für eine Enteignung nicht aus (Reinhardt 2021: 757, a. A. Reese et al. 2018: 125). Es kommt somit auf die enteignungsrechtlichen Regelungen der Landeswassergesetze an. Diese enthalten uneinheitliche Regelungen und es ist im Einzelfall zu prüfen, ob diese im Hinblick auf die Durchsetzung gewässerökologischer Ziele den enteignungsrechtlichen Bestimmtheitsanforderungen genügen. Darüber hinaus ist im konkreten Einzelfall die Verhältnismäßigkeit der Enteignung zu wahren. Hierfür ist die Erforderlichkeit des Flächenzugriffs für die Erreichung des konkreten Ziels nach der EG-WRRL zu belegen, d. h. es dürfen keine weniger in die Rechte des Eigentümers eingreifenden Mittel zur Zielerreichung zur Verfügung stehen (Reinhardt 2021: 759; Reese et al. 2018: 125 f.).

Ein in der Praxis – im Gegensatz zur Enteignung – durchaus angewendetes Instrument der Flächenbeschaffung stellt die Flurbereinigung dar. Diese kann nicht nur für agrarstrukturelle, sondern auch für ökologische Ziele genutzt werden. Das ihr zugrundeliegende Prinzip des Flächentauschs trägt zur Akzeptanz bei den Betroffenen bei, da die Flurbereinigung nicht mit einem Totalverlust der Fläche verbunden ist und die Belastungen auf viele Eigentümer verteilt werden (Reese et al. 2018: 131 ff.). Das Flurbereinigungsgesetz (FlurbG) regelt verschiedene Verfahren der Flurbereinigung – von der Regelflurbereinigung, über das vereinfachte Verfahren, den Flächentausch bis hin zur Unternehmensflurbereinigung. Für Gewässerrenaturierungen und -entwicklungen kommen vor allem die Unternehmensflurbereinigung (§ 87 FlurbG) und das vereinfachte Verfahren (§ 86 FlurbG) in Betracht, wobei letzteres die naturnahe Entwicklung von Gewässern ausdrücklich als Verfahrenszweck erwähnt (vgl. § 86 Abs. 1 Nr. 1 FlurbG). Der Vorteil der Unternehmensflurbereinigung liegt darin, dass diese nicht zuletzt durch die Möglichkeit des Landabzuges (vgl. § 88 Abs. 1 Nr. 4 FlurbG) die vollständige Bereitstellung der benötigten Flächen garantiert (ausführlich hierzu Fehres 2015: 330).

Einführung einer Regelung zu Gewässerentwicklungskorridoren

Um auf die Problematik der Flächeninanspruchnahme bei eigendynamischen Gewässerentwicklungen zu reagieren, wird die Einführung einer Regelung im WHG zur Festlegung von sog. Gewässerentwicklungskorridoren empfohlen (SRU 2020: 240). Hintergrund

dieser Regelung ist der Umstand, dass nutzungsbedingte Restriktionen die Ausdehnung des Entwicklungskorridors in der Praxis teilweise erheblich einschränken (UBA 2021). Durch die Festlegung entsprechender Korridore wird auf das Problem der Zuordnung insbesondere eigendynamischer Gewässerentwicklungsmaßnahmen und der damit verbundenen Möglichkeiten der Flächeninanspruchnahme reagiert (Reese et al. 2018: 129). Aus dem potenziell natürlichen Entwicklungskorridor ergeben sich Gewässerentwicklungsflächen, die sich grundsätzlich zur Renaturierung des Gewässers eignen (SRU: ebd.).

Der Gewässerentwicklungskorridor ist vom Gewässerrandstreifen abzugrenzen, welcher der Verminderung des Schadstoffaustrags in die Gewässer dient und über eine (gesetzlich) festgelegte Breite verfügt (vgl. § 38 WHG: fünf Meter im Außenbereich). Da die Flächen für den Gewässerentwicklungskorridor deutlich über die nach § 38 WHG als Gewässerrandstreifen geschützten Flächen hinausgehen, könnten sie auch deren Funktion (Schutz vor Stoffeinträgen) übernehmen (SRU 2020: 240). Eine Regelung zu Entwicklungskorridoren war in § 1 Nr. 59a des Entwurfs zur Änderung des Niedersächsischen Wassergesetzes vom Mai 2017 (LT-Drs. 17/8113) vorgesehen. Diese wurde zwar bisher nicht verabschiedet, kann aber als Vorbild für die Einführung einer entsprechenden Regelung im WHG dienen.

Der Gewässerentwicklungskorridor umfasst den Ufer- und Auenbereich, der für eine naturraumtypische Gewässerentwicklung notwendig ist und dem Gewässer Platz für eigendynamische Entwicklungen bietet (NABU 2020). Er ist in seiner Breite variabel und umfasst im Idealfall fast die ganze Gewässeraue (UBA 2021). Eine Regelung für die Bestimmung des spezifischen Flächenbedarfs für eine naturnahe Entwicklung der unterschiedlichen Gewässertypen nach einem bundesweit einheitlichen, naturwissenschaftlich begründeten Verfahren liegt bereits vor (vgl. insoweit die entsprechende LAWA-Verfahrensempfehlung (LAWA 2016), erarbeitet von Koenzen et. al.) und sollte von den Bundesländern genutzt werden (SRU 2020: 240).

Die Entwicklungskorridore sind durch die zuständigen Wasserbehörden durch Rechtsverordnung festzusetzen, soweit dies erforderlich ist, um eine eigendynamische Entwicklung der Gewässer zu ermöglichen und die Bewirtschaftungsziele gemäß §§ 27 ff. zu erreichen (vgl. § 59a NWGÄndG-E). In der Rechtsverordnung sind die zur Erreichung der genannten Ziele erforderlichen Maßnahmen und Regelungen zu treffen. Beispielsweise kann bestimmt werden, dass die Befestigung der Ufer unzulässig ist bzw. der Rückbau entsprechender Befestigungen und eigendynamische Entwicklungsprozesse zu dulden sind, wobei insoweit eine Entschädigungs- und Ausgleichspflicht besteht (vgl. § 59a NWGÄndG-E).

7 Anpassungsbedarfe und Handlungsempfehlungen zur Umsetzung der EG-WRRL – Zusammenfassung

7.1 Schaffung klimaangepasster Rand- und Rahmenbedingungen in Oberflächengewässern

Hinsichtlich der Entwicklung von Klimawirkungen, wie Hitzeperioden oder Veränderung von Niederschlägen hat sich gezeigt, dass nach wie vor Unsicherheiten existieren, beispielsweise wie sich die Niederschlagstrends vor dem Hintergrund steigender Lufttemperaturen mittel- bis langfristig entwickeln werden. Dennoch wurde in den voran gegangenen Kapiteln deutlich, dass in Bezug auf die ökologische Beschaffenheit von Oberflächengewässern immer noch signifikante schädigende Einflüsse vorhanden sind, die sich in Abhängigkeit der klimatischen Entwicklungen weiter verschärfen können. Somit existiert schon seit vielen Jahrzehnten der Bedarf die Anpassungsfähigkeit von Oberflächengewässern zu verbessern, wobei im Zusammenhang mit dem vorherrschenden Umsetzungsdefizit in den EG-WRRL-Maßnahmenprogrammen und der klimatischen Entwicklungen die Dringlichkeit enorm gestiegen ist. Ziel muss es sein, die vorhandenen Rand- und Rahmenbedingungen klimaangepasst und Sektoren-übergreifend zu gestalten – der Nationale Wasserdiallog der Bundesregierung hat hierfür in den vergangenen zwei Jahren wertvolle Inhalte erarbeitet. Als Gesamtschau konnte Anfang Juni 2021 der Entwurf der Nationalen Wasserstrategie präsentiert werden, welcher u. a. wesentliche Handlungsstränge zur Erhaltung und Entwicklung des GÖZ/GÖP in Zeiten unsicherer klimatischer Entwicklungen beschreibt^{28, 29}.

Mitunter wird in den hierfür erforderlichen Fachdiskursen das Problem verstärkt trocken fallender Gewässer(-abschnitte) durch Renaturierung und der damit verbundenen Verbreiterung des Querprofils und Sohlanhebung angeführt, wodurch Extremereignisse, wie Niedrigwasser potenziell verstärkt würden. Diesen, meist punktuell auftretenden Effekten, die ihre Hauptursache zumeist in der gestörten Gebietshydrologie haben, ist mit ganzheitlichen und hydrologisch integrierten Maßnahmenbündeln mit dem Ziel eines optimierten Landschaftswasserhaushalts zu begegnen. Dabei ist für das Gerinne der "heutige potenziell natürliche Gewässerzustand" (hpnG), der in Deutschland über den guten ökologischen Zustand bzw. gewässertypspezifische Leitbilder abgebildet wird, als grundsätzliche Referenz beizubehalten. Der Referenzwert der gewässertypspezifischen potenziellen natürlichen Sohlbreite/Gewässerbreite ist in nicht durch Restriktionen belegten Bereichen als Handlungs- und Planungsgrundlage beizubehalten und zu beachten. Dabei ist das „WIE“ der Verbreiterung/Auenanbindung ein Schlüsselfaktor, da abschnittsweise Querprofilaufweitungen im Zuge von Renaturierungen tatsächlich zu potenziell negativen Folgen, wie „Sedimentfallen“, führen können, auch ohne die Einflüsse des Klimawandels. Zudem ist bei der Umsetzung auf die Strukturvielfalt im Längs- und Querprofil zu achten, da Niedrigwasserrinnen, Kolke und Pools wichtige Rückzugsräume bei Niedrigwasserphasen darstellen und nicht durch künstlich geschaffene Kaskaden von Rückhaltungen ersetzt werden sollten.

Ein weiteres Kernproblem in diesem Zusammenhang ist i. d. R. die fehlende Grundwasseranbindung und der damit verbundene künstlich geschaffene große Grundwasserflurabstand, für den keine Referenzzustände gemäß WRRL existieren. Dieses Kernproblem wurde im Rahmen der im Projekt durchgeführten Interviews ebenfalls von einer Reihe von Expertinnen und Experten hervorgehoben. Geeignete Lösungsansätze können, wie

²⁸ <https://www.bmu.de/download/nationale-wasserstrategie/>

²⁹ <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/ausgewaehlte-fachinformationen-zur-nationalen>

oben bereits dargelegt, daher nur über ganzheitliche, integrative Handlungsstrategien entstehen. Verbreiterung und Sohlanhebung stellen dabei nur einzelne Maßnahmen in den Maßnahmenbündeln der Renaturierungsplanung da, wodurch potenziell negative Effekte, wie Austrocknung, durch positive Effekte, wie beispielsweise Beschattung durch Ufergehölze und zeitweise Austrocknung mit anschließender Wiedervernässung, ausgeglichen werden.

Anhand dieser Beispiele können zudem weitere Punkte integrierter Handlungsweisen abgeleitet werden, welche Eingang in die Bewertung von Renaturierungsvorhaben finden sollten: Zum einen ist der Renaturierungsfokus oft ausschließlich aquatisch zentriert. Vor allem bei größeren Flüssen ist die höchste Biodiversität jedoch in den Übergangsbereichen bzw.

Wasserwechselzonen zu finden. Das zeitweise Trockenfallen ganzer (Alt-)Arme fördert dabei die Habitatvielfalt im Besonderen. Demnach sollte der Fokus neben der aquatischen auch die halbaquatischen und terrestrischen Lebensräume am Gewässer verstärkt in den Blick nehmen, da vorhandene (Alt-)Arme, Pools, Wurzelunterstände oder andere Rückzugsräume als Refugien zur Verfügung stehen und somit eine Wiederbesiedlung nach extrem abflussarmen Perioden gewährleistet wird. Zum anderen wird deutlich, dass Renaturierungen oft auf den Flussschlauch (oder gar nur das Flussbett) limitiert sind und die umgebene Landschaft bzw. die Gesamtzusammenhänge im Einzugsgebiet außer Acht lassen. Immer noch existieren in großem Umfang ausgebaute Gewässer und Entwässerungseinrichtungen, die dafür sorgen, dass das Wasser die Landschaft möglichst schnell verlässt. Gleichzeitig wurden und werden Feuchtgebiete, Feuchtwiesen und Ackerflächen drainiert – solche Landschaftskompartimente sorgen für kurze Retentionszeiten. In der Folge sind in den Gewässern ausgeprägte Schwankungen des Wasserstandes und das (lokale) Trockenfallen beobachtbar. Demgegenüber wird über die Umsetzung innovativer Maßnahmenkombinationen dafür Sorge getragen, dass Niederschläge möglichst in der Fläche zurückzuhalten werden können.

Die Schlussfolgerungen hieraus müssen auch vor dem Hintergrund des Klimawandels lauten: Keine erfolgreiche Renaturierung/Klimaanpassung ohne Betrachtung der wasserwirtschaftlichen Gesamtsituation in Landschaft und Einzugsgebiet. Es werden also vermehrt regionale Konzepte und großskalige Ansätze benötigt, anstatt weniger, lokaler Maßnahmen in einzelnen Gewässerabschnitten. Wenn jedoch eine abschnittsweise Renaturierung in einem sonst ausgebauten und drainierten Einzugsgebiet unumgänglich ist, bzw. durch Restriktionen ein größerer Umfang derzeit nicht realisierbar erscheint, müssen zwingend Rückzugsräume/aquatische Resthabitate eingeplant werden, die dann bei Trockenheit zur Verfügung stehen. Grundsätzlich wird man jedoch langfristig durch derartige, vom eigentlichen Leitbild weit entfernte Maßnahmen, mit einem höheren Maß an Management und Unterhaltung konfrontiert, obwohl eigentlich sich selbst erhaltende Strukturen das Planungsziel waren. Nicht zuletzt steigen somit die Kosten für die Träger der Unterhaltungslast.

Im Folgenden sollen die wichtigsten **Handlungsempfehlungen** des Forschungsprojektes hinsichtlich der Schaffung klimaangepasster Rand- und Rahmenbedingungen, zusammengefasst werden. Die Handlungsempfehlungen stellen dabei eine Synthese der im Projektverlauf erzielten Arbeitsergebnisse aus Literaturrecherchen, Expert*inneninterviews und Fachworkshop dar. Deutlich wurde insbesondere im Rahmen der Interviews die Forderung nach tiefgreifenden und umfassenden Revitalisierungs- und Renaturierungsmaßnahmen i. S. v. integrativen Einzugsgebiets-bezogenen Planungen geäußert, um die Gewässerökosysteme auf die zu erwartenden klimatischen Veränderungen „vorzubereiten“. Als besondere Herausforderungen für den Renaturierungserfolg wurden beispielsweise die langfristige Wiederanbindung an die potenziell natürlichen Grundwasserflurabstände und die mangelnde Flächenverfügbarkeit angesehen. Diese auf nationaler Ebene abgefragten Erfordernisse konnten zudem durch das zuvor gezogene Literaturresümee untersetzt werden.

Folgende Handlungserfordernisse können abschließend für dieses Projekt zusammengefasst werden:

- ▶ Hervorheben der Bedeutung der strukturellen und funktionellen **Verknüpfungen der morphologischen und biologischen Eigenschaften** in Oberflächengewässern: „*keine Biokomponente ohne Habitat, kein Habitat ohne funktionierende Hydromorphologie!*“ (UBA & LAWA 2021)
- ▶ Hervorheben der besonderen Bedeutung von **Quellbereichen, Kolken, Stillwasserpools und Kleingewässern** i. S. v. Refugien und (Wieder-)Besiedlungsquellen nach Extremereignissen mit Strahlwirkung
- ▶ Erarbeitung und gesetzliche Verankerung von Handlungsprinzipien bei häufiger trocken fallenden Kleingewässern im Zuge der Erstellung von Niedrigwassermanagement-Konzepten
- ▶ Hervorheben der Bedeutung eines naturnahen **Feststoffhaushaltes** für eine gute und klimaangepasste Habitatqualität in Oberflächengewässern (auch UBA & LAWA 2021)
- ▶ Erhöhung der **Anpassungsfähigkeit** von Oberflächengewässern an den Klimawandel durch Wiederherstellung naturnaher Gewässerstrukturen und Verdeutlichung bzw. Bewertung der positiven **Auswirkungen** von Maßnahmen (vgl. Bewertung Klimawandel im LAWA-BLANO-Maßnahmenkatalog)
- ▶ Priorisierung von Maßnahmen zur Herstellung **der ökologischen und hydraulischen Durchgängigkeit, naturnaher Sohl- und Uferstrukturen und Gewässerrandstreifen** unter Schaffung einer **typenkonformen Dynamisierung der Abflussverhältnisse**
- ▶ Ermöglichung der **eigendynamischen Entwicklung** naturnaher Habitate in Gewässern und Auen durch Ausweisung von **Gewässerentwicklungskorridoren**
- ▶ Ausweisen von Schlüsselprojekten in der Gewässerentwicklung bzw. „prioritären Gewässern“, die aufgrund der anthropogenen Überprägung besonders schlechte Aussichten zur Zielerreichung nach EG-WRRRL haben, unter Berücksichtigung folgender Merkmale: **a) Entwicklungspfade der Landnutzung** (Raumstrukturtypen, Siedlungsdichte, wachsende Städte), **b) langfristige und spezifische Umgestaltung von Regionen** (ehemaligen Braunkohlereviere), **c) Wasserbedarf** anderer Sektoren (Trinkwasser, Bewässerung, Industrie) und **d) Abwasserbewirtschaftung** (Einleitung und Rückhalt von Nähr- und Schadstoffen)
- ▶ Entwicklung eines **nachhaltigen und flexiblen Wassermengenmanagement in den (Teil-)Einzugsgebieten** unter Gewährleistung des Bedarfs aquatischer Lebensräume und wassergebundener Landökosysteme an Süßwasser

Für die genannten Handlungsansätze werden vor allem Methoden und Bewertungselemente der angewandten Geomorphologie adressiert, die insbesondere für dicht besiedelte Räume, wie das Bundesgebiet, geeignete Mittel darstellen, um das Denken von „der Kontrolle der Natur durch harte Strukturen“ hin zu einem "Arbeiten mit der Natur" zu verändern. Hierfür ist jedoch ein Verständnis über geomorphologische Prozesse und morphodynamische Entwicklungen erforderlich, um nachhaltige Lösungen für Probleme des menschlichen Einflusses und der menschlichen Interaktion mit der Umwelt zu finden (Hooke 2019). Dieses Verständnis sollte anhand eines gezielten Wissenstransfers verstärkt in der Bevölkerung kommuniziert werden.

7.2 Intensivierung und Flexibilisierung des Monitorings

Monitoringstrategie Seen

Insgesamt wird eine Verkürzung der Zeitintervalle zur Beprobung von Gewässern empfohlen. Speziell Gewässer mit gutem ökologischen Zustand sollten nicht nur alle 6 Jahre beprobt werden, da in Folge des Klimawandels auch für diese Gewässer durch Erwärmung und häufiger auftretende Wetterextreme, mit entsprechenden Auswirkungen auf Stoffeinträge, Durchmischungsregime und interne Stoffkreisläufe ein Risiko zur Verschlechterung des ökologischen Zustands besteht.

Zur Schaffung einer verbesserten Datengrundlage ist eine dauerhafte Beobachtung durch Einsatz und/oder Installation von Multisensoren für eine zeitlich hochaufgelöste Erfassung zentraler biologischer, physikalischer und chemischer Parameter zu empfehlen. Parameter die über Sensoren abgedeckt werden könnten sind Chlorophyll-a-Konzentration (als Maß für Phytoplanktonbiomasse) und ggf. zusätzlich Phycocyanin und/oder Phycoerythrin zur Erfassung der Biomasse von Cyanobakterien, Temperatur in mehreren Tiefen zur Erfassung der Erwärmung des Wassers, sowie des Schichtungs- und Durchmischungsverhaltens. Weiterhin sollte der pH-Wert zur Kontrolle der photosynthetischen Produktion, sowie der Sauerstoffgehalte in mehreren Tiefen zur Erfassung von minimalen Sauerstoffkonzentrationen im Tiefenwasser über dauerhaft eingesetzte Sensoren erfasst werden. Eine Erfassung der gesamten Vegetationsperiode ist anzustreben, hier müssen die Verschiebungen des Zeitpunkts und der Dauer der Vegetationsperiode im Rahmen der Klimaerwärmung Rechnung getragen werden.

Ein sensorgestütztes automatisiertes Messnetz (in situ sowie satellitengestützt) mit ganzjährigen Messungen zu zentralen Parametern wie Temperatur und Chlorophyll-a ist wünschenswert. Dies würde auch das Erfassen von Extremereignissen im Jahresverlauf, sowie des Durchmischungsregimes und der Erwärmung im Oberflächen- versus Tiefenwasser erlauben.

Die Entwicklung von Indizes zu klimarelevanten Veränderungen der Artenzusammensetzung des Phytoplanktons (ggf. auch des Zooplanktons), aufbauend auf den Indikatorarten zur Bewertung des ökologischen Zustands von Gewässern (vgl. PhytoSee) und neu eingewanderter Arten wäre anzustreben.

Des Weiteren wird die obligate Aufnahme des **Zooplanktons** in die Bewertungsverfahren des ökologischen Zustands von Gewässern in allen Bundesländern empfohlen, um das Modul PhytoLoss zu bedienen. Automatisierte Verfahren zur Zooplanktonanalyse könnten zukünftig den Personalaufwand und die Mehrbelastung bei Behörden und Ämtern abfedern. In den letzten Jahren gab es rasante Fortschritte auf dem Gebiet der künstlichen Intelligenz und des maschinellen Lernens. Diese neue Technologie bietet effektive Anwendung bei der voll- oder semiautomatischen Zooplanktonklassifizierung in marinen und brackischen Gewässern (Malde et al. 2019, Uusitalo et al. 2021). Die damit gewonnenen, (nach jetzigem Stand der Technik) taxonomisch weniger genauen Daten, könnten ein modifiziertes (neuartiges) PhytoLoss Modul bedienen. Auch könnte das **Mikrozooplankton** wie Ciliaten, das derzeit nicht aufgenommen wird, darüber erfasst werden und Indikatorarten wie kleine empfindliche Rotatorien als Anzeiger für klimatisch bedingte Veränderungen eingesetzt werden.

Ähnliche automatisierte Verfahren könnten in Zukunft auch für Phytoplankton bereitgestellt werden, da die Entwicklung der automatischen und KI-gestützten bildbasierten Planktonerkennung auch in diesem Bereich große Fortschritte macht (Eerola et al. 2020). Diese Daten, die taxonomisch zwar weniger hoch aufgelöst sein werden als mit gängigen Bestimmungsverfahren, könnten dennoch in ein modifiziertes PhytoSee Modul eingepflegt

werden. Dies könnte eine rasche Auswertung im Hinblick auf das Auftreten neuer Arten aufgrund wärmerer Bedingungen oder dominanter Indikatorarten ermöglichen. Schnellere Datenanalysen mit höherer zeitlicher Abdeckung könnten eine gute Datengrundlage zur Berechnung von ggf. überarbeiteten Zoo/Phyto-Index liefern. Dies könnte gezieltere und schnellere Maßnahmen zum Management von Gewässern und potenzieller interner Eutrophierung relativ rasch ermöglichen.

Sequenzierverfahren wie Meta-Barcoding könnten in der Zukunft eine sinnvolle Ergänzung zum derzeitigen Monitoring sein. Aufgrund ihrer hohen Sensitivität werden Umwelt-DNA-Methoden bereits für die Erfassung von Biodiversität genutzt (Deiner et al. 2017, Harper et al. 2019) und könnten u. a. als Frühwarnsystem für das Auftreten invasiver Arten oder bestimmter Zeigerarten eingesetzt werden. Allerdings lässt die Methode derzeit nur eine qualitative Erhebung von Arten zu, außerdem ist die taxonomische Zuordnung noch zu ungenau, für eine bessere Annotierung müssten die entsprechenden Datenbanken weiter entwickelt werden. Die Methode ist außerdem aufwendig und die Kosten derzeit noch relativ hoch.

Monitoringstrategie Fließgewässer

Ähnlich wie auch bei den Standgewässern, gilt auch für die Fließgewässer, dass ein Verdichten der Messintervalle empfehlenswert erscheint. Basierend auf den derzeitigen Messintervallen ist es nur schwer möglich die möglichen Veränderungen innerhalb einer Artengemeinschaft, die dann letztendlich zu Veränderungen der Bewertung von Fließgewässern führen, einem bestimmten Treiber zuzuordnen.

In Bezug auf die Treiber wird eine permanente Erfassung der Wassertemperatur im Rahmen des Monitorings angeregt. Auch die Fernerkundung bietet in Bezug auf die Identifizierung von Treibern großes Potenzial und die Möglichkeiten in das WRRL-Monitoring eingebunden zu werden sollten geprüft werden.

Am deutlichsten und für die Artengemeinschaften am drastischsten, zeigen sich die Auswirkungen des Klimawandels in Fließgewässern in Bezug auf häufigeres temporäres Trockenfallen ganzer Gewässer oder Gewässerabschnitte. Hier ist es unbedingt empfehlenswert das Methodenspektrum der Bewertungstools (bei PERLODES bereits teilweise geschehen) hinsichtlich dieses Aspektes zu erweitern.

Der Klimawandel erhöht stetig die Komplexität im Zusammenspiel verschiedener Treiber. Dieser Komplexität muss auch im WRRL-Monitoring Rechnung getragen werden, z. B. indem Multistressorenbetrachtungen in den Fokus rücken sollten und so die bisherigen Einzelparametertests sinnvoll ergänzen.

Bei der Umsetzung von Maßnahmen kann es sinnvoll sein, kleine und nicht berichtsrelevante Fließgewässer und Oberläufe stärker in den Fokus zu rücken, da diese Lebensräume zum einen häufig Schlüsselhabitate und Refugien für besonders betroffenen Arten (zum Beispiel Kaltwasser angepasste Arten) sind, und zum anderen diese Lebensräume besonders vom Klimawandel bedroht sind.

Wie für die Seen bereits beschrieben, können auch für Fließgewässer umweltbasierte DNA-Methoden eine sinnvolle Ergänzung zum „klassischen“ Monitoring für diverse Artengruppen werden (Carraro et al. 2020, Stoeckle et al. 2015, Fukomoto et al. 2015, Ruppert et al. 2019). Besonders für das Monitoring bzw. das frühzeitige Erkennen von (invasiven) Fischarten in Fließgewässern, werden Umwelt-DNA basierte Methoden bereits häufig genutzt (Keskin et al. 2016, Gustavson et al. 2015). Für Fische hat sich gezeigt, dass umweltbasierte DNA-Methoden, im Vergleich mit einer Elektrofischung, durchaus die gleiche taxonomische Auflösung erreichen und ähnliche Rückschlüsse auf relative Abundanzen zulassen (Pont et al. 2018). Ein

wesentlicher Vorteil der umweltbasierten DNA-Methoden liegt dann in der größeren räumlichen Abdeckung (Pont et al. 2018). Zusätzlich zum Abschätzen von relativen Abundanz zeigen erste Studien, dass sich auch wirkliche Abundanz mit Hilfe von umweltbasierten DNA-Methoden abschätzen lassen (Doi et al. 2016, Di Muri et al. 2020). Allerdings sind DNA-basierte Untersuchungsmethoden, wie alle Untersuchungsmethoden, nicht frei von Fehlern (Ruppert et al. 2019, Stoeckle et al. 2015). Dies gilt vermutlich in besonderem Maße für Fließgewässer (vgl. Abbildung 37), da die lineare Konnektivität von Fließgewässern besonders dazu beitragen kann, dass Arten entweder als in einem Gebiet vorkommend beschrieben werden, obwohl sie das nicht sind, oder aber, durch beschleunigte Abbauprozesse bzw. Verdünnungsprozesse von Umwelt-DNA in Fließgewässern, nicht erkannt werden, obwohl sie vorkommen (Stoeckle et al. 2015, Burian et al. 2021). Stoeckle et al. (2015) haben zum Beispiel basierend auf Umwelt-DNA Methoden eine Population von Flussperlmuscheln (*Margaritifera margaritifera*) als „Vorkommend“ identifiziert, obwohl diese Population bereits ausgestorben war. Besonders für wichtige Naturschutzentscheidungen können solche Unsicherheiten drastische Folgen haben. Viele Autoren raten daher dazu, umweltbasierte DNA-Methoden als sinnvolle Ergänzung zum klassischen Monitoring zusehen und nicht als Ersatz für dieses (Stoeckle et al. 2015, Mächler et al. 2014). Diesen Unsicherheiten kann zwar mit neuesten statistischen Methoden und einer einheitlichen Probenahmestrategie entgegengewirkt werden (Burian et al. 2021), allerdings besteht hier noch Forschungsbedarf. Besonders auf dem Gebiet der einheitlichen Probennahme und standardisierten Auswertung von Umwelt-DNA-Proben sind zurzeit weder auf deutscher, noch auf europäischer Ebene einheitliche Standards etabliert (siehe Projekte wie DNAquaNet), diese sind allerdings unbedingt notwendig, damit DNA-Methoden wirklich eine zuverlässige Bereicherung für das derzeitige Monitoring werden können (Ruppert et al. 2019). Außerdem sind die Prozesse des Umwelt-DNA Abbaus und der Einfluss von Umweltfaktoren wie Strömung, Temperatur etc. auf die Abbauprozesse bisher nur unzureichend untersucht (Ruppert et al. 2019).

Modellierung

Bei Modellierungen zu Klimawandelfolgen sollten parallel auch sozioökonomische/soziodemographische Wandelprozesse und Änderungen von Landbedeckung/Landnutzung betrachtet werden. Nur so können kombinierte Wirkungen (Verstärkung, Abschwächung) untersucht und die Haupttriebkräfte identifiziert werden.

Um Unsicherheiten hinsichtlich der Bandbreite des zukünftigen Klimawandels abzubilden, sollte mit einem Ensemble von Klimaprojektionen gearbeitet werden.

Da sowohl die Wahl des mit den Klimaprojektionsdaten angetriebenen Wirkmodells als auch die Auswahl und Aufbereitung weiterer Modelleingangsdaten oft eine erhebliche Ergebnisbandbreite bedingen, sollte auch hier mit Varianten bzw. Modell-Ensembles gearbeitet werden.

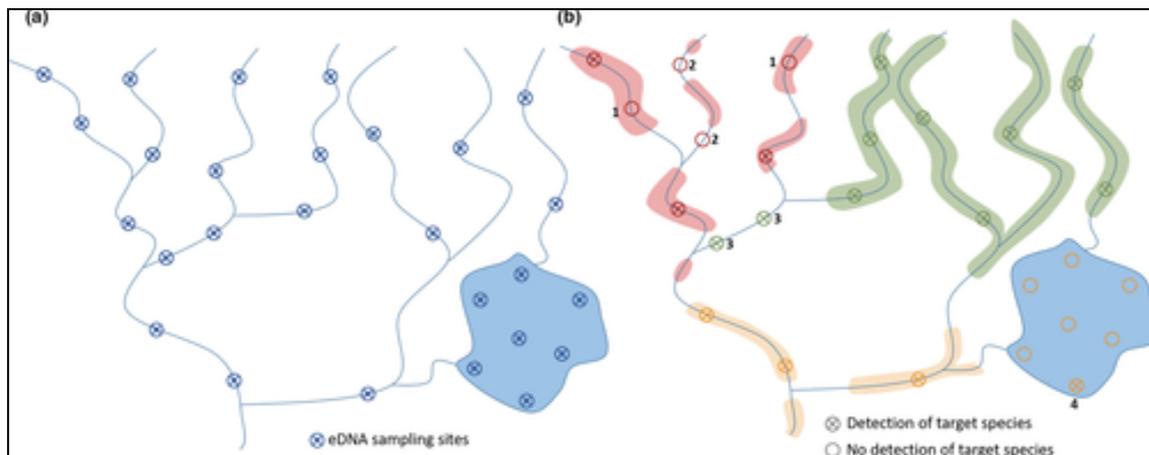
Quellen von Unsicherheiten und deren Bedeutung sollten klar und offen kommuniziert werden.

Die Entwicklung und stringente Anwendung von Daten- und Metadatenstandards für Messdaten und Modellierungsergebnisse kann sowohl die Kopplung von Modellen über Datenaustausch als auch die Kalibrierung/Validierung von Modellen mit Messdaten deutlich erleichtern.

Einheitliche Daten- und Metadatenstandards sind wichtige Komponenten zur Bearbeitung bundesweiter Fragestellungen. Trotz weiter dezentraler Datenhaltung durch die Länder könnten mit definierten Datenschnittstellen/-formaten und Online-Repositoryen der länderübergreifende Datenzugang erheblich vereinfacht werden.

Abbildung 37: Mögliche Probleme bei der Nutzung von Umwelt-DNA in Bezug auf das Vorkommen von Arten in Flussnetzwerken

a) zeigt ein hypothetisches Flussnetzwerk und Umwelt-DNA-Probestellen in diesem. Ziel ist es drei Zielarten zu identifizieren, eine heimische (grün) und invasive (rot) Art mit einem Hauptvorkommen im Quellbereich und eine heimische Art mit dem Hauptvorkommen im Mündungsbereich (gelb). b) zeigt die „wirkliche“ Verteilung der Arten (farblich markierte Bereiche) und die Ergebnisse eines hypothetischen Umwelt-DNA-samplings (offene Kreise (negativ) und Kreise mit „X“ (positiv)). Mögliche Fehler können auftreten durch: 1. geringe DNA-Konzentrationen durch hohe Strömungsgeschwindigkeiten (falsches negativ Ergebnis), 2. eine hohe Lebensraumheterogenität in Quellregionen und eine dadurch erschwerte Probennahme an der „richtigen“ Stelle (falsch negatives Ergebnis), 3. Flussabwärts-Transport von DNA führt zu einer Fehlinterpretation (die invasive Art wird als vorkommend beschrieben, kommt aber gar nicht in diesem Bereich vor) und 4. Eine Anreicherung von DNA durch zum Beispiel Ausscheidungen von Prädatoren führt dazu, dass eine Zielart als vorkommend in einem Bereich beschrieben wird, dies aber nicht ist.



Quelle: Burian et al. (2021)

Bei der Erhebung von Monitoringdaten sollte bei der Entwicklung und Anpassung der Beprobungsstrategie auch die Verwendung der Daten zur Kalibrierung/Validierung von Modellen mitgedacht werden.

Kalibrierte Modelle können sowohl zur Optimierung des Monitorings (Anpassung der Probenahme zeitlich/räumlich) als auch zur Ergänzung im Sinne einer Anreicherung und Plausibilisierung des empirischen Monitorings beitragen.

Kalibrierte Modelle können eine wichtige Hilfe sein bei der Auswahl und Bewertung hinsichtlich der Effektivität und Effizienz von Maßnahmen und deren sowie anderer Einflüsse auf die Zielerreichung.

7.3 Administrative Handlungsempfehlungen

Grundlage zur Erstellung von Handlungsempfehlungen für ein breites Fachpublikum ist eine evidenzbasierte Bewertung von Ursache-Wirkungsbeziehungen. Dies gilt auch für die Empfehlungen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. Im Rahmen des Projektes konnten eine Reihe von Daten- und Forschungslücken aufgezeigt werden, die hinsichtlich der Ursachenermittlung zur Verfehlung des GÖZ/GÖP von Oberflächengewässern bereits ohne die Einflüsse des Klimawandels weiterführende Untersuchungen notwendig machen. Eine Attribution der Treiber für die vorgefundenen abiotischen und biotischen Effekte erscheint aufgrund des vielschichtigen Wirkungsgefüges in den Einzugsgebieten als ein wesentliches Erfordernis. Unter Berücksichtigung des „Ringens um die Werte“ im Zuge politischer Entscheidungsfindungen sollen die folgenden Handlungsempfehlungen vor allem die administrativen Ebenen in Bund und Ländern adressieren, um die Klimaresilienz von

Fließgewässern und Seen in Zukunft zu verbessern. Die hier zusammengefassten Punkte sind, wie in den beiden vorangegangenen Kapiteln auch, als kondensierte und konsolidierte Projektergebnisse zu interpretieren, wobei sowohl eigene Erkenntnisse aus der eingangs durchgeführten Literaturrecherche, der Expert*inneninterviews und des im Rahmen des Projektes durchgeführten Fachworkshops eingeflossen sind. Zitate aus den geführten Interviews werden dabei kenntlich gemacht:

- ▶ Deutliche **Verzahnung** von europäischen und nationalen Strategieansätzen (z. B. Nationale Wasserstrategie, Klimaanpassungsstrategie, Biodiversitätsstrategie, Nachhaltigkeitsstrategie, Agrarstrategie, Strategien zum Umgang Chemikalien & Pestiziden)
- ▶ Nutzung der **Biodiversitätsstrategie** zur Verbesserung der Lebensraumbedingungen in den aquatischen Ökosystemen unter Berücksichtigung von Synergien zum Naturschutz, insbesondere der großräumigen Auenentwicklung in den Bundesländern (Expert*innenaussage 2020)
- ▶ Schaffung neuer Managementansätze, die auch das Phänomen „Niedrigwasser“ als wasserwirtschaftliches Risiko adressieren, in denen die ökologischen Belange (Schadenspotenziale), die durch Niedrigwasser hervorgerufen werden, unbedingt zu beachten und in Handlungsansätze zu integrieren sind
- ▶ Nutzung der **Gemeinsamen Agrarpolitik** zur Verdeutlichung von Synergien zwischen Wasserwirtschaft und Landwirtschaft, insbesondere bei integrativen Maßnahmenplanungen auf der Landes- und Kommunalebene (z. B. nutzungsintegrierte Gewässerrandstreifen, höhere Grundwasserstände nach Renaturierung u. a.)
- ▶ Nutzung der **Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel** zur Vorbereitung von wasserwirtschaftlich relevanten Maßnahmen (z. B. Verbesserung der Hydromorphologie im urbanen Raum, Niedrigwasserrisikomanagement u. a.)
- ▶ Nutzung der integrierten flächenbezogenen und Länder-übergreifenden umfänglichen Maßnahmenplanung nach EG-WRRL zur systematischen Ursachenermittlung bei Verfehlung der Zielerreichung nach EG-WRRL in den Einzugsgebieten (Mehrfachbelastungen, sozioökonomischer Wandel, Klimawandel...) und Identifizierung von Unsicherheiten (Expert*innenaussage 2020)
- ▶ Einhaltung der Flächensparziele und Gewährleistung der Flächenverfügbarkeit für die Gewässerentwicklung durch Verankerung der Gewässerentwicklungsflächen in der **Raumordnung** und vorbereitenden Bauleitplanung zur Sicherstellung einer **planerischen Verbindlichkeit** (Expert*innenaussage 2020)
- ▶ Abbau des Umsetzungsdefizits von Maßnahmen durch Vereinfachung und Beschleunigung von Genehmigungsprozessen in der Gewässerentwicklung, sowie einer finanziellen und fachlich-personellen Hilfestellung in Ländern und Kommunen, auch vor dem Hintergrund des Klimawandels (Expert*innenaussage 2020)
- ▶ Nutzung formeller als auch informeller Planungsinstrumente in der **Fläche** (z. B. Flurneuordnung, Bodenordnung, Flächentausch) (Expert*innenaussage 2020)
- ▶ Etablierung innovativer und ressourcenschonender Bewirtschaftungsmethoden, sowohl in der Fläche, als auch in der „**Tiefe**“ (Grundwasser, Kanalisationen, Meliorationen, Bewässerung...) (Expert*innenaussage 2020)

- ▶ Steigerung der **Akzeptanz** in der Bevölkerung durch eine gezielte Kommunikationsstrategie, die den Nutzen von Maßnahmen für die Bevölkerung verdeutlicht (neben Wasser als Teil der Daseinsvorsorge auch Erholungseffekte in Zeiten von Krisen/Pandemien)
- ▶ Erstellung einer vereinfachten Zusammenfassung oder generelle Reduzierung des Umfangs von **Bewirtschaftungsplänen** zur Erleichterung einer **Bürgerbeteiligung** und Ermöglichung eines verstärkten Wissenstransfers in die Bevölkerung, auch als Handlungsgrundlage für eine Wertetransformation (Expert*innenaussage 2020)
- ▶ Zugang und Nutzung von **Finanzierungsmöglichkeiten** verbessern, auch Förderungen zur Erstellung von Gewässerentwicklungskonzepten/-plänen und Gewässerunterhaltungskonzepten/-plänen
- ▶ Nutzung und Quantifizierung des **Ökosystemleistungsansatz** zur Fassbarmachung der Ökosystemwerte für die Bevölkerung, beispielsweise anhand von Ökosystemfunktions-Indikatoren, wie Sauerstoffproduktion, Selbstreinigungsvermögen (Expert*innenaussage 2020)

Hieran anknüpfend: Förderung der Grundlagenforschung zu „Gewässer-Funktionen“, die sowohl Bedeutung für das Gewässer selbst im Hinblick auf klimatische Entwicklungen haben als auch eine Klimaanpassungsfunktion für die Bevölkerung besitzen (Expert*innenaussage 2020).

8 Fazit und Ausblick

Wie sich in den vorangegangenen Kapiteln gezeigt hat, sind die Auswirkungen des Klimawandels auf Oberflächengewässer mit einer Reihe von Unsicherheiten behaftet, zumal die Attribution von klimawandelbedingten und natürlichen Schwankungen insbesondere auf Seite der Biota sich erst als Forschungsgegenstand entwickelt. Geht man von den projizierten Temperaturentwicklungen aus, so ist zumindest phasenweise von einer signifikanten Beeinflussung der Wassertemperatur als Schlüsselgröße für physiologische Prozesse der Gewässerorganismen auszugehen. Langfristige Änderungen, z. B. durch die Abnahme von Schmelzwasservorkommen wurden ebenfalls beschrieben, Trends in der Niederschlagsentwicklung oder dem Auftreten von Sturmereignissen unterliegen jedoch starken raum-zeitlichen Interdependenzen und sind schwer für die Zukunft zu verallgemeinern. Temporäre Wasserextreme, wie beispielsweise Niedrigwasserphasen und flächendeckende Dürre auf der einen und Starkregenereignisse auf der anderen Seite, bergen für die bereits „vorgestressten“ aquatischen Ökosysteme neben der thermischen Belastung auf stofflicher und hydraulischer Seite ein zusätzliches Schadenspotenzial. Treffen klimatische Einflüsse auf Gewässer und deren Einzugsgebiete, die aufgrund einer unangemessenen Bewirtschaftung und Wasser(über)nutzung höchst anfällig für weitere Belastungen sind, so können durch die resultierenden multiplen Stresssituationen langfristig anhaltende Schäden – nicht nur für die Gewässerökosysteme – resultieren.

Vor diesem Hintergrund erscheinen auf Gewässerseite Maßnahmen, wie beispielsweise zum Sedimentmanagement, oder zur Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit als besonders bedeutsam. Auf Einzugsgebietsebene werden zur Zielerreichung des GÖZ/GÖP von Oberflächengewässern vor allem Maßnahmen zur Reduzierung gelöster und partikelgebundener Nährstoffe, Pestizide und Arzneimittelrückstände verfolgt, wobei das Zusammenspiel von flächiger Vermeidung und punktueller Rückhaltung (z. B. Kleinkläranlagen, Feinsedimentrückhalt) als zielführendes Konzept weiter verfolgt werden muss. Ein weiterer Aspekt ist hier die „klimafeste“ Ausgestaltung von Infrastrukturen (z. B. im Hochwasserschutz und Entwässerungen/Kanalisationen) und Versorgungseinrichtungen (insb. Trinkwassergewinnung), was am Beispiel von Talsperren auch zu Nutzungskonflikten führen kann. Welche Auswirkungen die derzeitigen Belastungen in Einzugsgebieten mit sich bringen, ist anhand einer systematischen Ursachenermittlung bei der Verfehlung der Zielerreichung nach EG-WRRL auch ohne Berücksichtigung des Klimawandels anzustreben, um schließlich die geeigneten Maßnahmentypen (Gewässer und/oder Einzugsgebiet) zu identifizieren und zu priorisieren.

Im Kontext klimatischer Einflüsse stellt sich jedoch die Frage, mit welchen (grundsätzlich) durchzuführenden Maßnahmen die Oberflächengewässer vor den Einwirkungen des Klimawandels am besten geschützt werden können bzw. wie sich ihre Resilienz bspw. Hinsichtlich des Potenzials zum Selbstschutz oder zur Regeneration erhöhen lässt. Hier ist in den vergangenen Jahren deutlich geworden, dass es an einer operationellen Herangehensweise im Umgang mit Niedrigwasser fehlt. In diesem neuartigen und komplementär zum Hochwasserrisikomanagement anzusiedelnden Handlungsstrang sind neben den Anforderungen der Wasserstraßen, Wasserrückhaltungen und Wassernutzungen zwingend die Anforderungen der Gewässerökosysteme zu integrieren. Dabei sind beispielsweise aktuell diskutierte Vor- und Nachteile von (vor allem kleiner) Stauhaltungen oder Querbauwerke relevant. Einige Akteure führen dabei augenscheinliche Vorteile, wie Wasserrückhalteräume, an, die in den zukünftig wahrscheinlicher werdenden Niedrigwassersituationen Rückzugsräume für Gewässerorganismen bieten sollen. In diesen Rückstaubereichen können die (Über-)Lebensverhältnisse für strömungsliebende Arten jedoch nicht gewährleistet werden.

Durch Sonneneinstrahlung erfolgt gleichzeitig eine starke Erwärmung der nahezu unbewegten Wassermengen, was zu Sauerstoffzehrung, Algenwachstum und Fischsterben führen kann. Auch durch diesen Effekt werden die Habitatbedingungen kleinräumig stark verschlechtert. Der Rückzugsraum an der Gewässersohle ist zudem oftmals durch angeschwemmte und abgelagerte Feinsedimente zugesetzt, wodurch es auch für das Makrozoobenthos zu Einschränkungen der Rückzugsorte kommt. Eine Abfolge von Rückstaubereichen widerspricht somit nicht nur den Vorgaben der EG-WRRL, sondern ist bei genauer Betrachtung auch nicht als angemessene Klimaanpassungsmaßnahme zu verstehen. Naturnahe Sohlstrukturen, Pools oder Wurzelunterstände erfüllen auf natürliche Weise die nur bedingt positiven Funktionen von Querbauwerken ohne zusätzlichen Kostenaufwand für die Anlagenunterhaltung (Sedimenträumung, Krautung, Wartung technischer Anlagen etc.). Künstlich geschaffene Gewässerläufe weisen nachweislich einen höheren finanziellen Aufwand in der Gewässerunterhaltung auf, dies gilt auch für Kreuzungs- und Querbauwerke. Die Freihaltung des Abflusses und auch das Sedimentmanagement bzw. der Feststoffhaushalt unterliegen in naturnahen Gewässern einer natürlichen Regulierung, wodurch die Träger der Unterhaltungslast keine oder nur ereignisbezogene Ausgaben zu tätigen haben. Ein langfristig und integrativ ausgerichteter im Umgang mit Niedrigwasser auf Einzugsgebietsebene muss vielmehr dafür sorgen, dass die Wasserverfügbarkeit und die Grundwasserverhältnisse hinsichtlich möglicher Trocken- und Dürrephasen eine geringe „Vorbelastung“ aufweisen. Dabei sind die erhöhten Verdunstungsraten aufgrund steigender Temperaturen und der damit erforderlichen Schaffung ausgeglichener Bodenwassergehalte durch Humusanreicherung als wichtiger Schlüsselfaktoren zu berücksichtigen.

Allgemein muss auf das nach wie vor vorherrschende **Umsetzungsdefizit von hydromorphologischen Entwicklungsmaßnahmen** hingewiesen werden, da diese Maßnahmen zum einen als Grundvoraussetzung für eine erfolgsversprechende (Wieder-) Besiedlung der Fließgewässer und Seen anzusehen sind und im Kontext mit Vorsorge- und Anpassungsmaßnahmen zum Klimawandel ein enormes Synergiepotenzial bieten (vgl. auch LAWA-BLANO-Maßnahmenkatalog, LAWA 2020c). Als Beispiele sind hier die beschattende Wirkung von Ufervegetation und Gewässerrandstreifen, der Rückbau von Querbauwerken (zur Gewährleistung eines thermischen und artbezogenen Ausgleichs), die Renaturierung kleiner Fließgewässer und Quellen (als Refugien bei thermischem Stress) oder die Wiederherstellung einer gewässertypspezifischen Gewässersohle (Rückzugsort und Verbindung zum Grundwasser, Kühlung) zu nennen. Im Bewertungssystem der EG-WRRL sollte somit aus Sicht der klimatischen Entwicklungspfade über eine deutlichere Gewichtung der Hydromorphologie als Qualitätskomponente bei der Zustandsbewertung nachgedacht werden. Hierbei müssen die in den vorangegangenen Kapiteln formulierten Rand- und Rahmenbedingungen beachtet werden, d. h., es ist in jedem Fall auf möglichst umfassende, integrierte, typkonforme und fachgerechte Renaturierungsvorhaben abzielen, die Fehlanpassungen wie Sedimentfallen, „Grünverrohrungen“ oder Rückstaubereiche vermeiden.

Aufgrund der in diesem Bericht einleitend beschriebenen klimatischen Einflüsse, der abiotischen und biotischen Effekte in den Gewässern und der anschließend erläuterten verstärkenden Effekte wie Landnutzung und Wassernutzung wird deutlich, dass die aquatischen Ökosysteme resilienter gegenüber klimatischen und anderen potenziell negativen (anthropogenen) Einflüssen ausgestaltet werden müssen. Neben der exakten Definition resilienter Fließgewässerökosysteme verlangt diese Zielausrichtung auch nach ganzheitlichen Ansätzen – so, wie es durch die umfassende Maßnahmenplanung im Rahmen der Bewirtschaftungszyklen der EG-WRRL in Deutschland angestrebt wird. Neben dem Klimawandel sind hier zudem die bereits angesprochenen Mehrfachbelastungen, welche wiederum aus sozio-ökonomischen Entwicklungen resultieren, zu berücksichtigen (z. B. Innovationen in der

Industrie, Digitalisierung, Bevölkerungsentwicklung). Auch sind Zielkonflikte der Wasserwirtschaft mit Naturschutz (z. B. Auen/Feuchtgebiete) oder den Vorgaben des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (Wasserkraftausbau vs. ökologische Durchgängigkeit) zu vermeiden.

Der intensive Diskurs mit der Land- und Forstwirtschaft ist auch im Zuge der „Gemeinsamen Agrarpolitik“ und der „Waldstrategie 2050“ weiter voranzutreiben, da diese Sektoren ebenfalls durch klimatische Veränderungen stark betroffen sind. Hier und auch gegenüber der Industrie sind geeignete Instrumente und Handlungsstrategien zu verfolgen, um die jeweiligen Bedürfnisse in den einzelnen Sektoren zu verorten und rechtzeitig zu berücksichtigen. Allgemein sollte einer „Versäulung“ der Sektoren untereinander durch eine tiefgreifende Verzahnung der Vielzahl weiterer wichtiger Strategien (z. B. Nachhaltigkeitsstrategie, Nationale Wasserstrategie, Deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel, Biodiversitätsstrategie) entgegen gewirkt werden. Insbesondere die Biodiversität von aquatischen Ökosystemen wird dabei derzeit noch zu wenig als „Zeiger“ gestörter Ökosystemverhältnisse gesehen (UBA & LAWA 2021). Neben übergeordneten Strategien sind in den jeweiligen Flussgebieten besonders dringliche Maßnahmen anzugehen, auch wenn personelle und finanzielle Limitierungen das Umsetzungspotenzial reduzieren. Dabei ist nicht zuletzt die Kommunikation mit Akteuren und Flächeneigentümern, sowie deren Mitwirkung bei der Maßnahmenplanung auf regionaler Ebene deutlich zu verbessern, um Ziele und „Benefits“ (bspw. auch Erholungswert, Landschaftsgestalt) besser zu veranschaulichen und schließlich eine Akzeptanz für Gewässerrenaturierungen im Sinne der Daseinsvorsorge zu erreichen. Welchen „Mehrwert“ Grünräume, auch an Gewässern, für die Bevölkerung haben, hat das Jahr 2020 auf globaler Ebene mehr als deutlich gemacht. Welche Folgen Ungleichgewichte im Wasserhaushalt für jede*n Einzelne*n mit sich bringen, ist demgegenüber bislang noch nicht sehr stark in die Öffentlichkeit vorgedrungen. Mit dem Konzept der Ökosystemleistungen oder der blauen und grünen Infrastruktur sind hierfür schon heute eine Reihe von methodischen und anwendungsreifen Vorarbeiten vorhanden, wenngleich es auch weiterhin ein politisches „Ringen“ um die jeweiligen Wertvorstellungen geben wird.

9 Literatur

- Adrian, R.; Wilhelm, S.; Gerten, D. (2006): Life-history traits of lake plankton species may govern their phenological response to climate warming. *Glob. Change Biol.* 12, 652–661.
- Adrian, R.; M. O'Reilly, C.; Zagarese, H.; Baines, S. B.; Hessen, D. O.; Keller, W.; Livingstone, D. M.; Sommaruga, R.; Straile, D.; Van Donk, E.; Weyhenmeyer G. A.; Winder, M. (2009): Lakes as sentinels of climate change. *Limnology and Oceanography* 54:2283-2297.
- Adrian, R.; Hessen, D.O.; Blenckner, T.; Hillebrand, H.; Hilt, S.; Jeppesen, E.; Livingstone D.M.; Trolle, D. (2016): Environmental Impacts—Lake Ecosystems, M. Quante and F. Colijn (eds.), North Sea Region Climate Change Assessment, Regional Climate Studies, pp 315 – 340; DOI 10.1007/978-3-319-39745-0_10
- Aguiar, F. C.; Segurado, P.; Martins, M. J.; Bejarano, M. D.; Nilsson, C.; Portela, M. M.; Merritt, D. M. (2018): The abundance and distribution of guilds of riparian woody plants change in response to land use and flow regulation. *Journal of Applied Ecology*; 55: 2227- 2240. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13110>.
- Alavia, V. (1986): Behavior of density currents on an incline. *Journal of Hydraulic Engineering-Asce* 112:27-42.
- Albrecht, J. (2015): Die ökologische Neuausrichtung des Wasserrechts durch die Wasserrahmenrichtlinie, *EurUP* 12 (2), 96-119.
- Albrecht, J.; Schanze, J.; Klimmer, L.; Bartel, S. (2018): Klimaanpassung im Raumordnungs-, Städtebau- und Umweltfachplanungsrecht sowie im Recht der kommunalen Daseinsvorsorge – Grundlagen, aktuelle Entwicklungen und Perspektiven, hrsg. Vom Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau (Climate Change 03/2018)
- Alexander, M. D.; Caissie, D. (2003): Variability and comparison of hyporheic water temperatures and seepage fluxes in a small Atlantic salmon stream. *Ground Water*, 41, 72-82.
- Anderson, N. J. (2000): Miniview: Diatoms, temperature and climatic change, *European Journal of Phycology* 35/4, 307-314.
- Anneville, O.; Ginot, V.; Angeli, N. (2002): Restoration of Lake Geneva: expected versus observed responses of phytoplankton to decreases in phosphorus. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 7(2), 67-80.
- Anneville, O.; Gammeter, S.; Straile, D. (2005): Phosphorus decrease and climate variability: mediators of synchrony in phytoplankton changes among European peri-alpine lakes; *Freshwater Biology* (2005) 50, 1731–1746; *Freshwater Biology* (2005) 50, 1731–1746 doi:10.1111/j.1365-2427.2005.01429.x.
- Appt, J.; Imberger, J.; Kobus, H. (2004): Basin-scale motion in stratified upper Lake Constance. *Limnology and Oceanography* 49:919-933.
- Arndt, H.; Nomdedeu, M. M. (2016): *Climate Change and Microbial Ecology: Current Research and Future Trends* (Edited by: Jürgen Marxsen). Caister Academic Press, U.K., Pages: 41-52.
- Arthington, A.; Brizga, S.; Kennard, M.; Mackay, S.; McCosker, R.; Choy, S.; Ruffini, J. (1999): Development of a Flow Resoration Methodology (FLOWRESM) for determining environmental flow requirements in regulated rivers using the Brisbane River as a case study, *Water 99 Joint Congress – Brisbane, Australia 6-8, July 1999*.
- Arvola, L.; George, G.; Livingstone, D. M.; Jarvinen, M.; Blenckner, T.; Dokulil, M. T. ; Jennings, I.; Aonghusa, C. N.; Noges, P.; Noges, T.; Weyhenmeyer, G. A. (2010): The impact of the changing climate on the thermal characteristics of lakes. G. George, editor. *Impact of climate change on European lakes*, 85-101, DOI 10.1007/978-90-481-2945-4_6.
- Arora, R.; Tockner, K.; Venohr, M. (2016): Changing river temperatures in northern Germany: trends and drivers of change. *Hydrological Processes*, 30: 3084- 3096. doi: 10.1002/hyp.10849.
- Austin, J. A.; Colman S. M. (2007): Lake Superior summer water temperatures are increasing more rapidly than regional air temperatures: A positive ice-albedo feedback. *Geophysical Research Letters*34:1-5.

Baatrup-Pedersen, A.; Garssen, A.; Göthe, E.; Hoffmann, C. C.; Oddershede, A.; Riis, T.; van Bodegom, P. M.; Larsen, S. E.; Soons, M. (2018): Structural and functional responses of plant communities to climate change-mediated alterations in the hydrology of riparian areas in temperate Europe. *Wiley Ecology and Evolution*. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/ece3.3973>

BAFU - Bundesamt für Umwelt Schweiz (2012): Auswirkungen der Klimaänderung auf Wasserressourcen und Gewässer. Bundesamt für Umwelt, Bern

Baines, S. B.; Webster, K. E.; Kratz, T. K.; Carpenter, S. R.; Magnuson, J. J. (2000): Synchronous behavior of temperature, calcium, and chlorophyll in lakes of northern Wisconsin. *Ecology*, 81: 815-825. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[0815:SBOTCA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[0815:SBOTCA]2.0.CO;2).

Baker, N. J.; Pilotto, F.; Jourdan, J.; Beudert, B.; Haase, P. (2021): Recovery from air pollution and subsequent acidification masks the effects of climate change on a freshwater macroinvertebrate community, *Science of The Total Environment*, 758: 143685, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143685>.

Ban, N.; Schmidli, J.; Schär, C. (2015): Heavy precipitation in a changing climate: Does short-term summer precipitation increase faster? *Geophysical Research Letters*, 42: 1165- 1172. doi: 10.1002/2014GL062588.

Bard, A.; Renard, B.; Lang, M. (2012): Floods in the Alpine areas of Europe, in: *Changes in Flood Risk in Europe*, edited by: Kundzewicz, Z. W., IAHS Press, Wallingford, UK, 362-371.

Bartosiewicz, M.; Przytulska, A.; Lapierre, J.-F.; Laurion, I.; Lehmann, M. F.; Maranger, R. (2019): Hot tops, cold bottoms: synergistic climate warming and shielding effects increase carbon burial in lakes. *Limnology and Oceanography: Letters* 4:132-144.

Baur, W. H.; Bräuer, G.; Rapp, J. (2010): *Nutzfische und Krebse-Lebensraum, Erkrankungen und Therapie*. Enke, Stuttgart.

BBSR - Bundesinstitut für Bau-, Stadt-, und Raumforschung im Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (2012): Laufende Raumbesichtigung - Raumbegrenzungen Raumtypen 2010 auf Kreisebene, https://www.bbsr.bund.de/BBSR/DE/Raumbesichtigung/Raumbegrenzungen/deutschland/kreise/Raumtypen2010_krs/kreistypen_node.html, abgerufen am 22.06.2020.

BBSR - Bundesinstitut für Bau-, Stadt-, und Raumforschung im Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (2018): *Wachsen und Schrumpfen von Städten und Gemeinden 2011 bis 2016 im bundesweiten Vergleich*. Einleitung Methodik Ergebnisse, Bonn.

BBSR - Bundesinstitut für Bau-, Stadt-, und Raumforschung im Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (2019): *Laufende Raumbesichtigung - Raumbegrenzungen Stadt- und Gemeindetypen in Deutschland*, <https://www.bbsr.bund.de/BBSR/DE/forschung/raumbesichtigung/Raumbegrenzungen/deutschland/gemeinden/StadtGemeindetyp/StadtGemeindetyp.html>, abgerufen am 25.08.2021

Becker, P.; Becker, A.; Dalelane, C.; Deutschländer, T.; Junghänel, T.; Walter, A. (2016): *Die Entwicklung von Starkniederschlägen in Deutschland. Plädoyer für eine differenzierte Betrachtung*. URL: www.dwd.de/DE/leistungen/besondereereignisse/niederschlag/20160719_entwicklung_starkniederschlag_deutschland.html?nn=344870.

Behrendt, H.; Huber, P.; Kornmilch, M.; Opitz, D.; Schmoll, O.; Scholz, G.; Uebe, R. (1999): *Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands*. Umweltbundesamt, Forschungsvorhaben Wasser, Forschungsbericht 296 25 515, UBA-Texte 75/99, Berlin. 288 S.

Beniston M.; Stephenson, D. B.; Christensen, O. B.; Ferro, A. T.; Frei, C.; Goyette, S.; Halsnaes, K.; Holt, T.; Jylhä, K.; Koffi, B.; Palutikof, J.; Schöll, R.; Semmler, T.; Woth, K. (2007): Future extreme events in European climate: an exploration of regional climate model projections. *Climatic Change* **81**, 71–95 (2007). <https://doi.org/10.1007/s10584-006-9226Berger, S. A.; Diehl, S.; Stibor, H.; Trommer, G.; Ruhenstroth, M.;>

- Wild, A.; Weigert, A.; Jaeger C. G.; Striebel, M. (2007): Water temperature and mixing depth affect timing and magnitude of events during spring succession of the plankton. *Oecologia* 150:643-654.
- Berger S. A.; Diehl, S.; Stibor, H.; Trommer, G.; Ruhlenstroth, M. (2010): Water temperature and stratification depth independently shift cardinal events during plankton spring succession. *Global Change Biology* 16:1954-1965.
- Berger S. A.; Diehl, S.; Stibor, H.; Sebastian, P.; Scherz, A. (2014): Separating effects of climatic drivers and biotic feedback on seasonal plankton dynamics: no evidence of trophic mismatch. *Freshwater Biology* 59: 2204-2220. doi:10.1111/fwb.12424.
- Bernhardt, J.; Engelhardt, C.; Kirillin, G. et al. (2012): Lake ice phenology in Berlin-Brandenburg from 1947–2007: observations and model hindcasts. *Climatic Change* 112, 791–817 (2012). <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0248-9>
- Bernsteinová, J.; Bässler, C.; Zimmermann, L.; Langhammer, J.; Beudert, B. (2015): Changes in runoff in two neighbouring catchments in the Bohemian Forest related to climate and land cover changes, *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 63(4), 342-352. doi: <https://doi.org/10.1515/johh-2015-0037>.
- Berthon, V.; Alric, B.; Rimet, F.; Perga, M. E. (2014): Sensitivity and responses of diatoms to climate warming in lakes heavily influenced by humans. *Freshwater Biology* 59:1755-1767
- Beschta, R. L.; Bilby, R. E.; Brown, G. W.; Holtby, L. B.; Hofstra T. D. (1987): Stream temperature and aquatic habitat: fisheries and forestry interactions. In: *Streamside Management: Forestry and Fishery Interactions* (Eds E.O. Salo & T.W. Cundy), pp. 191-232. Institute of Forest Resources, Contribution No. 57. University of Washington, Seattle, Washington.
- BfG – Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.) (2006): Mitteilung Nr. 27: Niedrigwasserperiode 2003 in Deutschland, Ursachen – Wirkungen – Folgen, Koblenz, abrufbar unter der URL https://www.bafg.de/DE/05_Wissen/04_Pub/02_Mitteilungen/BfG-Mitteilungen27.html.
- BfG/LAWA/UBA Bundesanstalt für Gewässerkunde, Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, Umweltbundesamt (2019): Mengenmäßiger Zustand der Grundwasserkörper in Deutschland, <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/grundwasser/zustand-des-grundwassers/mengenmaessiger-zustand-des-grundwassers>, abgerufen am 25.08.2021.
- BfN – Bundesamt für Naturschutz (2021): Portraits wichtiger invasiver und potenziell invasiver Gefäßpflanzen, Abgerufen von: <https://neobiota.bfn.de/handbuch/gefaesspflanzen.html>, Abgerufen am: 19.01.2021
- Blanco, S.; Romo, S.; Villena, M. J. (2004): Experimental study on the diet of mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) under different ecological conditions in a shallow lake. *Int. Revue Ges. Hydrobiol.* 89: 250-262.
- Blenckner, T. (2011): Klimatisch bedingte Gefährdung der Wasserqualität. Seiten 387-392 in J. L. Lozan, H. Graßl, P. Hupfer, C.-D. Schönwiese, and L. Menzel, editors. *Warnsignal Klima: Genug Wasser für alle?* Universität Hamburg, Hamburg.
- Blenckner, T.; , Adrian, R.; Livingstone, D. M.; Jennings, E.; Weyhenmeyer; G. A., George, D. G.; Jankowski, T.; Järvinen, M.; Nic Aonghusa, C.; Nöges, T.; Straile, D.; Teubner, K. (2007) Large-scale climatic signatures in lakes across Europe: A meta-analysis, *Global Change Biol-* ogy 13, 1314–1326.
- Blöschl (1996): Scale and scaling in hydrology.- In: Gutknecht, D, [Hrsg.]: *Wiener Mitteilungen Wasser Abwasser Gewässer*, 132: 1-346; Wien.
- Blöschl, G.; Ardoin-Bardin, S.; Bonell, M.; Dorninger, M.; Goodrich, D.; Gutknecht, D.; Matamoros, D.; Merz, B.; Shand, P.; Szolgay, J. (2007): At what scales do climate variability and land cover change impact on flooding and low flows? *Hydrological Processes*, 21: 1241-1247. <https://doi.org/10.1002/hyp.6669>.

- Blöschl, G.; Blaschke, A. P.; Haslinger, K.; Hofstätter, M.; Parajka, J.; Salinas, J.; Schöner, W. (2018): Auswirkungen der Klimaänderung auf Österreichs Wasserwirtschaft – ein aktualisierter Statusbericht. *Österr Wasser- und Abfallw* 70, 462–473 <https://doi.org/10.1007/s00506-018-0498-0>
- Blume, H.-P.; Brümmer, G.; Horn, R.; Kandeler, E.; Kögel-Knabner, I.; Kretzschmar, R.; Stahr, K.; Wilke, B.-M. (2010): Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Blumthaler, M. (2004): Quality assurance and quality control methodologies within the Austrian UV monitoring network. *Rad. Prot. Dos.*, Nr. 111, H. 4, S. 359-362.
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit & BfN - Bundesamt für Naturschutz (2009): Auenzustandsbericht-Flussauen in Deutschland und. Berlin, Bonn.
- BMU & BfN (2021): Auenzustandsbericht 2021, Flussauen in Deutschland, Berlin & Bonn, abrufbar unter der URL https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/wasser/Dokumente/AZB_2021/AZB_2021_bf.pdf.
- BMVBS - Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (2010): Rahmenkonzept Unterhaltung. Verkehrliche und wasserwirtschaftliche Unterhaltung an Bundeswasserstraßen.
- Böhmer, J. (2017): Methodisches Handbuch zur WRRL-Bewertung von Seen mittels Makrozoobenthos gemäß AESHNA, Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Stehgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie, Bioforum GmbH, 78.
- Bormann, H.; Pinter, N. (2017): Trends in low flows of German rivers since 1950: Comparability of different low-flow indicators and their spatial patterns. *River Research and Applications*; 33: 1191- 1204. <https://doi.org/10.1002/rra.3152>.
- Bormann, H.; Pinter, N.; Elfert, S. (2011): Hydrological signatures of flood trends on German rivers: Flood frequencies, flood heights and specific stages, *Journal of Hydrology*, 404, 1-2,50-66, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.04.019>.
- Bormann, H.; Gramlich, E.; Schröder, M.; Vodegel, S.; Sievers, M. (2019): Abschlussbericht: Keine Energie ohne Wasser - Zukunftsszenarien und Empfehlungen für die Weiterentwicklung der Wasserwirtschaft unter gravierend veränderten energiewirtschaftlichen Rahmenbedingungen, DBU-AZ 32804 / 01-23, Deutschen Bundesstiftung Umwelt – Osnabrück, 1-93
- Bos, J. S., Nanayakkara, L.; Hurlbert, M.; Finlay, K. (2019): Citizen science for Saskatchewan lakes: a pilot project, *Lake and Reservoir Management* 35, 77-89, <https://doi.org/10.1080/10402381.2018.1538172>.
- Bossel, H. (1992): Simulation dynamischer Systeme - Grundwissen, Methoden, Programme. Vieweg Verlag, Braunschweig/Wiesbaden.
- Bossel, H. (1994): Modellbildung und Simulation - Konzepte, Verfahren und Modelle zum Verhalten dynamischer Systeme. Vieweg Verlag, Braunschweig/Wiesbaden.
- Braukmann, U.; Biss, R. (2004): Conceptual study - an improved method to assess acidification in German streams by using benthic macroinvertebrates. *Limnologia*, 34, 433-450.
- Bremicker, M. (2000): Das Wasserhaushaltsmodell LARSIM - Modellgrundlagen und Anwendungsbeispiele. *Freiburger Schriften zur Hydrologie* 11. Institut für Hydrologie der Universität Freiburg, Freiburg.
- Bremicker, M.; Homagk, P.; Ludwig, K. (2006): Hochwasserfrühwarnung und Hochwasservorhersage in Baden-Württemberg. *Wasserwirtschaft* 7/8, 46-50.
- Brendel, C.; Brisson, E.; Heyner, F.; Weigl, E.; Ahrens, B. (2014): Bestimmung des atmosphärischen Konvektionspotentials über Thüringen. *Deutscher Wetterdienst*, Offenbach.
- Briem, E. (2003): Gewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland, Dt. Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.

- Britton, J.; Cucherousset, J.; Davies, G.; Godard, M.; Copp, G. (2010): Non-native fishes and climate change: predicting species responses to warming temperatures in a temperate region. *Freshwater Biology*, 55(5), 1130-1141.
- Brohan, P.; Kennedy, J. J.; Harris, I.; Tett, S. F. B.; Jones, P. D. (2006): Uncertainty estimates in regional and global observed temperature changes: A new data set from 1850, *Journal of Geophysical Research*, 111, D12106, doi:10.1029/2005JD006548.
- Bronstert, A. (2004): Möglichkeiten zur Minderung des Hochwasserrisikos durch Nutzung von Flutpoldern an Havel und Oder. Potsdam: Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät der Universität Potsdam (Schlussbericht zum BMBF-Projekt im Rahmen des Vorhabens "Bewirtschaftungsmöglichkeiten im Einzugsgebiet der Havel"). ISBN 3-937786-18-X.
- Bronstert, A.; Carrera, J., Leavesley, G., Mölders, N. (2005): Scale issues. - In: Bronstert, A., Carrera, J., Kabat, P. [Hrsg.]: *Coupled models for the hydrologic cycle*: 21-43; Berlin Heidelberg (Springer).
- Bronstert, A.; Güntner, A.; Jaeger, A.; Krol, M.; Krywkow, J. (1999): Großräumige hydrologische Parametrisierung und Modellierung als Teil der integrierten Modellierung. In: Fohrer, N., Döll, P. (Hrsg.) *Modellierung des Wasser- und Stofftransports in großen Einzugsgebieten*. Kassel University Press, Kassel. 31–40
- Brown, G. W.; Krygier J. T. (1967): Changing water temperatures in small mountain streams. *Journal of Soil and Water Conservation*, 22, 242–244.
- Brown G. W.; Krygier J. T. (1970): Effects of clear-cutting on stream temperature. *Water Resources Research*, 6, 1133-1139.
- Brown, L.; Cuffney, T.; Coles, J.; Fitzpatrick, F.; McMahon, G.; Steuer, J.; Bell, A.; May, J. (2009): Urban streams across the USA: lessons learned from studies in 9 metropolitan areas. *J. North Am. Benthol. Soc.* 28, 1051-1069.
- Brunotte, E.; Dister E.; Günther-Diringer, D.; Koenzen, U.; Mehl, D. (2009): *Flussauen in Deutschland - Erfassung und Bewertung des Auenzustandes*. Naturschutz und Biologische Vielfalt. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- Bruwier, M.; Mustafa, A.; Aliaga, D. G.; Archambeau, P.; Ercicum, S.; Nishida, G.; Zhang, X. W.; Piroton, M.; Tellerb, J.; Dewals, B. (2018): Influence of urban pattern on inundation flow in floodplains of lowland rivers. *Sci. Total Environ.* <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.325>.
- Bucak, T.; Saraoğlu, E.; Levi, E. E.; Nihan Tavşanoğlu, Ü.; İdil Çakiroğlu, A.; Jeppesen, E. (2012): The influence of water level on macrophyte growth and trophic interactions in eutrophic Mediterranean shallow lakes: a mesocosm experiment with and without fish. *Freshwater Biology*, 57(8), 1631-1642.
- Bueche, T.; Vetter, M. (2013): Berücksichtigung von unterirdischen Zuflüssen bei der hydrodynamischen Wärmehaushaltsmodellierung mit DYRESM am Ammersee *Geographica Augustana* 13:35-39.
- BUND – Bund für Umwelt- und Naturschutz e. V. (2018): *BUND-Gewässerreport 2018, Fallbeispiele von BUND-Gruppen vor Ort*, Berlin, abgerufen am 04.02.2021 unter der URL: https://www.bund.net/fileadmin/user_upload_bund/publikationen/fluesse/fluesse_bund_gewaesserreport_2018.pdf.
- BUND – Bund für Umwelt- und Naturschutz e. V. Landesverband Sachsen (2020): *Stellungnahme zum Referentenentwurf des BMU zur Einführung eines neuen § 38a WHG*, 21. Februar 2020.
- Bundesregierung (2008): *Deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel*, vom Bundeskabinett am 17. Dezember 2008 beschlossen, Berlin.
- Bundesregierung (2020): *Zweiter Fortschrittsbericht zur Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel*, Berlin

- Burian, A.; Mauvisseau, Q.; Bulling, M.; Domisch, S.; Qian, S.; Sweet, M. (2021): Improving the reliability of eDNA data interpretation. *Mol Ecol Resour*, 21: 1422-1433. <https://doi.org/10.1111/1755-0998.13367>
- Burcher, C. L.; Benfield, E. (2006): Physical and biological responses of streams to suburbanization of historically agricultural watersheds. *J. North Am. Benthol. Soc.* 25, 356-369.
- Burgess-Conforti, J. R.; Moore, P. A.; Owens, P. R.; Miller, D. M.; Ashworth, A. J.; Hays, P. D.; Evans-White, M. A.; Anderson, K. R. (2019): Are soils beneath coniferous tree stands more acidic than soils beneath deciduous tree stands? *Environ Sci Pollut Res* 26, 14920–14929 (2019). <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04883-y>.
- Burkhardt-Holm P. (2009): Klimawandel und Bachforellenrückgang – gibt es einen Zusammenhang? Resultate aus der Schweiz. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-forsch.* 21, pp 177–185.
- Butcher, J. B.; Nover, D.; Johnson, T.E.; Christopher, M.C. (2015): Sensitivity of lake thermal and mixing dynamics to climate change. *Climatic Change* 129: pp 295–305.
- Buth, M.; Kahlenborn, W.; Savelsberg, J.; Becker, N.; Bubeck, P.; Kabisch, S.; Kind, C.; Tempel, A.; Tucci, F.; Greiving, S.; Fleischhauer, M.; Lindner, C.; Lückenkötter, J.; Schonlau, M.; Schmitt, H.; Hurth, F.; Othmer, F.; Augustin, R.; Becker, D.; Abel, M.; Bornemann, T.; Steiner, H.; Zebisch, M.; Schneiderbauer, S.; Kofler, C. (2015): Vulnerabilität Deutschlands gegenüber dem Klimawandel. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. (= CLIMATE CHANGE 24/2015).
- BVVG – Bodenverwertungs- und -verwaltungs GmbH (2016): Pressemitteilung vom 3. Juni 2016, <https://www.bvvg.de/presse/pressearchiv/bvvg-stellt-rund-9-000-hektar-flaeche-fuer-gesunde-gewaesser-und-hochwasserschutz-bereit/>
- Caissie, D.; Satish, M.G.; El-Jabi N. (2005): Predicting river water temperatures using the equilibrium temperature concept with application on Miramichi River catchments (New Brunswick, Canada). *Hydrological Processes*, 19, 2137-2159.
- Caissie, D. (2006): The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biology*, 51: 1389-1406. doi:10.1111/j.1365-2427.2006.01597.x.
- Caissie, D.; El-Jabi, N.; St-Hilaire A. (1998): Stochastic modeling of water temperature in a small stream using air to water relations. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 25, 250-260.
- Caissie, D.; Giberson, D.J. (2003): Temporal variation of stream and intragravel water temperatures in an Atlantic salmon (*Salmo salar*) spawning area in Catamaran Brook (New Brunswick). *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2464, 26 pp.
- Cambray, J. A. (2003): Impact on indigenous species biodiversity caused by the globalisation of alien recreational freshwater fisheries. *Hydrobiologia*, 500(1-3), 217-230.
- Cammerer, H.; Thieken, A.; Verburg, P. (2012): Spatio-temporal dynamics in the flood exposure due to land use changes in the Alpine Lech Valley in Tyrol (Austria). *Nat Hazards* 68(3):1243-1270.
- Cantonati, M.; Lowe, R. L. (2014): Lake benthic algae: toward an understanding of their ecology. *Freshwater Science*, 33(2), 475-486.
- Caplanne, S.; Laurion, I. (2008): Effect of chromophoric dissolved organic matter on epilimnetic stratification in lakes. *Aquatic Science* 70:123-133.
- Carvalho, L.; Poikane, S.; Lyche Solheim, A.; Phillips, G.; Borics, G.; Catalan, J.; De Hoyos, C.; Drakare, S.; Dudley, B. J.; Järvinen, M.; Laplace-Treytore, C.; Maileht, K.; McDonald, C.; Mischke, U.; Moe, J.; Morabito, V.; Noges, P.; Noges, G.; Ott, I.; Pasztaleniec, A.; Skjelbred, B.; Thackeray, S. J. (2012): Strength and uncertainty of lake phytoplankton metrics for assessing eutrophication impacts in lakes. *Hydrobiologia*, doi:10.1007/s10750-012-1344-1.

- Carscadden, K. A.; Emery, N. C.; Arnillas, C. A.; Cadotte, M. W.; Afkhami, M. E.; Gravel, D.; Wiens, J. J. (2020): Niche breadth: Causes and consequences for ecology, evolution, and conservation. *The Quarterly Review of Biology*, 95(3), 179-214, <https://doi.org/10.1086/710388>.
- Casanova, M. (2011): Using water plant functional groups to investigate environmental water requirements, *Freshwater Biology* (2011) 56, 2637–2652, doi:10.1111/j.1365-2427.2011.02680.x.
- Chessmann, B. C. (2009): Climate changes and 13-year trends in stream macroinvertebrate assemblages in New South Wales, Australia. *Global Change Biology* 15: 2791-2802.
- Conley, D. J. (2002): Terrestrial ecosystems and the global biogeochemical silica cycle, *Global Biogeochem. Cycles*, 16(4), 1121, doi:10.1029/2002GB001894.
- Coops, H.; Beklioglu, M.; Crisman, T. L. (2003): The role of water-level fluctuations in shallow lake ecosystems – workshop conclusions. *Hydrobiologia* 506–509, 23–27.
- Courant, J.; Vogt, S.; Marques, R.; Measey, J.; Secondi, J.; Rebelo, R.; Herrel, A. (2017): Are invasive populations characterized by a broader diet than native populations? *PeerJ*, 5, e3250. PMID: 28533950.
- Cristiano, E.; ten Veldhuis, M.-C.; van de Giesen, N. (2017): Spatial and temporal variability of rainfall and their effects on hydrological response in urban areas - a review, *Hydrology and Earth System Sciences*, 21, 3859-3878, <https://doi.org/10.5194/hess-21-3859-2017>.
- Čtvrtlíková, M.; Hejzlar, J.; Vrba, J.; Kopáček, J.; Nedoma, J.; Hekera, P.; (2016): Lake water acidification and temperature have a lagged effect on the population dynamics of *Isoëtes echinospora* via offspring recruitment. *Ecological Indicators*, 70, 420-430.
- Cui, X.; Li, X. (2006): Role of surface evaporation in surface rainfall processes, *Journal of Geophysical Research*, 111, D17112, <https://doi.org/10.1029/2005JD006876>.
- Cui, B.; Li, X.; Zhang, K. (2010): Classification of hydrological conditions to assess water allocation schemes for Lake Baiyangdian in North China. *J. Hydrol.* 385,247–256.
- Czychowski, M.; Reinhardt, M. (2014): WHG-Kommentar, 11. Aufl., München.
- Dahlke, F. T.; Wohlrab, S.; Butzin, M.; Pörtner, H.-O. (2020): Thermal bottlenecks in the life cycle define climate vulnerability of fish, *Science* Vol. 369: 6499, pp. 65-70.
- Danis, P. A.; von Grafenstein, U.; Masson-Delmotte, V.; Planton, S.; Gerdeaux, D.; Moisselin, J. M. (2004): Vulnerability of two European lakes in response to future climatic changes. *Geophysical Research Letters* 31
- DAS - Die Bundesregierung (2008): Deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel, vom Bundeskabinett am 17. Dezember 2008 beschlossen, Berlin.
- David, P.; Thebault, E.; Anneville, O.; Duyck, P. F.; Chapuis, E.; Loeuille, N. (2017): Impacts of invasive species on food webs: a review of empirical data. In *Advances in ecological research* (Vol. 56, pp. 1-60). Academic Press, <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2016.10.001>.
- De Meester, L., Van Doorslaer, W.; Geerts, A.; Orsini L.; Stoks, R. (2011): Thermal genetic adaptation in the Water Flea *Daphnia* and its impact: An evolving metacommunity approach. *Integrative and Comparative Biology* 51:703-718.
- Deiner, K.; Bik, H. M.; Mächler, E.; Seymour, M.; Lacoursière-Roussel, A.; Altermatt, F.; Creer, S.; Bista, I.; Lodge, D. M.; Vere, N.; Pfrender, M. E., Bernatchez, L. (2017): Environmental DNA metabarcoding: Transforming how we survey animal and plant communities. *Molecular Ecology* 26:5872–5895.
- Descy, J. P.; Reynolds, C. S.; Padisák, J. (1994): Phytoplankton in turbid environments: Rivers and shallow lakes. *Hydrobiologia* 100.

- Destatis - Statistisches Bundesamt (2016): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. Bodenfläche nach Art der tatsächlichen Nutzung, URL: https://www.statistischebibliothek.de/mir/receive/DEHeft_mods_00062202, abgerufen am 01.05.2021
- Destatis - Statistisches Bundesamt (2017): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. Bewässerung in landwirtschaftlichen Betrieben/Agrarstrukturerhebung, 1-38, URL: https://www.statistischebibliothek.de/mir/receive/RPMonografie_mods_00000516, abgerufen am 01.05.2021.
- Dibike, Y.; Prowse, T.; Saloranta, T.; Ahmed, R. (2011): Response of Northern Hemisphere lake-ice cover and lake-water thermal structure patterns to a changing climate. *Hydrol. Process.*, 25: 2942-2953. <https://doi.org/10.1002/hyp.8068>.
- Dienst, M.; Ostendorp, W.; Werner, S. (2008): Auswirkungen extremer Niedrigwasserstände am Bodensee: Entwicklung der Pionier-Vegetation 2003 bis 2007 am Ufer des Naturschutzgebietes „Wollmatinger Ried-Untersee-Gnadensee“. Arbeitsgruppe Bodenseeufer (AGBU)/Regierungspräsidium Freiburg, Refereat 56.
- Dienst, M.; Strang, I.; Schmieder, K. (2012): Die Wasserpflanzen des Bodensee- Untersees im Wandel der letzten 100 Jahre. *Mitteilungen der Thurgauischen Naturforschenden Gesellschaft* 66:1-43.
- Di Muri, C.; Lawson Handley, L.; Bean, C. W.; Li, J.; Peirson, G.; Sellers, G. S.; Walsh, K.; Watson, H. V.; Winfield, I. J.; Hänfling, B. (2020): Read counts from environmental DNA (eDNA) metabarcoding reflect fish abundance and biomass in drained ponds. *Metabarcoding and Metagenomics*, 4, pp. 97-112., doi:10.3897/mbmg.4.56959).
- Dodds, W. K.; Bouska, W. W.; Eitzmann, J. L.; Pilger, T. J.; Pitts, K. L.; Riley, A. J.; Schloesser, J. T.; Thornbrugh, D. J. (2009): Eutrophication of US freshwaters: Analysis of potential economic damages. *Environmental Sciences and Technology* 43.DOI: 10.1126/science.aaz3658.
- Doi, H., Inui, R., Akamatsu, Y., Kanno, K., Yamanaka, H., Takahara, T. and Minamoto, T. (2017), Environmental DNA analysis for estimating the abundance and biomass of stream fish. *Freshw Biol*, 62: 30-39. <https://doi.org/10.1111/fwb.12846>.
- Dokulil, M. T. (2003): Algae as ecological bio-indicators. In Markert, B. A., A. M. Breure & H. G. Zechmeister (eds), *Bioindicators and Biomonitors*. Elsevier Science Ltd, New York: 285–327.
- Dokulil, M. T.; Jagsch, A.; George, G. D.; Anneville, O.; Jankowski, T.; Wahl, B.; Lenhart, B.; Blenckner, T.; Teubner, K. (2006): Twenty years of spatially coherent deepwater warming in lakes across Europe related to the North Atlantic Oscillation. *Limnology and Oceanography* 51:2787-2793.
- Domisch, S., Jähnig, S. C., Haase, P. (2011). Climate-change winners and losers: stream macroinvertebrates of a submontane region in Central Europe. *Freshwater Biology*, 56(10), 2009–2020. doi:10.1111/j.1365-2427.2011.02631.x
- Dosch, F.; Beckmann, G. (1999): Trends der Landschaftsentwicklung in der Bundesrepublik Deutschland. Vom Landschaftsverbrauch zur Produktion von Landschaften? In: *Informationen zur Raumentwicklung*, Heft 5, 6.1999, S. 291-310.
- Dossi, F.; Leitner, P.; Steindl, E.; Graf, W. (2015): Der Einfluss der Wassertemperatur auf die benthische Evertebratenzönose in mittelgroßen Fließgewässern am Beispiel der Flüsse Lafnitz und Pinka (Burgenland, Steiermark) in Österreich. *Ingenieurbiologie. Mitteilungsblatt für die Mitglieder des Vereins für Ingenieurbiologie*, 1, 22-28; ISSN 1422-0008.
- Durance, I., Ormerod, S. J. (2007). Climate change effects on upland stream macroinvertebrates over a 25-year period. *Global Change Biology*, 13(5), 942-957. doi:10.1111/j.1365-2486.2007.01340.x
- Durant, J. M.; Hjermann, D.; Ottersen, G.; Stenseth, N. (2007): Climate and the match or mismatch between predator requirements and resource availability, *Climate Research* 33(3); 271-283.

DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (2013a): DWA-Themen Klimawandel - Herausforderungen und Lösungsansätze für die deutsche Wasserwirtschaft, Hennef.

DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (2013b): Starkregen und urbane Sturzfluten - Praxisleitfaden für Überflutungsvorsorge. T1/2013. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.

DWD – Deutscher Wetterdienst (2013): Hydrometeorologische Rahmenbedingungen im Mai und Juni 2013 hinsichtlich des Juni-Hochwassers 2013 im deutschen Teil des Einzugsgebietes der Elbe. Deutscher Wetterdienst, Abteilung Hydrometeorologie, Berlin.

DWD – Deutscher Wetterdienst (2015): KOSTRA-DWD-2010 Starkniederschlagshöhen für Deutschland (Bezugszeitraum 1951 bis 2010). Abschlussbericht, Offenbach am Main.

DWD – Deutscher Wetterdienst (2016): Nationaler Klimareport 2016. Klima – Gestern, heute und in der Zukunft. Offenbach am Main.

DWD – Deutscher Wetterdienst (2020a): Wetterlexikon: Vegetationsperiode, URL: <https://www.dwd.de/DE/service/lexikon/Functions/glossar.html?nn=103346&lv2=102868&lv3=102890>, abgerufen am 09.07.2020.

DWD – Deutscher Wetterdienst (2020b): Nationaler Klimareport. 4. korrigierte Auflage, Deutscher Wetterdienst, Potsdam, Deutschland, 54 S. Stand Errata 8. Juni 2020, https://www.dwd.de/DE/leistungen/nationalerklimateport/download_report_aufgabe-4.pdf;jsessionid=52ACC79CA1EEB375F2CA5E19F451E6A6.live21073?__blob=publicationFile&v=11

DWD – Deutscher Wetterdienst (2020c): Klimastatusbericht Deutschland Jahr 2019. DWD, Geschäftsbereich Klima und Umwelt, 23 S. Offenbach, www.dwd.de/DE/derdwd/bibliothek/fachpublikationen/selbstverlag/selbstverlag_node.html

DWD – Deutscher Wetterdienst (2021): Zeitreihen und Trends, interaktive Leistung des Deutschen Wetterdienstes, abgerufen unter der URL <https://www.dwd.de/DE/leistungen/zeitreihen/zeitreihen.html> am 19.01.2021.

Ebersole, J. L.; Liss, W. J.; Frissell, C.A. (2003): COLD water patches in warm streams: physicochemical characteristics and the influence of shading, *Journal of the American Water Resources Association*, 39: 355-368. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2003.tb04390.x>

Eckmann, R.; Schleuter-Hofmann, D. (2013): *Der Flussbarsch*. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben.

Eerola, T.; Kraft, K.; Grönberg, O.; Lensu, L.; Suikkanen, S.; Seppälä, J.; Tamminen, T.; Kälviäinen, H.; Haario, H. (2020): Towards operational phytoplankton recognition with automated high-throughput imaging and compact convolutional neural networks, *Ocean Sci. Discuss.* [preprint], <https://doi.org/10.5194/os-2020-62>, in review.

EC – European Commission (2009): Technical Report – 2009 – 0404: Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC), Guidance document No. 24: River Basin Management in a changing climate, 141 S.

EC – European Commission (2015): “Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive” Guidance Document No. 31 Technical Report - 2015 – 086.

EG-WRRL - Europäische Union (2000): Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, ABl. EG, 2000, L 327, S. 1, zuletzt geändert durch Richtlinie 2008/105/EG, ABl. EU, 2008, L 348, 84 S.

Eigemann, F.; Mischke, U.; Hupfer, M.; Schaumburg, J.; Hilt, S. (2016): Biological indicators track differential responses of pelagic and littoral areas to nutrient load reductions in German lakes. *Ecological Indicators*, 61, 905-910.

Ekström, S. M.; Kritzberg, E. S.; Kleja, D. B.; Larsson, N.; Nilsson, P. A.; Graneli, W.; Bergkvist, B. (2011): Effect of acid deposition on quantity and quality of dissolved organic matter in soil-water. *Environmental Sciences and Technology* 45:4733-4739.

Elfert, S.; Bormann, H. (2010): Simulated impact of past and possible future land use changes on the hydrological response of the Northern German lowland 'Hunte' catchment, *Journal of Hydrology*, 383, 3-4, 245-255, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.12.040>.

Elith, J., & Leathwick, J. R. (2009). Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 40, 677-697.

Elliot, J.A.; Jones, I.D.; Thackeray, S.J. (2006): Testing the sensitivity of phytoplankton communities to changes in water temperature and nutrient load, in a temperate lake, *Hydrobiologia* 559, pp 401–411.

Elliott, J. M.; Elliott, J. A. (2010): Temperature requirements of Atlantic salmon *Salmo salar*, brown trout *Salmo trutta* and Arctic charr *Salvelinus alpinus*: predicting the effects of climate change. *Journal of Fish Biology* 77:1793-1817

Engström-Öst, J.; Lehtiniemi, M.; Green, S.; Kozłowsky-Suzuki, B.; Viitasalo, M. (2002): Does cyanobacterial toxin accumulate in mysid shrimps and fish via copepods? *Journal of Experimental Maritime Biology and Ecology* 276:95-107.

EU-JRC (2013): INSPIRE Metadata Implementing Rules: Technical Guidelines based on EN ISO 19115 and EN ISO 19119. European Commission Joint Research Centre, Ispra. Online: <https://inspire.ec.europa.eu/file/1557/download?token=UaQBcRvQ>.

Fang, X.; Stefan, H. G. (2009): Simulations of climate effects on water temperature, dissolved oxygen, and ice and snow covers in lakes of the contiguous US under past and future climate scenarios. *Limnology and Oceanography* 54(6part2): 2359-2370.

Fangmann, A.; Haberlandt, U. (2019): Statistical approaches for identification of low-flow drivers: temporal aspects, *Hydrology and Earth System Sciences*, 23, 447-463, <https://doi.org/10.5194/hess-23-447-2019>.

FAO - Food and Agriculture Organisation of The United Nations (2000): Land-water linkages in rural watersheds-Electronic workshop. Conclusions and Recommendations. Food and Agriculture Organization of the United Nations: Rome.

FAO - Food and Agriculture Organisation of The United Nations (2017): Metadata of indicator 6.4.2: Level of water stress: freshwater withdrawal as a proportion of available freshwater resources, Rome.

FAO - Food and Agriculture Organisation of The United Nations (2018): Clean Water and Sanitation – Progress on Level of Water Stress, Global baseline for indicator 6.4.2, Rome. FAO/UN-Water. 58 pp. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.

Fehres, J. (2015): Ländliche Bodenordnungsverfahren zur Umsetzung von Maßnahmen der europäischen Wasserrahmenrichtlinie – ein Diskussionsbeitrag aus Sicht der Flurbereinigung, *zfv* 140 (5), 327-333.

Feijtel, T.; Boeije, G.; Matthies, M.; Young, A.; Morris, G.; Gandolfi, C.; Hansen, B.; Fox, K.; Holt, M.; Koch, V.; Schroeder, R.; Cassani, G.; Schowanek, D.; Rosenblom, J.; Niessen, H. (1997): Development of a geography-referenced regional exposure assessment tool for European rivers – GREAT-ER. Contribution to GREAT-ER#1. *Chemosphere* 34, 2351–2374.

Feldbauer, J.; Kneis, D.; Hegewald, T.; Berendonk, T. U.; Petzoldt, T. (2020): Managing climate change in drinking water reservoirs: potentials and limitations of dynamic withdrawal strategies, *Environ Sci Eur* (2020) 32:48, <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00324-7>.

- Fell, S.C.; Carrivick, J. L.; Kelly, M. G.; Füreder, L.; Brown, L. E. (2018): Declining glacier cover threatens the biodiversity of alpine river diatom assemblages. *Glob Change Biol.* 2018; 24: 5828– 5840. <https://doi.org/10.1111/gcb.14454>.
- Ficklin, D. L.; Barnhart, B. L.; Knouft, J. H.; Stewart, I. T.; Maurer, E. P.; Letsinger, S. L.; Whittaker, G. W. (2014): Climate change and stream temperature projections in the Columbia River basin: habitat implications of spatial variation in hydrologic drivers, *Hydrology and Earth System Sciences*, 18, 4897-4912, <https://doi.org/10.5194/hess-18-4897-2014>.
- Finkel, Z. V. (2001): Light absorption and size scaling of lightlimited metabolism in marine diatoms. *Limnology and Oceanography* 46.
- Finstad, A. G.; Andersen, T.; Larsen, S.; Tominaga, K.; Blumentrath, S.; de Wit, H. A.; Tømmervik, H.; Hessen, D. O. (2016): From greening to browning: Catchment vegetation development and reduced S-deposition promote organic carbon load on decadal time scales in Nordic lakes. *Nature Scientific Reports* 6:1-8, <https://doi.org/10.1038/srep31944>.
- Flaim, G.; Eccel, E.; Zeileis, A.; Toller, G.; Cerasino, L.; Obertegger, U. (2016): Effects of re-oligotrophication and climate change on lake thermal structure. *Freshwater Biolog* 61:1802-1814.
- Fletcher, T. D.; Andrieu, H.; Hamel, P. (2013): Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: a state of the art, *Advances in Water Resources.*, 51, 261-279.
- Floury, M.; Usseglio-Polatera, P.; Ferreol, M.; Delattre, C.; Souchon, Y. (2013): Global climate change in large European rivers: long-term effects on macroinvertebrate communities and potential local confounding factors. *Glob Change Biol*, 19: 1085-1099. <https://doi.org/10.1111/gcb.12124>
- Frielinghaus, M.; Deumlich, D.; Funk, R.; Helming, K.; Thiere, J.; Völker, L.; Winnig, B.; Gelfort, F.; Rohlf, W.; Schäfer, H.; Speer, R. (2002): Bodenerosion 2. überarbeitete Auflage, In: Beiträge zum Bodenschutz in Mecklenburg-Vorpommern, Hrsg: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern
- Früh-Müller, A.; Wegmann, M.; Koellner, T. (2015): Flood exposure and settlement expansion since pre-industrial times in 1850 until 2011 in north Bavaria, Germany. *Regional Environmental Change* 15, 183-193. <https://doi.org/10.1007/s10113-014-0633-9>.
- Fukumoto, S.; Ushimaru, A.; Minamoto, T. (2015): A basin-scale application of environmental DNA assessment for rare endemic species and closely related exotic species in rivers: a case study of giant salamanders in Japan. *J Appl Ecol*, 52: 358-365. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12392>.
- Gädeke, A.; Pohle, I.; Koch, H.; Grünwald, U. (2017): Trend analysis for integrated regional climate change impact assessments in the Lusatian river catchments (north-eastern Germany). *Regional Environmental Change* 17, 1751-1762, <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1138-0>.
- Gärditz, K. F. (2013): Ökologischer Gewässerschutz zwischen Wasserrecht und Naturschutzrecht, *NuR* 35(9), S. 605-613
- Gastineau, G.; Soden, B.J. (2009): Model projected changes of extreme wind events in response to global warming. *Geophys Res Lett* 36:L10810.
- Gaudard, A. (2016): Wärme- und Kältenutzung aus Brienzer-, Thuner- und Bielersee – Abschätzung des Potenzials und Beeinflussung der Seeökosysteme. Eawag, Kastanienbaum
- Gaudard, A.; Schmid, M.; Wüest, A. (2018): Thermische Nutzung von Seen und Flüssen – Potenzial der Schweizer Oberflächengewässer. *Aqua & Gas Heft 2* 2018, S.26-33.
- Gebel, M.; Halbfass, S.; Bürger, S.; Friese, H.; Naumann, S. (2010): Modelling of nitrogen turnover and leaching in Saxony. *Advances in Geosciences* 27, 139–144.

- Gebel, M.; Bürger, S.; Halbaß, S.; Uhlig, M. (2020): Stoffbilanz commentary, http://stoffbilanz.de/home/wp-content/uploads/2020/09/20200903_Commentary.pdf
- George, D.G.; Maberly, S.C.; Hewitt, D.P. (2004) The influence of the North Atlantic Oscillation on the physical, chemical and biological characteristics of four lakes in the English Lake District, *Freshwater Biology* 49,760-774
- Gerbert, P.; Herhold, P.; Burchardt, J.; Schönberger, St.; Rechenmacher F.; Kirchner, A.; Kemmler, A.; Wünsch, M. (2018): Klimapfade für Deutschland; Hrsg.: Bundesverband der deutschen Industrie e. V. (BDI); Januar 2018, 208 pp
- Gerten, D.; Adrian, R. (2000): Climate-driven changes in spring plankton dynamics and the sensitivity of shallow polymictic lakes to the North Atlantic Oscillation. *Limnol. Oceanogr.* 45: 1058–1066 .
- Gerten, D.; Hoff, H.; Rockström, J.; Jägermeyr, J.; Kummu, M.; Pastor, A. V. (2013): Towards a revised planetary boundary for consumptive freshwater use: role of environmental flow requirements, *Current Opinion in Environmental Sustainability*, Volume 5, Issue 6,551-558, <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.11.001>.
- Giling, D. P; Nejtgaard, J. C., Berger, S. A.; Grossart, H-P.; Kirillin, G.; Penske, A.; Lentz, M.; Casper, P.; Sareyka, J.; Gessner, M. O. (2017): Thermocline deepening boosts ecosystem metabolism. *Global Change Biology* 23/4, 1448-1462.
- Gies, M.; Albrecht, J.; Sienkiewicz, J. (2014): Legal Aspects of Climate Change Adaptation. In: Rannow, S.; Neubert, M. (Eds.): *Managing Protected Areas in Central and Eastern Europe under Climate Change*. Dordrecht: Springer, (Advances in Global Change Research; 58), S.95-113, http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-007-7960-0_9.
- Gillet, C. (1991): Egg production in an Arctic charr (*Salvelinus alpinus* L.) brood stock: effects of temperature on the timing of spawning and the quality of eggs. *Aquatic Living Resources* 4:109-116.
- Gillet, C.; Quetin, P. (2006): Effect of temperature changes on the reproductive cycle of roach in Lake Geneva from 1983 to 2001. *Journal of Fish Biology* 69:518-534.
- Godina, R. (2019): Kontinuität und Wandel: Die Hydrographie Österreichs – 125 Jahre Wasser-Wissen schaffen. *Österr Wasser- und Abfallw* 71, 18–29 (2019). <https://doi.org/10.1007/s00506-018-0535-z>.
- Görgen, K.; Beersma, J.; Brahmer, G.; Buiteveld, H.; Carambia, M.; de Keizer, O.; Krahe, P.; Nilson, E.; Lammersen, R.; Perrin, C.; Volken, D. (2010): Assessment of climate change impacts on discharge in the Rhine River Basin: Results of the RheinBlick2050 project.
- Gonsiorczyk, T.; Casper, P.; Koschel, R. (2003): Long-term development of the phosphorus accumulation and oxygen-consumption in the hypolimnion of oligotrophic Lake Stechlin and seasonal variations in the pore water chemistry of the profundal. *Archiv für Hydrobiologie, Special Issues Advances in Limnology* 58: 73–86.
- Gosling, S. N.; Zaherpour, J.; Mount, N. J.; Hattermann, F. F.; Dankers, R.; Arheimer, B.; Breuer, L; Ding, J.; Haddeland, I.; Kumar, R.; Kundu, D.; Liu, J.; van Griensven, A.; Veldkamp, T. I. E.; Vetter, T.; Wang, X.; Zhang, X. (2017): A comparison of changes in river runoff from multiple global and catchment-scale hydrological models under global warming scenarios of 1 °C, 2 °C and 3 °C. *Climatic Change* 141, 577-595 <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1773-3>.
- Gossel, W. (2008): *Schnittstellen bei der Kopplung von Modellierungssystemen der Hydrogeologie*, Habilitationsschrift, Fakultät Naturwissenschaften III der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.
- Goudie, A. S. (2018): *Human Impact on the Natural Environment, Past Present and Future*, 8th Edition, ISBN: 978-1-119-40355-5, Wiley Blackwell, Oxford.
- Graf, W.; Dossi, F.; Leitner, P.; Steindl, E. (2015): Der Einfluss der Ufervegetation auf die Entwicklung der makrozoobenthischen Lebensgemeinschaften in Fließgewässern, dargestellt am Beispiel der Lafnitz.

Ingenieurbiologie. Mitteilungsblatt für die Mitglieder des Vereins für Ingenieurbiologie, 1, 22-28; ISSN 1422-0008.

Gray, J. R. A.; Edington, J. M. (1969): Effect of woodland clearance on stream temperature. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 26, 399-403.

Gregory, J. (2003): The CF metadata standard. Online: <http://cfconventions.org/Data/cf-documents/overview/article.pdf>

Gurung, A. B.; Stähli, M. (2014): Wasserressourcen der Schweiz: Dargebot und Nutzung - heute und morgen., Nationales Forschungsprogramm NFP 61.

Gustavson, M. S.; Collins, P. C.; Finarelli, J. A.; Egan, D.; Conchúir, R. Ó.; Wightman, G. D.; King, J. J.; Gauthier, D. T.; Whelan, K.; Carlsson, J. E. L.; Carlsson, J. (2015): An eDNA assay for Irish *Petromyzon marinus* and *Salmo trutta* and field validation in running water. *J Fish Biol*, 87: 1254-1262. <https://doi.org/10.1111/jfb.12781>.

Güting P.; Hutter, K. (1998): Modeling wind-induced circulation in the homogeneous Lake Constance using κ - ϵ closure. *Aquat. sci.*, 60: 266-277.

Gyllström, M.; Hansson, L.-A.; Jeppesen, E.; Criado García, F.; Gross, E.; Irvine, K.; Kairesalo, T.; Kornijow, R.; Miracle, M. R.; Nykänen, M.; Nöges, T.; Romo, S.; Stephen, D.; Donk, E.; Van Moss, B. (2005): The role of climate in shaping zooplankton communities of shallow lakes, *Limnology and Oceanography*, 6, doi: 10.4319/lo.2005.50.6.2008.

Habersack, H.; Gangl, D.; Riegler, A.; Klösch, M.; Gmeiner, P.; Haimann, M. (2019): Internationale Aktivitäten in Zusammenhang mit Sedimentforschung und -management auf globaler, europäischer, regionaler und Einzugsgebietsebene. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 71, 111-124, <https://doi.org/10.1007/s00506-019-0563-3>.

Habersack, H.; Kreisler, A.; Rindler, R.; Aigner, J.; Seitz, H.; Liedermann, M.; Laronne, J. B. (2017): Integrated automatic and continuous bedload monitoring in gravel bed rivers, *Geomorphology*; 291: 80-93.

Hagen, E. M.; Webster, J. R.; Benfield, E. F. (2006): Are leaf breakdown rates a useful measure of stream integrity along an agricultural landuse gradient? *Journal of the North American Benthological Society* 25:330-343.

Haghighi, A. T.; Klove, B.: (2013): A sensitivity analysis of lake water level response to changes in climate and river regimes, *Limnologica* 51 (2015), 118–130.

Hajdukiewicz, H.; Wyzga, B.; Mikuś, P.; Zawiejska, J.; Radecki-Pawlik, A. (2016): Impact of a large flood on mountain river habitats, channel morphology, and valley infrastructure, *Geomorphology*, 272, 55-67, <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.09.003>.

Hall, J.; Arheimer, B.; Borga, M.; Brázdil, R.; Claps, P.; Kiss, A.; Kjeldsen, T. R.; Kriaučiūnienė, J.; Kundzewicz, Z. W.; Lang, M.; Llasat, M. C.; Macdonald, N.; McIntyre, N.; Mediero, L.; Merz, B.; Merz, R.; Molnar, P.; Montanari, A.; Neuhold, C.; Parajka, J.; Perdigão, R. A. P.; Plavcová, L.; Rogger, M.; Salinas, J. L.; Sauquet, E.; Schär, C.; Szolgay, J.; Viglione, A.; Blöschl, G. (2014): Understanding flood regime changes in Europe: a state-of-the-art assessment, *Hydrology and Earth System Sciences*, 18, 2735-2772, <https://doi.org/10.5194/hess-18-2735-2014>.

Halle, M.; Müller, A. (2014): LAWA ACP-Projekt O 3.12: Korrelation zwischen biologischen Qualitätskomponenten und allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern. Endbericht. Erarbeitet vom Projektteam umweltbüro essen & chromgruen im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ (LFP O 3.12), Download unter [http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb_prod/WaBoAb/Vorhaben/LAWA/Vorhaben_des_Ausschusses_Oberflaechengewaesser_und_Kuestengewaeser_\(AO\)/O_3.12/LAWA_ACP_Projekt_O3.12_Endbericht_17Apr2014.pdf](http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb_prod/WaBoAb/Vorhaben/LAWA/Vorhaben_des_Ausschusses_Oberflaechengewaesser_und_Kuestengewaeser_(AO)/O_3.12/LAWA_ACP_Projekt_O3.12_Endbericht_17Apr2014.pdf).

Halle, M.; Müller, A. (2017): Ergänzende Arbeiten zur Korrelation zwischen biologischen Qualitätskomponenten und allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern in Fließgewässern, Abschlussbericht des Projektes O 3.15 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2015, LAWA -Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.), Essen/Velbert.

Halle, M.; Müller, A.; Sundermann, A. (2016): KLIWA Temperatur-MZB-Projekt: Ableitung von Temperaturpräferenzen des Makrozoobenthos für die Entwicklung eines Verfahrens zur Indikation biozönotischer Wirkungen des Klimawandels in Fließgewässern. Endbericht. Erarbeitet vom Projektteam umweltbüro essen, chromgruen & Senckenberg Forschungsinstitut und Naturmuseum Frankfurt im Auftrag des Arbeitskreis KLIWA (finanziert von Baden-Württemberg, Bayern, Rheinland-Pfalz), publiziert als KLIWA-Berichte Heft 20, Download unter <http://www.kliwa.de/download/KLIWAHeft20.pdf>.

Hansson, L. A.; Gyllström, M.; Stahl-Deblanco, A.; Svensson, M. (2004): Responses to fish predation and nutrients by plankton at different levels of taxonomic resolution. *Freshwater Biol.* 49: 1538-1550.

Hari, R. E.; Livingstone, D. M.; Siber, R.; Burkhardt-Holm, P.; Guttinger H. (2006): Consequences of climatic change for water temperature and brown trout populations in Alpine rivers and streams. *Glob. Chang. Biol.* 12(1), pp 10–26.

Harper, L. R.; Buxton, A. S.; Rees, H. C.; Bruce, K.; Brys, R.; Halfmaerten, D.; Read, D. S.; Watson, H. V.; Sayer, C. D.; Jones, E. P.; Priestley, V.; Mächler, E.; Múrria, C.; Garcés-Pastor, S.; Medupin, C.; Burgess, K.; Benson, G.; Boonham, N.; Griffiths, R. A.; Lawson Handley, L.; Hänfling, B. (2019): Prospects and challenges of environmental DNA (eDNA) monitoring in freshwater ponds. Springer International Publishing.

Harrison, E. T.; Norris, R. H.; Wilkinson, S. N. (2007): The impact of fine sediment accumulation on benthic macroinvertebrates: implications for river management. In: Wilson, A. L., Dehaan, R. L., Watts, R. J., Page, K. J., Bowmer, K. H., Curtis, A. (2007). *Proceedings of the 5th Australian StreamManagement Conference*. Australian rivers: making a difference. Charles Sturt University, Thurgoona, New South Wales: 139-144.

Hasler, C. T.; Butman, D.; Jeffrey, J. D.; Suski, C. D. (2016): Freshwater biota and rising pCO₂? *Ecol Lett*, 19: 98-108. <https://doi.org/10.1111/ele.12549>

Hassall, C. (2015): Odonata as candidate macroecological barometers for global climate change. *Freshwater Science*, 34(3), 1040-1049.

Hattermann, F. F.; Huang, S.; Koch, H. (2015): Climate change impacts on hydrology and water resources, *Meteorologische Zeitschrift* Vol. 24 No. 2 (2015), p. 201 - 211, DOI: 10.1127/metz/2014/0575.

Hattermann, F. F.; Krysanova, V.; Wechsung, F.; Wattenbach, M. (2004): Integrating groundwater dynamics in regional hydrological modelling, *Environmental Modeling Software* 19, 11, 1039-1051, 10.1016/j.envsoft.2003.11.007.

Hattermann, F.; Weiland, M.; Huang, S.; Krysanova, V.; Kundzewicz, Z. (2011): Model-supported impact assessment for the water sector in Central Germany under climate change - A case study, *Water Resources Management*, DOI 10.1007/s11269-011-9848-4.

Hattermann, F. F.; Vetter, T.; Breuer, L.; Su, B.; Daggupati, P.; Donnelly, C.; Fekete, B.; Flörke, F.; Gosling, S. N.; Hoffmann, P.; Liersch, S. Masaki, Y.; Motovilov, Y.; Müller, C.; Samaniego, L.; Stacke, T.; Wada, Y.; Yang, T.; Krysanova, V. (2018): Sources of uncertainty in hydrological climate impact assessment: a cross-scale study, *Environ. Res. Lett.* 13 015006, <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa9938>.

Haubrock, P.J.; Pilotto, F.; Haase, P. (2020): Do changes in temperature affect EU Water Framework Directive compliant assessment results of central European streams? *Environmental Sciences Europe*, 32, 129.

Hauer, C.; Höfler, S.; Dossi, F.; Flödl, P.; Graf, G.; Graf, W.; Gstöttenmayr, D.; Gumpinger, C.; Holzinger, J.; Huber, T.; Janecek, B.; Kloibmüller, A.; Leitner, P.; Lichtneger, P.; Mayer, T.; Ottner, F.; Riechl, D.; Sporka, F.; Wagner, B.; Habersack, H. (2015): Feststoffmanagement im Mühlviertel und im Bayerischen Wald.

Synthesebericht. Studie im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung, gefördert durch das BMLFUW und das Interreg Programm Bayern -Österreich 2007 -2013. Wien, 87S.

Havel, J. E.; Kovalenko, K. E.; Thomaz, S. M.; Amalfitano, S.; Kats, L. B. (2015): Aquatic invasive species: challenges for the future. *Hydrobiologia*, 750(1), 147-170, <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2166-0>.

Havens, K.; Jeppesen, E. (2018): Ecological responses of lakes to climate change: Multidisciplinary Digital Publishing Institute.

Hein, B.; Viergutz, C.; Wyrwa, J.; Kirchesch, V.; Schöl, A. (2018): Impacts of climate change on the water quality of the Elbe Estuary (Germany), *Journal of Applied Water Engineering and Research*, 6:1, 28-39.

Heino, J.; Tolonen, K. T. (2017): Ecological drivers of multiple facets of beta diversity in a lentic macroinvertebrate metacommunity. *Limnology and Oceanography*, 62(6), 2431-2444.

Heisler, J.; Glibert, P. M.; Burkholder, J. M.; Anderson, D. M.; Cochlan, W.; Dennison, W. C.; Dortch, Q.; Gobler, C. J.; Heil, C. A.; Humphries, E.; Lewitus, A.; Magnien, R.; Marshall, H. G.; Sellner, K.; Stockwell, D. A.; Stoecker, D. K.; Suddleson, M. (2008): Eutrophication and harmful algal blooms: A scientific consensus. *Harmful Algae* 8:3-13

Hellmich, M. (2018): Nachhaltiges Landmanagement vor dem Hintergrund des Klimawandels als Aufgabe der räumlichen Planung - Eine Evaluation im planerischen Mehrebenensystem an den Beispielen der Altmark und des Landkreises Lüchow-Dannenburgs. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 358 p, Thünen Rep 61, DOI:10.3220/REP1539334061000.

Hennegriff, W.; Kolokotronis, V.; Weber, H.; Bartels, H. (2006): Climate Change and Floods - Findings and Adaptation Strategies for Flood Protection (in German), *KA - Abwasser, Abfall*, 53(8), 770-779.

Hermoso, V.; Clavero, M.; Blanco-Garrido, F.; Prenda, J. (2011): Invasive species and habitat degradation in Iberian streams: an analysis of their role in freshwater fish diversity loss. *Ecological Applications*, 21(1), 175-188, <https://doi.org/10.1890/09-2011.1>

Herold, T.; Gallice, A.; Huwald, H.; Jakob, A. (2016): Fliessgewässertemperatur - Zwei Modellansätze für zukünftige Prognosen, *Aqua & Gas*, 60, N°12.

Herrle, P; Fokdal, J. (2018): Urbanisierung, In: ARL Akademie für Raumforschung und Landesplanung (Hrsg.): Handwörterbuch de rStadt- und Raumentwicklung, Hannover.

Hershkovitz, Y.; Strackbein, J.; Hering, D. (2013): Rivers in temperate ecoregions – indicators for climate change. *Climate-and-freshwater.info* Version: January 2014. Online: [http://www.climate-and-freshwater.info/climate_change/rivers/temperate/indicators/\(10.12.2020\)](http://www.climate-and-freshwater.info/climate_change/rivers/temperate/indicators/(10.12.2020)).

Hessel, R. (2005): Effects of grid cell size and time step length on simulation results of the Lim-burg soil erosion model (LISEM). *Hydrological Processes* 19: 3037–3049. Doi: <https://doi.org/10.1002/hyp.5815>.

Hill, R. A.; Hawkins, C. P.; Carlisle, D. M. (2013): Predicting thermal reference conditions for USA streams and rivers, *Freshwater Science* 32, 1: 39-55, DOI: 10.1899/12-009.1.

Hilt, S.; Alirangues Nuñez, M. M.; Bakker, E. S.; Blindow, I.; Davidson, T. A.; Gillefalk, M.; Hansson, L.-A.; Janse, J. H.; Janssen, A. B. G.; Jeppesen, E.; Kabus, T.; Kelly, A.; Köhler, J.; Lauridsen, T. L.; Mooij, W. M.; Noordhuis, R.; Phillips, G.; Rücker, J.; Schuster, H. H.; Søndergaard, M.; Teurlincx, S.; van de Weyer, K.; van Donk, E.; Waterstraat, A.; Willby, N.; Sayer, C. D. (2018): Response of Submerged Macrophyte Communities to External and Internal Restoration Measures in North Temperate Shallow Lakes, ORIGINAL RESEARCH doi: 10.3389/fpls.2018.00194.

Hilt, S.; Gross, E. M.; Hupfer, M.; Morscheid, H.; Mählmann, J.; Melzer, A. (2006): Restoration of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes-A guideline and state of the art in Germany. *Limnologica*, 36(3), 155-171.

Hochleithner, M. (2005): Barsche - Biologie und Aquakultur. AquaTech Publications, Kitzbühel.

- Höfler, S.; Gumpinger, C.; Hauer, C. (2016): Ökologische Maßnahmen an kleinen und mittelgroßen Fließgewässern. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 68, 519-533 <https://doi.org/10.1007/s00506-016-0351-2>.
- Holtby, L. B. (1988): Effects of logging on stream temperature in Carnation Creek, British Columbia, and associated impacts on the coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45, 502-515.
- Holzner, C. P.; Aeschbach-Hertig, W.; Simona, V.; Veronesi, M.; Imboden, D. M.; Kipfer, R. (2009): Exceptional mixing events in meromictic Lake Lugano (Switzerland/Italy), studied using environmental tracers. *Limnology and Oceanography* 54:1113-1124.
- Hongve, D. (1999): Production of dissolved organic carbon in forested catchments, *J. Hydrol.* 224, 91-99.
- Hongve, D.; Riise, G.; Kristiansen, J. F. (2004): Increased colour and organic acid concentrations in Norwegian forest lakes and drinking water - a result of increased precipitation? *Aqua Sci* 66:231–238.
- Honisch, M.; Hellmeier, C.; Weiss, K. (2002): Response of surface and subsurface water quality to land use changes. *Geoderma* 105, 277-298.
- Huang, S.; Hattermann, F. F.; Krysanova, V.; Bronstert, A. (2013): Projections of climate change impacts on river flood conditions in Germany by combining three different RCMs with a regional eco-hydrological model. *Climatic Change* 116, 631-663. <https://doi.org/10.1007/s10584-012-0586-2>.
- Huang, S.; Krysanova, V.; Hattermann, F. F. (2015): Projections of climate change impacts on floods and droughts in Germany using an ensemble of climate change scenarios. *Regional Environmental Change* 15, 461-473, <https://doi.org/10.1007/s10113-014-0606-z>
- Huang, S.; Krysanova, V.; Österle, H.; Hattermann, F. F. (2010): Simulation of spatiotemporal dynamics of water fluxes in Germany under climate change. *Hydrological Processes*, 24: 3289-3306. doi:10.1002/hyp.7753
- Hubacher, R.; Schädler, B. (2010): Wasserhaushalt grosser Einzugsgebiete im 20. Jahrhundert. *Hydrologischer Atlas der Schweiz (HADES)*, Tafel 6.6. Bern.
- Hung, C.-L. J.; James, L. A.; Carbone, G. J.; Williams, J. M. (2020): Impacts of combined land-use and climate change on streamflow in two nested catchments in the Southeastern United States, *Ecological Engineering*, 143, 105665, 0925-8574, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.105665>.
- Hupfer, M.; Kleeberg, A. (2011): Zustand und Belastung limnischer Ökosysteme - Warnsignale einer sich verändernden Umwelt. In: *WARNSIGNAL KLIMA: Genug Wasser für alle?* 3. Auflage (2011); Hrsg. Lozán, J. L. H. Graßl, P. Hupfer, L. Karbe & C.-D. Schönwiese.
- Hupfer, M. (2018): Entwicklung von Seen im Klimawandel: Welche Auswirkungen und Konsequenzen ergeben sich für den Gewässerschutz, Vortrag Seen-Fachtagung 22.-24. Oktober 2018 Friedrichshafen, URL: <https://www.seenprogramm.de/app/download/5813061498/Dr.+Michael+Hupfer.pdf>, abgerufen am 13.07.2020
- Hupfer, M.; Kleeberg, A.; Lewandowski, J. (2019): Internal pools and fluxes of phosphorus in dimictic lake Arendsee, Northeastern Germany. In: *Internal phosphorus loading in lakes: causes, case studies, and management* / ed. by Steinman, A. D., Spears, B.M. - Plantation: J. Ross Publ., 169-185
- Huss, M.; Farinotti, D.; Bauder, M.; Funk, M. (2008): Modelling runoff from highly glacierized alpine drainage basins in a changing climate, *Hydrological Processes* 22: 19, 3888-3902.
- Huss, M.; Lindmark, M.; Jacobson, P.; van Dorst, R. M.; Gardmark, A. (2019): Experimental evidence of gradual size-dependent shifts in body size and growth of fish in response to warming. *Glob Chang Biol*, 25(7), 2285-2295. doi:10.1111/gcb.14637

Hyenstrand, P.; Nyvali, P.; Pettersson, A.; Blomquist, P. (1998): Regulation of non–nitrogen-fixing cyanobacteria by inorganic nitrogen sources—experiments from Lake Erken. *Arch. Hydrobiol. Spec. Iss. Adv. Limnol.* 51: 29–40.

Ibelings, B.W.; De Bruin, A.; Kagami, M.; Rijkeboer, M.; Brehm, M.; Van Donk, E. (2004): Host parasite interactions between freshwater phytoplankton and chytrid fungi (Chytridiomycota), *Journal of Phycology* 40(3): 437-453, doi.org/10.1111/j.1529-8817.2004.03117.x

IGB (2021): Die ökologische Verschlechterung des Stechlinsees. Wissensstand und Handlungsoptionen. IGB Dossier, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Berlin, <http://dx.doi.org/10.4126/FRL01-006425865>

IGKB Internationale Gewässerschutzkommission (Hrsg.) (2015): KlimBo -Klimawandel am Bodensee. Ein Interreg IV-Forschungsprojekt von 2011 – 2015. IGKB Blaue Berichte 60:1-136. URL: https://www.igkb.org/fileadmin/user_upload/dokumente/klimbo/KlimBo_Blauer_Bericht_60_s.pdf, abgerufen am 24.01.2021

IÖR-Monitor - Monitor der Siedlungs- und Freiraumentwicklung (2020): Indikator „Gewichtete Zersiedlung“ Leibniz-Institut für ökologische Raumentwicklung, URL: http://www.ioer-monitor.de/?id=44&ID_IND=D01KG.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2001): Climate Change 2001: Synthesis Report. A Contribution of Working Groups I, II, and III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Watson, R.T. and the Core Writing Team (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, and New York, NY, USA, 398 pp.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2013): Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2014): Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2019): Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/4/2020/02/SRCCL-Complete-BOOK-LRES.pdf>

Ittekkot, V.; Unger, D.; Humborg, C.; Tac An, N. (2006): The perturbed silicon cycle, in *The Silicon Cycle*, edited by V. Ittekkot et al., Island Press, Washington, D. C., 245 –252, DOI 10.1007/s10933-016-9925-z

Jacob, D.; Kottmeier, C.; Petersen, J.; Rechid, D.; Teichmann, C.(2017): Regionale Klimamodellierung, in: G. Brasseur, D. Jacob, S. Schuck-Zöller (Hrsg.), *Klimawandel in Deutschland*, DOI 10.1007/978-3-662-50397-3_4.

Jaeger, J.A.G.; Bertiller, R.; Schwick, C.; Cavens, D.; Kienast, F. (2010): Urban permeation of landscapes and sprawl per capita: New measures of urban sprawl. *Ecological Indicators* 10(2): 427-441.

Jähnig, S.; Haase, P.; Hering, D.; Domisch, S.; Früh, D.; Gies, M.; Westermann, M.; Schürmann, A. (2010): KLIWA - Einfluss des Klimawandels auf die Fließgewässerqualität – Literaturlauswertung und erste Vulnerabilitätseinschätzung. Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung, Abteilung für Limnologie und Naturschutzforschung, Gelnhausen. Online: https://www.kliwa.de/_download/Literaturstudie_Gewaesserqualitaet.pdf (10.12.2020).

Jardin, N. (2019): Herausforderungen an der Ruhr – Das Trockenjahr 2018, Vortrag beim DWA-Dialog am 23.09.2019, Berlin.

Järvinen, M.; Drakare, S.; Free, G.; Lyche-Solheim, A.; Phillips, G.; Skjelbred, B.; Mischke, U.; Ott, J.; Poikane, S.; Søndergaard, M.; Pasztaleniec, A.; Van Wichelen, J.; Portielje, R. (2012): Phytoplankton indicator taxa for reference conditions in Northern and Central European lowland lakes, *Hydrobiologia*, 704/1, 97-113, DOI 10.1007/s10750-012-1315-6.

Jensen, H. S.; Andersen, F. O. (1992): Importance of temperature, nitrate, and pH for phosphate release from aerobic sediments of 4 shallow, eutrophic lakes. *Limnol. Oceanogr.* 37: 577–589.

Jeppesen, E.; Nøges, P.; Davidson, Th. A.; Haberman, J.; Nøges, T.; Blank, K.; Lauridsen, T. L.; Søndergaard, M.; Sayer, C.; Laugaste, R.; Johansson, L. S.; Bjerring, R.; Amsinck, S. L. (2011): Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD), *Hydrobiologia* (2011) 67, 279–297, DOI 10.1007/s10750-011-0831-0.

Jeppesen, E.; Meerhoff, M.; Jacobsen, B. A.; Hansen, R. S.; Søndergaard, M.; Jensen, J. P. et al. (2007): Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation – the successful strategy varies with lake size and climate. *Hydrobiologia* 581: 269-285

Jeppesen, E.; Kronvang, B.; Meerhoff, M.; Søndergaard, M.; Hansen, K. M.; Andersen, H. E.; Lauridsen, T. L.; Beklioglu, M.; Özen, A.; Olesen, J. E. (2009): Climate change effects on runoff, catchment phosphorus loading and lake ecological state, and potential adaptations. *Journal of Environmental Quality* 38: 1930–1941.

Jeppesen, E.; Meerhoff, M.; Holmgren, K.; González-Bergonzoni, I.; Teixeira-de Mello, F.; Declerck, S. A. J. (2010): Impacts of climate warming on lake fish community structure and potential effects on ecosystem function. *Hydrobiologia*, 646(1), 73-90. doi:10.1007/s10750-010-0171-5.

Jeppesen, E.; Nøges, P.; Davidson, Th. A.; Haberman, J.; Nøges, T.; Blank, K.; Lauridsen, T.L.; Søndergaard, M.; Sayer, C.; Laugaste, R.; Johansson, L.S.; Bjerring, R.; Amsinck, S.L. (2011): Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD), *Hydrobiologia* (2011) 67, 279–297, DOI 10.1007/s10750-011-0831-0.

Jeppesen, E.; Mehner, T.; Winfield, I. J.; Kangur, K.; Sarvala, J.; Gerdeaux, D.; Rask, M.; Malmquist, H. J. ; Holmgren, K.; Volta, P.; Romo, S.; Eckmann, R.; Sandstrom, A.; Blanco, S.; Kangur, A.; Stabo, H. R.; Tarvainen, M.; Ventela, A. M.; Søndergaard, M.; Lauridsen, T. L.; Meerhoff, M. (2012): Impacts of climate warming on the long-term dynamics of key fish species in 24 European lakes. *Hydrobiologia* 694:1-39

Jeppesen, E.; Meerhoff, M.; Davidson, T. A.; Trolle, D.; Søndergaard, M.; Lauridsen, T. L. (2014): Climate change impacts on lakes: an integrated ecological perspective based on a multi-faceted approach, with special focus on shallow lakes.

Jeppesen, E.; Søndergaard, M.; Liu, Z. (2017): Lake Restoration and Management in a Climate Change Perspective: An Introduction. *Water*, 9, 122. 26.

Jeschke, J. M.; Gómez Aparicio, L.; Haider, S.; Heger, T.; Lortie, C. J.; Pyšek, P.; Strayer, D. L. (2012): Taxonomic bias and lack of cross-taxonomic studies in invasion biology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 10: 349-350.

Jöhnk, K. D.; Huisman, J.; Sharples, J.; Sommeijer, B.; Visser, P. M.; Stroom, J. M. (2008): Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Global Change Biology* 14: 495-512.

Johnson, S. L.; Jones J. A. (2000): Stream temperature response to forest harvest and debris flows in western Cascades, Oregon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57 (Suppl. 2), 30-39.

Jomaa, S.; Jiang, S.; Thraen, D.; Rode, M. (2016): Modelling the effect of different agricultural practices on stream nitrogen load in central Germany. *Environ Sustain Soc* 6, 11 (2016). <https://doi.org/10.1186/s13705-016-0077-9>.

- Jones, I.; George, G.; Reynolds, C. (2005): Quantifying effects of phytoplankton on the heat budgets of two large limnetic enclosures. *Freshwater Biology*, 50:1239-1247, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01397.x>.
- Jones, I.; Sahlberg, J.; Persson, I. (2010): Modelling the impact of climate change on the thermal characteristics of lakes. in G. George, editor. *Impact of climate change on European lakes*; pp 103-120.
- Jungwirth, M.; Haidvogel, G.; Moog, O.; Muhar, S.; Schmutz, S. (2003): *Angewandte Fischökologie an Fließgewässern*, Facultas Universitätsverlag, Wien.
- Kakouei, K.; Kiesel, J.; Pusch, M.; Kail, J.; Jähnig, S. (2017): Quantitative hydrologic preferences of benthic stream invertebrates in Germany. *Ecological Indicators*, 9, 163-172.
- Kakouei, K.; Kiesel, J.; Domisch, S.; Irving, K.; Jähnig, S.; Kail, J. (2018): Projected effects of climate-change-induced flow alterations on stream macroinvertebrate abundances. *Ecology and Evolution*, 8, 3393–3409.
- Kakouei, K.; Domisch, S.; Kiesel, J.; Kail, J.; Jähnig, S. (2020): Climate model variability leads to uncertain predictions of the future abundance of stream macroinvertebrates, *nature scientific reports*, 10:2520, <https://doi.org/10.1038/s41598-020-59107-y>.
- Kalantari, Z.; Lyon, S. W.; Folkesson, L.; French, H. K.; Stolte, J.; Jansson, P.-E.; Sassner, M. (2014): Quantifying the hydrological impact of simulated changes in land use on peak discharge in a small catchment, *Science of The Total Environment*, 466-467 741-754, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.07.047>.
- Karlsson, I. B.; Sonnenborg, T. O.; Refsgaard, J. C.; Trolle, D.; Børgesen, C. D.; Olesen, J. E.; Jeppesen, E.; Jensen, K. H. (2016): Combined effects of climate models, hydrological model structures and land use scenarios on hydrological impacts of climate change, *Journal of Hydrology*, 535, 301-317, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.01.069>.
- Kasprzak, P.; Reese, C.; Koschel, R.; Schulz, M.; Hambaryan, L.; Mathes, J. (2005): Habitat characteristics of *Eurytemora lacustris* (POPPE, 1887) (Copepoda, Calanoida): The role of lake depth, temperature, oxygen concentration and light intensity, *International Review of Hydrobiology*, 90/3, 292-309.
- Kasprzak, P.; Shatwell, T.; Gessner, M. O. (2017): Extreme weather event triggers cascade towards extreme turbidity in a clear-water lake. *Ecosystems* 20:1407 1420.
- Kaushal, S. S.; Likens, G. E.; Jaworski, N. A.; Pace, M. L.; Sides, A. M.; Seekell, D.; Belt, K. T.; Secor, D. H.; Wingate, R. L. (2010): Rising stream and river temperatures in the United States. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8, 461-466.
- Kehrein, N.; Berlekamp, J.; Klasmeier, J. (2015): Modelling the fate of down-the-drain chemicals in whole watersheds: New version of the GREAT-ER software. *Environmental Modelling and Software* 64(1), 1–8.
- Kellner, E.; Weingartner, R. (2018): Chancen und Herausforderungen von Mehrzweckspeichern als Anpassung an den Klimawandel. *Wasser Energie Luft* 110.
- Keskin, E.; Unal, E. M.; Atar, H. H. (2016): Detection of rare and invasive freshwater fish species using eDNA pyrosequencing: Lake Iznik ichthyofauna revised, *Biochemical Systematics and Ecology*, 67, 29-36, <https://doi.org/10.1016/j.bse.2016.05.020>.
- Kienel, U.; Kirillin, G.; Brademann, B.; Plessen, B.; Lampe, R.; Brauer, A. (2016): Effects of spring warming and mixing duration on diatom deposition in deep Tiefer See, NE Germany. *Journal of Paleolimnology*, 57(1), 37-49, <https://doi.org/10.1007/s10933-016-9925-z>.
- Kiesel, J.; Gericke, A.; Rathjens, H.; Wetzig, A.; Kakouei, K.; Jähnig, S.; Fohrer, N. (2019a): Climate change impacts on ecologically relevant hydrological indicators in three catchments in three European ecore-gions. *Ecological Engineering* 127:404-416.

- Kiesel, J.; Guse, B.; Bormann, H. (2019b): Chapter 16 - Projecting the Consequences of Climate Change on River Ecosystems, In: Sergi Sabater, Arturo Elosegi, Ralf Ludwig, Multiple Stressors in River Ecosystems, Elsevier, 2019, 281-301, <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811713-2.00016-9>.
- Kimmel, B. L.; Lind, O. T.; Paulson, L. J. (1990): Reservoir primary production. In: Thornton, K. W.; Kimmel, B. L.; Payne, F. E. [Eds.]: Reservoir limnology. John Wiley & Sons, New York: 133-192.
- Kinouchi, T.; Yagi, H.; Miyamoto, M. (2007): Increase in stream temperature related to anthropogenic heat input from urban wastewater. *Journal of Hydrology* 335: 78-88.
- Kipfer, R.; Livingstone, D. M. (2008): Wasserressourcen und Klimawandel. *Eawag News* 65d/ September 2008: 8-11.
- Kipfer, R. (2010): Warum der Luganersee lange nicht durchmischte. *EAWAG News* 65: pp. 8- 11.
- Kirillin, G. (2002): Modeling of the vertical heat exchange in shallow lakes (Doctoral dissertation, Humboldt-Universität).
- Kirillin, G. (2010): Modeling the impact of global warming on water temperature and seasonal mixing regimes in small temperate lakes. *Boreal Environment Research*, 15:279-293.
- Kirillin, G.; Shatwell, T. (2016): Generalized scaling of seasonal thermal stratification in lakes. *Earth-Science Reviews*, 161: 179-190.
- Kirillin, G.; Shatwell, T.; Kasprzak, P. (2013): Consequences of thermal pollution from a nuclear plant on lake temperature and mixing regime, *Journal of Hydrology*, 496, 47-56, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.05.023>.
- Kistner, I.; Ollesch, G.; Meissner, R.; Rode, M. (2013): Spatial-temporal dynamics of water soluble phosphorus in the topsoil of a low mountain range catchment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 176, 24-38.
- KLIWA – Klimaveränderung und Wasserwirtschaft (Hrsg.) (2009): KLIWA-Berichte - Heft 14: Auswirkungen des Klimawandels auf Niedrigwasserverhältnisse in Baden-Württemberg, Bayern und Rheinland-Pfalz. Kooperationsvorhaben Klimaveränderung und Wasserwirtschaft, Karlsruhe.
- KLIWA – Klimaveränderung und Wasserwirtschaft (Hrsg.) (2007): KLIWA-Berichte - Heft 11: Zum Einfluss des Klimas auf den Bodensee, Kooperationsvorhaben Klimaveränderung und Wasserwirtschaft, Karlsruhe, München, Oppenheim, Offenbach, 1-103, URL: https://www.kliwa.de/_download/KLIWAHeft11.pdf, abgerufen am 01.05.2021
- KLIWA – Klimaveränderung und Wasserwirtschaft (Hrsg.) (2012): KLIWA-Berichte - Heft 18: Die Entwicklung von trockenen Großwetterlagen mit Auswirkungen auf den süddeutschen Raum. Karlsruhe, Hof, Mainz, Offenbach.
- KLIWA – Klimaveränderung und Wasserwirtschaft (Hrsg.) (2014): Anforderungen an ein gewässerökologisches Klimamonitoring - Schlussbericht, Auftrag im Rahmen des Kooperationsvorhabens Kooperationsvorhaben Klimaveränderung und Wasserwirtschaft, Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- KLIWA – Klimaveränderung und Wasserwirtschaft (Hrsg.) (2015): Einfluss des Klimawandels auf Seen - Literaturlauswertungsstudie, KLIWA-Kooperationsvorhaben Klimaveränderung und Wasserwirtschaft, Konstanz, 1-127, URL: https://www.kliwa.de/_download/Literaturstudie-Seen-2015.pdf, abgerufen am 28.01.2021
- KLIWA – Klimaveränderung und Wasserwirtschaft (Hrsg.) (2016a): Monitoringbericht 2016 Hochwasserabflüsse Zusätzliche Auswertungen für das KLIWA-Untersuchungsgebiet, abrufbar unter der URL: https://www.kliwa.de/_download/Hochwasserabfluss_KLIWA_MB_2016.pdf.
- KLIWA – Klimaveränderung und Wasserwirtschaft (Hrsg.) (2016a): Monitoringbericht 2016 Niedrigwasserabflüsse - Zusätzliche Auswertungen für das KLIWA-Untersuchungsgebiet, abrufbar unter der URL: https://www.kliwa.de/_download/Niedrigwasser_KLIWA_MB_2016.pdf

KLIWA – Klimaveränderung und Wasserwirtschaft (Hrsg.) (2017): Risiko Klima - Herausforderungen managen, 6. KLIWA-Symposium am 22. und 23. Mai 2017 in Baden-Baden. Kliwa-Berichte Heft 22, Kooperationsvorhaben Klimaveränderung und Wasserwirtschaft, Konstanz.

KLIWA – Klimaveränderung und Wasserwirtschaft (Hrsg.) (2018): Niedrigwasser in Süddeutschland Analysen, Szenarien und Handlungsempfehlungen. KLIWA-Berichte Heft 23, Kooperationsvorhaben Klimaveränderung und Wasserwirtschaft, Konstanz, 1-96, URL: https://www.kliwa.de/_download/KLIWAHeft23.pdf, abgerufen am 02.05.2021

Klöcking, B. (2009): Das ökohydrologische PSCN-Modul innerhalb des Flussgebiets ArcEGMO - Theoretische Modellbeschreibung. (Hrsg.) BAH – Büro für Angewandte Hydrologie, München.

Klöcking, B.; Mey, S.; Ferber, F.; Wessolek, G.; Trinks, S. (2008): Bodenatlas Sachsen – Auswirkungen von Klimaänderungen auf den Bodenwasserhaushalt. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (AZ: 13-0345.46/340). Büro für Angewandte Hydrologie und TU Berlin, Fachgebiet Standortkunde & Bodenschutz, München, Berlin.

Koinig, K. A.; Schmidt, R.; Sommaruga-Wögrath, S.; Tessadri, R.; Psenner, R. (1998): Climate change as the primary cause for pH shifts in a high alpine lake, *Water, Air, and Soil Pollution* 104 (1-2), 167-180

Kondolf, G. M.; Schmitt, R. J. P.; Carling, P.; Darby, S.; Arias, M.; Bizzi, S.; Castelletti, A.; Cochrane, T. A.; Gibson, S.; Kumm, M.; Oeurng, C.; Rubin, Z.; Wild, T. (2018): Changing sediment budget of the Mekong: Cumulative threats and management strategies for a large river basin. *Science of The Total Environment* 625, 114-134. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.11.361.

Köpke, P.; Placzek, M.; Staiger, H, M Winkler, P. (2007): Solare UV-Strahlung und ihre Wirkung auf den Menschen. *Promet* 3/4, pp 95–108.

Kosten, S.; Kamarainen, A.; Jeppesen, E.; van Nes, E. H.; Peeters, E. T.; Mazzeo, N. (2009): Climate-related differences in the dominance of submerged macrophytes in shallow lakes. *Global Change Biology*, 15(10), 2503-2517.

Kramer, I. (2006): Fische und Klimawandel am Bodensee – mögliche Auswirkungen.

Kreibich, H.; Blauhut, V.; Aerts, J. C .J. H.; Bouwer, L. M.; van Lanen, H. A. J.; Mejia, A.; Mens, M.; van Loon, A. F. (2019): How to improve attribution of changes in drought and flood impacts, *Hydrological Sciences Journal*, 64:1, 1-18, <https://doi.org/10.1080/02626667.2018.1558367>.

Kreienkamp, F.; Spekat, A.; Enke, W. (2010): Ergebnisse regionaler Szenarienläufe für Deutschland mit der statistischen Methode WETTREG. Bericht der CEC GmbH Potsdam im Auftrag des UBA.

Kreienkamp, F.; Spekat, A.; Enke, W. (2011): WEREX V – Bereitstellung eines Ensembles regionaler Klimaprojektionen. Endbericht. Im Auftrag des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden.

Kreins, P.; Henseler, M.; Anter, J.; Herrmann, F.; Wendland, F. (2015): Quantification of climate change impact on regional agricultural irrigation and groundwater demand, *Water Resources Manag* 29(10):3585-3600

Kritzberg, E. S. (2017): Centennial-long trends of lake browning show major effect of afforestation. *Limnology and Oceanography Letters* 2, 105-112.

Kufeld, M. (2013): Anpassung der Talsperrensteuerung an Klimaänderungen : Bewertung von Leistungsfähigkeit und Robustheit, Dissertation, Lehrstuhl und Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft Technische Hochschule Aachen.

Kundzewicz, Z. W.; Pinskiwar, I.; Brakenridge, G. R. (2013): Large floods in Europe, 1985-2009, *Hydrolog. Sci. J.*, 58, 1-7, doi:10.1080/02626667.2012.745082.

- Kutschera, G. (2008): Analyse der Unsicherheiten bei der Ermittlung der Schadenspotentiale infolge Überschwemmung, Dissertation, RWTH Aachen.
- Küttel, S.; Peter, A.; Wüest, A. (2002): Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischer Fließgewässer, Rhône Revitalisierung, Publikation 1.
- Laaha, G.; Haslinger, K.; Koffler, D.; Parajka, J.; Schöner, W.; Viglione, A.; Zehetgruber, J.; Blöschl, G. (2016): Ein Drei-Standbeine-Ansatz zur Ermittlung zukünftiger Niederwasserabflüsse in Österreich. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft 68, 54-57 <https://doi.org/10.1007/s00506-015-0284-1>.
- Langford, T.E.L. (1990): Ecological effects of thermal discharges. Elsevier Applied Science, 468 pp
- Lampert, W.; U. Sommer (1999): Limnoökologie., Thieme, Stuttgart.
- Landkildehus, F.; Søndergaard, M.; Beklioglu, M.; Adrian, R.; Angeler, D. G.; Hejzlar, J. (2014): Climate change effects on shallow lakes: design and preliminary results of a cross-European climate gradient mesocosm experiment. Estonian Journal of Ecology, 63(2), 71.
- LANUV NRW - Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2016): Klimawandel und Klimafolgen in Nordrhein-Westfalen. Ergebnisse aus den Monitoringprogrammen 2016. LANUV-Fachbericht 74. Abrufbar unter: www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuvpubl/3_fachberichte/fabe74.pdf.
- Larsen, S.; Anderson, T.; Hessen, D. O. (2011): Climate change predicted to cause severe increase of organic carbon in lakes. Global Change Biology 17, 1186-1192.
- Laudon, H.; Tetzlaff, D.; Soulsby, C.; Carey, S.; Seibert, J.; Buttle, J.; Shanley, J.; McDonnell, J. J.; McGuire, K. (2013): Change in winter climate will affect dissolved organic carbon and water fluxes in mid-to-high latitude catchments. Hydrol. Process., 27: 700-709. <https://doi.org/10.1002/hyp.9686>
- LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (1998): LAWA-Arbeitskreis „Gewässerbewertung stehender Gewässer“ (1998): vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien.- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.). 74 S.
- LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (2009): Abschlussbericht zum LAWA-Projekt Ökologische Bewertung von künstlichen und erheblich veränderten Seen sowie Mittelgebirgsseen anhand der biologischen Komponente Phytoplankton nach den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie - Bewertungsmodul für Mittelgebirgsseen und Verfahrensanpassungen für Baggerseen, pH-neutrale Tagebauseen, Talsperren und Sondertypen im Tiefland, Projekt-Nr: O 3.06, 1-106
- LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (2014): Trophieklassifikation von Seen, Richtlinien zur Ermittlung des Trophie-Index nach LAWA für natürliche See, Baggerseen, Talsperren und Speicherseen. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA).
- LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (2016): Verfahrensempfehlung „Typspezifischer Flächenbedarf für die Entwicklung von Fließgewässern“, <https://planungsbuero-koenzen.de/details/lawa-verfahrensempfehlung.html>
- LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (2017a): Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserwirtschaft - Bestandsaufnahme, Handlungsoptionen und strategische Handlungsfelder 2017 (Kurztitel: LAWA Klimawandel-Bericht 2017). Aktualisierte Fassung: https://www.lawa.de/documents/lawa-klimawandel-bericht_2020_1618816705.pdf
- LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (2017b): Wasserwirtschaftliche Klima-Indikatoren in vorhandenen Monitoring-Programmen Bundesweite Zusammenstellung und Handlungsempfehlungen für eine Vereinheitlichung und Anpassung, Herausgeber: Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg, 12

LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (2020a): Mustertexte „Klimawandel“ für die Bewirtschaftungspläne nach Wasserrahmrichtlinie (WRRL) und für den Anhörungstext für die wichtige Frage der Gewässerbewirtschaftung „Berücksichtigung der Folgen des Klimawandels“ beschlossen auf der 150. LAWA-Vollversammlung am 19. März 2020 (Telefonkonferenz).

LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (2020b): Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserwirtschaft. Bestandsaufnahme, Handlungsoptionen und strategische Handlungsfelder, https://www.lawa.de/documents/lawa-klimawandel-bericht_2020_1618816705.pdf

LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (2020c): LAWA-BLANO Maßnahmenkatalog (WRRL, HWRMRL, MSRL) beschlossen auf der 150. LAWA-Vollversammlung am 17. / 18. September 2015 in Berlin und der 8. Sitzung des Bund/Länder-Ausschusses Nord- und Ostsee (BLANO) am 15. Dezember 2015 in Berlin, ergänzt durch die 155. LAWA-Vollversammlung am 14./15. März 2018 in Erfurt und die 159. LAWA-Vollversammlung am 19. März 2020 (Telefonkonferenz) sowie LAWA-Umlaufverfahren 2/2020 i. Mai/Juni 2020

Le, T. D. H.; Kattwinkel, M.; Schützenmeister, K.; Olson, J. R.; Hawkins, C.P.; Schäfer, R. B. (2019): Predicting current and future background ion concentrations in German surface water under climate change. *Phil. Trans. R. Soc. B* 374: 20180004, <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2018.0004>

Lehnherr, I.; St. Louis, V.-L.; Sharp, M.; Gardner, A.S.; Smol, J. P.; Schiff, S. L.; Muir, D. C. G.; Mortimer, C. A.; Michelutti, N.; Tarnocai, C.; St. Pierre, K. A.; Emmerton, C. A.; Wiklund, J. A.; Köck, G.; Lamoureux, S. F.; Talbot, C. H. (2018): The world's largest High Arctic lake responds rapidly to climate warming. *Nat Commun* 9, 1290 (2018). <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03685-z>.

Leira, M.; Cantonati, M. (2008): Effects of water-level fluctuations on lakes: An annotated bibliography. *Hydrobiologia* 613, 171–184.

Lencioni, V. (2018): Glacial influence and stream macroinvertebrate biodiversity under climate change: Lessons from the Southern Alps, *Science of The Total Environment*, 622–623: 563-575, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.266>.

Lepparanta, M. (2010): Modelling the formation and decay of lake ice. Ed: G. George, editor. *Impact of climate change on European lakes*, 62-66.

Lessard, J. L.; Hayes, D. B. (2003): Effects of elevated water temperature on fish and macroinvertebrate communities below small dams. *River Research and Applications* 19:721-732.

LfU – Bayrisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.) (2017a): Ökologisch begründetes Mindestwasser, Schlussbericht, Auftragsnummer 82-0270-90782/2015, bearbeitet durch das Projektteam umweltbüro essen - chromgrün, Essen, Velbert.

LfU – Bayrisches Landesamt für Umwelt (2017b): Gewässerentwicklungskonzepte (GEK). Merkblatt Nr. 5.1/3, Stand 01/2017, https://www.lfu.bayern.de/wasser/merkblattsammlung/teil5_gewaesserentwicklung_wasserbau/doc/nr_513.pdf

LfULG - Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.) (2010): F&E-Projekt: Synopse beobachteter undprojizierter Klimate für Sachsen auf der Basis deutscher statistischer und dynamischer Regionalmodelle (REGKLIM). Zusammenfassung und Bewertung der Ergebnisse, Dresden.

LfULG - Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.) (2011a): Wassertemperaturen und Klimawandel - Vorstudie zur Recherche, Homogenisierung und Plausibilisierung von verfügbaren Daten zu Langzeit-Temperaturreihen von Oberflächen-, Boden-, Sicker- und Grundwasser in Sachsen, Schriftenreihe des LfULG, Heft 40/2011, Dresden.

LfULG - Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.) (2011b): Klimawandel und Wasserwirtschaft - Auswertung und Darstellung der Zusammenhänge zwischen Klima- und Wassertemperaturdaten, Schriftenreihe des LfULG, Heft 39/2011, Dresden.

LHW - Landesbetrieb für Hochwasserschutz Sachsen-Anhalt (2021): Gewässerentwicklungskonzepte in Sachsen-Anhalt, <https://lhw.sachsen-anhalt.de/untersuchen-bewerten/gewaesserentwicklungskonzepte/>

Liersch, S. (2004): Auswirkungen von Landnutzungsänderungen und umweltgerechten Bewirtschaftungsmethoden auf den Wasser- und Stoffhaushalt des Einzugsgebietes der Ems in Nordrhein-Westfalen - Modellierung einer Landnutzungssituation, die den Umweltstandards der EG-Wasserrahmenrichtlinie entspricht, Diplomarbeit, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät Universität Potsdam.

Lidscheid, G.; Kaiser, K.; Stüwe, P.; Nützmann, G.; Steidl, J.; Dannowski, R. (2015): Separating climate change from anthropogenic signals in long-term time series of lake water level and groundwater head in Northeast Germany, *Geophysical Research Abstracts* Vol. 17, EGU2015-3803.

Lischeid, G.; Kaletta, T. (2012): Grasping the heterogeneity of kettle hole water quality in Northeast Germany; *Hydrobiologia* (2012) 689:63–77 DOI 10.1007/s10750-011-0764-7.

LimPlan (2013): LimPlan Büro für Gewässer- und Landschaftsökologie: Monitoring zur Indikation des trophischen Zustandes gemäß EU-WRRL in 4 Seen im Land Brandenburg Kennziffer S3-VG-12-020 Endbericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg

Lisniak, D.; Franke, J.; Bernhofer, C. (2013): Circulation pattern based parameterization of a multiplicative random cascade for disaggregation of observed and projected daily rainfall time series. *Hydrology and Earth System Sciences* 17, S. 2487-2500.

Liu, R.; Wang, J.; Shi, J.; Chen, Y.; Sun, C.; Zhang, P.; Shen, Z. (2014): Runoff characteristics and nutrient loss mechanism from plain farmland under simulated rainfall conditions. *Science of the Total Environment*. 468-469, 1069-1077.

Livingstone, D. M. (2003): Impact of Secular Climate Change on the Thermal Structure of a Large Temperate Central European Lake. *Climatic Change* 57, 205-225, <https://doi.org/10.1023/A:1022119503144>.

Livingstone, D.M.; Adrian, R. (2009): Modeling the duration of intermittent ice cover on a lake for climate-change studies. *Limnol. Oceanogr.* 54: 1709–1722.

Livingstone, D. M.; R. Adrian, T. Blenckner, G. George G. A. Weyhenmeyer (2010): Lake ice phenology. Seiten 51-61 in G. George, editor. *Impact of climate change on European lakes*.

Löhmus, M.; Björklund, M. (2015): Climate change: what will it do to fish—parasite interactions? *Biological Journal of the Linnean Society* 116(2), 397-411, <https://doi.org/10.1111/bij.12584>.

López-Tarazón, J. A.; Bronstert, A.; Thieken, A. H.; Petrow, T. (2019): The effects of global change on floods, fluvial geomorphology and related hazards in mountainous rivers, *Science of The Total Environment*, 669, 7-10, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.026>.

Löser, R.; Schneider, P.; Gottschalk, N.; Ihling, H.; Kuhn, K.; Spänhoff, B. (2011): Wassertemperaturen und Klimawandel. Vorstudie zur Recherche, Homogenisierung und Plausibilisierung von verfügbaren Daten zu Langzeit-Temperaturreihen von Oberflächen-, Boden-, Sicker- und Grundwasser in Sachsen. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden. (=Schriftenreihe des LfULG 39/2011).

Lubini, V.; Knispel, S.; Sartori, M.; Vicentini, H.; Wagner, A. (2012): Rote Listen Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen. Gefährdete Arten der Schweiz, Stand 2010. Bundesamt für Umwelt, Bern, und Schweizer Zentrum für die Kartographie der Fauna, Neuenburg. *Umwelt-Vollzug*(1212), 111.

- LUBW - Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (Hrsg.) (2012): Klimawandel im Süden Deutschlands - Ausmaß - Auswirkungen - Anpassung. Kooperationsvorhaben Klimaveränderung und Wasserwirtschaft, Karlsruhe, 1-14, URL: [https://www.bestellen.bayern.de/application/eshop_app000008?SID=144449718&ACTIONxSESSxSHOWPIC\(BILDxKEY:%27Ifu_klima_00068%27,BILDxCLASS:%27Artikel%27,BILDxTYPE:%27PDF%27\)](https://www.bestellen.bayern.de/application/eshop_app000008?SID=144449718&ACTIONxSESSxSHOWPIC(BILDxKEY:%27Ifu_klima_00068%27,BILDxCLASS:%27Artikel%27,BILDxTYPE:%27PDF%27)), abgerufen am 02.05.2021
- Luce, A.; Haag, I.; Bremicker, M. (2006): Einsatz von Wasserhaushaltsmodellen zur kontinuierlichen Abflussvorhersage in Baden-Württemberg. *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 50(2), 58-66.
- Ludwig, K.; Bremicker, M. (Eds.) (2007): *The Water Balance Model LARSIM*. Freiburger Schriften zur Hydrologie 22. Institut für Hydrologie der Universität Freiburg, Freiburg.
- Lund, S. G.; Caissie, D.; Cunjak, R. A.; Vijayan, M. M.; Tufts, B. L. (2002): The effects of environmental heat stress on heat-shock mRNA and protein expression in Miramichi Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59, 1553-1562.
- Luo, P.; Apip, He, B.; Duan, W.; Takara, K.; Nover, D. (2018): Hydrological impact assessment of rainfall scenario. *Journal of Flood Risk Management*, 11: S84-S97. doi:10.1111/jfr3.12164.
- Lynch J.A., Rishel G.A. & Corbett E.S. (1984): Thermal alteration of streams draining clearcut watersheds: quantification and biological implications. *Hydrobiologia*, 111, 161-169.
- Mächler, E.; Deiner, K.; Steinmann, P.; Altermatt, F. (2014): Utility of environmental DNA for monitoring rare and indicator macroinvertebrate species, *Freshwater Science*, 33:4, 1174-1183, <https://doi.org/10.1086/678128>.
- MacIntyre, S.; Melack, J.M. (1995): Vertical and horizontal transport in lakes: linking littoral, benthic and pelagic habitats. *J. n. am. Benthol. Soc.* 14: pp. 599–615.
- Mackie, J. K.; Chester, E. T.; Matthews, T. G.; Robson, B. J. (2013): Macroinvertebrateresponse to environmental flows in headwater streams in western Victoria. *Aust. Ecol. Eng.* 53, 100-105.
- Madsen, H.; Lawrence, D.; Lang, M.; Martinkova, M.; Kjeldsen, T. R. (2014): Review of trend analysis and climate change projections of extreme precipitation and floods in Europe, *Journal of Hydrology*, 519, Part D, 3634-3650, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.11.003>.
- Magee, M. R.; Wu, C. H. (2017): Response of water temperatures and stratification to changing climate in three lakes with different morphometry. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21, 6253–6274. <https://doi.org/10.5194/hess-21-6253-2017>.
- Magnuson, J. J.; Robertson, D. M.; Benson, B. J.; Wynne, R. H.; Livingstone, D. M.; Arai, T.; Assel, R. A.; Barry, R. G.; Card, V.; Kuusisto, E.; Granin, N. G.; Prowse, T. D.; Stewart, K. M.; Vuglinski, V. S. (2000): Historical trends in lake and river ice cover in the Northern Hemisphere. *Science* 289, 1743-1746.
- Malde, K.; Handegard, N. O.; Eikvil, L.; Salberg, A.-B. (2019): Machine intelligence and the data-driven future of marine science. – *ICES Journal of Marine Science*, doi:10.1093/icesjms/fsz057.
- Mantyka-Pringle, C. S.; Visconti, P.; Di Marco, M.; Martin, T. G.; Rondinini, C.; Rhodes, J. R. (2015): Climate change modifies risk of global biodiversity loss due to land-cover change, *Biological Conservation*, 187, 103-111, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.04.016>.
- Marcogliese, D. J. (2008): The impact of climate change on the parasites and infectious diseases of aquatic animals. *Rev Sci Tech.* Aug: 27(2):467-84. PMID: 18819673.
- Markovic, D.; Carrizo, S.; Freyhof, J.; Cid, N.; Lengyel, S.; Scholz, M.; Darwall, W. (2014): Europe's freshwater biodiversity under climate change: distribution shifts and conservation needs. *Diversity and Distributions*, 20(9), 1097-1107, <https://doi.org/10.1111/ddi.12232>.

- Martin, K. L.; Hwang, T.; Vose, J. M.; Coulston, C. W.; Wear, D. N.; Miles, B.; Band, L. E. (2017): Watershed impacts of climate and land use changes depend on magnitude and land use context. *Ecohydrology*. <https://doi.org/10.1002/eco.1870>.
- Marx, A.; Kumar, R.; Thober, S.; Rakovec, O.; Wanders, N.; Zink, M.; Wood, E. F.; Pan, M.; Sheffield, J.; Samaniego, L. (2018): Climate change alters low flows in Europe under global warming of 1.5, 2, and 3 °C, *Hydrology and Earth System Sciences*, 22, 1017-1032, <https://doi.org/10.5194/hess-22-1017-2018>.
- Matulla, C.; S. Schmutz, A. Melcher, T. Gerersdorfer, P. Haas (2007): Assessing the impact of a downscaled climate changesimulation on the fish fauna in an Inner-Alpine River. *International Journal of Biometeorology*. Vol. 52 (2), 127-137.
- Mazumder, A.; Taylor, W. D. (1994): Thermal structure of lakes varying in size and water clarity. *Limnology and Oceanography* 39:968-976, doi: 10.4319/lo.1994.39.4.0968.
- McTammany, M. E.; Benfield, E. F.; Webster, J. R. (2007): Recovery of stream ecosystem metabolism from historical agriculture. *Journal of the North American Benthological Society* 26, 532-545.
- Meerhoff, M.; Clemente, J. M.; Teixeira De Mello, F.; Iglesias, C.; Pedersen, A. R.; Jeppesen, E. (2007): Can warm climate-related structure of littoral predator assemblies weaken the clear water state in shallow lakes? *Global Change Biology*, 13, 1888–1897.
- Mehdi, B.; Ludwig, R.; Lehner, B. (2015): Evaluating the impacts of climate change and crop land use change on streamflow, nitrates and phosphorus: A modeling study in Bavaria, *Journal of Hydrology: Regional Studies* 4, Part B, 60-90, <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.04.009>.
- Meisner J. D.; Rosenfeld J. S.; Regier H. A. (1988): The role of groundwater in the impact of climate warming on stream salmonies. *Fisheries*, 13, 2-8.
- Meitzen, K. M.; Doyle, M. W.; Thoms, M. C.; Burns, C. E. (2013): Geomorphology within the interdisciplinary science of environmental flows, *Geomorphology* 200, 143-154 <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.03.013>.
- Melcher, A.; Dossi, F.; Graf, W.; Pletterbauer, F.; Schaufler, K.; Kalny, G.; Rauch, H. P.; Formayer, H.; Trimmel, H.; Weihs, P. (2016): Der Einfluss der Ufervegetation auf die Wassertemperatur unter gewässertypspezifischer Berücksichtigung von Fischen und benthischen Evertebraten am Beispiel von Lafnitz und Pinka. *Österr Wasser- und Abfallw* 68, 308-323 (2016). <https://doi.org/10.1007/s00506-016-0321-8>.
- Melcher, A.; Pletterbauer, F.; Kremser, H.; Schmutz, S. (2013): Temperaturansprüche und Auswirkungen des Klimawandels auf die Fischfauna in Flüssen und unterhalb von Seen. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 65, 408-417 (2013). <https://doi.org/10.1007/s00506-013-0118-y>.
- Melcher, A.; Pletterbauer, F.; Rauch, P.; Schaufler, K.; Seebacher M. (2015): Einfluss der Wassertemperatur auf die Habitatpräferenz von Fischen in mittelgroßen Flüssen. *Ingenieurbiologie - Neue Entwicklungen an Fließgewässern, Hängen und Böschungen*. Heft Nr. 1/2015, 25. Jahrgang. ISSN 1422-0008.
- MELUR - Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg.) (2016): Allianz für den Gewässerschutz Empfehlungen für die Einrichtung von breiten Gewässerrandstreifen.
- Mendel, H. G.; Liebscher, H.-J. (2010): Vom empirischen Modellansatz zum komplexen hydrologischen Flussgebietsmodell. Rückblick und Perspektiven. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- Menzel, L.; Thieken, A. H.; Schwandt, D.; Bürger, G. (2006): Impact of climate change on the regional hydrology-scenario-based modelling studies in the German Rhine catchment. *Natural Hazards* 38:45-61.
- Merz, R.; Blöschl, G. (2003): A process typology of regional floods. *Water Resources Research*, 39 (12), 1340, SWC1-SWC20. doi:10.1029/2002WR001952.

- Meyer-Jacob, C.; Tolu, J.; Bigler, C.; Yang, H.; Bindler, R. (2015): Early land use and centennial scale changes in lakewater organic carbon prior to contemporary monitoring. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 112:6579-6584.
- Michalak, A.M. (2016): Study role of climate change in extreme threats to water quality. *Nature* 535; pp 349–350.
- Mischke, U.; Nixdorf, B. (Hrsg.) (2008): Gewässerreport (Nr. 10): „Bewertung von Seen mittels Phytoplankton zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie“, BTUC-AR 2/2008, ISBN 978-3-940471-06-2
- Mischke, U.; Böhmer, J.; Riedmüller, U.; Deneke, R.; Maier, G.(2015): Auswertungsprogramm PhytoSee Version 6.0 zur Berechnung des Phyto-See-Index (PSI) für die ökologische Bewertung von natürlichen, künstlichen und erheblich veränderten Seen in Deutschland gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie, erweitert um das PhytoLoss Modul 1.2 zur Einbindung von Zooplanktonbefunden. Stand 26.01.2015.<http://www.gewaesser-bewertung.de>.
- Mischke, U.; Riedmüller, U.; Hoehn, E., Nixdorf; B. (2017): Handbuch Phyto-See-Index - Verfahrensbeschreibung für die Bewertung von Seen mittels Phytoplankton. Im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms "Wasser, Boden und Abfall". Stand 15. Dezember 2017, 86
- Mischke, U.; Kusber, W.-H.; Kasten, J.; Hoehn, E.; Tworeck, A.; Oswald, L.; Dürselen, C.-D.; Täuscher, L.; Riedmüller, U. (2018): Aktualisierung der Taxaliste Phytoplankton für die WRRRL-Bewertungsverfahren, Ergebnisse der Jahrestagung 2017 der DGL. - Hardeggen:310-315.
- Mischke, U.; Riedmüller, U.; Hoehn, E. (2020): Verfahrensanleitung für die Bewertung von planktondominierten Flüssen und Strömen mit Phytoplankton gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie. PhytoFluss Version 5.0. Im Rahmen des UBA-Projektes Online-Version der Systeme zur biologischen Fließgewässerbewertung. Förderkennzeichen 3716 24 209 0. Stand 30.April 2020. 41S., inkl. Anhänge.
- MLUK – Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz Brandenburg (2020): Rede von Staatssekretärin Silvia Bender zur Delegiertenversammlung der NABU-Landesvertreterinnen und –vertreter, <https://mluk.brandenburg.de/mluk/de/aktuelles/presseinformationen/detail/~28-11-2020-rede-von-staatssekretaerin-silvia-bender-zur-delegiertenversammlung-der-nabu-landesvertre>.
- MLUK – Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz Brandenburg (2021), Gewässerentwicklungskonzepte, <https://mluk.brandenburg.de/mluk/de/umwelt/wasser/gewaesserschutz-und-entwicklung/gewaesserentwicklungskonzepte/>
- Monteith, D. T.; Stoddard, J. L. ; Evans, C. D.; de Wit, H. A. ; Forsius, M.; Høgasen, T.; Wilander, A.; Skjelkvale, B. L. ; Jeffries, D. S. ; Vuorenmaa, J.; Keller, B.; Kopacek, J.; Vesely, J. (2007): Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature* 450: 537–540.
- Monteith, D. T.; Evans, C. D.; Henrys, P. A.; Simpson, G. L.; Malcolm, I. A. (2014): Trends in the hydrochemistry of acid-sensitive surface waters in the UK 1988–2008, *Ecological Indicators*, 37, Part B, 287-303, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.08.013>.
- Morgan, R. P. C. (2005): Soil erosion and conservation. Blackwell Publishing, Malden, Oxford, Carlton.
- Morscheid, H.; Mayr, C. (2002): Supply and demand - The interplay of vertical distribution of European whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) and zooplankton in Lake Ammersee. Seiten 411-421 in T. Todd and G. Fleischer, editors. *Advances in Limnology* 57: Biology and Management of Coregonid Fishes - 1999.
- Mosley, M. P. (1983): Variability of water temperatures in the braided Ashley and Rakaia rivers. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 17, 331-342.
- Mudelsee, M.; Börngen, M.; Tetzlaff, G.; Grünwald, U. (2003): No upward trends in the occurrence of extreme floods in central Europe, *Nature*, 425, 166-169, doi:10.1038/nature01928.

- Murawski, S.A. (1993): Climate change and marine fish distributions: forecasting from historical analogy. *Transactions of the American Fisheries Society*, 122, 647 - 658.
- Murawski, A.; Vorogushyn, S.; Bürger, G.; Gerlitz, L.; Merz, B. (2018): Do changing weather types explain observed climatic trends in the Rhine basin? An analysis of within- and between-type changes. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 123, 1562-1584. <https://doi.org/10.1002/2017JD026654>.
- NABU – Naturschutzbund Deutschland (2020): Sachverständigenhinweise im Rahmen der 72. Sitzung des Ausschusses für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit am 25. Mai 2020, https://www.bundestag.de/resource/blob/697570/903c9999ceeb18459ff8092d7c37089f/19-16-345-H_Mussbach-data.pdf
- Nachtnebel, H. P.; Stanzel, P. (2010): Auswirkungen von möglichen Klimaänderungen auf den Wasserhaushalt und Extremwerte, S 115-127, Auswirkungen des Klimawandels auf Hydrologie und Wasserwirtschaft in Österreich - Präsentation der aktuellen Studien, RSA, Wien.
- Napoli, M.; Massetti, L.; Orlandini, S. (2017): Hydrological response to land use and climate changes in a rural hilly basin in Italy, *CATENA*, 157, 1-11, <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.05.002>.
- Nedkov, S.; Burkhard, B. (2012): Flood regulating ecosystem services - mapping supply and demand, in the Etropole municipality, Bulgaria. *Ecological Indicators*, 21:67-79.
- Nelson, K. C.; Palmer, M. A. (2007): Stream temperature surges under urbanization and climate change: data, models, and responses. *Journal of the American Water Resources Association* 43:440-452.
- Neukum, C.; Azzam, R. (2012): Impact of climate change on groundwater recharge in a small catchment in the Black Forest, Germany. *Hydrogeology Journal* 20 (3): 547-560.
- Neupane, R. P.; Kumar, S. (2015): Estimating the effects of potential climate and land use changes on hydrologic processes of a large agriculture dominated watershed, *Journal of Hydrology*, 529: 1, 418-429, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.07.050>.
- Nilson, E.; Astor, B.; Bergmann, L.; Fischer, H.; Fleischer, C.; Haurert, G.; Helms, M.; Hillebrand, G.; Kikillus, A.; Labadz, M.; Mannfeld, M.; Razafimaharo, C.; Patzwahl, R.; Rasquin, C.; Riedel, A.; Schröder, M.; Schulz, D.; Seiffert, R.; Stachel, H.; Wachler, B.; Winkel, N. (2020): Beiträge zu einer verkehrsträgerübergreifenden Klimawirkungsanalyse: Wasserstraßenspezifische Wirkungszusammenhänge. Schlussbericht des Schwerpunktthemas Schiffbarkeit und Wasserbeschaffenheit (SP-106) im Themenfeld 1 des BMVI-Expertennetzwerks .
- Nilsson, S.; Miller, H.; Miller, J. (1982): Forest Growth as a Possible Cause of Soil and Water Acidification: An Examination of the Concepts. *Oikos*, 39(1), 40-49. doi:10.2307/3544529
- Nixdorf, B.; Rücker, J.; Deneke, R.; Grüneberg, B. (2009): Gewässer im Klimastress? Eutrophierungsgefahr am Beispiel der Scharmützelregion.
- Nixdorf, B.; Hoehn, E.; Riedmüller, U.; Mischke U.; Schönfelder, I. (2010): Probenahme und Analyse des Phytoplanktons in Seen und Flüssen zur ökologischen Bewertung gemäß der EU-WRRL. In: *Handbuch Angewandte Limnologie – 27. Erg.Lfg. 2/10 1. S. 1- 24.*
- Nixdorf, B.; Hemm, M.; Hoffmann, A.; Richter, P. (2004): Dokumentation von Zustand und Entwicklung der wichtigsten Seen Deutschlands; Teil 11: Bayern, Umweltbundesamt Berlin.
- Noges, P.; Mischke, U.; Laugaste, R.; Solimini, A. G. (2010): Analysis of changes over 44 years in the phytoplankton of Lake Võrtsjärv (Estonia): the effect of nutrients, climate and the investigator on phytoplankton-based water quality indices. *Hydrobiologia*, 646(1), 33-48.

- O'Reilly, C. M.; Sharma, S.; Gray, D. K.; Hampton, S. E.; Read, J. S.; Rowley, R. J.; Schneider, P.; Lenters, J. D.; McIntyre, P. B.; Kraemer, B. M. et al. (2015): Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe, *Geophysical Research Letters*, 42, 10,773-10,781, doi:10.1002/2015GL066235.
- Oberkampf, W. L.; Deland, S. M.; Rutherford, B. M.; Diegert, K. V.; Alvin, K. F. (2002): Error and uncertainty in modeling and simulation. *Reliability Engineering & System Safety* 75 (3), 333–357.
- ÖBF- Österreichische Bundesforste AG (2007): Klimawandel und Artenvielfalt, Wie klimafit sind Österreichs Wälder, Flüsse und Alpenlandschaften?, Projektbericht Kompetenzfeld Natur- und Umweltschutz, https://www.wwf.at/wp-content/cms_documents/boku-oebf-wwf_klimastudie_2007.pdf.
- Ogden, F. L.; Pradhan, N. R.; Downer, C. W.; Zahner, J. A. (2011): Relative Importance of Impervious Area, Drainage Density, width Function, and Subsurface Storm Drainage on Flood Runoff from an Urbanized Catchment, *Water Resources Research*, 47, 1-12.
- Olden, J. D.; Naiman, R. J. (2010): Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology* 55:86-107.
- Olin, M.; Rask, M.; Ruuhljärvi, J.; Kurkilahti, M.; Ala-Opas, P.; Ylönen, O. (2002): Fish community structure in mesotrophic and eutrophic lakes of southern Finland: the relative abundances of percids and cyprinids along a trophic gradient. *Journal of Fish Biology*, 60(3), 593-612.
- Ondoua Ebengué, S. P. (2016): Beschreibung und Bewertung der Unsicherheit in der Ermittlung der Stellkräfte und -wege von piezoelektrischen Stapelaktuatoren in aktiven lasttragenden Systemen. Dissertation, Technische Universität Darmstadt, Darmstadt.
- O'Neil, J. M.; Davis, T. W.; Burford, M. A.; Gobler, C. J. (2012): The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*, 14:313-334.
- O'Reilly, C. M.; Sharma, S.; Gray, D. K.; Hampton, S. E.; Read, J. S.; Rowley, R. J.; Schneider, P.; Lenters, J. D.; McIntyre, P. B.; Kraemer, B. M. et al. (2015), Rapid and highly variable warming of lake surface waters around the globe, *Geophys. Res. Lett.*, 42, 10,773– 10,781, doi:10.1002/2015GL066235.
- Orlova, M. I.; Therriault, T. W.; Antonov, P. I.; Shcherbina, G. K. (2005): Invasion ecology of quagga mussels (*Dreissena rostriformis bugensis*): a review of evolutionary and phylogenetic impacts. *Aquatic Ecology* 39: 401-418.
- Osswald, J.; Carvalho, A. P.; Claro, J.; Vasconcelos, V. (2009): Effects of cyanobacterial extracts containing anatoxin-a and of pure anatoxin-a on early developmental stages of carp. *Ecotoxicol Environ Saf* 72:473-478,
- Ostendorp, W.; Brem, H.; Dienst, M.; Jöhnk, K.; Mainberger, M.; Peintinger, M.; Rey, P.; Rosknecht, H.; Schlichtherle, H.; Straile, D.; Strang, I. (2007): Auswirkungen des Globalen Wandels auf den Bodensee, Erschien zuerst in: *Schriften des Vereins für Geschichte des Bodensees und seiner Umgebung*, 125. Heft 2007, S. 199-244.
- Paerl, H. W.; Huisman, J. (2008): Climate - Blooms like it hot. *Science* 320:57-58.
- Paerl, H. W. (2014): Mitigating Harmful Cyanobacterial Blooms in a Human- and Climatically-Impacted World. *Life* 4:988-1012.
- Paparrizos, S.; Schindler, D.; Potouridis, S.; Matzarakis, A. (2017): Spatio-temporal analysis of present and future precipitation responses over South Germany, *Journal of Water and Climate Change* (2018) 9 (3): 490-499, <https://doi.org/10.2166/wcc.2017.009>.
- Pastor, A. V.; Ludwig, F.; Biemans, H.; Hoff, H.; Kabat, P. (2014): Accounting for environmental flow requirements in global water assessments, *Hydrology and Earth System Sciences*, 18, 5041–5059, <https://doi.org/10.5194/hess-18-5041-2014>.

Patt, H.; Jürging, P.; Kraus, W. (2011): *Naturnaher Wasserbau. Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern*, Berlin, Heidelberg.

Peel, M. C.; Finlayson, B. L.; McMahon, T. A. (2007): Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 11, 1633–1644, <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>.

Peeters, F.; Straile, D.; Lorke, A.; Livingstone, D. M. (2007): Earlier onset of the spring phytoplankton bloom in lakes of the temperate zone in a warmer climate. *Global Change Biology*, 13:1898-1909.

Perroud, M.; Goyette, S. (2010): impact of warmer climate on lake Geneva water-temperature profiles; *Boreal environment research* 15: 255–278.

Persson, L. (1986): Temperature-induced shift in foraging ability in two fish species, roach (*Rutilus rutilus*) and perch (*Perca fluviatilis*): implications for coexistence between poikilotherms. *The Journal of Animal Ecology*, 829-839.

Petrow, T.; Merz, B. (2009): Trends in flood magnitude, frequency and seasonality in Germany in the period 1951-2002, *Journal of Hydrology*, 371, 129-141, doi:10.1016/j.jhydrol.2009.03.024.

Petrow, T.; Zimmer, J.; Merz, B. (2009): Changes in the flood hazard in Germany through changing frequency and persistence of circulation patterns, *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 9, 1409-1423.

Pettersson, K.; George, G.; Noges, P.; Noges, T.; Blenckner, T. (2010): The impact of the changing climate on the supply and recycling of phosphorus. Seiten 121-137 in G. George, editor. *Impact of climate change on European lakes*.

Pielke, R. A. Sr. (2005): Land use and climate change. *Science* 310: 1625-1626.

Pinskar, I.; Kundzewicz, Z. W.; Peduzzi, P.; Brakenbridge, G. R.; Stahl, K.; Hannaford, J. (2012): Changing Floods in Europe, in: *Changes in Flood Risk in Europe*, edited by: Kundzewicz, Z.W., IAHS Press, Wallingford, UK, 83-96.

Pierson D.; Arvola, L.; Allott, N.; Jaervinen, M.; Jennings, E.; May, L.; Moore, K.; Schneiderman, E. (2010): Modeling the effects of climate change on the supply of phosphate-phosphorus. in G. George, editor. *Impact of climate change on European lakes*. pp 139-159.

Plate, E.; Merz, B. (2001): *Naturkatastrophen: Ursachen - Auswirkungen - Vorsorge*. Stuttgart: Schweizerbart. ISBN 3-510-65195-2.

Pohle, I.; Koch, H.; Conradt, T.; Gädeke, A.; Grünwald, U. (2015): Potential impacts of climate change and regional anthropogenic activities in Central European mesoscale catchments, *Hydrological Sciences Journal*, 60:5, 912-928, <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.968571>.

Pörtner, H. O. (2001): Climate change and temperature-dependent biogeography: oxygen limitation of thermal tolerance in animals, *Naturwissenschaften*, 88, pp 137-146.

Pont, D.; Rocle, M.; Valentini, A.; Civade, R.; Jean, P.; Maire, A.; Roset, N.; Schabuss, M.; Zornig, H.; Dejean, T. (2018): Environmental DNA reveals quantitative patterns of fish biodiversity in large rivers despite its downstream transportation. *Sci Rep* 8, 10361 (2018). <https://doi.org/10.1038/s41598-018-28424-8>

Pott, R.; Remy, D. (2008): *Gewässer des Binnenlandes*. Studienausgabe. Ulmer Verlag, 255

Pottgiesser, T. (2018): *Zweite Überarbeitung der Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen*

Pottgiesser, T.; Sommerhäuser, M. (2008): *Beschreibung und Bewertung der deutschen Fließgewässertypen - Steckbriefe und Anhang*.

Pound, K. L., Larson, C. A.; Passy, S.I. (2021): Current distributions and future climate-driven changes in diatoms, insects and fish in U.S. streams. *Global Ecology and Biogeography*, 30, 63-78.

Prasuhn, V. (2005): *Phosphorbelastung der Oberflächengewässer durch Erosion*, Schriftenreihe der FAL (57).

Preece, R. M., Jones, H. A. (2002): The effect of Keepit Dam on the temperature regime of the Namoi River, Australia. *River Research and Applications* 18:397-414.

ProClim 2007: Klimaänderung und die Schweiz 2050. Erwartete Auswirkungen auf Umwelt, Gesellschaft und Wirtschaft. Bern.

Radinger, J.; Hölker, F.; Horký, P.; Slavík, O.; Dendoncker, N.; Wolter, C. (2016): Synergistic and antagonistic interactions of future land use and climate change on river fish assemblages. *Glob Change Biol*, 22: 1505-1522. <https://doi.org/10.1111/gcb.13183>,

Råman Vinnå, L.; Wuest, A.; Bouffard, D. (2017): Physical effects of thermal pollution in lakes, *Water Resour. Res.*, 53, 3968–3987, doi:10.1002/2016WR019686.

Reese, M. (2011): Die Anpassung an den Klimawandel im Bewirtschaftungssystem der Wasserrahmenrichtlinie, *ZfW* 50 (2), S. 61-82.

Reese, M. (2018): Die Wasserrahmenrichtlinie in der Umsetzungskrise: fortbestehende Umsetzungsdefizite und rechtlicher Handlungsbedarf zur ökologischen Gewässerentwicklung, *Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht (NVwZ)*, Bd. 37, Heft 21, S. 1592-1599

Reese, M.; Bedtke, N.; Gawel, E.; Klauer, B.; Köck, W.; Möckel, S. (2018): Wasserrahmenrichtlinie - Wege aus der Umsetzungskrise. Rechtliche, organisatorische und fiskalische Wege zu einer richtlinienkonformen Gewässerentwicklung am Beispiel Niedersachsens, Nomos-Verlagsgesellschaft, Baden-Baden.

Reid, A. J.; Carlson, A. K.; Creed, I. F.; Eliason, E. J.; Gell, P. A.; Johnson, P. T., Cooke, S. J. (2019): Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94(3), 849-873, <https://doi.org/10.1111/brv.12480>.

Reinhardt, M. (2021): Die Enteignung als Instrument zur Erreichung der Ziele nach der Wasserrahmenrichtlinie, *NVwZ* 40 (11), S. 755-760.

Reinhardt, M. (2008): Ökologische Gewässerunterhaltung unter der Wasserrahmenrichtlinie; *NVwZ* 27 (10), S. 1048-1054.

Reist, J. D. (2006): General effects of climate change on Arctic fishes and fish populations. *Ambio* 35: 370–380.

Rey, P.; Mürle, U.; Mörtl, M.; Ostendorp, J (2005): Wirbellose Neozoen im Bodensee: Neu eingeschleppte invasive Benthos-Arten Monitoringprogramm Bodenseeufer 2004, Hrsg. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU), 76157 Karlsruhe, Postfach 21 07 52 www.lfu.baden-wuerttemberg.de; pp 37.

Reynolds, C. S. (2006): *Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge.

Reynolds, C. S. (1984): *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Richardson, D.; Melles, S.; Pilla, R. M.; Hetherington, A. L.; Knoll, L. B.; Williamson, C. E.; Kraemer, B. M.; Jackson, J. R.; Long, E. C.; Moore, K.; Rudstam, L. G.; Rusak, J. A.; Saros, J.; Shrarma, S.; Strock, K. E.; Weathers, K. C.; Wigdahl-Perry, C. R. (2017): Transparency, Geomorphology and Mixing Regime Explain Variability in Trends in Lake Temperature and Stratification across Northeastern North America (1975-2014). *Water* 9:442.

Richter, G. [Hrsg.] (1998): *Bodenerosion: Analyse und Bilanz eines Umweltproblems*. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.

Richter, B. D.; Baumgartner, J.; Wigington, R.; Braun, D. (1997): How much water does a river need?, *Freshw. Biol.*, 37, 231–249, doi:10.1046/j.1365-2427.1997.00153.x.

Riedmüller, U.; Mischke, U.; Pottgiesser, T.; Böhmer, J.; Deneke, R.; Ritterbusch, D.; Stelzer, D.; Hoehne, E. (2013): Steckbriefe der deutschen Seetypen. Begleittext und Steckbriefe (Profiles of the German lake types in German). Umweltbundesamt, <http://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/seen>.

- Riedmüller, U.; Mischke, U.; Hoehne, E.; Deneke, R. (2013): Ökologische Bewertung von natürlichen, künstlichen und erheblich veränderten Seen mit der Biokomponente Phytoplankton nach den Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Abschlussbericht für das LAWA-Projekt-Nr. O 4.10.
- Ringler, N. H.; Hall, J. D. (1975): Effects of logging on water temperature and dissolved oxygen in spawning beds. *Transactions of the American Fisheries Society*, 104, 111-121.
- Rip, W. J.; Rawee, N.; de Jong, A. (2006): Alternation between clear, high-vegetation and turbid, low-vegetation states in a shallow lake: the role of birds. *Aquatic Botany*, 85(3), 184-190.
- Rippl, C. F. (2011): Thermische Entwicklung des Ammersees als regionale Auswirkung des Globalen Wandels. Dissertation. Ludwig-Maximilians-Universität München.
- Risley, J. C.; Constantz, J.; Essaid, H.; Rounds, S. (2010): Effects of upstream dams versus groundwater pumping on stream temperature under varying climate conditions. *Water Resources Research* 46:W06517.
- Ritterbusch, D.; Brämick, U. (2015):Verfahrensvorschlag zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Seen anhand der Fische, Herausgegeben vom Institut für Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow (IfB), Im Königswald 2, 14469 Potsdam, Schriften des Instituts für Binnenfischerei e. V. Potsdam-Sacrow 41 (2015) ISSN 1438-4876, 68.
- Robertson, D. M.; Rose, W. J. (2011): Response in the trophic state of stratified lakes to changes in hydrology and water level: potential effects of climate change. *Journal of Water and Climate Change*, 2(1): 1-18.
- Rockel, B; Woth, K. (2007): Extremes of near-surface wind speed over Europe and their future changes as estimated from an ensemble of RCM simulations. *Clim Change* 81:267–280.
- Rogger, M., Agnoletti, M.; Alaoui, A.; Bathurst, J. C.; Bodner, G.; Borga, M.; Chaplot, V.; Gallart, F.; Glatzel, G.; Hall, J.; Holden, J; Holko, L.; Horn, R.; Kiss, A.; Kohnova, S.; Leitinger, G.; Lennartz, B; Parajka, J.; perdigao, R.; Peth, S.; Plavcova, L; Quinton, J. N.; Robinson, M.; Salinas, J. L.; Santoro, A; Szolgay, J.; Tron, S.; van den Akker, J. J. H.; Viglione, A; Blöschl, G. (2017): Land use change impacts on floods at the catchment scale: Challenges and opportunities for future research, *Water Resources. Research*, 2017, 53, 5209-5219,doi:10.1002/2017WR020723.
- Romani, A. M.; Chauvet, E.; Febria, C.; Mora-Gómez, J.; Risse-Buhl, U.; Timoner, X.; Weitere, M.; Zeglin, L. (2017): The biota of intermittent rivers and ephemeral streams: prokaryotes, fungi, and protozoans. In: Datry, T., Bonada, N., Boulton, A. (eds): *Intermittent rivers and ephemeral streams: Ecology and Management*. Academic Press, Elsevier, London. 161-188.
- Romo, S.; Villena, M.-J.; Sahuquillo, M.; Soria, J.-M.; Giménez, M.; Alfonso, T.; Vicente, E.; Miracle, M. R. (2005): Response of a shallow Mediterranean lake to nutrient diversion: Does it follow similar patterns as in northern shallow lakes? *Freshwater Biol.* 50: 1706–1717.
- Rosknecht, H.; Güde, H.; Hetzenauer, H.; Wahl, B.; Wolf, Th. (2007): Auswirkungen von Klimaveränderungen auf das Zirkulationsverhalten des Bodensee-Obersee, in: *KLIWA-Berichte Hest 11: Zum Einfluss des Klimas auf den Bodensee*, Hrsg.: Arbeitskreis KLIWa, LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Bayrisches Landesamt für Umwelt LfU, Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gwerbeaufsicht LUWG, Deutscher Wetterdienst DWD, 65 -99.
- Roudier, P.; Andersson, J. C. M.; Donnelly, C.; Feyen, L.; Greuell, W.; Ludwig F. (2016): Projections of future floods and hydrological droughts in Europe under a +2 °C global warming. *Climatic Change* 135, 341-355 (2016). <https://doi.org/10.1007/s10584-015-1570-4>.
- Royall, D.; Kennedy, L. (2016): Historical erosion and sedimentation in two small watersheds of the southern Blue Ridge Mountains, North Carolina, USA. *Catena* 143: 174-186. doi:10.1016/j.catena.2016.03.020.

- Ruppert, K. M.; Kline, R. J.; Rahman, M. S. (2019): Past, present, and future perspectives of environmental DNA (eDNA) metabarcoding: A systematic review in methods, monitoring, and applications of global eDNA, *Global Ecology and Conservation*, 17, e00547, <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00547>.
- Sachse, R.; Petzoldt, T.; Blumstock, M.; Moreira, S.; Pätzig, M.; Rücker, J. (2014): Extending one-dimensional models for deep lakes to simulate the impact of submerged macrophytes on water quality. *Environmental Modelling & Software*, 61, 410-423.
- Sala, O. E.; Chapin, F. S.; Armesto, J. J.; Berlow, E.; Bloomfield, J.; Dirzo, R. (2000): Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770-1774.
- Salavati, B.; Oudin, L.; Furusho-Percot, C.; Ribstein, P. (2016): Modeling approaches to detect land-use changes: Urbanization analyzed on a set of 43 US catchments, *Journal of Hydrology*, 538,138-151, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.04.010>.
- Salmaso, N.; Buzzi, F.; Cerasino, L.; Garibaldi, L.; Leoni, B.; Morabito, G.; Rogora, M.; Simona, M. (2013): Influence of atmospheric modes of variability on the limnological characteristics of large lakes south of the Alps: a new emerging paradigm. *Hydrobiologia*, 731, pages 31–824(1), 1-32. DOI 10.1007/s10750-013-1659-6.
- Salvadore, E.; Bronders, J.; Batelaan, O. (2015): Hydrological modelling of urbanized catchments: A review and future directions, *Journal of Hydrology*, 529, 61-81.
- Sauer, A.; Schanze, J. (2012): Fallstudie Stadtregion Dresden, In: Birkmann, J.; Schanze, J.; Müller, P.; Stock, M. (Hrsg) : Anpassung an den Klimawandel durch räumliche Planung - Grundlagen, Strategien, Instrumente. Hannover : ARL, 2012, (E-Paper der ARL; 13), S.162-178, http://shop.arl-net.de/media/direct/pdf/e-paper_der_arl_nr13.pdf.
- Schädler, B. (2010): Hydrologische Veränderungen und Auswirkungen auf die Wasserwirtschaft in der Schweiz. Seiten 73-87 Auswirkungen des Klimawandels auf Hydrologie und Wasserwirtschaft in Österreich – Präsentation der aktuellen Studien. RSA, Wien.
- Schädler, B.; Volken, D. (2013): Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserhaushalt und Wasserkraftnutzung in der Schweiz, in: 5. KLIWA-Symposium am 6. und 7. Dezember 2012 in Würzburg, Fachvorträge Edition: KLIWA-Berichte Nr. 19, Würzburg.
- Schär, C.; Vidale, P. L.; Lüthi, D.; Frei, C.; Häberli, C.; Liniger, M. A.; Appenzeller, C. (2004): The role of increasing temperature variability in European summer heatwaves. *Nature* 427:332-336.
- Schaumburg, J.; Schranz, C.; Meilinger, P.; Stelzer, D.; Vogel, A. (2011): Bewertung von Seen mit Makrophyten & Phytobenthos gemäß EG-WRRL-Anpassung des Verfahrens aufgrund erster Ergebnisse und Erfahrungen aus den Bundesländern Endbericht April 2011. Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- Scheifhacken, N. (2006): Life at turbulent sites: benthic communities in lake littorals interacting with abiotic and biotic constraints; field and mesocosm investigations.
- Schick, R; Meggeneder, M.; Fleig, M. (2013): Risikobewertung klimatischer Einflüsse auf die Trinkwasserversorgung aus dem Bodensee. F&E-Vorhaben Klimawandel am Bodensee (KlimBo). Risikobewertung im Auftrag der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) (Hrsg.), 1-84, URL: https://www.igkb.org/fileadmin/user_upload/dokumente/klimbo/Trinkwasser_lang.pdf, abgerufen am 24.01.2021
- Schindler, D. W. (2001): The Cumulative Effects of Climate Warming and Other Human Stresses on Canadian Freshwaters in the New Millennium, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58(1):18-29 DOI: 10.1139/cjfas-58-1-18.

- Schlabing, D.; Frassl, M. A.; Eder, M. M.; Rinke, K.; Bardossy, A. (2014): Use of a weather generator for simulating climate change effects on ecosystems: A case study on Lake Constance. *Environmental Modelling & Software* 61:326-338.
- Schimmelpfennig, S.; Kirillin, G.; Engelhardt, C.; Nützmann, G.; Dünnbier, U. (2012): Seeking a compromise between pharmaceutical pollution and phosphorus load: Management strategies for Lake Tegel, Berlin, *Water Research*, 46, Issue 13, 4153-4163, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.05.024>.
- Schmidt, C.; Kolodziej, J.; Seidel, A. (2011): Vulnerabilitätsanalyse Oberlausitz-Niederschlesien, Dresden.
- Schneid, B. P.; Anderson, C. J.; Feminella, J. W. (2017): The influence of low-intensity watershed development on the hydrology, geomorphology, physicochemistry and macroinvertebrate diversity of small coastal plains streams, *Ecological Engineering*, 108, Part B, 380-390, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.05.052>.
- Schneider, U.; Finger, P.; Meyer-Christoffer, A.; Rustemeier, E.; Ziese, M.; Becker, A. (2017): Evaluating the Hydrological Cycle over Land Using the Newly-Corrected Precipitation Climatology from the Global Precipitation Climatology Centre (GPCC). *Atmosphere*, 8, 52, <https://doi.org/10.3390/atmos8030052>.
- Schneiderman, E.; Järvinen, M.; Jennings, E.; May, L.; Moore, K.; Naden, P. S.; Pierson, D. (2012): Modeling the effects of climate change on catchment hydrology with the GWLF model. In G. George, editor. *The impact of climate change on European lakes*. Springer, Dordrecht.
- Schönthaler, K.; von Andrian-Werburg, S. (2015): Evaluierung der DAS-Berichterstattung und Schließung von Indikatorenlücken. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. (=CLIMATE CHANGE 13/2015).
- Schönthaler, K.; von Andrian-Werburg, S.; Nickel, D. (2011): Entwicklung eines Indikatorensystems für die Deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel (DAS). Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau. (=CLIMATE CHANGE 22/2011).
- Schönwiese C. D.; Staeger, T.; Trömel, S. (2006): Klimawandel und Extremereignisse in Deutschland. Klimastatusbericht 2005. Deutscher Wetterdienst, Offenbach, S., pp 7-17.
- Schoonover, J. E.; Lockaby, B. G.; Helms, B. S. (2006): Impacts of land cover on stream hydrology in the West Georgia Piedmont, USA. *Journal of Environmental Quality*, 35, 2123-2131. <https://doi.org/10.2134/jeq2006.0113>
- Schowaneck, D.; Fox, K.; Holt, M.; Schroeder, F. R.; Koch, V.; Cassani, G.; Matthies, M.; Boeije, G.; Vanrolleghem, P.; Young, A.; Morris, G.; Gandolfi, C.; Feijtel, T.C.J. (2001): GREAT-ER: A new tool for management and risk assessment of chemicals in river basins. Contribution to GREAT-ER#10. *Water, Science and Technology* 43(2), 179–185.
- Schulla, J. (1997): Hydrologische Modellierung von Flussgebieten zur Abschätzung der Folgen von Klimaänderungen. Dissertation, ETH Zürich, Zürich.
- Schulla, J. (2020): Das hydrologische Modellsystem WaSIM-ETH. Online: www.wasim.ch/de/
- Schuwirth, N., Reichert, P. (2013). Bridging the gap between theoretical ecology and real ecosystems: modeling invertebrate community composition in streams. *Ecology*, 94(2), 368-379. doi:<https://doi.org/10.1890/12-0591.1>
- Schwarze, R.; Dröge, W.; Hofmann, J.; Schönfeld, M.; Baldy, A. (2011): Untersuchung zur Anfälligkeit des Wasserhaushalts gegenüber dem Klimawandel. Endbericht im Auftrag der Vattenfall Europe Mining AG (unveröffentlicht). Technische Universität Dresden, Institut für Hydrologie und Meteorologie, Dresden.
- Schwarze, R.; Dröge, W.; Wagner, M.; Spitzer, S. Maleska, V.; Kuhn, K. (2016): Untersuchung möglicher Auswirkungen des Klimawandels auf den Wasserhaushalt in Sachsen. *HyWa* 60.2016, H1, DOI: 10.5675/HyWa_2016,1_3.

- Schwarze, R.; Hauffe, C.; Baldy, A.; Winkler, P.; Dröge, W.; Wagner, M.; Röhm, P. (2014): KliWES. Klimawandel und Wasserhaushalt in Sachsen. Wasserhaushaltsberechnungen für den Ist-Zustand und verschiedene Klima- bzw. Landnutzungsszenarien. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden. (Schriftenreihe des LfULG 32/2014).
- Schwarze, R.; Dröge, W.; Hauffe, C.; Baldy, A. (2012): KliWES Klimawandel und Wasserhaushalt in Sachsen (Klimaprojektionen) – Teil A: Erarbeitung eines Prototyps für die Darstellung des Ist-Zustandes. (Hrsg.) Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie – LfULG, Endbericht, Dresden.
- Schwick, C.; Jaeger, J.A.G.; Bertiller, R.; Kienast, F. (2010): Zersiedelung der Schweiz - unaufhaltsam? Quantitative Analyse 1935 bis 2002 und Folgerungen für die Raumplanung. Bern, Stuttgart, Wien: Haupt (Bristol-Schriftenreihe, 26).
- Schwoerbel, J.; Brendelberger, H. (2013): Einführung in die Limnologie. 10. Auflage, Springer-Verlag: Berlin, Heidelberg, 394 pp.
- Scorpio, V.; Crema, S.; Marra, F.; Righini, M.; Ciccacese, G.; Borga, M.; Cavalli, M.; Corsini, A.; Marchi, L.; Surian, N.; Comiti, F. (2018): Basin-scale analysis of the geomorphic effectiveness of flash floods: a study in the northern Apennines (Italy). *Science of the Total Environment* <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.252>
- Selmečzy, G. B.; Abonyi, A.; Krienitz, L.; Kasprzak, P.; Casper, P.; Telcs, A.; Somogyvári, Z.; Padisák, J. (2018): Old sins have long shadows: climate change weakens efficiency of trophic coupling of phyto- and zooplankton in a deep oligo-mesotrophic lowland lake (Stechlin, Germany)—a causality analysis, *Hydrobiologia* 831/1, 101-117
- Serpa, D.; Nunes, J. P.; Santos, J.; Sampaio, E.; Jacinto, R.; Veiga, S.; Lima, J. C.; Moreira, M.; Corte-Real, J.; Keizer, J. J.; Abrantes, N. (2015): Impacts of climate and land use changes on the hydrological and erosion processes of two contrasting Mediterranean catchments, *Science of The Total Environment*, 538, 64-77, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.033>.
- Shatwell, T.; Jordan, S.; Ackermann, G.; Dokulil, M.; Rücker, J.; Scharf, W.; Wagner, A.; Kasprzak, P. (2013): Langzeitbeobachtungen zum Einfluss von Klimawandel und Eutrophierung auf Seen und Talsperren in Deutschland, *Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 6: 12, DOI: 10.3243/kwe2013.12.005.
- Shatwell, T.; Adrian, R.; Kirillin, G. (2016): Planktonic events may cause polymictic-dimictic regime shifts in temperate lakes. *Sci Rep* 6, 24361 (2016). <https://doi.org/10.1038/srep24361>.
- Shatwell, T.; Thiery, W.; Kirillin, G. (2019): Future projections of temperature and mixing regime of European temperate lake. *Hydrology Earth System Science* 23:1533-1551.
- Shuter, B. J.; Finstad, A. G.; Helland, I. P.; Zweimüller, I.; Hölker, F. (2012): The role of winter phenology in shaping the ecology of freshwater fish and their sensitivities to climate change, *Aquatic Sciences* 74, 637-657.
- Sinokrot, B. A.; Gulliver J. S. (2000): In-stream flow impact on river water temperatures. *Journal of Hydraulic Research*, 38, 339-349.
- Sinokrot, B. A.; Stefan, H. G.; McCormick, J. H.; Eaton, J. G. (1995): Modeling of climate-change effect on stream temperatures and fish habitats below dams and near groundwater inputs. *Climatic Change* 30: 181-200.
- Smith, B. K.; Smith, A. J.; Baeck, M. L.; Villarini, G.; Wright, D. B. (2013): Spectrum of storm event hydrologic response in urban watersheds, *Water Resour. Res.*, 49, 2649-2663.
- Smith, R.C. (2013): *Uncertainty Quantification: Theory, Implementation, and Applications*. Bd. 12. SIAM.
- Sommer, U.; Lengfellner, K. (2008): Climate change and the timing, magnitude, and composition of the phytoplankton spring bloom. *Global Change Biology*, 14: 1199-1208. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01571.x>
- Sporka, F.; Livingstone, D. M.; Stuchlik, E.; Turek, J.; Galas, J. (2006): Water temperatures and ice cover in lakes of the Tatra Mountains. *Biologia* 61: S77-S90.

- SRU – Sachverständigenrat für Umweltfragen (2020): Umweltgutachten 2020: Für eine entschlossene Umweltpolitik in Deutschland und Europa. Wasserrahmenrichtlinie für die ökologische Gewässerentwicklung nutzen, S. 199-260. Download unter: https://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/DE/01_Umweltgutachten/2016_2020/2020_Umweltgutachten_Kap_04_Wasserrahmenrichtlinie.pdf;jsessionid=17E2F2B1C7335DF1BE66A84D9CF9AB31.2_cid331?__blob=publicationFile&v=6.
- STALU (2020): Monatsbericht 11/ 2020 zur Lage im Wasserhaushalt - Wassermenge und Wasserbeschaffenheit - für den Amtsbereich des STALU Mittleres Mecklenburg, Staatliches Amt für Landwirtschaft und Umwelt Mittleres Mecklenburg Abteilung Naturschutz, Wasser und Boden Dezernat 43, WRRL und Gewässerkunde, 27.
- Standhartinger, S.; Godina, R. (2013): Langzeitentwicklung der Wassertemperatur in österreichischen Fließgewässern, Mitteilungsblatt des Hydrographischen Dienstes in Österreich Nr. 88, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Österreich, Wien.
- Stein, K. (2018): Langzeitsimulation der Wassertemperatur von Fließgewässern mit Berücksichtigung der Beschattungsdynamik durch Ufergehölze, Dissertation, Fakultät Architektur, Bauingenieurwesen und Umweltwissenschaften, Technische Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig, Braunschweig.
- Stoeckle, B. C.; Kuehn, R.; Geist, J. (2015): Environmental DNA as a monitoring tool for the endangered freshwater pearl mussel (*margaritifera margaritifera* L.): a substitute for classical monitoring approaches?, *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 26: 1120– 1129. doi: 10.1002/aqc.2611.
- Straile, D. (2000): Meteorological forcing of plankton dynamics in a large and deep continental European lake, *Oecologia* (2000) 122: 44–50
- Straile, D. (2002): North Atlantic Oscillation synchronizes food-web interactions in central European lakes.- *Proc. Royal Society London Ser. B* 269: 391-395.
- Straile, D.; Geller, W. (1998): The response of *Daphnia* to changes in trophic status and weather patterns: a case study from Lake Constance, *Journal of Marine Science* 55: 775-782
- Strecker, A. L., Cobb, T. P.; Vinebrooke, R. D. (2004): Effects of experimental greenhouse warming on phytoplankton and zooplankton communities in fishless alpine ponds. *Limnol. Oceanogr.* 49: 1182–1190.
- Stürck, J.; Poortinga, A.; Verburg, P. H. (2014): Mapping ecosystem services: the supply and demand of flood regulation services in Europe. *Ecological Indicators*, 38: 198-211.
- Svärdson, G. (1976): Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. *Inst Freshw Res Drottningholm Rep* 56:144-171.
- Tasker, G. D.; Burns, A. W. (1974): Mathematical generalization of stream temperature in central New England. *Water Resources Bulletin*, 10, 1133-1142.
- Tirok, K.; Gaedke, U. (2006): The effect of irradiance, vertical mixing and temperature on spring phytoplankton dynamics under climate change: Long-term observations and model analysis, *Oecologia* 150/4, 625-642.
- Tickner, D.; Opperman, J. J.; Abell, R.; Acreman, M.; Arthington, A. H.; Bunn, S. E.; Young, L. (2020): Bending the curve of global freshwater biodiversity loss: an emergency recovery plan. *Bioscience*, 70(4), 330-342, <https://doi.org/10.1093/biosci/biaa002>.
- Torgersen, C. E.; Faux, R. N.; McIntosh, B.A.; Poage, N. J.; Norton, D. J. (2001): Airborne thermal sensing for water temperature assessment in rivers and streams. *Remote Sensing of Environment*, 76, 386-398.
- Townsend, D. W.; Cammen, L. M.; Holligan, P. M.; Campbell, D. E.; Pettigrew, N. R. (1994): Causes and consequences of variability in the timing of spring phytoplankton blooms. *Deep-Sea Research Part I- Oceanographic Research Papers* 41:747-765.
- Tu, J. (2009): Combined impact of climate and land use changes on streamflow and water quality in eastern Massachusetts, USA, *Journal of Hydrology*, 379, 3-4,268-283, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.10.009>.

UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.) (2011): Gefahren durch extreme Niederschläge werden ab 2040 deutlich zunehmen. Presseinformation Nr. 09/2011, Dessau-Roßlau.

UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.) (2014): Hydromorphologische Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen, Anhang 1 von „Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle“, Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.

UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.) (2016): Erläuterungen zu den Klimawirkungsketten, Dessau-Roßlau.

UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.) (2018): Bericht des Bundesministeriums für Gesundheit und des Umweltbundesamtes an die Verbraucherinnen und Verbraucher über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasser) in Deutschland 2014 – 2016, 1-74, URL: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/374/publikationen/2018-05-22_uug_02-2018_trinkwasserqualitaet_2014-2016.pdf, abgerufen am 02.05.2021

UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.) (2019): Monitoringbericht 2019 - zur Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel Bericht der Interministeriellen Arbeitsgruppe Anpassungsstrategie der Bundesregierung, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, URL: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/das_monitoringbericht_2019_barrierefrei.pdf, abgerufen am 30.09.2020

UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.) (2020a): Indikator: Siedlungs- und Verkehrsfläche, URL: <https://www.umweltbundesamt.de/indikator-siedlungs-verkehrsflaeche#die-wichtigsten-fakten>, abgerufen am 24.07.2020.

UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.) (2020b): Siedlungs- und Verkehrsfläche, URL: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/flaeche-boden-land-oekosysteme/flaeche/siedlungs-verkehrsflaeche#anhaltender-flachenverbrauch-fur-siedlungs-und-verkehrszwecke->, abgerufen am 24.07.2020.

UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.) (2020c): Weiterentwicklung der biologischen Bewertungsverfahren zur EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) unter besonderer Berücksichtigung der großen Flüsse, Abschlussbericht, Dessau-Roßlau.

UBA – Umweltbundesamt (2021): Flächenbereitstellung für Gewässerrenaturierungen, <https://www.umweltbundesamt.de/flaechenbereitstellung-fuer#flaechenbedarf>.

UBA & LAWA – Umweltbundesamt und Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser (2021): Hydromorphologie-IV-Workshop am 26.-27.01.2021, virtuelle Veranstaltung.

UFZ – Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (2020): Dürremonitor Deutschland, abrufbar unter der URL: <https://www.ufz.de/index.php?de=37937>, abgerufen am 09.07.2020.

UN WATER (2018): Progress on Level of Water Stress, Global Baseline for SDG indicator 6.4.2.

US EPA – US Environmental Protection Agency (Hrsg.) (2007): National Water Quality Inventory: Report to Congress. - 2002 Reporting Cycle, EPA 841-R-07-001, Washington.

Uusitalo, L.; Fernandes, J.; Bachiller, E.; Tasala, S.; Lehtiniemi, M. (2016): Semi-automated classification method addressing marine strategy framework directive (MSFD) zooplankton indicators. *Ecological Indicators* 71: 398–405. doi: 10.1016/j.ecolind.2016.05.036.

van de Weyer, K. (2001): Klassifikation der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer von Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie. Landesumweltamt NRW.

van de Weyer, K. (2003): Kartieranleitung zur Erfassung und Bewertung der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-Wasser-Rahmen-Richtlinie.

- van de Weyer, K. (2017): NRW-Verfahren zur Bewertung von Fließgewässern mit Makrophyten. Fortschreibung und Metrifizierung. LANUV-Arbeitsblatt, 30, 138.
- van Dorst, R. M.; Gårdmark, A.; Svanbäck, R.; Beier, U.; Weyhenmeyer, G. A.; Huss, M. (2018): Warmer and browner waters decrease fish biomass production. *Glob Change Biol.* 2019; 25: 1395– 1408. <https://doi.org/10.1111/gcb.14551>.
- Van Dorst, R. M.; Gårdmark, A.; Svanbäck, R.; Beier, U.; Weyhenmeyer, G. A.; Huss, M. (2019): Warmer and browner waters decrease fish biomass production. *Global Change Biology*, 25(4), 1395-1408.
- Van Dorst, R. M.; Gårdmark, A.; Svanbäck, R.; Huss, M. (2020): Does browning-induced light limitation reduce fish body growth through shifts in prey composition or reduced foraging rates? *Freshwater Biology*, 65(5), 947-959. doi:10.1111/fwb.13481
- Van Loon, A. F.; Tjeldeman, E.; Wanders, N.; Van Lanen, H. A. J.; Teuling, A. J. Uijlenhoet, R. (2014): How climate seasonality modifies drought duration and deficit, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 119, 4640- 4656, doi:10.1002/2013JD020383.
- Vasic, F.; Paul, C.; Strauss, V. (2020): Ecosystem Services of Kettle Holes in Agricultural Landscapes; *Agronomy* 2020, 10, 1326; doi:10.3390/agronomy10091326.
- Vaughan, I. P.; Gotelli, N. J. (2019): Water quality improvements offset the climatic debt for stream macroinvertebrates over twenty years. *Nat Commun.* 2019 Apr 26;10(1):1956. doi: 10.1038/s41467-019-09736-3. PMID: 31028258; PMCID: PMC6486586.
- Vetter, M. ; Sousa, A. (2012): Past and current trophic development in Lake Ammersee - Alterations in a normal range or possible signals of climate change?; *Fundam. Appl. Limnol.* Vol. 180/1, 41–57, DOI: 10.1127/1863-9135/2012/0123.
- Vetter, T.; Reinhardt, J.; Flörke, M.; van Griensven, A.; Hattermann, F. F.; Huang, S.; Koch, H.; Pechlivanidis, I. G.; Plötnner, S.; Seidou, O.; Su, B.; Vervoort, R. W.; Krysanova, V. (2017): Evaluation of sources of uncertainty in projected hydrological changes under climate change in 12 large-scale river basins. *Climatic Change* 141, 419-433, <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1794-y>.
- Vohland, K.; Zimmermann-Timm H.; Kühling, M. (2007): Klima im Wandel: Ein Ausblick auf Mecklenburg-Vorpommern, Berlin und Brandenburg. *Naturmagazin* 4: 4 – 9.
- Vollmer, M. K.; Bootsma, H. A.; Hecky, R. E.; Patterson, G.; Halfman, J. D.; Edmond, J. M.; Eccles, D. H.; Weiss, R. F. (2005): Deep-water warming trend in Lake Malawi, East Africa. *Limnology and Oceanography*, 50:727-732.
- Wada, Y.; Wissler, D.; Eisner, S.; Flörke, M.; Gerten, D.; Haddeland, I.; Hanasaki, N; Masaki, Y.; Portmann, F. T.; Stacke, T.; Tessler, Z.; Schewe, J. (2013): Multimodel projections and uncertainties of irrigation water demand under climate change, *Geophysical Research Letters*, 40, 4626- 4632, doi:10.1002/grl.50686.
- Wagner, C.; Adrian, R. (2009): Cyanobacteria dominance: Quantifying the effects of climate change, *Limnology and Oceanography* 54/6, 2460-2468.
- Wahl, B. (2015): Auswirkungen Hydrometeorologischer und anthropogen bedingter Veränderungen auf Physikalische und limnologische Prozesse des Bodensees; Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.); Universität Konstanz, Mathematisch-naturwissenschaftliche Sektion Fachbereich Biologie, 128 S.
- Wahl, B.; Peeters, F. (2014): Effect of climatic changes on stratification and deep-water renewal in Lake Constance assessed by sensitivity studies with a 3D hydrodynamic model, *Limnol. Oceanogr.*, 59(3), 2014, 1035–1052, doi:10.4319/lo.2014.59.3.1035.
- Walsh, C.; Roy, A.; Feminella, J.; Cottingham, P.; Groffman, P.; Morgan, R. (2005): The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *J. North Am. Benthol. Soc.* 24, 706-723.

- Wang, B.; Wu, R.; Lai, K.-M. (2001): Interannual Variability of the Asian Summer Monsoon: Contrasts between the Indian and the Western North Pacific–East Asian Monsoons, *Journal of Climate* Volume 14, 4073 – 4090.
- Wang, W.; Yin, C. (2008): The boundary filtration effect of reed-dominated ecotones under water level fluctuations. *Wetlands Ecol. Manage.* 16, 65–76.
- Walther, G.-R.; Post, E.; Convey, P.; Menzel, A.; Parmesan, C.; Beebee, T. J. C.; Fromentin, J. M.; Hoegh-Guldberg, O.; Bairlein, F. (2002): Ecological responses to recent climate change. - *Nature* 416: 389-395.
- Wasserverbandstag e.V. (2011): Gewässerunterhaltung in Niedersachsen. Teil A: Rechtlich-fachlicher Rahmen, 2011.
- Webb B.W.; Walling D.E. (1993): Temporal variability in the impact of river regulation on thermal regime and some biological implications. *Freshwater Biology*, 29, 167–182.
- Webb, B. W.; Nobilis F. (1994): Water temperature behaviour in the River Danube during the twentieth century. *Hydrobiologia*, 291, 105-113.
- Webb, B. W.; Walling, D. E. (1996): Long-term variability in the thermal impact of river impoundment and regulation. *Applied Geography*, Vol.16 (3), 211-223.
- Webb, B. W.; Nobilis F. (1997): A long-term perspective on the nature of the air-water temperature relationship: a case study. *Hydrological Processes*, 11, 137-147.
- Webb, B. W.; Walling D. E. (1993): Longer-term water temperature behaviour in an upland stream. *Hydrological Processes*, 7, 19-32.
- Webster, K. E.; Kratz, T. K.; Bowser, C. J.; Magnuson, J. J.; Rose, W. J. (1996): The influence of landscape position of lake chemical responses to drought in northern Wisconsin. *Limnology and Oceanography* 41: 977-984.
- Webster, K. E.; Newell, A. D.; Baker, L. A.; Brezonik, P. L. (1990): Climatically induced rapid acidification of a softwater seepage lake. *Nature (Lond.)*, 347: 374-376.
- Weigelhofer, G.; Tritthart, M. (2019): Austrocknung von Bächen - eine Gefahr für die Wasserqualität? *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 71, 385-391 (2019). <https://doi.org/10.1007/s00506-019-0580-2>.
- Wenger, S. J.; Roy, A. H.; Jackson, C. R.; Bernhardt, E. S.; Carter, T. L.; Filoso, S.; Gibson, C. A.; Hession, W. C.; Kaushal, S. S.; Martiñ, E. (2009): Twenty-six key research questions in urban stream ecology: an assessment of the state of the science. *J. North Am. Benthol. Soc.* 28, 1080-1098.
- Werner, E. E. (1984): The mechanisms of species interactions on community organization in fish. Pp. 360-382 in D.R. Strong, D. Simberloff, G. Abele, and A.B. Thistle, eds. *Ecological Communities: Conceptual Issues and the Evidence*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Werner, S.; Fiedler, W.; Güde, H.; Haas, W.; Hertel, J.; Ostendorp, W.; Kimmig, P.; Kirch, A.; Rothhaupt, K. O.; Sproll, A.; Winterer, H.; Wulff, C. (2005): Badermatitis: Ökologie und Auftreten des Auslösers *Trichobilharzia franki* am Bodensee und Entwicklung von Maßnahmen zur Verminderung des Befalls. *Schriften des Vereins für Geschichte des Bodensees und seiner Umgebung* 123:257-274.
- Werner, S.; Rothhaupt, K.-O. (2007): Effects of the invasive bivalve *Corbicula fluminea* on settling juveniles and other benthic taxa. *Journal of the North American Benthological Society*, 26(4), 673-680.
- Weyhenmeyer, G.A.; Müller, R.A.; Norman, M.; Tranvik, L.J. (2016): Sensitivity of freshwaters to browning in response to future climate change; *Climatic Change* (2016) 134:225–239; DOI 10.1007/s10584-015-1514-z.
- Weyhenmeyer, G. A.; Mackay, M.; Stockwell, J. D.; Thiery, W.; Grossart, H.-P.; Augusto-Silva, P. B.; Baulch, H. M.; de Eyto, E.; Hejzlar, J.; Kangur, K.; Kirillin, G.; Pierson, D. C.; Rusak, J. A.; Sadro, S.; Woolway, R. I. (2017): Citizen science shows systematic changes in the temperature difference between air and inland waters with global warming. *Scientific Reports* 7:43890.

- Wiekenkamp, I.; Huisman, J. A.; Bogena, H. R.; Graf, A.; Lin, H. S.; Drüe, C.; Vereecken, H. (2016): Changes in measured spatiotemporal patterns of hydrological response after partial deforestation in a headwater catchment, *Journal of Hydrology*, 542, 648-661, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.09.037>.
- Wierzbicki, G.; Ostrowski, P.; Falkowski, T.; Mazgajski, M., (2018): Geological setting control of flood dynamics in lowland rivers (Poland). *Sci. Total Environ.* <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.250>.
- Wilhelm, S.; Adrian, R. (2008): Impact of summer warming on the thermal characteristics of a polymictic lake and consequences for oxygen, nutrients and phytoplankton. *Freshwater Biol.* 53: 226–237.
- Wilkinson, M. D., Dumontier, M., Aalbersberg, I. J., Appleton, G., Axton, M., Baak, A., . . . Mons, B. (2016). The FAIR Guiding Principles for scientific data management and stewardship. *Scientific Data*, 3, 160018. doi:10.1038/sdata.2016.18
- Willmitzer, H.; Jäschke, K.; Berendonk, Th. U.; Paul, L. (2015): Einfluss von Klimaveränderungen auf die Wasserqualität von Talsperren und Strategien zur Minimierung der Auswirkungen, *Energie/Wasser-Praxis, DVGW-Jahresrevue 12/2015*, 84-88.
- Winder, M.; Hunter, D. A. (2008): Temporal organization of phytoplankton communities linked to physical forcing. *Oecologia* 156: 179–192.
- Winder, M.; Schindler, D. E. (2004): Climate change uncouples trophic interactions in an aquatic ecosystem. *Ecology* 85: 2100-2106.
- Winder, M.; Reuter, J. E.; Schladow, S. G. (2009): Lake warming favours small-sized planktonic diatom species. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 276:427-435.
- Winker, M. (2010): Pharmazeutische Wirkstoffe in der aquatischen Umwelt. In: Hupfer, M.; Calmano, W.; Klapper, H.; Wilken, R.-D. (Hrsg.): *Handbuch Angewandte Limnologie*, Wiley, Kap. V-4.1.2.
- WMO – World Meteorological Organization (2006): Drought monitoring and early warning: concepts, progress and future challenges. Geneva, Switzerland: World Meteorological Organization, WMO-No. 1006.
- Wohlrab, B.; Ernstberger, H.; Meuser, A.; Sokollek, V. (1992): Landschaftswasserhaushalt – Wasserkreislauf und Gewässer im ländlichen Raum. Veränderungen durch Bodennutzung, Wasserbau und Kulturtechnik. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- Wohlrab, B.; Meuser, A.; Sokollek, V. (1999): Landschaftswasserhaushalt – ein zentrales Thema der Landschaftsökologie. In: Schneider-Sliwa, R.; Schaub, D.; Gerold, G. (Hrsg.) *Angewandte Landschaftsökologie. Grundlagen und Methoden*. Springer, Berlin, Heidelberg, 277–302.
- Wolter, C. (2007): Temperature influence on the fish assemblage structure in a large lowland river, the lower Oder River, Germany, *Ecology of Freshwater Fish*, 16(4), pp 493-503.
- Wu, J.; Miao, C.; Zhang, X.; Yang, T.; Duan, Q. (2017): Detecting the quantitative hydrological response to changes in climate and human activities, *Science of The Total Environment*, 586, 328-337, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.010>.
- Yvon-Durocher, G.; Allen, A.G.; Cellamare, M.; Dossena, M.; Gaston, K.J.; Leitao, M.; 4, Montoya, J.M.; Reuman, D.C.; Woodward, G.; Trimmer, M. (2015): Five Years of Experimental Warming Increases the Biodiversity and Productivity of Phytoplankton, *PLoS Biology* 13(12): 1-22.
- Zahrer, J.; Dreibrodt, S.; Brauer, A. (2013): Evidence of the North Atlantic Oscillation in varve composition and diatom assemblages from recent, annually laminated sediments of Lake Belau, northern Germany, *Journal of Paleolimnology* 50/2, 231-244.
- Zelnik, I.; Gregorič, N.; Tratnik, A. (2018): Diversity of macroinvertebrates positively correlates with diversity of macrophytes in karst ponds. *Ecological Engineering*, 117, 96-103.
- Zhang, J. Y.; Dong, W. J.; Wu, L. Y.; Wei, J. F.; Chen, P. Y.; Lee, D. K. (2005): Impact of land use changes on surface warming in China. *Advances in Atmospheric Sciences*, 22, 343-348.

- Zhang, L.; Nan, Z.; Yu, W.; Ge, Y. (2016): Hydrological Responses to Land-Use Change Scenarios under Constant and Changed Climatic Conditions. *Environmental Management* 57, 412-431, <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0620-z>.
- Zhang, Q.; Li, J.; Singh, V. P.; Xiao, M. (2013): Spatio-temporal relations between temperature and precipitation regimes: implications for temperature-induced changes in the hydrological cycle. *Glob. Planet. Chang.* 111, 57-76.
- Zhao, W.; Wang, H.; Wang, H.; Close, P. G. (2011): Macroinvertebrates in the bed sediment of the Yellow River. *International Journal of Sediment Research* 26: 255-268.
- Zhou, L. M.; Dickinson, R. E.; Tian, Y. H.; Fang, J. Y.; Li, Q. X.; Kaufmann, R. K., Myneni, R. B. (2004): Evidence for a significant urbanization effect on climate in China. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101, 9540-9544. <https://doi.org/10.1073/pnas.0400357101>.
- Zhu, M.; Paerl, H.W.; Zhu, G. (2014) The role of tropical cyclones in stimulating cyanobacterial (*Microcystis* spp.) blooms in hypertrophic Lake Taihu, China. *Harmful Algae* 39:310–321.
- Zhu, J.; Yu, L.; Xu, T.; Wie, X.; Yang, K. (2019): Comparison of water quality in two catchments with different forest types in the headwater region of the Hun River, Northeast China. *Journal of Forestry Research* 30, 565–576, <https://doi.org/10.1007/s11676-018-0688-4>.
- Zohary, T.; Padisak, J.; Naselli-Flores, L. (2010): Phytoplankton in the physical environment: beyond nutrients, at the end, there is some light. *Hydrobiologia* 639:261–269
- Zwieniecki, M. A.; Newton, M. (1999): Influence of streamside cover and stream features on temperature trends in forested streams of Western Oregon. *Western Journal of Applied Forestry*, 14, 106-113.