

Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung

SENCKENBERG
world of biodiversity

Projekttitel

Auswirkungen des Klimawandels auf die biologische Qualität hessischer Fließgewässer

- Abschlussbericht -

Laufzeit

01.09.2009 – 30.11.2010

Projektleitung

Dr. Sonja Jähnig, PD Dr. Peter Haase

Projektbearbeitung

Sami Domisch, Denise Früh, Dr. Sonja Jähnig, Dr. Andrea Sundermann

Auftraggeber

Fachzentrum Klimawandel Hessen im Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie

Projektbetreuung

Fachzentrum Klimawandel Hessen

Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dezernat W1

Gelnhausen, November 2010



Forschungsprogramm INKLIM-A und weitere Projekte

Inhalt

1	Zusammenfassung / Abstract	1
2	Einleitung	6
2.1	Aufgaben und Ziele	6
2.2	Vorgehensweise	7
3	Literaturrecherche	7
3.1	Grundlagen der Literaturrecherche	7
3.2	Datenbankstruktur und Schlagwortsystem über Wirkungsketten.....	9
3.3	Wirkungsketten und -beziehungen	10
4	Aus- und Bewertung der Literaturrecherche.....	11
4.1	Bereits beobachtete und zukünftig zu erwartende Qualitätsveränderungen	11
4.1.1	Überblick Wirkungsbeziehungen	11
4.1.2	Direkte und indirekte Klimaveränderungen	13
4.1.3	Auswirkungen auf Fische.....	15
4.1.4	Auswirkungen auf Makrozoobenthos.....	18
4.1.5	Auswirkung auf Makrophyten / Phytobenthos	19
4.1.6	Auswirkungen auf Phytoplankton.....	19
4.2	Bewertung und Überarbeitung der Wirkungsketten	20
4.2.1	Wirkungskette „Oberlauf“	20
4.2.2	Wirkungskette „Mittellauf“	21
4.2.3	Wirkungskette „Unterlauf“	21
5	Abschätzung der Betroffenheit.....	22
5.1	Methodisches Vorgehen.....	22
5.1.1	Fische	23
5.1.2	Makrozoobenthos	28
5.1.3	Phytobenthos: Diatomeen	31
5.1.4	Makrophyten	32
5.1.5	Phytoplankton	33
5.2	Fulda	35
5.3	Resümee und Bewertung des Ansatzes.....	38
6	Neobiota und „Anwärter“	40
7	Forschungsbedarf	42
8	Literatur	45
9	Anhang	49

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Datenbankstruktur und Schlagwort-System.....	11
Abbildung 2: Anzahl der Wirkungsbeziehungen und deren Effektrichtung auf die vier EG-WWRL-relevanten Biokomponenten in Abhängigkeit von den wirkenden Faktoren.....	17
Abbildung 3. Modell der Jahrestemperaturverläufe in vier Fischregionen hessischer Fließgewässer.	24
Abbildung 4. Ergebnisse der Vulnerabilitätsabschätzung für Fische..	26
Abbildung 5. Mittlere Zusammensetzung der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaften bezüglich längszonaler Präferenzen für Probestellen in verschiedenen Fließgewässerzonen.	28
Abbildung 6. Ergebnisse der Vulnerabilitätsanalyse für Makrozoobenthos.....	30
Abbildung 7. Ergebnisse der Vulnerabilitätsanalyse für Diatomeen.....	31
Abbildung 8. Ergebnisse der Vulnerabilitätsanalyse für Makrophyten.....	33

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1. Anzahl und prozentualer Anteil verschiedener Referenzarten in der Literaturdatenbank....	9
Tabelle 2: Anzahl der Ursache-Wirkungsbeziehungen in der Datenbank.....	12
Tabelle 3: Anzahl der Ursache-Wirkungsbeziehungen in Bezug auf vier EG-WRRL-relevante Biokomponenten für Methodik, Aussagequalität und abgedeckte Zeiträume	13
Tabelle 4. Mittelwerte der Zunahme der Jahresmitteltemperatur (°C).....	14
Tabelle 5. Auswahl der saisonalen Änderung der Temperatur (°C) für verschiedenen Szenarien und Jahreszeiten.....	14
Tabelle 6. Übersicht zu Anzahl und Einstufung der bereit gestellten Datensätze aus Hessen.	23
Tabelle 7. Mittelwerte der Fließgewässertemperaturen.	24
Tabelle 8. Fließgewässer- und Fischzonierung.....	25
Tabelle 9. Mögliche Gewinner und Verlierer bestimmter Fischarten.....	27
Tabelle 10. Zusammenfassung der Veränderungen der Makrozoobenthos-Taxalisten	29
Tabelle 11. Ergebnisse der Vulnerabilitätsanalyse für Phytoplankton.....	34
Tabelle 12. Zusammenfassung aller Ergebnisse für die Fulda.....	36
Tabelle 13. Zusammenfassende Darstellung der Verschiebungen in Bewertungsergebnissen in ökologischen Zustandsklassen der untersuchten Fließgewässerabschnitte.....	38
Tabelle 14. Liste der in Deutschland verbreiteten Neobiota. .	40

Glossar

Biozönotische Region: ökologische Zonierung von Fließgewässer von der Quelle bis zur Mündung, die nach charakteristischen Fischarten (Leitarten: Forelle, Äsche, Barbe, Brachse, Kaulbarsch und Flunder) eingeteilt werden. Allgemeine Einteilung in **Krenal:** Quellregion eines Fluss im längszonalen Verlauf; **Rhithral:** Bachregion – sommerkalter Ober- und Mittellauf und **Potamal:** Flussregion – sommerwarmer Unterlauf eines Flusses.

Cyprinidae: Karpfenfische.

Diadrome Fische: Fische, die zum Laichen in andere Gewässer wechseln, also Wanderfische.

Endemiten: Organismen, die in bestimmter, räumlich klar abgegrenzter Region vorkommen.

Eurytherm: Organismen, die große Temperaturschwankungen ertragen können.

Fließgewässertypen: 24 biozönotisch begründete Fließgewässertypen bilden die Grundlage der Gewässerbewertung in Deutschland; vier davon liegen in den Alpen und im Alpenvorland, acht im Mittelgebirge, acht im Norddeutschen Tiefland und vier sind Ökoregionsunabhängige Typen.

Siehe <http://www.wasserblick.net/servlet/is/18727/>

Kaltstenotherm: Organismen, die an niedere Temperaturen gebunden sind.

KLIWA: Abkürzung für das Kooperationsvorhaben "Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft", einer Kooperation zwischen dem Deutschen Wetterdienst (DWD), dem Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Verkehr Baden-Württemberg, dem Bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit und dem Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz.

Match-mismatch-Phänome: Der Begriff umschreibt im Englischen mögliche Verschiebungen in Nahrungsnetzen, so dass etablierte biologische Interaktionen (z.B. Räuber-Beute) nicht mehr zeitlich/räumlich zusammenpassen. Auch das Gegenteil ist möglich, d.h. können durch den Klimawandel neue Überlappungen entstehen und dadurch neue Räuber-Beute- oder Konkurrenz-Beziehungen.

Metrics: Indizes, die aus Taxalisten berechnet werden und für die Gewässerbewertung herangezogen werden. Siehe www.fliessgewaesserbewertung.de

Ökologische Eigenschaften: Eigenschaften und Präferenzen von Organismen z.B. im Hinblick auf Nahrung, Substratart, Strömung oder biozönotischer Region. Siehe www.freshwaterecology.info

Ökologischer Zustand: Durch die EG-WRRL ist der „gute Zustand“ für alle Gewässer bis 2015 als zentrales Ziel vorgegeben, der durch den „guten ökologischen Zustand“ und den „guten chemischen Zustand“ definiert wird. Die Bewertung des ökologischen Zustands erfolgt anhand biologischer Qualitätskomponenten: Phytoplankton („Algen“), Makrophyten („Wasserpflanzen“) und Phytobenthos („bodenlebende Algen“), Makrozoobenthos (bodenlebende wirbellose Fauna), und die Fischfauna. Überschreitungen der Umweltqualitätsnormen für spezifische Schadstoffe können zu einer Abwertung des ökologischen Zustandes führen. Siehe www.fliessgewaesserbewertung.de

Rheophil: Organismen die an strömendes Wasser gebunden sind.

Salmonidae: Familie der Lachsfische, auch Forellenfische.

Warmstenotherm: Organismen, die an höhere Temperaturen gebunden sind.

1 Zusammenfassung / Abstract

Es ist davon auszugehen, dass die Gewässerqualität als wichtige wasserwirtschaftliche Größe durch die im Rahmen des Klimawandels projizierten Temperatur- und Niederschlagsveränderungen unmittelbar beeinflusst wird. Diese Annahme wird durch zahlreiche großräumige Modellergebnisse gestützt. Über konkrete, regionale Auswirkungen auf der Ebene einzelner Gewässer ist allerdings bisher nur wenig bekannt. Für die nächsten Bewirtschaftungspläne nach der WRRL wird jedoch eine quantitative Abschätzung der Folgen des Klimawandels gefordert (Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive, EC 2009). Um dieser Forderung zu entsprechen, wurde in einem ersten Schritt die vorliegende Studie mit dem Thema „Auswirkungen des Klimawandels auf die biologische Qualität hessischer Fließgewässer“ durchgeführt. In einem regionalen Rahmen wurde Wissen über Wirkungszusammenhänge zwischen Klimawandel und Fließgewässerqualität erfasst und konkretisiert. Das Projekt bestand aus zwei Projektteilen, (1) Literaturrecherche und (2) einer weiterführenden Auswertung und Bewertung der Ergebnisse der Literaturrecherche, mit den folgenden Zielen:

- veröffentlichte und unveröffentlichte Studien mit Relevanz für den süddeutschen Raum und speziell Hessen zu erfassen und einer Auswertung zugänglich zu machen;
- großmaßstäbliche Wirkungszusammenhänge zwischen Klimawandel und Fließgewässerqualität vor der Gebietskulisse Hessens zu regionalisieren und zu konkretisieren;
- bereits beobachtete sowie zukünftig zu erwartende Qualitätsveränderungen darzustellen;
- eine Vulnerabilitätsabschätzung von Biozönosen und Gewässertypen vorzunehmen;
- weiteren Forschungsbedarf zu definieren.

Die Literaturrecherche umfasste sowohl veröffentlichte Studien als auch „graue“ Literatur (Dissertationen, Diplomarbeiten) auf nationaler und internationaler Ebene. Insgesamt wurden 228 relevante Literaturzitate erfasst. Für diese Zitate wurden in einer Datenbank Wirkungsbeziehungen auf Grundlage eines zuvor erstellten Wirkungskettenschemas definiert. Die Wirkungsketten berücksichtigen gleichermaßen direkte Folgen des Klimawandels (etwa über Temperaturerhöhung und verändertes Abflussverhalten) und indirekte Auswirkungen über Verstärkung bzw. Abschwächung vorhandener Belastungsfaktoren, wie z.B. der Eutrophierung. Endpunkt der Wirkungsketten sind die bewertungsrelevanten Biokomponenten für den ökologischen Zustand nach WRRL, Indikatorarten oder einzelne Metrics, die derzeit zur Bewertung des ökologischen Zustands der Fließgewässer herangezogen werden. Die einzelnen Veränderungen werden getrennt für biotische Komponenten (Fische, Makrozoobenthos, aquatische Flora, Phytoplankton) kategorisiert, um abzubilden, wie gut der Zusammenhang mit dem Klimawandel belegt ist. In den 228 berücksichtigten Zitaten werden insgesamt 888 Wirkungsbeziehungen beschrieben, wobei übergeordnete abiotische Wirkungsbeziehungen, z.B. Wechselwirkungen verschiedener klimatischer Parameter (Temperatur, Niederschlag, Strahlung etc.) oder die Auswirkungen auf die hydrologischen Bedingungen in Fließgewässern, am besten dokumentiert sind. Bereits erfolgte Veränderungen wurden deutlich häufiger dokumentiert als Prognosen, z.B. durch Modellansätze. Modellierungen

beziehen sich hauptsächlich auf den Zeitraum 2050 bis 2100, für zeitlich näherliegende Veränderungen bis 2027 (dem Zielpunkt der Wasserrahmenrichtlinie) ist die Informationslage dürftig. Außerdem wurden kaum konkrete Aussagen in Bezug auf biologische / ökologische Reaktionen und Wahrscheinlichkeit und Ausmaß der Veränderungen getroffen. Die meisten Ursache-Wirkungsbeziehungen wurden für die Organismengruppe Makrozoobenthos gefunden (211), gefolgt von Fischen (107) und Phytobenthos/Makrophyten (61) und Phytoplankton (26).

Generell erwies sich die Literaturrecherche als nützlich, um prinzipielle Grundmuster zu identifizieren, nicht jedoch zur Beschreibung durchgehender Wirkmechanismen von der klimabedingten Veränderung hin zur Auswirkung auf einzelne Biokomponenten. Hierfür sind vor allem die Ursache-Wirkungs-Lücken zwischen Hydrologie und Morphologie sowie Klimawandel und Physiko-Chemie verantwortlich.

Vor dem Hintergrund der Literaturrecherche wurden die Wirkungsketten in Bezug auf die längszonale Lage (Ober-, Mittel-, Unterlauf) angepasst. In den Oberläufen von Gewässern (z.B. Mittelgebirgsbach vom Typ 5) haben die mit der Lufttemperatur verbundenen Verdunstungsprozesse und saisonale Veränderungen von Temperatur und Abfluss großen Einfluss, die Auswirkungen von erhöhten Wassertemperaturen auf den Stoffhaushalt und insbesondere das Sauerstoffregime kann durch die relativ hohen Fließgeschwindigkeiten gepuffert werden. Die Auswirkungen dürften sich am deutlichsten auf das Makrozoobenthos und die Fischfauna im Hyporhithral / Epipotamal auswirken. In den Mittelläufen (z.B. großer Mittelgebirgsfluss vom Fließgewässertyp 9.2) dürfte vor allem eine verstärkte Eutrophierung bedingt durch vermehrte Starkniederschlagsereignisse eine Rolle spielen. Darauf würden vor allem Phytoplankton und Phytobenthos reagieren. Höhere Temperaturen können die Etablierung von Neozoen begünstigen und als thermische Barrieren für Wanderfische wirken. In den Unterläufen (z.B. Ströme vom Fließgewässertyp 10) werden die Wirkungsketten als deutlich vielschichtiger bewertet als in den Ober- und Mittelläufen. Direkte Effekte des Klimawandels, wie z.B. Temperaturerhöhungen treten in ihrer Bedeutung hinter komplexe Muster zurück, die sich z.B. aus der starken anthropogenen Nutzung oder biotischen Interaktionen ergeben. In den Unterläufen sind vor allem die pflanzlichen Biokomponenten von klimatischen Veränderungen betroffen (intensivere Strahlung, Nährstoffeinträge, Verschiebung der Hochwasserabflüsse). Zudem werden die Lebensgemeinschaften durch einwandernde Neobiota erheblich verändert, sodass biologische Wechselwirkungen abiotische Effekte überlagern können.

Da mögliche Veränderungen in der Gewässerqualität der Literatur kaum zu entnehmen sind, wurden relevante Wirkungsketten für ein konzeptionelles Modell zur Abschätzung der Auswirkungen in verschiedenen Szenarien auf die Bewertung des ökologischen Zustandes für verschiedene Organismengruppen ausgewählt. Bei den Analysen wurde für Fische, Makrozoobenthos und Makrophyten primär die projizierte Temperaturveränderung berücksichtigt, da z.B. für hydrologische Veränderungen keine geeignete Datengrundlage verfügbar war. Für die Modifikation bei Diatomeen und dem Phytoplankton wurde von steigenden Nährstoffgehalten, z.B. durch vermehrte Abschwemmung bei Starkregenereignissen, ausgegangen. Die Berechnungen erfolgten für 54 „best-of“ Probestellen (mindestens eine Biokomponente ist mit sehr gut bewertet) und 47 Probestellen im Verlauf der Fulda.

Unter der Annahme eines Zusammenhanges zwischen Fischregionen und Temperaturwerten wurden die Auswirkungen einer mittleren Wassertemperaturerhöhung auf die Fischgemeinschaften anhand des Fischregionsindex (FRI_{ges}) abgeschätzt. Demnach erscheint eine Verdrängung von kälteliebenden Arten mit einem FRI-Wert unter 5 als wahrscheinlich. Betroffen sind vor allem Arten wie Bachforelle, Groppe und Äsche. Für 16% der Fulda-Stellen ergab sich eine Verschlechterung des ökologischen Zustandes. Eine entsprechende Modifizierung der Taxalisten gemäß den längszonalen Präferenzen der Arten ergab für das Makrozoobenthos, dass sich rund 23% der Probestellen um eine ökologische Zustandsklasse verschlechtern würden. Für die Biokomponente Makrophyten ergab eine artenbasierte Auswertung basierend auf den Zeigerwerten nach Ellenberg für 40% der best-of-Stellen, aber keine der Fulda-Stellen, eine Verschlechterung um eine Zustandsklasse. Diatomeen wurden gemäß ihrer Trophieeinstufungen reduziert; die Veränderungen führten bei 95% der Probestellen zu einem schlechteren Bewertungsergebnis, dann immer mit ungesichertem Ergebnis, da das Kriterium der nötigen Gesamthäufigkeit nicht erfüllt wird. Die Szenarien für das Phytoplankton (nur für Typ 10 relevant) berücksichtigten den typspezifischen Trophie-Index Phytoplankton und einen steigenden Chlorophyllgehalt. Mit den angenommenen Szenarien war für lediglich eine Stelle unter Szenario 2 eine Zustandsverschlechterung festzustellen.

Insgesamt verschlechterten sich im Durchschnitt über alle 101 Probestellen für rund 36% die Bewertungsergebnisse um max. eine Stufe des ökologischen Zustands. Die Veränderungen wirkten sich am stärksten bei der Diatomeenbewertung aus, die übrigen Organismengruppen waren mit ca. 20% Veränderungen etwa gleich betroffen. Außer bei vier Diatomeen-Proben (mit dann nicht mehr gesichertem Ergebnis) wurde dabei keine Verschlechterung von *gut* nach *mäßig* erreicht, sondern entweder von *sehr gut* nach *gut* oder von *mäßig* nach *unbefriedigend*. Dieses Muster ist sicherlich durch die asymmetrische Verteilung der Ausgangsdaten („Best of“) zu erklären. Der Hauptteil aller analysierten Stellen erfuhr keine Veränderung in den zwei Szenarien.

Die Begründung der Veränderungen in den Mittelgebirgsbächen (Typ 5) erscheint dabei besser abgesichert, da dieser Gewässertyp stark temperatur- und abflussgesteuert ist. Unklar ist aber z.B., ob die Fischregion des Epirhithrals „nur“ in der Ausdehnung abnimmt oder ganz verschwinden könnte. Die Prognosen für Gewässertyp 9.2 sind durch das komplexere Wirkungsgefüge bedingt mit größeren Unsicherheiten behaftet. Zudem gibt es im Moment keine Möglichkeit, eventuelle ökologische Interaktionen zu berücksichtigen. Auch wenn die Diatomeen (stellvertretend für das Phytobenthos) eine unabhängig vom Fließgewässertyp hohe Empfindlichkeit zeigten (entgegen der vorherigen Vulnerabilitätsabschätzungen für Oberläufe), scheint es wahrscheinlich, dass steigende Nährstoffeinträge in Mittelgebirgsbächen (Typ 5) aufgrund überwiegend extensiver Landnutzung vergleichsweise geringer ausfallen. Beim Phytoplankton (nur für Typ 10 relevant) sind die Unsicherheiten auf Grund der komplexen Wechselwirkungen mit Neozoen besonders hoch. Für die größeren Fließgewässer (Gewässertyp 9.2) waren insgesamt die wenigsten Informationen aus der Literaturstudie verfügbar. Die Szenarien wurden deshalb zunächst von den auch rhithral-geprägten kleineren Gewässern übernommen.

Es muss weiterhin jedoch bedacht werden, dass neben der mittleren Wassertemperatur weitere Faktoren wie Saisonalität der Temperatur, Abfluss, Durchgängigkeit und Sauerstoffverhältnisse bei den

abiotischen Parametern und ökologische Aspekte wie Abbleichverhalten, Strömungsbedürftigkeit oder Nahrungsnetze eine wichtige Rolle für die Verbreitung aller Organismen spielen.

Insgesamt ist die Bewertung, mit welchen ökologischen Veränderungen durch den Klimawandel und in welchem Umfang zu rechnen ist, noch mit großen Unsicherheiten behaftet. Dies liegt einerseits daran, dass nur wenige Zusammenhänge tatsächlich belegt und quantifizierbar sind, sich Literaturzitate zum Teil widersprechen und zusätzlich bestimmte Aspekte wie z.B. Nahrungsnetze bisher nicht beachtet wurden. Andererseits sind ökologische Informationen zur konkreten Prognose bei den Lebensgemeinschaften bisher nicht verfügbar.

Trotz der genannten Einschränkungen und der zum Teil unbefriedigenden Datenlage ist es gelungen, erstmals einen methodischen Ansatz zu entwickeln, der eine Einschätzung der Wirkung des Klimawandels auf die ökologische Qualität von Fließgewässern ermöglicht. Durch systematische Weiterentwicklung und Ausbau dieses Ansatzes lassen sich zukünftig noch wesentlich differenziertere Prognosen machen.

Des Weiteren werden neobiotische Arten (Makrozoobenthos, Fische, submerse Makrophyten) mit Angaben zu ihrem Verbreitungsstatus aufgelistet.

Zum Abschluss werden die Wissens- und Datenlücken vorgestellt und der sich daraus ergebende Forschungsbedarf abgeleitet.

Abstract

It is widely assumed that the water quality as an important water management parameter will be changed by climate change and its associated temperature and precipitation changes. However, little is known on particular and regional effects, regarding specific catchments. According to the Water Framework Directive (WFD) a quantitative estimation on climate change effects is required for subsequent river basin management plans (Common implementation strategy for the WFD, EC 2009). To comply with this requirement the present study on "climate change effects on biological quality of streams and rivers in Hesse" was conducted. Regional knowledge about interdependency between climate change and river water quality was compiled and specified. The project consisted of two parts (1) a literature review and (2) analysis and evaluation of the literature reviews result. The project had the following objectives:

- search and compile published and unpublished studies relevant for southern Germany, particularly for Hesse, regarding all WFD relevant organism groups;
- regionalize and specify large scale relationships between climate change and river water quality for the area of Hesse, based on cause-effect-chains;
- display already occurring and expected river water quality changes;
- estimate vulnerability of aquatic communities and defined stream types;
- define knowledge gaps and future research demands.

The literature review included nationally and internationally published literature, as well as unpublished “grey” literature from PhD, master / diploma thesis, or reports. Altogether 228 references were regarded as relevant for the region. Most references documented already occurring climate change effects, while only few documented modeling results; model results were largely available for the period beyond the year 2050, thus being less relevant for the WFD-time frame (up to 2027). Only little specific information was available on ecological effects, the probability of occurrence or degree of expected changes. Thus the literature review was useful to identify general mechanisms, but not to describe particular cause-effect-chains related to specific organism groups.

Based on the literature review, cause-effect-chains for three river regions (upper (head water), middle and lower reaches) were extracted and described. Varying uncertainties for the three regions were discussed.

Due to the present uncertainties, a conceptual model was developed estimating climate change effects and its consequences on WFD assessment results for four different organism groups (fish, benthic invertebrates, submergent macrophytes, diatoms, and phytoplankton). For fish, benthic invertebrates and macrophytes the projected temperature changes were considered as most relevant; furthermore no suitable information and data were available to consider other parameters such as hydrological changes. For diatoms and phytoplankton, changes in nutrient conditions were considered. Taxa lists were modified according to relevant ecological trait distributions within the communities. Analysis were conducted for 54 “best of” sites (at least one organism group was assessed as “high ecological status”) and 47 sites within the course of the Fulda, a major river in Hesse.

Overall 36% of the sites experienced a deterioration of ecological status by one class. Diatom assessment results were changed most often, referring to all other groups, about 20% of the sites experienced such a change. Changes occurred mostly from high to good status or from moderate to poor status; this pattern is most likely due to the asymmetric distribution of original data (“best of” sites). Most sites did not experience a change in ecological status.

Many factors like seasonality, discharge, continuity, or ecological aspects such as rheophily, egg lying behavior or food webs could not be considered in this approach. However, a methodological concept has been developed to estimate consequences for ecological assessment results due to climate change impacts. In the future more differentiated prognoses might be achieved by enhancing and further developing this approach.

Concluding, the estimation of ecological changes and their extent due to climate change is still facing many uncertainties. Only few relationships are actually documented and quantified, and many aspects like food webs are not well researched (at least for the region of interest here).

A list of (potentially) invasive species (benthic invertebrates, fish, submergent macrophytes) was compiled, including information on their dispersal status. Finally, knowledge gaps and data deficiencies are shown and future research demand is defined.

2 Einleitung

2.1 Aufgaben und Ziele

Die im Zusammenhang mit dem Klimawandel projizierten Veränderungen der Temperatur und der Niederschlagsverteilung haben auf Hydrologie, Morphologie, Chemismus und Lebensgemeinschaften von Fließgewässern einen entscheidenden Einfluss. Es gilt daher als wahrscheinlich, dass die Gewässerqualität als wichtige wasserwirtschaftliche Größe langfristig unmittelbar durch den Klimawandel beeinflusst wird. So wurden beispielsweise im Rahmen des EU-Projektes EUROLIMPACS (<http://www.refresh.ucl.ac.uk/eurolimpacs>) im europäischen Maßstab Wirkungszusammenhänge zwischen Klimawandel und Fließgewässerqualität nachgewiesen: Nordeuropäische Fließgewässer sind unter anderem durch eine erhöhte Kohlenstofffracht in Folge der Mineralisierung von Moorböden betroffen, viele südeuropäische Fließgewässer werden zu temporären Bächen oder verschwinden ganz, während mitteleuropäische Fließgewässer unter anderem von steigenden Wassertemperaturen und verändertem Abflussverhalten betroffen sind. Allerdings ist das Wissen über konkrete, regionale Auswirkungen auf der Ebene einzelner Gewässer bisher gering. Die Konkretisierung dieses Wissens ist insofern von Bedeutung, da im Zusammenhang mit der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) Maßnahmenprogramme erstellt wurden und in den nächsten Jahren umgesetzt werden, die den bedeutenden Stressor Klimawandel nicht oder nur sehr unzureichend berücksichtigen. Für den zweiten und dritten Bewirtschaftungsplan der WRRL wird eine quantitative Abschätzung der Folgen des Klimawandels gefordert (EC 2009). Um entsprechende Anforderungen umsetzen zu können, wurde vom Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie die vorliegende Studie zum Thema: „Auswirkungen des Klimawandels auf die biologische Qualität hessischer Fließgewässer“ beauftragt, in deren Rahmen großmaßstäbliche Wirkungszusammenhänge zwischen Klimawandel und Fließgewässerqualität vor der Gebietskulisse Hessens regionalisiert und konkretisiert werden. Das Projekt verfolgt u.a. die folgenden Ziele:

- veröffentlichte und unveröffentlichte Studien mit Relevanz für den hessischen Raum zu erfassen und einer Auswertung zugänglich zu machen;
- großmaßstäbliche Wirkungszusammenhänge zwischen Klimawandel und Fließgewässerqualität vor hessischer Gebietskulisse zu regionalisieren und zu konkretisieren;
- bereits beobachtete sowie zukünftig zu erwartende Qualitätsveränderungen darzustellen;
- eine Empfindlichkeitsabschätzung vorzunehmen;
- weiteren Forschungsbedarf zu definieren.

Das oben skizzierte Defizit wurde auch von anderen Bundesländern erkannt. So hat in 2009 das KLIWA-Konsortium den Auftragnehmer beauftragt, eine Studie zum Thema: „Einfluss des Klimawandels auf die Fließgewässerqualität – Literaturlauswertung und erste Vulnerabilitätseinschätzung“ durchzuführen, mit dem Ziel, Wirkungszusammenhänge zwischen Klimawandel und Fließgewässerqualität vor der Gebietskulisse der drei Bundesländer Bayern, Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz zu untersuchen.

Durch die parallele Bearbeitung des hier beantragten Projektes und des KLIWA-Projektes wurden in hohem Maße Synergien erzeugt (Überlappungen bei der Literaturrecherche, methodisches Vorgehen, etc.). Auf Grund dessen gleichen sich Modellierungsansätze und Auswertungen, da sie teilweise auf gleiche Datensätze zurückgreifen. Dies gilt insbesondere für die Literaturrecherche und damit zusammenhängende Auswertungen, die auf denselben Datenbanken beruhen (Kapitel 3 und 4).

2.2 Vorgehensweise

Das Projekt bestand aus zwei Projektteilen: (1) Literaturrecherche und (2) Weiterführende Auswertung und Bewertung der Literaturrecherche.

Dieser Abschlussbericht gliedert sich in Anlehnung an die beiden Arbeitsschritte wie folgt:

Kapitel 3: Vorstellung der durchgeführten Literaturrecherche, in der veröffentlichte und unveröffentlichte Literatur mit Relevanz für den hessischen Raum erfasst und ausgewertet wurde.

Kapitel 4: Auf der Basis dieser umfangreichen Literaturrecherche werden Wirkungsketten modifiziert, die als Grundlage für die Einschätzung der Gefährdungsdiskposition ausgewählter Fließgewässertypen in Hessen dienen. Die Ergebnisse werden in Bezug auf bereits beobachtete und im Hinblick auf zukünftig zu erwartende Qualitätsveränderungen (auch im Sinne der WRRL) beurteilt.

Kapitel 5: Die Abschätzung der Vulnerabilität von Fließgewässerbiozönosen bezüglich des Klimawandels erfolgt durch die Auswertung ausgewählter Probestellen auf zwei Ebenen, zum einen großräumig für das ganze Bundesland Hessen, zum anderen für den hessischen Teil der Fulda.

Kapitel 6: Zusammenstellung bereits eingewanderter Neozoen, Neophyten und „Anwärter“, die mit dem Klimawandel in Zusammenhang stehen.

Kapitel 7: Aufzeigen von Wissenslücken und des weiteren Forschungsbedarfs.

3 Literaturrecherche

3.1 Grundlagen der Literaturrecherche

Die Literaturrecherche hat zum Ziel, veröffentlichte und unveröffentlichte Studien mit Relevanz für Hessen zu erfassen und einer Auswertung zugänglich zu machen. Alle Zitate wurden im Literaturverwaltungssystem „Endnote“ geführt. Neben allgemeinen bibliographischen Angaben wurde auch – soweit verfügbar – eine Kurzfassung aufgenommen.

Das Vorgehen bei der Literatursuche wird im Folgenden kurz beschrieben.

1. Abfrage relevanter Gutachten und ggf. der Bewirtschaftungspläne beim Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) sowie bei den Flussgebietskommissionen.

Neben den hessischen Informationen wurden im Rahmen des o.g. KLIWA-Projektes sowohl die Bundesländer Baden-Württemberg, Bayern und Rheinland-Pfalz als auch benachbarte Bundesländer (Thüringen, Saarland, Nordrhein-Westfalen, Sachsen) und Nachbarstaaten (Österreich, Schweiz, Frankreich und Tschechien) kontaktiert und um Zusendung relevanter Studien und Berichte gebeten.

2. Recherche relevanter internationaler Literatur nach einem vorgegebenen System von Suchbegriffen im Web of Science. Sofern relevant werden auch die Literaturstellen, die bereits für die Website www.climate-and-freshwater.info aufbereitet wurden, berücksichtigt.

Neben den Zitaten aus der Datenbank aus www.climate-and-freshwater.info wurde nach (zumeist englischsprachiger) internationaler Literatur im „ISI Web of Knowledge“ und der Datenbank SCOPUS gesucht. Die Suche erfolgte nach bestimmten relevanten Stichwortkombinationen über die „Search within results“-Funktion in beiden Datenbanken. Nach Ausschluss verschiedener irrelevanter Publikationen wurde die folgende Reihenfolge der Stichwörter verwendet: climate change > Staat/Land > river OR stream > Parameter > Organismengruppe.

Bei einem Großteil der so recherchierten Literatur fehlt der regionale Bezug. Zudem werden sehr viele Ergebnisse mit paläoklimatischem Hintergrund angezeigt.

3. Recherche nationaler Literatur in frei verfügbaren Datenbanken (SCOPUS) und bei ausgewählten Zeitschriften.

Die folgenden Zeitschriften wurden berücksichtigt: Archiv für Hydrobiologie, Decheniana, Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen, DGL-Mitteilungen, Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Lauterbornia, Natur und Heimat, Natur und Landschaft, Natur und Museum und andere Publikationen der Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung, Naturwissenschaften, Pollichia, Spixiana, Wasser und Abfall, Wasser und Abwasser, Wasser und Boden und Publikationen der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA). Da die meisten dieser Publikationen keine elektronischen Inhaltsverzeichnisse besitzen oder indiziert sind, wurden die Inhaltsverzeichnisse nach relevanten Artikeln durchsucht, und die in der Datenbank berücksichtigten Texte gescannt.

4. Recherche von Diplomarbeiten und Dissertationen bei Universitäten in der Region.

Dissertationen wurden über das bundesweite Informationssystem www.dissonline.de gesucht. Zusätzlich wurde eine Internetrecherche durchgeführt, um Universitäten mit entsprechenden Arbeitsgruppen zu lokalisieren, danach wurden auf den Dissertationsservern der jeweiligen Universitäten entsprechende Abschlussarbeiten recherchiert. Relevante Diplom- und Masterarbeiten wurden über die Professoren und/oder Prüfungsämter der entsprechenden Hochschulen angefordert.

Insgesamt wurden über 800 Literaturzitate geprüft, von denen auf Grund der geographischen Lage und im Sinne der Fragestellung 228 in die Datenbank mit aufgenommen wurden (Tabelle 1).

Tabelle 1. Anzahl und prozentualer Anteil verschiedener Referenzarten in der Literaturdatenbank.

Referenzart	Anzahl	Prozent
Fachartikel (international und national)	101	44%
Berichte	32	14%
Abschlussarbeiten (Diplom, Dissertation)	89	39%
Andere (Präsentationen)	4	2%
Bücher	2	1%

3.2 Datenbankstruktur und Schlagwortsystem über Wirkungsketten

Die Informationen wurden in zwei Datenbanken gespeichert, die über ein eindeutiges ID-Feld miteinander verknüpft werden. Für jedes Zitat wurden in einer Literaturdatenbank (Endnote) standardisierte bibliographische Angaben gespeichert wie Autoren / Herausgeber, Titel, Jahr, Verlag, Seitenzahlen und zumeist auch Zusammenfassungen. Alle anderen Informationen wurden in einer Access-Datenbank abgelegt. Für jedes Zitat wurden nach Möglichkeit geographische Informationen aufgenommen, z.B. Angaben zu einzelnen Fließgewässern oder Fließgewässertypen, Staaten oder Bundesländern, Höhenangaben oder Einzugsgebietsgrößen.

Als Grundlage für die Bearbeitung wurden in einem vorbereitenden Schritt Wirkungsketten zwischen dem Klimawandel und dessen Konsequenzen für die Biozönose erstellt (Abbildung 1). Die Wirkungsketten basieren auf einem Schema, das im Projekt Euro-Limpacs (<http://www.refresh.ucl.ac.uk/eurolimpacs>) erarbeitet wurde; sie berücksichtigen gleichermaßen direkte Folgen des Klimawandels (etwa über Temperaturerhöhung und verändertes Abflussverhalten) und indirekte Auswirkungen über Verstärkung bzw. Abschwächung vorhandener Belastungsfaktoren, wie z.B. der Eutrophierung. Endpunkt der Wirkungsketten sind jeweils einzelne Metrics, die derzeit zur Bewertung des ökologischen Zustands der Fließgewässer herangezogen werden. Im Rahmen der Literaturstudien wurden nicht nur Arbeiten berücksichtigt, die die direkten Auswirkungen klimatischer Veränderungen berücksichtigen, sondern am Rande auch solche, die sich mit Veränderungen befassen, die Auswirkungen des Klimawandels imitieren, wie z. B. thermische Belastung durch Kraftwerke oder geringe Restwasserdotierungen, die denkbare Abflussverringerungen abbilden.

Die einzelnen Veränderungen werden getrennt für biotische Komponenten (Fische, Makrozoobenthos, aquatische Flora, Phytoplankton) kategorisiert, um abzubilden, wie gut der Zusammenhang mit dem Klimawandel belegt ist.

3.3 Wirkungsketten und -beziehungen

Bereits zu Beginn der Literaturrecherche stellte sich heraus, dass nur sehr wenige Studien die komplette Wirkungskette von der Klimaänderung bis hin zu biozönotischen Folgen betrachten. Es wurden daher auch solche Studien berücksichtigt, die nur Teile einer Wirkungskette betrachten, z.B. die Beziehung zwischen klimatischen Änderungen und dem Abflussverhalten oder die Beziehung zwischen geändertem Abflussverhalten und der Fischzönose – solche Teile der **Wirkungsketten** werden zur Abgrenzung im Folgenden als **Wirkungsbeziehungen** bezeichnet. Durch dieses Vorgehen wurde das Ziel verfolgt, die relevanten, aber nicht vollständig untersuchten Wirkungsketten später aus den einzelnen Wirkungsbeziehungen zu kombinieren. Aus dem Wirkungsketten-Schema sind die berücksichtigten Schlagwörter ersichtlich (Begriffe in den Kästchen, Abbildung 1).

Für jedes relevante Literaturzitat können beliebig viele Wirkungsbeziehungen dokumentiert werden, die in dem jeweiligen Zitat untersucht wurden. Zu jeder Wirkungsbeziehung werden kategoriale Angaben gemacht über

- die Wirkungsbeziehung selbst, durch Auswahl vorgegebener Begriffe gemäß den Elementen im vorgeschlagenen Wirkungsschema
- eine detailliertere Beschreibung, falls nötig
- Art der Aussage: quantitativ oder qualitativ
- die Richtung des Effektes: positiv / negativ / neutral / unbekannt
- das Ausmaß: groß / mittel / klein / kein Effekt / unbekannt; ggf. werden Effekte quantifiziert
- die Wahrscheinlichkeit des Eintreffens dieses Effektes: groß / mittel / klein / kein Effekt / unbekannt
- den Zeitraum der Vorhersage: 2009 (aktuelle Studien) / 2027 / 2050 / 2100, ggf. können auch Anfangs- und Endjahre angegeben werden. Das Jahr 2027 wurde gewählt, da der „gute ökologische Zustand“ aller Gewässer gemäß der WRRL spätestens bis 2027 erreicht sein muss.

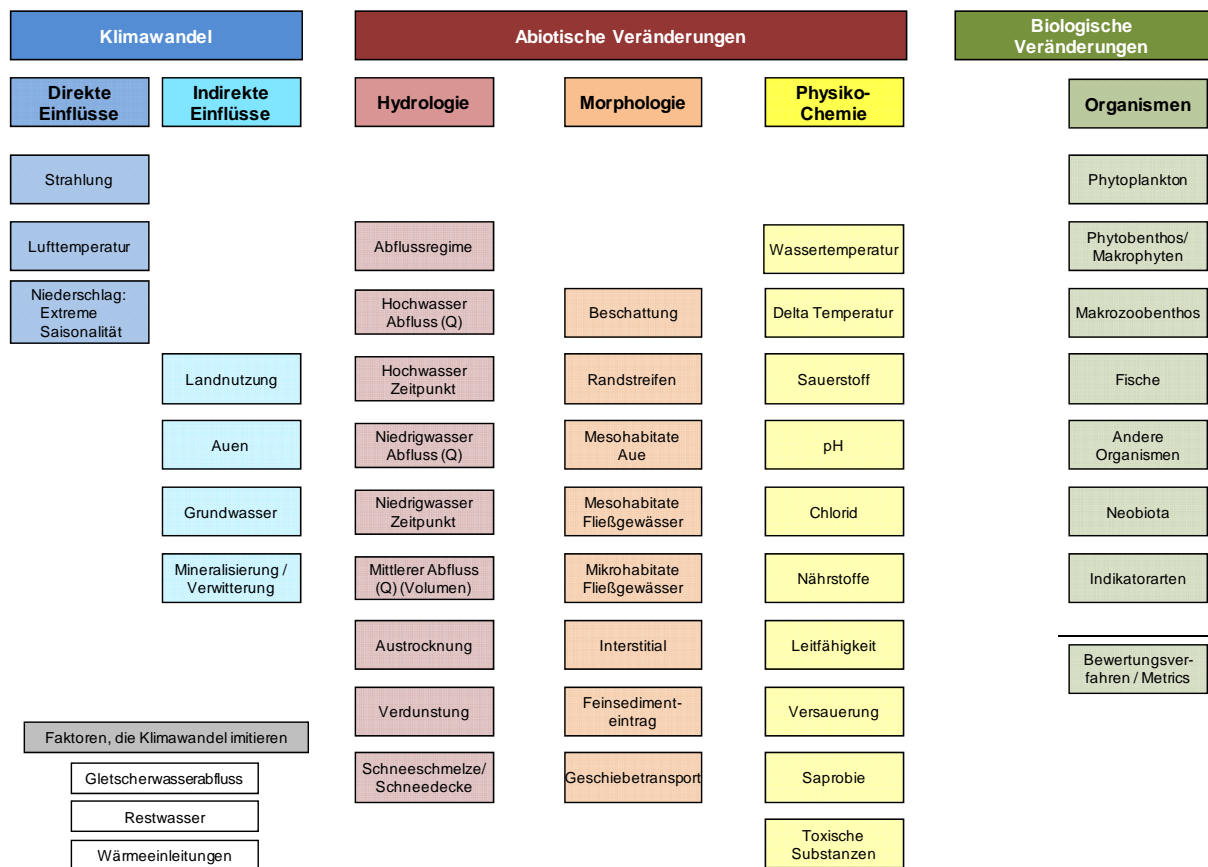


Abbildung 1: Datenbankstruktur und Schlagwort-System.

4 Aus- und Bewertung der Literaturrecherche

4.1 Bereits beobachtete und zukünftig zu erwartende Qualitätsveränderungen

4.1.1 Überblick Wirkungsbeziehungen

In den 228 berücksichtigten Zitaten werden 888 Wirkungsbeziehungen beschrieben (Tabelle 2).

Am besten sind die übergeordneten abiotischen Wirkungsbeziehungen dokumentiert, z.B. Wechselwirkungen verschiedener klimatischer Parameter (Temperatur, Niederschlag, Strahlung etc.) oder die Auswirkungen auf die hydrologischen Bedingungen in Fließgewässern. Die meisten Ursache-Wirkungsbeziehungen wurden für die Organismengruppe Makrozoobenthos gefunden (211), gefolgt von Fischen (107) und Phytobenthos/Makrophyten (61) und Phytoplankton (26).

Die meisten Ergebnisse wurden in Freilandstudien erhoben, standardisierte Ansätze in Mesokosmen, Fließrinnen oder im Labor wurden deutlich seltener genutzt (Tabelle 3). Um Aussagen über zukünftige Veränderungen zu erhalten, wurden meist Modellierungsansätze gewählt. Die meisten Studien kamen eher zu qualitativen Ergebnissen, rund ein Fünftel aller Beziehungen zeigten

quantitative Ergebnisse. Die bereits erfolgten Veränderungen sind dabei deutlich häufiger dokumentiert, als dass zukünftige prognostiziert wurden.

Es stellte sich als schwierig heraus, konkrete Aussagen in Bezug auf biologische / ökologische Reaktionen zu erhalten, dementsprechend waren Angaben zu Wahrscheinlichkeit und Ausmaß der Veränderungen ebenfalls kaum zu finden. Auch in Bezug auf konkrete Gewässertypen ist die Untersuchungsbasis nur dünn.

Tabelle 2: Anzahl der Ursache-Wirkungsbeziehungen sortiert nach Häufigkeiten in der Datenbank. Die genannten Begriffe summieren die Anzahl aller dokumentierten Wirkungsbeziehungen unter dem jeweiligen übergeordneten Stichwort (vergleiche zweite Zeile in Abbildung 1); die Organismengruppen werden getrennt aufgeführt.

		Wirkungen												
		Hydrologie	Klimawandel_direkt	Andere	Makrozoobenthos	Neobiota	Physiko-Chemie	Fische	Andere Organismen	Klimawandel_indirekt	Phytoplankton	Klimawandel_imitiert	Phytobenthos/Makrophyten	Morphologie
Ursachen	Klimawandel_direkt	122	110	30	16	15	12	11	11	6	3	1	-	-
	Andere	6	3	6	6	4	5	14	2	1	1	-	1	-
	Morphologie	-	-	5	22	2	7	10	12	-	2	-	15	4
	Physiko-Chemie	1	-	4	122	15	32	32	31	-	17	-	26	-
	Hydrologie	-	-	1	32	2	4	18	9	2	2	-	13	-
	Klimawandel_indirekt	3	-	-	8	-	8	18	1	1	1	-	4	-
	Klimawandel_imitiert	1	-	-	5	-	2	4	1	1	-	-	2	-
	Summe Wirkungen	133	113	46	211	38	70	107	67	11	26	1	61	4

Tabelle 3: Anzahl der Ursache-Wirkungsbeziehungen in Bezug auf vier EG-WRRL-relevante Biokomponenten für Methodik, Aussagequalität und abgedeckte Zeiträume

	Fische	Makrozoobenthos	Makrophyten / Phytobenthos	Phytoplankton
Methodik				
Datenanalyse	-	6	-	2
Dauerbeobachtung	-	-	2	-
Experiment	1	3	1	2
Fließrinnenexperiment	-	12	4	-
Freilandstudie	49	109	49	7
Genetische Analyse	-	6	-	-
Laborstudie	2	22	-	7
Lebenszyklustest	-	31	-	-
Literaturstudie	3	1	-	-
Mesokosmen	-	15	3	-
Metaanalyse	1	-	-	-
Mikrokosmen	-	1	-	3
Modellierung	11	5	2	5
Qualität der Aussage				
Qualitativ	56	172	49	21
Quantitativ	11	39	12	5
Zeitraum				
bereits erfolgte Veränderungen	57	202	59	19
Veränderungen bis 2027	-	-	-	-
Veränderungen bis 2050	5	4	-	1
Veränderungen bis 2100	4	3	-	6
k.A.	1	2	2	-

4.1.2 Direkte und indirekte Klimaveränderungen

Grundlage zur Abschätzung des zukünftigen Klimas sind die sog. Klimaprojektionen, die auf Szenarien der zukünftigen ökonomischen, sozialen, politischen und technischen Entwicklung der Welt basieren. Sie unterscheiden sich durch die Annahme einer ökonomisch (A-Szenarien) oder ökologisch (B-Szenarien) orientierten Welt, sowie nach einer global (1er-Szenarien) oder regional (2er-Szenarien) handelnden Welt. Im Umweltatlas Hessen (HLUG 2010) kommen die folgenden Szenarien zur Anwendung:

- **A1B:** Eine ökonomisch orientierte, globalisierte Welt, in der eine starke Technologieentwicklung stattfindet und in der sich durch die Globalisierung diese Technologien rasch in weite Teile der Welt verbreiten.

- **A2:** Eine ökonomisch orientierte, regional handelnde (also nicht globalisierte) Welt, in der eine starke Technologieentwicklung stattfindet, in der sich diese Technologien nur langsam in andere Weltregionen verbreiten.
- **B1:** Eine ökologisch orientierte, globalisierte Welt.

Die vorliegende Studie geht von bereits erfolgten bzw. zukünftigen Veränderungen des Klimas aus, wie sie z.B. vom IPCC (2007) oder in regionalisierter Form vom HLUG (HLUG 2010, Umweltatlas Hessen online: <http://atlas.umwelt.hessen.de/atlas/>) beobachtet und projiziert werden. Während es im Winter wärmer und feuchter wird, sollen die Sommer wärmer und trockener ausfallen (Tabelle 4).

Dabei ergeben sich erhebliche saisonale Unterschiede zwischen Sommer und Winter, die ökologisch relevant sein können, z.B. im Hinblick auf die für Fischregionen relevante Temperaturamplituden (Tabelle 5). Für den Zeitraum 2071-2100 werden dabei höhere Temperaturen projiziert (2,0 – 3,9°C) als für 2031-2060 (0,6 – 2,3°C). Die Ergebnisse der Szenarien A1B, A2 und B1 unterscheiden sich dabei erheblich, die Temperaturzunahme fällt für beide Zeiträume in allen drei Szenarien aber im Winter größer aus.

Tabelle 4. Mittelwerte der Zunahme der Jahresmitteltemperatur (°C) für die Zeiträume 2031 – 2060 und 2071 – 2100 im Vergleich zu 1971 – 2000 über das gesamte Gebiet von Hessen (Quelle: Umweltatlas Hessen).

Emissionsszenarien	Modell (°C)			Minimum (°C)	Maximum (°C)
	WETTREG	REMO	CCLM		
2031-2060					
A1B	1,2	1,3	1,3		
A2	1,3	1,4			
B1	0,8	0,7	0,8	0,7	1,4
2071-2100					
A1B	2,3	3,1	3,1		
A2	2,1	3,0			
B1	1,8	2,0	2,1	1,8	3,1

Tabelle 5. Auswahl der saisonalen Änderung der Temperatur (°C) für verschiedenen Szenarien und Jahreszeiten als Mittelwert über vorliegenden Projektionen (aus Umweltatlas Hessen) und Differenz Winter-Sommer ($\Delta_{DJF-JJA}$). Sommer = Juni, Juli, August (JJA) und Winter = Dezember, Januar, Februar (DJF).

Emissionsszenarien	2031-2060 (°C)			2071-2100 (°C)		
	Sommer (JJA)	Winter (DJF)	$\Delta_{DJF-JJA}$	Sommer (JJA)	Winter (DJF)	$\Delta_{DJF-JJA}$
A1B	1,2	1,8	0,6	3,0	3,9	0,9
A2	1,3	2,3	1,0	2,5	3,8	1,3
B1	0,6	1,3	0,7	2,0	2,8	0,8
Durchschnittswerte	1,0	1,8	0,8	2,5	3,5	1,0

Als Folge der Temperatur-/Niederschlagsveränderungen wird auch auf eine Verschiebung des hydrologischen Regimes geschlossen, d.h., im Winter werden häufigere und stärkere Hochwasserereignisse und im Sommer verstärkt Niedrigwassersituationen erwartet (HLUG 2008). Dieser Teil der Wirkungsketten ist auch in der Datenbank mit etwa 25% der belegten Wirkungszusammenhänge gut dokumentiert. Eine Lücke klafft jedoch bei der Verbindung zwischen klimatischen und hydrologischen Faktoren und den sich in Folge verändernden Parametern des aquatischen Lebensraumes – es gibt z.B. nur 12 Studien zur Veränderung der physikochemischen Bedingungen durch den Klimawandel, und auch die Verbindung zwischen klimabedingten Veränderungen der Hydrologie und der Morphologie ist nicht dokumentiert. Die hohe Anzahl der dokumentierten physiko-chemischen Wirkungsbeziehungen sind auf umfangreiche ökotoxikologische Studien zurück zu führen, die aber einen eher wenig ausgeprägten Bezug zum Klimawandel haben. Auch Studien, die sich mit anthropogenen Veränderungen befassen, die den projizierten Veränderungen durch den Klimawandel gleichen, wie Restwasserdotierungen oder die Auswirkungen von Wärmeeinleitungen, sind in nur geringem Umfang enthalten.

Die folgenden Zusammenfassungen zu möglichen Auswirkungen auf Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten/Phytobenthos und Phytoplankton wurden entweder gemäß verfügbarer Literatur – dann mit Angabe von möglichen Referenzen – oder aus Expertenwissen zusammengestellt.

4.1.3 Auswirkungen auf Fische

In Abbildung 2-A sind die Parameter zusammengefasst, die Veränderungen in der Fischgemeinschaft erklären oder sich auf einzelne Fischarten beziehen. Temperaturänderungen als direkte Folge des Klimawandels werden durch insgesamt 13 Wirkungsketten belegt (Temperatur, Wassertemperatur und Wassertemperatur_Maximum). Diese beschreiben vor allem ein vermehrtes Fischsterben als Folge von höheren Wassertemperaturen (Reinartz et al. 2007) und Trockenperioden sowie ein vermehrtes Auftreten von Krankheiten, z.B. Proliferative Nierenkrankheit bei Bachforellen (Burkhardt-Holm 2009) und die Rotaalseuche (IKSR 2004). Gut belegt ist die generelle Reduktion an Kaltwasserarten (kaltstenotherm) (Buisson et al. 2008, Mehlig & Rosenbaum-Mertens 2008), wohingegen Warmwasserarten (warmstenotherm) und tolerante Arten (eurytherm) die Fähigkeit zugesprochen wird, neue geeignete Abschnitte kolonisieren zu können. Einige Referenzen beschreiben eine Verschiebung von Forellenpopulationen flussaufwärts in den letzten zwei Jahrzehnten. Generell ist die Verschiebung von Salmoniden (Familie der forellenartigen Fische) zu Cypriniden (Familie der karpfenartigen Fische) als Folge der höheren Wassertemperaturen bekannt (z.B. Graham & Harrod 2009, Buisson & Grenouillet 2009). Eurytherme Cypriniden können bei sich erwärmenden Wassertemperaturen flussaufwärts wandern, wohingegen Salmoniden zurückgedrängt werden.

Es ist zu beachten, dass sich der Hauptteil der Zitate mit artspezifischen Auswirkungen beschäftigt, d.h., die meisten Referenzen beziehen sich in ihrem Thema auf eine spezielle Art.

Die Effektrichtung ist zu zwei Dritteln als negativ eingestuft worden, d.h., der Hauptteil der gefundenen Referenzen beschreibt einen negativen Effekt des Klimawandels bzw. indirekter

Einflüsse auf die Biokomponente Fische. Des Weiteren geben über 80% der Wirkungsketten kategorische Ergebnisse in Form von Tendenzen an.

Die sieben Referenzen, die sich mit zukünftigen Auswirkungen des Klimawandels auf Fische anhand von Prognosemodellen beschäftigen, haben ebenfalls die Einflüsse von Temperaturänderungen zum Thema. So wird auch zukünftig bis zum Jahr 2100 mit einer längszonalen Verschiebung der Fischregionen in Quellrichtung zu rechnen sein. Dies führt zu Konkurrenz mit dort vorhandenen Kaltwasserarten. Laut einem Modell für die Verbreitung diadromer Fische aus Europa, Nordafrika und dem Mittleren Osten sind Temperatur und/oder Niederschlag die entscheidenden witterungsbedingten Faktoren für deren Verbreitung (Lassalle & Rochard 2009). Allerdings kann die Durchgängigkeit die Verbreitung von Fischen in erheblichem Maße beeinflussen, z.B. durch Stauanlagen oder einfache Abstürze. Nach Kolbinger (2002) behindern bereits Abstürze von 0,5m bei Mittelwasserabfluss die meisten Fischarten beim Aufstieg.

Insgesamt sind mit neun von insgesamt 67 Wirkungsbeziehungen nur wenige zukünftig zu erwartende Änderungen bezüglich der Fischgemeinschaften in Mitteleuropa beschrieben, so dass hier weiterer Forschungsbedarf besteht. Nach einer umfangreichen Modellierung der Fischdiversität aus Frankreich ist von einem generellen Anstieg in der Diversität auszugehen, wobei sich die Artenzusammensetzung ändern wird (vor allem in Ober- und Mittellauf von Gewässern) und kaltstenotherme Salmoniden durch eurytherme Cypriniden verdrängt werden (Buisson & Grenouillet 2009). Gleichzeitig sagen die Autoren zukünftige Vereinheitlichung der Fischgemeinschaft voraus. Populationen der Oberläufe werden sich dabei mehr differenzieren (wobei manche Arten lokal aussterben), wohingegen Populationen im Mittel- und Unterlauf sich durch Einwanderung ähnlicher Arten mehr homogenisieren werden. Weitere Effekte könnten sich z.B. durch die Verschiebung der Laichzeitpunkte, der Laichplätze, bei der Gonadenreifung, Ei- und Larvenentwicklung bis hin zu Änderungen der Abundanzen ergeben (pers. Komm. A. Kolbinger, *Bayerisches Landesamt für Umwelt*), konnten aber nicht mit der (regionalen) Literatur belegt werden.

Im Projekt FishClim in Österreich wurden in einer Modellierung die Auswirkungen der Klimaveränderungen auf die Fischfauna explizit prognostiziert (Schmutz et al. 2004). Das Modell sagt eine Verschiebung in der Artenzusammensetzung der Fischfauna und eine längszonale Verschiebung der Fischregionen nach flussaufwärts voraus. Somit würden einige Fischarten wie die Äsche und die Bachforelle nach flussaufwärts zurückgedrängt. Besonders stark könnte hier der Lebensraum für die Äsche verringert werden. Die Ausbreitung flussaufwärts wird durch Gewässerdimension, Abfluss, Gefälle und andere Faktoren begrenzt.

Neben der Temperatur ist auch der Abfluss als eine Ursache für Änderungen in der Fischgemeinschaft aufgeführt. So wird vorhergesagt, dass ein reduzierter Abfluss bis zu 75% der lokalen Fischdiversität bis 2070 auslöschen kann – diese Wirkungskette ist jedoch nur durch eine Referenz belegt (Xenopolous et al. 2005).

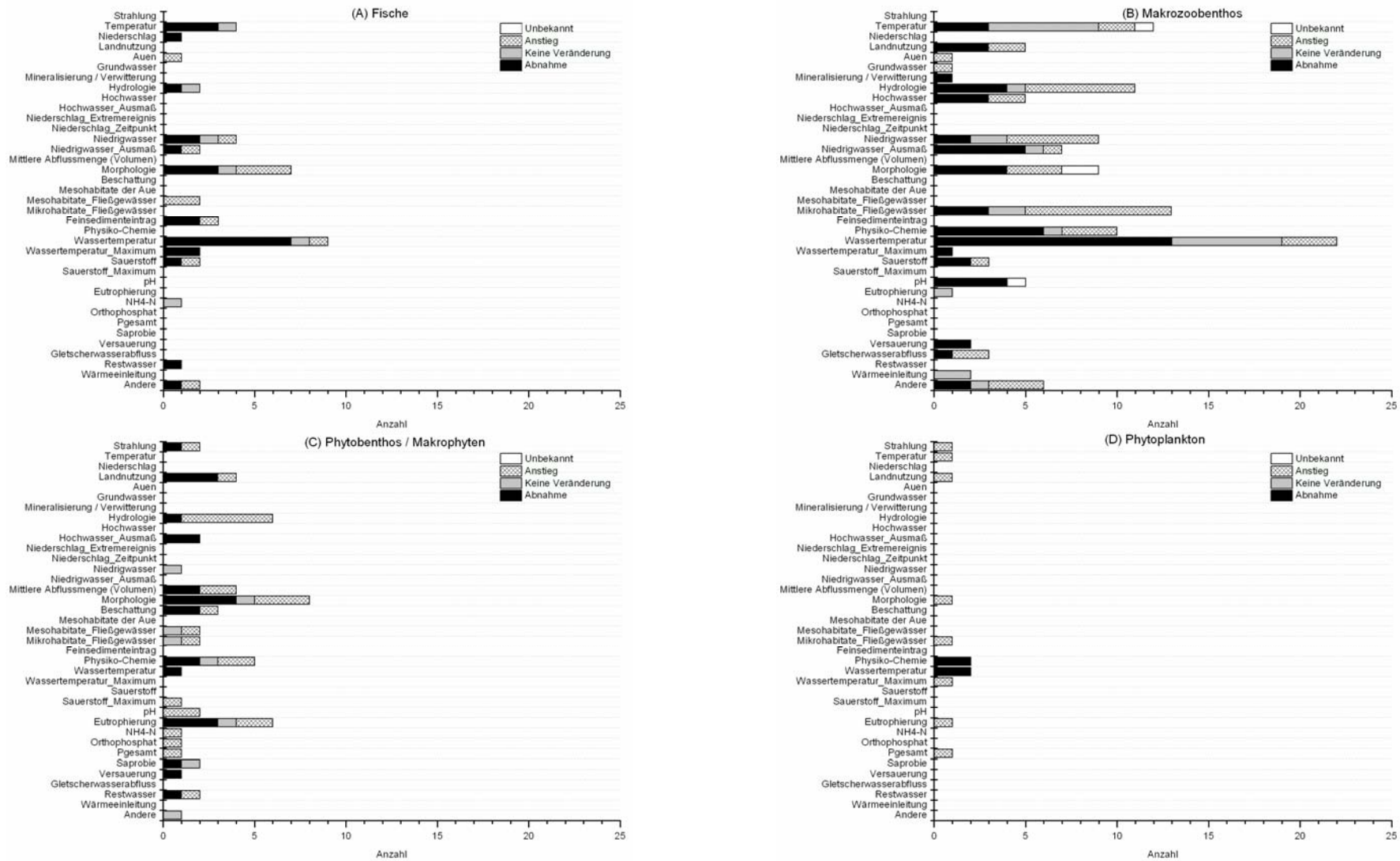


Abbildung 2: Anzahl der Wirkungsbeziehungen und deren Effektrichtung auf die vier EG-WRRL-relevanten Biokomponenten in Abhängigkeit von den wirkenden Faktoren. Beispiel: in der Organismengruppe „Fische“ wurde für den Parameter „Wassertemperatur“ sieben Mal ein negativer Einfluss dokumentiert, z.B. lösten hohe Temperaturen Fischsterben aus, oder es wurde eine Verschiebung der Fischgemeinschaft in Quellrichtung, verbunden mit Stress der dort vorhandenen Kaltwasserarten prognostiziert oder zunehmende Krankheiten. Im Gegensatz dazu könnten südliche, thermophile Fischarten vom Klimawandel profitieren, d.h., ein Anstieg wurde dokumentiert. Uneindeutige oder hoch variable Resultate wurden in der Kategorie „keine Veränderung“ geführt.

4.1.4 Auswirkungen auf Makrozoobenthos

Über 120 Wirkungsbeziehungen wurden in Bezug auf Makrozoobenthos beschrieben. Rund 75 zusätzliche Wirkungsbeziehungen befassten sich mit Auswirkungen von toxischen Substanzen und Pestiziden. Bei diesen aufgenommenen Studien handelte es sich primär um ökotoxikologische oder pharmazeutische Studien, die vor allem indirekte Wirkungsbeziehungen wahrscheinlich erscheinen lassen, z.B. eine potenzielle Wirkungsverstärkung durch geänderte Landnutzung, vermehrte Abschwemmung bei Starkregenereignissen, verschiedene Bepflanzungsintensitäten, gestiegene Temperaturen oder Prozesse innerhalb von Nahrungsketten (Dawo 2005, Gebauer 2007, Schirling 2005, Sutter 2000, Wirzinger 2008, Bauer 2001). Eine detaillierte Betrachtung würde den Rahmen der vorliegenden Studie sprengen, so dass diese Parametergruppe nicht weiter berücksichtigt wurde. Von den verbleibenden 130 Beziehungen gehen 46% von einem negativen Einfluss auf das Makrozoobenthos aus (Abbildung 2-B), z.B. bedingt durch den Rückgang sensitiver oder strömungsliebender (rheophiler) Arten (Beckmann 2002), Veränderung der Länge des flussaufwärtsgerichteten Kompensationsfluges oder entstehenden Konkurrenzdruck durch Neozoenetablierung (Schöll 2007, Groß 2003). Zunahmen innerhalb der Wirkungsbeziehungen werden für 35% der Beziehungen beschrieben, z.B. durch gestiegene Abundanzen von Chironomiden, Gammariden oder dem häufigeren Auftreten wärmeliebender Arten, z.B. *Physella acuta*, *Dugesia tigrina* (LUBW 2004, Daufresne et al. 2007). Es ist anzunehmen, dass diese Zunahmen in der Regel jedoch eine Verschlechterung des ökologischen Zustandes in einem Gewässerabschnitt bewirken. Für 20% der Wirkungsbeziehungen war keine Aussage zur Wirkung möglich oder die Wirkung war stark variabel und nicht abschätzbar. Am häufigsten wurden die Wirkungen auf klimawandelbedingten Anstieg von Wassertemperaturen, Veränderungen der hydrologischen Gegebenheiten und Veränderungen in Habitaten zurückgeführt.

Nur sieben Wirkungsbeziehungen beschreiben zukünftig zu erwartende Qualitätsänderungen beim Makrozoobenthos, diese basieren auf Modellierungsergebnisse und Freilandstudien und sagen zumeist einen negativen Einfluss auf das Makrozoobenthos voraus. Als Gründe hierfür werden z.B. aufgeführt, dass

- erhöhte Winterwassertemperaturen zum vorzeitigen Abbruch eines Ruhestadiums oder zu veränderten Entwicklungszeiten führen (Mehlig & Rosenbaum-Mertens 2008; Fischer 2003, Ladewig 2004)
- mehr Generationen pro Jahr auftreten (gestiegener Voltinismus; Braune et al. 2008)
- bei extrem heißen Sommertemperaturen mit Muschelsterben gerechnet werden muss, wie im Sommer 2003 aufgetreten (LUBW 2004)
- eine Verschiebung der Lebensgemeinschaften entlang des Fließgewässerlängsverlaufes auftritt, mit der Gefahr der „Gipfelfalle“ für kaltstenotherme Organismen (bedingt durch die natürliche obere Begrenzung von Bergregionen bei höher gelegenen Ausweichregionen) (Cordellier 2009, Lorenz & Graf 2008).

Hinsichtlich des Makrozoobenthos werden kleinere Gewässer als besonders gefährdet eingeschätzt, besonders in Regionen mit geringem Niederschlag, wenn Austrocknungsgefahr besteht.

4.1.5 Auswirkung auf Makrophyten / Phytobenthos

Für die Biokomponente Makrophyten / Phytobenthos haben weniger der direkte Einfluss sich ändernder Wassertemperaturen als indirekte Einflüsse wie Morphologie, Hydrologie und Landnutzung einen hohen Erklärungsanteil an einer sich verändernden Gemeinschaft (Abbildung 2-C). So erschweren strukturelle Defizite und Verbau der Sohle oder des Ufers das Aufkommen von Gefäßmakrophyten, rheophile Moose profitieren hingegen in manchen Fällen von einem technischen Verbau (Meilinger 2003). Strömungsberuhigte Bereiche und Flachwasserzonen stellen wichtige Lebensräume vor allem für Helophyten dar (Meilinger 2003).

Als weiterer, stark strukturierender Faktor werden das Abflussgeschehen und der damit verbundene Geschiebetransport angesehen. Vor allem bei Hochwasser wird in erhöhtem Maße Sediment bewegt, was sich sowohl auf das Phytobenthos wie auf Makrophyten negativ auswirkt (Sailer 2005, Ibsch 2004).

Bei einer Trockenperiode wie z.B. im Sommer 2003 und einer damit einhergehenden Zunahme der Wassertemperatur wurde eine starke Zunahme sowohl des Phytoplanktons als auch der Makrophyten beobachtet (BfG 2006). Vor allem Diatomeen vermehrten sich stark. Als weitere Nebeneffekte traten biogene Entkalkung (Kristallisation und Fällung von Calciumkarbonat durch Verschiebung des Gleichgewichts von gelöstem Calciumhydrogenkarbonat und Kohlensäure) und Schaumbildung durch den sich stark ändernden Sauerstoffhaushalt im Gewässer auf. Neben der Verkräutung der Gewässer muss auch von einer starken Zunahme von Blaualgen ausgegangen werden (IKSR 2004).

Für Makrophyten / Phytobenthos machte keines der relevanten Zitate eine Aussage über zukünftige Änderungen bis zu den Jahren 2027, 2050 oder 2100. Man kann jedoch unter verschiedenen Szenarien von unterschiedlichen Reaktionen der Makrophyten und des Phytobenthos ausgehen. Durch stärker schwankende Wasserstände werden z.B. Pflanzen, die amphibisch vorkommen, begünstigt (Amphiphyten). Auch Arten, die in Flachwasserzonen vorkommen können, könnten vom Klimawandel profitieren (mdl. Mitteilung v.d. Weyer, *lanaplan*). Dies spiegelt sich auch in der Effektrichtung wider: positive und negative Auswirkungen halten sich in etwa die Waage.

4.1.6 Auswirkungen auf Phytoplankton

Für die Biokomponente Phytoplankton wurden insgesamt nur 12 Wirkungsbeziehungen beschrieben (inklusive toxische Substanzen / Pestizide: 21), knapp 60% davon beschreiben „positive“ Auswirkungen im Sinne einer Verbesserung der Lebensbedingungen des Phytoplanktons (Abbildung 2-D), die in der Regel allerdings eine Abnahme der ökologischen Qualität bewirken. Hier sind z.B. die Zunahme der Biomasse (Weidendorfer 2008, Ducharne 2008) oder eine vermehrte Algenentwicklung durch reduzierte Muschel-Filtrierleistung bei hohen Temperaturen (Christmann 2007) genannt. Als Gründe werden u.a. die Verlangsamung der Fließgeschwindigkeit (Wagenschein 2006), eine zunehmende Photosyntheseleistung durch erhöhte Nährstoffgehalte oder erhöhte Temperaturen genannt (Zebisch et al. 2005). Ein Experiment zeigte aber auch, dass Temperaturerhöhung einen

negativen Einfluss auf die Phytoplankton-Biomasse, die mittlere Zellgröße und den Anteil an Mikroplankton-Diatomeen haben kann und damit über die Nahrungskette einen geringeren Energietransfer von Primärproduzenten zu Fischen erwarten lässt (Sommer & Lengfellner 2008).

Nur sieben Wirkungsbeziehungen beschreiben zukünftig zu erwartende Qualitätsänderungen; diese basieren ausschließlich auf Modellierungsergebnissen und sagen zumeist eine Zunahme z.B. der Chlorophyll-Konzentrationen voraus, bedingt durch geringere Abflüsse, gestiegene Temperaturen und Eutrophierungsprozesse (Wagenschein 2006, Stadthagen 2007, Ducharne et al. 2007, Quiel et al. 2008, Zebisch et al. 2005). Es wird davon ausgegangen, dass trophische Belastungen durch Extremereignisse (Niederschlag, Abfluss) und damit verbundenem erhöhten Eintrag von Nährstoffen aus der Fläche verstärkt werden.

4.2 Bewertung und Überarbeitung der Wirkungsketten

Auf Grundlage der Literaturrecherche und aus Ergebnissen eines im Rahmen des KLIWA-Projektes durchgeführten Expertenworkshops lassen sich Ergänzungen und Änderungen bei den Wirkungsketten ableiten (Anhänge A-C). Generell erwies sich die Literaturrecherche als nützlich, um prinzipielle Grundmuster zu identifizieren, nicht jedoch zur Beschreibung durchgehender Wirkmechanismen. Hierfür sind vor allem die Ursache-Wirkungs-Lücken zwischen Hydrologie und Morphologie sowie Klimawandel und Physiko-Chemie verantwortlich. Mögliche biotische Interaktionen, wie z.B. Nahrungsnetze, Verschiebungen in ihnen oder match-mismatch-Phänomene, müssten eigentlich berücksichtigt werden (Berg et al. 2010), doch da sie in der Literatur kaum angesprochen sind, wurden sie noch nicht in die Wirkungsketten mit aufgenommen. Übereinstimmend für alle Organismengruppen stellte es sich in der Literaturrecherche als schwierig heraus, die Informationen bestimmten Fließgewässertypen zuzuordnen, da die meisten Arbeiten entweder artspezifische Beschreibungen oder generelle Modellierungen beinhalteten. Aus der Literatur lassen sich demnach keine Fließgewässertyp-spezifischen Wirkungsketten extrahieren. Es lassen sich jedoch für Gruppen von Fließgewässertypen bestimmte Faktorengruppen beschreiben, die eine Erarbeitung von Wirkungsketten in Bezug auf die längszonale Lage (Ober-, Mittel-, Unterlauf) zulässt.

4.2.1 Wirkungskette „Oberlauf“

z.B. Fließgewässertyp 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche

In den Oberläufen der Gewässer haben die mit der Lufttemperatur verbundenen Verdunstungsprozesse sowie saisonale Veränderungen des Temperatur- und Wasserhaushaltes einen großen Einfluss. Der prognostizierte Anstieg der Wassertemperatur wirkt sich durch die relativ hohen Fließgeschwindigkeiten nur gering auf den Sauerstoffhaushalt aus. In den Oberläufen stellt das Abflussregime (durch Schnee (nival) oder durch Regen (pluvial) gespeist) eine entscheidende Steuergröße dar. Negative Auswirkungen auf Mikrohabitate, Interstitial (der Lebensraum des Kies-

und Sandlückenbereiches unterhalb der Gewässersohle) und Sedimenteintrag sind bei regional veränderten Niederschlags- und Abflussbedingungen möglich.

Die Veränderungen wirken sich vermutlich am deutlichsten auf das Makrozoobenthos und die Fischfauna aus, da beide Gruppen empfindlich auf Erwärmungen und Austrocknung reagieren. Dies gilt insbesondere für Bäche und kleine Flüsse, die eine höhere Anzahl an kalt-stenothermen Arten aufweisen, aber auch für feinsedimentreiche kleine Gewässer (FG-Typ 5.1) mit kalt-stenothermen Pflanzenarten.

4.2.2 Wirkungskette „Mittellauf“

z.B. Fließgewässertyp 9: Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse

Zu den Mittelläufen waren die wenigsten Informationen verfügbar. Auf Grund häufig intensiver Landnutzung spielt Eutrophierung eine Rolle, die sich auf Grund des Klimawandels durch vermehrte Extremereignisse (Niederschlag, Abfluss) und nachfolgende Erosions- und Abschwemmungsprozesse noch verstärken dürfte. Höhere Winterabflüsse führen zu höheren Sedimentfrachten und geringe Abflüsse im Sommer sind mit dann höheren Temperaturen verbunden. Höhere Temperaturen könnten die Etablierung von Neozoen begünstigen, die bisher eher in den mündungsnahen Bereichen vorkamen und können sich zu einer thermischen Barriere für wandernde Fischarten (z.B. Lachs, Meerforelle, Maifisch) entwickeln. Der Klimawandel dürfte im Mittellauf bei den Fischen besonders deutliche Auswirkungen zeigen, indem in den Bereichen der Äschenregion (Hyporhithral) / der Barbenregion (Epipotamal) (sommerkühl / leicht sommerwarm) die kaltstenothermen Arten wegfallen und nur eurytherme Arten übrig bleiben. Von der zunehmenden Eutrophierung dürften vor allem die Makrophyten „profitieren“ (bis hin zu starker Verkrautung), wobei hiermit häufig eine Abnahme der ökologischen Qualität verbunden ist.

4.2.3 Wirkungskette „Unterlauf“

z.B. Fließgewässertyp 10: Kiesgeprägte Ströme

Bedingt durch die vielfältig wirkenden Faktoren und Nutzungen in großen Einzugsgebieten stellen sich die Wirkungsbeziehungen in den Unterläufen der Fließgewässer komplexer dar als in den Ober- und Mittelläufen. Eindeutige Reaktionen in eine Richtung (Verstärkung/Abschwächung) können oft nicht abgeleitet werden, da bei Untersuchungen häufig gegensätzliche Phänomene beobachtet wurden. Direkte Effekte des Klimawandels, wie z.B. Temperaturerhöhungen, treten in ihrer Bedeutung hinter komplexe Phänomene zurück, die durch aktuelle „Startbedingungen“ (z.B. Stoffkonzentrationen) und deren Saisonalitäten sowie eine stärkere Vernetzung im Fluss-Auen-Gefüge oder anthropogene Nutzung gesteuert werden. Im Gegensatz zu den Ober- und Mittelläufen ist vor allem in staugeregelten Abschnitten der mögliche Sauerstoffmangel ein wichtiger Faktor.

In den Unterläufen sind in größerem Maße die pflanzlichen Biokomponenten durch klimatische Veränderungen betroffen, z.B. durch intensivere Strahlungseinwirkung und Stoffeinträge. Die Verschiebung des Zeitpunktes von Hochwasserabflüssen hat Einfluss auf das Makrophyten-Wachstum, in dem z.B. Bestandsverringerung bis hin zu Räumung erfolgt. Zudem wird seit einigen

Jahren, durch Schifffahrt und anthropogen bedingte Veränderungen der ursprünglichen Lebensgemeinschaften verstärkt, eine erhebliche Veränderung durch einwandernde Neobiota beobachtet, so dass biologische Wechselwirkungen abiotische Effekte überlagern können.

5 Abschätzung der Betroffenheit

5.1 Methodisches Vorgehen

Da bislang noch nicht untersucht wurde, welche Auswirkungen klimatische Veränderungen auf den ökologischen Zustand von Fließgewässern haben, sollte dies für verschiedene Organismengruppen anhand einer Vulnerabilitätsabschätzung beleuchtet werden. Die Vulnerabilitätsabschätzung sollte dabei die projizierten, klimawandelbedingten Veränderungen in den Lebensräumen der aquatischen Organismen reflektieren. Als problematisch stellten sich jedoch fehlende konkrete, detaillierte oder allgemeingültige Angaben zu Auswirkungen des Klimawandels auf die jeweiligen Organismengruppen heraus. Im Gegensatz zu den weit entwickelten klimatischen oder hydrologischen Modellen musste daher auf ein konzeptionelles Modell zurück gegriffen werden, das auf der Annahme plausibler Veränderungen beruht. Diese Annahmen hinsichtlich möglicher Veränderungen basierten auf der durchgeführten Literaturstudie und Experteneinschätzung und umfassten jeweils zwei Szenarien (als S1 und S2 bezeichnet), die unterschiedliche Intensitäten des Klimawandels reflektieren, z.B. im Sinne der beiden Projektionszeiträume (2031-2060 und 2070-2100) oder der üblicherweise verwendeten A/B-Szenarien. Letztlich führt dieses Vorgehen zu einer Modifikation der ursprünglichen (hier mit S0 bezeichnete) Artenlisten, z.B. durch Verringerung der Abundanzen bis hin zum Streichen von kaltstenothermen Arten der Oberläufe oder von Oligotrophie-indizierenden Taxa. Diese veränderten Artenlisten wurden mit den Standardbewertungsverfahren zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie ausgewertet, um Auswirkungen auf den ökologischen Zustand abzuschätzen.

In Abhängigkeit der betrachteten Organismengruppen wurden die potenziellen Auswirkungen des Klimawandels in zwei unterschiedlichen Ansätzen verfolgt: für die Organismengruppen Fische, Makrozoobenthos und Makrophyten wurde primär die projizierte Temperaturveränderung berücksichtigt und für die Organismengruppen Diatomeen und Phytoplankton wurde eine (klimabedingte) veränderte Nährstoffsituation angenommen. Die Taxalisten wurden basierend auf den ökologischen Eigenschaften der jeweiligen Arten verändert, diese waren: der Fischregionsindex FRI (Fische), Einstufung der längszonalen Präferenz (Makrozoobenthos), Temperaturzahlen nach Ellenberg (Makrophyten), Trophiewert (Diatomeen) sowie der typspezifische Indexwert Potamoplankton. Jeweils zwei, in ihrer Auswirkung zunehmende und damit die möglichen Folgen des Klimawandels repräsentierende Szenarien, wurden in einem vorbereitenden Termin mit dem Fachzentrum Klimawandel und dem Dezernat Gewässerökologie des HLUg abgestimmt. Die Details der durchgeführten Veränderungen werden in den jeweiligen Kapiteln der Organismengruppen genauer erläutert.

Für die Auswertung wurden vom Dezernat Gewässerökologie Daten für alle Biokomponenten aus dem Monitoring in Hessen für die Wasserrahmenrichtlinie ausgewählt und bereit gestellt (Tabelle 6). Die Analysen wurden auf zwei Ebenen durchgeführt, zum einen großräumig für ganz Hessen, zum

anderen für die Fulda. Großräumig wurde dabei ein „Best-of“-Ansatz verfolgt, d.h. all jene Messstellen herausgesucht, welche bei mindestens einer Biokomponente mit *sehr gut* abschneiden (andere Biokomponenten können jedoch am gleichen Untersuchungsbereich ein schlechteres Ergebnis aufweisen). Für die Fulda wurden Messstellen vom Ober- bis Unterlauf (Typ 5, 9 und 9.2) bereit gestellt.

Tabelle 6. Übersicht zu Anzahl und Einstufung der bereit gestellten Datensätze aus Hessen. ÖZK = ökologische Zustandsklasse. „Best-of“ umfasst alle Messstellen, welche bei mindestens einer Biokomponente mit *sehr gut* abschneiden. Der Datensatz „Fulda“ umfasst alle Messstellen für den hessischen Teil der Fulda vom Ober- bis Unterlauf (Typ 5, 9 und 9.2) unabhängig vom ökologischen Zustand.

ÖZK	Makrozoobenthos																								
	Fische					Makrophyten					Diatomeen					Phytoplankton									
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5					
Best-of	14	1				7	8	3	2		3	1	1			5	3	4	2						
Fulda	1	1	8	7	2	1	0	2	3	2	1	1	3	1		0	2	6	3			3			
Σ	15	2	8	7	2	8	8	5	5	2	4	2	4	1	0	5	5	10	5	0	0	3	0	0	0

5.1.1 Fische

Fischarten zeigen natürlicherweise unterschiedliche Verbreitungsschwerpunkte im Längsverlauf der Fließgewässer ("Fischregionen"). Die mittlere Präferenz einer Art für eine bestimmte Fließgewässerregion wird z.B. durch den artspezifischen Fischregionsindex (FRI) beschrieben (Schmutz et al. 2004; Tabelle 8). Der Fischregions-Gesamtindex (FRI_{ges}) ist ein Maß dafür, welche Fischregion die nachgewiesene Fischartengemeinschaft repräsentiert, allerdings nicht ein Maß für die Temperaturtoleranz der einzelnen Art und bildet daher diese auch nur indirekt und vor allem eingeschränkt ab. Der FRI_{ges} kann Werte zwischen 3,50 (Forellenregion) und 7,75 (Kaulbarsch-Flunderregion) annehmen und geht als Bewertungsmetric im Fischbewertungssystem fiBS in die Gesamtbewertung ein.

Im Projekt FishClim konnte für Gewässer in Österreich eine positive Korrelation des Fischregionsindex (im Gegensatz zum dt. FRI wird die Kaulbarsch-Flunderregion nicht berücksichtigt) mit der Entfernung zur Quelle, Gewässerbreite, Einzugsgebietsgröße und der Wassertemperatur nachgewiesen werden (Schmutz et al. 2004). Das dort entwickelte Regressionsmodell zeigt eine Verschiebung in der Artenzusammensetzung, die auf eine längszonale Verschiebung der Fischregionen flussaufwärts zurückgeht. Aufgrund dieser Korrelation wurde der FRI_{ges} als Faktor für die Vulnerabilitätsabschätzung ausgewählt.

Es wurde geprüft, ob ein ähnliches Regressionsmodell für Hessen entwickelt werden kann und ob somit verfügbare Wassertemperaturdaten aus Hessen als Grundlage für die Vulnerabilitätseinschätzung verwendet werden können. Aus einem fünf Jahre und 3554 Einträge umfassenden Datensatz des HLUG aus den Fließgewässertypen 5 und 9 wurde ein Modell des Jahresganges der Fließgewässertemperaturen erstellt (Abbildung 3, Tabelle 7).

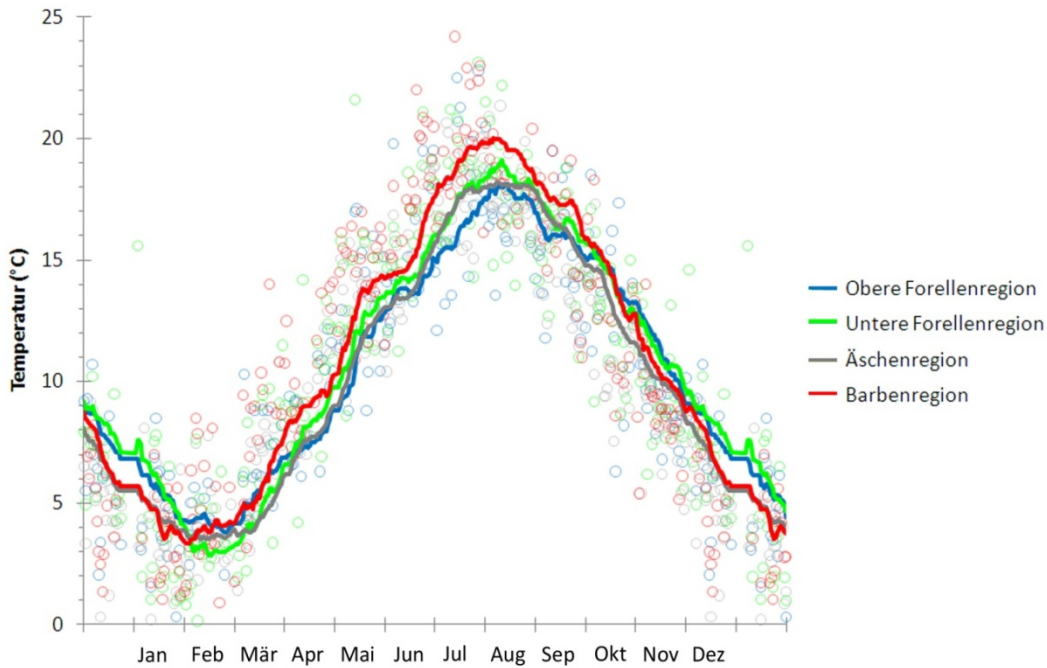


Abbildung 3. Modell der Jahrestemperaturverläufe in vier Fischregionen hessischer Fließgewässer, basierend auf individuellen Einzelmessungen verschiedener Jahre (HLUG, A. Sundermann, unveröffentlichte Daten).

Tabelle 7. Mittelwerte der Fließgewässertemperaturen aus Abbildung 3. Januar / Februar und Juli / August waren die jeweils beiden kältesten und wärmsten Monate die üblicherweise zur Berechnung der Temperatur-Amplitude in Gewässern herangezogen werden.

	Obere Forellenregion	Untere Forellenregion	Äschenregion	Barbenregion
Januar / Februar (°C)	4,3	3,7	3,8	4,0
Juli / August (°C)	17,3	18,0	17,7	19,1
Amplitude (°C)	13,0	14,3	13,9	15,1
Jahresmitteltemperatur (°C)	10,9	11,3	10,8	11,7

Aus Abbildung 3 und Tabelle 7 wird deutlich, dass die Temperaturen in den vier Fließgewässerregionen sich zwar in der zeitlichen Lage und Höhe ihrer Maxima und Minima unterscheiden, wenig jedoch hinsichtlich mittlerer Temperaturen im Winter (Januar / Februar) und Sommer (Juli / August) oder auf die Jahresmitteltemperatur bezogen. Ein Grund hierfür wird in dem sehr heterogenen Datensatz vermutet. Zum einen enthält er Probestellen unterschiedlicher ökologischer Qualität; zum anderen konnte wegen fehlender Informationen keine tageszeitliche Korrektur berücksichtigt werden, da es sich bei den Messwerten um Einzelmessungen handelt, die

von unterschiedlichen Bearbeitern bei Probennahmen durchgeführt wurden. Entsprechend wurde dieser Ansatz verworfen.

Um diesen Mangel zu beheben, werden derzeit von der Abteilung Hydrologie, Hochwasserschutz des HLUG kontinuierlich messende Temperaturlogger in hessischen Fließgewässern installiert, die in den nächsten Jahren eine geeignete Datenbasis bilden sollten.

Ersatzweise wurden zur Temperaturabschätzung etablierte Temperaturwerte genutzt, wie die von Illies bereits 1961 publizierten Temperaturbereiche der Fischregionen über die (Sommer-) Temperaturen und v.a. die Temperaturamplituden (Tabelle 8).

Tabelle 8. Fließgewässer- und Fischzonierung und charakteristische Sommertemperaturen und Temperatur-Amplituden. Die Temperatur-Amplitude bezieht sich dabei auf die Differenz zwischen den beiden wärmsten (i.d.R. Juli / August) und den beiden kältesten Monaten (i.d.R. Januar / Februar). FRI = Fischregionsindex.

Zone	Fischregion	FRI	Sommer- temperatur (°C)	Temperatur- Amplitude bis... °C
Eukrenal				2
Hypokrenal				5
Epirhithral	Obere Forellenregion	3	< 10	9
Metarhithral	Untere Forellenregion	4	< 10	13
Hyporhithral	Äschenregion	5	< 15	18
Epipotamal	Barbenregion	6	> 15	20
Metapotamal	Brachsenregion	7	~ 20	> 20

Geht man stark vereinfachend von einer direkten Übertragung der Lufttemperatur-Veränderungen (Tabelle 4 und Tabelle 5) auf die Gewässertemperaturen aus, dann wären Fließgewässerabschnitte insbesondere dann von einer Verschiebung der längszonalen Gliederung betroffen, wenn sie in den Grenzbereichen der Zonen-Einteilung liegen. Auf Grund der projizierten Veränderungen um 1,0 °C (2031-2060) bzw. 2,5 °C (2071-2100) in den Sommermonaten und um 1,8 °C (2031-2060) bzw. 3,5 °C (2071-2100) in den Wintermonaten erscheint allerdings eine Verschiebung von mehr als einer Fischregion als unwahrscheinlich. Ausgehend von diesen Temperaturerhöhungen wird vorgeschlagen, auf folgende neue FRI_{ges} -Werte zu schließen: +0,5 Regionen unter Szenario 1 ($S1_{Fisch}$) und +1 Region unter Szenario 2 ($S2_{Fisch}$). Für jede Probenstelle wird auf den bereit gestellten Taxalisten („Szenario 0“: $S0$) der originale FRI_{ges} berechnet (FRI_{ges-S0}), der in einem zweiten Schritt rechnerisch erhöht wird: $FRI_{ges-S1} = FRI_{ges-S0} + 0,5$ und $FRI_{ges-S2} = FRI_{ges-S0} + 1$. Arten, deren FRI-Einstufung nun oberhalb dieses neuen Bereichs liegt, werden in ihrer Abundanz erhöht: unter $S1_{Fisch}$ um 25% und unter $S2_{Fisch}$ um 50%. Arten, deren FRI-Einstufung nun unterhalb dieses neuen FRI-Bereichs liegt, werden gleichermaßen in ihrer Abundanz erniedrigt.

Diese modellhaft erstellten Artenlisten werden zur Abschätzung der Bewertungsveränderung erneut mit der Bewertungssoftware FiBs analysiert (Abbildung 4).

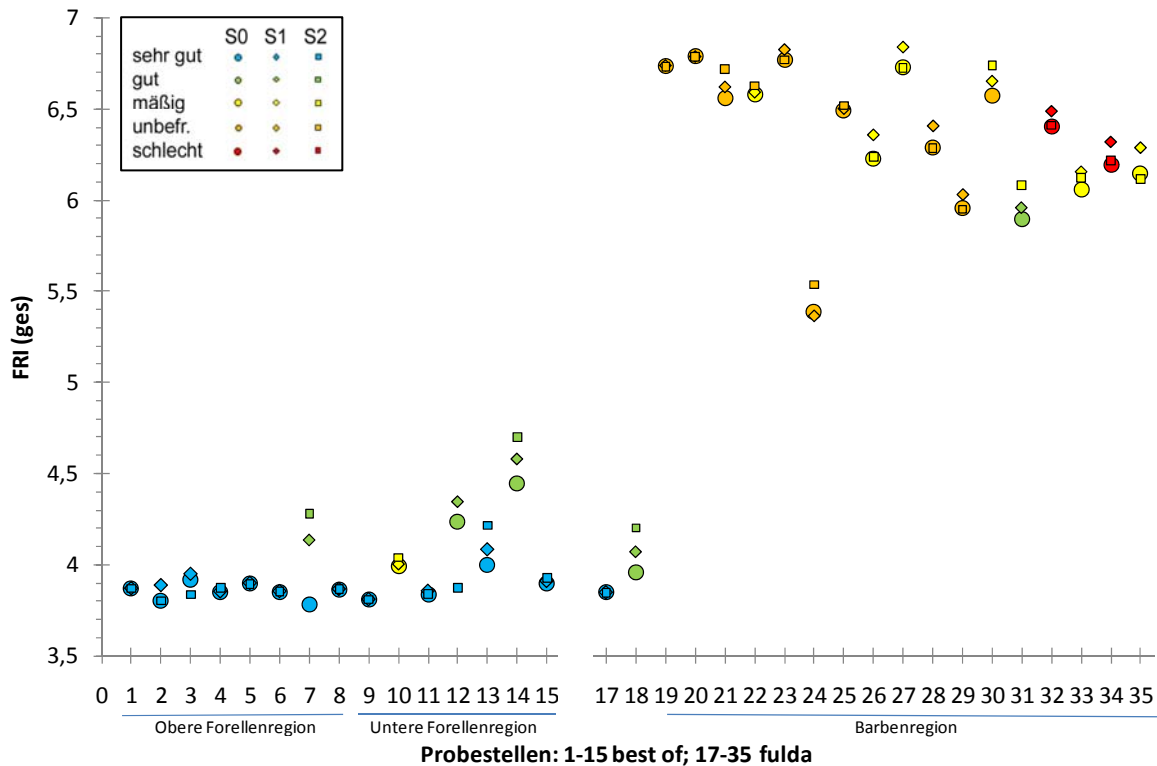


Abbildung 4. Ergebnisse der Vulnerabilitätsabschätzung für Fische. Farbige dargestellt sind die FiBs-Bewertungsergebnisse (ökologischer Zustand), sowie die jeweiligen FRI_{ges} -Werte für originale Taxalisten (S0) und gemäß der Szenarien-Veränderung. Die Probestellen wurden bezüglich ihrer Lage in den Fischregionen angeordnet; Probestellen 17 und 18 der Fulda liegen jeweils in oberer und unterer Forellenregion. Die x-Achsenpositionen 6/7 bezeichnen jeweils eine Probestelle die in 2007 und in 2009 beprobt wurde.

Für alle Abschnitte gilt, dass die Stellen prinzipiell in ihrer jeweiligen Fischregion verbleiben (vergleiche FRI -Werte in Tabelle 8).

Bis auf eine der Probestellen (# 7) der oberen Forellenregion (# 1-8) wurden keine nennenswerten Verschiebungen des FRI_{ges} oder gar der ökologischen Zustandsklasse berechnet. Gemeinschaften in den analysierten Probestellen bestehen v.a. aus Groppen und Bachforellen; an wenigen Stellen kommen noch Bachneunaugen vor. Für Probestellen der unteren Forellenregion sind die erreichten Veränderungen etwas ausgeprägter, einmal verändert sich auch der ökologische Zustand (Probenstelle 12). Neben den prägenden Bachforellen und Groppen kommen an einzelnen Probestellen noch Elritzen, Äschen, Schmerlen und der Aal vor. Ein ähnliches Bild ergibt sich bei den Stellen, die im Verlauf der Fulda liegen (# 17-35): es treten keine Änderungen bei den beiden Stellen der Forellenregionen (17, 18) auf, die noch in *sehr gutem* oder *gutem* Zustand verbleiben. Die Veränderungen des FRI_{ges} der Stellen der Barbenregion fallen ebenfalls gering aus; diese weisen zumeist einen *mäßigen* oder *unbefriedigenden* Zustand auf. Die Szenarienprüfung zeigt zweimal eine Verschlechterung des Zustandes (# 23 und 31) und einmal eine Verbesserung (# 30).

Insgesamt fallen die Veränderungen gering aus, da zwar die jeweiligen Arten durch die Szenarien in der Abundanz reduziert oder vermehrt werden, die relativen Häufigkeiten der Arten bleiben jedoch erhalten; erst bei Totalausfall (oder Hinzukommen) von Fischarten würde der FRI_{ges} eine Veränderung anzeigen. An Probestelle 7, die die stärksten Veränderungen in der oberen Forellenregion durch die Szenarien-Berechnungen zeigt, sind die Abundanzen vergleichsweise gering, insbesondere treten nur wenige Gropfen auf.

Durch die Verschiebung der Fischregionen wird eine Veränderung in der Artenzusammensetzung wahrscheinlich; dies ist jedoch quantitativ kaum abschätzbar. Bei dem vorgestellten Ansatz sind zweierlei Aspekte zu beachten: die zu Grunde liegenden Annahmen sind modellhaft und verändern die Lebensgemeinschaften in verhältnismäßig starrer Form, so dass der FRI_{ges} sich nur dann ändert, wenn Arten ausfallen (oder hinzukämen, was hier allerdings nicht berücksichtigt wurde). Des Weiteren hängt das Vorkommen bestimmter Fischarten nicht nur von der Temperatur, sondern von einer Vielzahl weiterer Faktoren wie Strömungsgeschwindigkeit, Vorkommen von Laichplätzen, fischereiliche Bewirtschaftung, Nahrungsangebot, Physiko-Chemie, Durchgängigkeit und Morphologie ab, die hier außer Acht gelassen wurden. In Hinblick auf eine Projektion der Ergebnisse auf die realen Gegebenheiten muss demnach bedacht werden, dass komplexe Beziehungen zwischen der Fischgemeinschaft und der Vielzahl an Umweltparametern bestehen und dass der FRI_{ges} nicht monokausal auf die Wassertemperatur bezogen werden kann. Für diese Vulnerabilitätsabschätzung stand jedoch der FRI_{ges} als einziger temperaturkorrelierter Metric des Bewertungssystems zur Verfügung.

Dennoch verschafft dieser Ansatz eine grobe Abschätzung über mögliche Auswirkungen einer Temperaturerhöhung auf die Fischgemeinschaft. Anzunehmen ist eine Verdrängung von kälteliebenden Arten mit einem geringeren FRI-Wert (unter 5). Davon betroffen sind vor allem Bachforelle (FRI 3,75), Groppe (FRI 4,17), Bachneunauge (FRI 4,58) und Äsche (FRI 4,92). Temperaturtolerantere Regenbogenforellen hingegen könnten sich weiter ausbreiten (Tabelle 9).

Tabelle 9. Mögliche Gewinner und Verlierer bestimmter Fischarten; Angaben nach Küttel et al. (2002) und Reinartz et al. (2007).

Gewinner	Optimumsbereich	Maximaltemperatur	Fortpflanzung
Brachse (<i>Abramis brama</i>)	23° bis 26°C	35°C	12° bis 20°C
Regenbogenforelle (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	10° bis 22°C	30°C	2° bis 20°C
Verlierer	Optimumsbereich	Maximaltemperatur	Fortpflanzung
Äsche (<i>Thymallus thymallus</i>)	4° bis 18°C	26°C	6° bis 10°C
Bachforelle (<i>Salmo trutta fario</i>)	14° bis 17°C	30°C	1° bis 13°C
Groppe (<i>Cottus gobio</i>)	10° bis 15°C	20°C	7° bis 14°C
Lachs (<i>Salmo salar</i>)	6° bis 20°C	29°C	0° bis 6°C

5.1.2 Makrozoobenthos

Sowohl Veränderungen der Temperatur, als auch Abflussveränderungen und damit assoziierte Veränderungen der Gewässerchemie können das Makrozoobenthos beeinflussen (Kapitel 4.1.4). Doch bisher verfügbare Informationen sind nicht ausreichend, um mögliche Auswirkungen des Klimawandels abzubilden. Daher wurde stellvertretend für andere ökologische Eigenschaften, die die Klimawandel-Sensibilität bedingen, wie z.B. Kaltstenothermie, Temperaturpräferenzen oder regional begrenztes Vorkommen (Lorenz & Graf 2008, Hering et al. 2007), die unterschiedlichen längszonalen Präferenzen vom Makrozoobenthos genutzt, um Veränderungen an den Taxalisten herbeizuführen. Die längszonale Präferenz der Taxa wurde stellvertretend für andere ökologische Eigenschaften gewählt, da sie relativ gut mit Temperatur-Präferenzen korreliert, jedoch den Vorteil hat, dass deutlich mehr Taxa eingestuft sind (560 Taxa der Operationellen Taxaliste (Haase et al. 2006), im Vergleich zu 115 für die Angaben bzgl. der Temperaturpräferenzen).

Die Verwendung dieses Metric berücksichtigt auch die Lage der Probestelle im Gewässerlängsverlauf, die signifikant die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft hinsichtlich der längszonalen Präferenzen beeinflusst (Abbildung 5).

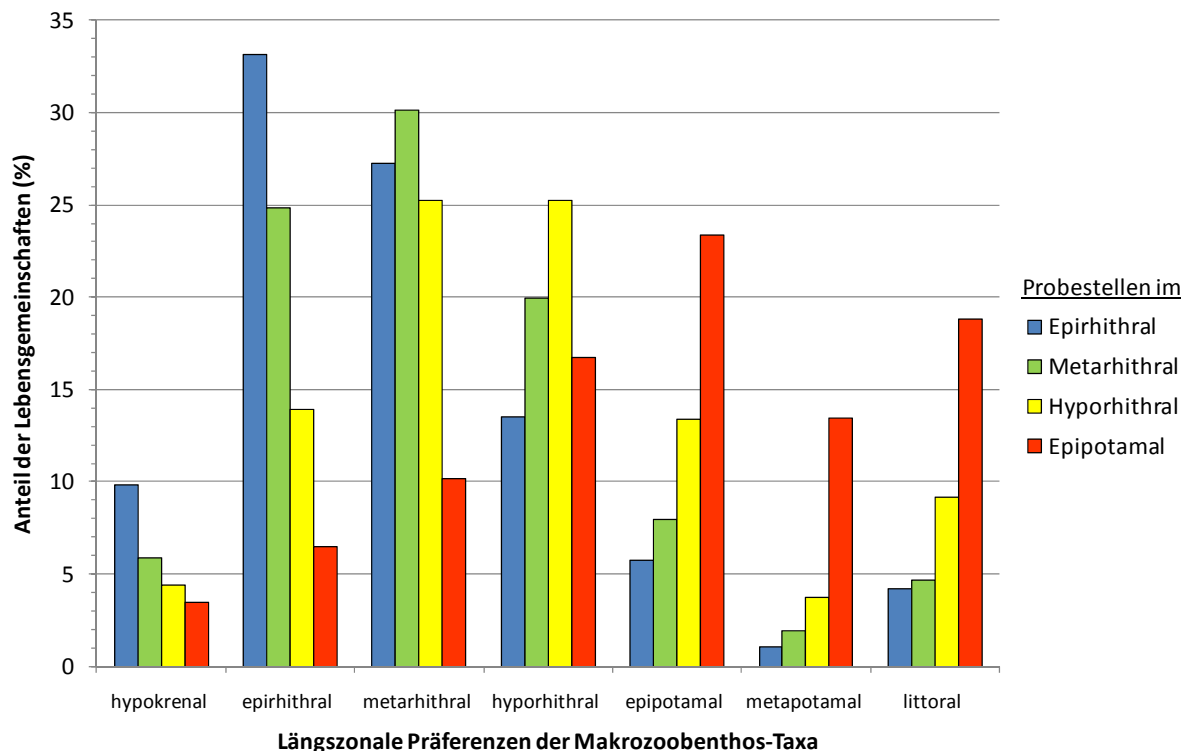


Abbildung 5. Mittlere Zusammensetzung der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaften bezüglich längszonaler Präferenzen für Probestellen in verschiedenen Fließgewässerzonen. Daten gem. Metric-Ergebnisse aus ASTERICS/Perlodes Berechnung aller 27 Probestellen aus Hessen.

Die Modifikationen wurden für beide Szenarien nach dem gleichen Schema vorgenommen und resultierten in einer differenzierten Reduktion bzw. Steigerung der Abundanzen. Die betroffenen Arten wurden dabei in „thermische Gilden“ eingeteilt, die aus den längszonalen Präferenzen der

einzelnen Arten abgeleitet werden. Die Einteilungen basieren auf den Angaben in der freshwaterecology.info-Datenbank, bei denen für jede Art 10 Punkte auf die Fließgewässerzonen verteilt werden (<http://www.freshwaterecology.info/>, zuletzt besucht am 15.10.2010, Euro-limpacs Consortium; Tabelle 10).

Tabelle 10. Zusammenfassung der Veränderungen der Makrozoobenthos-Taxalisten durch Reduktion und Steigerung der Abundanzen für zwei Szenarien S1_{MZB} und S2_{MZB}.

Längszonale Präferenz von Arten (10 Punkte-Verteilung)									
Eukrenal	Hypo-krenal	Epi-rhithral	Meta-rhithral	Hypo-rhithral	Epi-potamal	Meta-potamal	Litoral	Profundal	Hypo-potamal
\sum Einstufungen = 8 bis 10								Nicht berücksichtigt	
S1 _{MZB} : Reduktion um 30%		S2 _{MZB} : Reduktion um 70%; Arten mit \sum krenal=10 gelöscht							
\sum Einstufungen = 8 bis 10 ; Einstufung muss in allen fünf Zonen vorliegen									
S1 _{MZB} : Erhöhung um 30%				S2 _{MZB} : Erhöhung um 50%					
						\sum Einstufungen = 8 bis 10			
						S1 _{MZB} : Erhöhung um 30%		S2 _{MZB} : Erhöhung um 50%	

Arten, die nur in den Oberläufen (Quellregion und obere Forellenregion) vorkommen, d.h. deren Einstufung der eukrenal- bis epirhithral-Präferenz in Summe 8-10 Punkte erreichte, wurden als kälteliebend und sensitiv für kalte Temperaturen eingestuft. Arten, die in allen fünf Fließgewässerzonen vom Hypokrenal (Untere Quellregion) bis zum Epipotamal (Barbenregion) vorkommen und dort summarisch 8-10 Punkte erreichen, die somit ein breites Temperaturspektrum tolerieren, werden als eurytherm angesehen. Arten, die nur in den Unterläufen (Barben- und Brachsenregion) und/oder im Litoral (Uferregion von Seen und Flüssen) vorkommen (8-10 Punkte in Summe der Einstufungen) werden als wärmeliebend gesehen; dies sind Arten die möglicherweise vom Klimawandel profitieren könnten, deren Abundanz also erhöht wurde.

Für Szenario 1 (S1_{MZB}) wurden die Abundanzen der kälteliebenden Arten um 30% reduziert und die eurythermen und wärmeliebenden Arten um 30% erhöht. Für Szenario 2 (S2_{MZB}) wurden die Abundanzen der kälteliebenden Arten um 70% reduziert (Arten mit der Einstufung krenal = 10 wurden gelöscht), die Abundanz von eurythermen Arten wurde um 70% erhöht und die von wärmeliebenden Arten um 50% erhöht.

Die veränderten Artenlisten wurden mit der Software Asterics v. 3.1.1 neu berechnet. Die best-of-Stellen erreichen meist einen *guten* oder *sehr guten* ökologischer Zustand (Abbildung 6). Diese Bewertung ändert sich auch durch die Szenarien zumeist nicht. Es ist jedoch eine Tendenz der Verschlechterung der Ergebnisse des Moduls „allgemeine Degradation“ festzustellen. Diese tritt v.a. bei S2_{MZB} auf, bei dem die Arten, deren Fließgewässerregionspräferenz krenal=10 eingestuft waren, gelöscht wurden. Ebenso ist durch die Abnahme kaltstenothermer Organismen bei den Ergebnissen des Moduls „Saprobie“ eine Verschlechterung festzustellen (Ergebnisse nicht gezeigt).

Die Probestellen der Fulda (# 22-28) werden zumeist schlechter, nämlich als *mäßig* oder *unbefriedigend* bewertet. Nach der Veränderung der Taxalisten gemäß den Szenarien stellt sich ein gemischtes Bild dar, denn es tritt z.T. eine Verschlechterung (Erhöhung des Modulwertes) auf (6 mal), bis hin zu besserer ökologischer Bewertung (1 mal; # 26). Diese Verbesserung ist auf die Zunahme der Abundanz der Metarhithral-Taxa zurück zu führen, deren Anteil (%) ein positiver Metric für die Bewertung der Typ 9.2-Gewässer ist – diese Taxa werden durch die verwendeten Szenarien aber angehoben.

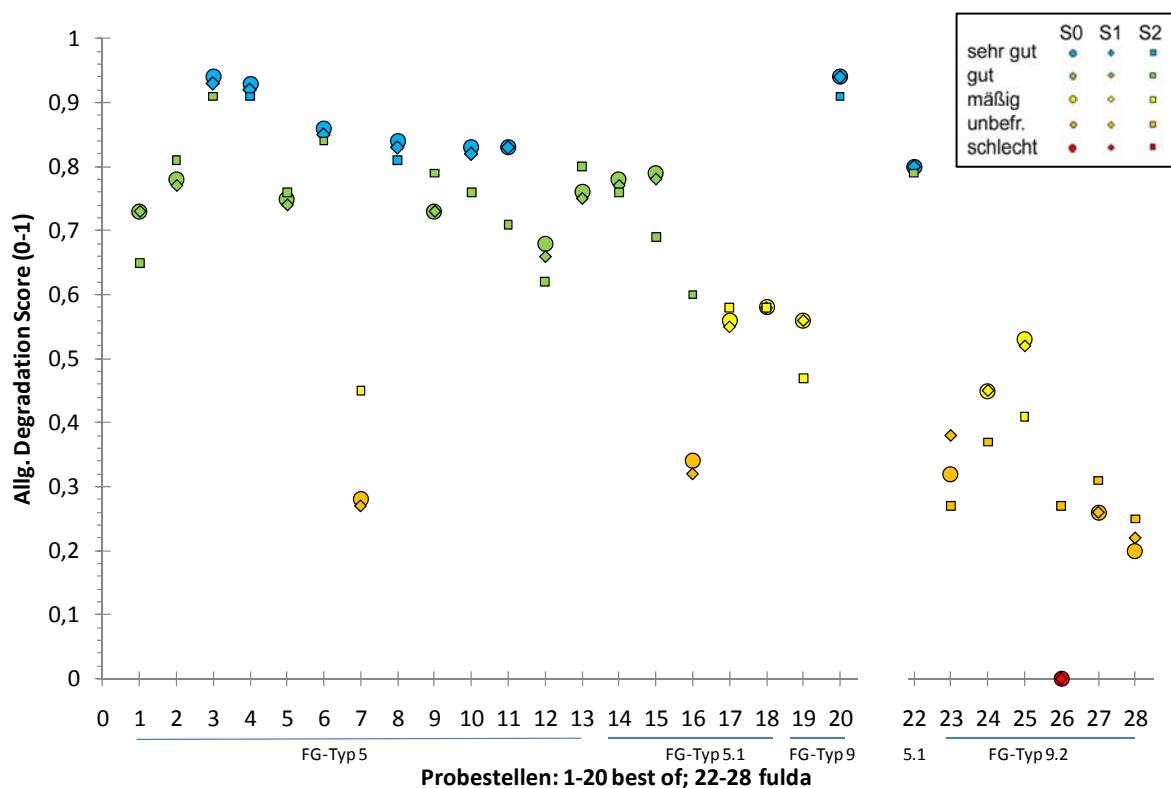


Abbildung 6. Ergebnisse der Vulnerabilitätsanalyse für Makrozoobenthos. Farblich dargestellt sind die Asterics-Bewertungsergebnisse (ökologischer Zustand) sowie die jeweiligen Werte des Moduls „Allgemeine Degradation“ für originale Taxalisten (S0) und gemäß der Szenarien-Veränderung. Die Probestellen wurden nach Fließgewässertypen geordnet. Die x-Achsenpositionen 1/2, 14/15, 19/20 und 23/24 bezeichnen jeweils eine Probestelle die in 2004 (2005) und 2007 (2008) beprobt wurde.

Eine Verschlechterung der Ökologischen Zustandsklasse wurde nur bei Anwendung des zweiten Szenarios festgestellt (21%, entspricht 6 Stellen). Dreimal war eine Verbesserung um eine (# 7, 24, 26) bzw. einmal um zwei Klassen festzustellen (# 16).

5.1.3 Phytobenthos: Diatomeen

Für die Einschätzung der Anfälligkeit des Phytobenthos wurden Daten zu Diatomeen (Kieselalgen) herangezogen. Generell ergaben sich aus der Literaturrecherche nur wenige Angaben zu den Auswirkungen des Klimawandels auf Diatomeen. Neben der Physiko-Chemie wird die Eutrophierung als wichtiger Faktor für die Artenzusammensetzung angegeben, sodass hier eine Auswertung anhand des Trophieindex gewählt wurde. Grundlage war die Annahme, dass sich durch den Klimawandel die erosionsbedingten Nährstoffeinträge erhöhen. Erhöhte Starkregenereignisse können zum erhöhten Eintrag von Nährstoffen (aus der umgebenden Landwirtschaft) in die Gewässer führen und damit zu einer Eutrophierung. Demnach scheint es wahrscheinlich, dass sich die Bedingungen für Arten mit einem niedrigeren Trophiewert verschlechtern.

Ausgehend von dieser Annahme wurden in zwei Szenarien Arten mit einem Trophiewert (TW) von <2 ($S1_{\text{Diatomeen}}$) und einem TW von $<2,5$ ($S2_{\text{Diatomeen}}$) aus der Artenliste gelöscht.

Die veränderte Artenliste wurde anschließend mit dem Programm PHYLIB neu bewertet (Abbildung 7).

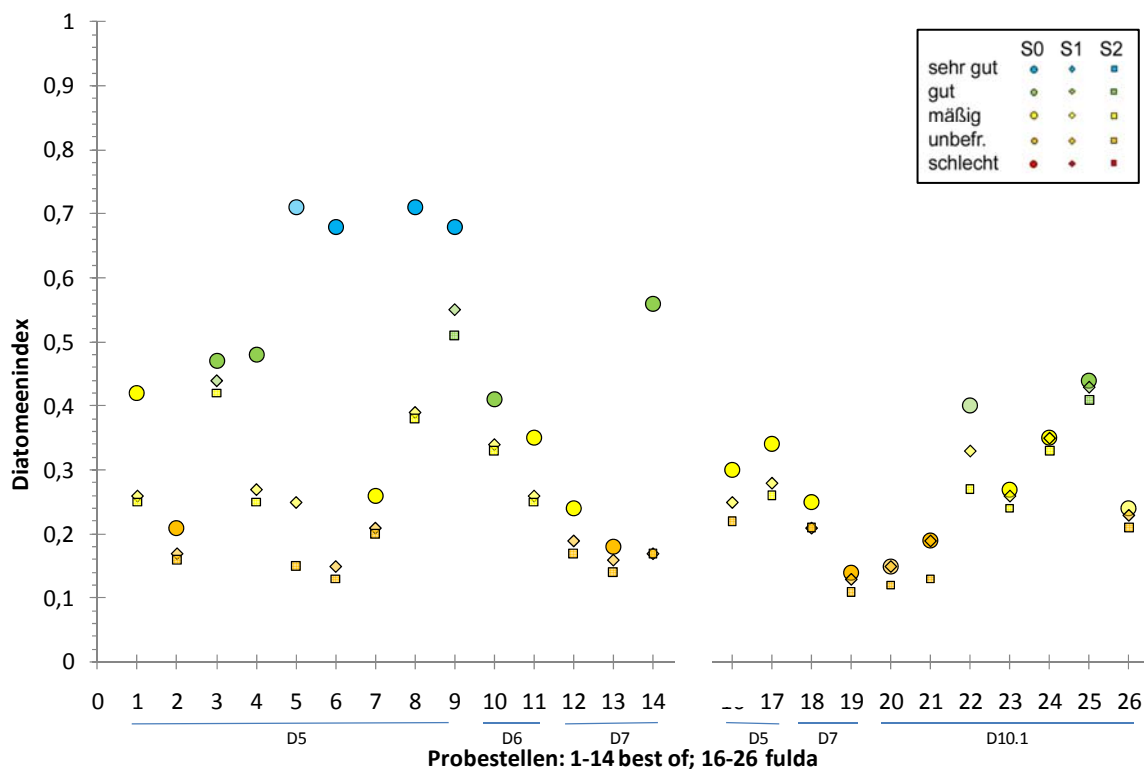


Abbildung 7. Ergebnisse der Vulnerabilitätsanalyse für Diatomeen. Farblich dargestellt sind die Phylib-Bewertungsergebnisse (ökologischer Zustand), sowie die jeweiligen Werte des Diatomeenindex für originale Taxalisten (S0) und gemäß der Szenarien-Veränderung. Je kleiner der Diatomeenindex ist, desto schlechter ist der ökologische Zustand. Die transparenten Symbole deuten an, dass das Ergebnis nicht gesichert ist (trifft für alle Szenarien-Ergebnisse zu). Die Achsenpositionen 1/2, 3/4, 10/11, 12/13, 20/21 und 22/23 bezeichnen jeweils eine Probestelle die in verschiedenen Jahren beprobt wurde. D5 – D10.1 bezeichnen die relevanten Diatomeen-Fließgewässertypen.

Bei Diatomeen stimmen die Ergebnisse weitgehend mit den Erwartungen überein, d.h., der Diatomeenindex nimmt ab, teilweise wird eine Verschlechterung der ökologischen Zustandsklasse angezeigt. Allerdings sind alle Bewertungsergebnisse der Szenarien nicht mehr gesichert, da das Kriterium $98\% < \text{Gesamthäufigkeit} < 102\%$ nicht mehr erfüllt wird.

5.1.4 Makrophyten

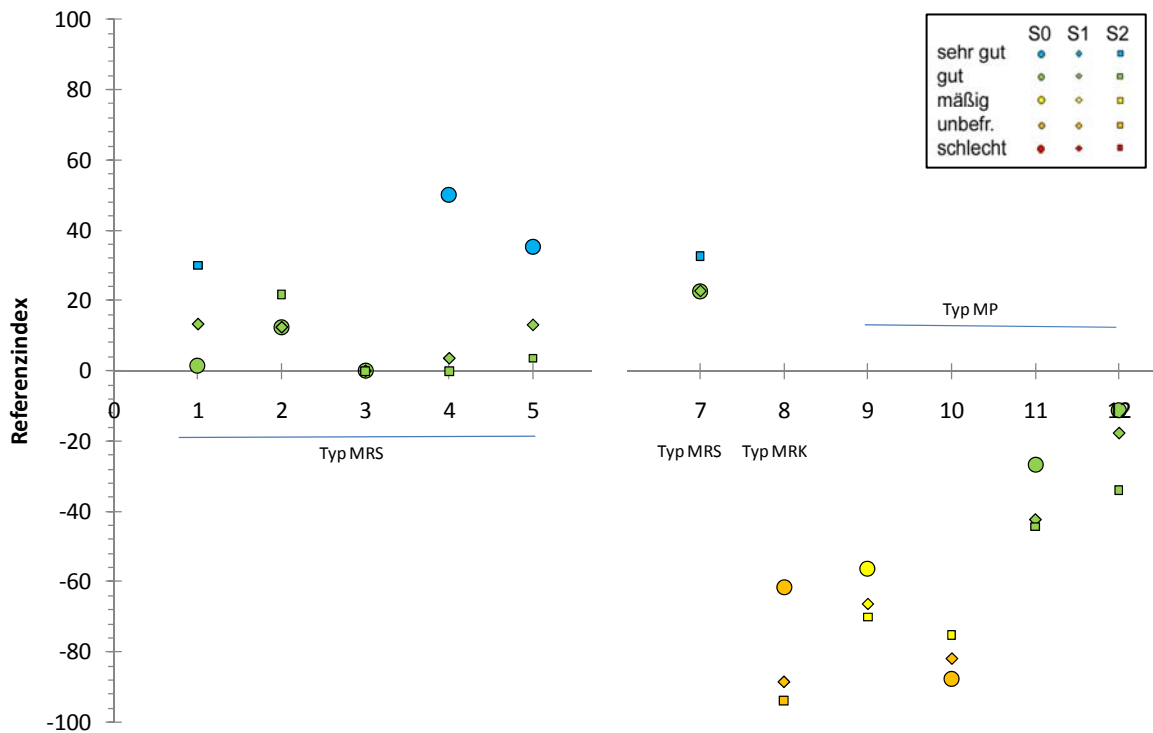
Für die Abschätzung der Anfälligkeit der Makrophyten wurde eine artenbasierte Auswertung gewählt. Für jede Art wurden die Zeigerwerte nach Ellenberg et al. (2001) ermittelt. Diese kategorisieren die Arten gemäß ihrer Ansprüche an Lichtverhältnisse, Temperatur, Kontinentalität, Feuchtigkeit, Säuretoleranz, Stickstoffangebot, Salztoleranz und Schwermetallresistenz. Die für diese Auswertung relevante Temperaturzahl umfasst neun Kategorien (von 1 – Kältezeiger bis 9 – Wärmezeiger). Ausgehend von einer Temperaturerhöhung wurden die Pflanzenmengen der Arten gemäß der Temperatur-Zahl verändert. Die Arten waren in die Kategorien 3 bis 6 eingeteilt.

Für die Auswertung wurden zwei Szenarien festgelegt. Im Szenario 1 ($S1_{\text{Makrophyten}}$) wurde die Pflanzenmenge (5-stufige Skala nach Kohler (1978)) der Arten mit der höchsten T-Zahl nach Ellenberg um 1 erhöht, die Pflanzenmenge der Arten mit der niedrigsten T-Zahl um 1 verringert. Bei Szenario 2 ($S2_{\text{Makrophyten}}$) wurde die Pflanzenmenge der Arten mit der höchsten T-Zahl um 2, mit der zweithöchsten T-Zahl um 1 erhöht. Die Art mit der niedrigsten T-Zahl wurde um 2 erniedrigt. Die Pflanzenmengen von Arten mit indifferenter Einstufung in die T-Zahl nach Ellenberg wurden nicht verändert. Die maximale Pflanzenmenge von 5 konnte nicht überschritten werden.

Zur Abschätzung der Veränderung wurde der Referenzindex für die veränderte Artenliste neu berechnet (Schaumburg et al. 2006; Abbildung 8). Die Indexgrenzen für die Zuordnung der ökologischen Zustandsklasse für den jeweiligen Makrophytentyp wurden Meilinger (2003) entnommen.

In sieben der elf Probestellen entspricht das Ergebnis bei der Analyse der Makrophyten in der Tendenz den Erwartungen, d.h. durch die angenommenen Veränderungen nimmt der Referenzindex ab. In vier Fällen sind die Ergebnisse jedoch entgegen der Erwartung stehend, d.h. der Referenzindex nimmt zu, dreimal verbessert sich sogar das Bewertungsergebnis bei $S2_{\text{Makrophyten}}$ (# 1, 7, 10). Ein Grund hierfür liegt in der Berechnung des Referenzindex, der dann steigt, wenn viele (und häufige) Referenzarten (in die sog. Kategorie A eingestuft) auftreten und wenig Arten der Einstufung B oder C (Degradations-Arten). Bei den Stellen 1, 2 und 7 (Typ MRS) ist jeweils nur eine Referenzart vorhanden; diese hat jedoch einen Temperaturwert von 4 und nimmt gemäß der Szenarien-Veränderung zu – der Referenzindex steigt und die Bewertung verbessert sich.

Bei Probestelle 9 gibt es eine Art mit der Einstufung B, die einen Temperaturwert von 6 hat. Diese nimmt bei $S2_{\text{Makrophyten}}$ stärker zu als bei $S1_{\text{Makrophyten}}$, da die max. Pflanzenmenge auf 5 begrenzt ist – diese ist bereits bei Szenario 1 erreicht. Diese Veränderung im Verhältnis der eingestuften Arten bewirkt ein leicht verbessertes Verhältnis der Gesamtartenzahl zur Störzeigerzahl und damit das günstigere Bewertungsergebnis.



Probestellen: 1-5 best of; 7-12 fulda

Abbildung 8. Ergebnisse der Vulnerabilitätsanalyse für Makrophyten. Farblich dargestellt sind die Phyllobewertungsergebnisse (ökologischer Zustand) sowie die jeweiligen Werte des Referenzindex für originale Taxalisten (S0) und gemäß der Szenarien-Veränderung. Die Probestellen wurden nach Datensätzen (Best of / Fulda) und Makrophyten-Fließgewässertyp (MRS, MRK: Silikatisch-, bzw. karbonatisch-rhithral geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen; MP: Potamal geprägte Fließgewässer der Mittelgebirge und (Vor-) Alpen) angeordnet. Die Achsenpositionen 9/10 und 11/12 bezeichnen jeweils eine Probestelle die in 2005 und 2008 beprobt wurde.

In Hinblick auf eine Projektion der Ergebnisse auf die realen Gegebenheiten muss bedacht werden, dass die Ellenbergschen Temperaturzahlen besser durch spezifischere Größen zu ersetzen wären, wie z.B. die Sensitivität bezüglich maximaler Sommertemperaturen, idealerweise in Verbindung mit Nährstoffverhältnissen (mdl. Mitteilung v.d. Weyer, *lanaplan*). Für diese Vulnerabilitätsabschätzung standen jedoch die Ellenberg-Werte als einziger temperaturkorrelierter Metric des Bewertungssystems zur Verfügung.

5.1.5 Phytoplankton

Die Analysen für die Biokomponente des Phytoplankton wurden für zwei Probestellen der Fulda (Fließgewässertyp 9.2) durchgeführt (eine Probestelle davon wurde in 2005 und 2007 beprobt; d.h. n=3). Generell wird angenommen, dass sich Nährstoffgehalte erhöhen, so dass von einer gewissen Gewässer-Eutrophierung ausgegangen werden kann, was steigende Chlorophyll-a-Gehalte bewirkt. Analog zu den anderen Organismengruppen ergaben sich aus der Literaturrecherche keine konkreten Angaben, wie sich durch den Klimawandel Chlorophyll a oder die Artenzusammensetzung verändert. Es wurde vereinfachend angenommen, dass Arten, die einen niedrigen Trophie-Status anzeigen,

weniger werden und sich der Chlorophyll-a-Gehalt erhöht. Diese beiden Aspekte werden in den verwendeten Szenarien berücksichtigt: der Chlorophyll-a-Gehalt (Gesamtpigment) wurde um jeweils 5 µg/l ($S1_{\text{Phytoplankton}}$) bzw. 10 µg/l ($S2_{\text{Phytoplankton}}$) erhöht. Desweiteren wurden Arten anhand ihres typspezifischen Indexwertes Potamoplankton (TIP) aus den Artenlisten gestrichen: Unter Szenario 1 alle Taxa mit $TIP < 1,9$ (nur „Unbestimmte Chrysophyceae“) und unter Szenario 2 alle Taxa mit $TIP < 2,5$ (zusätzlich die Taxa *Diatoma vulgaris*, Navicula, Surirella).

Mit diesen veränderten Taxalisten und erhöhten Gesamtpigmentgehalt wurde die Phytofluss-Bewertung nochmal ausgerechnet (Tabelle 11).

Tabelle 11. Ergebnisse der Vulnerabilitätsanalyse für Phytoplankton. Farblich dargestellt sind die Phytofluss-Bewertungsergebnisse an drei Probestellen (ökologischer Zustand) sowie die jeweiligen Modulwerte für originale Taxalisten und gemäß der Szenarien-Veränderung. Chla-bew.= Funktion des Gesamtpigment-Gehaltes innerhalb des Indexbereiches; Proz. Cyano = Cyano-Index; Proz. Pennales = Pennales-Index; TIP = Typspezifischer Indexwert Potamoplankton. Die Messstellen Auedamm und Wahnhausen bezeichnen dieselbe Probestelle, einmal im Jahr 2005 (Auedamm) und im Jahr 2007 (Wahnhausen). grün = guter Zustand, gelb = mäßiger Zustand.

Gewässername	Gesamt-index	Gesamtpigment	Chla (bew.)	Proz. Cyano	Proz. Pennales	TIP
Fulda, Auedamm	1,94	25,81	2,00	0,15	35,49	2,77
Fulda, Auedamm S1	2,03	30,81	2,35	0,15	35,49	2,77
Fulda, Auedamm S2	2,44	35,06	2,61	0,16	28,72	3,14
Fulda, Wahnhausen	2,23	30,71	2,34	3,73	22,05	2,59
Fulda, Wahnhausen S1	2,34	35,71	2,64	3,74	22,10	2,71
Fulda, Wahnhausen S2	2,50	40,71	2,90	4,00	16,58	3,08
Fulda, Rotenburg	1,99	18,86	1,37	5,43	15,22	2,57
Fulda, Rotenburg S1	2,14	23,86	1,84	5,45	15,26	2,70
Fulda, Rotenburg S2	2,52	28,86	2,22	5,69	11,52	2,86

Die Ergebnisse zeigen einen jeweils steigenden TIP, leicht steigende Anteile von Cyanobakterien und sinkende Anteile von Pennales (Proz. Cyano bzw. Proz. Pennales) und in Verbindung mit dem erhöht angegebenen Gesamtpigmentgehalt auch einen Anstieg des Gesamtindex. Die Änderungen haben bis auf Szenario 2 an der Probestelle Wahnhausen jedoch keine Auswirkungen auf das Bewertungsergebnis und die Zustandsklassen bleiben unverändert.

In Zukunft dürften durch die Weiterentwicklung des Gewässergütemodelles QSim (Quality Simulation; Kirchesch & Schöl 1999) der BfG realistischere Prognosen der Planktonentwicklung möglich sein. Zudem befasst sich das Projekt KLIWAS mit den möglichen Einflüssen des Klimawandels auf die ökologische Integrität der Bundeswasserstraßen und wird u.a. die Entwicklung der Gewässergüte, insbesondere der Algen und der organischen Schwebstofffrachten, mit Hilfe des Gewässergütemodells QSim simulieren.

5.2 Fulda

Für Probestellen an der Fulda wurden die durchgeführten Analysen vergleichend gegenübergestellt (Tabelle 12).

Tabelle 12. Zusammenfassung aller Ergebnisse für die Fulda. Angegeben sind jeweils das Bewertungsergebnis des ökologischen Zustandes (als Feldfarbe: sehr gut = blau, gut = grün, mäßig = gelb, unbefriedigend = orange, schlecht = rot), sowie die Ergebnisse (Zahlenwerte) relevanter Metrics oder Module der originale Taxalisten (S0) und nach Veränderung der Taxalisten gem. der definierten Szenarien (S1, S2).

ID_MST	NAME_LAGE	RW_GK	HW_GK	TYP_FG	Fische (FRIges)			Makrozoobenthos (Modul Allg. Degradation)			Makrophyten (Referenzindex)			Diatomeen (Diatomeenindex)			Phytoplankton (TIP)		
					S0	S1	S2	S0	S1	S2	S0	S1	S2	S0	S1	S2	S0	S1	S2
10040	ChemieMST Fulda, Wahnhausen, Messstation	3538126	5692200	9.2	6,74	6,74	6,73	0,20	0,22	0,25				0,24	0,23	0,21	2,77	2,77	3,14
10040	ChemieMST Fulda, Wahnhausen, Messstation	3538126	5692200	9.2													2,59	2,71	3,08
12332	Fulda Schocketal	3537322	5692116	9.2	6,79	6,79	6,79												
12336	Fulda unterhalb Einmündung Wahlebach	3536563	5687620	9.2	6,56	6,62	6,72												
12337	Fulda am Buga-See	3535020	5684903	9.2	6,58	6,59	6,63												
11510	Fulda, Wehr Neue Mühle 2	3534320	5682118	9.2	6,77	6,83	6,77							0,40	0,33	0,27			
11510	Fulda, Wehr Neue Mühle 2	3534320	5682118	9.2	6,77	6,83	6,77							0,27	0,26	0,24			
12338	Fulda/Kassel	3533086	5677040	9.2	5,38	5,37	5,54												
11511	ChemieMST Fulda, Guxhagen	3532420	5675384	9.2										0,44	0,43	0,41			
10940	Fulda, oberhalb Wehr Breitenauer Mühle	3533560	5674188	9.2	6,49	6,50	6,52	0	0	0,27									
11512	Fulda, oberhalb Büchenwerra	3534090	5671662	9.2										-87,56	-81,82	-75,20	0,35	0,35	0,33
11512	Fulda, oberhalb Büchenwerra	3534090	5671662	9.2										-56,34	-66,32	-70,09			
10941	Fulda, Obermelsungen	3537593	5664871	9.2	6,23	6,36	6,24												
10944	Fulda, oberhalb Baumbach	3548090	5654397	9.2	6,73	6,84	6,73	0,53	0,52	0,41									
10041	ChemieMST Fulda bei Rotenburg	3550540	5652390	9.2	6,29	6,41	6,29	0,32	0,38	0,27							2,57	2,70	2,86
10041	ChemieMST Fulda bei Rotenburg	3550540	5652390	9.2	6,29	6,41	6,29	0,26	0,26	0,31									
10929	Fulda, unterhalb Blankenheim	3554844	5645729	9.2	5,96	6,03	5,95	0,45	0,45	0,37									
11647	Fulda, bei Blankenheim	3554774	5645170	9.2										-26,61	-42,46	-44,31			
11647	Fulda, bei Blankenheim	3554774	5645170	9.2										-11,11	-17,76	-33,86			
11506	Fulda, bei Blankenheim, Nähe Bahnstrecke	3554833	5645070	9.2										0,15	0,15	0,12			
11506	Fulda, bei Blankenheim, Nähe Bahnstrecke	3554833	5645070	9.2										0,19	0,19	0,13			

ID_MST	NAME_LAGE	RW_GK	HW_GK	TYP_FG	Fische (FRIges)			Makrozoobenthos (Modul Allg. Degradation)			Makrophyten (Referenzindex)			Diatomeen (Diatomeenindex)			Phytoplankton (TIP)			
					S0	S1	S2	S0	S1	S2	S0	S1	S2	S0	S1	S2	S0	S1	S2	
12330	Fulda, bei Mecklar	3554486	5644175	9.2	6,57	6,65	6,74													
12392	Fulda, unterhalb Ober-Wegfurth, Mündung Habichtsgraben	3541412	5624995	9.2	5,90	5,96	6,08													
12393	Fulda, Ortsrand Pfordt, unterhalb MWE Pfordt (B70)	3542893	5614001	9	6,41	6,49	6,41													
11648	Fulda, Ortsrand Pfordt, oberhalb MWE Pfordt (B70)	3542625	5613686	9							-61,76	-88,50	-93,90							
11507	ChemieMST Fulda, Schlitz - Pfordt	3542531	5613577	9										0,14	0,13	0,11				
12331	Fulda, unterhalb Kammerzell	3544652	5608402	9	6,06	6,15	6,12													
12333	Fulda, Ortslage Fulda-Neuenberg	3547222	5602058	9	6,19	6,32	6,22													
12334	Fulda, Ortslage Fulda, oberhalb MWE Neuenberg/ Stadion (M49)	3547708	5600789	9	6,14	6,29	6,12													
11508	ChemieMST Fulda, Fulda - Bronnzell	3548295	5596398	9										0,25	0,21	0,21				
11509	Fulda, unterhalb Eichenzell, bei Löschernod	3548804	5596228	5										0,34	0,28	0,26				
10406	Fulda, bei Hattenhausen	3558944	5590893	5	3,96	4,07	4,20	0,80	0,80	0,79	22,78	22,78	32,55	0,30	0,25	0,22				
12335	Fulda unterhalb Gersfeld	3563742	5591343	5	3,85	3,85	3,85													

5.3 Resümee und Bewertung des Ansatzes

Die Ergebnisse der vorliegenden Literaturstudie zeigen, dass die Gewässerqualität als wasserwirtschaftliche Größe durch die projizierten Temperatur- und Niederschlagsveränderungen unmittelbar und mittelbar beeinflusst wird. Doch die ausgewertete Literatur erlaubte nicht die Ableitung von Szenarien, nach denen die Veränderungen konkret abgeschätzt werden können, so dass ein konzeptionelles Modell entwickelt werden musste, das auf der Annahme plausibler Veränderungen beruht; die Auswirkungen dieser plausiblen Veränderungen wurden letztlich bewertet. In Abhängigkeit der betrachteten Organismengruppen wurden zwei Ansätze verfolgt: für die Organismengruppen Fische, Makrozoobenthos und Makrophyten wurde primär die projizierten Temperaturveränderung berücksichtigt und für die Organismengruppen Diatomeen und Phytoplankton wurde eine (klimabedingte) veränderte Nährstoffsituation angenommen. Für weitere Faktoren, wie z.B. hydrologische Veränderungen, war einerseits keine geeignete Datengrundlage zur Modifizierung der Taxalisten verfügbar, andererseits fehlen vielfach regionalisierte hydrologische Modelle und Daten.

Im Rahmen der Analyse von 54 „Best-of“ Probestellen und 47 Fulda-Probestellen verschlechterte sich für 36% der Probestellen die Bewertungsergebnisse um max. eine Stufe (knapp 20% ohne die zu fast 100% beeinflussten Diatomeen; Tabelle 13). Die Verschlechterung vollzog sich dabei entweder von *sehr gut* nach *gut* oder von *mäßig* nach *unbefriedigend*, was mit der asymmetrischen Datenauswahl erklärt werden kann. Eine Ausnahme hierbei sind vier Diatomeen-Proben (deren Ergebnis anschließend nicht mehr gesichert war), bei denen sich eine Verschlechterung von *gut* nach *mäßig* ergab. Bei 11% der Probestellen verbesserte sich durch die Szenarien das Bewertungsergebnis. Der Hauptteil aller analysierten Stellen erfuhr keine Veränderung unter den zwei Szenarien.

Tabelle 13. Zusammenfassende Darstellung der Verschiebungen in Bewertungsergebnissen in ökologischen Zustandsklassen der untersuchten Fließgewässerabschnitte.

		Fische		Makrozoobenthos		Makrophyten		Diatomeen		Phytoplankton	
Proben (Anzahl)	Best-of	15		20		5		14		0	
	Fulda	19		8		6		11		3	
Verbesserungen (Anzahl und %)	Best-of	1	7%	2	10%	1	20%	0	0%		
	Fulda	1	5%	2	25%	2	33%	0	0%	0	0%
Verschlechterungen (Anzahl und %)	Best-of	0	0%	2	10%	2	40%	14	100%		
	Fulda	3	16%	2	25%	0	0%	10	91%	1	33%

Insgesamt ist die Abschätzung, mit welchen ökologischen Veränderungen durch den Klimawandel und in welchem Umfang zu rechnen ist, noch mit großen Unsicherheiten behaftet. Einerseits sind nur wenige Zusammenhänge tatsächlich belegt und können quantifiziert werden, Literaturzitate widersprechen sich zum Teil oder bestimmte Aspekte wie z.B. Nahrungsnetze wurden bisher nicht beachtet. Andererseits waren ökologische Informationen zur konkreten Prognose bei den Lebensgemeinschaften nicht verfügbar. Unsicherheiten bestehen deshalb bezüglich der Begründung

der Veränderungen einerseits in unterschiedlichen Fließgewässertypen, andererseits bezüglich der jeweiligen Organismengruppen.

Die Begründung der Veränderungen in Mittelgebirgsbächen erscheint dabei besser abgesichert, da dieser Gewässertyp mehrheitlich temperatur- und abflussgesteuert ist. Unklar ist aber z.B., ob die Fischregion des Epirhithrals „nur“ in der Ausdehnung abnimmt oder ganz verschwinden könnte. Die Prognosen für größere Gewässer (z.B. des Gewässertyp 9.2) sind durch das komplexere Wirkungsgefüge bedingt mit größeren Unsicherheiten behaftet. Für die größeren Fließgewässer (Gewässertyp 9.2) waren insgesamt die wenigsten Informationen aus der Literaturstudie verfügbar. Die Szenarien wurden deshalb zunächst von den auch rhithral-geprägten kleineren Gewässern übernommen. Für Makrophyten wurden als direkte Größe die Temperaturzahlen nach Ellenberg et al. (2001) verwendet, die jedoch für Wasserpflanzen auch kritisch bewertet werden (mündliche Mitteilung v.d. Weyer, *lanaplan*), jedoch als einzige Temperatur korrelierte Eigenschaft zur Verfügung stand. Für die Modifikation bei Diatomeen und dem Phytoplankton wurde von steigenden Nährstoffgehalten, z.B. durch vermehrte Abschwemmung bei Starkregenereignissen, ausgegangen, und die Artenlisten gemäß Trophie- bzw. TIP-Werten verändert. Die in der Realität auftretenden Veränderungen werden in großem Maße von der Intensität der Landnutzung abhängen, die hier nicht berücksichtigt wurde. Für Gewässer mit kleinerem Einzugsgebiet (Typ 5) ergab sich zwar teilweise eine Abnahme der ökologischen Qualität bei den Szenarien, doch es wird angenommen, dass die weniger intensive Landnutzung einen geringeren Nährstoffeintrag bei diesem Fließgewässertyp im Vergleich z.B. zu Typ 9.2 bedeutet. Die Aussage-Unsicherheit ist insbesondere beim Phytoplankton auf Grund der sehr geringen Datenbasis (n=3) und dem für gestaute Mittelgebirgsflüsse nur bedingt geeignetem Bewertungssystem Phytofluss als sehr hoch einzuschätzen.

Die hier vorgestellte Methode stellt ein konzeptionelles Modell vor und greift dabei auf plausible Temperatur- und Nährstoffszenarien zurück. Auf Grund fehlender konkreter Informationen und fehlender Möglichkeiten, die abiotischen Veränderungen konkret auf die Lebensgemeinschaften zu projizieren, mussten insbesondere in limnischen Ökosystemen wichtige Parameter außer Acht gelassen werden, die direkt oder indirekt durch den Klimawandel beeinflusst sind. Hierzu zählen z.B. klimabedingte hydrologische Veränderungen sowie Veränderungen der (regionalen) Landnutzung und daraus resultierende Sediment- und Nährstoffeinträge, die sich räumlich stark unterscheiden können. Zudem gibt es im Moment keine Möglichkeit, eventuelle ökologische Interaktionen zu berücksichtigen.

Trotz der genannten Einschränkungen und der zum Teil unbefriedigenden Datenlage ist es gelungen, einen ersten methodischen Ansatz zu entwickeln, der eine Einschätzung der Wirkung des Klimawandels auf die ökologische Qualität von Fließgewässern ermöglicht. Durch systematische Weiterentwicklung und Ausbau dieses Ansatzes und der Berücksichtigung bisher vernachlässigter Aspekte, wie hydrologische und damit auch morphologische Veränderungen, lassen sich zukünftig noch differenziertere Prognosen machen. Passender wäre z.B. die biogeographische Veränderung von Arten sowie verschiedene Faktoren wie Temperatur, Nährstoffgehalte und Hydrologie gemeinsam zu berücksichtigen (vergleiche Kapitel 7).

6 Neobiota und „Anwärter“

Als Neobiota werden Arten bezeichnet, die nachweislich nach 1492 (Entdeckung Amerikas durch Christoph Kolumbus) unter direkter oder indirekter Mitwirkung des Menschen in ein bestimmtes Gebiet gelangt sind, in dem sie vorher nicht heimisch waren, und dort neue Populationen aufgebaut haben. Vor allem in den letzten zwei Jahrzehnten wanderten viele Arten ein. Dies ist vor allem auf die Vernetzung verschiedener Flusssysteme und den zunehmenden Schiffsverkehr, global und bundesweit, zurückzuführen. Als Paradebeispiel gilt hier die Eröffnung des Main-Donau-Kanals im Jahr 1992, der einer Vielzahl pontokaspischer Arten die Ausbreitung vom Donausystem in das Rheinsystem ermöglichte.

Viele invasive Neobiota zeichnen sich durch eine euryöke Lebensweise mit schneller Reproduktionszeit und Toleranz gegenüber Temperatur, Eutrophierung und Versalzung aus, was sie besonders konkurrenzstark gegenüber einheimischen Arten macht. Daraus lässt sich schließen, dass diese Arten gegenüber direkten und indirekten Einflüssen des Klimawandels resistenter sein könnten. Auch einheimische euryöke Arten würden in diesem Fall von den Auswirkungen des Klimawandels profitieren, wohingegen sich die Zahl stenöker Arten (wie z.B. vieler aquatischer Insekten) verringern würde.

Bei der Literaturrecherche (Kapitel 3) wurden Angaben zu bereits eingewanderten Neobiota und sog. Anwärtern (Arten, die sich zurzeit in Deutschland verbreiten, bei denen invasives Potential vermutet wird) gesammelt. Eine Liste dieser Arten wurde zusammengestellt (Tabelle 14), sofern diese mit klimatischen Veränderungen in Beziehung gebracht werden.

Tabelle 14. Liste der in Deutschland verbreiteten Neobiota. Status: invasiv: mit negativen Einflüssen auf andere Arten und Habitats; potenziell invasiv: massive Ausbreitung und negative Einflüsse auf andere Arten und Habitats sind zu erwarten; Anwärter: zurzeit sich in Deutschland verbreitende Arten. „-“: keine Angabe möglich. Informationen von Stefan Nehring, www.aquatic-aliens.de, www.neozoa.de, <http://www.lanaplan.de/download/AquatischeNeophytenBRD2009.pdf>. Für die in fett gedruckten Arten sind Steckbriefe auf der folgenden Webseite verfügbar: <http://www.fliessgewaesserbiologie.kliwa.de/indikatoren/neobiota/>.

Wissenschaftlicher Name	Trivialname	Status
MAKROZOOBENTHOS		
HYDROZOA		
Craspedacusta sowerbyi	Süßwasserqualle	-
BIVALVIA		
Corbicula fluminea	Grobgerippte Körbchenmuschel	invasiv, Massenvorkommen
Corbicula fluminalis	Feingerippte Körbchenmuschel	invasiv
Dreissena polymorpha	Dreikantmuschel	invasiv
Dreissena rostriformis bugensis	Quagga-Muschel	Anwärter
Sinanodonta woodiana	Chinesischen Teichmuschel	-
Musculium transversum	Eckige Häubchenmuschel	-
GASTROPODA		
Potamopyrgus antipodarum	Neuseeländische Deckelschnecke	-
Menetus dilatatus	Amerikanische Zwergposthornschncke	-
Ferrissia clessiniana = wautieri		-
Physella acuta	Spitze Blasenschncke	-

Wissenschaftlicher Name	Trivialname	Status
PLATHELMINTHES		
Dendrocoelum romanodanubiale	Donastrudelwurm	-
Dugesia tigrina	Gefleckter Strudelwurm	-
OLIGOCHAETA		
Branchiura sowerbyi	Kiemewurm	-
POLYCHAETA		
Hypania invalida	Borstenwurm	-
HIRUDINEA		
Barbronia weberi		-
CRUSTACEA		
DECAPODA		
Atyaephyra desmaresti	Europäische Süßwassergarnele	-
Eriocheir sinensis	Chinesische Wollhandkrabbe	invasiv
Orconectes limosus	Kammerkrebs	invasiv
Orconectes immunis	Kalivokrebs	invasiv
Pacifastacus leniusculus	Signalkrebs	invasiv
MYSIDACEA		
Hemimysis anomala	Schwebegarnele	-
Limnomysis benedeni	Donau-Schwebegarnele	-
AMPHIPODA		
Chelicorophium curvispinum	Süßwasser-Röhrenkrebs	invasiv
Chelicorophium robustum		-
Crangonyx pseudogracilis		Anwärter
Dikerogammarus haemobaphes		-
Dikerogammarus villosus	Großer Höckerflohkrebs	invasiv
Echinogammarus berilloni		-
Echinogammarus ischnus		-
Echinogammarus trichiatus		-
Gammarus tigrinus		-
Obesogammarus obesus		-
Orchestia cavimana		-
Pontogammarus robustoides		-
ISOPODA		
Jaera istri/sarsi	Donauassel	-
FISCHE		
Lepomis gibbosus	Sonnenbarsch	potenziell invasiv
Abramis sapa	Zobel	-
Pseudorasbora parva	Blauband-Bärbling	potenziell invasiv
Neogobius kessleri	Kessler-Grundel	invasiv
Neogobius melanostomus	Schwarzmond-Grundel	potenziell invasiv
Neogobius fluviatilis	Flussgrundel	potenziell invasiv
Oncorhynchus mykiss	Regenbogenforelle	-
Salvelinus fontinalis	Bachsäbbling	potenziell invasiv
Proterorhinus semilunaris	Marmorierte Grundel	potenziell invasiv
MAKROPHYTEN (submers)		
Hydrocotyle ranunculoides	Großer Wassernabel	invasiv
Egeria densa	Dichte Wasserpest	potenzieller Anwärter
Elodea nuttallii	Schmalblättrige Wasserpest	invasiv, Massenvorkommen
Elodea canadensis	Kanadische Wasserpest	invasiv

Wissenschaftlicher Name	Trivialname	Status
Vallisneria spiralis	Wasserschraube	-
Lemna minuscula = minuta	Zierliche Wasserlinse	-
Lemna turionifera	Rote Wasserlinse	derzeitig ausbreitend
Myriophyllum aquaticum	Brasilianisches Tausendblatt	-
Myriophyllum heterophyllum	Verschiedenblättriges Tausendblatt	potenziell invasiv

7 Forschungsbedarf

Der vorliegende Berichtsentwurf gibt eine Übersicht des aktuellen Wissenstandes zu möglichen Auswirkungen des Klimawandels auf Fließgewässerorganismen und damit auf den ökologischen Zustand hessischer Fließgewässer. Basierend auf Wirkungsketten zwischen dem Klimawandel und dessen Konsequenzen für die Biozönosen wurde eine umfangreiche und auf Hessen abgestimmte Literaturrecherche durchgeführt, die die Grundlage für die Abschätzung der Vulnerabilität von Lebensgemeinschaften und Fließgewässertypen darstellt. Die Auswirkungen von Veränderungen, die direkt oder indirekt durch den Klimawandel verursacht werden, werden diskutiert.

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie zeigen, dass Prognosen zu den Auswirkungen des Klimawandels auf die Lebensgemeinschaften bislang kaum vorgenommen wurden; entsprechend gibt es auch keine Studien zu geeigneten Gegen- oder Anpassungsmaßnahmen.

Literaturrecherche

Die Literaturrecherche (Kapitel 3) zeigt deutlich, dass es bislang wenig quantitative Aussagen zu den Auswirkungen des Klimawandels auf Biozönosen in Fließgewässern gibt. Modellierungen beziehen sich, wenn vorhanden, auf den Zeitraum 2050 bis 2100, für zeitlich näherliegende Veränderungen bis 2027 ist die Informationslage dürftig. Ähnliches gilt für Angaben zu Wahrscheinlichkeit und Ausmaß der Veränderungen, die fast nicht zu finden sind – in der Konsequenz bedeutet dies, dass eine wirkliche Risikoabschätzung zu möglichen Auswirkungen derzeit nicht durchführbar ist. Trotz des starken regionalen Fokus bei der Suche nach Literatur auf Hessen und angrenzende Regionen wurden relativ wenige Informationen zu den relevanten Gewässertypen gefunden. Vermutlich auf Grund der wirtschaftlichen Bedeutung ist die Informationslage für große Gewässer wie z.B. den Rhein besser – im Gegenzug ist aber die Komplexität der Beziehungen noch wenig verstanden. Auffällig ist die Schiefelage bei Abdeckung der verschiedenen Organismengruppen, die insbesondere Lücken bei den pflanzlichen Biokomponenten offenbart. Sehr viele Studien betrachten Einzelfälle, also z.B. einzelne Gewässerabschnitte, einzelne Arten, einzelne Wirkungsbeziehungen und es fehlen großräumigere / mehrere trophische Level vergleichende Ansätze.

Wirkungsbeziehungen

Auf der Basis der Literaturrecherche wurden die eingangs erstellten Wirkungsketten modifiziert; sie dienen als Grundlage für die Einschätzung der Gefährdungsdiskposition ausgewählter Fließgewässertypen. Die Ergebnisse wurden in Bezug auf bereits beobachtete und im Hinblick auf zukünftig zu erwartende Qualitätsveränderungen beurteilt (Kapitel 4).

Es zeigte sich, dass einerseits die Auswirkungen des Klimawandels auf Temperaturen, Niederschläge oder das Abflussregime relativ umfassend projiziert und gut belegt sind. Auch sind die Wirkung bestimmter Faktoren, z.B. Landnutzung, Habitate, Eutrophierung, Strahlung mit direkter Wirkung auf Organismen, verhältnismäßig gut untersucht. Allerdings macht die Vielzahl der betrachteten Faktoren und möglichen Interaktionen eine Kategorisierung der Reaktion schwierig. So gut wie nicht belegt sind hingegen Verbindungen zwischen klimatischen und den im Gewässer wirkenden Faktoren, z.B. Veränderungen der Landnutzung, der Gewässermorphologie oder der physikochemischen Situation durch den Klimawandel. Auch das Zusammenspiel mit Faktoren, die ähnliche Auswirkungen wie der Klimawandel haben und somit die Folgen verstärken oder abschwächen können, ist kaum untersucht.

Auf Grund dieser Lücken wurden die Reaktionen an den Endpunkten der Wirkungsketten, also bei den Organismen, in der vorliegenden Studie hypothesenbasiert abgeschätzt und nicht faktenbasiert parametrisiert.

Empfindlichkeitsabschätzung

Die Abschätzung der Vulnerabilität von Fließgewässerbiozöosen bezüglich des Klimawandels soll detailliert für repräsentative Gewässerabschnitte aus verschiedenen Fließgewässertypen (Kapitel 5) erfolgen. Da detaillierte und quantifizierbare Angaben zu den Auswirkungen fehlen, werden plausible Annahmen über einige als besonders relevant eingestufte Auswirkungen des Klimawandels auf die Biozöosen getroffen. Eine vollständige Betrachtung aller denkbaren bzw. in der Literatur genannten Ursache-Wirkungs-Beziehungen sowie eine generelle Übertragbarkeit der hier aufgeführten Beispiele auf die ausgewählten Gewässertypen oder weitere Gewässertypen ist daher nicht gegeben, sodass sich der weitere Forschungsbedarf ableiten lässt.

Neobiota

Bei der Literaturrecherche wurden Angaben zu bereits eingewanderten Neobiota und sog. Anwärtern gesammelt. Erste Analysen hinsichtlich der Parameter, die das Vorkommen von Neobiota begünstigen werden in Kürze verfügbar sein (D. Früh, unveröffentlichte Daten, HLUG und Senckenberg). Das Wirkungsgefüge multipler Stressoren hingegen ist weitgehend unbekannt, z.B. ob steigende Temperaturen eine Intensivierung anderer Stressoren bewirken und welche Konsequenzen sich aus dem Zusammenspiel für die Organismen und Lebensgemeinschaften ergeben. Auch die über das konzeptionelle Verständnis hinausgehende Erforschung bidirektionaler Auswirkungen ist nötig, da Neobiota den von ihnen besiedelten Lebensraum erheblich modifizieren können, z.B. durch

grabende Tätigkeit (Wollhandkrabbe) oder die Bildung fester Substrate durch massenhafte Muschelvorkommen, was wiederum Veränderungen bei Lebensgemeinschaften bewirken kann. Erheblicher Forschungsbedarf besteht auch hinsichtlich der Einbindung der Neobiota in Managementpläne, um beispielsweise eine ungewollte Förderung von ihnen zu vermeiden.

Priorisierung und Konkretisierung des Forschungsbedarfes

Abfrage und Auswertung von Grundlagendaten

Um bessere und genauere Aussagen zu den Auswirkungen des Klimawandels zu ermöglichen, ist eine breitere Datenbasis notwendig. Diese setzt sich hauptsächlich aus zwei Teilen zusammen:

- Zum einen fehlen Angaben zu Jahres-Temperaturverläufen für verschiedene Fließgewässertypen. Solche Daten sind eine entscheidende Grundlage, um differenzierte Aussagen über Temperaturveränderungen zu ermöglichen (ein Ansatz ist z.B. bei Haidekker und Hering (2008) dargestellt oder bei Domisch et al. (in Vorbereitung)).
- Zum anderen fehlen genauere, empirisch ermittelte Temperaturpräferenzen vieler Fließgewässerorganismen als entscheidendes Charakteristikum ihrer ökologischen Nische.

Mit Hilfe dieser beiden Datensätze könnten die entwickelten methodischen Ansätze deutlich verbessert werden und z.B. datenbasierte Prognosen zu Auswirkungen des Klimawandels ermöglicht werden.

Genauere Abschätzung von Auswirkungen des Klimawandels durch Modellierung

Die wesentlichen Parameter, die die ökologische Nische der Fließgewässerorganismen bestimmen (z.B. Temperatur, Höhenpräferenzen oder Strömungsbedingungen), bilden die Grundlage in der ökologischen Nischenmodellierung. Sowohl für Arten als auch Lebensgemeinschaften können mit dieser Methode die Verbreitungsgebiete im Sinne ihrer ökologischen Nische abgebildet werden. Durch die Veränderung einzelner oder mehrerer Parameter (z.B. Temperatur, Niederschlag etc.) in den Modellen können veränderte Verbreitungsgebiete einzelner Arten und/oder Lebensgemeinschaften berechnet werden. Mit Hilfe der ökologischen Nischenmodellierung können letztlich gewässerscharf die klimabedingten Veränderungen der Artenzusammensetzung abgebildet werden. Solche prognostizierten Veränderungen von z.B. Makrozoobenthos-Gemeinschaften können dann genutzt werden, um Auswirkungen des Klimawandels auf Bewertungsergebnisse abzuschätzen.

Erarbeitung von Maßnahmenempfehlungen zur Reduzierung von Auswirkungen des Klimawandels

Fließgewässerökosysteme sind auch, aber nicht ausschließlich, vom Klimawandel beeinflusst. Bisher ist es nur schwer möglich, den Anteil verschiedener Stressoren wie Klimawandel, Eutrophierung, Abflussveränderungen oder morphologischer Degradation auf die Gewässerbiozönosen zu definieren. Hinzu kommt, dass dieses Multistressorengefüge fließgewässertypspezifisch verschieden sein kann.

Maßnahmenprogramme müssten also so konzipiert werden, dass sie entweder dem Klimawandel direkt entgegenwirken (z.B. Beschattung an kleineren Gewässern) oder zumindest die Gewässer von anderen Stressoren befreien, so dass die Wirkungen des Klimawandels vom Gewässer selbst durch die ökosystemeigene Widerstandsfähigkeit besser abgepuffert werden könnte (z.B. Verminderung von eutrophierenden Einflüssen).

Konkret könnte dies durch die Entwicklung einer Methode zur fließgewässertypspezifischen Einzugsgebietsanalyse zur Ermittlung der Stressorenbelastung erfolgen. Diese wiederum bildet die Grundlage für eine Priorisierung konkreter Maßnahmen zur Minimierung der Auswirkungen des Klimawandels im Einzugsgebiet.

Mittelfristiger Forschungsbedarf

Daten aus den o.g. drei Themenbereichen können für komplexe Fragen, die ökologische Beziehungen berücksichtigen, verwendet werden. Experimente von Vohmann (2008) im Rhein sowie die Darstellung für terrestrische Ökosysteme von Berg et al. (2010) zeigen die Bedeutung von Verschiebungen in den Nahrungsnetzen oder match-mismatch-Phänomenen, die aber bisher nur wenig durch Literatur abgedeckt sind. Die vorgeschlagenen Forschungsthemen würden mittelfristig die Grundlagen schaffen, um zumindest Teilaspekte zu bearbeiten, z.B. durch vergleichende Arealverschiebungen, die match-mismatch-Analysen ermöglichen.

8 Literatur

- BAUER, C. (2001): Klinische, hämatologische und klinisch-chemische Untersuchungen zur subakuten Toxizität von Nonylphenol bei Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*) und Spiegelkarpfen (*Cyprinus carpio* L.). Dissertation des Fachgebiets Fischkrankheiten und Fischhaltung der Tierärztlichen Hochschule Hannover: 210 S.
- BECKMANN, M. (2002): Auswirkungen des Rheinhochwassers auf das Makrozoobenthos seiner Zuflüsse. Dissertation an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn: 96 S.
- BERG, M. P., E. T. KIERS, ET AL. (2010): Adapt or disperse: understanding species persistence in a changing world. *Global Change Biology* 16(2): 587-598.
- BFG (2006): Niedrigwasserperiode 2003 in Deutschland: Ursachen - Wirkungen - Folgen. Mitteilung Nr. 27, Bundesanstalt für Gewässerkunde: 211 S.
- BRAUNE, E., O. RICHTER, D. SÖNDGERATH & F. SUHLING (2008): Voltinism flexibility of a riverine dragonfly along thermal gradients. *Global Change Biology* 14(3): 470-482.
- BUISSON, L. & G. GRENOUILLET (2009): Contrasted impacts of climate change on stream fish assemblages along an environmental gradient. *Diversity and Distributions* 15(4): 613-626.
- BUISSON, L., W. THUILLER, S. LEK, P. LIM & G. GRENOUILLET (2008): Climate change hastens the turnover of stream fish assemblages. *Global Change Biology* 14(10): 2232-2248.
- BURKHARDT-HOLM, P. (2009): Climate change and decline in abundance of brown trout - is there a link? Results from Switzerland. *Klimawandel und Bachforellentrückgang - gibt es einen Zusammenhang? Resultate aus der Schweiz*: 1-9.

- CHRISTMANN, K.-H. (2007): Rhein-Messprogramm Biologie 2006/2007, Teil II-A. Das Phytoplankton im Rhein (2006-2007): 39 S.
- CORDELLIER, M. (2009): Impact of climate change on freshwater snail species' ranges. Dissertation des Fachbereichs Biowissenschaften der Johann Wolfgang Goethe-Universität in Frankfurt am Main: 107 S.
- DAUFRESNE, M. & P. BOËT (2007): Climate change impacts on structure and diversity of fish communities in rivers. *Global Change Biology* 13(12): 2467-2478.
- DAWO, U. (2005): Die ökotoxikologische Bewertung multipler Pestizideinträge in aquatische Ökosysteme - Der Vergleich einer einmaligen mit einer mehrmaligen Pyrethroidbelastung. Disseration an der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan der Technischen Universität München: 231 S.
- DOMISCH, S., JÄHNIG, S.C. & HAASE, P. (in Vorbereitung): Winners and losers of climate change: stream macroinvertebrates of the Central European lower mountain range; Eingereicht bei *Freshwater Biology*.
- DUCHARNE, A. (2008): Importance of stream temperature to climate change impact on water quality. *Hydrology and Earth System Sciences* 12(3): 797-810.
- DUCHARNE, A., BAUBION, C., BEAUDOIN, N., BENOIT, M., BILLEN, G., BRISSON, N., GARNIER, J., KIEKEN, H., LEBONVALLET, S., LEDOUX, E., MARY, B., MIGNOLET, C., POUX, X., SAUBOUA, E., SCHOTT, C., THERY, S. & VIENNOT, P. (2007) Long term prospective of the Seine River system: Confronting climatic and direct anthropogenic changes. *Science Of The Total Environment*, 375(1-3): 292-311.
- ELLENBERG, H., H.E. WEBER, R. DÜLL, V. WIRTH & W. WERNER (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* XVIII, 3. durchgesehene Auflage. Verlag Erich Goltze, Göttingen.
- EC (EUROPEAN COMMISSION) (2009): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive - Supporting the implementation of the first river basinmanagement plans - Workprogramme 2010-2012; letzter Zugriff 10.10.2010
Online http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/objectives/implementation_en.htm;
- FISCHER, V. (2003): Das Nischenkonzept und seine Bedeutung für die Erklärung regionaler Verbreitungsmuster am Beispiel dreier Glossosomatidenarten (Trichoptera, Insecta). Dissertation des Fachbereichs Biologie der Philipps-Universität Marburg: 233 S.
- GEBAUER, S. (2007): Effekte eines Pyrethroids auf verschiedene aquatische Ökosysteme – Ökotoxikologische und genetische Untersuchungen. Dissertation an der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München: 118 S.
- GRAHAM, C.T. & C. HARROD (2009): Implications of climate change for the fishes of the British Isles. *Journal of Fish Biology* 74(6): 1143-1205.
- GROß, H. (2003): Untersuchungen zum Vorkommen des Steinkrebses (*Austropotamobius torrentium* SCHANK 1803) in Nordrhein-Westfalen. *Decheniana* 156: 297-307.
- HAASE, P., A. SUNDERMANN & K. SCHINDEHÜTTE (2006): Informationstext zur Operationellen Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. Unveröffentlichter Bericht. Stand März 2006.
- HAIDEKKER, A. & HERING, D. (2008): Relationship between benthic insects (Ephemeroptera, Plecoptera, Coleoptera, Trichoptera) and temperature in small and medium-sized streams in Germany: A multivariate study. *Aquatic Ecology*, 42: 463-481.
- HERING, D., W. GRAF & A. SCHMIDT-KLOIBER (2007): Autökologische Eigenschaften europäischer Köcherfliegenarten: eine Analyse entlang klimatischer Gradienten. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2006 (Dresden): 71-74.

HLUG (HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE) (2010, 2004): Umweltatlas Hessen. HLUG, Wiesbaden. Online <http://atlas.umwelt.hessen.de/atlas/>; letzter Zugriff 10.10.2010.

HLUG (HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE) (2008): Untersuchung der Auswirkungen des Klimawandels auf Hochwasserscheitelabflüsse und Abflussverhalten im Lahnggebiet und im hessischen Maingebiet. HLUG, Wiesbaden. Online <http://klimawandel.hlug.de/forschungsprojekte/inklim-2012-baustein-ii-plus/berichte.html>; letzter Zugriff 20.11.2010.

IBISCH, R.B. (2004): Biogene Steuerung ökologischer Systemeigenschaften des hyporheischen Interstitials der Lahn (Hessen). Dissertation am Institut für Hydrobiologie, Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften, Wasserwesen der Technischen Universität Dresden. 180 S.

IKSR (2004): Wärmebelastung der Gewässer im Sommer 2003. Zusammenfassung der nationalen Situationsberichte. 70. Plenarsitzung – 8./9. Juli 2004 - Bern. Bericht Nr. 142d, Internationale Kommission zum Schutz des Rheins: 46 S.

IPCC (2007): Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M.Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

KIRCHESCH, V. & A. SCHÖL (1999): Das Gewässergütemodell QSIM – Ein Instrument zur Simulation und Prognose des Stoffhaushaltes und der Planktondynamik von Fließgewässern. – Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 43(6): 302–309.

KÖHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. Landschaft und Stadt 10: 73-85.

KOLBINGER, A. (2002): Fischbiologische Kartierung der Durchgängigkeit niederbayerischer Fließgewässer. Dissertation an der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München, 219 S.

KÜTTEL, S., A. PETER & A. WÜEST (2002): Rhône Revitalisierung - Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischer Fließgewässer. Publikation Nr. 1: 41 S.

LADEWIG, V. (2004): Der Einfluss von hormonell wirksamen Umweltchemikalien auf die Populationsökologie von Gammarus fossarum. Dissertation der Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften der Technischen Universität Dresden: 204 S.

LASSALLE, G. & E. ROCHARD (2009): Impact of twenty-first century climate change on diadromous fish spread over Europe, North Africa and the Middle East Global Change Biology 15(5): 1072-1089.

LORENZ, A. & W. GRAF (2008): (Mögliche) Verlierer und Gewinner des Klimawandels innerhalb der Insektenordnung Plecoptera (Steinfliegen). Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2007 (Münster): 326-330.

LUBW (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG) (2004): Das Niedrigwasserjahr 2003. In Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie Nr. 85. Karlsruhe.

MEHLIG, B. & J. ROSENBAUM-MERTENS (2008): Klimawandel – Auswirkungen auf Oberflächengewässer: Quantität und Qualität. Präsentation zur Fachtagung „Folgen des Klimawandels für die Wasserwirtschaft, 20. Mülheimer Wassertechnisches Seminar 2007“.

MEILINGER, P. (2003): Makrophyten als Bioindikatoren zur leitbildbezogenen Bewertung von Fließgewässern. Ein Beitrag zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Dissertation, Technische Universität München: 128 S.

QUIEL, K., H. FISCHER, V. KIRCHESCH & A. SCHÖL (2008): Modellierung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Gewässergüte der Elbe. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2007 (Münster): 331-335.

- REINARTZ, R., E. BOHL & M. HERRMANN (2007): Auswirkungen der Gewässererwärmung auf die Physiologie und Ökologie der Süßwasserfische Bayerns, Bayerisches Landesamtes für Umwelt, Referat 57/Gewässerökologie: 124 S.
- SAILER, G. (2005): The roles of local disturbance history and microhabitat parameters for stream biota. Dissertation an der Fakultät für Biologie der LMU München: 195 S.
- SCHAUMBURG, J., C. SCHRANZ, D. STELZER, G. HOFMANN, A. GUTOWSKI & J. FÖRSTER (2006): Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Stand Januar 2006: 124 S.
- SCHIRLING, M. (2005): Effekte von Xenohormonen auf die limnischen Invertebraten *Gammarus fossarum* (Crustacea, Amphipoda) und *Marisa cornuarietis* (Mollusca, Prosobranchia). Dissertation an der Fakultät für Biologie der Eberhard Karls Universität Tübingen: 118 S.
- SCHMUTZ, S., C. MATULLA, A. MELCHER, T. GERERSDORFER, P. HAAS & H. FORMAYER (2004): Beurteilung der Auswirkungen möglicher Klimaänderungen auf die Fischfauna anhand ausgewählter Fließgewässer. Endbericht, im Auftrag des BMLFUW, GZ 54 3895/163-V/4/03.
- SCHÖLL, F. (2007): Rhein-Messprogramm Biologie 2006/2007, Teil II-D. Das Makrozoobenthos des Rheins 2006/2007. 39 S.
- SOMMER, U. & K. LENGFELLNER (2008): Climate change and the timing, magnitude, and composition of the phytoplankton spring bloom. *Global Change Biology* 14(6): 1199-1208.
- STADTHAGEN, T. (2007): Entwicklung eines online Gewässermonitoringsystems mittels Biosensorchips zum Nachweis ausgewählter Xenobiotika. Dissertation an der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan der Technischen Universität München: 196 S.
- SUTTER, K. (2000): Untersuchungen zur Akkumulation und physiologischbiochemischen Wirkung von Schwermetallen im Wassermoos *Fontinalis antipyretica* L. ex Hedw. Dissertation an der Mathematisch-Naturwissenschaftlich-Technischen Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg: 162 S.
- VOHMANN, A. (2008): Impact of warming on fitness, phenology and feeding activity of riverine benthic filter feeders. Dissertation der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität zu Köln: 129 S.
- WAGENSCHNIG, D. (2006): Einfluß der Gewässermorphologie auf die Nährstoffretention: Modellstudie am Beispiel der mittleren Weißen Elster. Dissertation an der Fakultät für Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik der Brandenburgischen Technischen Universität Dresden: 109 S.
- WEIDENDORFER, H. (2008): Modulation der ökotoxikologischen Wirkungen von Terbutylazin durch Run-off-Ereignisse in aquatischen Freiland-Mikrokosmen. Dissertation des Fachgebiets für Ökotoxikologie der Technischen Universität München: 156 S.
- WIRZINGER, G. (2008): Stressorinduzierte ökotoxikologische Effekte und Genexpressionsveränderungen bei *Chironomus riparius*. Dissertation des Fachbereichs Biowissenschaften der Johann Wolfgang Goethe-Universität, Frankfurt Main: 181 S.
- XENOPOULOS, M. A., D. M. LODGE, ET AL. (2005): Scenarios of freshwater fish extinctions from climate change and water withdrawal. *Global Change Biology* 11(10): 1557-1564.
- ZEBISCH, M., T. GROTHMANN, D. SCHRÖTER, C. HASSE, U. FRITSCH & W. CRAMER (2005): Klimawandel in Deutschland - Vulnerabilität und Anpassungsstrategien klimasensitiver Systeme. UBA Forschungsbericht 201 41 253. Umweltbundesamt. Dessau: 203 S.

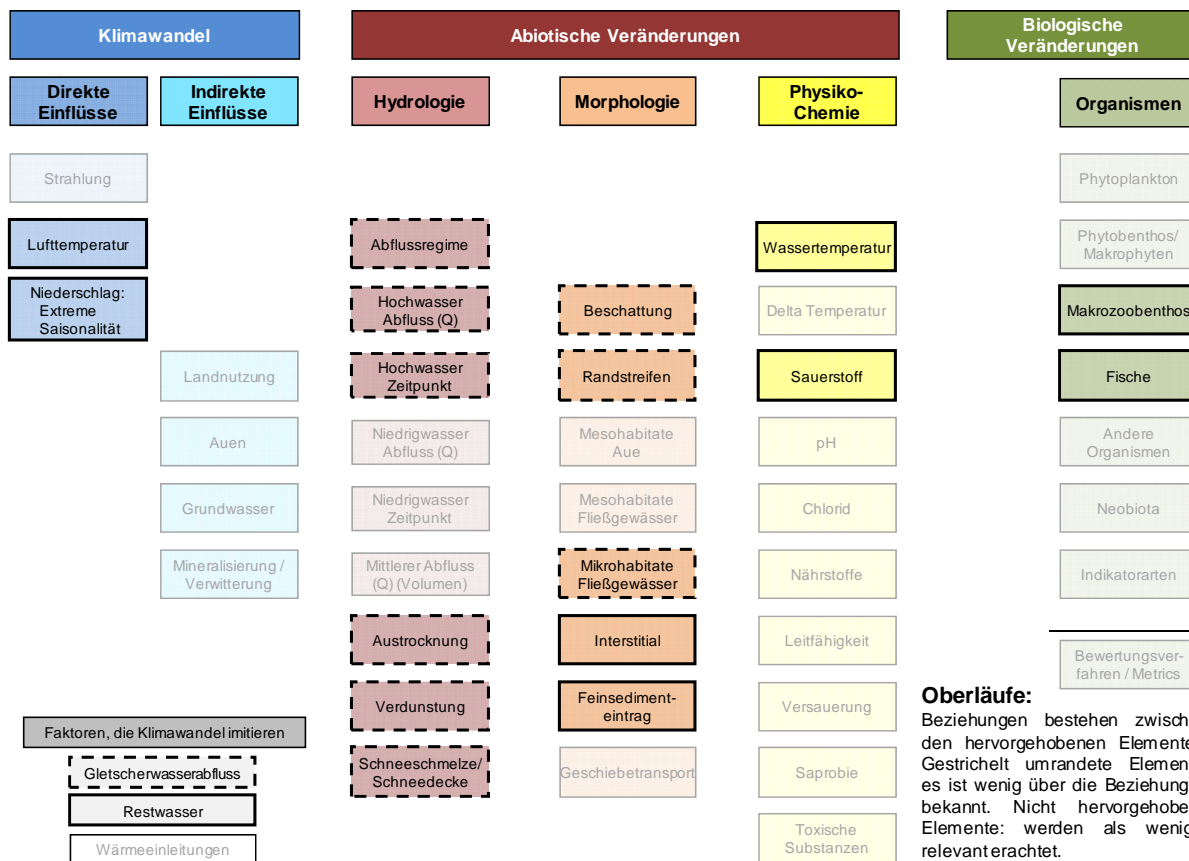
9 Anhang

A - Relevante Wirkungsbeziehungen in Oberläufen

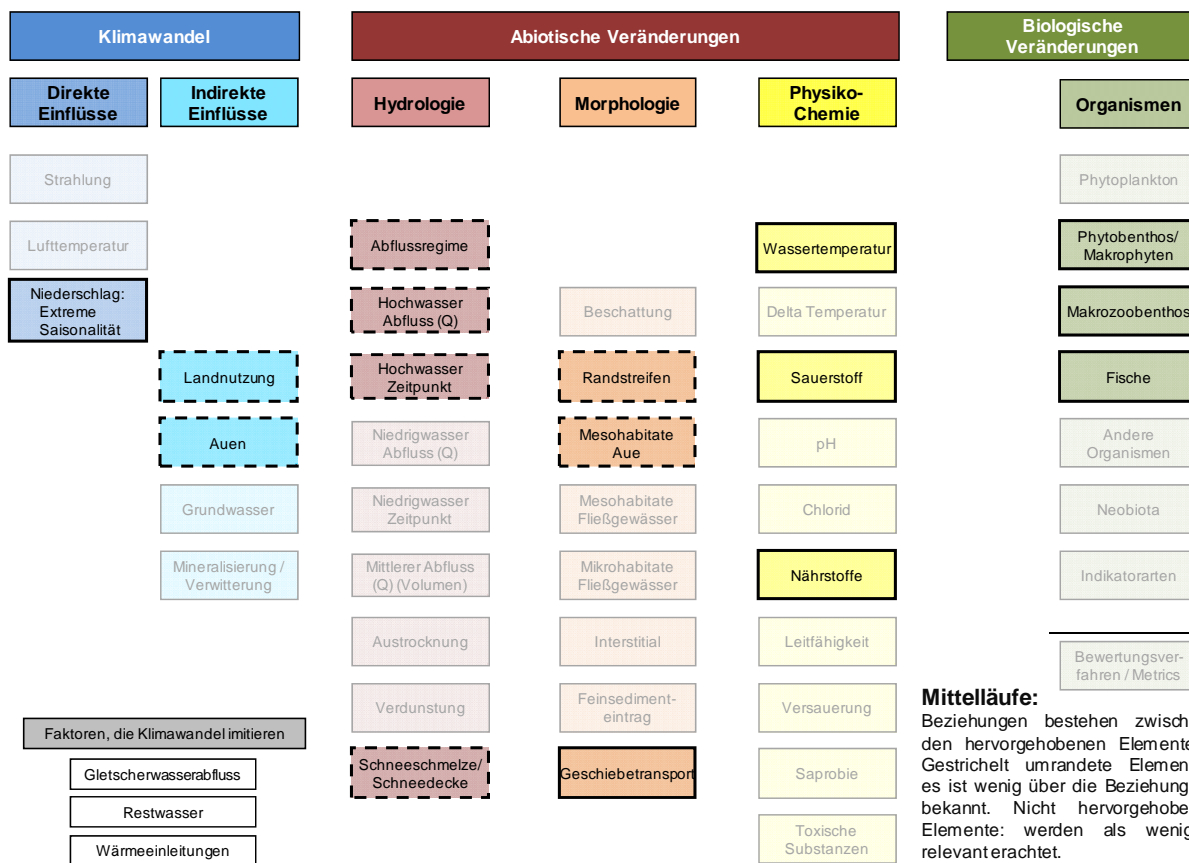
B - Relevante Wirkungsbeziehungen in Mittelläufen

C - Relevante Wirkungsbeziehungen in Unterläufen

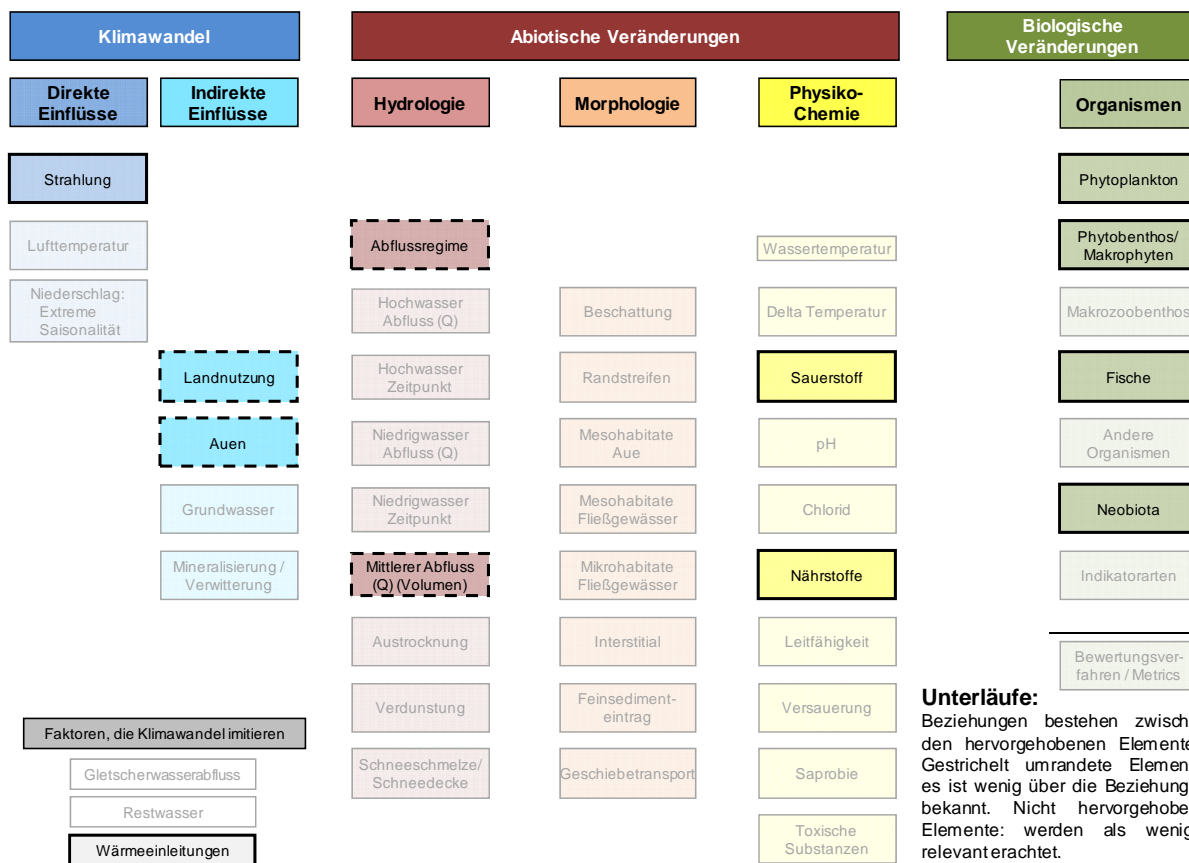
Anhang A: Relevante Wirkungsbeziehungen in Oberläufen



Anhang B: Relevante Wirkungsbeziehungen in Mittelläufen



Anhang C: Relevante Wirkungsbeziehungen in Unterläufen



Unterläufe:
Beziehungen bestehen zwischen den hervorgehobenen Elementen. Gestrichelt umrandete Elemente: es ist wenig über die Beziehungen bekannt. Nicht hervorgehobene Elemente: werden als weniger relevant erachtet.