

Zuwendungsempfänger: Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung	Laufzeit: 01.05.2012 - 30.11.2013
Vorhabensbezeichnung: Anforderungen an ein gewässerökologisches Klimamonitoring	

Auftrag im Rahmen des Kooperationsvorhabens KLIWA: "Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft"

Kennzeichen: 81-0270-16274/2012

Auftraggeber: Bayerisches Landesamt für Umwelt

LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg

Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz

Projektleitung:

Dr. Andrea Sundermann¹, Prof. Dr. Peter Haase¹, Prof. Dr. Daniel Hering²

Projektbearbeitung:

Dr. Peter Rolaufts², Dr. Sonja Stendera², Dr. Andrea Sundermann¹

Unter Mitwirkung von:

Dr. Klaus van de Weyer (lanaplan)

¹ Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung, Abteilung für Limnologie und Naturschutzforschung, Clamecystraße 12, 63571 Gelnhausen

² Universität Duisburg-Essen, Abteilung Angewandte Zoologie / Hydrobiologie, 45117 Essen

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	1
2. Formulierung der Anforderungen an die Konzeption eines Klimamonitorings	2
2.1 Zusammenstellung bisheriger Ansätze zum gewässerökologischen Klimamonitoring aus Deutschland, Europa sowie weltweit	2
2.2 Zusammenstellung derzeit untersuchter Parameter in der KLIWA-Region	7
2.3 Ableitung konzeptioneller Eckpunkte für ein künftiges gewässerökologisches Klimamonitoring: Datengrundlagen und Auswertung	9
<i>LF1 Was soll überwacht werden?</i>	9
<i>LF2 Wo soll überwacht werden?</i>	17
<i>LF3 Wann, wie oft und nach welcher Methode soll überwacht werden?</i>	18
3. Expertenworkshop	26
4. Exemplarische Analysen mit Daten der Landesuntersuchungsprogramme 28	
4.1 Überprüfung der Eignung des methodischen Ansatzes anhand vorliegender Daten	32
4.1.1 <i>Abiotik</i>	32
4.1.2 <i>Fische</i>	37
4.1.3 <i>Makrophyten</i>	41
4.1.4 <i>Makrozoobenthos</i>	45
4.1.4.1 <i>Auswertung der Daten von Referenzmessstellen</i>	45
4.1.4.2 <i>Auswertung der Daten zum Monitoring versauerter Bäche</i>	57
4.2 Mindestanforderungen an Messdaten	60
4.2.1 <i>Übergreifende Hinweise</i>	60
4.2.2 <i>Abiotische Parameter</i>	61
4.2.3 <i>Fische</i>	63
4.2.4 <i>Makrophyten</i>	69
4.2.5 <i>Makrozoobenthos</i>	72
4.2.6 <i>Wesentliche Ergebnisse zu den Fragen, Was?, Wo?, Wann, wie oft und nach welchen Methoden? gemessen werden sollte</i>	74
4.2.7 <i>Anmerkungen zu Diatomeen und zum Phytoplankton</i>	76
5. Bewertung der Methoden und Konzepte sowie der verfügbaren Daten	76
5.1 Eignung zur Beschreibung bereits erfolgter klimabedingter Veränderungen	76

5.2 Eignung zur Projektion künftiger gewässerökologischer Auswirkungen von Klimaänderungen	77
5.3 Unsicherheiten der Methoden für die Wasserwirtschaft	77
5.4 Empfehlungen zur Komplettierung von Untersuchungsprogrammen hinsichtlich Messgrößen, Messfrequenzen, Standorten und Gewässertypen	78
6. Zusammenfassung	82
7. Literatur	87
Anhang	94

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: In der KLIWA-Region verwendete physikalisch-chemische Parameter inklusive ihrer Messfrequenzen.	7
Tab. 2: Zeitraum, in dem in den Bundesländern das Makrozoobenthos aufgenommen wird.	8
Tab. 3: Auswirkungen des Klimawandels auf Individuen, Populationen und Biozönosen.	12
Tab. 4: Übersicht der physikalisch-chemischen Messstellen baden-württembergischer Fließgewässer.	29
Tab. 5: Übersicht über Datengrundlage „Biologie“	31
Tab. 6: Kenngrößen der linearen Abflusstrends.	37
Tab. 7: Indizes, die für die Analysen berücksichtigt wurden.	42
Tab. 8: Datensätze, die für die Auswertung im Projekt berücksichtigt wurden.	45
Tab. 9: Anzahl der Makrozoobenthosproben aus Referenz- oder best of-Gewässern, aufgeschlüsselt nach Gewässergröße und Region.	47
Tab. 10: Faktoren, die möglicherweise klimabedingte Trends in Daten überlagern können.	48
Tab. 11: Ergebnisse der multiplen linearen Modelle unter Einbeziehung der in Formel 1 genannten Faktoren.	52
Tab. 12: Anzahl der Makrozoobenthosproben aus Referenzgewässern mit Abflussdaten.	53
Tab. 13: Ergebnisse der multiplen linearen Modelle unter Einbeziehung der in Formel 2 genannten Faktoren und dem mittleren Jahresabfluss (MQ_Jahr).	55
Tab. 14: Ergebnisse der multiplen linearen Modelle unter Einbeziehung der in Formel 2 genannten Faktoren und dem mittleren Jahresabfluss (MQ_Sommer).	55
Tab. 15: Ergebnisse der multiplen linearen Modelle unter Einbeziehung der in Formel 2 genannten Faktoren und dem mittleren Jahresabfluss (MQ_Winter).	56
Tab. 16: Ergebnisse der multiplen linearen Modelle unter Einbeziehung der in Formel 3 genannten Faktoren.	58
Tab. 17: Anzahl der in den versauerten Gewässern nachgewiesenen Taxa.	59
Tab. 18: Physikalisch-chemische Parameter eines gewässerökologischen Klimamonitorings.	63
Tab. 19: Zur Überwachung vorgeschlagene Arten.	65
Tab. 20: Variabilität der Befischungsergebnisse an zwei aufeinander folgenden Terminen.	68
Tab. 21: Metriks der Qualitätskomponente „Makrophyten“ zur Indikation veränderter Temperaturen.	69f.
Tab. 22: Metriks der Qualitätskomponente „Makrophyten“ zur Indikation veränderter Abflüsse.	71

Tab. 23: Gegenüberstellung und Wertung der Vor- und Nachteile der Verfahren aus dem Trendbiomonitoring (LUBW 2011) und zur Umsetzung der WRRL.....	73
Tab. 24: Übersicht der wesentlichen Ergebnisse zu den Leitfragen LF 1: Was?, LF:2 Wo? und LF 3: Wann und wie oft und nach welchen Methoden sollte gemessen werden?.....	74f.
Tab. 25: Anzahl und Verteilung der für die Fläche der 3 Bundesländer vorgeschlagenen Messstellen auf die Fließgewässertypen.	80

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Frequenz zur Aufnahme von Daten und Konsequenzen für die Interpretation der Daten.	19
Abb. 2: River Lambourn: Modellierung der monatlichen prozentualen Veränderungen der Phosphatkonzentration für vier Klimaszenarien. Projiziert für das Jahr 2050.....	21
Abb. 3: Oberlauf des River Tweed. Modellierung der monatlichen prozentualen Veränderung der Nitratkonzentration für vier Klimaszenarien. Projiziert für das Jahr 2050.....	21
Abb. 4: Unterlauf des River Tweed. Modellierung der monatlichen prozentualen Veränderungen der Nitratkonzentration für vier Klimaszenarien. Projiziert für das Jahr 2010	22
Abb. 5: Entwicklung des MQ ausgewählter Fließgewässer.	35
Abb. 6: Entwicklung des MQ (Winter) ausgewählter Fließgewässer.....	36
Abb. 7: Ergebnisplot der CCA (Fische).....	40
Abb. 8: Ergebnisplot der RDA (Makrophyten).	44
Abb. 9: Theoretisches Beispiel einer durch multiple Regression abgeleiteten Ebene.	49
Abb. 10: Entwicklung der Lufttemperatur (Jahresmittel in °C) in Bayern in den Jahren zwischen 1998 bis 2011.	51
Abb. 11: Antreffwahrscheinlichkeiten ausgewählter Arten am Beispiel der Juli-Mitteltemperatur....	64

1. Einleitung

Im Rahmen der Studie „Anforderungen an ein gewässerökologisches Klimamonitoring“ sollte ein erstes Rahmenkonzept für ein Mess- und Auswertungssystem abgeleitet werden, welches die Detektion klimabedingter Änderungen in Fließgewässerökosystemen im süddeutschen Raum ermöglicht.

Die Entwicklung des Rahmenkonzeptes erfolgte in vier aufeinander aufbauenden Schritten:

1. Zusammenstellung und Auswertung bisheriger Ansätze (national wie international) mit dem Ziel der Entwicklung eines empirisch abgeleiteten Rahmenkonzeptes
2. Vorstellung, Abstimmung und Feinjustierung des empirischen Rahmenkonzeptes auf einem Expertenworkshop
3. Testen und weiterentwickeln des Rahmenkonzeptes anhand von biotischen und abiotischen Datensätzen aus den KLIWA-Ländern
4. Abschließende Bewertung (Möglichkeiten und Grenzen des Ansatzes)

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

Kapitel 2: Es werden alle bisherigen Ansätze zum gewässerökologischen Klimamonitoring aus Deutschland, Europa sowie weltweit zusammengestellt. Darüber hinaus werden die derzeit untersuchten Parameter in der KLIWA-Region aufgeführt. Basierend hierauf werden die konzeptionellen Eckpunkte für ein künftiges gewässerökologisches Klimamonitoring abgeleitet. Ziel war es, ein potenzielles Set an abiotischen Parametern und biotischen Indizes zusammenzustellen, welches klimabedingte Veränderungen der Gewässertemperaturen, im Abflussverhalten sowie in der Gewässerqualität anzuzeigen vermag. Basierend auf den Ergebnissen wurde ein erstes Rahmenkonzept entwickelt (Position 1).

Kapitel 3: Das Rahmenkonzept wurde auf einem Expertenworkshop vorgestellt und mit einem erweiterten Expertenkreis diskutiert (Position 2). Die wesentlichen Diskussionsbeiträge werden im vorliegenden Abschlussbericht nur kurz wiedergegeben, finden jedoch inhaltlich insbesondere in Kapitel 4 und 5 Berücksichtigung. Ein ausführliches Protokoll zum Workshop findet sich im Anhang zum Bericht.

Kapitel 4: Die Daten der Landesuntersuchungsprogramme werden analysiert, mit dem Ziel die Eignung potenzieller biotischer und abiotischer Kenngrößen anhand vorliegender Daten zu überprüfen (Position 3). Hierbei werden Mindestanforderungen an Messdaten formuliert sowie eine Liste erstellt, die die zu untersuchenden Taxa bzw. Taxagruppen, abiotischen Parameter und zu verwendenden Monitoringmethoden enthält.

In Kapitel 4 wird sukzessive versucht, die drei zentralen Fragen zu beantworten:

Was soll für ein zukünftiges Klimamonitoring gemessen werden?

Wann und wie oft und nach welchen Methoden soll gemessen werden?

Wo soll gemessen werden?

Am Ende des Kapitels werden die zentralen Ergebnisse zu diesen drei Fragen übersichtlich in Form einer Tabelle dargestellt.

Kapitel 5: Es folgt eine Bewertung der Methoden und Konzepte sowie der verfügbaren Daten hinsichtlich der Beschreibung bereits erfolgter klimabedingter Veränderungen (Position 4). Zudem werden Unsicherheiten der Methoden für die Wasserwirtschaft diskutiert. In Kapitel 5 werden zudem Empfehlungen zur Komplettierung von Untersuchungsprogrammen hinsichtlich Messgrößen, Messfrequenzen, Standorten und Gewässertypen gegeben.

2. Formulierung der Anforderungen an die Konzeption eines Klimamonitorings

2.1 Zusammenstellung bisheriger Ansätze zum gewässerökologischen Klimamonitoring aus Deutschland, Europa sowie weltweit

Es wurde eine umfangreiche Literaturrecherche durchgeführt, um die bisherigen Strategien, Anforderungen und Ansätze zum fließgewässerökologischen Klimamonitoring zusammenzutragen. Die Recherche nach relevanter Literatur erfolgte im Web of Science (WoS), Scopus und in Google. Hierbei wurde beachtet, dass bereits im KLIWA Projekt „Einfluss des Klimawandels auf die Fließgewässerqualität – Literaturrecherche und erste Vulnerabilitätseinschätzung“ eine Literaturrecherche durchgeführt wurde (Jähnig et al. 2010). Die Ergebnisse aus der von Jähnig et al. (2010) durchgeführten Literaturrecherche wurden genutzt und durch neuere Literatur und Studien auf den aktuellen Stand gebracht sowie durch Studien ergänzt, die sich gezielt mit dem Thema Monitoring beschäftigen.

Insgesamt ergab die Literaturrecherche über 200 Zitate, in denen relevante Informationen zum gewässerökologischen Monitoring verarbeitet wurden:

- wissenschaftliche (peer-reviewed) Artikel aus internationalen Fachzeitschriften, die einerseits den Effekt des Klimawandels auf Gewässer im abiotischen Bereich zeigen (großskalige Ebene), teilweise Wirkungsketten beschreiben, aber auch Bioindikatoren vorschlagen, die den Klimawandel auf der biotischen Ebene abbilden (kleinskalig);
- Beschreibung allgemeiner Programme zum Gewässermonitoring, hauptsächlich aus Europa und den USA;
- allgemeine Abhandlungen über Klimawandel und die zu erwartenden Folgen weltweit;
- technisch geprägte Reporte, hauptsächlich EU-Berichte über die WRRRL, sowie Beschreibungen von Adaptionsstrategien;
- Buchzitate, die für die Konzeption eines Monitoringprogramms zur Detektion anthropogener Effekte wie Klimawandel hilfreich sein könnten (z.B. Mosbrugger et al. 2012).

Inhaltlich lassen sich die Fundstücke zwei Themengebieten zuordnen. Das erste Themengebiet behandelt Empfehlungen, wie ein Monitoring konzipiert sein sollte, was zu beachten ist und welche abiotischen bzw. biotischen Parameter bedeutsam sind; außerdem werden Vorschläge für geeignete Indikatoren zur Detektion des Klimawandels gemacht. Das zweite Themenfeld umfasst Berichte (hauptsächlich aus Deutschland und Europa) über aktuelle Messprogramme und Anpassungsstrategien an den Klimawandel; hierzu gehören Monitoring- bzw. Gewässerbewertungsberichte aus den einzelnen Bundesländern. Im Folgenden werden basierend auf der Literaturrecherche die beiden Themengebiete näher beleuchtet, Beispielzitate benannt und die wesentlichen Schlussfolgerungen zusammengefasst.

1) Empfehlungen zur Konzeption eines Monitorings

Allgemeine Empfehlungen zum Design belastungsbasierter Monitoringprogramme geben z.B. Beede et al. 2011, Downes et al. 2002, Evans et al. 2003, Hick & Bridges 1997, Korte & Sommerhäuser 2011, Lee II et al. 2008, MacRitchie 2011 sowie Prato 2008. Die genannten Autoren schlagen unter anderem vor:

- Es ist besser, wenige **unabhängige Messstellen bzw. Gewässer** zu überwachen als viele, die evtl. gleiche (redundante) Informationen liefern. Zur Auswahl geeigneter Stellen wird eine regionale Gefährdungsabschätzung empfohlen, die Antwort gibt auf die Frage, welche Gewässerabschnitte durch den Klimawandel besonders gefährdet sind.
- Nur **Langzeituntersuchungen** sind in der Lage, die Folgen des Klimawandels adäquat zu detektieren. Hierzu ist die Intensivierung vorhandener Überwachungsprogramme zur Wasserqualität durch weitere Messungen bzw. durch Übernahme von Altdatenbeständen gut geeignet. Poweranalysen können helfen abzuschätzen, wie lange es braucht, bis die Effekte messbar sind.
- Besonderes Augenmerk ist auf das **Monitoring von Referenz- und best of-Stellen** zu legen, um der Überlagerung möglicher Auswirkungen des Klimawandels durch andere Stressoren auszuweichen und Klimaeffekte detektieren zu können.
- Hingewiesen wird auch auf die **Folgen des Klimawandels hinsichtlich „neuer“ Schadstoffe** (Arzneimittel, pathogene Keime etc.) und ihrer Anreicherung in Gewässern infolge von Trockenperioden. Eine Abschätzung der Folgen ließe sich mittels der Methode der Trendanalyse vornehmen.

Vielfach wurde die Wirkung der globalen Erwärmung auf aquatische Systeme untersucht. Spezielle Empfehlungen zum Monitoring des Klimawandels und dessen Wirkung auf Abiotik und Gewässerzönosen geben u.a. Arnell & Reynard 1996, Boulton 2003, Hauer et al. 1997 sowie Hennegriff et al. 2008. Als Schlussfolgerung aus all diesen Artikeln ist festzuhalten, dass die globale Erwärmung vor allem die Wassertemperatur sowie die hydrologischen Kenngrößen beeinflusst:

- Hochwasser: Zunahme in der Frequenz und Ausprägung von Hochwasserereignissen. Damit verbunden ist ein erhöhter Eintrag von Sedimenten, zunehmender Austrag von Grobdetritus (CPOM), Änderungen in der Gewässermorphologie, Zunahme des Eintrags toxischer Substanzen durch stärkere Auswaschung des Bodens im Einzugsgebiet und dadurch erhöhtes Risiko der Versauerung.
- Niedrigwasser/Trockenperioden: Zunahme in der Frequenz und Ausprägung von Niedrigwasser/Trockenperioden. Damit verbunden ist eine Veränderung der Abflusssdynamik und Abnahme der Fließgeschwindigkeit, temporäres oder permanentes Trockenfallen, niedrige O₂-Konzentration bei gleichzeitig hohen N -und P-Raten in Pools, Risiko der Eutrophierung durch sinkendes gelöstes organisches Material (DOM) und erhöhten NH₄-Gehalt.
- Temperaturveränderungen: Zunahme der Temperatur und damit verbunden eine Zunahme von Makrophyten sowie Algen, erhöhte Respirationsraten und Primärproduktion (Eutrophierungsrisiko), niedrige Sauerstoffkonzentrationen, Verkürzung der Eisdeckendauer, Rückgang kaltstenothermer Arten und Zunahme der Neobiota.

Um die genannten Veränderungen zu detektieren, wird eine Reihe von Messparametern vorgeschlagen:

- abiotisch: Pegeldaten (mittlere Jahresabflüsse sowie Winter- und Sommerabflüsse, Ausmaß und Frequenz von Hochwässern), Temperatur, toxische Substanzen, pH-Wert, Dauer der Eisdecke, Wasserchemie (O₂, N-Verbindungen, P-Verbindungen);
- biotisch: Algenbiomasse, Zusammensetzung der Biozöosen – hier vor allem Fische (z.B. Bachforelle) und MZB (Anteil bestimmter Ernährungstypen, Anzahl von EPT-Taxa).

Andere Autoren haben die Wirkung erhöhter Wassertemperaturen oder veränderter Hydrologie auf einzelne Arten untersucht, mit dem Ziel, artspezifische Sensitivitäten bzw. Vulnerabilitäten gegenüber dem Klimawandel abzuschätzen, um auf diese Weise neue Indikatoren zu identifizieren, beispielsweise im Bereich der Phänologie (beschleunigte Entwicklung und frühere Fortpflanzung bei Amphipoden; frühere Emergenz bei EPT-Taxa (Wagner et al. 2011); verringerte Wachstumsraten Bachforellen). Zu finden sind diese Ansätze u. a. in: Gregory et al. 2000, Harper & Peckarsky 2006, Hogg & Williams 1996, Ayllon et al. 2012.

2) Auswahl wichtiger Messprogramme

An erster Stelle sind hier zu nennen:

- Klimawandel in Süddeutschland (Arbeitskreis KLIWA 2008 und 2011): Beide Berichte stellen die langjährigen Veränderungen hydrologischer und meteorologischer Kenngrößen in den Regionen und Flussgebietseinheiten der KLIWA-Region vor. Dies sind: Lufttemperatur, Niederschlag sowie Hoch- und Niedrigwasserabfluss.

- Langzeitverhalten von Grundwasserständen, Quellschüttungen und grundwasserbürtigen Abflüssen in Baden-Württemberg, Bayern und Rheinland-Pfalz (KLIWA 2011): Der Bericht umfasst die Ergebnisse dreier Projekte. Langjährige Ganglinien von Grundwasserständen und Quellschüttungen einer Vielzahl von Messstellen aus dem Gebiet der KLIWA-Länder wurden hinsichtlich der Auswirkungen klimatischer Veränderungen untersucht. Die statistischen Auswertungen fokussieren u. a. auf sich verändernde Periodizitäten bzw. Trends in exogenen Variablen (Lufttemperatur, Windgeschwindigkeit, Sonnenscheindauer, Niederschlag etc.) als auch in den Ganglinien der genannten hydrologischen Parameter. Anthropogenen Beeinflussungen (Nutzungen) sowie Witterungsschwankungen spielen eine prägende Rolle. Anzeichen für klimatisch bedingte Entwicklungstendenzen wurden nicht erkannt.
- Trendbiomonitoring – Biozönotisches Langzeit-Monitoring in Fließgewässern Baden-Württembergs (LUBW 2011): Der Bericht gibt eine zusammenfassende Beschreibung der Langzeituntersuchungen zum Trendbiomonitoring des Makrozoobenthos an 30 Dauerbeobachtungsstellen an insgesamt 11 Fließgewässern Baden-Württembergs. Mit den Auswertungen werden biozönotische Veränderungen, besonders in größeren, stärker genutzten Fließgewässern wie Rhein, Neckar und Donau aufgezeigt. Ein Schwerpunkt beschäftigt sich mit möglichen Auswirkungen des Klimawandels. Trends in Luft- und Wassertemperaturen wurden ermittelt und mit der biozönotischen Entwicklung verglichen.
- Central European Stream Ecosystems – The long term study of the Breitenbach (Wagner et al. 2011): Das Werk beschreibt eine sehr umfassende Studie zur Ökologie eines kleinen Fließgewässers zwischen Vogelsberg und Rhön. Ein Aspekt der Untersuchungen ist die langjährige Entwicklung des Vorkommens und der Häufigkeit von Fließwasserinvertebraten in Abhängigkeit von abiotischen Parametern, die sich im Zuge klimatischer Veränderungen ergeben können. Insbesondere Abflussmuster und ihre Dynamik im zeitlichen Verlauf stehen dabei im Fokus.

Andere Berichte setzen sich mit der Konzeption von Monitoringprogrammen auseinander, beinhalten technische Beschreibungen oder thematisieren die Umsetzung der WRRL:

- „Eckpunkte für die organisatorische und inhaltliche Zusammenarbeit der Umweltverwaltungen beim Monitoring nach der EG-Wasserrahmenrichtlinie, der FFH- Richtlinie sowie der EG-Vogelschutzrichtlinie“ (Bericht der LANA-LAWA Kleingruppe „Monitoring“ 2008 als Vorlage für die 67. UMK1)
- Einsatzmöglichkeiten des Biomonitorings zur Überwachung von Langzeit-Wirkungen in Gewässern (LAWA-Arbeitskreis „Biomonitoring“ 1999): Der Bericht gibt eine Übersicht über die Methoden, die eine Überwachung von Langzeitwirkungen in Gewässern ermöglichen, und

¹ UMK = Umweltministerkonferenz

dokumentiert den Stand der Anwendung dieser Methoden in Deutschland. Außerdem wird diskutiert, ob die ursprünglich als Frühwarnsysteme konzipierten Biotests es erlauben, zusätzliche Erkenntnisse über Langzeitwirkungen zu erhalten.

- Monitoring under the Water Framework Directive – Guidance document no. 7 (European Commission 2003): Zweck des Dokuments ist es, Entscheidungsträgern und anderen mit der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie befassten Personen eine Leitlinie für den Aufbau von Messprogrammen an die Hand zu geben. Ein Schwerpunkt wird dabei auf eine angemessene Methode bei der Auswahl von Parametern bzw. Indikatoren gelegt sowie auf das Design von Monitoringprogrammen.
- River basin management in a changing climate – Guidance document no. 24 (European Commission 2009): Das Hauptziel des Berichts liegt in der sukzessiven Integration des Klimawandels (inklusive seiner Auswirkungen) in die Bewirtschaftungspläne des zweiten und dritten Zyklus. Dies beinhaltet sowohl die Belange der Wasserrahmenrichtlinie als auch die des Hochwassermanagements. In einem Grundlagenkapitel werden die gängigen Klimamodelle sowie die daraus abgeleiteten Szenarien vorgestellt.
- Berichte der internationalen Flussgebietskommissionen (z.B. IKSR, 2011: Rheinmessprogramm Biologie 2012/2013, unveröffentlicht)

Weiterhin gibt es einige Reporte, die Anpassungsstrategien an den Klimawandel vorschlagen, vor allem für den wasserwirtschaftlichen Bereich:

- Porsche et al. (GTZ): International Workshop on Mainstreaming Adaptation to Climate Change - Guidance and Tools
- Schönthaler et al. (UBA): Establishment of an Indicator Concept for the German Strategy on Adaptation to Climate Change
- IKSR (2013): Aktueller Kenntnisstand über mögliche Auswirkungen von Änderungen des Abflussgeschehens und der Wassertemperatur auf das Ökosystem Rhein und mögliche Handlungsperspektiven. IKSR-Bericht 204. Als Download erhältlich unter (Stand 23.09.2013):

http://www.iksr.org/fileadmin/user_upload/Dokumente_de/Berichte/204_d.pdf

Abschließend lässt sich konstatieren, dass die Literatur zum ersten Themengebiet recht ergiebig ist, es aber kaum konkrete Berichte zum Design klimabasierter gewässerökologischer Monitoringprogramme gibt. Ausnahmen stellen beispielsweise die Arbeiten von Marten (2009 und 2010) dar, die Metriks und Auswertungsansätze für ein Klimamonitoring vorstellen, sowie der Trendbiomonitoring-Bericht der LUBW (2011), in dem die Vorgehensweise beschrieben sowie Ergebnisse des biozönotischen Langzeitmonitorings auch im Hinblick auf die Auswirkungen des Klimawandels ausgewertet und bewertet sind. Entsprechende Vorschläge werden im vorliegenden Bericht aufgegriffen. Viele Berichte (und auch Studien) beschränken sich jedoch darauf, den Klimawandel „anzukündigen“ und Reaktion bzw. Antworten zu fordern, ohne jedoch konkrete Handlungsvorschläge zu geben.

2.2 Zusammenstellung derzeit untersuchter Parameter in der KLIWA-Region

a) Chemisch-physikalische Parameter

Im Hinblick auf die in Kapitel 5 vorzunehmende Empfehlung zur Komplettierung von Untersuchungsprogrammen werden im Folgenden die in der KLIWA-Region verwendeten physikalisch-chemischen Parameter inklusive ihrer Messfrequenzen (Anzahl Messungen pro Jahr) aufgelistet (Tab. 1). Hierbei wurden nur solche Parameter gelistet, die für ein Klimamonitoring als relevant identifiziert wurden. Die Angaben zur Messhäufigkeit und Frequenz wurden den Ländermessprogrammen entnommen.

Tab. 1: In der KLIWA-Region verwendete physikalisch-chemische Parameter inklusive ihrer Messfrequenzen (Anzahl Messungen pro Jahr) (dargestellt sind nur die für ein Klimamonitoring relevanten Parameter).

Parameter	BW ¹		BY ²		RP ³
	nicht Referenz ⁴	Referenz ⁵	nicht Referenz	Referenz	
BSB ₅	Häufigkeit: jedes Jahr	Häufigkeit: alle 3 bzw. 6 Jahre	Häufigkeit: jedes Jahr	Häufigkeit: alle 3 Jahre	Häufigkeit: jedes Jahr
Chlorid					
Leitfähigkeit					
NH ₄ -N					
NO ₂ -N	Frequenz: vier- wöchentlich	Frequenz: vier- wöchentlich	Frequenz: 14-täglich	Frequenz: alle 6 Wo- chen	Frequenz: vier- wöchentlich
NO ₃ -N					
pH					
Phosphor					
Sauerstoff					
Temperatur (Wasser)	keine Angabe				
TOC	keine Angabe				

¹ Quelle: LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (Hrsg.) (2007). Überwachungsprogramme: Fließgewässer, Seen, Grundwasser - Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. 1. Auflage. ISBN 978-3-88251-324-0 Download unter: www.lubw.baden-wuerttemberg.de

² Quelle: Handbuch tGewA, Überwachung der Gewässerqualität – Fließgewässer (Teil 1.2.1). Vom Auftraggeber zur Verfügung gestellt.

³ Quelle: MUFV Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz (Hrsg.) (2008). Gewässerbeobachtung – Messen, Beobachten, Dokumentieren. Vom Auftraggeber zur Verfügung gestellt.

⁴ WK-R-Messstellen: Regional bedeutsame Wasserkörper (100 Messstellen)

⁵ WK-L-Messstellen (25, Messstellen in BW in Wasserkörpern mit geringen Belastungsdruck und lokaler Bedeutung) oder Referenzmessstellen (3)

b) Biologische Parameter

Für die biologischen Verfahren sind laut Bewirtschaftungsplänen folgende Erhebungsintervalle vorgesehen:

- Makrophyten 1x pro Jahr alle 3 (6) Jahre

- Fische mindestens 2x alle 6 Jahre, zu verschiedenen Jahreszeiten, nach WRRL empfohlen
- Makrozoobenthos: 1x pro Jahr alle 3 (6) Jahre

Um zu eruieren, in welchen Monaten Untersuchungen der biologischen Qualitätskomponenten stattfinden, wurde auf die Länderdaten zurückgegriffen, die im Rahmen des vom Umweltbundesamt geförderten Projektes „Entwicklung neuer Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Revitalisierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle, FKZ 3710 24 207“ zusammengetragen wurden. Die Durchführung der Vegetationsaufnahmen erfolgte in Baden-Württemberg vorwiegend in den Monaten Juli bis September; 60 % der Aufnahmen fielen in den August. In Bayern wurde zwischen Juni und August kartiert; gut 70 % der Aufnahmen entfielen auf die Monate Juli und August. Aus Rheinland-Pfalz lagen Daten zu lediglich einer Messstelle vor. Befischungen wurden in Rheinland-Pfalz in den Monaten August bis Oktober mit einem ausgeprägten Schwerpunkt zur Mitte des Zeitraums durchgeführt (67 % der Aufnahmen lagen im September). In Bayern war das Zeitfenster der Befischungen deutlich breiter (April bis Oktober), was in erster Linie methodenbedingt ist (zwei Befischungen pro Jahr); eine leichte Konzentrierung ist innerhalb der letzten beiden Monate zu sehen, in denen 40 % der Erhebungen vorgenommen wurden. Die Besammlungszeiten des Makrozoobenthos sind in Tab. 2 aufgeführt.

Tab. 2: Zeitraum, in dem in den Bundesländern das Makrozoobenthos aufgenommen wird.

	Bäche	Flüsse
BW	März - Juni	Mai – Juli*
BY	März - Juni	April - Juli
RP	März - Mai	Mai - Juli

* im 1. Untersuchungsdurchgang 2006/2007 aufgrund von Verzögerungen auch später

Speziell für das Aufzeigen biozönotischer Veränderungen infolge allmählicher Umweltänderungen, wie z. B. dem Klimawandel, führt Baden-Württemberg das sogenannte ‚Trendbiomonitoring‘ durch (LUBW 2011). Es umfasst jährliche Aufsammlungen des Makrozoobenthos an 30 Dauermessstellen an vier Terminen im Jahr sowie an weiteren Messstellen, die in 10-Jahresperioden über drei Jahre in gleicher Intensität durchgeführt werden. Die vor Etablierung des für die WRRL-Kontroll-Untersuchung entwickelten Multi-Habitat-Sampling (ehem. AQEM-Verfahren) in 1995 begonnenen methodisch speziell auf die Erfassung biozönotischer Veränderungen (Artenspektrum) ausgerichteten Trenduntersuchungen beinhalten Beprobungen der Gewässersohle als auch simultan durchgeführte Netzfänge fliegender Adultstadien. Letztere dienen der besseren Erfassung des Indikatorenpektrums, wegen der in vielen Fällen (z. B. Plecoptera) nahezu ausschließlichen Bestimmbarkeit der Arten im Imaginalstadium. Das Monitoring wurde 1995 gestartet und soll bis auf weiteres fortgeführt werden.

2.3 Ableitung konzeptioneller Eckpunkte für ein künftiges gewässerökologisches Klimamonitoring: Datengrundlagen und Auswertung

Unter Berücksichtigung der in Kapitel 2.1 und 2.2 gewonnenen Informationen, wurden Eckpunkte für ein erstes empirisch abgeleitetes Rahmenkonzept für ein gewässerökologisches Klimamonitoring aufgestellt. Hierbei ist zu beachten, dass die in der Literatur vorhandenen Informationen zu den Punkten „Anzahl und Lage der für ein zukünftiges Klimamonitoring benötigten Messstellen“ sowie die „Messfrequenz der abiotischen Parameter bzw. biotischer Indizes/Metriks“ oft dürftig und wenig konkret sind. Auf der Basis der bislang durchgeführten Recherchen können zu den genannten Punkten noch keine konkreten Antworten gegeben werden. Die genannten Punkte können nur dann konkreter beantwortet werden, wenn hierzu ausreichend lange Datenreihen zur Verfügung stehen, die diesbezüglich spezifisch ausgewertet werden können.

Drei Leitfragen

Für die Entwicklung des Rahmenkonzeptes spielen die folgenden drei Leitfragen eine zentrale Rolle:

LF1: Was soll überwacht werden?

LF2: Wo soll überwacht werden?

LF3: Wann, wie oft und nach welchen Methoden soll überwacht werden?

Klimaänderungen werden die Fließgewässertypen des süddeutschen Raums in unterschiedlichem Maße betreffen: Veränderungen in unmittelbaren Faktoren (Temperatur, Hydrologie) als auch in mittelbaren Faktoren (z.B. Löslichkeit von Schadstoffen) wirken nicht auf alle Fließgewässertypen gleich. Entsprechend können klimabedingte Effekte sehr unterschiedlich ausfallen und zwar nicht nur im Hinblick auf ihre Intensität, sondern auch im Hinblick auf die Betroffenheit einzelner Organismengruppen wie auch physikochemischer oder morphologischer Parameter. Im Rahmen der Beantwortung der drei Leitfragen sollen diese Aspekte Berücksichtigung finden.

LF1 Was soll überwacht werden?

In den folgenden Kapiteln werden Parameter, Metriks und Indizes vorgestellt, die für ein Klimamonitoring für besonders sinnvoll und zielführend gehalten werden. Es wurde bewusst auf erneute Darstellung der komplexen Wirkungszusammenhänge zwischen Klimaveränderungen und biozönotischen Folgen verzichtet. Eine umfassende Ausführung dieser Aspekte ist in Jähnig et al. (2010) zu finden.

LF1.1 Welche abiotischen Parameter eignen sich?

Die im Folgenden aufgeführten Parameter erscheinen für ein Klimamonitoring als potenziell geeignet (die Reihenfolge ist hierbei willkürlich gewählt). Die Auswahl der Parameter richtete sich hierbei nach folgenden Kriterien: (a) Es sind Parameter, die in der gesichteten Literatur besonders häufig Erwähnung fanden, (b) die nach Erfahrung der Projektbearbeiter als besonders sinnvoll erscheinen und (c) die oftmals bereits im Rahmen von wasserwirtschaftlichen Programmen der KLIWA-Länder Berücksichtigung finden. Die Kriterien für die Auswahl eines jeden Parameters sind in der nachfolgenden Liste entsprechend vermerkt.

- Luft-Temperatur (a)
- Wasser-Temperatur (a, b, c)
- Beschattung, Globalstrahlung (a, b)
- Niederschlag (Niederschlagsmenge, Anzahl der Tage mit Regen, Intensität und Dauer der Regenereignisse) (a)
- Abfluss (Frequenz, Anzahl und Dauer von Niedrig- und Hochwasserereignissen) (a, b, c)
- pH-Wert (a, b, c)
- Sauerstoffgehalt (a, b, c)
- BSB₅ (a, b, c)
- Nährstoffe (Ammonium, Nitrat, Phosphat, Gesamt-N, Gesamt-P) (a, b, c)
- Leitfähigkeit (a, b, c)
- Chlorid (a, b, c)
- Total Organic Carbon (TOC) (a, b, c)

Unter den vorgeschlagenen Parametern finden sich sowohl physikalische als auch chemische Parameter. Beide sind für die Beurteilungen von klimarelevanten Veränderungen von Bedeutung. Veränderungen der Lufttemperaturen gehören, im Hinblick auf den Klimawandel, zu den zentralen Indikatoren. So wurde die **Temperatur** (d.h. Luft- und/oder Wassertemperatur) in ca. 1/3 aller im Rahmen der Literaturstudie gesichteten Werke erwähnt. Hinsichtlich der Frage, ob Wasser- oder Lufttemperaturen gemessen werden sollen, ist es aufgrund der höheren Relevanz für Gewässerorganismen sicherlich sinnvoller, die Wassertemperatur aufzunehmen. Die Aufnahme von beidem, d.h. Luft- und Wassertemperaturen wäre dann sinnvoll, wenn über einen Abgleich von Luft- und Wassertemperaturen künftig versucht werden soll, Wassertemperaturen flächendeckend aus Lufttemperaturen zu modellieren. Hierfür wäre jedoch die parallele Aufnahme von Wasser- und Lufttemperaturen über einen Zeitraum von ein bis zwei Jahren vollkommen ausreichend. Da die Wassertemperaturen von der Beschattung und der damit in Zusammenhang stehenden verminderten Strahlungsintensität

abhängen, ist es sinnvoll, Veränderungen in der Beschattung eines Gewässers zu vermerken, resp. die Einstrahlung auf das Gewässer zu messen. So kann ggf. eine überproportional starke Veränderung der Wassertemperatur für die Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden. Aus den Temperaturdaten können für spätere Auswertungen die folgenden Informationen extrahiert werden: Jahresmittelwert, Monatsmaximum, Monatsminimum, maximale Temperatur im meteorologischen Sommer und minimale sowie maximale Temperatur im meteorologischen Winter. Ein weiteres Argument für die Aufnahme der Beschattung ist, dass das Vorkommen von Makrophyten stark über das Lichtangebot gesteuert wird (Gutfleisch & Marten 2012). Um Muster im Vorkommen von Makrophyten erklären zu können, ist die Beschattung daher ein wichtiger Faktor, der parallel zur Probenahme aufgenommen werden sollte.

Die für die Zukunft prognostizierten Veränderungen in den **Niederschlagsmengen** sowie der zeitlichen Verteilung der Niederschlagsereignisse werden zu veränderten Abflussverhältnissen führen. Letztere können direkt über den Abfluss/Pegelstand gemessen werden. Nicht nur für den Fall, dass in zu überwachenden Fließgewässerabschnitten keine Pegeldata zur Verfügung stehen, ist die Aufnahme folgender Parameter (als Ergänzung) sinnvoll: Niederschlagsmenge, die Anzahl der Tage mit Regen sowie die Dauer und Intensität der Regenerereignisse (vgl. Mulholland et al. 1997). Mit Hilfe dieser Daten können, wenn keine Pegeldata vorliegen, zumindest indirekt Rückschlüsse auf die Abflussdynamik gezogen werden. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass Niederschlag und Pegel im Gewässer nur sehr bedingt miteinander korrelieren und der Zusammenhang oftmals sehr schwach ist.

Aufgrund der sich veränderten Abflussverhältnisse, insbesondere zunehmender winterlicher Hochwässer kann es in zu Versauerung neigen Fließgewässertypen (Typen 5 und 5.1) zu einer Zunahme niedriger **pH-Werte** kommen. Aus diesem Grund erscheint es zumindest in den Fließgewässertypen 5 und 5.1 sinnvoll, den pH-Wert zu messen.

Die veränderten Abflussverhältnisse, z.B. insbesondere die verminderte Niederschläge im Sommer, werden u.a. auch einen Einfluss auf die Konzentration von Nährstoffen haben. Konkret erwarten beispielsweise Whitehead et al. (2009) zu Zeiten mit verminderten Niederschlägen eine Aufkonzentration von Phosphat im verbleibenden Wasser. Die geringeren Verdünnungseffekte werden wiederum einen Effekt auf den BSB₅-Wert und den Sauerstoffgehalt haben (siehe beispielsweise Bultot et al. 1992; Cox & Whitehead 2009). Auf der anderen Seite können geringere Niederschläge auch dazu führen, dass weniger Nährstoffe aus der Fläche ausgetragen werden. Die Zusammenhänge sind komplex und aus diesen Gründen erscheint es sinnvoll, in regelmäßigen Abständen den **Sauerstoffgehalt, BSB₅-Wert sowie ausgewählte Nährstoffparameter** zu erfassen. Es ist sinnvoll, Veränderungen in der Nährstoffbelastung zu quantifizieren, wenn diese anthropogen eingebracht und einfach zu detektieren sind (z.B. Punktquellen). Alle weiteren Änderungen auf der Eintragsseite zu quantifizieren ist methodisch aufwändig. Die Wahrscheinlichkeit, dass Veränderungen auf erhöhte Einträge zurückzuführen sind, kann jedoch durch die Auswahl von Referenzgewässern mit vergleichsweise geringer anthropogener Beeinträchtigung verringert werden. Aus

diesen Daten können dann folgende Informationen extrahiert werden: Jahresmittelwert, wenn hochfrequent gemessen wird Monatsmaximum und Monatsminimum, maximaler Wert im meteorologischen Sommer oder minimaler Wert im meteorologischen Winter. Dass auch die Berechnung letzterer Werte durchaus sinnvoll sein kann, zeigt ein Beispiel aus Whitehead et al. (2008) (siehe Kapitel „LF3 Wann und wie oft soll überwacht werden?“; Abb. 2).

Die Parameter **Leitfähigkeit, Chlorid und Total Organic Carbon (TOC)** werden durch die sich langfristig verändernden Abflussverhältnisse mit großer Wahrscheinlichkeit in ähnlicher Weise beeinflusst werden, wie die Nährstoffparameter. Diese Zusammenhänge können empirisch abgeleitet werden; konkrete Studien zur Größenordnung in den Veränderungen dieser Parameter gibt es jedoch noch nicht. Im Rahmen eigener Studien seitens der Projektbearbeiter hat sich jedoch herausgestellt, dass die Fließgewässerbiozönosen (insbesondere das Makrozoobenthos) sehr sensibel auf Veränderungen dieser Parameter reagieren (Früh et al. 2012, Sundermann et al. 2013). Aus diesem Grund wird empfohlen, die Parameter Leitfähigkeit, Chlorid und Total Organic Carbon (TOC) mit in den Untersuchungsumfang aufzunehmen.

LF1.2 Welche biologischen Qualitätskomponenten bzw. welche Metriks eignen sich?

Die Klimaveränderungen werden Auswirkungen auf Individuen, Populationen und Biozönosen haben (Tab. 3). Diese Veränderungen werden sich vermutlich für alle drei Qualitätskomponenten (Fische, Makrozoobenthos und Makrophyten) auch in den nationalen Bewertungssystemen nach WRRL niederschlagen (Jähniq et al. 2010). Allerdings werden Veränderungen in den Bewertungsergebnissen nur in seltenen Fällen eindeutig auf das sich verändernde Klima zurück zu führen sein. In der Regel werden sich klimabedingte Muster mit denen anderer anthropogener Beeinflussungen überlagern.

Tab. 3: Auswirkungen des Klimawandels auf Individuen, Populationen und Biozönosen. Aus: Hamilton et al. (2010).

Individuen	Populationen	Biozönosen
Veränderte Wachstumsraten	Selektion auf thermische Präferenzen	Veränderte Zusammensetzung (Abundanzen und Artenvielfalt)
Veränderte Futterqualität	Selektion auf hydrologische Präferenzen	Veränderungen der Trophie
Veränderte Morphologie	Veränderungen in der Anzahl und/oder Timing der reproduktiven Perioden	Veränderungen in der Stabilität, Persistenz und der Resilienz
Genetische Adaptionen	Migrationen	
	Veränderungen im Vorkommen	
	Veränderte Phänologie	

Daher erscheint es zwingend notwendig, zusätzlich zu den Metriks, die bereits im Rahmen der bestehenden Bewertungsverfahren Anwendung finden, weitere Indikatoren zu identifizieren, die klimabedingte Veränderungen eindeutiger anzeigen können. Im Rahmen dieses ersten Monitoringkonzeptes wird darüber hinaus versucht, Metriks oder Indices auszuwählen, die auf die oben identifizierten abiotischen Parameter (spezifisch) reagieren und diesen in ihrer Reaktion zugeordnet werden können.

Als **Indikatoren für temperaturbedingte Veränderungen** werden in der Literatur oftmals die Folgenden genannt:

1. Anteil kaltstenothermer Taxa/Individuen in Bachoberläufen (Bierwagen et al. 2012, LUBW 2011)
2. Anteil toleranter, thermophiler Taxa/Individuen in Unterläufen (Bierwagen et al. 2012)
3. Verhältnis kaltstenothermer zu warmstenothermen/euryöken Taxa (Hamilton et al. 2010)
4. Zonierungsindex (Marten 2009)
5. temperature preference index (Marten 2010)
6. Artenvielfalt in natürlicher Weise eher artenarmen, kühlen und nährstoffarmen Oberläufen (Durance & Ormerod 2007)
7. Anteil invasiver Taxa/Individuen (Orendt et al. 2010; Korte & Sommerhäuser 2011)
8. Wachstumsraten (z.B. bei Forellen, Jensen et al. 2000)
9. Fekundität (z.B. nachgewiesen für z.B. *Nemoura trispinosa* (Plecoptera) und *Hyaella azteca* (Amphipoda), U.S. EPA 2008)
10. Zeitraum des Abblausens (z.B. bei Forellen, U.S. EPA 2008)
11. Emergenzzeitraum der Insekten (Gregory et al. 2000; McKee & Atkinson 2000; Harper & Peckarsky 2006, Wagner et al. 2011)
12. Fortpflanzungszeitraum hololimnischer Taxa (U.S. EPA 2008)
13. Geschlechterverhältnis (z.B. bei *Lepidostoma*, U.S. EPA 2008)
14. Anzahl der Generationen (z.B. bei Amphipoden, U.S. EPA 2008)

Bei den hier gelisteten Indizes handelt es sich nicht in allen Fällen um unabhängige Kenngrößen. Beispielsweise berücksichtigt der Temperaturpräferenzindex für die Qualitätskomponenten MZB sowohl den Anteil der kaltstenothermen Taxa als auch den Anteil thermophiler Taxa. Dennoch ist es lohnenswert, die drei Indizes zu berechnen, da alle drei einen etwas unterschiedlichen Fokus haben.

Die ersten sieben Indizes lassen sich sowohl für die Qualitätskomponente Fische als auch für das Makrozoobenthos berechnen. Die Indizes spiegeln Veränderungen auf populations- und biozönotischer Ebene wider und haben den Vorteil, dass sie auf Basis der sogenannten Traits (Arteigenschaften) berechnet werden. Veränderungen in der Zusammensetzung der

Biozönosen werden somit nicht anhand einzelner Taxa, sondern anhand der Eigenschaften der Biozönosen festgemacht. Dieser Ansatz ist nicht Art-sensitiv (insofern, als dass unterschiedliche Arten/Taxa gleiche Arteigenschaften aufweisen können) und kann daher vergleichend über verschiedenen Fließgewässertypen hinweg eingesetzt werden, z.B. hinsichtlich des Makrozoobenthos in den Fließgewässertypen 5, 5.1, 6 und 7. Gerade auch vor dem Hintergrund, dass die Aufnahmeverfahren zur Umsetzung der WRRL nicht die Erfassung vollständiger Biozönosen zum Ziel haben - und die Befundlisten daher einer gewissen Variabilität unterliegen - ist die Auswertung von Traits empfehlenswert.

Hinsichtlich der invasiven Arten/Taxa wird auf internationaler Ebene diskutiert, ob der Anteil invasiver Arten, durch den Klimawandel bedingt, zunehmen wird bzw. ob sich diese Arten ausbreiten werden (Früh et al. 2012; Fobert et al. 2011). Von daher scheint es sinnvoll, diesen Metrik mit in klimarelevante Auswertungen einzubeziehen – auch wenn ein entsprechender Einfluss auf die Ausbreitung dieser Arten nicht immer sauber von anderen, nicht klimarelevanten Einflüssen zu trennen ist.

Indizes/Metriks wie Wachstumsraten, eine geringere Fekundität bei höherer Temperatur, Zeitraum des Abblanchens bei Fischen, Emergenzzeiträume bei Insekten oder Fortpflanzungsperioden bei hololimnischen Taxa betreffen phänologische Aspekte. So kann beispielsweise die Emergenz in einem wärmeren Jahr früher einsetzen oder es können eventuell sogar zusätzliche Emergenzperioden (bei einer zusätzlichen Generation) bestimmter Taxa auftreten. Erste Untersuchungen zur Eignung dieser Metriks stammen vielfach aus den USA und betreffen Taxa, die in Mitteleuropa nicht vorkommen. Die Auswahl konkreter Taxa, für die ein Monitoring in der KLIWA-Region zielführend wäre, ist daher nicht ganz einfach und bedarf weiterer Einschätzungen von Experten. In jedem Falle ist die Aufnahme dieser Indizes/Metriks aufwendig und nicht mit den bisherigen Methoden zur Umsetzung der WRRL möglich. Hier bedarf es des Einsatzes weiterer Methoden, was mit einem zusätzlichen Aufwand für die Bundesländer verbunden wäre. Es stellt sich daher die Frage, ob die Aufnahme dieser Metriks dennoch sinnvoll ist. Eine Antwort geben Hogg & Williams (1996): Die Autoren weisen darauf hin, dass insbesondere Veränderungen in Parametern der „life history“ (wie z.B. in den oben genannten) eine höhere Sensitivität gegenüber graduellen Veränderungen haben, als Metriks, die beispielsweise die Zusammensetzung der Biozönosen anzeigen. Das bedeutet, dass wenn das Interesse besteht, die Auswirkungen der Klimaveränderungen bereits nach einem relativ kurzem Zeitraum messbar nachvollziehen zu können, ist die Aufnahme der oben genannten Metriks sinnvoll. Konkret sei hier das Beispiel vom Breitenbach genannt: Der Breitenbach wurde über einen Zeitraum von mehr als 35 Jahren (1969 - 2006) intensiv untersucht. Über diesen Zeitraum ist ein Temperaturanstieg von ca. 1°C zu verzeichnen. Hierbei muss allerdings beachtet werden, dass die Messung der Temperatur im Jahr 1985 von analog zu digital umgestellt wurde (Wagner et al. 2011) und es unklar ist, inwieweit diese methodische Umstellung zu der Beobachtung des Trends beitragen (Marten 2012). Unabhängig davon ist die Verschiebung der Flugzeiten einiger Taxa der einzige Hinweis auf eine klimabedingte Reaktion der Taxa (Wagner et al. 2011). Jedoch besteht auch

hier wieder die Einschränkung, dass zwar einige Taxa zeitlich früher im Jahr schlüpfen, andere jedoch zeitlich später emergieren. Letzterer Aspekt kann derzeit noch nicht interpretiert werden, hier fehlt es nach wie vor an autökologischen Hintergrundinformationen zu den Arten. Ein Anstieg im Zonierungsindex ist hingegen für den Breitenbach nicht nachweisbar. Der Temperaturpräferenzindex hat im genannten Zeitraum sogar abgenommen und indiziert das Vorkommen noch stärker kälteliebender Biozönosen (vgl. Ausführungen M. Marten auf dem Workshop zum Projekt, Marten 2012). Der Grund hierfür ist ebenfalls unklar.

Indikatoren für abflussbedingte Veränderungen:

- Anteil rheophiler Taxa/Individuen (U.S. EPA 2008; Hamilton et al. 2010)
- Anteil Zerkleinerer (Buzby & Perry 2000)
- Reproduktionserfolg herbstlaichender Fische (U.S. EPA 2008)

Die Veränderungen in den Abflussverhältnissen werden zu einem relativen Rückgang der rheophilen Taxa/Individuen führen (U.S. EPA 2008; Hamilton et al. 2010). Auch der Anteil der Zerkleinerer wird sich klimabedingt verändern. Die Begründung hierfür liefern Buzby & Perry (2000): Die Autoren prognostizieren, dass die zu erwartenden winterlichen Hochwässer bis zu 50% der Blattpackungen wegspülen können und diese somit als Nahrungsgrundlage für die Zerkleinerer unter den Makroinvertebraten verloren gehen. Letzteres wird in der Konsequenz zu einem Rückgang der Zerkleinerer führen. Im Hinblick auf den Reproduktionserfolg herbstlaichender Fische konnte für Saiblinge, Bachforellen und den Silberlachs ein Zusammenhang zwischen Reproduktionserfolg und Hochwässern im Herbst/Winter nachgewiesen werden (U.S. EPA 2008, vgl. auch Gibson et al. 2005). Je stärker die Hochwässer sind, desto geringer die Überlebenswahrscheinlichkeit der Fischbrut. Diese Untersuchungen stammen jedoch aus den USA und es ist zu überprüfen, ob ein vergleichbarer Index/Metrik für die KLIWA-Region zum Einsatz kommen kann, zumal die Wahrscheinlichkeit von herbstlichen Hochwässern in der KLIWA-Region eher gering ist.

Indikatoren für klimabedingte Veränderungen der Wasserqualität (Sauerstoffgehalt, BSB₅, Nährstoffe (Ammonium, Nitrat, Phosphat), Leitfähigkeit, Chlorid, Total Organic Carbon, pH-Wert):

- Saprobienindex
- Anteil/Zusammensetzung der Weidegänger (U.S. EPA 2008)
- Anteil invasiver Taxa/Individuen (Orendt et al. 2010; Korte & Sommerhäuser 2011)
- Anzahl der EPT-Taxa (Eintags-, Stein-, und Köcherfliegen)
- Säurezustandsklasse nach Braukmann & Bis (2004)

Veränderungen in der Wasserqualität, insbesondere solche, die mit einer Erhöhung des Nährstoffgehaltes einhergehen, können indirekt über den Saprobienindex überwacht werden. Über diesen Metrik können auch Veränderungen in der Sauerstoffverfügbarkeit sowie erhöh-

te BSB₅-Werte abgebildet werden. Ein erhöhter Nährstoffgehalt wird sich mit großer Wahrscheinlichkeit auch auf die Zusammensetzung des Biofilms und der Algengemeinschaften auswirken. Basierend auf diesen Veränderungen kann man gegebenenfalls von einer Änderung im Anteil und in der Zusammensetzung der Weidegänger unter den benthischen Invertebraten ausgehen (U.S. EPA 2008). Abgeleitet wurden diese Zusammenhänge für Gewässer und Taxa in den USA. Inwiefern sich dieser Metrik auch für den Einsatz in der KLIWA-Region eignet, ist zu überprüfen.

Für die Metriks „Anteil invasiver Taxa/Individuen“ und „Anzahl der EPT-Taxa“ wurde in eigenen Studien ein starker Zusammenhang zwischen der Wasserqualität und den entsprechenden Metrikwerten festgestellt (Früh et al. 2012, Sundermann et al. 2013). Daher sind diese Metriks gut geeignet, um Veränderungen in der Wasserqualität anzuzeigen. Letzteres gilt insbesondere für die Parameter Leitfähigkeit, Chlorid und Total Organic Carbon.

Um Veränderungen im pH-Wert zu indizieren, kann für das Makrozoobenthos die Säurezustandsklasse nach Braukmann & Bis (2004) berechnet werden. Da sich vermutlich graduelle Veränderungen in den Befundlisten jedoch nicht direkt in einer schlechteren Säurezustandsklasse widerspiegeln werden, kann alternativ überprüft werden, ob zukünftig vermehrt solche Taxa wegfallen werden, die als besonders empfindlich gegenüber niedrigen pH-Werten eingestuft sind.

Informationen zur Qualitätskomponente „Makrophyten“

Da in der Literatur kaum Angaben zu finden sind, inwiefern sich Makrophyten für ein gewässerökologisches Klimamonitoring eignen, bzw. welche Indizes/Metriks für ein entsprechendes Monitoring herangezogen werden können, soll an dieser Stelle die Experteneinschätzungen von Dr. Klaus van de Weyer, lanaplan, wiedergegeben werden. Aus Sicht des Experten erscheinen folgende Indikatoren als potenziell geeignet:

- Gesamt-Abundanz
- Verbreitungsgebiete
- Höhenangaben (m) [Informationen in der Literatur vorhanden]
- Thermophile Neophyten [Informationen in der Literatur vorhanden]
- Temperaturzahl (Zeigerwerte) [Datenauswertung und Experten-Einstufung]
- Obligate Therophyten [Experten-Einstufung notwendig]
- Amphiphyten [Experten-Einstufung notwendig]
- Hydrophyten ohne Amphiphyten

Hinsichtlich der Indikatoren Temperaturzahl, Obligate Therophyten und Amphiphyten liegt derzeit noch keine Einstufung der Taxa vor. Sollen diese Indikatoren für ein zukünftiges Monitoring herangezogen werden, bedarf es zuvor noch eine Einstufung der Taxa durch Experten.

LF2 Wo soll überwacht werden?

Die konkrete Verteilung von Messstellen auf die drei KLIWA-Länder und die einzelnen Fließgewässertypen oder –typengruppen kann im Rahmen dieses ersten Konzept-Vorschlags nicht abgeleitet werden. Hierfür sind Analysen der Messnetze und der lokalen Gegebenheiten der Bundesländer notwendig.

LF2.1 Welche Fließgewässer und Fließgewässertypen sind generell besonders geeignet?

Klimabedingte Veränderungen werden sich nicht in allen Fließgewässertypen gleichermaßen auswirken. Es wird empfohlen, insbesondere Fließgewässer in relativ kleinen Einzugsgebieten (50 km² oder weniger) zu beobachten². Der Grund für die Auswahl dieser Gewässer liegt in der hohen biologischen Bedeutsamkeit, da sie vor allem in den Höhenlagen noch einen relativ hohen Anteil kälteliebender Taxa beherbergen. Darüber hinaus sind diese Gewässer hinsichtlich der Hydrologie und des Temperaturregimes stärker sensitiv als Fließgewässer mit einem größeren Einzugsgebiet. Die Gefahr der Austrocknung ist in diesen Gewässern noch am größten. Ein weiterer Grund für die Auswahl kleiner Fließgewässer ist, dass Auswirkungen regionaler Klimateffekte gemessen werden, deren lokaler Einfluss ausgeprägter sein kann als mit überregionalen Klimabeschreibungen darzustellen ist. Auch Jähnig et al. (2010) haben herausgestellt, dass insbesondere die Biozönosen in kleinen Fließgewässern (Typen 1.1 und 5) mit vergleichsweise großer Wahrscheinlichkeit recht hohen Veränderungen unterliegen werden. Darüber hinaus erscheinen neben den Fließgewässertypen 1.1 und 5 die Typen 5.1 und 4 als besonders relevant, letzterer insbesondere für die Qualitätskomponente „Fische“. In erster Linie sind primär kleine, unbelastete Fließgewässer deshalb auszuwählen, da in diesen der Temperatur- (und ggf. der Abfluss-)effekt am wenigsten durch störende Nebeneffekte überlagert wird und daher besser herausgearbeitet werden kann.

LF2.2 Sollen belastete oder unbelastete Messstellen überwacht werden?

Generell wird empfohlen, möglichst unbeeinflusste Fließgewässer für ein Klimamonitoring auszuwählen. Dieses gilt nicht nur für kleinere, sondern auch für Gewässer mit einem größeren Einzugsgebiet. Die Urbanisierung der Landschaft hat einen starken Effekt auf die Fließgewässer, so dass vermutlich klimabedingte und anderweitig anthropogene Einflüssen kaum auseinander zu halten sein werden – ein Effekt der auf alle Qualitätskomponenten zutrifft. In

² Entsprechende Informationen stammen aus: "River and Stream Monitoring to Detect and Address Climate Change: A recommended Strategy for watershed organizations and citizen groups in Massachusetts - June 2011" <http://massriversalliance.org/wp-content/uploads/2011/07/Climate-Change-River-Monitoring-Strategy-FINAL-1.pdf>

vielen Gebieten ist der Anteil unbeeinflusster Fließgewässer vergleichsweise gering; die Mehrzahl der Fließgewässer unterliegt einer mehr oder weniger starken anthropogenen Beeinflussung. Seitens der Projektbearbeiter wird daher die Empfehlung ausgesprochen, dass sich - im Hinblick auf das Klimamonitoring - unter den auszuwählenden Messstellen ein **möglichst hoher Anteil von Referenz- oder best of-Stellen** befinden sollten. Speziell aus Sicht der Makrophyten gibt van de Weyer (ebenfalls) die Empfehlung, sowohl klimarelevante als auch Referenzstellen (Rhithral und Potamal) in die Untersuchungen einzubeziehen.

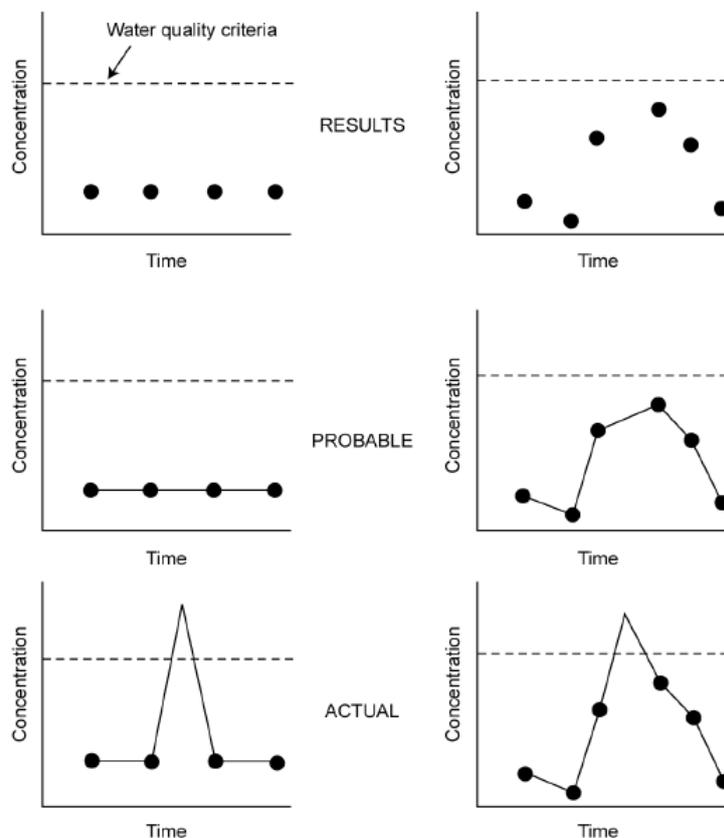
LF3 Wann, wie oft und nach welcher Methode soll überwacht werden?

Die Variabilität der Daten bestimmt maßgeblich die Anzahl der einzurichtenden Messstellen als auch die Anzahl der Replikate sowie die Frequenz der einzelnen Aufnahmen. Eine hohe Variabilität der Daten in Kombination mit logistischen und/oder finanziellen Einschränkungen, die zu einer geringen Datendichte führen, können in eine verminderte Aussagekraft der Ergebnisse resultieren. Muster sind dann oftmals nur schwer nachweisbar oder Trends sind statistisch nicht signifikant. Das Schema in Abbildung 1 veranschaulicht diese Problematik: Auf der y-Achse ist die Konzentration und auf der X-Achse der Zeitpunkt der Messung abgetragen. Die oberen beiden Grafiken (RESULT) zeigen die gemessenen Werte. Die mittleren zwei Grafiken (PROBABLE), den zeitlichen Verlauf der Konzentration, so wie man ihn eventuell - basierend auf den gemessenen Werten - interpretieren würde. Interessant ist nun der tatsächliche zeitliche Verlauf der Konzentrationen. Dieser wird in den untersten beiden Grafiken (ACTUAL) gezeigt. Es wird deutlich, dass in diesem Fall die Datendichte nicht hoch genug war, um alle wichtigen (zeitlich nur kurz auftretenden) Ereignisse abbilden zu können.

Eine konkrete Antwort auf die Frage, wie oft überwacht werden soll, ist daher nicht ganz trivial. Unabhängig davon, wann und wie oft überwacht werden soll, steht außer Frage, dass ein Klimamonitoring unbedingt so angelegt werden sollte, dass es über die nächsten Jahrzehnte durchgeführt und umgesetzt werden kann. Es wäre wenig zielführend, in den bspw. 10 kommenden Jahren intensive Untersuchungen durchzuführen und diese nach Ablauf der 10 Jahre dann nicht weiter fortzuführen. Klimabedingte Veränderungen der Umwelt sind schleichende Veränderungen, deren Auswirkungen auf die Biozönosen nur mit langfristig angelegten Monitoringprogrammen zu erfassen sind. Konkret sei hier das Beispiel vom Breitenbach genannt: Der Breitenbach wurde über einen Zeitraum von mehr als 35 Jahren (1969 - 2006) intensiv untersucht. Selbst über diesen langen Zeitraum lassen sich kaum deutliche und eindeutig interpretierbare klimabedingte Antworten der Biozönosen erkennen (vgl. hierzu auch Ausführungen zu LF 1.2).

Abb. 1: Frequenz zur Aufnahme von Daten und Konsequenzen für die Interpretation der Daten.

Aus: Australian and New Zealand Environment and Conservation Council (2000). Australian guidelines for water quality monitoring and reporting.



Aus dem Trendbiomonitoring in Baden-Württemberg liegen aus dem Zeitraum von 1995-2008 Daten aus 14 Untersuchungsjahren und 30 Messstellen vor (Marten 2010, LUBW 2011). Für den Zonierungsindex, der die biozönotische Verschiebungen im Längsverlauf eines Fließgewässers beschreibt, wurde in 1/3 aller untersuchten Fließgewässer ein signifikanter Anstieg über die letzten 14 Jahre beschrieben. Allerdings ist für diesen Zeitraum kein signifikanter Anstieg der Lufttemperatur auszumachen (Marten 2010). Die Wassertemperaturen, die für 13 der 30 Probestellen durchgehend vorliegen und vergleichend ausgewertet wurden, geben ein zu den biologischen Indices z.T. synchrones, z.T. widersprüchliches Bild (LUBW 2011). Dieses Beispiel zeigt, dass Trends physikalisch-chemischer und biologischer Datenreihen nicht unbedingt miteinander in Einklang zu bringen sind. Diese Problematik besteht insbesondere bei vergleichsweise kurzen Zeitreihen. Die Frage, die sich daher stellt, ist, wie lang Zeitreihen sein sollten, um Trends aufzeigen zu können. In der Meteorologie wurde von der Weltorganisation für Meteorologie (WMO) die Referenzperiode auf 30 Jahre festgelegt (Normalperiode). Auf diese Referenzperiode werden dann Trendanalyse bezogen, um damit relative Veränderungen zu dieser Referenzperiode darstellen zu können. Daher kann an dieser Stelle nur die Empfehlung ausgesprochen werden, ein gewässerökologisches Monitoring unbedingt auch auf einen ähnlich langen Zeitraum auszurichten.

LF3.1 Wie oft sollen abiotische Parameter gemessen werden?

Die Ergebnisse der Literaturstudie als auch die Erfahrungen der Projektbearbeiter legen nahe, die Luft- und Wassertemperatur - wegen ihrer zentralen Bedeutung – fortlaufend und mit hoher Frequenz zu messen. Bislang wird dies in den KLIWA-Ländern nur an einer vergleichbar geringen Anzahl an Messstationen durchgeführt. Die Bachoberläufe sind hiervon gänzlich ausgenommen. Der Einsatz von Temperaturloggern scheint daher insbesondere in einer größeren Anzahl von Bachoberläufen als sinnvolle und vergleichsweise überschaubare Investition. Prinzipiell gilt auch für die weiteren abiotischen Parameter, je kürzer das Messintervall, desto einfacher können klimabedingte Muster im Datensatz erkannt werden. Eine hochfrequente (automatisierte) Erfassung von z.B. Nährstoff-Parameter dürfte jedoch, wegen des hohen technischen und finanziellen Aufwandes, nur in wenigen Fließgewässern möglich sein. In der Regel werden für diese Parameter wohl eher Einzelmessungen erfolgen müssen. Es wird jedoch die Empfehlung ausgesprochen, Parameter wie Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Nährstoffe (Ammonium, Nitrat, Phosphat) gleichmäßig über das ganze Jahr hinweg zu messen. Mindestens 12 Aufnahmen pro Jahr (bei monatlicher Erhebung) sind hier anzustreben. Dies liegt darin begründet, dass diese Parameter einer jahreszeitlichen Periodizität unterliegen, die andernfalls nicht erfasst werden kann. Darüber hinaus wurde festgestellt, dass klimabedingte Veränderungen in den Messwerten bestimmter Parameter, abhängig von der Jahreszeit, unterschiedlich stark ausfallen können.

Die folgenden Beispiele stammen aus Arbeiten aus Whitehead et al. (2008) und veranschaulichen diese Thematik. Für ausgewählte Einzugsgebiete in England wurde modelliert wie sich die Phosphat- und Nitratkonzentrationen zukünftig unter dem Einfluss des Klimawandels verändern werden. Eine detaillierte Beschreibung der Vorgehensweise und des verwendeten Modells INCA ist in Jarvie et al. (2002) zu finden. Die Modelle wurden für vier unterschiedliche Klimaszenarien berechnet (UKCIP02 Szenario; Low, Medium-Low, Medium-High und High Emissions). Die Ergebnisse wurden grafisch dargestellt, wobei auf der x-Achse jeweils der zeitliche Jahresverlauf und auf der y-Achse die projizierte Veränderung der Parameterkonzentration in Prozent abgetragen sind. Abbildung 2 zeigt die Ergebnisse für den River Lambourn. Während das Modell für die Winter und Frühlingsmonate einen Rückgang der Phosphatkonzentrationen projiziert, sagt es für die Spätsommer-Monate einen Anstieg der Konzentrationen voraus. Dieses Ergebnis spiegelt laut Studie die veränderten Abflussverhältnisse wider, d.h., verminderte Niederschläge im Sommer führen zu einem geringen Abfluss und in Folge zu einer höheren Konzentration des Phosphates im Gewässer.

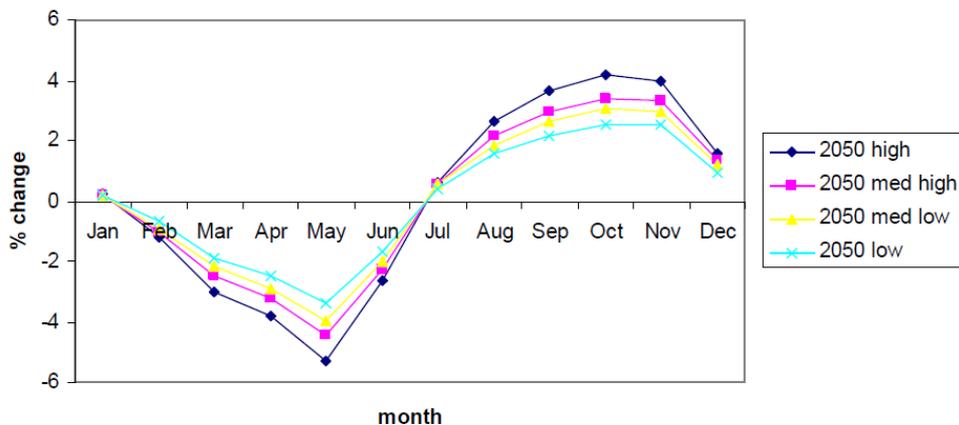


Abb. 2: River Lambourn: Modellierung der monatlichen prozentualen Veränderungen der Phosphatkonzentration für vier Klimaszenarien. Projiziert für das Jahr 2050. Aus: Whitehead et al. (2008)

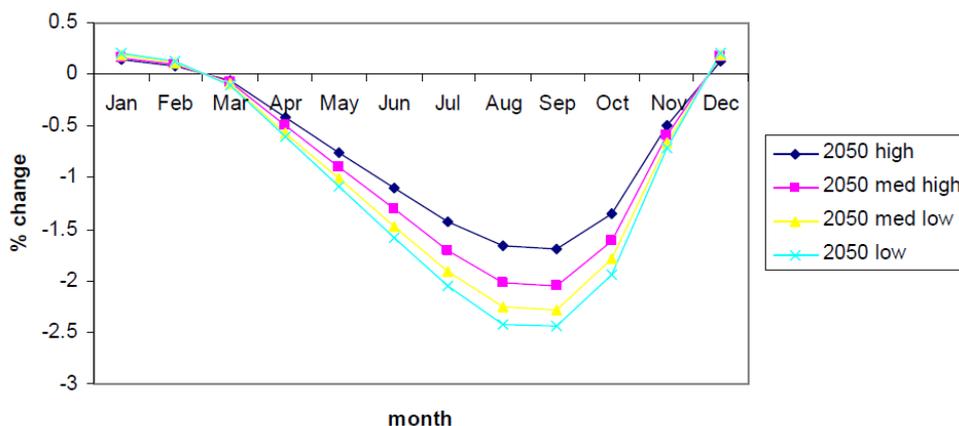


Abb. 3: Oberlauf des River Tweed. Modellierung der monatlichen prozentualen Veränderung der Nitratkonzentration für vier Klimaszenarien. Projiziert für das Jahr 2050. Aus: Whitehead et al. (2008)

Als zweites Beispiel soll der Nitratgehalt im Oberlauf des River Tweed, eines vergleichsweise naturnahen Abschnittes, betrachtet werden (Abb. 3).

In diesem Fall scheinen die Nitratkonzentrationen in den Wintermonaten geringfügig höher auszufallen, vermutlich bedingt durch die erhöhte Auswaschrates aus dem Umland. Für die Sommermonate werden jedoch deutlich geringere Messwerte vorhergesagt. Die Autoren der Studie begründen dies mit einer erhöhten Denitrifikationsrate im Gewässer. Die Denitrifikationsrate hängt sehr stark von der Gewässertemperatur als auch von der Verweilzeit des Wassers ab. Die durch den Klimawandel erhöhten Temperaturen sowie die geringeren Strömungsgeschwindigkeiten würden somit eine Denitrifikation begünstigen und damit die niedrigeren Nitratwerte in den Sommermonaten erklären. Interessanter Weise ist dieses Muster im Unterlauf des River Tweed nicht mehr zu finden (Abb. 4). Hier kehrt sich die Situation um und es werden für die Sommermonate erhöhte Nitratwerte vorausgesagt. Diese Tatsache wird durch den Eintrag von Nitraten aus der Landwirtschaft sowie dem Einfluss von

Kläranlagen begründet. Der reduzierte Abfluss im Sommer führt daher im Unterlauf des River Tweed zu einer Aufkonzentrierung von Nitraten aus Punkt- und diffusen Quellen.

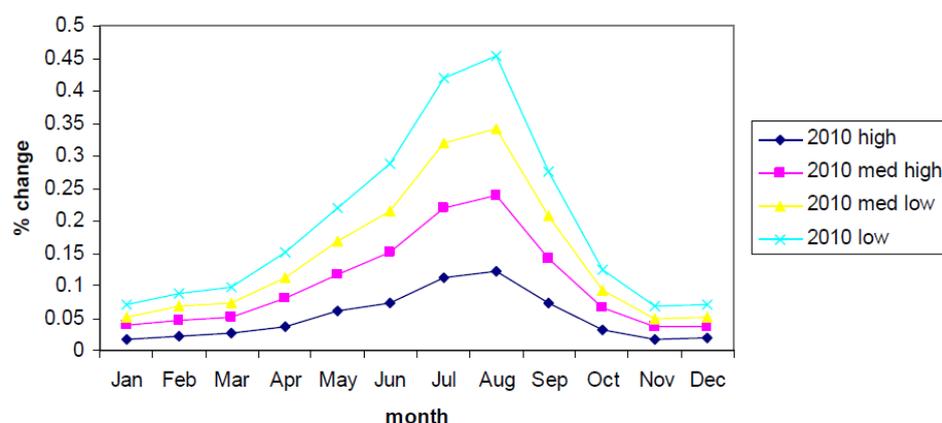


Abb. 4: Unterlauf des River Tweed. Modellierung der monatlichen prozentualen Veränderungen der Nitratkonzentration für vier Klimaszenarien. Projiziert für das Jahr 2010. Aus: Whitehead et al. (2008)

In jedem Fall wird bei der Betrachtung der gezeigten Beispiele deutlich, wie komplex die Zusammenhänge sein können. Darüber hinaus wird noch einmal deutlich, wie wichtig es ist, Messwerte mit einer hohen Frequenz aufzunehmen. Zudem sind periodische Schwankungen in den Messwerten nicht nur in Abhängigkeit von der Jahreszeit zu erwarten. Es ist bekannt, dass die Konzentration an Schwermetallen und Nährstoffen vom Abfluss abhängig sein können (vgl. Ausführungen zu LF 1.1). Aus diesem Grund erscheint es sinnvoll, Messwerte in hoher Frequenz und in Kombination mit Pegelmessungen aufzunehmen. Darüber hinaus ist eine Gleichverteilung der Messereignisse über das Jahr sinnvoll. Die liegt darin begründet, dass - statistisch gesehen - die Messereignisse bei einer Gleichverteilung über das Jahr langfristig sowohl in Niedrigwasserphasen als auch in Phasen mit hohem Pegelstand fallen. Extreme (besonders hohe oder niedrige Nährstoffkonzentrationen) könnten dadurch erfasst und optimaler Weise anhand von Pegeldaten in Zusammenhang mit den Abfluss gebracht werden.

LF3.2 Wie häufig und wann sollen biotische Qualitätskomponenten aufgenommen werden?

Die biologischen Qualitätskomponenten nach den Verfahren für die Umsetzung der WRRL sind in den vorgesehenen Zeiträumen zu erfassen. Hierdurch kann die durch die unterschiedliche Phänologie der Arten bedingte Probenvariabilität (vgl. Tab. 2, in Marten 2001) reduziert werden. Für eine weitere Reduktion der Variabilität kann eine mehrfache, jahreszeitlich festgelegte Beprobung pro Jahr durchaus sinnvoll sein. Entsprechende Zusammen-

hänge konnten für das Makrozoobenthos im Rahmen des Trendbiomonitorings in Baden-Württemberg gezeigt werden (LUBW 2011): Wiederholungsuntersuchungen im Jahresverlauf führten bei Mittelung der Bewertungsergebnisse zu einer deutlich größeren Stabilität in berechneten Metriks, ebenso wie Wiederholungsuntersuchungen in aufeinanderfolgenden Jahren. Beispielsweise werden mit der auf die Erfassung der Arten (Grundlage der biologischen Indikation) ausgerichteten Methode „Trendbiomonitoring“ im Mittel mit nur einer Probe rund 20% der vorkommenden Taxa erfasst. Zum Vergleich, liegt der Anteil der erfassten Taxa nach der AQEM Methode, die auf die Erfassung der substratspezifischen Verteilung der Indikatorarten ausgerichtet ist, d. h. ein biologisches Abbild der Substratverteilung geben soll, und dem Verfahren für die Umsetzung der WRRL zugrunde liegt, im Mittel lediglich bei nur 11% (LUBW 2011, vgl. auch Marten 2005). Es ist auch bereits aus früheren Studien bekannt, dass mit einer Probe nicht das komplette Artenspektrum erfasst wird (Marten 2001). In diesem Zusammenhang stellt sich die Frage, wie viele oder welche Taxa notwendig sind, um langfristige Veränderungen durch den Klimawandel in Fließgewässern detektieren zu können. Die Frage kann derzeit nicht konkret beantwortet werden, eine entsprechende Datengrundlage mit Datenreihen, die in Zeiträumen mit nennenswerten klimatischen Änderungen erhoben wurden liegt leider nicht vor. Auch die mit 37 Jahren längste und in der Bundesrepublik einzigen Makrozoobenthos-Datenreihen des Breitenbachs bei Schlitz/Hessen, die auch über den Temperatursprung 1987/1988 verläuft, können dazu keine Auskunft geben. Es wurden über diesen langen Zeitraum nur Imagines untersucht und bei entsprechende Auswertungen wurden, neben phänologischen Verschiebungen einzelner Arten (Wagner et al. 2011), keine eindeutigen Signale für eine biologische Antwort auf der Populationsebene gefunden (Marten 2012).

Ein weiterer interessanter Aspekt ist der Folgende: Ein vergleichsweise warmes Frühjahr kann beispielsweise zu einer relativ zeitig einsetzenden Emergenz bei den Wasserinsekten führen (es ist vorstellbar, dass andere Qualitätskomponenten in vergleichbarer Weise reagieren). Fällt das Frühjahr im darauffolgenden Jahr jedoch vergleichsweise kühl aus, würde die Emergenz erst später einsetzen. Wird in beiden Fällen z.B. Mitte März eine Makrozoobenthosprobe genommen, können die Ergebnisse allein aufgrund der abweichenden Phänologie in beiden Jahren recht unterschiedlich ausfallen. Die Wissenschaftler in Kalifornien beschreiten diesbezüglich neue Wege: Der Zeitpunkt der Datenaufnahme wird anhand der „degree days“ festgelegt. Kalibriert wurde dieses System über die Lufttemperatur und so wird sichergestellt, dass in warmen Jahren früher beprobt wird als in kälteren. Das System hat den großen Vorteil, dass ein Faktor für die Variabilität der Daten quasi ausgeschlossen wird. Für ein Klimabiomonitoring kommt dieser Ansatz nicht in Frage, da damit auch nachhaltigen Verschiebungen im Trend mehrerer Jahre mit dem Probenahmetermin gefolgt würde, diese Verschiebungen also in Ihren Auswirkungen nicht feststellbar wären.

Um eine hinreichend hohe Aussagekraft der Ergebnisse zu erhalten, ist es empfehlenswert, die biologischen Qualitätskomponenten mindestens jährlich aufzunehmen (siehe hierzu auch Marten 2001, LUBW 2011, Marten 2010).

Eine mindestens jährliche Aufnahme gilt explizit auch für die Qualitätskomponente „Makrophyten“ (van de Weyer, mündliche Mitteilung auf dem Workshop am 13.09.2012 in Mainz). Wie stark sich eine verminderte Aufnahmehäufigkeit auf die Aussagekraft der Ergebnisse nach der hier fokussierten Methode zur Umsetzung der WRRL auswirkt, bleibt künftigen Auswertungen vorbehalten.

Darüber hinaus sind – zumindest für einige der vorgestellten Metriks – weitere Aufnahmen notwendig, die durch die Messprogramme der KLIWA-Länder bislang nicht abgedeckt werden. Konkret erscheint es sinnvoll, bei Neophyten (thermophil, nicht etabliert) zusätzlich einmal jährlich im Winter eine Aufnahme durchzuführen (van de Weyer, mündliche Mitteilung). Hinsichtlich weiterer Metriks (siehe Kapitel LF 1.2) sind Aussagen zum Zeitpunkt und Frequenz der Aufnahme zum jetzigen Zeitpunkt noch schwierig. Auch die im nationalen und internationalen Bereich erhältliche Literatur ist diesbezüglich wenig hilfreich.

LF3.3 Nach welcher Methode sollen biologische Qualitätskomponenten aufgenommen werden?

Zu beachten ist, dass die zugrundeliegenden Daten und die daraus abgeleiteten Metrikwerte einer mehr oder weniger großen Variabilität unterliegen. Eine hohe Variabilität der Daten kann aus methodisch unterschiedlichen Vorgehensweisen, z.B. bei der Aufnahme der Daten, resultieren, sie kann jedoch auch natürlich bedingt sein. Darüber hinaus können weitere anthropogen bedingte - nicht mit dem Klima in Verbindung stehende - Faktoren zu einer hohen Variabilität der Daten führen. Konkret nennt van de Weyer (mündl. Mitteilung auf dem Workshop vom 13.09.2012 in Mainz) für die Makrophyten folgende Faktoren, die den Effekt des Klimawandels überlagern können: z.B. natürliche Populations-Schwankungen, Arealerweiterung, Trophie, anthropogene Veränderungen (z.B. Mahd) oder Veränderungen des Besiedlungspotenzials (siehe auch Monschau-Dudenhausen (1992) und Gutfleisch & Marten (2006)). Für Makrozoobenthosaufnahmen nach dem AQEM Verfahren wurden Versuche unternommen, die Variabilität zu quantifizieren (Clarke et al. 2006a,b, Sundermann et al. 2008). Auch für andere Aufsammlungsmethoden wurde bereits über die hohe Variabilität resultierender Metriks berichtet (Mazor et al. 2009). Einen Hinweis darauf, dass die Variabilität an Referenz- oder best of-Messstellen höher ist als an degradierten Messstellen gibt es bislang nicht (Sundermann et al. 2008). Der hohen Variabilität der Metrikwerte wird daher bei der Ableitung der Messfrequenz eine zentrale Bedeutung zukommen. Ein Aspekt für Aufnahmen des Makrozoobenthos und der Makrophyten nach den verschiedenen Verfahren ist auch die Vergleichbarkeit und die mögliche Verlängerung von Zeitreihen durch „Altdaten“ (vgl. hierzu Tabelle 23). Für die Makrophyten sollte das Monitoring gemäß PHYLIB bzw. DIN 14184 inklusive Abschätzung der Gesamtdeckung in %-Anteilen zum Einsatz kommen. Diese Angaben gehen über die im PHYLIB-Verfahren verankerte Kohler-Skala hinaus.

Bei den Fischen würde man, wenn jährliche Aufnahmen erfolgen sollen, ergänzend zu der Methode nach WRRL, die mindestens 2x alle 6 Jahre zu verschiedenen Jahreszeiten statt-

finden, Point-Abundance-Befischungen³ durchführen. Bei häufigen E-Befischungen nach WRRL kann bei jährlichen Aufnahmen ein evtl. störender Einfluss der Fangmethodik auf die Fischbestände nicht ausgeschlossen werden. Point-Abundance-Befischungen gewährleisten z.B. eine gute Nachweismöglichkeit für juvenile Fische und eine gute statistische Auswertbarkeit durch Erhebung quantitativer Daten (mündliche Mitteilungen M. Herrmann, LfU).

³ Bei dieser Befischungsmethode (zu Deutsch auch Punktbefischung) wird die Messstrecke an einer größeren Zahl zufällig ausgewählter Probepunkte befischt. Die hohe Wiederholungsrate gewährleistet, trotz der vergleichsweise geringen Größe der befischten Teilflächen, eine ausreichende statistische Sicherheit. Vorteil der Methode ist, dass ein störender Einfluss der Fangmethodik auf die Fischbestände, wie dies im Falle von Streckenbefischungen bei jährlicher Durchführung durchaus möglich ist, ausgeschlossen werden kann. Zudem erlaubt das Point-Abundance-Sampling eine gute Nachweismöglichkeit juveniler Entwicklungsstadien.

3. Expertenworkshop

Am 13.09.2012 fand in Mainz ein Expertenworkshop statt, dessen Ergebnisse im Folgenden kurz wiedergegeben werden sollen. Das ausführliche Protokoll zum Workshop befindet sich im Anhang des vorliegenden Berichtes. Ziel war es u.a. a) eine, unter den Experten abgestimmte, Liste mit geeigneten Parametern und Indikatoren zu erhalten und b) die Kriterien für die Konzeption eines zukünftigen Klimamonitorings zu diskutieren. Hierzu kamen externe Experten wie Dr. K. van de Weyer und Prof. Dr. R. Wagner zu Wort und es wurde in Kleingruppen diskutiert.

Einige zentrale Diskussionsbeiträge des Workshops sollen im Folgenden kurz wiedergegeben werden.

a) Parameter und Indikatoren

Abiotische Parameter: Die Konzentration auf Abfluss und Wassertemperatur - als die beiden zentralen Faktoren – wurde als sinnvoll angesehen. Die beiden Parameter sollten möglichst kontinuierlich gemessen werden. Die aus den Messungen zu berechnenden relevanten Kenngrößen sind z.B. Minima und Maxima im Abfluss, Abflussregime und- dynamik, mittlere Sommer- und Wintertemperaturen.

Indikatoren/Metriks (Fische, MZB und MP): Nach Ansicht vieler Teilnehmer reicht zur Erfassung die zur WRRL erarbeitete Methodik in vielen Fällen aus. Es erscheint jedoch sinnvoll, für bestimmte Indizes eine methodische Erweiterung der Aufnahmen vorzunehmen, z.B. Erfassung der Gesamtabundanz bei den Makrophyten. Insgesamt wurden solche Indikatoren/Metriks als sinnvoll angesehen, die Veränderungen der Biozönosen hinsichtlich der Temperaturpräferenzen und Abflussverhältnisse anzeigen (z.B. Verhältnis kaltstenothermer zu warmstenothermer Taxa (Fische, MZB) oder das Verhältnis von Amphiphyten, Helophyten und Hydrophyten (MP). Die Liste der als sinnvoll erachteten Indikatoren umfasst noch weitere, die im Protokoll aufgeführt sind.

b) Konzeption des Klimamonitorings

Hinsichtlich der Kriterien für ein Klimamonitoring konnte festgehalten werden, dass zentrale Aspekte bereits im empirisch abgeleiteten Rahmenkonzept aufgeführt sind, d.h. Schwerpunkt auf unbelastete Gewässer (Quellen), Berücksichtigung aller FG-Typen mit Schwerpunkt auf den besonders betroffenen Typen (z.B. Typen 1.1 und 5) als auch die Einspeisung vorhandener Monitoringmessstellen. Darüber hinaus wurden aber auch noch weitere Wünsche geäußert (z.B. eine bundeslandspezifische Schwerpunktsetzung auf unterschiedliche Fließgewässertypen, Abdeckung aller biologischen QK, nicht notwendige Messung aller biologischen QK an allen Stellen, Übereinstimmung biologischer und abiotischer Messstellen). Hinsichtlich der Messfrequenz muss zwischen Parametern (abiotisch) und den Indikatoren/Metriks (biotisch) unterschieden werden. Makrophyten und Makrozoobenthos sollten mindestens jährlich aufgenommen werden, bei Fischen ist noch zu prüfen, ob auch weniger

häufige Aufnahmen ausreichend sind⁴. Des Weiteren wurden Aspekte wie z.B. die hohe Variabilität der Daten, oder eine höherfrequente Erfassung der unterschiedlichen QK diskutiert. Die detaillierteren Ergebnisse zu diesem Themenblock sind ebenfalls im Protokoll zum Workshop zu finden sein.

⁴ Point-Abundance-Befischungen wird man jährlich machen können. Unterstützende WRRL-Befischungen wohl eher nur im vorgesehenen amtlichen Rhythmus von 2-3 mal innerhalb von 5 Jahren. Hinweis von Herrn Manfred Herrmann (LfU).

4. Exemplarische Analysen mit Daten der Landesuntersuchungsprogramme

Ziel dieses Projektteils war es, die zuvor abgeleiteten Indikatoren und Ideen zum Monitoringkonzept anhand von Beispieldatensätzen des süddeutschen Raums zu testen und weiterzuentwickeln. Unter anderem sollte hierbei versucht werden, der Frage nach der Messfrequenz für abiotische Parameter und biotische Indikatoren auf den Grund zu gehen. Es sei jedoch bereits vorweggenommen, dass die Umsetzung dieses Vorhabens anhand der in den süddeutschen Bundesländern vorliegenden Datensätzen nur sehr eingeschränkt möglich war.

Im Folgenden soll zunächst eine Übersicht der gelieferten und zu Analysezwecken zur Verfügung stehenden Datensätze gegeben werden.

a) Chemisch-physikalische Parameter

Hinsichtlich der physikalisch-chemischen Begleitparameter konnte auf zwei Datenlieferungen zurückgegriffen werden, die separat voneinander analysiert wurden. Das eine Datenpaket stammt aus Bayern und umfasst 82 Messstellen, das andere Datenpaket enthält über 300 Messstellen baden-württembergischer Gewässer. Letzteres stammt aus dem Jahresdatenkatalog, der Online verfügbar ist⁵.

Um bei beiden Datensammlungen den störenden Einfluss anthropogener Stressoren auszuschließen bzw. zu minimieren (exklusive jener, die klimatisch bedingt sind), wurden nur solche Messstellen in die Analysen eingebunden, die eine möglichst naturnahe Ausprägung aufweisen (Bayern) oder möglichst unbelastet sind (Baden-Württemberg). Von den bayerischen Messstellen wurden daher ausschließlich solche Gewässerabschnitte verwendet, die als Referenz- oder best of-Messstellen ausgewiesen waren ($n = 27$). Die Daten stammen aus den Jahren 2000 bis 2011, einem Zeitraum also, in dem laut Deutschem Wetterdienst keine klimabedingte Erwärmung zu verzeichnen war. Folglich konnte bereits im Vorfeld ausgeschlossen werden, dass langfristige Trends, so sie denn in den Daten vorhanden waren, ursächlich mit einem Anstieg der Lufttemperaturen in Zusammenhang stehen. Die Abdeckung der Jahre mit Messdaten war leider nicht sehr homogen. Messstellen, die durchgehend über den gesamten Zeitraum hinweg erfasst wurden, waren deutlich in der Minderheit. Vielfach wechselte das Set an untersuchten Gewässern von Jahr zu Jahr. Die Unregelmäßigkeiten im Datenspektrum drückten sich auch in Form von Artefakten in den Ergebnisdigrammen aus, sodass diese für belastbare Aussagen als nicht brauchbar eingeschätzt werden. Aus diesem Grund wird auf eine detaillierte Ergebnisdarstellung verzichtet.

⁵ <http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/48299/>

Die Auswahl der baden-württembergischen Stellen erfolgte über die Orientierungswerte der RaKon⁶ (LAWA-AO 2007). Hierzu wurden für jede Messstelle die Jahresmittelwerte für Sauerstoff, BSB₅, Ammonium, Orthophosphat-P, Chlorid und pH-Wert berechnet. Für die Analysen wurden nur solche Messstellen berücksichtigt, bei denen die Jahresmittelwerte aller Parameter die von der RaKon angegebenen Gütekriterien (Orientierungswerte) erfüllten. Nach der Filterung verblieben 33 Messstellen, die die genannten Kriterien erfüllten.

Tab. 4: Übersicht der physikalisch-chemischen Messstellen baden-württembergischer Fließgewässer.

Gewässer	Messstelle	Gewässer	Messstelle
Aitrach	Aulfingen	Harrasbach	Harrasried
Alb	Albtal-Jagdhaus	Hasenbach	Ehrenfels
Brenz	Auslauf WCM	Kleine Enz	Calmbach
Brenz	Bergenweiler	Kohlstattbrunnenbach	Oberdigisheim
Brenz	Itzelberger See vor Auslauf	Lein	Heilbronn
Brenz	Königsbronn	Maisenbach	Maisenhausen
Brenz	Schnaitheimer Mühle	Ottenheimer Mühlbach	Riegel
Brenz	Zufluss Itzelberger See	Pfeffer	Pfefferquelle 1
Egau	Dischingen	Schmiech	Ehingen
Ehrlos	Berg	Schutter	Lahr
Elz	Eckartsweier	Schutter	Willstätt
Geißgurgelbach	Steinenberg	Stehenbach	Rottenacker
Gennenbach	Eisingen	Steina	Illmühle
Glerns	EN605	Tannengraben	Brombach
Glerns	EN608	Wilde Gutach	Obertal
Glerns	EN610	Zastlerbach	Oberlauf-Zastler, Kluseplatz
Goldersbach	Diebsteigbrücke		

Die zugehörigen Daten entstammen den Jahren 1987 bis 2011. Eine deutliche Einschränkung hinsichtlich der Aussagekraft möglicher Ergebnisse ist allerdings aus dem Umstand abzuleiten, dass unter den gefilterten Messstellen lediglich eine existiert, an der die abiotischen Parameter tatsächlich durchgängig über den gesamten Zeitraum gemessen wurden. An 18 Stellen begannen die Messungen erst nach 2000 und an einem Teil der Messstellen wird die Zeitreihe durch Jahre unterbrochen, für die keine Daten vorliegen. Messstellen, an denen bereits in den 1970er Jahren oder zu Beginn der 1980er Jahre abiotische Parameter aufgenommen wurden, genügten leider nicht den Orientierungswerten der RaKon; da der anthropogene Einfluss mit hoher Wahrscheinlichkeit klimabedingte Veränderungen überlagert,

⁶ Orientierungswerte: O₂ > 7 mg/l, BSB₅ < 4 mg/l, Ammonium-P < 0,3 mg/l, Orthophosphat-P < 0,05 mg/l, Chlorid < 200 mg/l, pH zwischen 6,5 und 8,5

blieben diese Stellen in der Analyse unberücksichtigt. Die Übersicht in Tabelle 4 listet alle Messstellen auf, die Verwendung fanden. Die meisten der betrachteten Parameter wiesen nur wenige Datenlücken auf. Am vollständigsten waren Wassertemperatur, Ammonium, Nitrat und Orthophosphat mit jeweils weniger als 1 % fehlender Messwerte. Die Parameter Sauerstoff, Leitfähigkeit und pH-Wert beinhalteten Fehlstellen in einer Größenordnung von 3 %. Am unvollständigsten erwiesen sich BSB5, Gesamtphosphor und Gesamtkohlenstoff, bei denen zwischen 30 % und 84 % der Messdaten fehlten. Auffällig hierbei ist, dass die letztgenannten Größen paketweise an ganzen Messstellen fehlten, sodass davon ausgegangen wird, dass diese zu jenen Zeiten nicht im Messprogramm enthalten waren. In der Summe aller Parameter ergibt sich eine Zahl von 3.165 Datenlücken (bei einer theoretischen Gesamtdatenmenge von knapp 18.000 Messwerten). Aufgrund der recht großen absoluten Anzahl wurde darauf verzichtet, die Lücken durch extrapolative Verfahren zu schließen.

b) Abflussdaten

Zusätzlich zur Betrachtung der physikalisch-chemischen Parameter wurden auch Zeitreihen der Messungen von Abflüssen an naturnahen bayerischen Gewässern analysiert. Nähere Informationen hierzu folgen im Abschnitt 4.1.1.

c) Biologische Parameter

Eine Übersicht aller biologischen Daten, die den Auftragnehmern zur Verfügung standen, geht aus Tabelle 5 hervor. Nicht alle diese Daten wurden letztlich auch für die Analysen herangezogen. Je nach Verwendungszweck waren spezielle Auswahlkriterien nötig, sodass lediglich Teilbestände herausgenommen wurden.

Für die Auswertungen zum Makrozoobenthos wurde in erster Linie auf Daten aus BY und RP zurückgegriffen (in Tab. 5 blau hinterlegt). Diese Daten decken einen längeren Zeitraum ab und waren somit im Hinblick auf die Aussagekraft am vielversprechendsten.

Makrozoobenthosdaten aus Baden-Württemberg wurden nicht ausgewertet, die Begründung hierfür ist wie folgt: Wie bereits im Bericht zum Trendbiomonitoring in Baden-Württemberg festgestellt wurde (LUBW 2011), kann, gemessen an dem geringen Maße wie sich Klimaveränderungen im Untersuchungszeitraum darstellen, bei vielen der Messstellen eine anthropogene Überprägung durch thermische Effekte aus Abwassereinleitungen, Kühlwasserwassereinleitungen oder siedlungsbedingte Einflüssen nicht ausgeschlossen werden. Für Auswertungen zum Thema Klimamonitoring wurden aufgrund der mit diesem Messnetz gewonnenen Erfahrungen lediglich zwei Probestellen als geeignet angesehen, da diese durch häusliche und Industriekläranlagen oder Wasserkraftnutzung nicht unmittelbar beeinflusst, d.h. nicht anthropogenen überformt sind. Darüber hinaus wurden die dem Bericht zum Trendbiomonitoring in Baden-Württemberg (l. c.) zugrunde liegenden Daten nicht nach der Methodik erhoben, die für die Umsetzung der Bewertung nach WRRL erarbeitet und angewendet wurden. Die zwei vergleichsweise naturnahen Gewässer, zu denen vom Auftragge-

ber Metrik-Werte zur Verfügung gestellt wurden, decken einen Zeitraum von 1995 bis 2008 ab und stellen „echte“ Langzeitdaten dar, da beide Gewässer in jedem Jahr beprobt wurden. Diese beiden Gewässer sind damit die einzigen - auf Makrozoobenthos-Aufsammlungen basierenden - „echten“ Langzeitdaten, die zur Auswertung zur Verfügung standen - sie sind jedoch nicht mit den für die Umsetzung der WRRL erhobenen Daten vergleichbar.

Tab. 5: Übersicht über die Datengrundlage „Biologie“ (MST = Messstelle). UBA: Länderdaten, die im Rahmen des vom Umweltbundesamt geförderten Projektes „Entwicklung neuer Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Revitalisierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle, FKZ 3710 24 207“ zusammengetragen wurden. Blau hinterlegt: Datensätze, die für die Auswertung berücksichtigt wurden. Fett: Datensätze, für die zumindest teilweise ergänzende Daten zur Physiko-Chemie oder zum Abflussverhalten vorlagen.

BL	Quelle	MZB	Makrophyten	Fische
BW	KLIWA ¹	113 MST / 113 Proben (2007); nur Typ 5 225 MST	---	---
	KLIWA	2 MST / 28 x 4 Proben ³ (1995 bis 2008) ²	---	---
	UBA	584 MST / 548 Proben (2006 + 2007)	272 MST / 272 Proben (2006 + 2008)	---
BY	KLIWA	52 MST / 297 Proben (1998 bis 2011); Referenz- und Überblicks-MST	42 MST / 120 Proben (1998 bis 2011); Referenz- und Überblicks-MST	---
	UBA	730 MST / 730 Proben (2004 bis 2009)	397 MST / 397 Proben (2004 bis 2009)	60 MST / 148 Proben (2004 bis 2009)
RP	KLIWA	9 MST / 132 Proben (1982 bis 2006); saure Gewässer 1 MST / 1 (2008); Referenzgewässer Typ 5.1	1 MST / 1 (2008); Referenzgewässer Typ 5.1	---
	UBA	597 MST / 643 Proben (2007 bis 2009)	---	221 MST / 221 Proben (2006 bis 2009)

¹ Daten wurden bereits im Rahmen des KLIWA-Projektes „Einfluss des Klimawandels auf die Fließgewässerqualität – Literaturlauswertung und erste Vulnerabilitätseinschätzung“ (Jähnig et al. 2010) zur Verfügung gestellt.

² Daten aus dem Trendbiomonitoring BW (LUBW 2011)

³ viermalige Beprobung pro Jahr

Der ursprünglich vorgesehene Ansatz, Analysen basierend auf echten Langzeitdaten durchzuführen, konnte daher nicht weiter verfolgt werden, da Aussagen, die auf lediglich zwei Gewässern beruhen, nicht über den Umfang exemplarischer Fallstudien hinausgehen würden. Aus diesem Grund wurde von Seiten der Auftragnehmer von einer Auswertung der Metrikergebnisse aus zwei Trendbiomonitoring-Messstellen abgesehen.

Auf eine Analyse der Daten, die nur vergleichsweise kurze Zeiträume abdeckten und zudem einer anthropogenen Belastung unterlagen (im Wesentlichen Daten aus dem UBA-Projekt), wurde ebenfalls verzichtet. Der Grund hierfür liegt darin, dass bereits bei der Analyse der längeren Zeitreihen aus Referenz- oder best of-Gewässern kaum eindeutige Klimatrends zu identifizieren waren (vgl. Ergebnisse in Kapitel 4.1.4.1).

Darüber hinaus existieren Langzeitdaten zur Emergenz benthischer Invertebraten aus dem Breitenbach (Wagner et al. 2011). Dieser Datensatz wurde bereits von Experten ausgewertet und die wesentlichen Ergebnisse hierzu werden in Kapitel 4.2.5 beschrieben. Zur Beantwortung der Leitfrage 3.2 „Wie häufig und wann sollen biotische Qualitätskomponenten aufgenommen werden?“ sind die Daten aus dem Breitenbach aus Sicht der Auftragnehmer wegen der Andersartigkeit der Erfassungsmethodik nicht geeignet. Auf eine (erneute) Auswertung im Rahmen des vorliegenden Projektes wurde daher verzichtet.

Für die Makrophyten wurde auf Daten aus BW und BY zurückgegriffen, wobei es sich um Daten handelt, die einen Zeitraum von 2004 bis 2009 abdecken und im Rahmen des UBA-Projektes zur Verfügung gestellt wurden (Tab. 5).

Für die Fische lagen Daten aus BY und RP vor, die den Zeitraum von 2004 bis 2009 abdecken. Alle verfügbaren Daten zu den Fischen wurden für die Analysen genutzt.

Weitere Informationen darüber, welche Daten für welche Analyse verwendet wurden, sind den jeweiligen Kapiteln zu entnehmen.

4.1 Überprüfung der Eignung des methodischen Ansatzes anhand vorliegender Daten

4.1.1 Abiotik

Das Kapitel untergliedert sich in zwei Abschnitte. Der erste Teil gibt eine knappe Zusammenfassung zu den physikalisch-chemischen Messgrößen, im zweiten Teil werden die Ergebnisse zur Entwicklung der Abflussmengen behandelt.

Physikochemische Parameter

Wie im einführenden Part erläutert, genügen die Daten nicht den Anforderungen, die an eine Klimastudie gestellt werden. So sind auch aus den Daten zu den baden-württembergischen Fließgewässern (Tab. 4) aufgrund jährlich wechselnder Zusammenstellungen der Gewässerabschnitte Langzeittrends nicht zu quantifizieren bzw. werden durch Artefakte, die den

ungünstigen Rahmenbedingungen geschuldet sind, maskiert. So zeigte sich bei der Mehrheit der untersuchten Größen (elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, N-Verbindungen, P-Verbindungen, Chlorid, TOC) kein eindeutiger Trend. Allenfalls beim Parameter Sauerstoffgehalt waren gewisse Tendenzen erkennbar (abnehmend), die sich statistisch jedoch nicht absichern lassen.

Eine andere umfangreiche Studie, die u.a. die Wassertemperaturen von 75 durchgehend beprobten Standorten in Baden-Württemberg im Zeitraum zwischen 1995 und 2008 zum Teil über längere Zeiträume untersuchte (LUBW 2011)⁷, zeigte keinen einheitlichen Trend. Danach konnte für gut 60 % der Stellen eine Zunahme der Wassertemperatur um bis zu 3°C festgestellt werden, für die übrigen jedoch eine Abnahme in etwa derselben Größenordnung (jeweils kalkuliert auf 20 Jahre). Einige dieser Trends lassen sich durch veränderte Kraftwerkseinflüsse erklären. Ein generelles Muster, das auf übergeordnete, klimabedingte Effekte schließen ließe, ist aus der Studie, zumindest ohne ergänzende Kenntnisse weiterer Einflussfaktoren, nicht ableitbar. Angesichts der geringen Lufttemperaturzunahme von 0,1 °C in diesem Zeitraum in Baden-Württemberg ist dies auch wenig wahrscheinlich (Marten, Vortrag Expertenworkshop).

Basierend auf der Datengrundlage und den daraus gewonnenen Erkenntnissen wird die Durchführung einer Power-Analyse zur Ermittlung von Messfrequenzen als kritisch betrachtet. Laut Antrag war es das Ziel, die Messfrequenz anhand von Daten mittels statistischer Methoden abzuleiten. Hierbei ist jedoch bedeutend, dass an mehreren Gewässern hinreichend lange, ununterbrochene Messreihen vorliegen und dass diese Reihen zudem auch noch einen plausiblen Trend aufweisen, von dem angenommen werden kann, dass dieser auf klimabedingte Veränderungen zurückgehen könnte. Da diese Bedingungen nicht vorgelegen haben, konnte die im Antrag enthaltene Analyse nicht durchgeführt werden.

Dennoch geben die Ergebnisse Hinweis darauf, dass exakt standardisierte Messungen, wovon bei sensiblen Parametern auch der Zeitpunkt der Messung fällt, ebenso wie ein unveränderliches Messstellennetz, das möglichst komplett und nicht in Form zyklisch wechselnder Messstellen zu untersuchen ist, unabdingbare Voraussetzungen für ein gewässerökologisches Monitoring darstellen.

Abflussdaten

Die Analyse der Abflussentwicklung wurde aus den eingangs angeführten Gründen (Kapitel 4) auf die Referenzmessstellen beschränkt. Von den 27 Referenzmessstellen ließen sich 16 Messstellen benachbarten Pegeln zuordnen. Die Datenreihen der meisten Pegel reichen lückenlos bis ins Jahr 1960 zurück – lediglich an vier Pegeln wurde später mit der Messung begonnen (1964: Berchtesgadener Ache, 1966: Aurach, 1977: Große Ohe, 1979: Kirnach).

⁷ Datenlücken kleiner als ein Jahr, diese dann durch verschiedene Verfahren geschlossen – Näheres siehe dort

Abschluss der Datenreihen bildet das Jahr 2008. Zwei der Messstellen lagen in Wasserkörpern des Typs 21 (Seeausflussgeprägte Fließgewässer); aufgrund der speziellen hydrologischen Verhältnisse (Retention von Regenwasser und dadurch bedingter teilweiser Entkopplung von Niederschlagsereignissen) sind diese Daten für die vorliegende Studie nur bedingt geeignet und blieben daher unberücksichtigt.

Zur Detektion langfristiger Trends wurden verschiedene Kenngrößen untersucht. In erster Linie sind dies die auf ein (kalendarisches) Jahr gemittelten Abflüsse sowie die mittleren Sommer- bzw. Winterabflüsse (meteorologische Jahreszeiten). Die Behandlung der zuletzt genannten Größen soll den unterschiedlichen Niederschlagsprojektionen Rechnung tragen, die im Zusammenhang mit Modellen zum Klimawandel genannt werden (vermehrte Niederschläge im Sommer durch Häufung von Starkregenereignissen bei gleichzeitiger Ausdehnung von Trockenphasen, verringerte Niederschlagsneigung im Winter).

Wie aus Abb. 7 ersichtlich, sind die mittleren Jahresabflüsse starken Schwankungen unterworfen. Ähnlich verhält es sich bei den mittleren Sommer- und Winterabflüssen, wobei sich die Abflussregime in den Wintermonaten etwas gleichmäßiger, in den Sommermonaten, aufgrund der zu dieser Zeit stark wechselnden Niederschlagsmengen, deutlich volatiler erweisen (nur Winter dargestellt, s. Abb. 6). Langfristige Trends sind von daher mit großen Unsicherheiten behaftet, was auch anhand der Regressionen ablesbar ist (siehe Tab. 6). Während sich für den MQ (Jahr) und den MQ (Sommer) insgesamt nur 1 von 28 Regressionen als signifikant herausstellt, noch dazu in einem Gewässer mit sehr geringer Abflusspende, ergeben sich für den MQ (Winter) für 5 von 14 Probestellen (= 1/3) signifikante bis hoch signifikante Trends (siehe hierzu auch Abb. 6). Auffällig ist, dass die Winterabflüsse dieser fünf Gewässer in den letzten knapp 50 Jahren deutlich zugenommen haben – im Schnitt um etwa 50 %. Diese Entwicklung zeigt sich, wenn auch nicht so deutlich, auch bei allen übrigen Gewässern – hier beträgt die Zunahme im Abfluss größenordnungsmäßig zwischen 1 % und 42 %. Bezogen auf alle Gewässer ergibt sich ein Durchschnitt von 30 %.

Den zunehmenden Abflüssen im Winter stehen rückläufige Abflussmengen im Sommer gegenüber – durchschnittlich 13 %. Zwar werden diese Trends als nicht signifikant eingestuft, an der grundsätzlichen Tendenz ändert das jedoch nichts. Betrachtet man die Größenordnung der Abnahmen, so ist festzustellen, dass diese etwa halb so groß ausfallen wie die winterlichen Zunahmen. Gleichzeitig muss jedoch auch darauf hingewiesen werden, dass einige der Gewässer dem allgemein Trend nicht folgen, was, neben der fehlenden Signifikanz, als weiteres Indiz dafür gewertet wird, dass die Entwicklung der sommerlichen Abflüsse noch nicht abschließend beurteilt werden kann. Nachteilig für eine statistisch abgesicherte Aussage dürften sich hier insbesondere Starkregenereignisse auswirken, besonders dann, wenn sie, wie es in manchen Jahren der Fall ist, gehäuft auftreten. Der Einfluss solcher Ereignisse ist umso dominanter, je kürzer der Bezugszeitraum ist, der für eine Auswertung herangezogen wird. Die zwangsläufige Beschränkung bei der Betrachtung sommerlicher Besonderheiten auf eine Spanne von etwa 90 Tagen dürfte es auch in Zukunft schwer machen, Entwicklungen in dieser Jahreszeit statistisch sauber nachzuweisen.

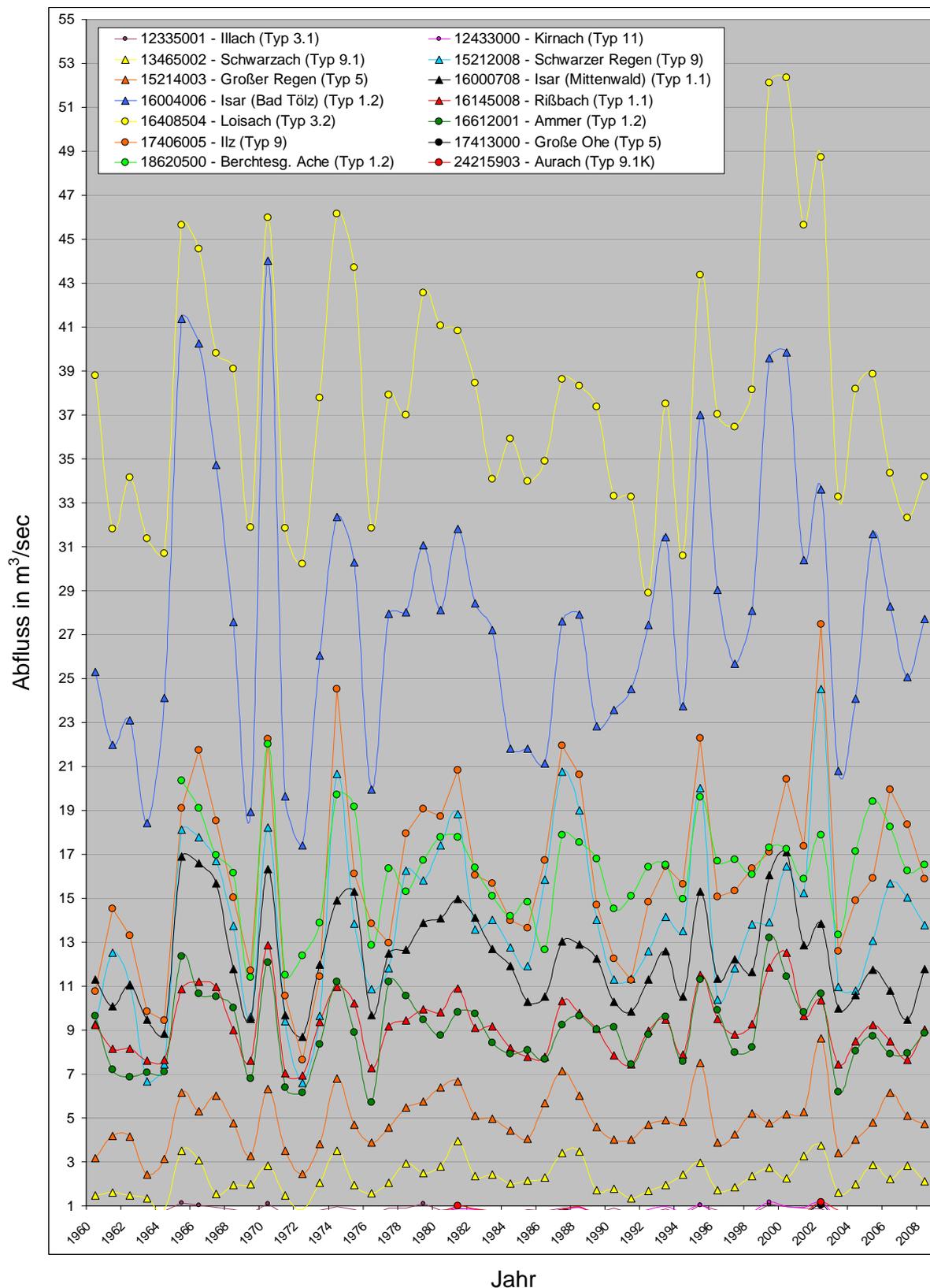


Abb. 5: Entwicklung des MQ ausgewählter Fließgewässer – dargestellt in Form separater Jahresmittel (vier der 14 Pegel weisen Mittelabflüsse von weniger als 1 m³/sec auf).

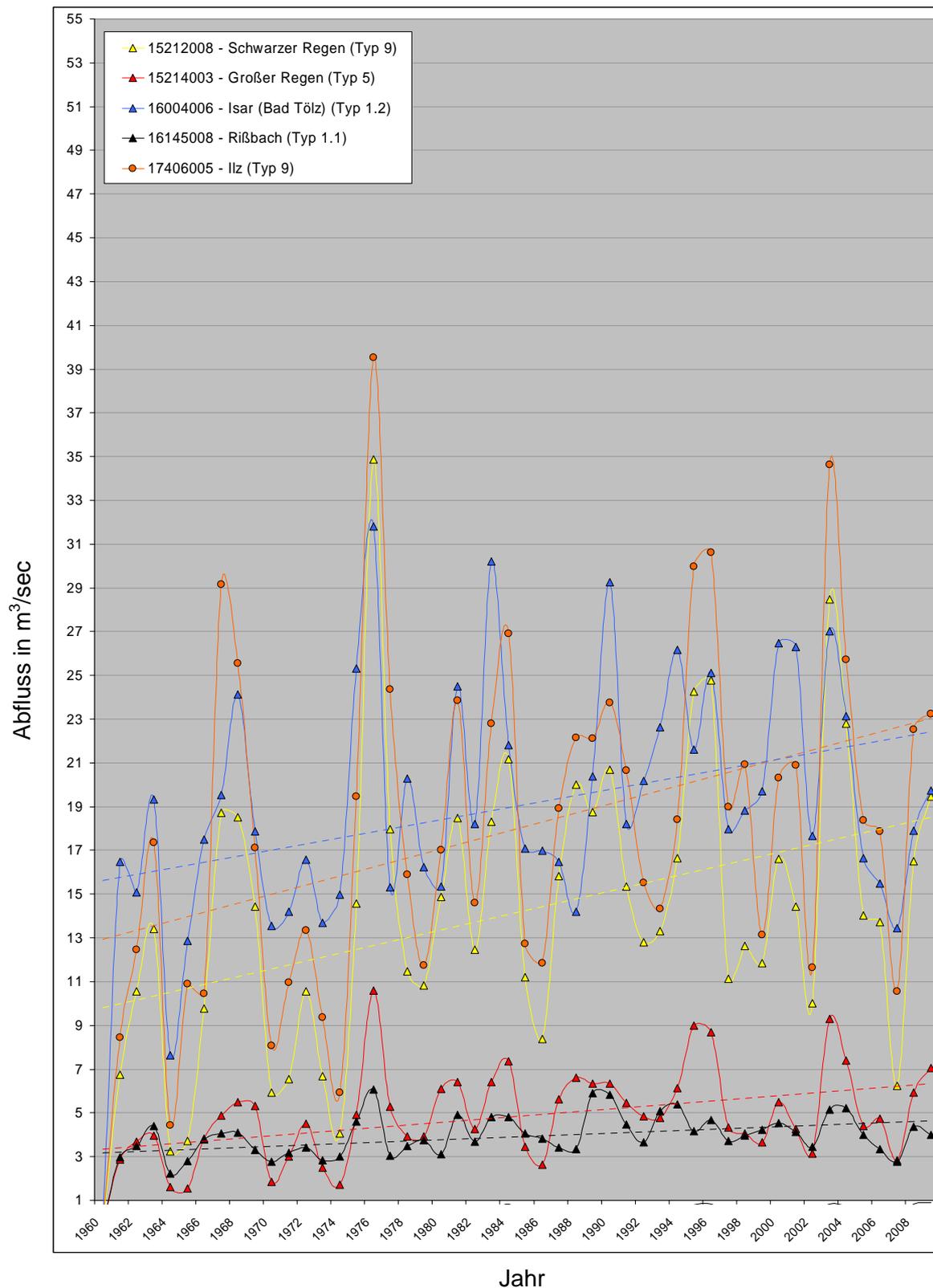


Abb. 6: Entwicklung des MQ (Winter) ausgewählter Fließgewässer (Abbildung enthält nur solche Gewässer, deren Abflüsse signifikante lineare Trends aufweisen; Farbsignaturen gegenüber Abb. 5 zwecks besserer Unterscheidbarkeit verändert; Abflüsse angegeben in m^3/sec).

Tab. 6: Kenngrößen der linearen Abflusstrends – Berechnungsgrundlage: mittlere Abflüsse pro Jahr bzw. pro Jahreszeit (MQ = mittlerer Abfluss [m^3/sec] bezogen auf den Zeitraum 1960 bis 2008⁺; N = Anzahl der Jahre; Δ = Veränderung des Abflusses zwischen 1960 und 2008⁺ gemäß Trend; p = Signifikanzniveau nach Mann-Kendall mit * = signifikant [$p < 0,05$] und ** = hoch signifikant [$p < 0,01$]).

Pegel-Nr.	Gewässername	MQ	N	– Jahr –		– Sommer –		– Winter –	
				Δ	p	Δ	p	Δ	p
12335001	Illach	0,8	49	-7%	*	-22%		1%	
12433000	Kirnach	0,8	25	17%		24%		16%	
13465002	Schwarzach	2,3	49	33%		-17%		42%	
15212008	Schw. Regen	13,9	49	23%		-20%		68%	**
15214003	Großer Regen	4,9	49	23%		-14%		68%	**
16000708	Isar (Mittenw.)	12,3	49	-2%		-18%		13%	
16004006	Isar (Bad Tölz)	27,8	49	7%		-19%		28%	*
16145008	Rißbach	9,2	49	1%		-18%		29%	*
16408504	Loisach	37,9	49	5%		-8%		7%	
16612001	Ammer	9,0	49	3%		-15%		16%	
17406005	Ilz	16,2	49	26%		-19%		58%	**
17413000	Große Ohe	0,6	31	15%		-20%		38%	
18620500	Berchtesg. Ache	16,4	44	4%		-23%		11%	
24215903	Aurach	0,7	42	17%		4%		17%	

⁺ Ausnahmen: Kirnach 1980-2004, Große Ohe ab 1978, Berchtesgadener Ache ab 1965, Aurach ab 1967

4.1.2 Fische

Für die Taxagruppe der Fische standen keine langjährigen Datenreihen aus Referenzmessstrecken oder naturnahen Fließgewässerabschnitten zur Verfügung. Dennoch wurde versucht, basierend auf den Befischungsergebnissen aus Bayern und Rheinland-Pfalz Indikatorarten für den Klimawandel zu identifizieren. Die Daten stammen aus den Jahren 2004 bis 2009 und wurden mehrheitlich an Gewässern erhoben, die einer anthropogenen Nutzung unterliegen; mindestens ein Drittel der Abschnitte sind als HMWB ausgewiesen⁸. Wie zu erwarten, sind die Gewässertypen 5 und 9 am häufigsten vertreten, danach folgen die Typen 5.1, 9.1 und 6. Für ein Viertel der Messstellen fehlte die Angabe einer Typzugehörigkeit. Insgesamt wurden 281 Messstellen in die Analyse einbezogen.

Für die Auswertung der Daten wurde ein multivariates Analyseverfahren verwendet. Multivariate Verfahren zeichnen sich dadurch aus, sowohl biologische wie auch eine Vielzahl abioti-

⁸ Die Aussage „mindestens ein Drittel“ rührt daher, dass für 60 % der Abschnitte keine Informationen vorlagen.

scher Begleitparameter verarbeiten zu können und, darauf aufbauend, die mit der Menge an Parametern verbundenen Multikausalitäten, wie sie bei der Betrachtung ganzer Ökosysteme zwangsläufig auftreten, zu berechnen wie auch grafisch darzustellen. Im konkreten Fall wurde das Verfahren der CCA verwendet, das zum Einsatz kommt, sobald Daten mit unimodalen Verteilungsmustern zur Auswertung anstehen. Wegen der großräumigen Verteilung der Befischungstrecken (zwei Naturräume, unterschiedliche Fischregionen) waren lineare Verteilungen nicht zu erwarten, was auch im entsprechenden Testergebnis zum Ausdruck kommt.

Eingangsgrößen für die Analyse waren auf biologischer Seite die absoluten Häufigkeiten der Arten, auf der Seite der unabhängigen, beschreibenden Parameter eine Auswahl abiotischer Messgrößen. Den Festlegungen lagen die folgenden Kriterien zugrunde:

a) Biologie: Anders als beim Makrozoobenthos stehen bei den Fischen die Arten in Vordergrund. Obwohl die Vorgehensweise des fiBS-Verfahrens (ebenso wie Perlodes) eine Bewertung über biologische Indizes vorsieht, erfolgt der Abgleich zum Soll-Zustand mittels Referenzzönosen. Somit hat die einzelne Art einen sehr viel höheren Stellenwert, als dies beim MZB der Fall ist, wo es vielfach um die Funktion geht, die eine Art innerhalb der Zönose ausfüllt und weniger um die Art selbst. Anstelle der in den Fischreferenzen verwendeten Dominanzen wurden in die Analyse die absoluten Häufigkeiten eingespeist. Grund hierfür ist, dass die Berechnung der relativen Häufigkeiten Verschiebungen zwischen den Befischungsergebnissen der Messstellen erzeugt, die eine Interpretation möglicherweise erschweren.

b) Abiotik: An Begleitdaten standen physikalisch-chemische Messwerte (Bereitstellung durch die Bundesländer) sowie Parameter der CORINE Landcover 2000 (Erhebung durch Auftragnehmer) zur Verfügung. Während die Daten zur Landnutzung alle Messstellen abdeckten, wiesen die physikalisch-chemischen Parameter erhebliche Lücken auf, sodass Letztere auf eine Auswahl reduziert werden mussten. Berücksichtigt wurden: BSB₅, elektrische Leitfähigkeit, Ammonium, Nitrit, Nitrat, Gesamtphosphat und pH-Wert. Aufgrund einer hohen Korrelation zum Nitrat, die in den ersten Analysen zutage trat, wurde für die Hauptanalyse auf den Parameter Ammonium verzichtet. Bei den Landnutzungsparametern wurde ebenfalls eine Auswahl getroffen. Sehr seltene und/oder für die Interpretation irrelevante Parameter wurde ausgeschlossen (Abbauf Flächen/Deponien, offene Flächen mit geringer Vegetation, Feuchtflächen an der Küste, Meeresgewässer), andere wurden zwecks besserer Übersicht zu thematischen Kategorien zusammengefasst:

- Urban: städtisch geprägte Flächen, Industrie-/Gewerbe-/Verkehrsflächen;
- Acker+: Ackerflächen, Dauerkulturen, Grünland;
- Wald+: Laub-/Nadel-/Mischwälder, Strauch-/Krautvegetation;
- Feucht: Feucht- und Wasserflächen im Landesinnern.

Zusätzlich zu den oben genannten, mehr oder weniger variablen Parametern wurden die unveränderlichen Größen „Höhenlage“ und „Größe des Teileinzugsgebiets“ hinzugenommen. Die Einspeisung in die Analyse erfolgte als so genannte Co-Variable. Co-Variablen dienen dazu, ungewollte bzw. störende Einflüsse aus den Beziehungen herauszurechnen. Im vorliegenden Fall sind dies nicht dem Klimawandel unterliegende Naturraumkonstanten, die sich aber sehr wohl signifikant auf die Besiedlung auswirken und die zu untersuchenden Beziehungen bei Nichtberücksichtigung maskieren würden. Im Ergebnisplot tauchen die als Co-Variablen gekennzeichneten Parameter nicht explizit in Erscheinung.

Der Ergebnisplot (Abb. 7) zeigt einen Beschattungs- bzw. Temperaturgradienten innerhalb der Daten. Hinweise darauf geben die Orientierungen der Parameter Wald+ und Acker+, die zu wesentlichen Teilen entlang der 1. Achse ausgerichtet sind. Diese Achse stellt mit 44 % bereits den Haupterklärungsanteil der Begleitdaten an der Artverteilung; weitere 16 % werden durch die 2. Achse erklärt. Die Güte der Analyse liegt mit 7 % allerdings auf einem sehr niedrigen Niveau. Alle Aussagen, die sich aus dem Plot ziehen lassen, geben daher lediglich grobe Richtungen vor und sollten durch Hintergrundwissen gestützt werden. Trotz dieser Einschränkung lassen sich weitere Erkenntnisse aus der Analyse ziehen.

Prinzipiell beinhalten die genannten Nutzungen ein großes Spektrum potenzieller Einflüsse auf Fließgewässer (thermisch, stofflich, hydrologisch, strukturell), doch aufgrund der annähernd orthogonal angeordneten Vektoren stofflicher Größen ($\text{NO}_3\text{-N}$, Pges-P) sowie der von ihnen abhängigen Größe BSB_5 kann darauf geschlossen werden, dass die physikalisch-chemischen Parameter in geringerem Maße an dem Hauptgradienten beteiligt sind. Die Verteilung der Fischarten stützt diese These.



Abb. 7: Ergebnisplot der CCA (Gesamterklärungsanteil: 7 %; Erklärungsanteil der Umweltvariablen an der Artvarianz: 60 %; Kürzel der Fischarten: Aal = Aal, Aesch = Aesche, Aland = Aland, BaFor = Bachforelle, BaNeu = Bachneunauge, BaSai = Bachsaibling, Barbe = Barbe, Barsch = Barsch, Bitt = Bitterling, BlBaB = Blaubandbärbling, Brass = Brassen, Doeb = Doebel, Stich = Dreistachliger Stichling, Elrit = Elritze, Gieb = Giebel, Gruen = Gründling, Gues = Güster, Hasel = Hasel, Hecht = Hecht, Huch = Huchen, Karau = Karausche, Karpf = Karpfen, Kaulb = Kaulbarsch, Koppe = Koppe, Nase = Nase, Quappe = Quappe, Rapfen = Rapfen, RegFor = Regenbogenforelle, Rotau = Rotaugen, Rotfe = Rotfeder, Schleie = Schleie, Schmer = Schmerle, Schnei = Schneider, Schrae = Schrätzer, SoBar = Sonnenbarsch, Streber = Streber, Stroem = Strömer, Ukelei = Ukelei, UkBaNeu = Ukrainisches Bachneunauge, WeiFIGr = Weißflossengründling, Wels = Wels, Zaeh = Zährte, Zander = Zander, Zobel = Zobel).

Während auf der linken Seite im Wesentlichen Arten angeordnet sind, die eine Präferenz für niedrige Temperaturen aufweisen (Bachneunauge, Bachforelle, Regenbogenforelle, Elritze)⁹, findet sich rechts der Ordinate eine Vielzahl an Arten, die größtenteils untere Fischregionen bzw. wärmere Gewässerabschnitte bevorzugen (Nase, Barbe, Kaulbarsch, Schleie, Karausche, Bitterling etc.). Dabei soll nicht ausgeschlossen werden, dass neben der Temperatur auch weitere Umweltfaktoren die Anordnung der Arten beeinflussen. Einige Faktoren weisen jedoch selbst wieder eine direkte oder indirekte Temperaturabhängigkeit auf (pH-Wert, Sauerstoffgehalt, Leitfähigkeit oder die gesamte Nitrifikationskette). Zudem werden Verbreitung und Autökologie vieler Fischarten vergleichsweise stark von thermischen Verhältnissen bestimmt. Aus diesem Grund wird die Temperatur als der maßgebliche Faktor angesehen, der die Verteilungsmuster in der Analyse bestimmt.

Im Hinblick auf ein gewässerökologisches Klimamonitoring wird mit dem Analyseergebnis ein Artenspektrum abgesteckt, das als Vorauswahl geeigneter Indikatorarten dienen kann. Die vorsichtige Formulierung beruht auf der eingangs erwähnten niedrigen Analysequalität. Als hierfür auslösendes Moment wird die starke anthropogene Belastung gesehen, der ein Großteil der Messstellen ausgesetzt ist. Dies und die geringe bis fehlende Anzahl naturnaher Gewässerabschnitte münden in einen verkürzten Umweltgradienten, der sich in der Ergebnisqualität niederschlägt.

4.1.3 Makrophyten

Für die Makrophyten standen, ebenso wie für die Fische, keine langjährigen Datenreihen aus unbeeinflussten Fließgewässerabschnitten zur Verfügung. Ersatzweise wurden daher Vegetationsaufnahmen aus den Landesuntersuchungsprogrammen Baden-Württemberg und Bayern herangezogen. Die Aufnahmen stammen aus den Jahren 2005 bis 2008 und decken nahezu alle LAWA-Typen ab; am häufigsten vertreten sind die Typen 5, 2.1, 9 und 9.1. Im Hinblick auf die Makrophyten-Typologie stehen die meisten Abschnitte unter rhithraler Prägung (46 % MRK, 22 % MRS); knapp ein Drittel der Abschnitte sind potamal geprägt. Gut ein Viertel der Messstellen gehören Wasserkörpern an, die als HMWB oder AWB ausgewiesen sind. Insgesamt lagen für 657 Messstellen Vegetationsaufnahmen vor, die jedoch nur etwa zur Hälfte mit physikalisch-chemischen Begleitdaten hinterlegt waren. Für die Auswertung konnten daher lediglich 288 Stellen berücksichtigt werden.

Die Auswertung selbst stand unter erschwerten datentechnischen Rahmenbedingungen. Damit ist gemeint, dass die Pflanzengesellschaften der betrachteten Fließgewässer i.d.R. aus nur wenigen Arten bestehen. So wurden fast an der Hälfte aller Messstellen lediglich 3 oder weniger Arten gefunden. Nur etwa 6 % der Abschnitte waren Lebensraum für 10 oder mehr Arten. Die durchschnittliche Taxazahl liegt bei gerade einmal 4,5. Hinzu kommt, dass viele der Arten nur sporadisch vertreten sind. Die Hälfte aller in den Kartierungslisten vertre-

⁹ vgl. hierzu Logez 2010, Reinartz 2007, Schubert 2010

tenen Spezies wurde lediglich an einer oder zwei Messstellen erfasst. Für drei Viertel der Arten wurden Stetigkeiten von weniger als 2,5 % errechnet. Daraus ergibt sich, dass viele der Messstellen Artengemeinschaften aufweisen, die jeweils nur dort oder an wenigen weiteren Abschnitten anzutreffen sind und als vielfach verarmt einzustufen sind. Die Zahl von knapp 300 untersuchten Abschnitten zerfällt somit in eine Vielzahl von Einzelfällen. Eine multivariate Analyse auf der Grundlage von Arten, wie sie ursprünglich geplant war, erscheint vor diesem Hintergrund nicht zielführend.

Alternativ bestand die Möglichkeit, auf biologische Indizes auszuweichen. Die Indizes decken ein breites Spektrum autökologischer Kategorien ab, angefangen von der Abundanz über Diversität und Artenvielfalt bis hin zur Sensitivität und Wuchsform. Insgesamt standen 59 Indizes zur Verfügung. Eine Reihe von ihnen wiesen hohe gegenseitige Korrelationen von bis zu 98 % auf¹⁰. Vielfach waren Artenzahl und Abundanz von Teilgruppen miteinander korreliert, verschiedene Diversitätsmaße oder Indizes, die alternativ mit oder ohne Einbezug der Algen berechnet wurden.

Tab. 7: Indizes, die für die Analysen berücksichtigt wurden (Berechnung durch Auftragnehmer).

Kürzel	Index	Kategorie
ABDMACR	Sum of cubed abundance scores of macrophyte taxa (aqu<6)	abundance
ABDMOSS	Sum of cubed abundance scores of moss taxa	abundance
aGF_elod	Sum of cubed abundance scores of elodeid taxa	growth form
aGF_ft	Sum of cubed abundance scores of floating-leaved taxa	growth form
aGF_helo	Sum of cubed abundance scores of helophyte taxa	growth form
aGF_subm	Sum of cubed abundance scores of submerged taxa	growth form
EVCMACR	Evenness of macrophyte taxa (aqu<6)	diversity
EVTRUE	Evenness of truly aquatic taxa (aqu=1)	diversity
SWMACR	Shannon-Wiener diversity of macrophyte taxa (aqu<6)	diversity
NMACR	Total number of macrophyte taxa (aqu<6)	richness
NTRUE	Total number of truly aquatic taxa (aqu=1)	richness
RNMOSS	Relative number of moss taxa	richness
ITEM	Index for Trophy of European Macrophytes	sensitivity
RMHI	River Macrophyte Hydrology Index	sensitivity

Die aquaticity (aqu) ist ein Maß für die Affinität eines Taxons zu Wasser und reicht von 1 (exclusively aquatic species) bis 7 (woody riparian species).

¹⁰ Dies ist der Tatsache geschuldet, dass sich auch die Indizes letztlich auf artenarme Zönosen gründen.

Des Weiteren wurden Indizes verworfen, die vornehmlich für Tieflandgewässer oder zum Zwecke der Interkalibrierung entwickelt wurden. Am Ende des Filterprozesses standen 14 Indizes, die als abhängige Größen in die Analyse eingebracht wurden (Tab. 7).

Als unabhängige Variablen wurden Landnutzungsparameter (CORINE Landcover 2000) sowie physikalisch-chemische Messgrößen verwendet. Aufgrund einiger Datenlücken mussten Letztere auf eine Auswahl beschränkt werden. Eingang gefunden haben: BSB₅, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Ammonium, Nitrit, Nitrat, Orthophosphat, Gesamtphosphat, Chlorid, Gesamtkohlenstoff sowie die Menge abfiltrierbarer Stoffe. Auf der Seite der Landnutzungsparameter wurde ebenfalls eine Auswahl getroffen. Sehr seltene und/oder für die Interpretation irrelevante Parameter wurde ausgeschlossen (Abbauflächen/Deponien, offene Flächen mit geringer Vegetation, Feuchtflächen an der Küste, Meeresgewässer), andere wurden zwecks einer besseren Übersicht thematisch zusammengefasst:

- Urban: städtisch geprägte Flächen, Industrie-/Gewerbe-/Verkehrsflächen;
- Acker+: Ackerflächen, Dauerkulturen, Grünland;
- Wald+: Laub-/Nadel-/Mischwälder, Strauch-/Krautvegetation;
- Feucht: Feucht- und Wasserflächen im Landesinnern.

Ergänzend dazu wurden zwei unveränderliche Messgrößen hinzugenommen. Die Einspeisung der „Höhenlage“ und der „Größe des Teileinzugsgebiets“ erfolgte als so genannte Co-Variable. Co-Variablen dienen dazu, ungewollte bzw. störende Einflüsse aus den Beziehungen herauszurechnen. Im vorliegenden Fall sind dies Naturraumkonstanten, die nicht dem Klimawandel unterliegen, sich aber sehr wohl signifikant auf die Besiedlung auswirken und die Ergebnisse bei Nichtberücksichtigung dominieren würden. Da ihr Einfluss auf die übrigen Parameter herausgerechnet wird, treten sie im Ergebnisplot nicht explizit in Erscheinung.

Die Analysegüte liegt mit 8 % auf einem äußerst niedrigen Niveau, das nur sehr eingeschränkte Aussagen zulässt. Der Plot zeigt eine klare Trennung zwischen den Nutzungsformen Wald und Acker; als auslösender Faktor kommt hier ein Temperatur- und/oder Feuchtegradient in Frage (Abb. 8). Alle stofflichen Größen stehen in mehr oder weniger starkem Zusammenhang mit der Ackernutzung. Die räumliche Nähe dieser Parameter zur Nutzung Feuchtgebiete dürfte auf Scheinkorrelationen zurückgehen. Nicht nachvollziehbar ist die gegenläufige Orientierung von Urbanisierung und Phosphor.

Bei den Metriks stehen besonders die Artenzahlen und Abundanzen im Blickfeld, wobei der RNMOSS (Verhältnis von Taxazahl Moose zur Taxazahl Makrophyten) die längste Projektion auf einen der Hauptgradienten, in diesem Fall den Waldanteil, wirft. Dies ist plausibel, da der Metrik ein Maß für den Lichtanteil im Gewässer darstellt. Naturnahe, bewaldete Abschnitte zeichnen sich häufig durch ein vermehrtes Aufkommen von Moosen bei gleichzeitigem Rückgang von Makrophyten aus. Da das Verhältnis beide Kenngrößen berücksichtigt, reagiert der Metrik sehr sensibel auf Veränderungen in der Beschattungssituation. Hinsichtlich der Abundanz der Moose gibt es hingegen keine klare Beziehung; diese Variable nimmt eine

Mittelstellung mit stärkerer Neigung zu urbanisierten Flächen ein. Ähnliches gilt für den Parameter „Häufigkeit aller Makrophyten“, der zwischen Urbanisierung und Feuchtflächen angeordnet wird; aus-schlaggebend hierfür dürfte ebenfalls die bessere Lichtversorgung sein. Erwartungsgemäß treten die Wuchsformtypen der submersen bzw. elodeiden Taxa verstärkt in Feuchtgebieten auf, zu denen auch alle stehenden Wasserflächen zählen.

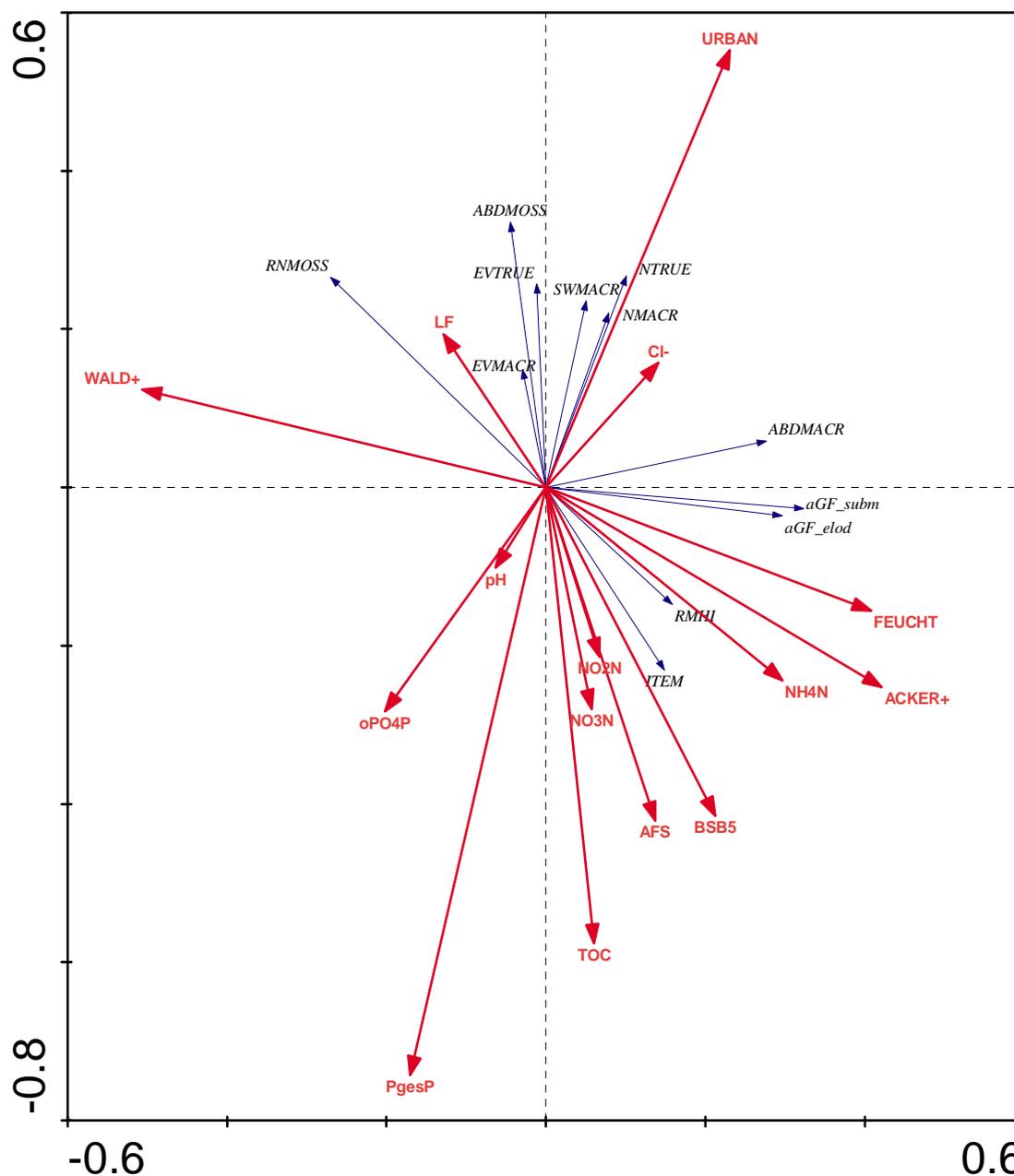


Abb. 8: Ergebnisplot der RDA (Gesamterklärungsanteil: 8 %; Erklärungsanteil der Umweltvariablen an der Artvarianz: 88 %; Kürzel Messgrößen: AFS = abfiltrierbare Stoffe, Cl- = Chlorid, TOC = Gesamtkohlenstoff; Kürzel Indizes: siehe Tab. 7).

Resümierend ist zu sagen, dass die Analyse sowohl nachvollziehbare wie unplausible Zusammenhänge herausstellt. Aufgrund des geringen Gesamterklärungsanteils sind belastbare Aussagen zur Eignung oder Nichteignung von Metriks jedoch kaum möglich. Einzig das Artenverhältnis zwischen Moosen und Makrophyten wird als denkbare Option für ein Klimamonitoring angesehen. Unabhängig von obigen Ergebnissen wird die Qualitätskomponente aus fachlicher Sicht jedoch sehr wohl als gut geeignet für ein Klimamonitoring angesehen (vergleiche hierzu Kapitel 4.2.4).

4.1.4 Makrozoobenthos

Für die Qualitätskomponenten Makrozoobenthos standen Daten ab dem Jahr 1982 (Monitoring versauerter Messstellen in RP) bzw. ab 1998 (Monitoring von Referenz- und Überblicksmessstellen in BY) zur Verfügung (Tab. 8). Der Datensatz zu den Referenzgewässern in Bayern erschien am besten geeignet, um die Fragen nach geeigneten Metriks und deren Messfrequenzen zu beantworten. Darüber hinaus erschien die vergleichsweise lange Zeitreihe aus dem Monitoring versauerter Bäche potenziell geeignet, um Antworten auf die im Rahmenkonzept genannten Leitfragen zu finden (Kapitel 4.1.4.2). An dieser Stelle sei jedoch schon vorweggenommen, dass beide Datensätze in ihrer Aussagekraft eingeschränkt sind: (a) Die Aufnahmen aus den Referenzgewässern stammen aus einem Zeitraum, in dem die mittlere Lufttemperatur nicht signifikant angestiegen ist, und (b) die Befundlisten aus den versauerten Bächen sind derart verarmt, dass Metrikwerte in der Regel lediglich auf sehr wenigen Taxa beruhen und somit vergleichsweise instabil sind. Die weiteren Daten zu den Überblicksmessstellen und aus dem DB-UBA-Projekt stammen ebenfalls aus einem Zeitraum, in dem die Lufttemperaturen nicht signifikant angestiegen sind. Zudem weisen diese Probestellen eine mehr oder weniger starke anthropogene Belastung auf. Dies ist der Grund, weshalb die Auswertung der Überblicksmessstellen und der Daten aus der DB-UBA-Projekt nicht zielführend war und auf eine detaillierte Darstellung der Ergebnisse verzichtet wurde.

Tab. 8: Datensätze, die für die Auswertung im Projekt berücksichtigt wurden.

BL	Datenquelle	Zeitlicher Rahmen	Anzahl Messstellen	Anzahl Proben
BY	Monitoring von Referenzmessstellen	1998 bis 2011	N=22	N=110
RP	Monitoring versauerter Messstellen	1982 bis 2006	N=9	N=132

4.1.4.1 Auswertung der Daten von Referenzmessstellen

Klimabedingte Trends können grundsätzlich am einfachsten detektiert werden, wenn diese Trends nicht von anderen (anthropogen bedingten) Einflüssen wie z.B. stofflicher Belastung überlagert werden. Aus diesem Grund erschien die Auswertung der Daten aus den bayrischen Referenzgewässern Erfolg versprechend (Tab. 8). Bei diesen Daten handelt es sich allerdings um keine „echten“ Zeitreihen. Zwar wurden einzelne Messstellen im Zeitraum von

1998 bis 2011 mehrfach beprobt, im Mittel liegen jedoch lediglich knapp 5 Makrozoobenthosproben pro Gewässer vor. Zudem wurden nicht alle Proben zur selben Jahreszeit entnommen. Um dennoch eine genügend hohe Anzahl an Proben für die Auswertung nutzen zu können, wurde ein kumulativer Ansatz verfolgt. Um der Tatsache Rechnung zu tragen, dass sich klimabedingte Muster in den Gewässertypen unterschiedlich stark widerspiegeln können, wurde zwischen Bächen und Flüssen und Gewässern des Mittelgebirges (MG) und der Alpen/Alpenvorland-Region (A/AV) unterschieden (Tab. 9). Innerhalb dieser Gruppen wurde angenommen, dass sich die Antwortmuster der einzelnen Gewässer und Proben nicht prinzipiell voneinander unterscheiden werden. Basierend auf den Befundlisten wurden für jede Probe 16 **Metriks** berechnet (vergl. Tab. 11), die bereits bei der Ableitung des Rahmenkonzeptes als mögliche Klimaindikatoren eingestuft wurden. Einige sind weithin gebräuchlich und können mit der Software ASTERICS Version 3.3.0 berechnet werden. Die Metriks, deren Berechnung nicht automatisiert erfolgt, sollen im Folgenden kurz erläutert werden. Hiervon betroffen ist der Zonierungsindex (vergl. Marten 2009) und der Temperaturpräferenzindex (Marten 2010, siehe auch LUBW 2011). Die Berechnung des **Zonierungsindex** beruht auf der Einstufung der Taxa in die Längszonen eines Fließgewässers. Als Informationsgrundlage wurden die in ASTERICS Version 3.3.0 verankerten autökologischen Einstufungen genutzt. Die Berechnung des Zonierungsindex erfolgte analog zum Vorgehen in Marten (2009) (siehe auch LUBW 2011). Der Zonierungsindex kann Werte zwischen 1 und 8 annehmen und stellt ein Maß für die mittlere Präferenz der Taxa für eine Längszone dar. Geht mit zunehmender Erwärmung der Gewässer eine Veränderung in der Zusammensetzung der Biozönosen einher, hin zu einem höheren Anteil an Unterlaufarten, kann dieses durch steigende Werte im Zonierungsindex detektiert werden. Als weiterer Metrik wurde der **Temperaturpräferenzindex** berechnet. Für einige Arten existieren Einstufungen hinsichtlich der von ihnen präferierten Temperatur. Diese Einstufungen sind relativ grob und werden in fünf Kategorien abgebildet (1) very cold, (2) cold, (3) moderate, (4) warm und (5) eurytherm (<http://www.freshwaterecology.info>). Auf diese fünf Kategorien werden je nach Präferenz der Taxa, ähnlich wie beim Zonierungsindex, 10 Punkte vergeben. Die Berechnung des Temperaturpräferenzindex erfolgte analog zur Beschreibung in Marten (2010, vgl. auch LUBW 2011). Die Kategorie (5) eurytherm blieb hierbei unberücksichtigt. Der Grund hierfür wird bereits in LUBW (2011) erläutert.

Tab. 9: Anzahl der Makrozoobenthosproben aus Referenz- oder best of-Gewässern, aufgeschlüsselt nach Gewässergröße (Fluss und Bach) und Region (Mittelgebirge (MG) und Alpen/Alpenvorland (A/AV)). Zudem ist angegeben, wie viele Messstellen bzw. Gewässer und Fließgewässertypen (FG-Typ) pro Gruppe enthalten sind.

Jahr	Alle Messstellen	Nur Flüsse	Nur Bäche	Nur MG Flüsse	Nur MG Bäche	Nur A/AV Flüsse	Nur A/AV Bäche
1998	5	3	2	3	1		1
1999	10	8	2	3	1	5	1
2000	9	7	2	3	1	4	1
2001	6	3	3	3	1		2
2002	10	5	5	2	2	3	3
2003	5	2	3	2	1		2
2004	13	6	7	6	7		
2005	3		3		1		2
2006	9	3	6	2	4	1	2
2007	12	6	6	3	1	3	5
2008	10	4	6	1	3	3	3
2009	5	2	3	2	2		1
2010	11	4	7	2	3	2	4
2011	2	1	1		1	1	
Σ Proben	110	54	56	32	29	22	27
Anzahl Messstellen	22	8	14	4	8	4	6
Anzahl FG-Typen	10	4	6	2	4	2	2

Es wird angenommen, dass eine Erwärmung der Gewässer mit einer Veränderung der Biozönosen einher geht und sich dies in steigenden Werten des Temperaturindex nachweisen lassen sollte. Hierbei können die Veränderungen im Metrik-Wert durch eine Abnahme kälteliebender Taxa und/oder durch eine Zunahme wärmeliebender Taxa ausgelöst werden. Um aufzulösen, um welche Art der Veränderung es sich handelt, wurde der Temperaturindex getrennt für den Anteil der Taxa berechnet, der als kälteliebend (Kategorie (1) very cold und (2) cold) bzw. wärmeliebend (Kategorie (3) moderate und (4) warm) eingestuft ist. Bezeichnet werden die drei unterschiedlichen Berechnungsweisen des Temperaturpräferenzindex im Folgenden als TP_Marten 2010 (Berücksichtigung der vier Kategorien), TP_kalt (Berücksichtigung der kälteliebenden Taxa) sowie TP_warm (Berücksichtigung der wärmeliebenden Taxa).

Auswertung und statistische Analysen

Zunächst sollte überprüft werden, ob Metriks identifiziert werden können, die einen Zusammenhang zwischen den Metrikwerten und der Zeit aufweisen. Die einfachste Art, dies zu tun, ist die Daten grafisch aufzutragen und ein **lineares Model** anzupassen. Hierbei trat jedoch die Schwierigkeit auf, dass die zur Verfügung stehenden Daten an unterschiedlichen Messstellen aufgenommen wurden: Wenn diese Messstellen beispielsweise unterschiedlich große Einzugsgebiete aufweisen oder auf unterschiedlicher Höhe (m ü. NN) liegen und in den letzten Jahren zunehmend Gewässer beprobt wurden, die auf einer geringeren Höhe liegen, kann allein dies z.B. zu einer vermeintlichen Abnahme des Temperaturpräferenzindex führen. In Anhang B1 des Berichtes sind die Ergebnisse für vier exemplarisch ausgewählte Metriks graphisch dargestellt und verdeutlichen diese Schwierigkeiten.

An dieser Stelle wird die **Schwäche des kumulativen Ansatzes** deutlich, bei dem unterschiedliche Messstellen zu einer (zeitlichen) Reihe vereint werden. Vermeintliche Trends können daher andere als klimabedingte Ursachen haben und werden durch die Auswahl der Probestellen getrieben. Um aufzulösen, inwiefern der lineare Trend in den Metrikwerten von anderen Faktoren überlagert oder hervorgerufen wird, wurden alternativ **multiple lineare Modelle** erstellt. In diesen Modellen werden Metrikwerte in Beziehung zu mehreren (engl. multiple) Einflussgrößen wie z.B. Jahr der Probenahme, Größe des Einzugsgebietes und Höhenlage der Messstelle gesetzt. Weitere Faktoren, die klimabedingte Trends überlagern können, sind in Tab. 10 aufgeführt. In dieser Übersicht wird auch aufgeführt, ob diese Faktoren in den folgenden Analysen basierend auf multiplen linearen Modellen berücksichtigt werden konnten. War dies nicht der Fall, ist eine Begründung angeführt (Tab. 10).

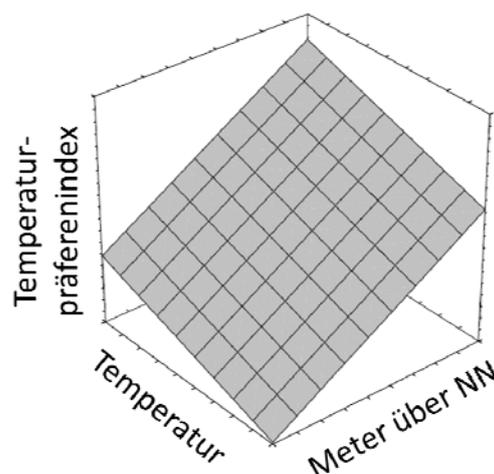
Tab. 10: Faktoren, die möglicherweise klimabedingte Trends in Daten überlagern können.

Überlagernder Faktor	Berücksichtigung bei den Auswertungen
Größe des Einzugsgebietes (EZG)	+ : wird berücksichtigt
Höhenlage der Messstelle (m ü. NN)	+ : wird berücksichtigt
Jahreszeit der Probenahme	+ : wird berücksichtigt
Stoffliche Belastung der Messstelle	- : kann nicht berücksichtigt werden; es liegen zwar Daten zu chemisch-physikalischen Parametern vor, deren Messung jedoch teilweise in anderen Jahren als die Entnahme der Makrozoobenthosprobe erfolgte. Da es sich beim vorliegenden Datensatz um Referenz- oder best of-Gewässer handelt, kann jedoch davon ausgegangen werden, dass dieser Faktor von untergeordneter Rolle sein sollte.
Fließgewässertypzugehörigkeit	- : kann nicht berücksichtigt werden, da eine weitere Differenzierung als die bereits vorgenommene Unterteilung in Gruppen (Bäche, Flüsse, MG, A/AV-Region) zu einer zu kleinen Stichprobengröße führen

Exkurs: Multiple lineare Modelle

Um die folgenden Analysen und Ergebnisse besser verstehen und interpretieren zu können, soll das Prinzip dieser Analysetechnik anhand eines einfachen Beispiels erläutert werden. In diesem Beispiel werden der Einfachheit halber die Werte eines Metriks in Beziehung zu nur zwei Einflussfaktoren gesetzt, d.h. der Wert des Temperaturpräferenzindex in Beziehung zur Temperatur und der Höhenlage in Metern über NN. Während bei einem einfachen linearen Modell mit nur einem Einflussfaktor eine Gerade den Zusammenhang erklärt, wird bei einem Modell mit zwei Einflussfaktoren eine Ebene im 3dimensionalen Raum ermittelt. Die Abbildung 9 soll das Prinzip erläutern:

Abb. 9: Theoretisches Beispiel einer durch multiple Regression abgeleiteten Ebene mit den 2 erklärenden Variablen Temperatur und Meter über NN sowie der abhängigen Variable Temperaturpräferenzindex.



Im gewählten Beispiel wird deutlich, dass die Werte des Temperaturpräferenzindex sowohl von der Temperatur als auch von der Höhenlage der Probestelle abhängen.

Anhand der Werte für die Modellgüte (R^2) und dem Signifikanzniveaus (p) kann auf die Güte des Modells geschlossen werden. In einer weiteren Analyse kann optional überprüft werden, ob beide erklärenden Variablen von signifikanter Relevanz sind. Dies ist sinnvoll, wenn man davon ausgeht, dass die Metrikwerte maßgeblich von nur einer der beiden erklärenden Variablen beeinflusst werden könnten. In diesem Fall würde das Ergebnis der „backwards selection“ entsprechende Einflussfaktoren als nicht relevant identifizieren.

Multiple lineare Modelle sind grundsätzlich nicht durch die Anzahl von nur zwei erklärenden Einflussfaktoren limitiert. Die Anzahl der erklärenden Variablen kann durchaus höher gewählt werden. Die Modellgüte (der Wert des R^2) steigt in der Regel mit jeder zusätzlichen Variable an. Aus diesem Grund werden bei multiplen Modellen in der Regel höhere Werte für das R^2 erreicht als bei einfach linearen Modellen.

Für das Verständnis ist noch wichtig zu erwähnen, dass die erklärenden Variablen in keinem Zusammenhang stehen, d.h. nicht miteinander korreliert sein dürfen. In dem gewählten Beispiel ist es sicherlich so, dass ein gewisser Zusammenhang zwischen Temperatur und Höhenlage besteht.

Die Formel für ein multiples lineares Modell für den zu analysierenden Datensatz im vorliegenden Projekt lautet wie folgt:

Formel 1: $\text{Metrikwert} = a_0 + s_j \cdot \text{Jahr} + s_{\text{EZG}} \cdot \text{EZG} + s_H \cdot \text{Höhe} + s_{\text{JZ}} \cdot \text{Jahreszeit}$

a_0 : Schnittpunkt der Funktion mit der y-Achse

s_j bis s_{JZ} : Steigung der Geraden für den entsprechenden Faktor; kann als statistische Veränderung des Metrikwertes pro Jahr interpretiert werden

Jahr: Jahr in dem die Makrozoobenthosprobe genommen wurde

EZG: Größe des Einzugsgebietes der Messstelle

Höhe: Höhenlage der Messstelle

Jahreszeit: Jahreszeit, in der die Makrozoobenthosprobe genommen wurde

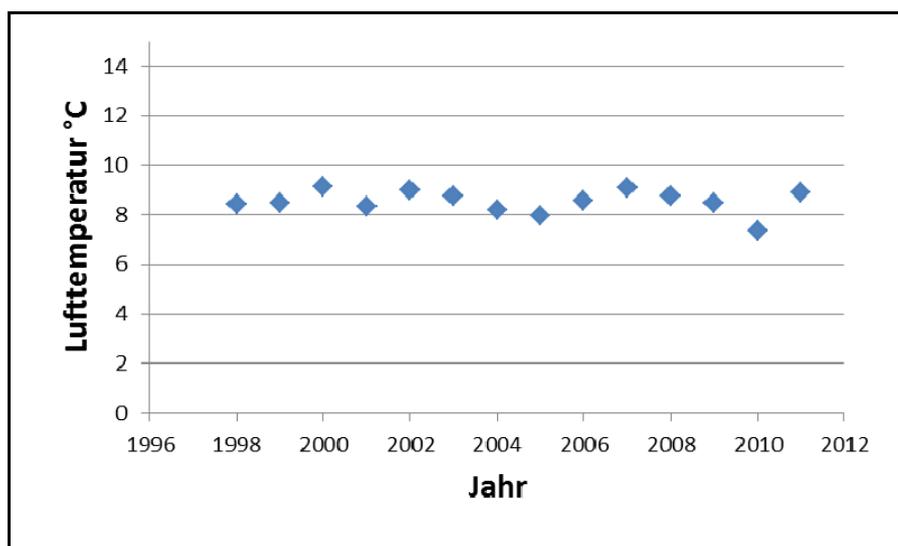
Für diese Modelle wurden vier erklärende Variablen berücksichtigt (Jahr, EZG, Höhe, Jahreszeit). Diese recht komplexen Modelle wurden nach Erstellung mittels statistischer Methoden wieder vereinfacht, indem wie im Exkurs theoretisch erläutert, statistisch nicht signifikante Faktoren rechnerisch aus den Modellen entfernt wurden. Für das weitere Verständnis sind diese technischen Details nicht wichtig. Von zentraler Bedeutung ist lediglich die Frage, ob der Faktor „Jahr“ im vereinfachten Model enthalten war. Nur wenn dies der Fall ist, besteht ein Zusammenhang zwischen Metrik-Wert und Jahr der Makrozoobenthosprobenahme. Das bedeutet, in einem solchen Fall könnten z.B. die Messstellen unterschiedlich große Einzugsgebiete aufweisen, der Einfluss ist jedoch rein rechnerisch aus dem Faktor „Jahr“ herausgelöst. Das bedeutet, dass wenn die Modelle einen zeitlichen Trend der Metrikwerte bestätigen, dann sind diese nicht durch unterschiedliche Einzugsgebietsgrößen, Höhenlagen oder jahreszeitlichen Aspekten bei der Probenahme beeinflusst.

Für den Fall, dass das Jahr als Faktor in den Modellen stehen blieb, wurden die Steigung (s_j in Formel 1), der dazugehörige Standardfehler sowie die Signifikanz für den Faktor „Jahr“ notiert (Tab. 11). Die Steigung s_j kann in dem Fall als statistische Veränderung des Metrik-Werts pro Jahr interpretiert werden.

Bei der Betrachtung der Ergebnisse fällt auf, dass zeitliche Trends für einige der getesteten Metriks nachweisbar sind. Wenn eine Modellgüte von $R^2 > 0.50$ zu Grunde gelegt wird, ist dies der Fall für den Zonierungsindex, den Rheoindex sowie den Temperaturindex in den drei Varianten (TP_kalt, TP_warm und TP_Marten 2010). Gleiches trifft noch für den prozentualen Anteil der Sammler in den A/AV Flüssen sowie für die Anzahl der EPT-Taxa in den A/AV Bächen zu. In den beiden letzteren Fällen ist die Güte des berechneten Modells zwar vergleichsweise hoch, jedoch ist der Faktor „Jahr“ in dem Modell gerade signifikant (Tab. 11). Aus diesem Grund sind die Ergebnisse in den beiden letzten Fällen vorsichtig zu interpretieren. Zwar wird mit der Angabe von s_j auch eine Angabe über das Maß der absoluten Veränderung einzelner Metrikwerte pro Jahr geliefert, jedoch sind auch diese noch mit Vorsicht zu interpretieren.

Die Frage, die sich anschließend stellt ist, ob die zeitlichen Trends der Metrikwerte durch den Anstieg der Temperatur bedingt sein können. Um dies zu verifizieren, kann leider nicht auf Wassertemperaturen zurückgegriffen werden. Letztere liegen leider nicht für eine genügend hohe Anzahl an Messstellen und Jahren vor (vgl. Ausführungen in Tab. 9). Aus diesem Grund wurde überprüft, wie sich die Lufttemperaturen in Bayern in dem relevanten Zeitraum zwischen 1998 und 2011 entwickelt haben. Basierend auf den Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD 2013), besteht für die Jahre 1998 bis 2011 kein signifikanter Trend (Abb. 10).

Abb. 10: Entwicklung der Lufttemperatur (Jahresmittel in °C) in Bayern in den Jahren zwischen 1998 bis 2011. Ein signifikanter Trend ist für diesen Zeitraum nicht vorhanden. Daten des Deutschen Wetterdienstes, Offenbach.



Tab. 11: Ergebnisse der multiplen linearen Modelle unter Einbeziehung der in Formel 1 genannten Faktoren. Für den Fall, dass das Jahr als Faktor in den Modellen stehen blieb, wurden die Steigung (s_j), der dazugehörige Standardfehler (SE) sowie die Signifikanz für den Faktor „Jahr“ notiert (p). TP: Temperaturpräferenzindex, dessen Berechnung entweder nur auf kälteliebenden (TP_kalt), nur auf wärmeliebenden (TP_warm) oder auf allen Taxa (TP_Marten 2010, außer eurytherme) beruht. Farblich codiert ist die Güte des finalen Modells:

R² -Wert: < 0.30 < 0.50 < 0.70 > 0.70

Metrik	Alle Probestellen			Nur Flüsse			Nur Bäche			Nur MG Flüsse			Nur MG Bäche			Nur A/AV Flüsse			Nur A/AV Bäche		
	S_j	$\pm SE$	p	S_j	$\pm SE$	p	S_j	$\pm SE$	p	S_j	$\pm SE$	p	S_j	$\pm SE$	p	S_j	$\pm SE$	p	S_j	$\pm SE$	p
Zonierungsindex							0.047	0.011	***	-0.016	0.008	*	0.043	0.011	***				0.070	0.027	*
Anzahl der Taxa							1.455	0.492	**												
Saprobienindex																					
Shannon Diversität				-0.037	0.012	**				-0.040	0.016	*									
Anteil rheophiler Taxa [%]							1.359	0.656	*												
Anteil rheobionter Taxa [%]																					
Rheoindex				0.008	0.003	**	-0.004	0.001	**	0.011	0.004	**	-0.005	0.002	**	0.006	0.002	*			
Anteil Weidegänger [%]																					
Anteil Zerkleinerer [%]																					
Anteil Sammler [%]	0.437	0.181	*													0.792	0.316	*			
Anteil EPT-Taxa [%]							-1.260	0.563	*												
Anzahl EPT-Taxa																			1.070	0.392	*
Neozoenanteil																					
TP_kalt																0.018	0.007	*			
TP_warm							0.017	0.008	*							-0.019	0.006	**			
TP_Marten 2010																-0.021	0.007	*			

Durch den **fehlenden Trend der Lufttemperatur** kann ausgeschlossen werden, dass die beobachteten Trends in den Metrikwerten (Tab. 11) ursächlich mit der Lufttemperatur in Zusammenhang stehen. Es stellt sich daher die Frage, ob es sich bei den zeitlichen Trends in den Metrikwerten um „Scheinkorrelationen“ handelt oder ob weitere, bislang noch nicht berücksichtigte Faktoren diesen Trend verursachen oder zumindest mit bedingen. Im Folgenden wurde der **Abfluss der Gewässer** als weitere Einflussgröße auf die Trends in den Metrikwerten geprüft. Da allerdings nur für einen Teil der Referenzgewässer aus BY Daten zum Abfluss vorlagen, verkleinert sich der Datensatz erheblich (Tab. 12). Für die MG Bäche, A/AV Flüsse und A/AV Bäche, wird der Datensatz so klein, dass auf eine Auswertung verzichtet wurde.

Tab. 12: Anzahl der Makrozoobenthosproben aus Referenzgewässern mit Abflussdaten (Abflussdaten lagen lediglich bis zum Jahr 2008 (für zwei Mittelgebirgsflüsse bis 2009) vor). Aufgeschlüsselt nach Gewässergröße (Fluss und Bach) und Region (Mittelgebirge (MG) bzw. Alpen/Alpenvorland (A/AV)).

Jahr	Alle Messstellen	Nur Flüsse	Nur Bäche	Nur MG Flüsse	Nur MG Bäche	Nur A/AV Flüsse	Nur A/AV Bäche
1998	5	3	2	3	1		1
1999	10	8	2	3	1	5	1
2000	9	7	2	3	1	4	1
2001	6	3	3	3	1		2
2002	7	5	2	2	1	3	1
2003	4	2	2	2	1		1
2004	9	6	3	6	3		
2005	3		3		1		2
2006	6	3	3	2	1	1	2
2007	10	6	4	3		3	4
2008	8	4	4	1	2	3	2
2009	2	2		2			
2010							
2011							
Summe der Proben	79	49	30	30	13	19	17

Die Daten für die Gruppe der „Bäche“, „Flüsse“ und „MG Flüsse“ werden methodisch nach der gleichen Vorgehensweise ausgewertet, wie schon zuvor. Ein Unterschied besteht aller-

dings insofern, als dass ein weiterer Faktor, nämlich der Abfluss im Model integriert wird¹¹. Die Formel lautet in diesem Fall:

Formel 2: Metrikwert = $a_0 + s_j * \text{Jahr} + s_{EZG} * \text{EZG} + s_H * \text{Höhe} + s_{JZ} * \text{Jahreszeit} + s_{MQ} * \text{Abfluss}$

a_0 : Schnittpunkt der Funktion mit der y-Achse

s_j bis s_{MQ} : Steigung der Geraden für den entsprechenden Faktor; kann als statistische Veränderung des Metrikwertes pro Jahr interpretiert werden

Jahr: Jahr in dem die Makrozoobenthosprobe genommen wurde

EZG: Größe des Einzugsgebietes der Messstelle

Höhe: Höhenlage der Messstelle

Jahreszeit: Jahreszeit, in der die Makrozoobenthosprobe genommen wurde

Abfluss: Es wurden in drei unterschiedlichen Ansätzen jeweils der mittlere Jahresabfluss (MQ_Jahr), der mittlere Abfluss im Sommer (MQ_Sommer) und der mittlere Abfluss im Winter (MQ_Winter) als Faktor berücksichtigt (vgl. Kapitel 4.1.1).

Die Ergebnisse geben Auskunft darüber, inwieweit die linearen Trends in den Metrikwerten vom Abfluss gesteuert werden. Betrachtet man nach Anwendung des erweiterten Modells (Formel 2) den Einfluss des Jahres (s_j) auf die Metrikwerte, so fällt auf, dass dem Jahr nur in wenigen Modellen eine signifikante Bedeutung zukommt (entsprechende Ergebnisse sind in den Tabellen A1-3 in Anhang B2 dargestellt). Wird jedoch der Abfluss in den nach Formel 2 berechneten Modellen betrachtet, fällt auf, dass dieser für vergleichsweise viele Metriks signifikante Ergebnisse erzielt hat (Abb. 13-15). Dies verdeutlicht den starken Einfluss der Abflussverhältnisse auf die Metrikwerte. Dies gilt sowohl für den mittleren Jahresabfluss (MQ_Jahr) sowie für den mittleren Abfluss in den Sommer- (MQ_Sommer) als auch in den Wintermonaten (MQ_Winter). Insbesondere der Temperaturpräferenzindex (alle drei Berechnungsvarianten) ist hiervon am deutlichsten betroffen.

¹¹ Als **Referenzperiode** wurde für den **Abfluss** jeweils der Zeitraum gewählt, der in dem Kalenderjahr/Zeitraum vor der Makrozoobenthosbeprobung liegt. Das bedeutet, für den Fall, dass eine Makrozoobenthosprobe bspw. in 2006 genommen wurde, ging in den Analysen der mittlere Jahresabfluss (MQ_Jahr) aus 2005 (Januar bis Dezember), der mittlere Sommerabfluss (MQ_Sommer) aus 2005 (Juni bis Juli) und der mittlere Winterabfluss (MQ_Winter) aus 2005/2006 (Dezember 2005 bis Februar 2006) ein.

Tab. 13: Ergebnisse der multiplen linearen Modelle unter Einbeziehung der in Formel 2 genannten Faktoren und dem mittleren Jahresabfluss (**MQ_Jahr**). Weitere Erläuterungen siehe Tab. 11. Farbig codiert ist die Güte des finalen Modells: R^2 -Wert: < 0.30 < 0.50 < 0.70 > 0.70

Metrik	Alle Probestellen			Nur Flüsse			Nur Bäche			Nur MG Flüsse		
	s _{MQ}	±SE	p	s _{MQ}	±SE	p	s _{MQ}	±SE	p	s _{MQ}	±SE	p
Zonierungsindex	0.008	0.003	*									
Anzahl der Taxa				0.292	0.138	*						
Saprobienindex							-0.010	0.00	**	-0.012	0.00	**
Shannon Diversität	-0.018	0.006	*									
Anteil rheophiler Taxa [%]	0.752	0.356	*	1.055	0.324	*				2.874	0.43	**
Anteil rheobionter Taxa [%]												
Rheoindex							0.004	0.00	**	0.010	0.00	**
Anteil Weidegänger [%]	-0.215	0.083	*				-3.982	0.96	**	0.376	0.11	**
Anteil Zerkleinerer [%]							1.775	0.84	*			
Anteil Sammler [%]	-0.279	0.085	*	-0.229	0.108	*	-0.403	0.17	*	-0.790	0.22	**
Anteil EPT-Taxa [%]	0.542	0.200	*	0.839	0.361	*	-4.048	1.23	**	2.360	0.43	**
Anzahl EPT-Taxa	-0.311	0.092	*									
Neozoenanteil										-0.018	0.00	*
TP_kalt	0.008	0.004	*				0.036	0.00	**			
TP_warm							-0.030	0.00	**			
TP_Marten 2010							-0.045	0.00	**			

Tab. 14: Ergebnisse der multiplen linearen Modelle unter Einbeziehung der in Formel 2 genannten Faktoren und dem mittleren Jahresabfluss (**MQ_Sommer**). Weitere Erläuterungen siehe Tab. 11. Farbig codiert ist die Güte des finalen Modells (siehe Tab. 13).

Metrik	Alle Probestellen			Nur Flüsse			Nur Bäche			Nur MG Flüsse		
	s _{MQ}	±SE	p	s _{MQ}	±SE	p	s _{MQ}	±SE	p	s _{MQ}	±SE	p
Zonierungsindex	0.008	0.003	**									
Anzahl der Taxa										1.049	0.494	*
Saprobienindex							-0.020	0.009	*	-0.017	0.003	***
Shannon Diversität	-0.013	0.004	**									
Anteil rheophiler Taxa [%]										3.284	0.725	***
Anteil rheobionter Taxa [%]												
Rheoindex							0.003	0.001	**	0.009	0.003	**
Anteil Weidegänger [%]	-0.185	0.073	*				-1.117	0.425	*			
Anteil Zerkleinerer [%]												
Anteil Sammler [%]							-0.242	0.118	*	-0.691	0.240	**
Anteil EPT-Taxa [%]	0.308	0.147	*				-2.822	0.882	**	2.604	0.693	***
Anzahl EPT-Taxa	-0.247	0.066	***									
Neozoenanteil										-0.030	0.013	*
TP_kalt	0.008	0.003	**				0.025	0.003	***			
TP_warm	-0.006	0.003	*				-0.020	0.003	***			
TP_Marten 2010	-0.008	0.003	*				-0.030	0.004	***			

Tab. 15: Ergebnisse der multiplen linearen Modelle unter Einbeziehung der in Formel 2 genannten Faktoren und dem mittleren Jahresabfluss (MQ_Winter). Weitere Erläuterungen siehe Tab. 11. Farbig codiert ist die Güte des finalen Modells (siehe Tab. 13).

Metrik	Alle Probestellen			Nur Flüsse			Nur Bäche			Nur MG Flüsse		
	s _{MQ}	±SE	p	s _{MQ}	±SE	p	s _{MQ}	±SE	p	s _{MQ}	±SE	p
Zonierungsindex							-0.201	0.057	**			
Anzahl der Taxa							-3.233	0.802	***			
Saprobienindex	-0.006	0.003	*				-0.020	0.008	*	-0.008	0.002	***
Shannon Diversität	-0.026	0.009	**									
Anteil rheophiler Taxa [%]				1.190	0.345	**	-3.580	1.166	**	1.140	0.425	*
Anteil rheobionter Taxa [%]												
Rheoindex	0.005	0.001	**	0.006	0.002	**	0.009	0.002	**	0.005	0.001	***
Anteil Weidegänger [%]				0.372	0.165	*	-7.720	1.951	***	0.313	0.082	***
Anteil Zerkleinerer [%]							4.128	1.630	*			
Anteil Sammler [%]	-0.419	0.133	**				-0.964	0.384	*			
Anteil EPT-Taxa [%]	1.078	0.303	***	1.133	0.353	**				1.602	0.320	***
Anzahl EPT-Taxa												
Neozoenanteil	-0.012	0.004	**									
TP_kalt	-0.005	0.002	*	-0.010	0.002	***	0.081	0.01	***	-0.007	0.002	**
TP_warm							-0.065	0.011	***			
TP_Marten 2010							-0.099	0.013	***			

Die Ergebnisse deuten auf den starken Einfluss der Abflussverhältnisse auf die Metrikwerte hin. Dies gilt sowohl für den mittleren Jahresabfluss (MQ_Jahr) sowie für den mittleren Abfluss in den Sommer- (MQ_Sommer) als auch in den Wintermonaten (MQ_Winter). Insbesondere der Temperaturpräferenzindex (alle drei Berechnungsvarianten) ist hiervon am deutlichsten betroffen.

Wie sind diese Ergebnisse vor dem Hintergrund zu deuten, dass im Zeitraum von 1998 bis 2008 (der Zeitraum, in dem sowohl Daten zum Makrozoobenthos als auch zum Abfluss vorlagen) kein signifikanter, linearer Trend zwischen den Abflussdaten und der Zeit zu beobachten ist?

Zwar kann kein linearer Trend zwischen den Abflussdaten und der Zeit festgestellt werden, jedoch bestehen für viele der getesteten Metriks signifikante (einfach) lineare Zusammenhänge zwischen den Abflussdaten und den Metrikwerten. Auf die grafische Darstellung der einfach linearen Zusammenhänge zwischen Abflussdaten und Metrikwerten wurde verzichtet. Die Zusammenhänge spiegeln sich jedoch in den multiplen linearen Modelle wider und verdeutlichen den Einfluss des Abflusses auf die Biozöosen.

Fazit zu den Auswertungen der Daten aus Referenzgewässern

- Die Datendichte erlaubt lediglich einen kumulativen Ansatz, d.h. keine „echten“ Zeitreihen, sondern poolen unterschiedlicher Gewässer und Gewässertypen. Aussagen, die auf diesen

Daten basieren können zu Fehleinschätzungen und zu nicht interpretierbaren Ergebnissen führen.

- Metriks wie der Zonierungs-, Rheo- und Temperaturpräferenzindex liefern die besten Modelergebnisse und deuten darauf hin, dass sie für ein Klimamonitoring in Frage kommen könnten.
- Die Trends in den Metrikwerten können jedoch nicht mit der Lufttemperatur in Zusammenhang gebracht werden.
- Unter anderem haben die Abflussverhältnisse im Gewässer einen Einfluss auf die Metrikwerte.

4.1.4.2 Auswertung der Daten zum Monitoring versauerter Bäche

Die längste zur Verfügung gestellte Zeitreihe (25 Jahre) wird durch die Daten aus dem Monitoring versauerter Bäche abgedeckt (Tab. 8). In insgesamt 9 Gewässern des Typs 5 wurden insgesamt 132 Makrozoobenthosproben genommen, die gemeinsam ausgewertet wurden. Die Daten wurden in einem Zeitraum aufgenommen (1982-2006), in dem der Jahresmittelwert der Lufttemperatur in Rheinlandpfalz um 1,4°C gestiegen ist (DWD 2013). Prinzipiell handelt es sich daher um eine Messreihe, die vor dem Hintergrund der Detektion klimabedingter Trends sehr gut geeignet ist. Die Schwierigkeit bei diesen Daten besteht allerdings darin, dass es sich bei den untersuchten Bächen um versauerte Gewässer handelt. Der pH-Wert der Bäche lag beispielsweise 1982 bei 4,6 und 2006 bei 5,7 (Jahresmittel der 9 Gewässer). Die zu Beginn der Aufnahmen sehr niedrigen pH-Werte, die sich im Lauf der Zeit zwar erholen, aber auch 2006 noch nicht neutrale Werte erreichen, könnten dazu führen, dass klimabedingte Trends überlagert werden und daher kaum nachweisbar sind. Aus diesem Grund wurde der pH-Wert für die Auswertung als ein weiterer Faktor in die Analysen einbezogen. Die Formel hierfür lautet:

Formel 3: Metrik-Wert = $a_0 + s_j \cdot \text{Jahr} + s_{km} \cdot \text{km} + s_H \cdot \text{Höhe} + s_{JZ} \cdot \text{Jahreszeit} + s_{pH} \cdot \text{pH-Wert}$

km: Anstelle der Einzugsgebietsgröße wurde die Quellentfernung in die Analysen einbezogen; die Begründung hierfür liegt in der Verfügbarkeit der Daten

pH-Wert: Jahresmittelwert für jede Messstelle

Weitere Erläuterung siehe Formel 1 und 2

Die Auswertung der Daten erfolgte analog zu der bereits geschilderten Vorgehensweise für die Referenzgewässer aus BY. Die Ergebnisse zeigen für einige Metriks einen linearen Trend auf, der mit dem Untersuchungsjahr in Zusammenhang steht, allerdings ist die Güte der Modelle mit $R^2 < 0.50$ in vielen Fällen deutlich geringer als bei den Referenzdaten aus BY (linke Spalte in Tab. 16).

Um zu eruieren, welche Rolle der pH-Wert spielt, wurde zudem analysiert, inwieweit Metrikergebnisse vom pH-Wert abhängen. Das Modell hierfür entspricht dem in Formel 3. Die Ergebnisse (rechte Spalte in Tab. 16) gleichen denen für den Einflussfaktor „Jahr“. Das bedeutet, sowohl das Jahr der Aufnahme als auch der pH-Wert haben – unabhängig voneinander – einen Einfluss auf die Metrikergebnisse. Allerdings ist der Zusammenhang nicht sehr deutlich, da die Güte der Modelle vergleichsweise gering ist, als bei den Auswertungen zu den Referenzdaten aus BY. Diese Tatsache weist darauf hin, dass noch weitere – bislang in den Modellen nicht berücksichtigte - (Umwelt-)Faktoren einen Einfluss auf die Metrikergebnisse haben.

Da in den Gewässern nicht nur der pH-Wert, sondern auch die Wassertemperatur gemessen wurde, wurde versucht, letztere in die Modelle einzubeziehen (Abflussdaten lagen keine vor). Dies hätte ein noch differenzierteres Bild über die Zusammenhänge erlaubt. Jedoch fielen bereits Unstimmigkeiten bei der Berechnung des Jahresmittels der Wassertemperatur auf. Dies hing insbesondere mit der geringen Messfrequenz, gerade zu Beginn der Aufnahmen, zusammen. Wird die Wassertemperatur nicht regelmäßig gemessen und bspw. im Winter eine Messung ausgelassen, ist der Jahresmittelwert direkt sehr stark verschoben. Aus diesem Gründen lieferte die Einbeziehung der Wassertemperaturen keine plausiblen Ergebnisse.

Tab. 16: Ergebnisse der multiplen linearen Modelle unter Einbeziehung der in Formel 3 genannten Faktoren. Abweichend von den oben aufgeführten Ergebnissen, wurden nicht nur die Ergebnisse für den Einflussfaktor „Jahr“, sondern auch für den „pH-Wert“ dargestellt. Weitere Erläuterungen siehe Tab. 11. Farblich codiert ist die Güte des finalen Modells:

R² -Wert: < 0.30 < 0.50 < 0.70 > 0.70

Metrik	Einflussfaktor "Jahr"			Einflussfaktor "pH-Wert"		
	s _J	±SE	p	s _{pH}	±SE	p
Zonierungsindex	0.015	0.006	*			
Anzahl der Taxa	0.128	0.041	**	3.044	0.407	***
Saprobienindex	0.006	0.001	***			
Shannon Diversität	0.035	0.007	***	0.173	0.057	**
Anteil rheophiler Taxa [%]	-1.507	0.317	***	16.382	2.794	***
Anteil rheobionter Taxa [%]				3.270	0.734	***
Rheoindex	0.007	0.002	**			
Anteil Weidegänger [%]				3.625	1.108	**
Anteil Sammler [%]						
Anteil EPT-Taxa [%]				7.049	3.206	*
Anzahl EPT-Taxa	0.074	0.030	*	1.907	0.296	***
Neozoenanteil						
TP_kalt						
TP_warm						
TP_Marten 2010						

Auffällig ist, dass alle drei Varianten des Metriks „Temperaturpräferenz“ weder einen Zusammenhang zum Untersuchungsjahr noch zum pH-Wert aufweisen. Bei der Analyse der Datensätze aus den Referenzgewässern war der Zusammenhang zum Untersuchungsjahr sehr viel deutlicher. Die Frage, warum dies so ist, kann nicht eindeutig beantwortet werden. Vermutlich hängt dies jedoch mit den sehr verarmten Biozöosen in den versauerten Gewässern zusammen. Die Anzahl der vorgefundenen Taxa in den entnommenen Proben ist vergleichsweise gering (Tab. 17). So wurden im Mittel, je nach Untersuchungsjahr, lediglich 5 bis 16 Taxa nachgewiesen.

Tab. 17: Anzahl der in den versauerten Gewässern nachgewiesenen Taxa (Mittelwert aus der angegebenen Anzahl an Proben) sowie die Anzahl der Taxa, die eine Einstufung hinsichtlich ihrer Temperaturpräferenz aufweisen (Taxa mit Info).

Jahr	Anzahl Proben	Anzahl Taxa	Anzahl Taxa mit Info
1982	4	8.0	5.5
1983	7	6.0	3.9
1984	7	5.7	4.4
1985	3	13.0	8.0
1986	6	6.7	3.5
1988	8	6.6	3.9
1989	9	5.3	3.6
1990	9	5.3	3.6
1991	9	5.1	2.6
1992	2	8.0	3.0
1993	9	8.3	3.7
1996	9	8.0	4.7
1997	4	7.0	2.8
1998	3	9.3	4.0
1999	9	10.1	5.6
2000	5	10.8	5.0
2001	6	8.7	4.8
2002	6	9.7	5.2
2003	1	6.0	1.0
2004	4	12.3	5.8
2005	9	12.8	5.8
2006	1	16.0	6.0

Betrachtet man für die Berechnung der Index-Werte nur solche Taxa, die mit Informationen zu Temperaturpräferenz hinterlegt sind, so reduziert sich die Anzahl der Taxa noch einmal erheblich. Das bedeutet, dass die Ergebnisse auf nur sehr wenigen (im Mittel 1 bis 8 Taxa) beruhen und damit sehr instabil werden. Diese Tatsache ist vermutlich der Grund dafür, weshalb der Temperaturpräferenzindex keine signifikanten Ergebnisse liefert.

Fazit zu den Auswertungen der Daten zum Monitoring versauerter Bäche

- Trotz einem Anstieg der Lufttemperaturen von 1.4 °C in dem Zeitraum der Aufnahmen kann nur ein schwacher Zusammenhang zwischen Metrikwerten und dem Jahr der Aufnahme hergestellt werden.
- Der pH-Wert hat mindestens einen ähnlich starken Einfluss auf die Metrikwerte wie das Jahr der Aufnahme
- Die extrem geringen Taxazahlen in den Proben gehen mit einer Instabilität der Metrikwerte einher und verschleiern die Detektion von Trends
- Trotz der Tatsache, dass mit den Daten bereits eine vergleichsweise lange Zeitreihe vorliegt, kann nur die Empfehlung ausgesprochen werden, die entsprechenden Gewässer **für ein Klimamonitoring nicht zu berücksichtigen.**

4.2 Mindestanforderungen an Messdaten

In den folgenden Unterkapiteln werden Hinweise gegeben, welche Parameter, Taxa bzw. Taxagruppen und Metriks für ein zukünftiges Klimamonitoring in den KLIWA Ländern in Betracht gezogen werden sollten. In den Unterkapiteln zu den abiotischen Parametern und den einzelnen Taxagruppen werden insbesondere Antworten auf die im Rahmenkonzept aufgeführten Leitfragen gegeben: **LF1: Was soll überwacht werden?**, **LF2: Wo soll überwacht werden?** und **LF3: Wann und wie oft soll überwacht werden?** Die wesentlichen Ergebnisse werden abschließend in Kapitel noch einmal tabellarisch zusammengefasst (Tab. 24). Zunächst sollen jedoch all die Hinweise gegeben werden, die sowohl die abiotischen Parameter als auch die biotischen Qualitätskomponenten gleichermaßen betreffen.

4.2.1 Übergreifende Hinweise

Das Klimamonitoring sollte auf einen **Zeitraum von mindestens 30 Jahren** ausgelegt sein.

Rein rechnerisch ist diese Empfehlung nicht anhand der Daten aus den Bundesländern herleitbar, jedoch werden Klimatrends in der Meteorologie in langen Zeiträumen betrachtet, wobei die Klimanormalperiode, also die Referenzperiode, bereits 30 Jahre beträgt. Um belastbare Daten zu erhalten, erscheint es daher wenig sinnvoll, beim Klimamonitoring in der Gewäs-

serökologie auf einen kürzeren Zeitraum setzen zu wollen. Dies muss allerdings nicht heißen, dass nicht auch schon nach einem kürzeren Zeitraum, erste Trends zu verzeichnen sein könnten. Aufgrund der langen Zeiträume ist es sinnvoll solche Messstellen für ein Klimamonitoring auszuwählen, für die die Zeitreihen durch bereits bestehende Daten (nach hinten) verlängert werden können.

Um überlagernde Effekte anderer Stressoren (z.B. Verschmutzung) zu vermeiden, sollten schwerpunktmäßig **Referenz- oder best of-Messstellen** für ein Klimamonitoring berücksichtigt werden.

Anthropogene Faktoren, wie z.B. Eutrophierung oder Versauerung, überlagern klimabedingte Trends und erschweren deren Detektion.

Das Untersuchungsprogramm sollte ein **konstantes Set an Messstellen** beinhalten, d.h. keinen Wechsel von Jahr zu Jahr vorsehen.

Ein turnusmäßiger Wechsel würde zu einer Unterbrechung in der Messreihe führen und damit die Aussagekraft der resultierenden Daten schmälern.

An jeder Messstelle sollte sowohl die biologischen Qualitätskomponenten als auch die abiotischen Parameter aufgenommen werden.

Nur so können (klimabedingte) Trends in den Biozönosen eindeutig mit Veränderungen in bestimmten Umweltparametern in Verbindung gebracht werden. Unter abiotischen Parametern sind im Rahmen des Berichtes sowohl chemisch-physikalische Parameter als auch Abflussverhältnisse zu verstehen. Der Abfluss gehört neben den chemisch-physikalischen Parametern zu den wichtigen erklärenden Parametern, die unbedingt das Klimamonitoring integriert werden sollte.

Bei den **Erfassungsmethoden** der biotischen wie abiotischen Parameter sollte auf ein **hohes Maß an Standardisierung** geachtet werden.

Dies betrifft z.B. bei der Messung bestimmter abiotischer Parameter die genaue Einhaltung der gleichen Tageszeit bei Parametern, die einer Tagesperiodik unterliegen oder, bei den biologischen Qualitätskomponenten, z.B. die strikte Einhaltung der vorgeschriebenen Beprobungszeitfenster.

Ein Vorschlag zur Verteilung der Messstellen über die unterschiedlichen Fließgewässertypen wird in Tab. 25 gegeben und in Kapitel 5.4 erläutert.

4.2.2 Abiotische Parameter

Auch wenn die Analyse der Daten nur wenige verwertbare Ergebnisse hervorbrachte, hat sie eines doch sehr deutlich gezeigt: die Notwendigkeit für ein standardisiertes Messprogramm. Die Mehrzahl der physikalisch-chemischen Parameter ist jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen, einige von ihnen, wie Temperatur, Sauerstoffgehalt oder pH-Wert, zeigen eine

ausgewiesene Tagesperiodik. Der genaue Zeitpunkt der Messung entscheidet daher über Erfolg oder Misserfolg eines langfristig angelegten Überwachungsprogramms, nicht zuletzt, weil die Größenordnung klimabedingter Einflüsse gegenüber den üblichen natürlichen Schwankungen zum Teil deutlich niedriger liegt. Eine Standardisierung, die Zeitpunkt und Messfrequenz, aber auch den Ort der Messung festlegt, ist deswegen dringend geboten. Eine optimale Umsetzung dieser Forderung wäre durch automatisierte Messungen gegeben, die idealerweise an existierende Pegelmessstrecken ankoppeln könnten und damit gleichzeitig den Vorteil eines standardisierten räumlichen Messumfeldes böten. Wo dies nicht möglich ist, kann auf vorhandene Chemiemessstellen ausgewichen werden. In beiden Fällen ist jedoch darauf zu achten, die Messungen nicht im Einflussbereich längerer besonnener Gewässerabschnitte durchzuführen, da es Hinweise darauf gibt, dass schon einige Dutzend Meter ausreichen, um ein kleineres Gewässer um mehrere Grad aufzuheizen (Sponseller et al. 2001). In ihrer Eigenschaft als „key parameter“ wirken sich Änderungen der Temperatur immer auch auf andere physikalisch-chemische Größen aus, allen voran pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit, aber auch die gesamte Oxidationskette des Stickstoffs, die gesteuert wird über die temperaturabhängige Aktivität von *Nitrosomonas* und *Nitrobacter*. Daher ist darauf zu achten, die Parameter ausschließlich in beschatteten Bereichen zu messen oder, falls dies nicht möglich ist (z. B. im Falle der Messung innerhalb von Pegelstrecken), unmittelbar unterhalb längerer beschatteter Fließstrecken.

Die Frage „Was soll gemessen werden?“ orientiert sich im Wesentlichen an den Resultaten der Literaturstudie. Das Gros der daraus ermittelten Parameter lässt sich mittlerweile durch automatisierte Verfahren messen und über Funkstrecken an eine zentrale Sammelstelle weiterleiten, sodass eine Standardisierung in diesen Fällen leicht zu erreichen ist. Für einige wenige Parameter ist das Ziehen von Wasserproben jedoch nach wie vor unerlässlich – dies sind: Biologischer Sauerstoffbedarf (BSB₅), Chlorid sowie Gesamtkohlenstoff (TOC). Für alle anderen existieren selbsttätig arbeitende Messsonden, teils in Form von Datenloggern (z.B. Temperatur), teils in Form simultan messender Multifunktionsgeräte. Tabelle 18 zeigt eine Auflistung der Messgrößen, die für ein Klimamonitoring als sinnvoll eingeschätzt werden.

Für einige der in der Tabelle gelisteten Parameter werden neben dem üblicherweise berechneten Jahresmittel weitere Indizes angeführt, deren Ermittlung als lohnenswert erachtet wird. Beim Abfluss sind dies vor allem die jahreszeitlich gemittelten Wassermengen der Sommer- und Wintermonate. Die Indizes zur Diagnose der Wassertemperatur orientieren sich an jenen der Lufttemperatur. Dort hat sich gezeigt, dass innerhalb der letzten 30 Jahre besonders in den Frühlingsmonaten eine deutliche Erwärmung zu verzeichnen war, in den Sommer- und Herbstmonaten eine mäßige Erwärmung, während die Wintertemperaturen weitgehend konstant blieben. Beim Sauerstoffgehalt wäre der Trend der sommerlichen Extrema interessant, vor allem in Hinblick auf die kaltstenothermen Arten, die in aller Regel auch an eine gute Sauerstoffversorgung gebunden sind. Das Extrahieren von Extrema ist allerdings nur dann sinnvoll, wenn tägliche Messungen möglich sind.

Hinsichtlich der Messfrequenz wird eine dichte Abfolge bei allen Parametern empfohlen, die (zumindest theoretisch) über automatisierte Messungen zu erfassen sind. Die thermischen Verhältnisse lassen sich sehr gut mittels der Tagesextrema erfassen.

Tab. 18: Physikalisch-chemische Parameter eines gewässerökologischen Klimamonitorings (die Festlegungen zur Messfrequenz sind nicht datengestützt, sondern beruhen auf Expertenmeinung bzw. orientieren sich an der prinzipiellen Möglichkeit, bestimmte Parameter mittels automatisierter Messverfahren zu erheben).

Messgröße	abzuleitende Indizes	Messfrequenz
Abfluss	Jahresmittel (MQ), Jahreszeitenmittel (MQ Sommer, MQ Winter), Hochwasserereignisse (Stärke und Häufigkeit)	kontinuierlich
Wassertemperatur	Jahresmittel, Jahreszeitenmittel (Frühling, Sommer, Herbst, Winter), Monatsmittel, Extremwerte	täglich (Mittel, Minimum + Maximum)
Sauerstoffgehalt	Jahresmittel, Minimumwerte (Sommer) ⁺	mindestens vierwöchentlich
pH-Wert		
elektr. Leitfähigkeit		
Nährstoffe* (Phosphor, Stickstoff)	Jahresmittel	mindestens vierwöchentlich
BSB ₅ , Chlorid, TOC		

* beinhaltet folgende Einzelparameter: Ammonium-N, Nitrat-N, Nitrit-N, oPO₄-P, P gesamt

+ Angabe von Minimumwerten nur bei täglicher Messung sinnvoll

4.2.3 Fische

Nach aktuellen Prognosen äußert sich der Klimawandel bei der Betrachtung von Fließgewässersystemen in einer langfristigen Erhöhung der mittleren Temperatur sowie einer Verschiebung der Abflussmenge vom Sommer- ins Winterhalbjahr. Kurz- bis mittelfristig ist auch mit einer Steigerung von Extremereignissen zu rechnen. Wie von zahlreichen Autoren beschrieben, spielen neben der Hydrologie insbesondere die Temperaturverhältnisse eine entscheidende Rolle bei der Verbreitung von Arten. Für ein gewässerökologisches Klimamonitoring wird daher die Überwachung einer Auswahl kaltstenothermer und thermophiler Spezies empfohlen. Die Auswahl orientiert sich an den autökologischen Ansprüchen der Arten, den Ergebnissen der multivariaten Analyse sowie an den Resultaten einer Doktorarbeit, die die

Thematik « Fischgemeinschaften und Bioindikation » vor dem Hintergrund des Klimawandels beleuchtet (Logez 2010). Der Autor, der unter anderem in den europäischen Forschungsvorhaben EFI+ und FAME mitwirkte, kommt darin zu dem Schluss, dass sich die beiden Indizes « Intoleranz gegenüber Sauerstoffdefiziten » sowie « Intoleranz gegenüber Habitatdegradation » gerade für die Bewertung artenarmer Kaltwasserstandorte eignen. Als Umweltparameter, die einen signifikanten Einfluss auf die Ausprägung derartiger Fischlebensgemeinschaften haben, werden Juli-Mitteltemperatur, Gefälle und Abfluss genannt. Darauf aufbauend modelliert der Autor unimodale Antreffwahrscheinlichkeiten für einzelne Spezies in Abhängigkeit von den zielrelevanten Umweltgrößen – nachfolgend eine Auswahl (Abb. 11).

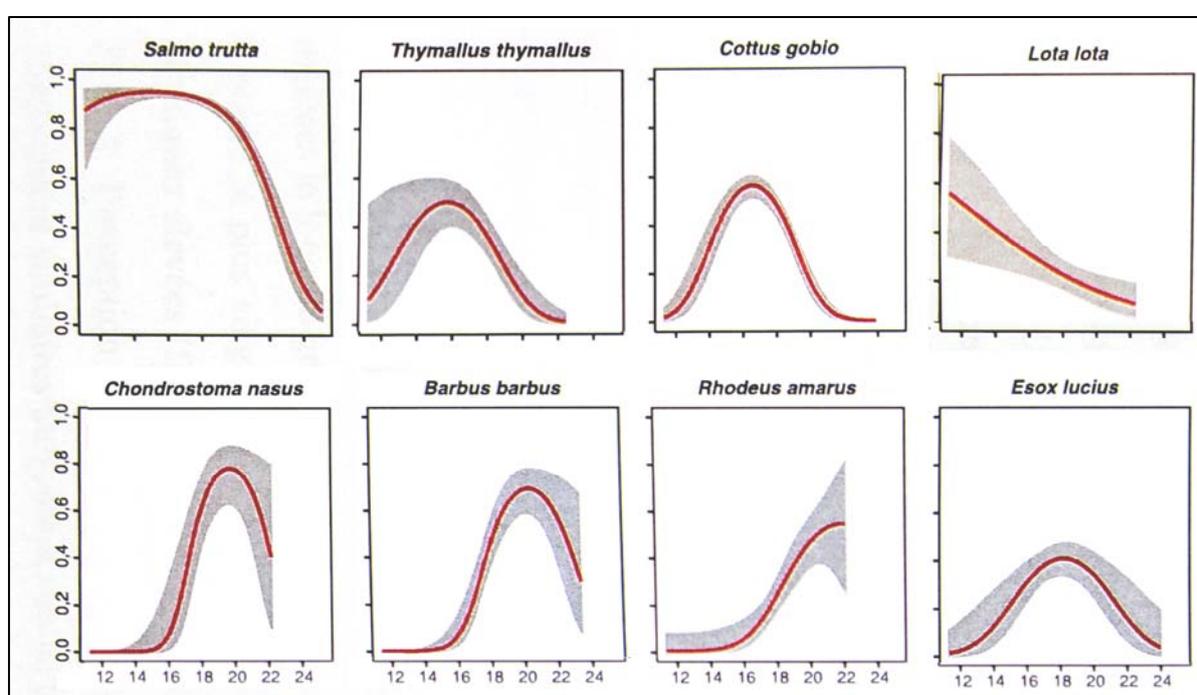


Abb. 11: Antreffwahrscheinlichkeiten ausgewählter Arten am Beispiel der Juli-Mitteltemperatur (nach Logez 2010, verändert).

Die Präferenzkurven eignen sich für eine Klassifizierung der Arten nach ihren Temperaturoptima. Demnach nehmen Bachforelle und Äsche mit Optima unterhalb von 16°C das untere Ende des Temperaturspektrums ein. Danach folgen Arten wie Koppe, Bachneunauge, Elritze und Dreistachliger Stichling (Optimum zwischen 16°C und 18°C). Barsch, Hasel, Nase, Schleie und weitere Arten bevorzugen den Temperaturbereich zwischen 18°C und 20°C. Oberhalb dieser Grenze finden sich laut Logez die Spezies Bitterling, Blaubandbärbling, Döbel sowie der Europäische Aal. Andere Autoren nennen teils abweichende Werte. So werden für Barsch und Schleie beispielsweise Optimumtemperaturen von über 20°C angegeben (Müller 1997 bzw. Penaz et al. 1989, Reinartz 2007), für die Barbe solche von unter 20°C (Elliot 1981, Herzig & Winkler 1985).

Aus dieser Zusammenstellung und unter Berücksichtigung weiterer Quellen (besonders genannt seien an dieser Stelle Reinartz 2007 sowie Schubert 2010)¹² sowie nach Rücksprache mit Experten wird als Baustein eines zukünftigen Klimamonitorings die Überwachung der in Tab. 19 aufgeführten Arten vorgeschlagen.

Tab. 19: Zur Überwachung vorgeschlagene Arten.

Kaltstenotherme Arten	Thermophile Arten
Äsche (<i>Thymallus thymallus</i>)	Blaubandbärbling (<i>Pseudorasbora parva</i>)
Bachforelle (<i>Salmo trutta</i>)	Bitterling (<i>Rhodeus amarus</i>)
Elritze (<i>Phoxinus phoxinus</i>)	invasive Grundelarten
Koppe (<i>Cottus gobio</i>)	

Die Mehrzahl der aufgeführten Arten ist mit einer Stetigkeit von mindestens 16 % in den Befischungslisten der Landesmessstellen vertreten. Bitterling und Schleie treten mit etwa 9 % weniger oft in Erscheinung, Koppe und Bachforelle deutlich häufiger.

Die Ausgestaltung eines Mess- und Überwachungsprogramms muss neben der Nennung von Arten auch konkrete Indizes beinhalten. Hier stehen zunächst die absoluten Häufigkeiten im Blickfeld. Abundanzänderungen einzelner Arten sind häufig Ausdruck sich verändernder Umwelteinflüsse, können aber auch durch interspezifische Konkurrenz induziert sein, beispielsweise durch Arealerweiterung von Spezies angrenzender Fischregionen. Hinzu kommen natürliche Populationsschwankungen oder Unsicherheiten, die durch die Erhebungsmethodik selbst verursacht werden. Vor diesem Hintergrund erfolgt die Festlegung auf folgende Eckpunkte:

- separate Überwachung jeder Fischart: Die Vorschlagsliste enthält sowohl Arten, die voraussichtlich in ihrem Bestand zurückgehen, als auch solche, die vom Klimawandel potenziell profitieren. Um nicht Gefahr zu laufen, Bestandsrückgänge der einen Art durch Zuwächse bei der anderen Art auszugleichen, wird daher empfohlen, die Bestandsentwicklung artspezifisch zu verfolgen.
- Gesamtpopulation und Jungfische: Neben der Betrachtung der Gesamtpopulation ist es sinnvoll, auch die Bestandsentwicklung der Jungfische im Auge zu behalten. Mehr noch als die Adulten weisen die Jugendstadien der meisten Arten eine schmalere Temperaturamplitude auf und sollten daher früher auf Klimaeffekte reagieren. Nachteilig wirkt sich die Bevorzugung ufernaher Flachwasserbereiche durch Larven und Jungfische aus, wodurch diese Stadien durch die Standardbefischungsmethoden unter Umständen nicht repräsentativ erfasst werden. Zu-

¹² weitere Zitatstellen sind: Baras & Philippart 1999, Kraiem & Pattee 1980, Persat & Pattee 1981, Wehrly et al. 2007.

dem sind die Jungbestände mitunter stärkeren natürlichen Schwankungen unterworfen, so dass Effekte des Klimawandels überdeckt werden könnten. Eine Möglichkeit zur Eingrenzung dieser Nachteile wäre die Verrechnung aller Messstellenergebnisse (siehe hierzu übernächsten Spiegelstrich).

- Fokussierung auf Dominanzen: Gegenüber absoluten Häufigkeiten besitzen Dominanzen den Vorteil, dass nicht nur Bestandsveränderungen innerhalb der betrachteten Arten zum Tragen kommen, sondern zusätzlich auch die aller übrigen Arten der Gemeinschaft. Die Auswirkungen auf eine durch den Klimawandel benachteiligte Art werden dadurch nicht nur über den Bestandsrückgang dieser Art selbst indiziert, sondern alternativ bzw. zusätzlich auch durch die Zunahme der Häufigkeit solcher Arten, die durch die Erwärmung begünstigt werden.
- Verrechnung der Einzelergebnisse: Klimateffekte sind nicht auf regionale Areale beschränkt, sondern betreffen in der Regel ein größeres Gebiet oder ganze Naturräume. Klimasensitive Überwachungsprogramme sollte dem Rechnung tragen, insbesondere dann, wenn die indizierenden Parameter eigendynamischen Schwankungen unterworfen sind. Die Populationsgröße einer Art gehört zu diesen Parametern. Um die oben beschriebenen Unsicherheiten auszugleichen, wird deshalb vorgeschlagen, die Ergebnisse der Befischungen nicht separat zu halten, sondern auch miteinander zu verrechnen. Konkret bedeutet das, die Dominanzwerte aller im Monitoring vertretenen Messstellen (separat für jede Zielart) zu addieren oder, alternativ, die Verrechnung nach Bach- und Flusstypen zu trennen. Auf diese Weise erhält der Betrachter neben typspezifischen Teilanalysen zusätzlich ein Abbild der großräumigen Bestandsentwicklung im süddeutschen Raum und nicht lediglich ein Mosaik sehr vieler kleinräumiger Veränderungen.
- Verteilung der Messstellen: Analog zu den Empfehlungen, die für die Untersuchung von Makrophyten oder dem Makrozoobenthos ausgesprochen werden, gilt auch für die Fische, dass es ratsam ist, bei der Messstellenauswahl den Schwerpunkt auf Referenzabschnitte oder naturnahe Abschnitte zu legen. Von besonderem Interesse ist, unabhängig vom Gewässertyp, die Untersuchung metarhithraler und hyporhithraler Abschnitte, da hier am ehesten Verschiebungen in den Dominanzverhältnissen der zielrelevanten Arten zu erwarten sind.
- Erfassungsmethode und Untersuchungsfrequenz: Zur Überwachung der Artbestände sollten regelmäßige Befischungen durchgeführt werden. Vorgeschlagen wird eine jährliche Frequenz als Mindeststandard. Um einen störenden Einfluss zu häufiger Streckenbefischungen auf die Bestände auszuschließen, wird vorgeschlagen, die Erfassung anhand standardisierter Point-Abundance-Befischungen vorzunehmen (im Vorfeld festzuschreiben wären hierbei Anzahl und Abstand der Eintauchpunkte sowie die Größe der beprobten Teilflächen). Diese Methode bietet zudem den Vorteil einer besseren Fängigkeit für Jungfische, die in den gängigen Streckenbefischungen häufig unterrepräsentiert sind. Nachteilig wirkt sich aus, dass eine Vergleichbarkeit mit den Ergebnissen der WRRL-Methode nicht gegeben ist, Altdaten folglich nicht ohne

weiteres eingebunden werden können. Dies ließe sich durch ergänzende Streckenbefischungen nach WWRL-Standard beheben, die nach vorgegebenem Zeitschema (Fische mindestens 2x alle 6 Jahre zu verschiedenen Jahreszeiten) zu Interkalibrierungszwecken durchzuführen wären. Für eine optimale statistische Absicherung wird darüber hinaus empfohlen, zwei Befischungen (Point-Abundance) in aufeinanderfolgenden Monaten durchzuführen – Erläuterungen hierzu siehe folgenden Spiegelstrich.

- Befischungstermine: Als bestmöglicher Zeitraum für die ergänzende Streckenbefischungen in Anlehnung an die WRRL haben sich die Herbstmonate erwiesen – insbesondere September und Oktober. Beide Monate zeichnen sich durch vergleichsweise konstante meteorologische Bedingungen aus; so sind die langjährigen Schwankungen von Temperatur und Niederschlagsmenge im Vergleich zu allen anderen Monaten in dieser Zeit am geringsten. Ein weiterer Vorteil später Befischungszeitpunkte ist darin zu sehen, dass der Nachwuchs vieler Arten (vornehmlich derjenige rheophiler Arten wie Äsche oder Bachforelle, aber auch anderer) die Bruthabitate verlassen und eine Größe erreicht hat, die eine sichere Bestimmung erlaubt. Werden die Befischungen zu einem früheren Zeitpunkt im Jahr durchgeführt (späte Sommermonate), könnten zu dem die juvenilen Stadien erfasst werden, die zu diesem Zeitraum die Flachwasserbereiche noch nicht verlassen haben. Welcher Befischungszeitraum für die Erfassung nach Point-Abundance-Methode am zielführendsten ist, sollte im Rahmen eines Praxistests überprüft werden.
- Begründung für die Empfehlung zweier Befischungstermine (wobei eine häufige Befischung nur mittels der Point-Abundance Befischung durchgeführt werden sollte): Die Ergebnisse von Befischungen können starken Schwankungen unterworfen sein. Ursächlich kommen hierfür im Wesentlichen zwei Aspekte in Betracht: (A) tatsächliche Schwankungen der Bestände, (B) Effekte der Probenahme (Monat, Methodik, Person). Letzteres lässt sich durch die Einführung von Standards minimieren, aber nie ganz ausschalten. Darüber hinaus können natürlich auch Einflüsse eine Rolle spielen, die mit den Zielen eines Monitorings nicht in Verbindung stehen und die Ergebnisse maskieren (z.B. eine veränderte Landnutzung, Reduzierung stofflicher Einträge etc.). Ein Blick in die Daten zeigt, wie stark Fangergebnisse streuen können, selbst bei Betrachtung nur kurzer Zeiträume zwischen den Befischungsterminen (Tab. 20)¹³. Unter der Voraussetzung eines Messprogramms, das über 30 Jahre läuft, kämen bei jährlicher Befischung 30 Messpunkte pro überwachter Art zusammen. Hierbei ist zu bedenken, dass trotz einer Beschränkung auf Referenzstellen sowie einer bestmöglichen Begrenzung des Zeitfensters die verbleibenden Unsicherheiten eine spätere Auswertung in ihrer Aussagekraft signifikant schwächen könnten.

¹³ Die Liste stellt nur einen Auszug dar und ließe sich beliebig fortsetzen. Aus den Abweichungen der Häufigkeiten zwischen den einzelnen Befischungen sind jedoch keine Unzulänglichkeiten oder Fehler der Erhebungsmethodik ableitbar. Die Differenzen resultieren allein aus der ungleichmäßigen Verteilung der Individuen bzw. aus natürlichen Schwankungen im Vorkommen von Arten.

Die Durchführung zweier Beprobungen pro Erhebungsjahr dient damit dem Zweck einer besseren statistischen Absicherung.

- Praxistest: Zur Erarbeitung und Abstimmung des komplexen Verfahrens eines fischbasierten Klimamonitoring wird die vorherige Durchführung von Praxistests dringend angeraten. Dazu gehört in erster Linie die Interkalibrierung der unterschiedlichen Methoden (Punkt- und Streckenbeprobung). Des Weiteren sollten die Anwendung des Point-Abundance-Verfahrens in kleineren Gewässern¹⁴, die Variabilität der Befischungsergebnisse, die Eignung der für das Monitoring gewählten Messstellen wie auch die Klärung bislang unbeantworteter Detailfragen Berücksichtigung finden. Kostenträchtige Fehler in der Konzeption ließen sich auf diese Weise vermeiden.

Tab. 20: Variabilität der Befischungsergebnisse an zwei aufeinander folgenden Terminen.

Beispiel 1	BY_3165		Beispiel 2	BY_8049	
	11.07.2006	22.05.2007		21.06.2005	18.10.2006
Bachforelle	1	1	Äsche	85	183
Barbe	8	40	Bachforelle	19	246
Beispiel 3	BY_96035		Beispiel 4	BY_11605	
	05.10.2004	23.11.2004		29.09.2004	19.05.2005
Bachforelle	16	27	Barbe	64	27
Barbe	25	12	Bitterling	653	158

Ergänzend zu den Einzelartindizes wird empfohlen, den Fischregionsindex (FRI) als integrierenden Parameter hinzuzuziehen. Bereits im ersten KLIWA-Bericht (Jähmig et al. 2010) wurde die durch die Klimaerwärmung bedingte Verschiebung von Fischregionen thematisiert. Die damalige Prognose belief sich auf eine Erhöhung des Indexwerts um eine halbe Fischregion bis zum Jahr 2050 und um eine weitere Region innerhalb der folgenden 50 Jahre. Ob es vor diesem Hintergrund sinnvoll ist, den FRI ebenfalls in der Gesamtschau über alle Messstellen hinweg oder separat für jeden Gewässerabschnitt zu berechnen, lässt sich zu diesem frühen Zeitpunkt nicht abschließend beurteilen.

Die aus der Literaturstudie hervorgegangenen Metriks „Zeitpunkt des Abblaus“ sowie „Wachstumsraten“ in Bezug auf Bachforellen sind zwar zielführend, werden aber aufgrund ihres großen personellen Aufwandes als kaum realisierbar eingeschätzt.

¹⁴ Entwickelt wurde das Verfahren ursprünglich zur Befischung größerer, nicht durchwatbarer Gewässer.

4.2.4 Makrophyten

Aufgrund der fehlenden Daten aus Langzeituntersuchungen konnten für die Makrophyten rechnerisch nur wenige Ergebnisse hergeleitet werden. Aus diesem Grund basieren die folgenden Angaben im Wesentlichen auf einer Experten-Einschätzung von Dr. Klaus van de Weyer (lanaplan).

Makrophyten umfassen alle makroskopisch wahrnehmbaren höheren und niederen Pflanzen, die im Wasser wachsen (DIN 15460 & 14184). Bei den Makrophyten sind die gemäß DIN 14184 sowie Schaumburg et al. (2011, 2012) die folgenden Gruppen zu untersuchen: Gefäßpflanzen, Moose und Armleuchteralgen.

Die zu berücksichtigenden Taxa finden sich in der Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 2003/2011). Nachfolgend findet sich eine Aufstellung der zu verwendenden Metriks und/oder traits der Makrophyten ihre Relevanz in Hinblick auf ein gewässerökologisches Klimamonitoring - separiert nach der Indikation thermischer bzw. hydrologischer Veränderungen (Tab. 21 und 22).

Tab. 21: Metriks der Qualitätskomponente „Makrophyten“ zur Indikation veränderter Temperaturen.

1) Höhenangaben	
<i>Auswertung</i>	Artenzahl: Veränderungen der Arten, die bestimmten Höhenstufen zugeordnet sind (ggf. unter Einbeziehung der Abundanzen)
<i>Indikation</i>	Verschiebung zugunsten von Arten der Tieflagen bei gleichzeitigem Rückgang von Arten höherer Lagen als Folge erhöhter Wassertemperaturen (zur Thematik „Arealverschiebungen“ vgl. Klotz & Kühn 2007, Walter et al. 2001)
<i>Quellen</i>	Auswertung von Floren (Casper & Krausch 1980/1981, Frahm & Frey 2004, Krause 1997, Meusel 1965-1992, Oberdorfer 2001, Rothmaler 2011)
2) Temperaturzahl	
<i>Auswertung</i>	Veränderung der Temperaturzahl (ggf. unter Einbeziehung der Abundanzen)
<i>Indikation</i>	Zunahme wärmeliebender (mediterraner) Arten und/oder Abnahme kaltstenothermer bzw. borealer oder alpin verbreiteter Arten als Folge erhöhter Wassertemperaturen
<i>Quellen</i>	Auswertung der Zeigerwerte (Düll 2010, Ellenberg et al. 1991, Hill et al. 2004 + 2007, Landolt et al. 2010; zusätzlich: Datenauswertung EG-WRRL-Monitoring und Plausibilisierung (Neueinstufung der Zeigerwerte für Makrophyten)

Tab. 21: Fortsetzung

3) Thermophile Neophyten	
<i>Auswertung</i>	Artenzahl (ggf. unter Einbeziehung der Abundanzen Unterteilung der Artvorkommen in etabliert und unbeständig)
<i>Indikation</i>	Zunahme als Folge erhöhter Wassertemperaturen
<i>Artbeispiele</i>	<i>Azolla filiculoides</i> , <i>Shinnersia rivularis</i> , <i>Myriophyllum aquaticum</i> , <i>Lemna minuta</i> , <i>Lemna turionifera</i> , <i>Vallisneria spiralis</i> , <i>Hygrophila polysperma</i>
<i>Quellen</i>	Hussner et. al. 2010, LANUV NRW 2008
4) Obligate Therophyten (einjährige Arten, Überwinterung als Samen)	
<i>Auswertung</i>	Artenzahl (ggf. unter Einbeziehung der Abundanzen)
<i>Indikation</i>	Durch eine Verlängerung der Vegetationsperiode werden obligate Therophyten begünstigt, ihren Reproduktionszyklus zu durchlaufen. => zu beachten: Infolge erhöhter Abflüsse könnten obligate Therophyten ihren Reproduktionszyklus möglicherweise <u>nicht</u> durchlaufen.
<i>Quellen</i>	Ellenberg et al. 1991, Hill et al. 2004 + 2007, Schmidt et al. 1996 => Experten-Einstufung notwendig!
5) Chorologie (Verbreitungsgebiete, Areale)	
<i>Auswertung</i>	Artenzahl: Veränderungen der Arten, die an bestimmte Verbreitungsgebiete gebunden sind (ggf. unter Einbeziehung der Abundanzen)
<i>Indikation</i>	Zunahme wärmeliebender (mediterraner) Arten und/oder Abnahme kaltstenothermer bzw. borealer oder alpin verbreiteter Arten als Folge erhöhter Wassertemperaturen (zur Thematik „Arealverschiebungen“ vgl. Klotz & Kühn 2007, Walter et al. 2001)
<i>Quellen</i>	Auswertung von Floren (Zitatliste siehe Punkt 1: Höhenangaben) sowie von Lokalfloren (z.B. Sebald et al. 1990-1998, Nebel & Philippi 2000/2001) und weiteren ausländischen Floren (z.B. Fischer et al. 2008)

Tab. 22: Metriks der Qualitätskomponente „Makrophyten“ zur Indikation veränderter Abflüsse.

6) Gesamtabundanz	
<i>Methode</i>	Schätzung der Gesamtdeckung in Prozent der von allen Makrophyten bedeckten Fläche
<i>Auswertung</i>	Veränderung der Gesamtdeckung
<i>Indikation</i>	mögliche Reduktion als Folge stärkerer Abflüsse
<i>Quellen</i>	LANUV NRW (2008)
7) Helophyten	
<i>Auswertung</i>	Artenzahl (ggf. unter Einbeziehung der Abundanzen)
<i>Indikation</i>	Zunahme der Helophyten aufgrund verringerter Abflüsse und periodischer Austrocknung der Gewässer
8) Verhältnis Hydrophyten/Helophyten	
<i>Auswertung</i>	Artenzahl (ggf. unter Einbeziehung der Abundanzen)
<i>Indikation</i>	Abnahme des Quotienten aufgrund verringerter Abflüsse und periodischer Austrocknung der Gewässer
9) Amphiphyten	
<i>Auswertung</i>	Artenzahl (ggf. unter Einbeziehung der Abundanzen)
<i>Indikation</i>	Zunahme der Amphiphyten aufgrund verringerter Abflüsse und periodischer Austrocknung der Gewässer
<i>Quellen</i>	=> Experten-Einstufung notwendig! (Einstufung „Amphiphyten“ liegt noch nicht vor)
10) Obligate Hydrophyten (ohne Amphiphyten)	
<i>Auswertung</i>	Artenzahl (ggf. unter Einbeziehung der Abundanzen)
<i>Indikation</i>	Abnahme der obligaten Hydrophyten aufgrund verringerter Abflüsse und periodischer Austrocknung der Gewässer
<i>Quellen</i>	=> Experten-Einstufung notwendig!

Die Makrophyten sollten gemäß Schaumburg et al. (2012) bzw. der DIN 14184 incl. Gesamtdeckung/-Abundanz aufgenommen werden. Die Untersuchungen sollten jährlich erfolgen. Bei Vorkommen nicht etablierter, thermophiler Neophyten können, im Hinblick auf mögliche Einbürgerungstendenzen, zusätzlich einmalige Untersuchungen in den Wintermonaten erfolgen (jährlicher Turnus). Beispiele wären diverse Arten der Gattung *Vallisneria*, die im Januar blühend angetroffen werden können. Insgesamt gilt, dass vornehmlich klimarelevante und Referenzstellen (Rhithral wie auch Potamal) überwacht werden sollten.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Makrophyten zwar grundsätzlich eine geeignete Qualitätskomponente für ein zukünftiges Klimamonitoring darstellen. Einschränkungen bestehen allerdings vor dem Hintergrund der Empfehlung, das Messprogramm vornehmlich auf kleine, klimasensitive Gewässer hin auszurichten. Die damit verbundene Be-

schattung bedingt vielfach artenarme Gemeinschaften. Eine Berechnung von Kenngrößen, insbesondere was die Mittelwertbildung auf der Grundlage von Zeigerwerten betrifft, dürfte in diesen Fällen häufig zu wenig aussagekräftigen Resultaten führen. Darüber hinaus wird, wie in obiger Tabelle angedeutet, dringender Überarbeitungsbedarf bei den Einstufungen einiger der aufgeführten Kenngrößen gesehen.

Die Indikation von Veränderungen der Temperatur wird aktuell als problematisch beurteilt. Nach einer Revision der entsprechenden Zeigerwerte würde dieser Vorbehalt wegfallen. Anders sieht es hinsichtlich der Indikationseigenschaft für Veränderungen des Abflussregimes aus. Zwar wird auch in diesem Bereich ein gewisser Nachholbedarf gesehen (z. B. Einstufungen Amphiphyten sowie übrige Hydrophyten), eine Indikation auf Grundlage des heutigen Kenntnisstandes ist jedoch mittels des Verhältnisses zwischen Wasser- und Sumpfpflanzen (Hydro- und Helophyten) sehr gut möglich.

4.2.5 Makrozoobenthos

Grundsätzlich scheinen Metriks wie der Zonierungsindex, Temperaturpräferenzindex oder auch der Rheoindex sehr gut geeignet zu sein, um klimabedingte Trends in den Biozöosen aufzuzeigen. Diese Metriks sind Trait-basiert und scheinen stabiler, als zählende Metriks wie beispielsweise der Anteil oder die Anzahl der EPT-Taxa. Dieses hängt mit der hohen Variabilität der Befundlisten zusammen, die sich in den **Trait-basierten Metriks** vergleichsweise weniger stark auswirkt als in den zählenden Metriks.

Das Beispiel vom Breitenbach zeigt, dass sich auch der Emergenzzeitraum durchaus als sehr sensibler Metrik darstellt. Allerdings ist der Aufwand für die Erfassung der Emergenz vergleichsweise hoch. Die Erfassung der Emergenzverschiebung setzt eine regelmäßige, ja tägliche, Überprüfung des Schlupfes von Wasserinsekten Imagines voraus (vgl. Besammlungsaufwand und nachgewiesene Trends am Beispiel des Breitenbachs; Wagner et al. 2011). Die Breitenbachstudie, als einzige die den Temperatursprung 1987/88, resp. den Anstieg in den letzten Jahrzehnten hinreichend einschließt, hat gezeigt, dass die Emergenzverschiebung derzeit noch keine Konsequenzen auf die Artenzusammensetzung des Makrozoobenthos hat und sich auf Populations- und Metrik-Ebene (Zonierungsindex, temperature preference index) keine Anzeichen für Auswirkungen des Klimawandels ergeben (Marten 2012).

Auf **Methoden** zu setzen, die für die Umsetzung der WRRL angewendet werden, hätte den Vorteil, dass vielerorts ein Synergie-Effekt entstehen würde, wenn beispielsweise Monitoringstellen nach WRRL mit solchen für das Klimamonitoring identisch wären (vergleiche Tab. 23). Zudem besteht durch die Normierung der Methode die Möglichkeit, „Altdaten“, die bereits nach dem für die Umsetzung der WRRL entwickelten Verfahren aufgenommen wurden, zur Verlängerung der Zeitreihen heranzuziehen. In Baden-Württemberg bietet sich an das Trendbiomonitoring fortzusetzen, da dort bereits vergleichsweise dichte Langzeitdatenreihen

seit 1995 vorliegen (LUBW 2011). Diese Studie hat sich hinsichtlich Makrozoobenthos auf das Erfassungs- und Bewertungsverfahren nach Meier et al. (2006) konzentriert. Dies bedeutet nicht, dass abweichende Verfahren wie das Trendbiomonitoring in Baden-Württemberg (LUBW 2011) oder die Emergenzuntersuchungen am Breitenbach für das Monitoring von Klimaeffekten weniger geeignet sind. Bislang liegen aber nur wenige Einschätzungen vor, wie sich diese unterschiedlichen Methoden im Hinblick auf ihren Aufwand (Kosten) und Aussagekraft (Klimaindikation) unterscheiden. Eine Gegenüberstellung und Wertung der Vor- und Nachteile der Verfahren aus dem Trendbiomonitoring und nach Meier et al. (2006) findet sich in der folgenden Tab. 23.

Tab. 23: Gegenüberstellung und Wertung der Vor- und Nachteile der Verfahren aus dem Trendbiomonitoring (LUBW 2011) und zur Umsetzung der WRRL nach Meier et al. (2006).

Aspekt	Trendbiomonitoring	Verfahren nach Meier et al. (2006) zur Umsetzung der WRRL
Aufwand/Kosten einer Probe	Vergleichsweise höher (-)	Vergleichsweise geringer (+)
Aussagekraft	Vergleichsweise höher; insbesondere, wenn saisonale Aspekte berücksichtigt werden sollen (+)	Vergleichsweise geringer (-)
Genauigkeit	Vergleichsweise höher; höhere Anzahl nachgewiesener Taxa geht mit einer höheren Stabilität der Metriks einher (+)	Vergleichsweise geringer (-)
Verwendung von Altdaten zur Verlängerung der Zeitreihe	Möglich, allerdings nur für die ausgewählten Gewässer in Baden-Württemberg (-); dort aber für längere und dichtere Zeitreihen (+)	Bundesweit möglich (+); aber kürzere Zeitreihen (-)
Synergieeffekte mit Monitoringprogrammen zur Umsetzung der WRRL	Gering, ev. zum Vergleich der Ergebnisse der WRRL-Methode heranzuziehen (-)	Ja (+)

Die Erfassung der benthischen Invertebraten sollte nach Möglichkeit mindestens **einmal jährlich** in den dafür vorgesehenen Zeiträumen (Meier et al. 2006, Marten 2001) erfolgen. Die Empfehlung für eine jährliche Beprobung kann rechnerisch anhand vorliegender Daten nicht hergeleitet werden. Sie stellt eine Empfehlung der Projektbearbeiter dar und bezieht insbesondere die hohe Variabilität der Erfassungen mit ein. Eine mehrfache Beprobung pro Jahr kann für bestimmte Fragestellungen sinnvoll sein.

Es wird empfohlen, insbesondere Fließgewässer in relativ kleinen Einzugsgebieten (50 km² oder weniger) zu untersuchen. Der Grund für die Auswahl dieser Gewässer liegt in der hohen biologischen Bedeutsamkeit, da sie z.B. noch einen relativ hohen Anteil kälteliebender Taxa beherbergen.

4.2.6 Wesentliche Ergebnisse zu den Fragen, Was?, Wo?, Wann?, Wie oft? und Nach welchen Methoden? gemessen werden sollte

Die wesentlichen Ergebnisse aus den vorangestellten Kapiteln werden im Folgenden noch einmal übersichtlich zusammengefasst (Tab. 24). Details sind den angegebenen Kapiteln zu entnehmen. An dieser Stelle sei noch einmal herausgestellt, dass es bei einem Klimamonitoring um langfristige Trends handelt, und daher abiotische wie auch biotische Komponenten über einen Zeitraum von mindestens 30 Jahren betrachtet werden sollten.

Tab. 24: Übersicht der wesentlichen Ergebnisse zu den Leitfragen **LF 1: Was?**, **LF:2 Wo?** und **LF 3: Wann und wie oft und nach welchen Methoden sollte gemessen werden?**

Parameter	Ergebnisse
Abiotik Kapitel 4.1.1	<p>LF 1: Abfluss (Jahresmittel [MQ], Jahreszeitenmittel [MQ Sommer, MQ Winter], Hochwasserereignisse [Stärke und Häufigkeit]) Beschattung, Globalstrahlung Wassertemperatur* (Jahresmittel, Jahreszeitenmittel, Monatsmittel, Extremwerte) Sauerstoffgehalt* (Jahresmittel, Minimumwerte) pH-Wert, elektr. Leitfähigkeit, Nährstoff, BSB₅, Chlorid, TOC* (Jahresmittel)</p> <p>LF 2: An allen Messstellen, an denen biologische Qualitätskomponenten für das Klimamonitoring aufgenommen werden.</p> <p>LF 3: Kontinuierlich (Logger): Abfluss, Wassertemperatur Monatlich *: Sauerstoffgehalt, pH-Wert, elektr. Leitfähigkeit, Nährstoffe, BSB₅, Chlorid, TOC Messungen zu festgelegten Tageszeiten; insbesondere bei Parametern mit einer ausgeprägten Tagesperiodik (z.B. Temperatur)</p>

Tab. 24: Fortsetzung

<p>Fische Kapitel 4.1.2</p>	<p>LF 1: Erfassung der gesamten Gemeinschaft; Metriks: Fischregionsindex (FRI), Dominanzen (gesamt und 0+): Äsche, Bachforelle, Elritze, Koppe; Bitterling, Blaubandbärbling, invasive Grundelarten</p> <p>LF 2: Referenzstellen bei gleichzeitig stärkerer Berücksichtigung meta- bis hyporhithraler Abschnitte als bei den anderen biologischen Qualitätskomponenten</p> <p>LF 3: WRRM-Methode mindestens 2x alle 6 Jahre zu verschiedenen Jahreszeiten; Jährliche Aufnahmen mittels Point-Abundance-Befischungen*. Statistische Absicherung durch zwei Befischungen in aufeinanderfolgenden Monaten; durch Präxistests zu überprüfen (u.a. auch hinsichtlich des Zeitraumes der Befischungen).</p>
<p>Makrophyten Kapitel 4.1.3</p>	<p>LF 1: Erfassung der gesamten Gemeinschaft (siehe Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands), Aufnahme inklusive Gesamt-Deckung/-Abundanz, Metriks: Veränderung der Artzusammensetzung im Hinblick auf Höhenangaben und Temperaturzahl, Vorkommen thermophiler Neophyten und obligater Therophyten, Chorologie (Veränderung der Verbreitungsgebiete), Veränderung der Gesamtdeckung, Vorkommen von Helophyten, Amphiphyten und obligaten Hydrophyten*.</p> <p>LF 2: Klimarelevante und Referenzstellen (Rhithral und Potamal).</p> <p>LF 3: Jährliche Aufnahme (Juli bis September)*. Aufnahme nach WRRM-Methode plus Aufnahme der Gesamt-Deckung/-Abundanz. Bei Vorkommen von nicht etablierten, thermophilen Neophyten (z.B. <i>Vallisneria</i>), zusätzlich einmal jährlich in den Wintermonaten.</p>
<p>Makrozoobenthos Kapitel 4.1.4</p>	<p>LF 1: Erfassung der gesamten Gemeinschaft, nicht nur einzelne Taxa/Arten. Berechnung von Trait-basierten Metriks (z.B. Zonierungsindex, Rheoindex, Temperaturpräferenzindex)</p> <p>LF 2: Referenzmessstellen, mit Pegeldata hinterlegt; insbesondere Fließgewässer in relativ kleinen Einzugsgebieten (50 km² oder weniger).</p> <p>LF 3: Einmal jährlich* Erfassungsmethode nach Meier et al. (2006) zur Umsetzung der WRRM im vorgesehenen Zeitfenster, d.h. Bäche (EZG 10-100 km²) von Februar bis April und Flüsse (EZG 100-10.000 km²) von Mai bis Juli. Probenahmen in den Bächen und Flüssen der (Vor-) Alpen sind bevorzugt von Februar bis April durchzuführen. Für Baden-Württemberg kann sich wegen der bestehenden langen Zeitreihen eine Fortsetzung des Programmes Trendbiomonitoring anbieten.</p>

* Empfehlung basiert auf Expertenmeinung. Sie kann nicht anhand der in den Bundesländern vorhandenen Daten hergeleitet werden.

4.2.7 Anmerkungen zu Diatomeen und zum Phytoplankton

Diatomeen nehmen im Spektrum wissenschaftlicher Veröffentlichungen einen breiten Raum ein. Seit einigen Jahren gewinnt das Thema „Klimawandel“ zunehmend an Aufmerksamkeit. Die große Mehrheit der Artikel ist ausgerichtet auf die Ökologie von Seen. Vielfach geht es um die Rekonstruktion erdgeschichtlicher Klimaveränderungen aus der Zusammensetzung von Sedimenten. Verschiedene Autoren (Meeker & Stager 2002, Mixson 2008, Pienitz et al. 1995) bescheinigen den Diatomeen eine gute Indikationseigenschaft für Temperaturänderungen. Ein Autor (Anderson 2000) gibt jedoch zu bedenken, dass die Temperatursignale unter Umständen Artefakte eines veränderten Chemismus seien. Pienitz (1995) relativiert seine Aussagen insofern, als dass solche limitierenden Größen wie Licht und Nährstoffe den Zusammenhang zwischen Artvorkommen und Temperatur überprägen könnten. Insgesamt zeigt sich jedoch ein Bild, das die Diatomeen als sensibel für klimarelevante (Faktoren Temperatur, Niederschlag) beurteilt. Eine Einschätzung darüber, ob diese (seentypischen) Erkenntnisse auch auf Fließgewässer übertragbar sind, kann mangels entsprechender Veröffentlichungen nicht gegeben werden.

Das Phytoplankton wurde für den vorliegenden Bericht nicht berücksichtigt. Hinsichtlich der Eignung des Phytoplanktons zur Detektion klimabedingter Veränderungen sei auf zukünftige Seen-Projekte verwiesen.

5. Bewertung der Methoden und Konzepte sowie der verfügbaren Daten

5.1 Eignung zur Beschreibung bereits erfolgter klimabedingter Veränderungen

Die Beschreibung bereits erfolgter klimabedingter Veränderungen anhand der biologischen Qualitätskomponenten ist schwierig. Dies hängt damit zusammen, dass für Fische und Makrophyten bislang keine hinreichend langen Zeitreihen bestehen. Für das Makrozoobenthos existieren zwar Zeitreihen aus dem Monitoring der versauerten Bäche in RP und zu den Referenzmessstellen aus BY, jedoch haben beide Datensätze Limitierungen. Beim ersten Datensatz sind Trends durch die Versauerung der Gewässer und die damit einhergehende Verarmung der Biozöosen kaum identifizierbar. Der zweite Datensatz deckt einen zu kurzen Zeitraum ab, für den kein signifikanter Anstieg der Lufttemperaturen vorliegt. Gleiche Problematik liegt für den - in diesem Projekt nicht noch einmal ausgewerteten Datensatz - aus dem Trendbiomonitoring in Baden-Württemberg (vgl. LUBW 2011) vor. Selbst für die lange Zeitreihe vom Breitenbach konnten kaum klimabedingte Muster in der Biozönose identifiziert werden (Wagner et al. 2011, Marten 2012¹⁵).

¹⁵ Vortrag auf dem KLIWA-Workshop am 13.09.2012 in Mainz mit dem Titel: „Gewässerökologisches Klimawandel-Monitoring in Baden-Württemberg“.

Ähnliches gilt im Grunde auch für die abiotischen Faktoren (Kapitel 4.1.1). Zwar existieren für die abiotischen Faktoren längere Zeitreihen (siehe Jahresdatenkatalog aus BW), jedoch stellen sich hier auch folgende Probleme: Nur wenige der Messstellen sind anthropogen gering beeinträchtigt, so dass lediglich eine geringe Anzahl Messstellen zur Auswertung geeignet erschien. Darüber hinaus sind nur ganz wenige dieser Messstellen kontinuierlich über einen längeren Zeitraum untersucht worden. Für viele der Gewässer sind die Reihen lückenhaft, da sie nur in ausgewählten Jahren untersucht wurden. Zudem stellt sich bei den i. d. R. monatlichen Stichproben das Problem nicht ausreichender Standardisierung im Hinblick auf die Tageszeit der Datenaufnahme. Das gilt insbesondere für die von ausgeprägten Tagesgängen betroffenen Parameter (Temperatur, Sauerstoff, pH-Wert), die gleichzeitig auch starken saisonalen Schwankungen unterworfen sind und damit im direkten Wirkungsbereich klimabedingter Vorgänge stehen. Alle anderen Parameter sind weniger stark vom Zeitpunkt der Messung abhängig, werden aber wahrscheinlich auch in geringerem Maße vom Klimawandel beeinflusst oder über längere Zeiträume (z.B. Anreicherung des Grundwassers mit Nährstoffen in landwirtschaftlich geprägten Regionen). Eine Sonderrolle spielen die Pegeldata. Hier kann auf echte Langzeitreihen zugegriffen werden, die vielfach bis ins Jahr 1960 oder weiter zurückreichen. Ein Nachteil besteht allerdings in den enormen Schwankungen, denen die Abflüsse unterworfen sind. Trends sind damit nicht einfach zu entdecken.

5.2 Eignung zur Projektion künftiger gewässerökologischer Auswirkungen von Klimaänderungen

Zur Projektion klimabedingter Änderungen in Fließgewässerlebensgemeinschaften war laut Angebot die Entwicklung eines sogenannten Hybridmodells vorgesehen. Durch eine kritische Betrachtung sollte eruiert werden, in wie weit sich solche Hybridmodelle potenziell für die Projektion klimabedingter Änderungen in Fließgewässern Süddeutschlands eignen. Als Basis für die Kalibrierung und Validation des Modells wären jedoch „echte“ Langzeitdaten notwendig gewesen. „Echt“ bedeutet in diesem Zusammenhang, dass z.B. in den vergangenen 15 Jahren an einer hinreichend hohen Anzahl an Messstellen mindestens jährlich Daten aufgenommen worden wären. Daten dieser Qualität liegen jedoch kaum vor bzw. standen nicht zur Verfügung. Aus diesem Grund konnte die Entwicklung eines solchen Modellansatzes nicht realisiert werden.

5.3 Unsicherheiten der Methoden für die Wasserwirtschaft

Die Auswirkungen des Klimawandels auf die biologischen Qualitätskomponenten sind häufig von anderen Faktoren überlagert wie etwa natürliche Schwankungen, Arealerweiterung von Arten, anthropogene Veränderungen oder Veränderungen im Besiedlungspotenzial. Bei den Makrophyten kommen darüber hinaus Änderungen der Trophie hinzu.

Unsicherheiten bestehen des Weiteren in den Einstufungen einiger autökologischer Kenngrößen. So sind die Angaben zu den Zeigerwerten der Makrophyten (Düll 2010, Ellenberg et al. 1991, Hill et al. 2004, 2007, Landolt et al. 2010) teilweise sehr widersprüchlich, weisen unterschiedliche Skalen auf, sind nicht vollständig oder bedürfen einer grundlegenden Überarbeitung, da die Angaben vielfach nicht plausibel sind. Hierzu wären eine Datenauswertung des EG-WRRL-Monitorings und eine abschließende Plausibilisierung durch Experten notwendig. Für die meisten Arten erscheint daher eine Neueinstufung der Zeigerwerte erforderlich. Derzeit liegen noch keine Einstufungen von Makrophyten in Hinblick auf "obligate makrophytische Therophyten" und "Amphiphyten" vor. Sollten diese Kriterien (Metriks) für ein zukünftiges Monitoring herangezogen werden, bedarf es zuvor einer Einstufung der Taxa durch Experten.

Für das Makrozoobenthos liegen zwar Einstufungen hinsichtlich der Temperaturpräferenz vor, jedoch sind diese relativ grob (fünf Kategorien¹⁶) und es sind bislang nur EPT-Taxa und Dipteren mit Informationen hinterlegt (www.freshwaterecology.info). Eine Ergänzung entsprechender Infos für die übrigen Taxa wäre sinnvoll. Derzeit existieren noch keine hinreichend langen Zeitreihen, um beurteilen zu können, ob nicht auch andere Trait-basierte Metriks, klimabedingte Trends anzuzeigen vermögen (andere außer Zonierungs-, Rheo- und Temperaturpräferenzindex, siehe Tab. 11). Da sich die Mehrzahl der Trait-basierten Metriks ohnehin mit ASTERICS (derzeit in der Version 3.3.0) berechnen lässt, sollten die Metriks auch zukünftig mitberechnet und analysiert werden. Mit dem Vorliegen längerer Zeitreihen kann dann zukünftig noch einmal verifiziert werden, welche Metriks zusätzlich für ein Klimamonitoring geeignet sind.

5.4 Empfehlungen zur Komplettierung von Untersuchungsprogrammen hinsichtlich Messgrößen, Messfrequenzen, Standorten und Gewässertypen

Für die Makrophyten und das Makrozoobenthos beruhen die Empfehlungen zum Biomonitoring auf der Verwendung der standardisierten Verfahren PHYLIB und Perloides bzw. der ihnen zugrundeliegenden Erhebungsmethoden. Eine Notwendigkeit zur Ausweitung der Verfahren besteht für diese beiden Qualitätskomponenten hinsichtlich der Messfrequenzen. Die Erfassung sollte nach Möglichkeit mindestens einmal jährlich erfolgen. Für eine weitere Reduktion der Variabilität kann eine mehrfache Beprobung pro Jahr, wie es im Rahmen des Trendbiomonitorings in Baden-Württemberg durchgeführt wird (LUBW 2011), durchaus sinnvoll sein. Darüber hinaus bietet sich die Fortsetzung des Trendbiomonitorings in Baden-Württemberg an, da dort bereits jährliche Langzeitdatenreihen seit 1995 vorliegen. Für das Monitoring der Fische wird zusätzlich zum standardisierten Nachweisverfahren nach WRRL die Point-Abundance-Methode empfohlen. Aufnahmen nach dieser Methode sind derzeit nach WRRL nicht vorgesehen und würden somit eine Ergänzung - und dementsprechend ei-

¹⁶ Die fünf Kategorien: very cold (vco), cold (cod), moderate (mod), warm (war) und eurytherm (eut)

nen entsprechenden Mehraufwand im Vergleich zu den bestehenden Programmen - darstellen. Für alle Qualitätskomponenten gilt, dass die Aufnahmen zum Zwecke eines Klimamonitoring im Vergleich zu den derzeit bestehenden Programmen mit einer erhöhten Frequenz aufgenommen werden sollten. Für das Überblicksmonitoring sind Untersuchungsintervalle von 1x pro Jahr alle 3 (6) Jahren angesetzt, bzw. bei Fischen 2x alle 6 Jahre, zu verschiedenen Jahreszeiten (siehe Kapitel 2.2). Solch weite Intervalle werden jedoch als nicht hinreichend angesehen, um die Folgen langfristiger Klimatrends unter Berücksichtigung der mit den Verfahren einhergehenden Unsicherheiten (ökologisches Rauschen) eindeutig zu detektieren. Alle vorgeschlagenen biologischen Indizes sind mittels der aus den Standardmethoden gewonnenen Informationen berechenbar.

Die Empfehlungen hinsichtlich der Messung abiotischer Faktoren orientieren sich im Wesentlichen an dem Set der für das Überblicksmonitoring zu verwendenden Größen. Lediglich die ergänzende Messung von TOC in Baden-Württemberg geht über das aktuelle Untersuchungsprogramm hinaus (vgl. Tab. 1). Eine differenzierte Erfassung der Beschattung und der Globalstrahlung sind weitere wesentliche zusätzlich zu erfassende Größen. Bei der Messfrequenz zielen die Vorschläge auf ein mindestens vierwöchentliches Messintervall. Dieses Messintervall wird von den Ländern derzeit bereits realisiert, so dass diesbezüglich kein erhöhter Aufwand bestehen würde. Eine Ausnahme betrifft allerdings die Referenzgewässer in Bayern. Laut Messprogramm werden Referenzmessstellen in BY mit einer Frequenz von nur 6 Wochen untersucht (Tab. 1), wobei für das Klimamonitoring ein mindestens vierwöchiges Intervall vorgesehen ist und der Schwerpunkt auf Referenz- oder best of-Messstellen gelegt werden sollte.

Ein Aspekt, der bislang noch nicht thematisiert wurde, ist die Anzahl der Messstellen, die für ein zukünftiges Klimamonitoring eingerichtet werden sollte. Ein Vorschlag hierzu ist in der Tabelle 25 dargestellt. Da bestimmte Fließgewässertypen anthropogen sehr stark überlagert sind und kaum Referenz- oder best of-Messstellen aufweisen, die für ein Klimamonitoring als geeignet angesehen werden, wurden folgenden Fließgewässertypen für die Aufstellung nicht berücksichtigt: Typ 10: Kiesgeprägte Ströme, Typ 11: Organisch geprägte Bäche, Typ 12: Organisch geprägte Flüsse, Typ 19: Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern und Typ 21: Seeausflussgeprägte Fließgewässer. Im Hinblick auf die Übrigen in den südlichen Bundesländern vorkommenden Fließgewässertypen ist es sinnvoll, ergänzend Monitoringmessstellen in den Fließgewässertypen einzurichten, die als besonders klimasensitiv gelten (z.B. Fließgewässertypen 1.1, 5, 5.1 und für die Fische Typen 4, 9 und 9.1). Für die klimasensitiven Fließgewässertypen sind jeweils 5 Monitoringmessstellen vorgesehen. Die übrigen Fließgewässertypen (die Flüsse) gelten als weniger klimasensitiv. Dennoch können die Auswirkungen des Klimawandels auf deren Biozöosen derzeit noch nicht abgeschätzt werden. Aus diesem Grund erscheint es sinnvoll, Monitoringmessstellen auch in den Flüssen einzurichten, allerdings mit nur 3 Replikaten (Tab. 25). Für die Typen 1.1 und 1.2 sind keine Monitoringmessstellen für die Qualitätskomponente Makrophyten vorgesehen. Der Grund liegt in der, bezogen auf Makrophyten, natürlichen Artenarmut dieser Fließge-

wässertypen. In der Summe würden somit für jede Qualitätskomponente 56 (48) Messstellen eingerichtet werden.

Tab. 25: Anzahl und Verteilung der für die Fläche der 3 Bundesländer vorgeschlagenen Messstellen auf die Fließgewässertypen. Fett gekennzeichnet sind solche Kombinationen aus Fließgewässertyp und Qualitätskomponente, die - für den Fall, dass ein derart umfangreiches Monitoring aus praktischen und finanziellen Gründen nicht geleistet werden kann - eine nachrangige Bedeutung haben. Kursiv: Siehe Anmerkungen zu den Fischen unter Punkt 4.

Region	Gewässertyp	Anzahl Replikate		
		Fische ⁴	MP	MZB
Alpen	Typ 1.1	5 ¹	-	5 ¹
	Typ 1.2	3	-	3
Alpenvorland	Typ 2.1	5	5	5
	Typ 2.2	3	3	3
	Typ 3.1	5	5	5
	Typ 3.2	3	3	3
Mittelgebirge	Typ 4	5 ²	3	3
	Typ 5	5 ¹	5	5 ¹
	Typ 5.1	5	5	5
	Typ 6 und 6_K	5	5	5
	Typ 7	5	5	5
	Typ 9	5 ³	3	3
	Typ 9.1 und 9.1_K	5 ^{1,3}	3	3
	Typ 9.2	3	3	3
Summe		56	48	56

¹ Im Rahmen der Studie von Jähnig et al. 2010 als besonders klimasensitiv identifiziert.

² Auf Hinweis von Experten stärker berücksichtigt.

³ Im Rahmen der durchgeführten Recherchen als besonders relevant identifiziert.

⁴ Hinsichtlich der Verteilung der Messstellen bedarf es bei einer praktischen Umsetzung noch einer weitergehenden Detailüberprüfung durch Fischereiexperten. Weitere Anmerkungen zur Verteilung der Messstellen finden sich im Text zum Kapitel 5.4.

Für die Qualitätskomponente Fische ist die Verteilung der Messstellen auf die Fließgewässertypen nach WRRRL ebenfalls als Vorschlag zu verstehen (in Tab. 25 kursiv markiert). Dies

liegt darin begründet, dass insbesondere der Übergangsbereich zwischen Meta- und Hyporhithral bzw. Hyporhithral und Epipotamal interessant ist, unabhängig von der Einstufung in die Fließgewässertypen nach WRRL. Hinsichtlich der Verteilung der Messstellen bedarf es bei einer praktischen Umsetzung noch einer weitergehenden Detailüberprüfung durch Fischereiexperten. Die in Tab. 25 aufgeführten Empfehlungen zu Anzahl und Verteilung der Messstellen, gelten für die Fläche der drei Bundesländer Bayern, Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz. Für den Fall, dass ein Klimamonitoring räumlich auf andere Bundesländer ausgedehnt werden soll, wäre eine entsprechende Erhöhung der Anzahl an Messstellen wünschenswert.

6. Zusammenfassung

Im Rahmen der Studie „**Anforderungen an ein gewässerökologisches Klimamonitoring**“ wurde ein erstes Rahmenkonzept für ein Mess- und Auswertungssystem abgeleitet, welches die Detektion klimabedingter Änderungen in Fließgewässerökosystemen im süddeutschen Raum ermöglichen soll.

Zunächst wurden in einer umfangreichen Literaturstudie die bisherigen Strategien, Anforderungen und Ansätze zum fließgewässerökologischen Klimamonitoring zusammengetragen. Basierend auf den Ergebnissen der Literaturstudie wurden anschließend die **konzeptionellen Eckpunkte für ein künftiges gewässerökologisches Klimamonitoring** abgeleitet. Hier stehen insbesondere drei Leitfragen im Vordergrund: LF1: Was soll überwacht werden?, LF2: Wo soll überwacht werden? und LF3: Wann, wie oft und nach welchen Methoden soll überwacht werden? Ziel war es, ein potenzielles Set an abiotischen Parametern und biotischen Indizes zusammenzustellen, welches klimabedingte Veränderungen der Gewässertemperaturen, im Abflussverhalten sowie in der Gewässerqualität anzuzeigen vermag.

Diese konzeptionellen Eckpunkte wurden auf einem **Expertenworkshop** vorgestellt, mit einem erweiterten Expertenkreis diskutiert und zu einem empirisch abgeleiteten Rahmenkonzept vereint.

In einem weiteren Arbeitsschritt wurde das abgeleitete Rahmenkonzept anhand von **Beispieldatensätzen des süddeutschen Raums** getestet. Im Vordergrund stand hierbei die Validierung geeigneter klimarelevanter biotischer wie abiotischer Indikatoren inklusive der Frage nach einer geeigneten Messfrequenz. Insbesondere die Frage nach einer geeigneten Messfrequenz war jedoch anhand der in den süddeutschen Bundesländern vorliegenden Datensätzen nicht möglich.

Analyseergebnisse der Beispieldatensätze des süddeutschen Raums:

Die Analyse der abiotischen Kenngrößen verlief weitgehend ergebnislos. Statistisch abgesicherte Trends konnten nur in sehr wenigen Fällen nachgewiesen werden, so beispielsweise für das über die Jahre zunehmende Abflussmittel in den Wintermonaten an 5 von 14 Pegeln. Veränderungen, wenn auch nicht statistisch abgesichert, zeigten sich ebenfalls für die Abflüsse im Sommer, die im betrachteten Zeitraum an der Mehrzahl der Gewässer eine abnehmende Tendenz aufwiesen. Bezüglich der physikalisch-chemischen Parameter konnten aufgrund der inhomogenen Datenausstattung keine zielführenden Aussagen getroffen werden.

Hinsichtlich der **Fische** wird basierend auf den Analyseergebnissen ein Artenspektrum abgesteckt, das als Vorauswahl geeigneter Indikatorarten dienen kann. Jedoch sind die Ergebnisse nicht gut unterstützt, was auf die starke anthropogene Belastung zurückgeführt wird, welcher ein Großteil der Messstellen ausgesetzt ist.

Für die **Makrophyten** liefern die Analysen sowohl nachvollziehbare als auch unplausible Zusammenhänge. Aufgrund des geringen Gesamterklärungsanteils sind belastbare Aussagen zur Eignung oder Nichteignung von Metriks jedoch kaum möglich. Letzteres hängt mit der, für die Fragestellung nur bedingt geeigneten Datengrundlage zusammen, nicht aber mit einer mangelnden Eignung von Makrophyten für ein Klimamonitoring.

Beim **Makrozoobenthos** wurden Daten aus Referenzgewässern mit geringer anthropogener Hintergrundbelastung ausgewertet. Diese Daten decken den Zeitraum 1998 bis 2011 ab, stammen jedoch von insgesamt 22 Gewässern und stellen keine „echten“ Zeitreihe dar. In einem kumulativen Ansatz konnten zwar Trends in Metrikwerten detektiert werden, insbesondere im Zonierungsindex, Rheoindex und Temperaturpräferenzindex. Allerdings stellte sich im Zuge der weiteren Analysen heraus, dass durch den kumulativen Ansatz, bei dem unterschiedliche Messstellen zu einer (zeitlichen) Reihe vereint werden, vermeintliche Trends andere als klimabedingte Ursachen haben und durch die Auswahl der Probestellen und deren spezifische Kenngrößen für bspw. Höhenlage, Einzugsgebietsgröße und Abflussverhältnisse getrieben werden können. Da für den Zeitraum 1998 bis 2011 kein signifikanter Trend der Lufttemperaturen zu verzeichnen ist, steht der Trend in den Metriks nicht in Zusammenhang mit der Lufttemperatur. Es konnte gezeigt werden, dass die Metrikwerte mit dem Abfluss der Gewässer in Verbindung zu bringen sind. Darüber hinaus wurden Daten aus dem Versauerungsmonitoring in Rheinland-Pfalz ausgewertet. Trotz der Tatsache, dass für diese Daten bereits eine vergleichsweise lange Zeitreihe vorliegt (25 Jahre), kann nur die Empfehlung ausgesprochen werden, die entsprechenden Gewässer für ein Klimamonitoring nicht zu berücksichtigen. Aufgrund der niedrigen pH-Werte befindet sich in den Proben nur eine sehr geringe Anzahl an Taxa, die mit einer Instabilität der Metrikwerte einher geht und die Detektion von Trends deutlich erschwert.

Die Validierung des abgeleiteten Rahmenkonzeptes anhand von Daten war daher kaum möglich. Entsprechend basieren die im Folgenden formulierten Mindestanforderungen für ein künftiges Klimamonitoring neben Analyseergebnissen auch auf der Expertenmeinung der Gutachter/innen:

- Das Klimamonitoring sollte auf einen Zeitraum von **mindestens 30 Jahren** ausgelegt sein.
- Um überlagernde Effekte anderer Stressoren (z.B. Verschmutzung) zu vermeiden, sollten schwerpunktmäßig **Referenz- oder best of-Messstellen** für ein Klimamonitoring berücksichtigt werden.
- Das Untersuchungsprogramm sollte ein **konstantes Set an Messstellen** beinhalten, so wie z.B. beim Trendbiomonitoring in Baden-Württemberg berücksichtigt, d.h. keinen Wechsel von Jahr zu Jahr vorsehen.
- An **jeder Messstelle sollten sowohl die biologischen Qualitätskomponenten als auch die abiotischen Parameter** aufgenommen werden.

- Bei den **Erfassungsmethoden** der biotischen wie abiotischen Parameter sollte auf ein **hohes Maß an Standardisierung** geachtet werden. Dies betrifft z.B. bei der Messung bestimmter abiotischer Parameter die genaue Einhaltung der gleichen Tageszeit bei Parametern, die einer Tagesperiodik unterliegen oder, bei den biologischen Qualitätskomponenten, z.B. die strikte Einhaltung der vorgeschriebenen Beprobungszeitfenster.

Für die Überwachung werden folgende abiotische **Parameter** vorgeschlagen: Abfluss, Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert, elektr. Leitfähigkeit, Nährstoff, BSB₅, Chlorid und TOC. Abfluss und Wassertemperatur sind möglichst kontinuierlich zu messen. Sauerstoffgehalt, pH-Wert, elektr. Leitfähigkeit, Nährstoffe, BSB₅, Chlorid und TOC sind mindestens monatlich zu messen. Besonderes Augenmerk ist auf Veränderungen in der Beschattung der Gewässer zu richten (Probestelle und Einzugsgebiet). Die Möglichkeit der Einrichtung einer Globalstrahlungsmessung ist zu prüfen, um regionale Unterschiede in der Strahlungseinwirkung und daraus resultierenden Erwärmung der Gewässer künftig quantifizieren zu können.

Die **Erfassung der biologischen Qualitätskomponenten** sollte nach Möglichkeit mindestens **jährlich** erfolgen. Die **Erfassungsmethoden** entsprechen den Methoden, welche für die Umsetzung der WRRL eingesetzt werden. Für die Fische besteht eine ergänzende Empfehlung: Fische werden nach der zur Umsetzung der WRRL vorgesehenen Methode mindestens zweimal innerhalb von 6 Jahren zu verschiedenen Jahreszeiten erfasst. Zusätzlich sollten jährliche Point-Abundance-Befischungen durchgeführt werden. Zur optimalen statistischen Absicherung sollten hier zwei Befischungen in aufeinanderfolgenden Monaten (Zeitraum der Befischungen im Rahmen eines Praxistests zu überprüfen) durchgeführt werden. Die Anwendung von Point-Abundance-Befischungen ist durch Praxistests zu optimieren. Für das Makrozoobenthos würde sich in Baden-Württemberg wegen der bestehenden langen Zeitreihen eine Fortsetzung des Programmes Trendbiomonitoring anbieten, für Bayern die Fortführung des Monitorings der Referenzmessstellen.

Alle vorgeschlagenen biologischen Indizes sind mittels der aus den Erfassungsmethoden gewonnenen Informationen berechenbar.

Für die **Fische** ist die Erfassung der gesamten Gemeinschaft vorgesehen. Es werden der Fischregionsindex (FRI) sowie die Dominanz von Äsche, Bachforelle, Elritze, Koppe, Bitterling, Blaubandbärbling und invasive Grundelarten als Klima-indikativ eingestuft. Für die Fische sollten Messstellen insbesondere im Übergangsbereich zwischen Meta- und Hyporhithral eingerichtet werden, da sich klimabedingte Effekte auf die Fischbiozönosen in diesem Bereich am deutlichsten widerspiegeln sollten. Gleiches würde auch für den Übergangsbereich vom Hyporhithral zum Epipotamal gelten. Hier finden sich aber, im Vergleich zu Best-of-Stellen, weitere Einflussfaktoren, die die Detektion klimabedingter Veränderungen überlagern könnten. Bisher durchgeführte Studien zur Auswirkung des Klimawandels auf die Fischbiozönosen haben die Typen 4, 9 und 9.1 als vergleichsweise klimasensitiv identifiziert, weshalb diese Typen stärkere Berücksichtigung

finden sollten. Bei der Verteilung der Messstellen bedarf es in der praktischen Umsetzung jedoch noch einer weitergehenden Detailüberprüfung durch Fischereiexperten.

Bei den **Makrophyten** ist eine Erfassung der gesamten Gemeinschaft vorgesehen, inklusive Aufnahme der Gesamt-Deckung/-Abundanz. Mittels folgender Metriks lassen sich klimabedingte Trends detektieren: Veränderung der Artzusammensetzung im Hinblick auf Höhenangaben und Temperaturzahl, Vorkommen thermophiler Neophyten und obligater Therophyten, Chorologie (Veränderung der Verbreitungsgebiete), Veränderung der Gesamtdeckung, Vorkommen von Helophyten, Amphiphyten und obligaten Hydrophyten.

Für das **Makrozoobenthos** ist eine Erfassung der gesamten Gemeinschaft vorgesehen. Traitbasierte Metriks (z.B. Zonierungsindex, Rheoindex, Temperaturpräferenzindex) erscheinen potenziell geeignet, um klimabedingte Trends zu identifizieren. Es wird empfohlen, insbesondere Fließgewässer in relativ kleinen Einzugsgebieten (< 50 km²) zu untersuchen.

Die **Beschreibung bereits erfolgter klimabedingter Veränderungen** anhand der biologischen Qualitätskomponenten war nicht möglich. Dies hängt damit zusammen, dass für die biologischen Qualitätskomponenten bislang keine hinreichend langen Zeitreihen bestehen. Ähnliches gilt auch für die abiotischen Faktoren. Zwar existieren für die abiotischen Faktoren längere Zeitreihen (siehe Jahresdatenkatalog aus BW), jedoch stellt sich auch hier das Problem, dass die Zeitreihen in nach RaKon-Kriterien unbelasteter Gewässern in den wenigsten Fällen durchgängig sind. Das bedeutet, dass es Jahre gibt, aus denen für einzelne Messstellen keine Messwerte vorliegen. Zudem stellt sich hier das Problem einer nicht ausreichenden Standardisierung hinsichtlich der Tageszeit, zu der die Messungen erfolgten. Für die Pegeldata konnte auf echte Langzeitreihen zugegriffen werden, die vielfach bis ins Jahr 1960 oder weiter zurückreichen. Es wurden jedoch nur in 6 von 42 untersuchten Zeitreihen signifikante lineare Trends im Abfluss über maximal 49 Jahre festgestellt.

Unsicherheiten bei der Detektion von klimabedingten Trends bestehen vor allem darin, dass die Auswirkungen des Klimawandels auf die biologischen Qualitätskomponenten häufig von anderen Faktoren überlagert werden. Daher stammt auch die Empfehlung, ein Klimamonitoring vorzugsweise an Referenzmessstellen durchzuführen. Unsicherheiten bestehen des Weiteren in den Einstufungen einiger autökologischer Kenngrößen. So sollten beispielsweise die Angaben zu den Zeigerwerten der Makrophyten und die Temperaturpräferenz der Makrozoobenthos-Taxa überarbeitet und/oder ergänzt werden.

Die **Empfehlungen zum Biomonitoring** beruhen auf der Verwendung der standardisierten Verfahren PHYLIB und Perlodes bzw. der ihnen zugrundeliegenden Erhebungsmethoden. Für Baden-Württemberg kann aufgrund der langen Vorlaufzeiten der Methode Trendbiomonitoring die Fortführung dieses Programmes sinnvoll sein. Für die Fischfauna wird, ergänzend zur WRRL-Methode, die Verwendung von Point-Abundance-Befischungen empfohlen. Hinsichtlich der Anzahl der Messstellen, die für ein zukünftiges Klimamonitoring eingerichtet werden sollten, wurde folgende Empfehlung erstellt:

Es ist sinnvoll, verstärkt Monitoringstellen in den Fließgewässertypen einzurichten, die als besonders klimasensitiv gelten. Für die klimasensitiven Fließgewässertypen sind jeweils 5 Monitoringmessstellen (Replikate) vorgesehen.

Die Flüsse gelten als besonders durch Nutzungseffekte überprägt. Da der Kenntnisstand zur Klimasensitivität jedoch derzeit noch gering ist, sollten Monitoringmessstellen auch in den Flüssen eingerichtet werden, allerdings mit nur 3 Replikaten.

Für die Qualitätskomponente Fische bedarf es hinsichtlich der Verteilung der Messstellen bei einer praktischen Umsetzung noch einer weitergehenden Detailüberprüfung durch Fischereiexperten.

Um Klimaauswirkungen besser erkennen zu können, wird empfohlen, die Anzahl der Monitoringmessstellen zu erhöhen. Dies könnte z.B. durch die Einbindung weiterer Bundesländer geschehen.

Die Studie hat deutlich gezeigt, dass der derzeitige Kenntnisstand zu den Auswirkungen des Klimawandels auf Fließgewässerökosysteme noch einige Lücken aufweist. Ein wesentlicher Grund sind bislang unzureichende Datenreihen aus der wasserwirtschaftlichen Überwachung. Die Umsetzung des hier entwickelten Klimamonitoringkonzeptes stellt einen wichtigen Schritt bei der Schließung dieser Lücken dar.

7. Literatur

- Anderson, N. J. (2000). Diatoms, temperature and climate change. *European Journal of Phycology*, 35/4: 307-314.
- Arbeitskreis KLIWA (2008). Klimawandel in Süddeutschland. Monitoringbericht 2008: 24 S.
- Arbeitskreis KLIWA (2011). Klimawandel in Süddeutschland. Monitoringbericht 2011: 40 S.
- Arnell, N.W. & N.S. Reynard (1996). The effects of climate change due to global warming on river flows in Great Britain. *Journal of Hydrology*, 183: 397–424.
- Ayllón, D., A. Almodóvar, G.G. Nicola, I. Parra & B. Elvira, 2012. A new biological indicator to assess the ecological status of Mediterranean trout type streams. *Ecological Indicators* 20: 295–303.
- BAFU (2008). Koordinierte biologische Untersuchungen im Hochrhein 2006/07. Bundesamt für Umwelt, Schweizerische Eidgenossenschaft, Bern: 104 S.
- Baras, E. & J.C. Philippart (1999). Adaptive and evolutionary significance of a reproductive thermal threshold in *Barbus barbus*. *J. Fisch. Biol.*, 55/2: 354-375
- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (2003/2011). Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 1/03 und Fortschreibung, Stand: September 2011
- Becker, A., E. Blübaum-Gronau, B. von Danewitz, P. Diehl, K. Digel, V. Herbst, L. Höhne, L. Küchler, M. Marten & B. Rechenberg (2000). Einsatzmöglichkeiten des Biomonitorings zur Überwachung von Langzeit-Wirkungen in Gewässern. – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.), LAWA-Arbeitskreis 'Biomonitoring', Kulturbuch, Berlin: 44 S.
- Beede, A.B., A. Donlon, E. Douglas, S. Flint, D. Gould, W. Kimball, J. O'Leary, T. Purinton, P.S. Rees, H. Ricci, V. Roa & S. Woods (2011). River and Stream Monitoring to Detect and Address Climate Change: A recommended Strategy for watershed organizations and citizen groups in Massachusetts. Monitoring strategy for the conference "River Monitoring and Climate Change in Massachusetts: How citizen-based monitoring can help us understand and address the impacts of climate change on our rivers."
- Bierwagen, B., S. Julius, M. Barbour, J. Gerritsen, A. Hamilton & M. Paul (2012). Using Biological Monitoring to Detect Climate Change Effects: A Classification of Bioindicators. Power-Point Presentation als Download erhältlich unter: <http://www.slideserve.com/kaz/using-biological-monitoring-to-detect-climate-change-effects-a-classification-of-bioindicators>
- Boulton, A.J. (2003). Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. *Freshwater Biology*, 48: 1173–1185.
- Braukmann, U. & R. Biss (2004). Conceptual study – An improved method to assess acidification in German streams by using benthic macroinvertebrates. *Limnologica*, 34 (4): 433-450.
- Bultot, F., D. Gellens, M. Spreafico & B. Schädler (1992). Repercussions of a CO₂ doubling on the water balance - a case study in Switzerland. *Journal of Hydrology*, 137: 199-208.
- Buzby, K.M. & S.A. Perry (2000). Modeling the potential effects of climate change on leaf pack processing in central Appalachian streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(9): 1773-1783.
- Casper, S. J., H.-D. Krausch (1980/1981). Pteridophyta u. Anthophyta, 1. & 2. Teil, Süßwasserflora von Mitteleuropa, Bd. 23 & 24: 942 S., Gustav Fischer, Stuttgart/New York
- Clarke, R.T., A. Lorenz, L. Sandin, A. Schmidt-Kloiber, J. Strackbein, N.T. Kneebone & P. Haase (2006a). Effects of sampling and sub-sampling variation using the STARAQEM sampling protocol on the precision of macroinvertebrate Metriks. *Hydrobiologia*, 566: 441–459.

- Clarke, R.T., J. Davy-Bowker, L. Sandin, N. Friberg, R. Johnson & B. Bis (2006b). Estimates and comparisons of the effects of sampling variation using national macroinvertebrate sampling protocols on the precision of Metrics used to assess ecological status. *Hydrobiologia*, 566: 477–503.
- Cox, B.A. & P.G. Whitehead (2009). Impacts of climate change scenarios on dissolved oxygen in the River Thames, UK. *Hydrology Research*, 40/2-3: 138-152.
- DIN EN 15460 (2008-01). Wasserbeschaffenheit - Anleitung zur Erfassung von Makrophyten in Seen; Deutsche Fassung EN 15460:2007
- DIN EN 14184 (2004-02). Wasserbeschaffenheit - Anleitung für die Untersuchung aquatischer Makrophyten in Fließgewässern; Deutsche Fassung EN 14184: 2003
- Downes, B.J., L.A. Barmuta, P.G. Fairweather, D.P. Faith, M.J. Keough, P.S. Lake, B.D. Mapstone & G.P. Quinn (2002). *Monitoring Ecological Impacts. Concepts and Practice in Flowing Waters*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Düll, R. (2010). Autökologie der Moose Mitteleuropas (Florenelement, Gesamtverbreitung, Ökologischer Zeigerwert, Bioindikatoren (Hemerobiegrad und Toxizität) sowie Höhenverbreitung, Standort, Lebensform und Besiedlungstyp (life strategy): 289 S., http://duell.kilu.de/download/Autoekologie_der_Moose_07_Sept_2010.pdf
- Durance, I. & S.J. Ormerod (2007). Climate change effects on upland stream macroinvertebrates over a 25-year period. *Global Change Biology*, 13: 942-957.
- Deutscher Wetterdienst (DWD) (2013). Zeitreihen von Gebietsmitteln erhältlich unter: http://www.dwd.de/bvbw/appmanager/bvbw/dwdwwwDesktop?_nfpb=true&_pageLabel=_dwdwww_klima_umwelt_klimadaten_deutschland&T82002gsbDocumentPath=Navigation%2FOeffentlichkeit%2FKlima__Umwelt%2FKlimadaten%2FKlIdaten__kostenfrei%2Fdaten__gebietsmittel__node.html%3F__nnn%3Dtrue
- Ellenberg, H., H.E. Weber, R. Düll, V. Wirth, W. Werner & D. Paulissen (1991). Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica*, 18: 1-248.
- Elliot, J.M. (1981): Some aspects of thermal stress in freshwater teleosts. In: *Stress and Fish*, Pickering, A.D. (ed.). Academic Press, London and New York: 209 - 245.
- Evans, C.D., D.M. Cooper, D.T. Montheith, R.C. Helliwell, P. Moldan, J. Hall, E.C. Rowe & B.J. Cosby (2010). Linking monitoring and modelling: can long-term datasets be used more effectively as a basis for large-scale prediction? *Biogeochemistry*, 101: 211-227.
- Fischer, M.A., K. Oswald & W. Adler (2008). *Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol*, 3. Auflage: 1392 S., Land Oberösterreich, Biologiezentrum der OÖ Landesmuseen, Linz
- Fobert, E., M.G. Fox, M. Ridgway & G.H. Copp (2011). Heated competition: how climate change will affect non-native pumpkinseed *Lepomis gibbosus* and native perch *Perca fluviatilis* interactions in the UK. *Journal of Fish Biology* 79/6: 1592-1607.
- Frahm, J. P. & W. Frey (2004). *Moosflora*, 4., erweiterte Auflage: 538 S., Ulmer/UTB, Stuttgart
- Früh, D., S. Stoll & P. Haase (2012). Physicochemical and morphological degradation of stream and river habitats increases invasion risk. *Biological Invasions*. DOI 10.1007/s10530-012-0226-9.
- Gibson, C.A., J.L. Meyer, N.L. Poff, L.E. Hay & A. Georgakakos (2005). Flow Regime Alterations under Changing Climate in two River Basins: Implications for Freshwater Ecosystems. *River Research and Applications*, 21: 849-864.

- Gregory, J.S., S.S. Beesley & R.W. Van Kirk (2000). Effect of springtime water temperature in the time of emergence and size of *Pteronarcys californica* in the Henry's Fork catchment USA. *Freshwater Biology*, 45: 75–83.
- Gutfleisch, M. & M. Marten (2006). Bewertung der Veränderung der Wasserpflanzenflora der Alb im Verlauf der letzten 3 Jahrzehnte nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie - Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2006 (Dresden), Werder 2007: 327-331.
- Hamilton, A.T., M.T. Barbour & B.G. Bierwagen (2010). Implications of global change for the maintenance of water quality and ecological integrity in the context of current water laws and environmental policies. *Hydrobiologia*, 657: 263-278.
- Harper, M.P. & B.L. Peckarsky (2006). Emergence cues of a mayfly in a high-altitude stream ecosystem: potential response to climate change. *Ecological Applications*, 16: 612–621.
- Hauer, F.R., J.S. Baron, D.H. Campbell, K.D. Fausch, S.W. Hostetler, G.H. Leavesley, P.R. Leavitt, D.M. McNight & J.A. Stanford (1997). Assessment of climate change and freshwater ecosystems of the Rocky mountains, USA and Canada. *Hydrological Processes*, 11: 903–924.
- Hennegriff, W., J. Ihringer & V. Kolokotronis (2008). Prognose von Auswirkungen des Klimawandels auf die Niedrigwasserverhältnisse in Baden-Württemberg. *Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 6(1): 309-314.
- Herzig, A. & H. Winkler (1985). Der Einfluss der Temperatur auf die embryonale Entwicklung der Cypriniden. *Österreichs Fischerei* 38/7: 182-196.
- Hicks, B.B. & T.G. Brydges (1994). A strategy for integrated monitoring. *Environmental Management*, 18 (1): 1–12.
- Hill, M.O., C.D. Preston & D.B. Roy (2004). *Plantatt, Attributes of British and Irish Plants: Status, Size, Life History, Geography and Habitats*. Biological Records Centre. NERC Centre for Ecology & Hydrology, Cambridgeshire, ISBN 870393740
- Hill, M.O., C.D. Preston, S.D.S. Bosanquet & D.B. Roy (2007). *Byoatt, Attributes of British and Irish Mosses, Liverworts and Hornworts. With Information on Native Status, Size, Life Form, Life History, Geography and Habitat*. NERC Centre for Ecology & Hydrology and Countryside Council for Wales, ISBN 978-1-85531-236-4
- Hogg, I.D. & D.D. Williams (1996). Response of stream invertebrates to a global-warming thermal regime: an ecosystem-level manipulation. *Ecology*, 77: 395–407.
- Hussner, A., K. van de Weyer, E. Gross & S. Hilt (2010). Eine Übersicht über die aquatischen Neophyten in Deutschland – Etablierung, Auswirkungen und Managementperspektiven. *Handbuch Angewandte Limnologie – 27. Erg. Lfg. 4/10*: 1-27
- IKSR (2011): Rheinmessprogramm Biologie 2012/2013 - Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten / Phytobenthos, Makrozoobenthos, Fische (unveröffentlicht).
- IKSR (2013): Aktueller Kenntnisstand über mögliche Auswirkungen von Änderungen des Abflussschehens und der Wassertemperatur auf das Ökosystem Rhein und mögliche Handlungsperspektiven. IKSR-Bericht 204. www.ikrs.org.
- Jähmig, S., M. Gies, D. Hering, S. Domisch, D. Früh, M. Westermann & P. Haase (2010). Einfluss des Klimawandels auf die Fließgewässerqualität – Literaturlauswertung und erste Vulnerabilitätseinschätzung. Bericht für das Kooperationsvorhaben KLIWA: "Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft".

- Jarvie, H.P., A. J. Wade, D. Butterfield, P.G. Whitehead, C.I. Tindall, W.A. Virtue, W. Dryburgh & A. McGraw (2002). Modelling nitrogen dynamics and distributions in the River Tweed, Scotland: an application of the INCA model. *Hydrology and Earth Systems Sciences*, 6: 433-453.
- Jensen, A.J., T. Forseth & B.O. Johnsen (2000). Latitudinal Variation in Growth of Young Brown Trout *Salmo trutta*. *Journal of Animal Ecology* 69, 1010-1020.
- KLIWA (2011): Langzeitverhalten von Grundwasserständen, Quellschüttungen und grundwasserbüti- gen Abflüssen in Baden-Württemberg, Bayern und Rheinland-Pfalz. KLIWA-Berichte, Heft 16, 148 S.
- Klotz, S. & I. Kühn (2007). Modellierung der Auswirkungen des Klimawandels auf die Flora Deutsch- lands. *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, 46: 49-56
- Korte T. & M. Sommerhäuser (2011). Anforderungen des Klimawandels an die Gewässerökologie. PowerPoint Präsentation.
- Kraiem, M. & E. Pattee (1980). La tolérance a la température et au déficit en oxygène chez le Barbeau (*Barbus barbus* L.) et d'autres espèces provenant des zones piscicoles voisines. *Arch. Hydro- biol.*, 88(2): 250-261
- Krause, W. (1997). Charales (Charophyceae). Süßwasserflora von Mitteleuropa 18: 202 S., G. Fischer, Jena/Stuttgart/Lübeck/Ulm
- Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) (Hrsg.) (2011). Trendbiomonitoring - Biozönotisches Langzeit-Monitoring in Fließgewässern Baden- Württembergs. Erhältlich als Download unter: <http://www.fachdokumente.lubw.baden- wuerttem- berg.de/servlet/is/101750/?COMMAND=DisplayBericht&FIS=91063&OBJECT=101750&MOD E=METADATA>
- Landolt, E. et al. (2010). Flora indicativa, Ökologische und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen: 376 S., Haupt, Bern, Stuttgart, Wien
- LANUV NRW (2008). Fortschreibung des Bewertungsverfahrens für Makrophyten in Fließgewässern in Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EG-Wasser-Rahmen-Richtlinie. LANUV Ar- beitsblatt 3: 78 S. & Anhang, Recklinghausen.
www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/arbeitsblatt/arbla3/arbla3start.html
- LAWA-AO (2006a). RaKon Monitoring Teil B. Arbeitspapier I: Gewässertypen / Referenzbedingungen / Klassengrenzen (Entwurf): 28 S.
- LAWA-AO (2006b). RaKon Monitoring Teil B. Arbeitspapier III: Untersuchungsverfahren für biologi- sche Qualitätskomponenten (Entwurf): 78 S.
- LAWA-AO (2007). RaKon Monitoring Teil B. Arbeitspapier II: Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Komponenten: 13 S.
- Lee, H., D.A. Reusser, J.D. Olden, S.S. Smith, J. Graham, V. Burkett, J.S. Dukes, R.J. Piorkowski & J. McPhedran (2008). Integrated monitoring and information systems for managing aquatic in- vasive species in a changing climate. *Conservation Biology*, 22: 575–584.
- Logez, M. (2010). Traits fonctionnels, variabilité environnementale et bioindication: les communau- tés piscicoles des cours d'eau européens. *Ecole Doctorale*: 118 pp.
- LUWG (2011). Gewässerzustandsbericht 2010. Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Ge- werbeaufsicht Rheinland-Pfalz, Mainz: 221 S.

- MacRitchie, S. (2011). Assessment of Water Monitoring Networks for Climate Change. PowerPoint Präsentation, February 9, 2011.
- Marten, M. (2001): Environmental Monitoring in Baden-Württemberg with special reference to bio-coenotic trend-monitoring of macrozoobenthos in rivers and methodical requirements for evaluation of long-term biocoenotic changes. – *Aquatic Ecology* 35: 159-171.
- Marten, M. (2005). Bewertung von Makrozoobenthos-Befunden aus unterschiedlichen Aufsammlungsverfahren mit dem AQEM European Stream Assessment Programm. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V. (2006), Tagungsbericht 2005: 420-424.
- Marten, M. (2009). Diversität und Variabilität des Makrozoobenthos und der indizierten ökologischen Bewertung am Beispiel langjähriger Untersuchungen in Fließgewässern Baden-Württembergs. - Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2009 (Oldenburg), *Hardeggen* 2010: 245-250.
- Marten, M. (2010). Makrozoobenthos und Klimawandel – reichen unsere Monitoringsysteme aus? - Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), *Hardeggen* 2011: 375-380.
- Marten, M. (2012). Gewässerökologisches Klimawandel-Monitoring in Baden-Württemberg – Langzeitmonitoring mit Makrozoobenthos. Deutsche Gesellschaft für Limnologie e. V., Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2010 (Bayreuth), *Hardeggen* 2012: 267-272.
- Mazor R.D., A.H. Purcell & V.H. Resh (2009). Long-Term Variability in Bioassessments: A Twenty-Year Study from Two Northern California Streams. *Environmental Management*, 43: 1269–1286.
- McKee, D. & D. Atkinson (2000). The influence of climate change scenarios on populations of the mayfly *Cloeon dipterum*. *Hydrobiologia*, 441: 55-62.
- Meeker, C. & C. Stager (2002). Diatoms and climate change – The use of diatom analysis in reconstructing Late Holocene climate for Kigoma Region, Tanzania. Nyanza Project Annual Report.
- Meier, C., P. Haase, P. Rolaufts, K. Schindehütte, F. Schöll, A. Sundermann & D. Hering (2006). Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung - Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Als Download erhältlich unter www.fliessgewaesserbewertung.de
- Meusel, H. et al. (1965-1992). Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora, 3 Bände, Fischer, Jena.
- Mixson, S. (2008). The effects of temperature on diatom species richness and diversity in a streams lab facility from the Maple River of Northern Michigan (unveröffentlichter Bericht).
- Monschau-Dudenhausen, K. (1992). Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren in Fließgewässern, dargestellt am Beispiel der Schwarzwaldflüsse Nagold und Alb. – In: LFU (Hrsg.): Beih. Veröff. Naturschutz u. Landschaftspflege Bad.-Württ. 28, Karlsruhe: 1-118.
- Mosbrugger, V., G. Brasseur, M. Schaller & B. Stribny (2012). Klimawandel und Biodiversität – Folgen für Deutschland. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.
- Mulholland, P.J., G.R. Best, C.C. Coutant, G.M. Hornberger, J.L. Meyer, P.J. Robinson, J.R. Stenberg, R.E. Turner, F. Vera-Herrera & R.G. Wetzel (1997). Effects of climate change on freshwater ecosystems of the south-eastern United States and the Gulf Coast of Mexico. *Hydrological Processes*, 11: 949-970.
- Müller, R. (1997). Vorlesungsskript Fischkunde der Schweiz 1997/8.
- Nebel, M. & G. Philippi (2000/2001). Die Moose Baden-Württembergs, 2 Bände, Ulmer

- Oberdorfer, E. (2001). Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Deutschland und angrenzende Gebiete, 8. Aufl., Ulmer, Stuttgart (Hohenheim)
- Orendt, C., C. Schmitt, C. van Liefferinge, G. Wolfram & E. de Deckere (2010). Include or exclude? A review on the role and suitability of aquatic invertebrate neozoa as indicators in biological assessment with special respect to fresh and brackish European waters. *Biological Invasions*, 12: 265-283.
- Patrick, R. (1971). The effects of increasing light and temperature on the structure of diatom communities. *Limnology and Oceanography*, 16(2): 405-421.
- Penaz, M., M. Prokes, J. Kouril & J. Hamackova (1989). Influence of water temperature on the early development and growth of the tench, *Tinca tinca*. *Folia Zoologica*, 38: 275-287.
- Persat, H. & E. Pattee (1981). The growth rate of young grayling in some French rivers. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 21: 1270-1275.
- Pienitz, R., J.P. Smol & J.B. Birks (1995). Assessment of freshwater diatoms as quantitative indicators of past climatic change in the Yukon and Northwest Territories, Canada. *Journal of Paleolimnology*, 13: 21-49.
- Prato, T. (2008). Conceptual framework for assessment and management of ecosystem impacts of climate change. *Ecological Complexity*, 5: 329-338.
- Reinartz, R. (2007). Auswirkungen der Gewässererwärmung auf die Physiologie und Ökologie der Süßwasserfische Bayerns. Literaturstudie im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt, Referat 57 (Gewässerökologie): 122 S.
- Rothmaler, W. (2011). Exkursionsflora von Deutschland, Bd. 4: 944 S., 20. Auflage, hrsg. von E. J. Jäger. Springer
- Saarinen, T.S. & B. Klove (2012). Past and future seasonal variation in pH and metal concentrations in runoff from river basins on acid sulphate soils in Western Finland. *Journal of Environmental Science and Health, Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 47: 1614-1625.
- Schaumburg, J., C. Schranz, D. Stelzer, A. Vogel & A. Gutowski (2011). Weiterentwicklung biologischer Untersuchungsverfahren zur kohärenten Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie Teilvorhaben Makrophyten & Phytobenthos, Endbericht, Auftraggeber: Umweltbundesamt (FKZ 3707 28 201)
- Schaumburg, J., C. Schranz, D. Stelzer, A. Vogel & A. Gutowski (2012). Verfahrensanleitung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos - Phylib, Stand Januar 2012, http://www.lfu.bayern.de/wasser/gewaesserqualitaet_seen/phylib_deutsch/verfahrensanleitung/doc/verfahrensanleitung_fg.pdf
- Schmidt, D., K. van de Weyer, W. Krause, L. Kies, A. Garniel, U. Geissler, A. Gutowski, R. Samietz, W. Schütz, H.-C. Vahle, M. Vöge, P. Wolff & A. Melzer (1996). Rote Liste der Armleuchteralgen (Charophyceae) Deutschlands. – *Schriftenr. Vegetationsk.*, 28: 547-576
- Schubert, M.C. (2010). Einfluss standorttypischer abiotischer Faktoren auf die Brut ausgewählter rheophiler Fischarten. Dissertation: 199 S., München
- Sebald, O., S. Seybold, G. Philippi & A. Wörz (1990-1998). Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs, 8 Bände, Ulmer
- Sponseller, R.A., E.F. Benfield & H.M. Valett (2001). Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology*, 46: 1409-1424.

- Sundermann, A., M. Gerhardt, H. Kappes & P. Haase (2013). Stressor prioritisation in riverine ecosystems: Which environmental factors shape benthic invertebrate assemblage metrics? *Ecological Indicators*, 27: 83–96.
- Sundermann, A., S.U. Pauls, R.T. Clarke & P. Haase (2008). Within-stream variability of benthic invertebrate samples and EU Water Framework Directive assessment results. *Fundamental and Applied Limnology - Archiv für Hydrobiologie*, 173: 21–34.
- U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA) (2008). Climate change effects on stream and river biological indicators: A preliminary analysis. Global Change Research Program, National Center for Environmental Assessment, Washington, DC; EPA/600/R-07/085. Available from the National Technical Information Service, Springfield, VA, and online at <http://www.epa.gov/ncea>.
- Wagner, R., J. Marxsen, P. Zwick & E.J. Cox (Hrsg.) (2011). *Central European Stream Ecosystems: The Long Term Study of the Breitenbach*. Wiley-Blackwell. ISBN 978-3-527-32952-6
- Walter, G.-R., C.A. Burga & P.J. Edwards (2001). "Fingerprints" of Climate Change - adapted behaviour and shifting species ranges: 329 pp., New York/London
- Wehrly, K. E., L. Wang & M. Mitro (2007). Field based estimates of thermal tolerance limits for trout: incorporating exposure time and temperature fluctuation. *Trans. Am. Fisch. Soc.*, 136: 365-374.
- Whitehead, P., D. Butterfield & A. Wade (2008). Potential impacts of climate change on river water quality. Science Report – SC070043/SR1 als download erhältlich unter: <http://publications.environment-agency.gov.uk/PDF/SCHO0508BOCW-E-E.pdf>
- Whitehead, P.G., R.L. Wilby, R.W. Battarbee, M. Kernan & A.J. Wade (2009). A review of the potential impacts of climate change on surface water quality. *Hydrological Sciences Journal-Journal des Sciences Hydologiques*, 54: 101-123.

Anhang zum Bericht

A	Protokoll zum KLIWA-Expertenworkshop „Gewässerökologisches Klimamonitoring: Indikatoren und Konzeption“	95
A1	Hintergrund	95
A2	Vorträge und Statements	95
A2.1	Rahmenkonzept gewässerökologisches Klimamonitoring	95
A2.2	Vorstellung der weiteren Auswertung	97
A2.3	Eignung der Makrophyten für ein gewässerökologisches Klimamonitoring	98
A2.4	Möglichkeiten und Grenzen der Erhebung und Auswertung von Langzeitdaten	98
A2.5	Gewässerökologisches Monitoring – Bericht aus dem Umweltbundesamt	99
A2.6	Gewässerökologisches Klimawandel-Monitoring in Baden-Württemberg	100
A3	Arbeitsgruppen	101
A3.1	Gruppe „Eignung von Indikatoren“	101
A3.2	Gruppe „Anforderungen an ein Klimamonitoring“	101
A4	Diskussion der Ergebnisse der Arbeitsgruppen	102
B	Ergänzung zu Kapitel 4.1.4.1: Auswertung der Daten von Referenzmessstellen	103
B1	Grafische Darstellung einfach linearer Zusammenhänge zwischen Metrik-Ergebnissen und Untersuchungsjahr	103
B2	Weitere im Bericht nicht explizit dargestellte Ergebnisse aus der Berechnung multipler linearer Modelle zur Überprüfung des Einflusses von Untersuchungsjahr und Abfluss auf Metrik-Werte	106

Anhang A - Protokoll zum KLIWA-Expertenworkshop „Gewässerökologisches Klimamonitoring: Indikatoren und Konzeption“

13.09.2012, 10-16 Uhr

Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten, Kaiser-Friedrich-Straße 1, 55116 Mainz

A1 Hintergrund

Im Rahmen des Kooperationsvorhabens KLIWA „Anforderungen an ein gewässerökologisches Klimamonitoring“ fand am 13.09.2012 in Mainz ein Expertenworkshop statt. Die Ergebnisse des Expertenworkshops lassen sich wie folgt zusammenfassen:

A2 Vorträge und Statements

A2.1 Vortrag: Rahmenkonzept gewässerökologisches Klimamonitoring

Dr. Andrea Sundermann, Senckenberg

Im Rahmen des Vortrags werden die Inhalte des Ersten Rahmenkonzeptes für ein gewässerökologisches Klimamonitoring vorgestellt. Hierbei spielen die drei folgenden Leitfragen eine zentrale Rolle:

LF1: Was soll überwacht werden?

LF2: Wo soll überwacht werden?

LF3: Wann und wie oft soll überwacht werden?

Unter **LF1: Was soll überwacht werden?** wurden die im Folgenden aufgeführten abiotischen Parameter für ein Klimamonitoring als potenziell geeignet ausgewählt (die Reihenfolge ist hierbei willkürlich). Die Auswahl der Parameter richtete sich hierbei nach folgenden Kriterien: (a) Es sind Parameter, die in der gesichteten Literatur besonders häufig Erwähnung fanden, (b) es sind Parameter, die nach Erfahrung der Projektbearbeiter als besonders sinnvoll erscheinen, und zudem handelt es sich um solche Parameter, die (c) oftmals bereits im Rahmen der Monitoringprogramme der KLIWA-Länder Berücksichtigung finden.

- Luft-Temperatur
- Wasser-Temperatur
- Niederschlag (Niederschlagsmenge, Anzahl der Tage mit Regen, Intensität und Dauer der Regenereignisse)
- Abfluss (Frequenz, Anzahl und Dauer von Niedrig- und Hochwasserereignissen)
- pH-Wert
- Sauerstoffgehalt

- BSB5
- Nährstoffe (Ammonium, Nitrat, Phosphat)
- Leitfähigkeit
- Chlorid
- Total Organic Carbon (TOC)

Als Indikatoren für temperaturbedingte Veränderungen werden in der Literatur oftmals die Folgenden genannt:

- Anteil kaltstenothermer Taxa/Individuen in Bachoberläufen
- Anteil toleranter, thermophiler Taxa/Individuen in Unterläufen
- Verhältnis kaltstenothermer zu warmstenothermen/euryöken Taxa
- Artenvielfalt in natürlicher Weise eher artenarmen, kühlen und nährstoffarmen Oberläufen
- Anteil invasiver Taxa/Individuen
- Wachstumsraten (z.B. bei Forellen)*
- Fekundität (z.B. nachgewiesen für z.B. Plecoptera und Amphipoda)*
- Zeitraum des Abblanchens (z.B. bei Forellen)*
- Emergenzzeitraum der Insekten*
- Fortpflanzungszeitraum hololimnischer Taxa*
- Geschlechterverhältnis (z.B. bei einigen Trichoptera)*
- Anzahl der Generationen (z.B. bei Amphipoda)*

Als Indikatoren für abflussbedingte Veränderungen kommen ggf. die Folgenden in Frage:

- Anteil rheophiler Taxa/Individuen
- Anteil Zerkleinerer
- Reproduktionserfolg herbstlaichender Fische*

Als Indikatoren für klimabedingte Veränderungen der Wasserqualität werden die Folgenden vorgestellt:

- Saprobienindex
- Anteil/Zusammensetzung der Weidegänger
- Anteil invasiver Taxa/Individuen
- Anzahl der EPT-Taxa (Eintags-, Stein-, und Köcherfliegen)
- Säurezustandsklasse

Die Indizes, die nicht weiter markiert sind, lassen sich z.T. sowohl für die Qualitätskomponente Fische als auch für das Makrozoobenthos berechnen und erfordern keine anderen Aufnahmeverfahren als die standardisierten Methoden, die für die Umsetzung der WRRL

zum Einsatz kommen. Für das Monitoring der mit einem Sternchen (*) markierten Indikatoren reichen die Methoden zur Umsetzung der WRRL jedoch nicht aus.

Hinsichtlich der **LF2: Wo soll überwacht werden?** werden folgende Punkte aufgeführt:

Alle FG-Typengruppen sollen berücksichtigt werden, aber nicht gleichmäßig:

- Schwerpunkt auf kleine Fließgewässer (z.B. FG-Typen 1.1, 4, 5 und 5.1), da diese als besonders vulnerabel gelten und sich hier der Effekt der Potamalisierung (Verschiebung in den Verhältnissen von kaltstenothermen zu warmstenothermen/euryöken Taxa) wahrscheinlich am stärksten zeigen wird
- mündungsnahen Messstellen von Zuflüssen zu Rhein, Main und Donau, da hier Verschiebungen im Anteil invasiver Taxa/Individuen eventuell am deutlichsten sein werden

Unter den ausgewählten Messstellen für ein Klimamonitoring sollen sich möglichst >50% unbeeinflusste Fließgewässer befinden. So werden klimabedingte Muster nicht von anderen anthropogenen Einflüssen überlagert.

Für die Auswahl der Messstellen sollen die bestehenden Monitoringprogramme (Meier et al. 2006 (Umsetzung der WRRL), Trendmonitoring BW, Versauerungsmonitoring RP) berücksichtigt werden.

Zur Frage, **LF3: Wann und wie oft soll überwacht werden?** wird zwischen abiotischen Parametern und biotischen Indizes unterschieden:

Abiotische Parameter:

- Wassertemperatur: fortlaufend (Logger)
- Nährstoffparameter: 2-wöchentliche Frequenz

Indizes, die anhand von WRRL-Befundlisten berechnet werden können:

- Messfrequenz von 3 Jahren wahrscheinlich nicht ausreichend

Indizes, die nicht anhand von WRRL-Befundlisten berechnet werden können:

- Methoden, Zeitpunkt und Frequenz noch zu prüfen

A2.2 Vortrag: Vorstellung der weiteren Auswertung - Exemplarische Analysen mit Daten der Landesuntersuchungsprogramme

Dr. Sonja Stendera, Univ. Duisburg-Essen

Im weiteren Verlauf des Projektes sind exemplarische Analysen basierend auf den Daten der BL geplant. In diesem Rahmen soll u.a. Folgendes getestet werden

1. Hypothesenbasierte retropektivische Analyse real aufgetretener Veränderungen durch Nutzung von Langzeitdaten

Es soll u.a. getestet werden, ob Indikatoren einer groben Erfassungsfrequenz standhalten durch schrittweise Entfernung von Monats-/Jahresreihen (sub-sampling). Dies ist relevant für die Einbindung bereits bestehender Monitoringprogramme mit mehrjährigen Untersuchungsrythmen (z.B. WRRL).

Im Rahmen eines Modellierungsansatzes sollen Art-Arealmodelle aus realen Funddaten der Langzeitdatenreihen berechnet werden. Dieser Ansatz ermöglicht zuverlässige Projektionen.

2. Formulierung der Mindestanforderungen

Es sollen Mindestanforderungen hinsichtlich der folgenden Kategorien formuliert werden: Taxa/Taxagruppen, Metriks/traits, abiotische Überwachungsparameter, Monitoringmethoden, Messfrequenz Abiotik und Biotik. Darüber hinaus werden Anforderungskriterien formuliert für ein zukünftiges Messnetz unter Berücksichtigung relevanter Gewässertypen, naturnaher und beeinträchtigter Gewässerabschnitte, vorhandener Messstellen (KLIWA-Länder) und statistischer Anforderungen zur langfristigen Trenddetektion.

A2.3 Vortrag: Eignung der Makrophyten für ein gewässerökologisches Klimamonitoring

Dr. Klaus van de Weyer, lanaplan GbR

Im Rahmen des Vortrags wurde auf die Schwierigkeit hingewiesen, dass die Auswirkungen des Klimawandels auf Makrophyten in Fließgewässern häufig von anderen Faktoren überlagert wird, wie z.B. natürliche Schwankungen der Makrophyten, Arealerweiterung, Trophie, anthropogene Veränderungen, Veränderungen des Besiedlungspotenzials. Folgende Fragen wurden im Vortrag thematisiert:

Was soll überwacht werden: Monitoring gemäß PHYLIB bzw. DIN 14184 incl. Gesamtdeckung

Wo soll überwacht werden: Klimarelevante und Referenzstellen (Rhithral und Potamal)

Wann und wie oft soll überwacht werden: jährliche Untersuchungen, bei Neophyten (thermophil, nicht etabliert): zusätzlich einmal jährlich im Winter

Welche Kriterien (Metriks) eignen sich im Hinblick auf die Auswertung von Daten: Gesamt-Abundanz, Verbreitungsgebiete, Höhenangaben (m) [Literatur], Thermophile Neophyten [Literatur], Temperaturzahl (Zeigerwerte) [Datenauswertung und Experten-Einstufung], Obligate Therophyten [Experten-Einstufung], Amphiphyten [Experten-Einstufung], Hydrophyten ohne Amphiphyten. Hinsichtlich der Kriterien (Metriks): Temperaturzahl, Obligate Therophyten und Amphiphyten liegt derzeit noch keine Einstufung der Taxa vor. Sollen diese Kriterien (Metriks) für ein zukünftiges Monitoring herangezogen werden, bedarf es zuvor noch einer Einstufung der Taxa durch Experten.

A2.4 Vortrag: Möglichkeiten und Grenzen der Erhebung und Auswertung von Langzeitdaten für ein Klimamonitoring

Prof. Dr. Rüdiger Wagner, Universität Kassel

Im Rahmen des Vortrags werden folgende Aspekte betont:

- Die Biozönose hat sich in 36 Jahren im Breitenbach nicht grundlegend geändert, es gibt große Schwankungen in der Emergenz-Abundanz einzelner Arten von Jahr zu Jahr oder über mehrere Jahre, biologische Interaktionen konnten ausgeschlossen werden.

- Temperaturänderungen an der Grenze der Signifikanz (siehe auch Folie 4, monatliche Maximaltemperaturen zeigt jahreszeitliche Variabilität, ein Langzeittrend ist nicht erkennbar!).
- Die Abflusssdynamik bestimmt über die Habitatgestaltung die Emergenzschwankungen, je nachdem, wann die Hochwasserwelle(n) im Jahresverlauf durchs Gewässer geht/gehen, werden mal die einen oder die anderen Arten betroffen. Ein Langzeittrend der Abflussverhältnisse ist nicht zu erkennen.
- Klimatische Veränderungen im terrestrischen Umfeld von Fließgewässern beeinflussen nicht nur die Temperatur des Wassers.
- Verändertes Niederschlags- und Abflussgeschehen verursachen Veränderungen im Wasserhaushalt von Einzugsgebieten.
- Eine Verlagerung von Niederschlägen in den Sommer führt zu einer schleichenden Austrocknung der Einzugsgebiete - trotz kaum veränderter Jahresniederschlagsmengen.
- Das Abflussgeschehen von Bächen und Flüssen bestimmt Zeitraum und Zeitdauer, in denen bestimmte Habitate im Gewässer zur Verfügung stehen. Dies prägt die zeitliche und räumliche Zusammensetzung von Biozönosen (z.B. K- und r-Strategen).
- Eine Erhöhung der Anzahl von Untersuchungsstellen (räumliche Dimension) ersetzt nicht die zeitliche Dimension in Datensätzen!
- Alleine ein Hochsetzen von Temperaturen in Laborexperimenten und Modellrechnungen ist zu wenig. Wassermenge und Autökologie (life cycles etc.) sind (ge)wichtiger.
- Misst man so wirklich was man zu messen beabsichtigt? Man sieht einen möglichen Zustand der Biozönose.
- Sind mehrjährige Untersuchungsintervalle zielführend? Kürzere Untersuchungsintervalle scheinen unerlässlich.
- Langzeitstudien müssen ihren Namen verdienen!

A2.5 Statement: Gewässerökologisches Monitoring – Bericht aus dem Umweltbundesamt

Dr. Andreas Hoffmann, Umweltbundesamt

Es wird über die im Zusammenhang stehenden Aktivitäten zur Deutschen Anpassungsstrategie (DAS) berichtet. Indikatoren zur DAS müssen:

- einen möglichst engen Bezug zum Thema Klimawirkungen und Anpassung haben und wissenschaftlich akzeptiert sein
- sowohl die Ursache-Wirkungsbezüge als auch die Zusammenhänge zu ergreifender Anpassungsmaßnahmen deutlich machen
- umsetzbar sein, d. h. sich auf der Grundlage verfügbarer Daten berechnen lassen
- das Wissen aller Ressorts bündeln und im Überblick darstellen

- Bezüge zu anderen Indikatorensystemen herstellen und
- Anknüpfungspunkte an die Berichterstattung auf EU- und Länderebene ermöglichen.

Fazit: Zu den Indikatoren im Bereich Gewässerökologie bestehen große Defizite hinsichtlich bundeseinheitlich verfügbarer, relevanter Datensätze. Es besteht demnach die Notwendigkeit zusätzlicher Datenerhebungen sowie ein Forschungsbedarf hinsichtlich Ursachen-Wirkungsbeziehungen.

A2.6 Statement: Gewässerökologisches Klimawandel-Monitoring in Baden-Württemberg

Dr. Michael Marten, LUBW

Im Vortrag wird auf das Trendmonitoring in BW und auf die Langzeituntersuchungen am Breitenach eingegangen.

- Die Langzeitdatenreihe der Jahresmittel Lufttemperaturen B.-W. zeigt einen Niveausprung zwischen den Jahren 1987 und 1988. Der Temperaturtrend seit 1988 liegt bei + 0,1 ° C, ist aber statistisch nicht signifikant von Null verschieden. Wenn es so weiter ginge, wären bis Ende 2100 + 0,4 ° C erreicht. Nach Wertelage der letzten 24 Jahre ist mit keinen großen biologischen Wirkungen zu rechnen.
- Veränderungen der Wassertemperaturen sind in Baden-Württemberg in beide Richtungen zu verzeichnen. Insbesondere Abkühlungen um bis zu 2,5 ° C (Neckar) sind auf Nutzungsänderungen zurückzuführen. Diese Änderungen sind erheblich größer als Klimawandel bedingte Temperaturveränderungen.
- Es gibt Änderungen von biozönotischen Kenngrößen wie Anteil Rhithral-/Potamalarten, Zonierungsindex (ZI) und temperature preference index (tpi), die tendenziell durch eine Erwärmung der Gewässer zu erklären sind, in der Einzelfallbetrachtung aber auch gegenläufig der gemessenen Temperaturentwicklung sind. 14 Jahre intensives biologisches Monitoring sind zu wenig, um hinreichend die sehr schleichende Entwicklung des Klimas von der Wirkungsseite hinterlegen zu können. Die Temperaturansprüche viele Arten sind noch nicht genügend bekannt. Die biologischen Messstellen und die physiko-chemischen Messstellen sind infolge Umstrukturierung des Belastungs-Messnetzes nur noch teilweise deckungsgleich.
- Zur weiteren Information wurde auf den Bericht zum Trendbiomonitoring und das in Vorbereitung befindliche Update dazu hingewiesen.
- Im längsten Freshwater Monitoring Projekt in Deutschland, der Breitenbach Studie, mit tendenziell leichter Erhöhung der Bachtemperaturen (aber, Wechsel der Temperatur-Messmethode) weisen die biologischen Indices keine Entwicklung (ZI) oder überwiegend eine Abkühlung (tpi) des Baches aus.

Es wird die Frage gestellt, was für ein Klimabiomonitoring gebraucht wird? Zusammenfassend werden folgende Punkte aufgeführt:

- Forschungen zur Autökologie der Organismen, Temperaturansprüche
- Unterstützung laufender Monitoring-Programme, Messnetzkoordination
- Ausweitung auf Quellen, als sonst eher unbeeinflusste Standorte
- Aufmaß des Zeithorizontes Ergebniserwartung Erhebungsfrequenz
- viel Geduld

A3 Arbeitsgruppen

A3.1 Gruppe „Eignung von Indikatoren“

Teilnehmer sind: Mechthild Banning, Harald Morscheid, Jürgen Ott, Franz Schöll, Sonja Stendera, Andrea Sundermann, Klaus van de Weyer

Abiotische Parameter: Die Konzentration auf Abfluss und Wassertemperatur - als die beiden zentralen Faktoren - erscheint sinnvoll. Die beiden Parameter sollten möglichst kontinuierlich gemessen werden. Die aus den Messungen zu berechnenden Faktoren bzw. relevanten Kenngrößen sind z.B. Minima und Maxima im Abfluss, Abflussregime und- dynamik, mittlere Sommer- und Wintertemperaturen. Die Eignung weiterer chemisch-physikalischer Parameter wird geprüft und ggf. für die weiteren Analysen berücksichtigt.

Indikatoren/Metriks (Fische, MZB und MP): Im Hinblick auf die Methode reicht die Erfassung nach Methoden zur Umsetzung der WRRL in vielen Fällen aus. Es erscheint jedoch sinnvoll, für bestimmte Indizes eine methodische Erweiterung der Aufnahmen vorzunehmen, z.B. Erfassung der Gesamtabundanz bei den Makrophyten. Insgesamt wurden solche Indikatoren/Metriks als sinnvoll angesehen, die Veränderungen der Biozönosen hinsichtlich der Temperaturpräferenzen und Abflussverhältnisse anzeigen (z.B. Verhältnis kaltstenothermer zu warmstenothermer Taxa (Fische, MZB) oder das Verhältnis von Amphiphyten, Helophyten und Hydrophyten (MP) (siehe Vortrag von Klaus van de Weyer). Eine ausführliche Liste mit allen diskutierten Indikatoren findet sich im Anhang 3: Mitschrift aus der Gruppenarbeit.

A3.2 Gruppe „Anforderungen an ein Klimamonitoring“

Teilnehmer sind: Christian Feld, Folker Fischer, Jochen Fischer, Peter Haase, Manfred Herrmann, Andreas Hoffmann, Andreas Hoppe, Michael Marten, Bernd Schneider, Susanne Schroth, Renate Semmler-Elpers, Rüdiger Wagner, Arnd Weber

Es wurden Wünsche geäußert wie z.B. eine bundeslandspezifische Schwerpunktsetzung auf unterschiedliche Fließgewässertypen, Abdeckung aller biologischen QK, nicht notwendige Messung aller biologischen QK an allen Stellen, Übereinstimmung biologischer und abiotischer Messstellen. Hinsichtlich der Messfrequenz muss zwischen Parametern (abiotisch) und den Indikatoren/Metriks (biotisch) unterschieden werden. Makrophyten und Makrozoobenthos sollten tendenziell jährlich aufgenommen werden, bei Fischen ist noch zu prüfen, ob auch weniger häufige Aufnahmen ausreichend sind. Bezüglich spezieller Aspekte, z.B. hohe Variabilität der Daten, wurde auch eine höherfrequente Erfassung der unterschiedli-

chen QK diskutiert. Die einzelnen Punkte auf der Mitschrift zur Gruppenarbeit finden sich im Anhang 3.

A4 Diskussion der Ergebnisse der Arbeitsgruppen

Die Ergebnisse wurden im Anschluss an die Arbeit in den Gruppen im Plenum vorgestellt und aufgrund der schon vorangeschrittenen Zeit nur noch kurz diskutiert.

Anhang B - Ergänzung zu Kapitel 4.1.4.1: Auswertung der Daten von Referenzmessstellen

B1 Grafische Darstellung einfach linearer Zusammenhänge zwischen Metrik-Ergebnissen und Untersuchungsjahr

Im Rahmen der Auswertungen wurden einfach lineare Modelle berechnet. Ziel war es zu überprüfen, ob ein linearer Zusammenhang zwischen Metrik-Werten und der Zeit besteht. Die Ergebnisse sind exemplarisch für ausgewählte Metriks in den Abbildungen A1-4 dargestellt. Die Zusammensetzung der in die Analyse eingehenden Messstellen war von Jahr zu Jahr unterschiedlich und über den Zeitraum von 1998 bis 2011 ungleichmäßig verteilt. Beispielsweise wurde der Fließgewässertyp 6 (in Abb. A1-4 b mit „E“ gekennzeichnet) schwerpunktmäßig in den Jahren 2006, 2009 und 2010 beprobt und fehlt zu Beginn der Untersuchungen. **Es wird deutlich, dass lineare Trends sehr stark durch die, in den einzelnen Jahren, sehr unterschiedliche Zusammensetzung der Messstellen beeinflusst werden und die Ergebnisse daher kaum zu interpretieren sind.**

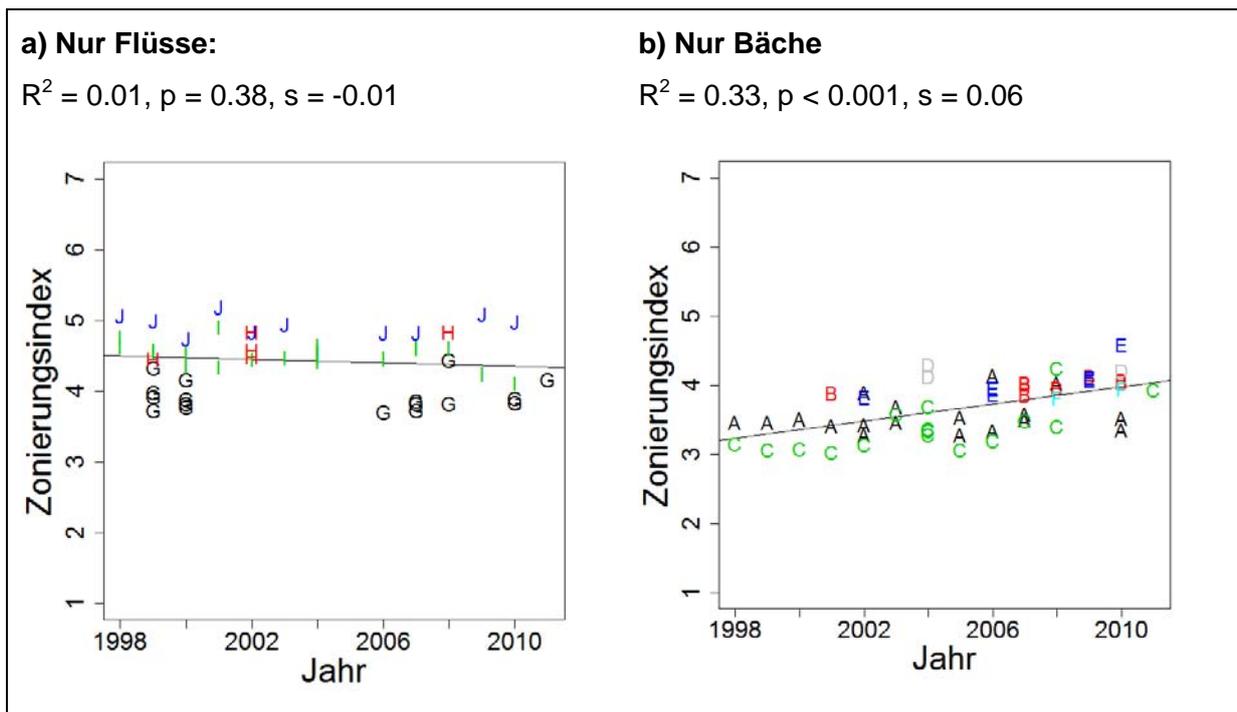


Abb. A1: Zonierungsindex in Abhängigkeit von der Zeit. Getrennte Darstellung für die Flüsse (a) und die Bäche (b). Die einzelnen Buchstaben in der Grafik geben an, welchem Fließgewässertyp die Makrozoobenthosproben zuzuordnen sind: (A) Typ 1.1, (B) Typ 3.1, (C) Typ 5, (D) Typ 5.1, (E) Typ 6, (F) Typ 7, (G) Typ 1.2, (H) Typ 3.2, (I) Typ 9, (J) Typ 9.1. Die Güte des linearen Modells wird durch die Werte für „Goodnes of Fit“ (R^2) und die Signifikanz (p) ausgedrückt. Zusätzlich ist die Steigung der Geraden (s) angegeben und kann als statistische Veränderung des Metrik-Werts pro Jahr interpretiert werden.

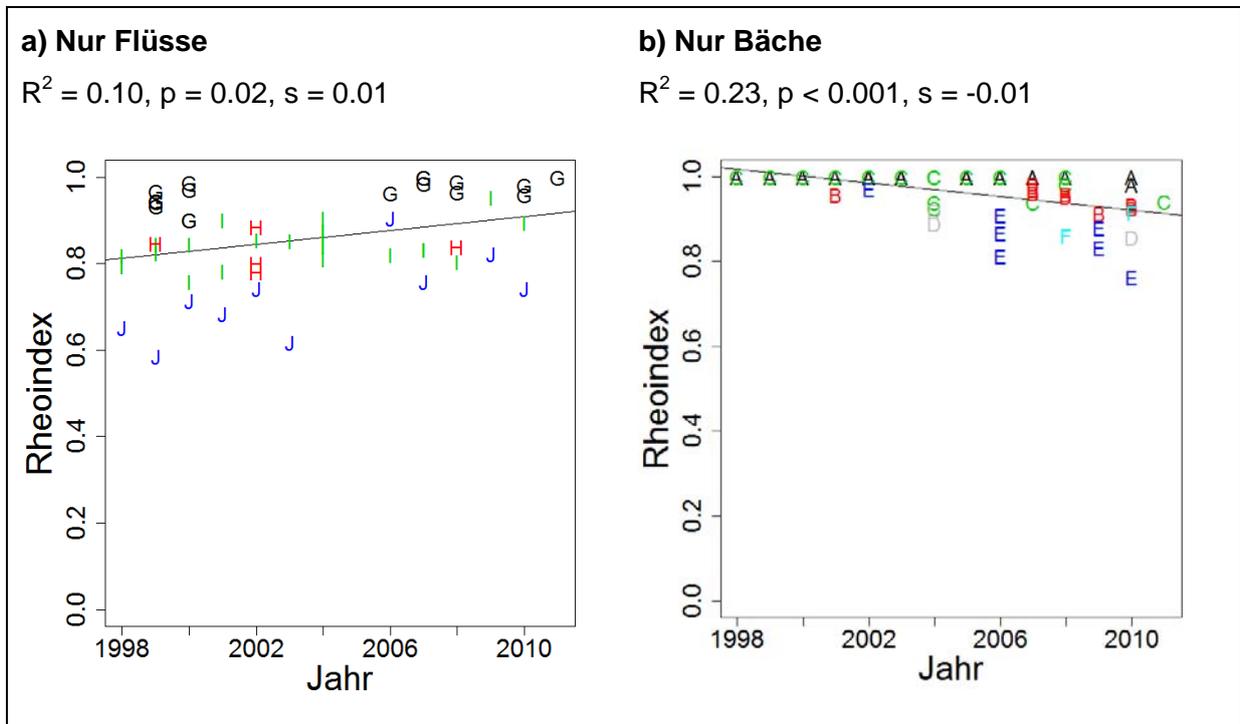


Abb. A2: Rheoindex in Abhängigkeit von der Zeit. Weitere Erläuterung siehe Abb. A1.

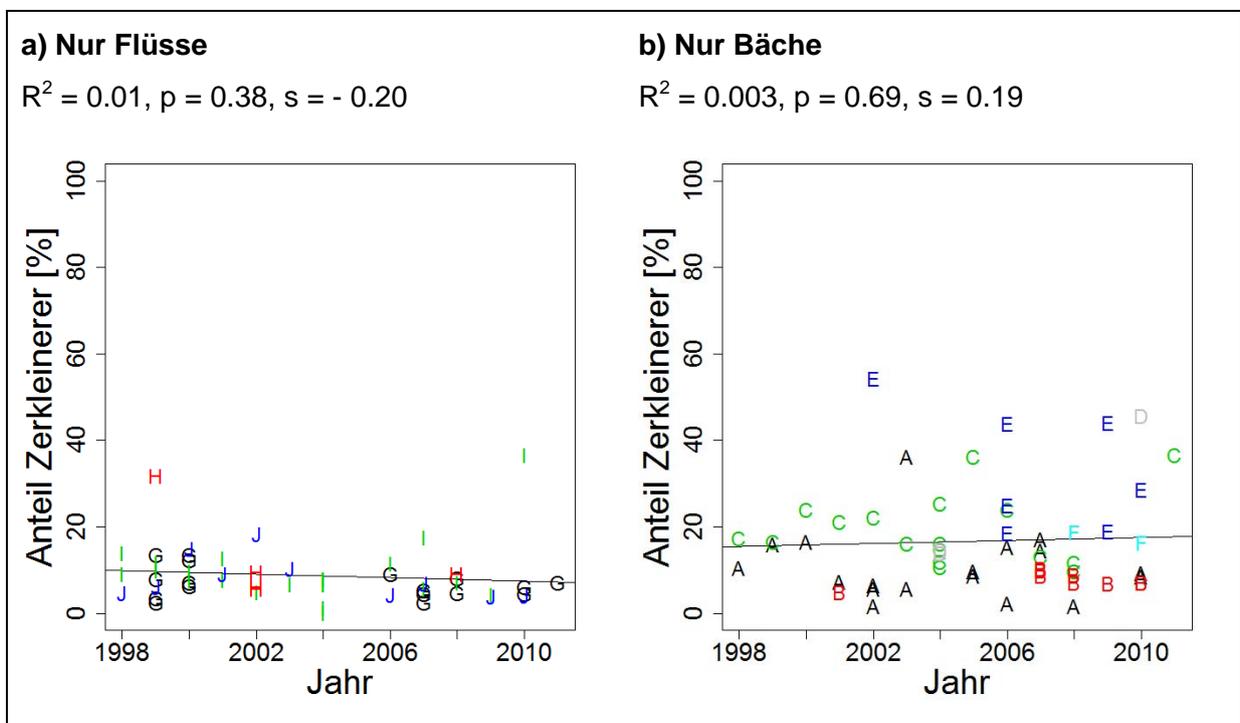


Abb. A3: Prozentualer Anteil der Zerkleinerer in Abhängigkeit von der Zeit. Weitere Erläuterung siehe Abb. A1.

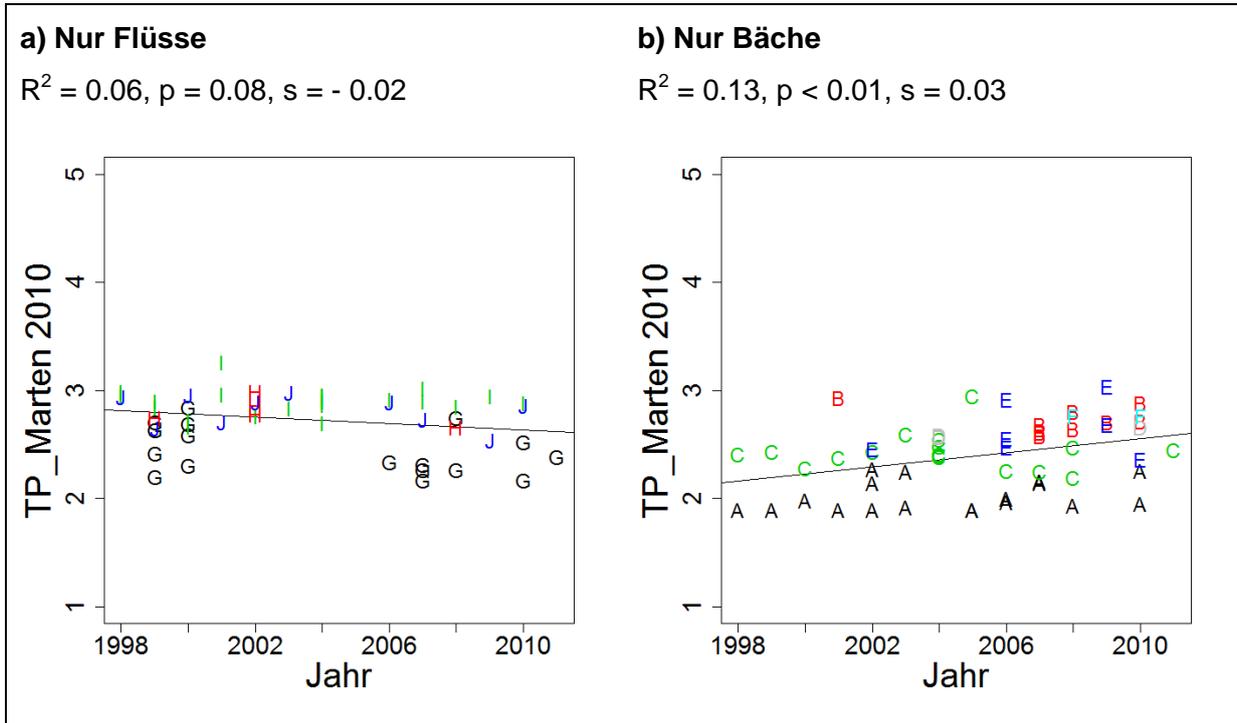


Abb. A4: Temperaturpräferenzindex (TP_Marten 2010) in Abhängigkeit von der Zeit. Weitere Erläuterung siehe Abb. A1.

B2 Weitere im Bericht nicht explizit dargestellte Ergebnisse aus der Berechnung multipler linearer Modelle zur Überprüfung des Einflusses von Untersuchungsjahr und Abfluss auf Metrik-Werte

Die Vorgehensweise zur Berechnung der Modelle wird in Kapitel 4.1.4.1 erläutert. Im Folgenden sind die Ergebnisse aus der Berechnung multipler linearer Modelle nach Einbeziehung des Abflusses (vgl. Formel 2, Kapitel 4.1.4.1) dargestellt. Im Vergleich zu den im Berichtstext dargestellten Tabellen 10-14, wurden hier nicht die Detailergebnisse für den Faktor „Abfluss“ S_{MQ} sondern für den Faktor „Jahr“ S_J dargestellt. Es fällt auf, dass der Faktor Jahr für vergleichsweise wenige Metriks signifikante Ergebnisse erzielt hat (d.h. vergleichsweise wenig farbig markierte Zellen in den Tabellen A1-3 auftauchen). Unter Berücksichtigung dessen, dass der Faktor „Abfluss“ auf deutlich mehr Metriks einen signifikanten Einfluss hat, wird durch diesen Vergleich noch einmal deutlich, dass die Abflussverhältnisse bei den untersuchten Gewässern einen deutlich höheren Einfluss auf die Metrikwerte haben, als das Untersuchungsjahr. Der Vollständigkeit halber sind alle Modellergebnisse noch einmal in Tab. A4 aufgeführt. Aus dieser Zusammenstellung geht auch hervor, welche der insgesamt fünf erklärenden Variablen (d.h. Jahr (J), Abfluss (MQ), Größe des Einzugsgebietes der Messstelle (EZG), Höhenlage der Messstelle (H), Jahreszeit, in der die Makrozoobenthosprobe genommen wurde (JZ)) einen Einfluss auf die Metrikwerte hatten.

Tab. A1: Ergebnisse der multiplen linearen Modelle unter Einbeziehung der in Formel 2 genannten Faktoren und dem mittleren Jahresabfluss (**MQ_Jahr**). Darstellung für den Faktor Jahr S_J . Weitere Erläuterungen siehe Tab. 11 im Bericht (Kapitel 4.1.4.1). Farbig codiert ist die Güte des finalen Modells:

R^2 -Wert: < 0.30 < 0.50 < 0.70 > 0.70

Metric	Alle Probestellen			Nur Flüsse			Nur Bäche			Nur MG Flüsse		
	Wert	±SE	p	Wert	±SE	p	Wert	±SE	p	Wert	±SE	p
Zonierungsindex										-0.015	0.007	*
Anzahl der Taxa							1.118	0.520	*			
Saprobienindex												
Shannon Diversität				-0.036	-0.036	**						
Anteil rheophiler Taxa [%]												
Anteil rheobionter Taxa [%]							-1.729	0.728	*			
Rheoindex	0.005	0.002	*	0.008	0.003	*				0.009	0.004	*
Anteil Weidegänger [%]	0.561	0.277	*									
Anteil Zerkleinerer [%]				-0.460	0.207	*						
Anteil Sammler [%]												
Anteil EPT-Taxa [%]							-2.281	0.675	**			
Anzahl EPT-Taxa												
Neozoenanteil												
TP_kalt												
TP_warm												
TP_Marten 2010												

Tab. A2: Ergebnisse der multiplen linearen Modelle unter Einbeziehung der in Formel 2 genannten Faktoren und dem mittleren Jahresabfluss (**MQ_Sommer**). Darstellung für den Faktor Jahr S_j.

Metric	Alle Probestellen			Nur Flüsse			Nur Bäche			Nur MG Flüsse		
	Wert	±SE	p	Wert	±SE	p	Wert	±SE	p	Wert	±SE	p
Zonierungsindex										-0.015	0.007	*
Anzahl der Taxa							1.118	0.520	*			
Saprobienindex												
Shannon Diversität				-0.036	0.013	**						
Anteil rheophiler Taxa [%]												
Anteil rheobionter Taxa [%]							-1.729	0.728	*			
Rheoindex	0.006	0.002	**	0.008	0.003	*				0.010	0.004	*
Anteil Weidegänger [%]	0.570	0.274	*				1.266	0.548	*			
Anteil Zerkleinerer [%]				-0.460	0.207	*						
Anteil Sammler [%]												
Anteil EPT-Taxa [%]							-1.991	0.643	**			
Anzahl EPT-Taxa												
Neozoenanteil												
TP_kalt												
TP_warm												
TP_Marten 2010												

Tab. A3: Ergebnisse der multiplen linearen Modelle unter Einbeziehung der in Formel 2 genannten Faktoren und dem mittleren Jahresabfluss (**MQ_Winter**). Darstellung für den Faktor Jahr S_j.

Metric	Alle Probestellen			Nur Flüsse			Nur Bäche			Nur MG Flüsse		
	Wert	±SE	p	Wert	±SE	p	Wert	±SE	p	Wert	±SE	p
Zonierungsindex												
Anzahl der Taxa												
Saprobienindex												
Shannon Diversität				-0.036	0.013	**						
Anteil rheophiler Taxa [%]												
Anteil rheobionter Taxa [%]							-1.729	0.728	*			
Rheoindex	0.005	0.002	*	0.008	0.003	*				0.010	0.004	**
Anteil Weidegänger [%]												
Anteil Zerkleinerer [%]				-0.460	0.207	*						
Anteil Sammler [%]	0.436	0.207	*									
Anteil EPT-Taxa [%]							-1.431	0.646	*			
Anzahl EPT-Taxa												
Neozoenanteil												
TP_kalt												
TP_warm												
TP_Marten 2010												

Tab. A4: Ergebnisse der Modelle aus den multiplen linearen Regressionsanalysen. Die Ergebnisse sind für jeden Metrik separat aufgelistet, unter Berücksichtigung des Abflusses (MQ) aus dem Jahresmittel, Sommermonaten bzw. Wintermonaten. Für jede der in die Modelle eingeflossene Variable ist angegeben, inwiefern sie einen signifikanten Einfluss auf den Metrikwert hat. Zudem ist die Modellgüte (R^2 und Signifikanzniveau (p)) angegeben. J: Jahr in dem die Makrozoobenthosprobe genommen wurde; EZG: Größe des Einzugsgebietes der Messstelle; H: Höhenlage der Messstelle; JZ: Jahreszeit in der die Makrozoobenthosprobe genommen. Signifikanzniveau: $p \leq 0,05$ *, $p \leq 0,01$ **, $p \leq 0,001$ ***, n.s.: nicht signifikant, NA Model konnte nicht berechnet werden.

Metrik	Abfluss (MQ)	Alle Probestellen						Nur Flüsse						Nur Bäche						Nur MG Flüsse									
		sJ	sEZG	sH	sJZ	sMQ	R^2	p	sJ	sEZG	sH	sJZ	sMQ	R^2	p	sJ	sEZG	sH	sJZ	sMQ	R^2	p	sJ	sEZG	sH	sJZ	sMQ	R^2	p
Zonierungsindex	Jahr			***	*	*	0.69	***			***			0.47	***		**	*			0.59	***	*	***				0.57	*
	Sommer			***	*	**	0.70	***			***			0.47	***		**	*			0.59	***	*	***				0.57	*
	Winter		**	***	*		0.70	***			***			0.47	***	***	***		**		0.56	n.s.		**				0.61	*
Anzahl der Taxa	Jahr			***			0.56	***			***	*	0.29	**	*	***	***			0.67	***						0.22	*	
	Sommer		*				0.58	***	*	*			0.26	***	*	***	***			0.67	***			*	*		0.23	*	
	Winter			***			0.56	***	*	*			0.26	***				***		0.68	**						0.22	*	
Saprobienindex	Jahr			***			0.76	***			***		0.53	***				**	0.25	**					***	0.66	***		
	Sommer			***			0.76	***			***		0.53	***				*	0.34	*					***	0.57	*		
	Winter		**	***		*	0.78	***			***		0.54	***				*	0.26	*					***	0.48	*		
Shannon Diversität	Jahr		***			**	0.29	***	**				0.17	*		***	***			0.62	**						0.24	*	
	Sommer		***			**	0.29	**	**				0.17	*		***	**			0.68	**						0.24	*	
	Winter		***			**	0.28	**	**				0.17	*		***	***			0.62	**		**				0.30	*	
Anteil rheophiler Taxa [%]	Jahr		**	***		*	0.19	**		***	**	**	0.25	**			**			0.23	**		***	**	***	0.67	**		
	Sommer			**			0.14	**					0.07	n.s.			**			0.23	**		**	*	***	0.50	**		
	Winter		*	***			0.18	**		***	*	**	0.26	**				**		0.30	**		*		*	0.27	*		
Anteil rheobionter Taxa [%]	Jahr				*		0.05	*			*		0.21	*	*		*			0.31	*					0.07	n.s.		
	Sommer				*		0.05	*			*		0.21	*	*		*			0.31	*					0.07	n.s.		
	Winter				*		0.05	*			*		0.21	*	*		*			0.31	*					0.07	n.s.		
Rheoindex	Jahr	*		*			0.66	***	*		*		0.48	***		**	*	**	0.35	**	*			***	0.56	***			
	Sommer	**		***			0.65	***	*		***		0.45	**		**	*	**	0.35	**	*			**	0.41	***			
	Winter	*	**	***		**	0.70	***	*	**	***	**	0.56	***		**	**	**	0.40	**	**			***	0.48	***			
Anteil Weidegänger [%]	Jahr	*				*	0.18	**					0.11	n.s.		**	**	***	0.43	**			**	**	0.42	***			
	Sommer	*				*	0.20	**					0.11	n.s.	*		*	*	0.31	*		**	*		0.41	**			
	Winter		**				0.16	**		**	*	*	0.17	*		**	**	***	0.41	**			**	***	0.49	***			

Tab. A4: Fortsetzung.

Metrik	Abfluss (MQ)	Alle Probestellen							Nur Flüsse							Nur Bäche							Nur MG Flüsse						
		sJ	sEZG	sH	sJZ	sMQ	R ²	p	sJ	sEZG	sH	sJZ	sMQ	R ²	p	sJ	sEZG	sH	sJZ	sMQ	R ²	p	sJ	sEZG	sH	sJZ	sMQ	R ²	p
Anteil Zerkleinerer [%]	Jahr			**			0.14	**	*					0.09	*	**	*		*	0.26	*				**		0.30	**	
	Sommer			**			0.14	**	*					0.09	*					0.14	n.s.				**		0.30	**	
	Winter			**			0.14	**	*					0.09	*	**	**		*	0.31	*				*		0.33	*	
Anteil Sammler [%]	Jahr		***		***	**	0.26	***	*			**		0.24	*				*	0.22	*					**	0.33	**	
	Sommer			**	**		0.20	***				*		0.16	*				*	0.19	n.s.					**	0.23	**	
	Winter	*	***		***	**	0.25	***				**		0.23	*				*	0.24	*						NA	NA	
Anteil EPT-Taxa [%]	Jahr		**		**	**	0.27	***				*	*	0.30	**	**	*	***	*	**	0.70	*	**	*	*	**	***	0.65	*
	Sommer		*		***	*	0.25	***				**		0.21	**	**	*	***	*	**	0.70	*				*	***	0.51	***
	Winter		***		**	***	0.32	**	*		*	**		0.36	***	*		***	*		0.59	***	*			***	0.56	n.s.	
Anzahl EPT-Taxa	Jahr		***			**	0.46	***	*					0.13	*	***	***	*		0.72	***	**					0.26	**	
	Sommer		***			***	0.47	***	*					0.13	*	***	***	*		0.72	***						0.31	**	
	Winter			**			0.45	***						0.15	*	***	***	*		0.72	***	**					0.26	**	
Neozoenanteil	Jahr						0.10	n.s.						0.07	n.s.					NA	NA				*	*	0.30	**	
	Sommer				*		0.05	*						0.07	n.s.					NA	NA				**	*	0.32	**	
	Winter		**			**	0.10	*						0.07	n.s.					NA	NA				*		0.18	*	
TP_kalt	Jahr		**			*	0.70	***	***	***				0.63	***				***	0.70	***	**					0.22	**	
	Sommer		***			**	0.72	***	***	***				0.63	***				***	0.68	***	**					0.22	**	
	Winter			***		*	0.68	***			***	*	***	0.65	***	**			***	0.73	***			**			0.26	**	
TP_warm	Jahr		*	*			0.68	***	***	***	*			0.60	***				***	0.56	**						0.17	n.s.	
	Sommer		**			*	0.69	***	***	***	*			0.60	***				***	0.57	***						0.17	n.s.	
	Winter		*	***			0.66	***	***	***	*			0.60	***	*			***	0.59	**						0.17	n.s.	
TP_Marten 2010	Jahr		*				0.66	***	***	***	*			0.61	***				***	0.68	***						0.15	n.s.	
	Sommer			**		*	0.68	***	***	***	*			0.61	***				***	0.68	***						0.15	n.s.	
	Winter			***			0.65	***	***	***	*			0.61	***	**			***	0.72	***						0.15	n.s.	