

Ulrich Braukmann & Gerd Hübner

Gewässerökologische Forschung an der Werra und die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union

1 Einleitung

Die Werra ist der östliche Quellfluss der Weser, der sich mit der Fulda, dem westlichen Quellfluss, bei Hann. Münden zur Weser vereinigt.

In der nachfolgenden Tabelle sind einige hydrographische Daten des Weser- und Werra-Systems zusammengestellt.

	Quellflüsse		Weser		
	Werra	Fulda	Ober-	Mittel-	Unter-
Quelle/ Anfangspunkt	Thüringer Wald	Rhön	Hann.-Münden	Porta Westfalica	Bremen
Länge [km]	298	220	199	168	65
Endpunkt	Hann.-Münden	Hann.-Münden	Porta Westfalica	Bremen	Bremerhaven
Gesamteinzugsgebiet [km ²]	5.496	6.945	19.162	37.495	46.306
Langjähriger Mittlerer Abfluss [MQ (m ³ /s)]	50,5	67,3	184	324	
Pegel	Letzter Heller	Bonaforth	Pegel Porta	Intschede	

Tab. 1: Informationen zum Einzugsgebiet der Weser nach FGG WESER (2003b)

Seit der Gründung des Fachgebietes Gewässerökologie und Gewässerentwicklung an der Universität Kassel, am Standort Witzenhausen im Jahr 1999, beschäftigen sich dessen Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter in Forschung und Lehre mit dem Flussgebiet der Werra. Das Interesse gilt nicht nur dem Fluss selbst, sondern auch

den Werra-Zuflüssen, vor allem in der Region zwischen Eschwege und Hann. Münden. Das Gewässernetz der unteren Werra ist Gegenstand wissenschaftlicher Forschungen, aber auch regelmäßiger Exkursionen im Rahmen von Lehrveranstaltungen des Fachgebietes.

Das Spektrum der Arbeiten in und an der Werra erstreckt sich von geographischen, geologischen und hydromorphologischen Studien des Einzugsgebiets über historische Analysen der Fauna und Flora des Gebiets, z. B. der historischen Fischbesiedlung der Werra (HÜBNER 2002), über die aktuelle hydrochemische Wasserbeschaffenheit bis hin zur aktuellen Zusammensetzung der Pflanzen- und Tiergemeinschaften der Werra und ihrer Nebengewässer (HÜBNER & BRAUKMANN 2003).

Thematische Schwerpunkte sind Fragen der Bewertung der Wasser- und Gewässerqualität, der morphologischen Situation der Gewässer („Strukturgüte“) sowie der Sanierung und naturgemäßen Entwicklung der Fließ- und Auengewässer der Region. Abb. 1 gibt eine Übersicht über die wesentlichen Inhalte der Werra-Forschung am Fachgebiet Gewässerökologie und Gewässerentwicklung.

Ein zentrales Thema ist die spezifische Gewässerbelastung der Werra durch die Salzeinleitungen und diffusen Salzeinträge im thüringisch-hessischen Grenzgebiet im Raum zwischen Bad Salzungen und Gerstungen. Nachfolgend wird diese Thematik vor dem Hintergrund eines wesentlichen Gewässerschutzinstruments, der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union (WRRL), vorgestellt und erörtert.



Abb. 1: Übersicht über die Aspekte der Gewässerforschung an der Werra im Fachgebiet Gewässerökologie und Gewässerentwicklung am Standort Witzenhausen der Universität Kassel

2 Die Wasserrahmenrichtlinie der EU

2.1 Grundzüge der Fließgewässerbewertung nach der Wasserrahmenrichtlinie

Als **das** zentrale gewässerschutzpolitische Ordnungsinstrument ist die Wasserrahmenrichtlinie der EU seit dem Jahr 2000 in Kraft. Im Jahrbuch Naturschutz in Hessen hat NORGALL (2002) über die Bedeutung der WRRL im Zusammenhang mit dem Naturschutz berichtet. Im vorliegenden Beitrag wird die Richtlinie unter dem Blickwinkel der Wasserwirtschaft, der Gewässerökologie und der Gewässerbewertung betrachtet.

Schwerpunkt der folgenden Darstellung ist die Methodik der ökologischen Bewertung von Fließgewässern nach den Vorgaben der WRRL, die am Beispiel der Werra erläutert wird.

Das Prinzip der ökologischen Bewertung, das in der WRRL formuliert wird, unterscheidet sich grundlegend von dem bislang in Deutschland in der Gütebeurteilung der Fließgewässer angewandten Verfahren des Saprobien-systems.

Mit dem Saprobien-system werden die Gewässer nach **einheitlichen** Kriterien beurteilt. Die Gewässergüte wird mit Hilfe von empirisch festgelegten Zeigerwerten einer bestimmten Anzahl von benthischen Wirbellosen (Makrozoobenthos = mit dem bloßen Auge erkennbare wirbellose Tiere des Gewässergrundes) bewertet. Aus den unterschiedlichen Zeigerwerten der in einem Gewässerabschnitt vorkommenden Arten oder Gattungen (sogenannter Taxa) wird unter Berücksichtigung der Häufigkeit ein Mittelwert für den zu bewertenden Abschnitt errechnet. Die Berechnung erfolgt in Form des Saprobienindex, dessen Wert in eine von insgesamt sieben Güteklassen transformiert und in Form eines farbigen Bandes auf den Gewässerbänken in Gütekarten dargestellt wird (vgl. Abb. 11, S. 27).

Im Gegensatz hierzu sieht die WRRL ein **gewässer-typenorientiertes** Bewertungsverfahren vor, das sich nicht nur auf die Organismengruppe des Makrozoobenthos, sondern darüber hinaus auf Wasserpflanzen und Fische stützt.

2.1.1 Bewertungsparameter

Die **biologische Untersuchung** und **Bewertung** der Fließgewässer erfolgen auf der Grundlage folgender Organismengruppen

- Phytoplankton (pflanzliche Mikroorganismen des Freiwassers)
- Phytobenthos (pflanzliche Mikroorganismen des Gewässergrundes)
- Makrophyten (höhere Wasserpflanzen)
- Makrozoobenthos (wirbellose Tiere des Gewässergrundes)
- Fische

Zur Unterstützung des biologischen Bewertungsverfahrens werden sowohl gewässermorphologische als auch physikalisch-chemische sowie chemische Parameter herangezogen.

Folgende **hydromorphologische Komponenten** sind gemäß Anhang V der WRRL in Unterstützung der biologischen Komponenten zu berücksichtigen:

- Wasserhaushalt
- Wasserstandsdynamik
- Wassererneuerungszeit
- Verbindung zum Grundwasserkörper
- Morphologische Bedingungen
- Tiefenvariation
- Menge, Struktur und Substrat des Gewässerbodens
- Struktur der Uferzone.

Nach Anhang V der Richtlinie sind folgende chemische und physikalisch-chemische Komponenten zu erfassen:

Allgemein

- Sichttiefe
- Temperaturverhältnisse
- Sauerstoffhaushalt
- Salzgehalt
- Versauerungszustand
- Nährstoffverhältnisse.

Spezifische Schadstoffe

Zu dieser Kategorie gehören nach WRRL, Anhang V, alle **prioritären Stoffe**, bei denen festgestellt wurde, dass sie in den Wasserkörper eingeleitet werden, sowie sonstige Stoffe, die in **signifikanten Mengen** in den Wasserkörper gelangen.

Anhand der chemischen Parameter erfolgt eine Einstufung des chemischen Gewässerzustands, der durch folgende Farbkennung signalisiert wird:

gut: blau
nicht gut: rot.

Wie aus der obigen Zusammenstellung der chemischen Kenngrößen hervorgeht, ist auch der **Salzgehalt** der Fließgewässer ein Beurteilungskriterium der Wasserrahmenrichtlinie.

2.1.2 Hydromorphologische Typisierung der Gewässer

Die Wasserrahmenrichtlinie gliedert Europa gemäß ILLIES (1978) in 25 Ökoregionen (ecoregions) (Abb. 2). Für diese Regionen sind von den betreffenden Mitglieds-ländern die Gewässer nach hydromorphologischen Gesichtspunkten (u. a. nach Höhenlage, Größe des Einzugsgebiets, Geologie) zu typisieren. Für Deutschland ist auf Beschluss der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) das umfangreichere System B gemäß WRRL, Anhang II, Ziffer 1.2.1, zur Typisierung zu verwenden.

Für Deutschland sind die Fließgewässer nach den in System B der WRRL angegebenen hydromorphologischen Gesichtspunkten in den relevanten Ökoregionen 4: Alpen, 8: Westliche Mittelgebirge, 9: Zentrales Mittelgebirge und 14: Zentrales Flachland (Abb. 2) zu typisieren.

Im Rahmen einiger Forschungsprojekte wurde auf der Ebene der LAWA für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland ein hydromorphologisches Fließgewässertypensystem entwickelt. Als entscheidende Arbeit ist hier die Publikation von BRIEM (2003) zu erwähnen. BRIEM unterscheidet 26 Fließgewässerlandschaften, die von SCHMEDTJE et al. (2001) unter biozönotischen Gesichtspunkten zu 20 regional und längszonal kombinierten

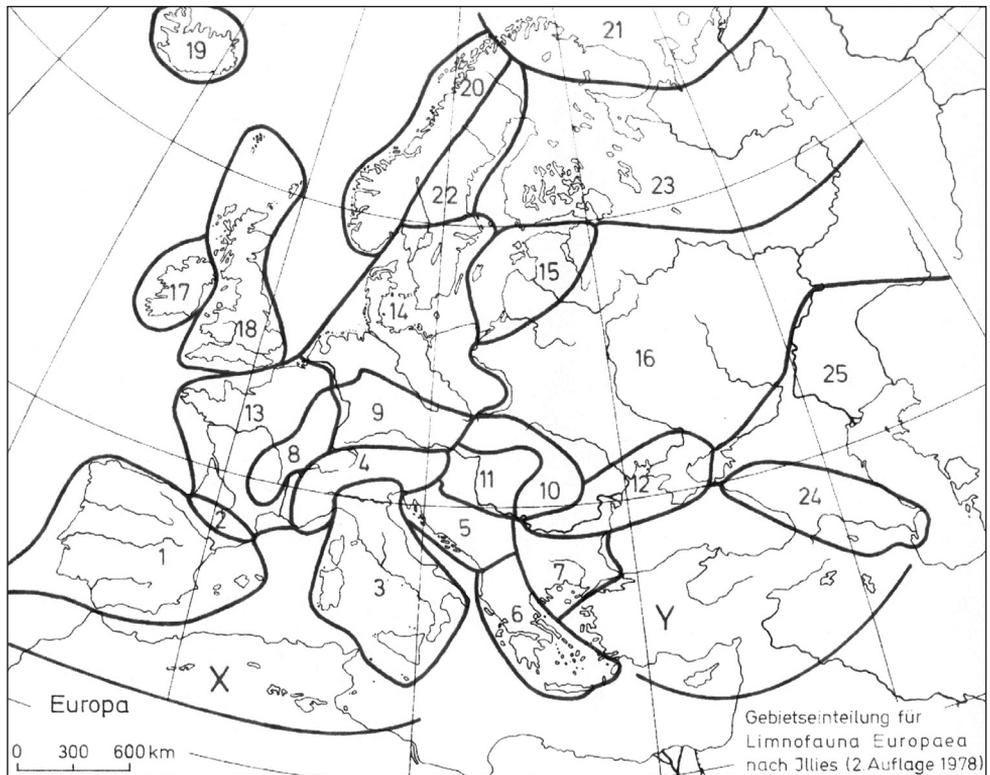


Abb. 2: Gliederung Europas in Öko-regionen nach tier-geographischen Gesichtspunkten (nach ILLIES 1978)

Fließgewässertypen zusammengefasst wurden. Diese bilden die Grundlage für die in jüngster Zeit und aktuell erfolgende Erarbeitung biozönotischer Bewertungsverfahren (z. B. BISS et al. 2002, HERING et al. 2003).

Im Anschluss an die morphologische Typisierung und die hydrobiologische Charakterisierung der Gewässertypen sieht die Rahmenrichtlinie eine Ausweisung von Referenzgewässern vor. „Referenzgewässer werden nach chemischen und hydromorphologischen Merkmalen ausgewählt, dann allerdings durch biologische Kenngrößen zahlenmäßig konkretisiert“ (LAWA 2001). Die Ausweisung der Referenzgewässer soll im Rahmen der allgemeinen Bestandsaufnahme bis Ende 2004 erfolgen.

2.2 Das Bewertungsprinzip

Da die biologische Beurteilung des ökologischen Zustandes der Binnengewässer den Schwerpunkt der Wasserrahmenrichtlinie bildet, konzentrieren sich die nachfolgenden Ausführungen auf die biologischen Komponenten.

Die wichtigsten Organismengruppen, die nach der Richtlinie zur Bewertung der Fließgewässer herangezogen werden, sind in Abb. 3 dargestellt. In dieser Abbildung werden die Schwerpunkte der biologischen Indikationseigenschaften dieser Gruppen skizziert.

Es liegt nahe, dass ein mobiler Fisch, der sich über weite Strecken eines Flusses bewegen kann, von ande-

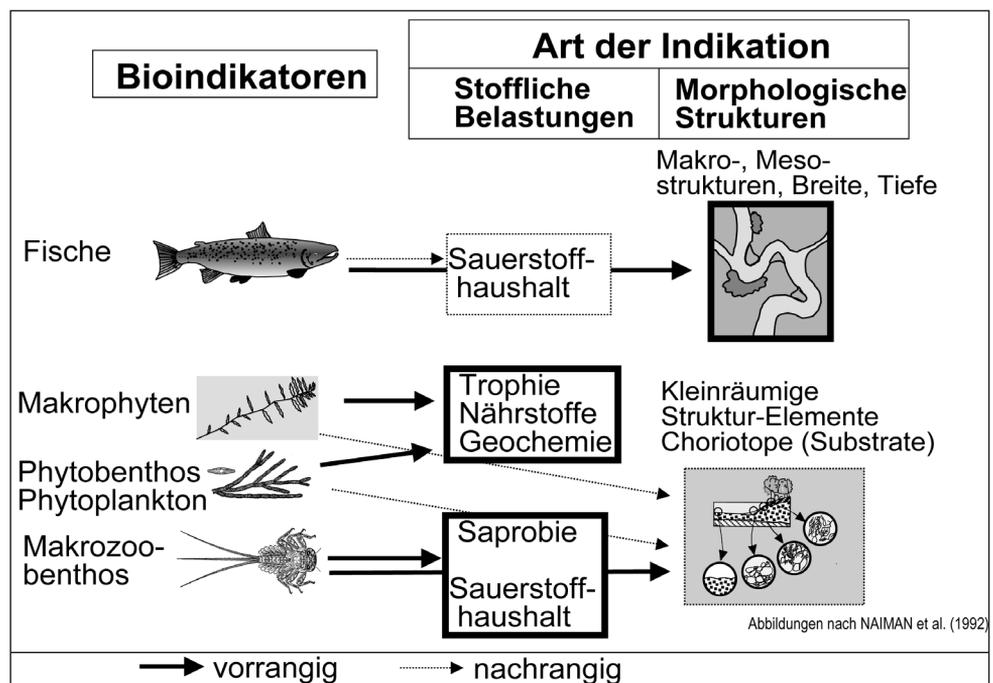


Abb. 3: Die wichtigsten biologischen Indikatoren der Wasserrahmenrichtlinie für die Bewertung des ökologischen Zustands der Fließgewässer und ihre unterschiedlichen Indikationseigenschaften (nach BRAUKMANN et al. 2001)

ren Faktoren beeinflusst wird als eine am Gewässergrund festsitzende Grünalge. Demzufolge besitzt er auch andere Indikatoreigenschaften bezüglich der Gewässermerkmale. Wenn in den zur Zeit entwickelten biologischen Bewertungsverfahren den spezifischen Indikatoreigenschaften, gewissermaßen den jeweiligen besonderen Stärken der verschiedenen Gruppen, Rechnung getragen wird, sind bei der Bioindikation Aussagen zu den Ursachen der jeweiligen Gewässerbelastungen möglich. Diese können wertvolle Hinweise für ursachenbezogene Sanierungsmaßnahmen liefern. Eine Übersicht über die Grundzüge der ökologischen Fließgewässerbewertung findet sich bei BRAUKMANN et al. (2001).

Mittels jeder der oben genannten Organismengruppen wird zunächst für jede Gruppe eine eigenständige Bewertung nach spezifischen, gegenwärtig zu erarbeitenden Methoden vorgenommen. Die Bewertung für jede einzelne Gruppe erfolgt stets nach dem gleichen Prinzip. Die Organismen des untersuchten Gewässerabschnitts (**Ist-Zustand**) werden mit einer Lebensgemeinschaft verglichen, die in einem unbelasteten Gewässer vergleichbaren Typs (**Referenz-Zustand**) anzutreffen wäre. Je stärker der Ist-Zustand vom Referenz-Zustand abweicht, um so schlechter fällt das Bewertungsergebnis aus (vgl. Abb. 4).

Ein **Gesamturteil** über die ökologische Qualität wird anschließend aus dem **schlechtesten Ergebnis** der einzelnen oben genannten Gruppen gebildet (**worst-case-Prinzip**).

Zusammenfassend kann also die WRRL als ein Verfahren zur gewässertypen- und referenz-orientierten, integrierenden biologischen Indikation des ökologischen Zustandes fließender, stehender, Übergangs- und Küstengewässer bezeichnet werden, das sich auf hydromorphologische und physikalisch/chemische Gewässereigenschaften stützt. Bis Ende 2006 sollen alle Gewässer (Oberflächengewässer ab einer bestimmten Größe) und das Grundwasser in den Mitgliedsländern der Europäischen Gemeinschaft chemisch und biologisch untersucht und bewertet werden. Sowohl die chemische als

auch die ökologische Qualität dieser Gewässer sind in regelmäßigen Abständen zu überwachen und zu beurteilen (Näheres hierzu siehe WRRL, Anhang V).

2.3 Übersicht der Arbeitsschritte der ökologischen Bewertung

Die wichtigsten Verfahrensschritte zur Ermittlung des ökologischen Zustands sind nachfolgend zusammengefasst:

1. Typisierung der Gewässer gemäß Anhang II der WRRL (gültig für Fließgewässer ab 10 km² Einzugsgebiet)
2. Definition des gewässertypspezifischen Referenzzustandes in Bezug auf die hydrologisch-morphologischen, chemisch-physikalischen und biologischen Komponenten
3. Erhebung des Ist-Zustandes der Gewässerbiozöosen (anhand von Phytoplankton, Phytobenthos, Makrophyten, Makrozoobenthos und Fischen)
4. Vergleich des biozöotischen Ist-Zustandes mit dem Referenzzustand
5. Feststellung der Abweichung vom gewässertypischen Referenzzustand anhand jeder genannten Gruppe
6. Bewertung des ökologischen Zustandes gemäß den normativen Definitionen im Anhang V der WRRL für die einzelnen biologischen Gruppen
7. Gesamtbewertung des ökologischen Zustands nach dem worst-case-Prinzip durch die Gruppe mit dem schlechtesten Ergebnis.

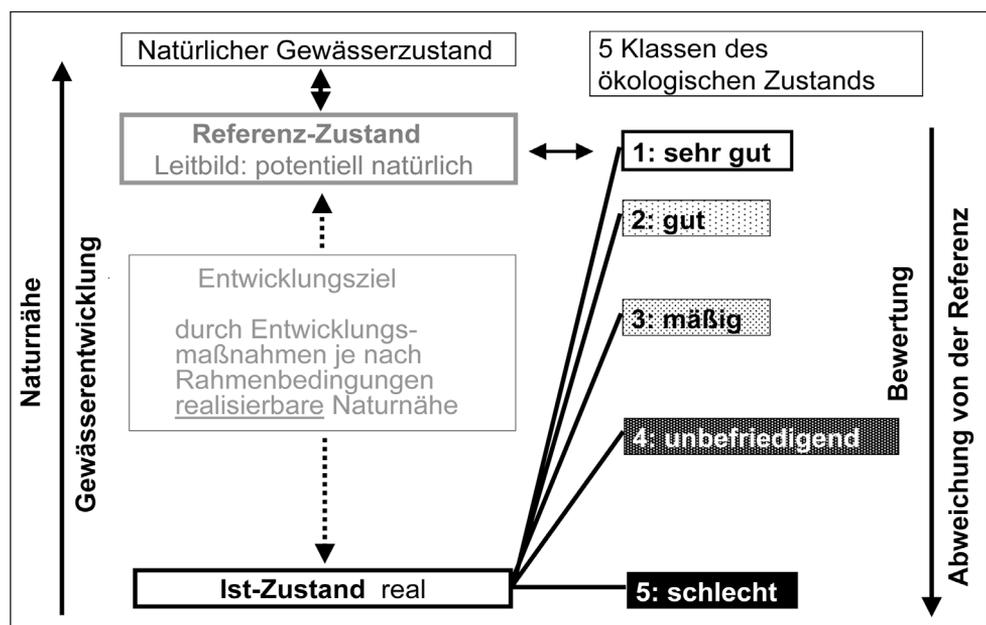
Die biologischen Bewertungsverfahren werden zur Zeit in allen europäischen Ländern entwickelt und erprobt.

2.4 Darstellung der Bewertungsergebnisse

Das Ergebnis der biologischen Bewertung wird in 5 Klassen der ökologischen Qualität dargestellt:

Die in Tab. 2 definierten Beschaffenheitsklassen werden ähnlich wie bei der Darstellung der Gewässergüte nach dem Saprobien-system in Form von fünf farbigen Bändern entlang der bewerteten Fließgewässer in Karten der ökologischen Qualität dargestellt.

Abb. 4: Das Prinzip der ökologischen Bewertung nach der Wasser-rahmenrichtlinie und die grundsätzliche Vorgehensweise bei der naturgemäßen Fließgewässerentwicklung (in Anlehnung an HÜTTE 2000)



„Güte klasse“	Ökologische Qualität	EQR*-Werte	Farbe
1	sehr gut	> 0,95 bis 1	blau
2	gut	> 0,8 bis 0,95	grün
3	mäßig	> 0,6 bis 0,8	gelb
4	unbefriedigend	> 0,3 bis 0,6	orange
5	schlecht	0 bis 0,3	rot

Tab. 2: Klassifikation der ökologischen Qualität nach WRRL (*EQR: Ecological Quality Ratios)

2.5 Künstliche und erheblich veränderte Fließgewässer

Das geschilderte Bewertungsverfahren gilt für natürliche Fließgewässer. Für **künstliche** und **erheblich veränderte Fließgewässer** gelten nach der WRRL, Anhang V, andere Bedingungen. Für diese Gewässer wird nicht der ökologische Zustand, sondern das sogenannte **ökologische Potenzial** ermittelt. Dieses orientiert sich an natürlichen Gewässern eines am ehesten vergleichbaren Gewässertyps. Als erheblich beeinträchtigt können nur **morphologisch** deutlich veränderte Fließgewässer eingestuft werden, nicht jedoch Gewässer, die durch bestimmte Stoffe merklich belastet werden, wie beispielsweise die Werra.

Das ökologische Potenzial wird in drei Klassen (gut und besser, mäßig sowie unbefriedigend) eingeteilt und ebenfalls in jeweils spezifischen Farbbändern gemäß Anhang V dargestellt.

Ziel der WRRL ist es, für alle natürlichen Oberflächengewässer mindestens eine **gute ökologische Qualität** (die zweitbeste von 5 Klassen) zu erreichen. Für künstliche und erheblich veränderte Fließgewässer ist das gute ökologische Potenzial anzustreben. Zur Erreichung dieser Ziele sind **flussgebietsspezifische**, gegebenenfalls **länderüberschreitende Sanierungsmaßnahmen** durchzuführen.

3 Die ökologische Situation der Werra

3.1 Die Salzbelastung der Werra

In ihrem mittleren Laufabschnitt wird die Werra seit über 100 Jahren mit den salzhaltigen Abwässern der thüringisch-hessischen Kaliindustrie belastet.

Nach der Wiedervereinigung der beiden deutschen Staaten verringerte sich in den 90er Jahren des letzten Jahrhunderts die Salzbelastung beträchtlich, zum Teil aufgrund der Schließung der meisten thüringischen Kalibetriebe, aber auch durch die Verbesserung der Technologie der Salztrennungs- und Aufbereitungsverfahren (Einführung der elektrostatischen Trennung verschiedener Salzkomponenten auf trockenem Wege, sog. ESTA-Verfahren). Hinzu kommt eine Vergleichmäßigung des Einleitungsregimes. Bei geringer Wasserführung wird nur wenig Salz in die Werra eingeleitet, bei stärkerer Wasserführung mehr, bis zu dem festgelegten Grenzwert von 2.500 mg/L Chlorid bei der Messstelle Gerstungen. Der Wert wird auch in Einleitungsnahe in der Regel seit einigen Jahren eingehalten. Der Rückgang der Salzbelastung und die Verringerung der Konzentrationschwankungen werden in Abb.5 deutlich.

Der sprunghafte Anstieg des Salzgehaltes äußert sich im Anstieg der elektrischen Leitfähigkeit der Werra von ca. 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ oberhalb Bad Salzungen auf rund 8.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ bei Gerstungen. Infolge der Verdünnung durch die Zuflüsse nimmt diese maximale Leitfähigkeit flussabwärts bis zur Messstelle Letzter Heller oberhalb von Hann. Münden auf rund 4.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (FGG WESER 2003a) ab.

Zur hydrochemischen Charakterisierung der Werra sind in Tab. 3 und Tab. 4 sowie in Abb. 6 einige chemische Parameter im Vergleich mit der Fulda angeführt. Die Daten stammen aus der Dauerüberwachung beider Flüsse durch das Hessische Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG), das an hydrologisch vergleichbaren Abschnitten, jeweils im gestauten Bereich an den Messstationen Letzter Heller (Werra) und Wahnhausen

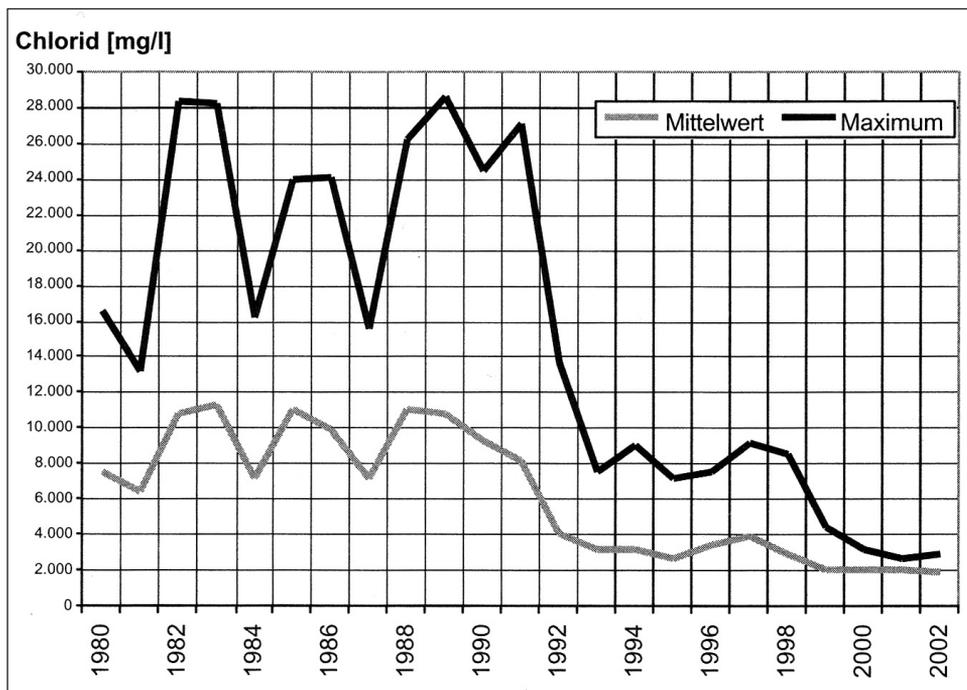


Abb. 5: Zeitliche Entwicklung der Chloridkonzentrationen in der Werra (aus FGG WESER 2003a)

Tab. 3: Mittelwerte einiger chemischer Parameter aus Werra und Fulda vom Jahr 2000, Quelle: HLUG (2001)

Probestelle	Abfluss (m³/s)	Leitfähigk. (µS/cm)	O ₂ - Sätt. (%)	pH	DOC (mg/L)	o-PO ₄ -P (mg/L)	ges. PO ₄ -P (mg/L)	NO ₃ -N (mg/L)
Werra Letzter Heller	48,4	4450	122,9	8,2	1,7	0,1	0,2	3,6
Fulda Wahnhausen	60,5	451	99,9	7,7	2,0	0,1	0,2	3,2

Tab. 4: Mittelwerte einiger chemischer Parameter aus Werra und Fulda vom Jahr 2000, Quelle: HLUG (2001)

Probestelle	Na (mg/L)	Cl (mg/L)	K (mg/L)	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	SO ₄ (mg/L)
Werra Letzter Heller	569,4	1178,3	83,7	119,0	148,0	267,5
Fulda Wahnhausen	24,9	42,2	4,5	36,3	11,4	39,7

(Fulda), kontinuierliche Messungen zahlreicher hydrochemischer Kenngrößen vornimmt. Diese Daten werden tabellarisch und graphisch auf den Internetseiten des HESSISCHEN LANDESAMTES FÜR UMWELT UND GEOLOGIE im Internet aufbereitet und auch in den Wesergüteberichten der FLUSSGEBIETSGEMEINSCHAFT WESER veröffentlicht.

Erst die vergleichende Gegenüberstellung der chemischen Verhältnisse der beiden Quellflüsse der Weser lässt das immer noch beträchtliche Ausmaß der anthropogenen Veränderung der Wasserbeschaffenheit der Werra deutlich werden. Trotz des beachtlichen Rückgangs der Salzbelastung ist der Gesamt-Salzgehalt, gemessen an der Leitfähigkeit in der Werra, immer noch um das 10fache höher als in der Fulda (s. Tab. 3).

Die Konzentrationen folgender Ionen sind in der Werra im Vergleich zur Fulda bei Ca²⁺ 3fach, K⁺ 19fach, Na⁺ 23fach, Cl⁻ 28fach, SO₄²⁻ 7fach erhöht.

3.2 Die biologische Besiedlung der salzbelasteten Werra

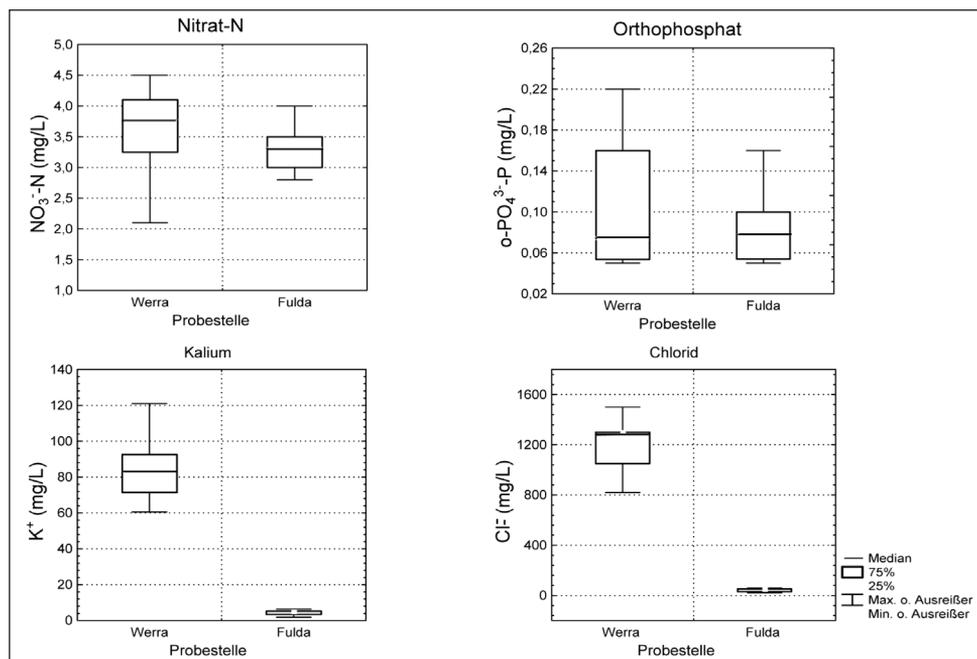
3.2.1 Die Werra oberhalb und unterhalb der Salzbelastung

Um die Veränderung der Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos durch die Einwirkung der Salzeinlei-

tungen abschätzen zu können, wurde die Werra oberhalb der Salzbelastung bei Barchfeld untersucht. Diese Stelle liegt oberhalb der Kläranlage von Bad Salzungen und ist hier nur geringfügig abwasserbelastet. Diese Untersuchungsstelle (WE01 in Abb. 7) dient für die Beurteilung der Zone der stärksten Salzbelastung bei Gerstungen (Probestelle WE02 in Abb. 7) im Sinne der WRRL als **Referenzstelle**. Bei strenger Auslegung der WRRL erfüllt der Abschnitt bei Barchfeld nicht in jeder Hinsicht die Kriterien des sehr guten ökologischen Zustandes. Da die Werra in diesem Bereich jedoch einen weitgehend naturnahen Zustand ohne nennenswerte morphologische Störungen und eine nur mäßige organische Belastung aufweist und auch sowohl längszonal als auch regional dem selben Flusstyp angehört, erscheint aus pragmatischen Gründen die Heranziehung dieses Abschnitts als Referenzstrecke gerechtfertigt.

Im Rahmen dieses Beitrages sollen jeweils eine exemplarische Untersuchung aus dem Frühjahr (März 2003) der nicht salzbelasteten Werra bei Barchfeld und der maximal salzbelasteten Werra bei Gerstungen verglichen werden. Das Frühjahr bietet in den meisten Bächen und vielen Flüssen den artenreichsten Aspekt, da zu dieser Jahreszeit noch die meisten Wasserinsek-

Abb.6: Konzentrationen von Nitrat, Phosphat, Kalium und Chlorid im gestauten Unterlauf von Werra und Fulda im Vergleich, Quelle: HLUG (2001)



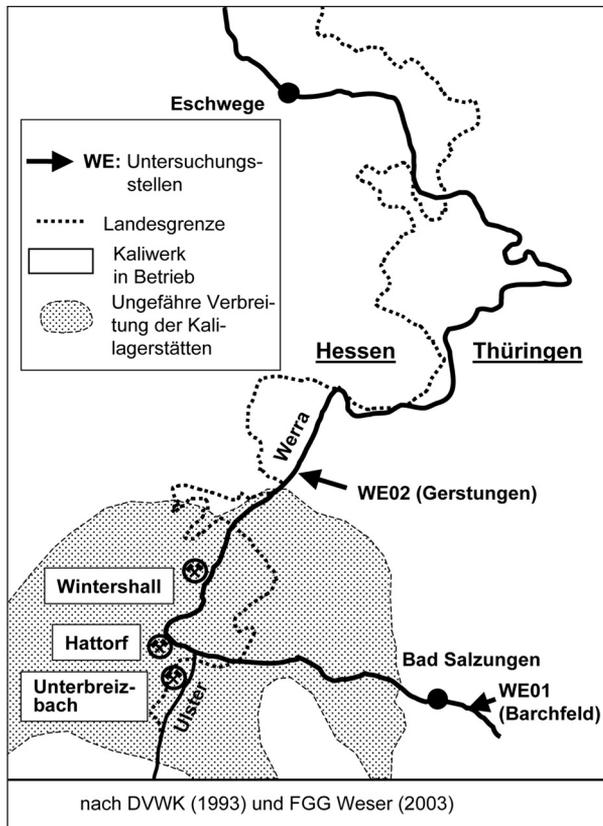


Abb.7: Lage der Kali-Werke und der Untersuchungsstellen (nach DVWK 1993 und FGG WESER 2003a)

ten als aquatische Larven im Gewässer anzutreffen sind, bevor sie das Wasser als Imagines zur Fortpflanzung verlassen.

Eine Übersicht über die ermittelten Taxazahlen (Arten, Gattungen, Familien) der wichtigsten Gruppen des Makrozoobenthos vermittelt Abb. 8. Mit der Salzbelastung findet ein dramatischer Aspektwechsel in der Makrozoobenthos-Besiedlung statt. Dieser spiegelt sich vor allem im drastischen Rückgang der Taxazahl wider. Während oberhalb der ersten Salzbelastungen in Barchfeld nach dem Stand der bisherigen Auswertungen insgesamt 39 Taxa bei der Frühjahrsuntersuchung gefunden wurden, konnten am selben Tag, also unter ver-

gleichbaren jahreszeitlichen und hydrologischen Bedingungen, an der salzbelasteten Stelle bei Gerstungen lediglich 9 Taxa gesammelt werden. Die Zahl der Taxa verringert sich an der maximal salzbelasteten Probestelle bei Gerstungen gegenüber der unbeeinflussten auf weniger als ein Viertel.

Über den ökologischen Vergleich dieser beiden Probestellen im Jahresverlauf 2003 wird noch an anderer Stelle eingehend berichtet (HÜBNER & BRAUKMANN in Vorb.).

3.2.2 Biologische Untersuchungen im unteren Werra-Gebiet

Seit 2001 untersucht HÜBNER die untere Werra und ihre Hauptzuflüsse schwerpunktmäßig in Hinblick auf folgende Fragestellungen:

1. Wie hat sich die seit mehr als 10 Jahren eingetretene deutliche Reduzierung der Salzbelastung der Werra auf das Makrozoobenthos ausgewirkt und welche Lebensgemeinschaft wäre hier idealtypisch?
2. Wie ist der ökologische Zustand der Unterlaufabschnitte wichtiger Werra-Nebengewässer zu beurteilen und welche aktuelle und potenzielle Bedeutung haben sie für eine naturnähere Makrozoobenthos-Besiedlung der Werra?
3. Welche Hinweise lassen sich aus vergleichenden Freilanduntersuchungen über die ökologischen Wirkungen unterschiedlicher Salzkonzentrationen und -spektren in Fließgewässern ableiten?

Als Haupt-Untersuchungsgebiet wurde der **Naturraum Unteres Werraland** ausgewählt, der sich von Treffurt bis oberhalb von Hann. Münden erstreckt (Abb. 9). In diesem unteren Teileinzugsgebiet der Werra wurden zehn Zuflüsse mit unterschiedlicher Einzugsgebietsgröße über 10 km² (Hungershäuser Bach: 15 km², Wehre: 452 km²) ausgewählt, die auch nach der WRRL zu bewerten sind. An jedem Zufluss wurden zwei Probestellen untersucht, die eine mündungsnah (M), die andere in einem möglichst naturnahen Abschnitt als Referenzstelle (R) für den betreffenden Unterlauf. Die Werra wurde jeweils oberhalb der Mündung dieser Nebenge-

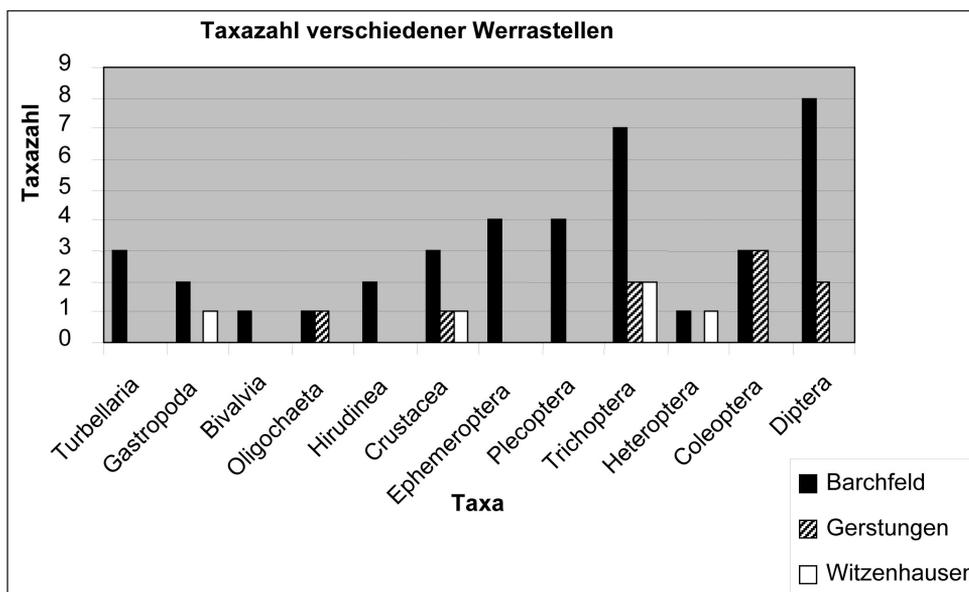


Abb.8: Taxazahl von drei Werra-Untersuchungsstellen: Werra oberhalb Salzungen bei Barchfeld, ohne Salzbelastung (März 2003); Werra bei Gerstungen, mit Salzbelastung (März 2003); Werra bei Witzenhausen, mit Salzbelastung (Juni 2003)

wässer untersucht, um eine Beeinträchtigung der Probestellen durch die „Süßwasserfahnen“ der Zuflüsse auszuschließen. Untersuchungsgebiet und Probestellen sind Abb. 9 zu entnehmen.

Über die Ergebnisse der ersten faunistischen Untersuchung an der unteren Werra berichten HÜBNER & BRAUKMANN (2003). Wie aus Tab. 5 zu ersehen ist, wurden nur die Neozoen *Gammarus tigrinus* (Getigelter Flohkrebs) und *Potamopyrgus antipodarum* (Neuseeländische Zwergdeckelschnecke) regelmäßig gefunden (s. Taf. 2.1, S. 226).

Diese beiden Arten beherrschen auf der gesamten Strecke den Aspekt des Makrozoobenthos, wobei *G. tigrinus* oft massenhaft vorkommt. Alle übrigen Arten traten in der Regel nur sporadisch in wenigen Individuen auf. Die Werra erweist sich nach diesen Untersuchungen trotz der stark verringerten Salzbelastung auch gegenwärtig noch als ein ausgesprochen artenarmer

und biozönotisch verfremdeter Fluss. Im Gegensatz hierzu weisen die Nebengewässer eine deutlich höhere Artenzahl auf, wie aus Abb. 10 hervorgeht.

Lediglich der Wilhelmshäuser Bach fällt mit seiner geringen Artenzahl aus dem Rahmen. Dieser Bach war im Untersuchungsjahr längere Zeit trocken gefallen. Der Wilhelmshäuser Bach und seine Zuflüsse durchfließen geologische Formationen des Zechsteins. Die Bäche verlieren dort auf natürliche Weise streckenweise ihr Wasser im porösen, verkarsteten Untergrund. Dies bewirkt in niederschlagsarmen Jahren eine unregelmäßige Wasserführung bis in den Unterlauf.

3.3 Die ökologische Bedeutung von Kalium und Magnesium im Spektrum der Salzbelastung in der Werra

Die ökologische Wirkung von Kalium und Magnesium kann auf verschiedene aquatische Organismen

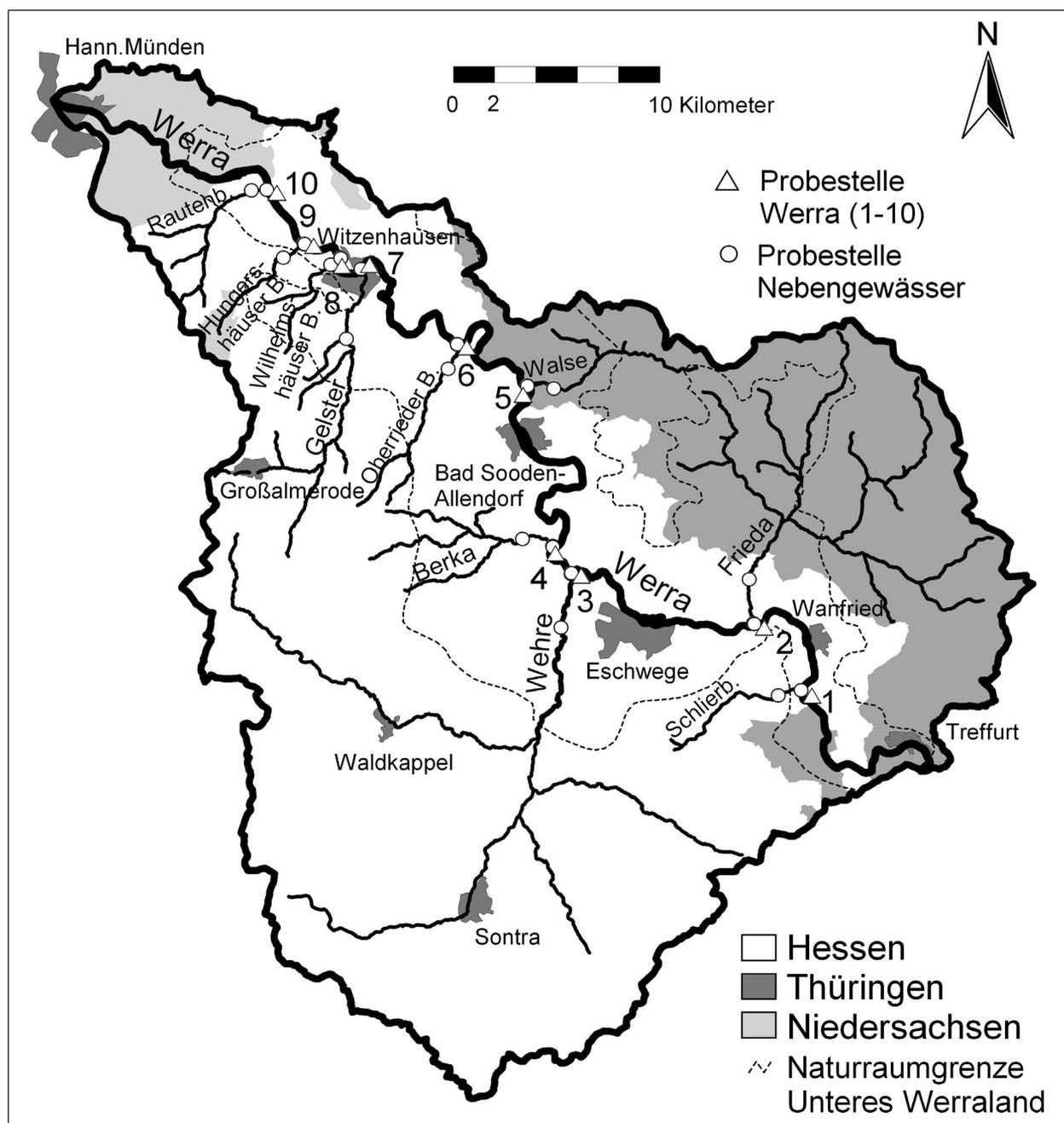


Abb.9: Unteres Werra-Einzugsgebiet mit den Probestellen (aus HÜBNER & BRAUKMANN 2003)

Arten aus aquatischer Beprobung [Individuen/m ²] im Zeitraum 24.09. – 04.10.2001										
Taxa / Probestelle	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8	W9	W10
<i>Haliplus ruficollis</i> -Gruppe (♀)									1	
<i>Sigara cf. distincta</i> (♀)	1									
<i>Gammarus tigrinus</i>	1600	1000	800	1500	1200	800	5600	3200	4320	2400
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	27	8	2	179	31	98	2	3	31	28
<i>Dendrocoelum lacteum</i>						7				
<i>Psammoryctides barbatus</i>						5				
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>						2				
Zahl der Taxa	3	2	2	2	2	5	2	2	3	2

Imagines aus Kescherfängen am Gewässerufer im Zeitraum 24.09. – 24.10.2001										
Taxa / Probestelle	W1	W2	W3	W4	W5	W6	W7	W8	W9	W10
<i>Leuctra fusca</i>			7						1	
<i>Leuctra geniculata</i>			1							
<i>Allogamus auricollis</i>			1							
<i>Anabolia nervosa</i>			1							
<i>Limnephilus affinis</i>				1						
<i>Melampophylax mucoreus</i>				1						
<i>Rhyacophila nubila</i>			2			1				
Zahl der Taxa	0	0	5	2	0	1	0	0	1	0

Tab. 5: Ergebnisse der faunistischen Werra-Untersuchung im September/Oktober 2001 (aus HÜBNER & BRAUKMANN 2003)

sehr unterschiedlich sein. So wirken diese Salze auf **Wasserpflanzen** (Makrophyten, Phytobenthos und Phytoplankton) ähnlich wie auf Landpflanzen, nämlich primär als Dünger. In Gewässern können also beide Salze eutrophierend wirken, das heißt, die Primärproduktion in den Gewässern erhöhen.

Im Frühsommer entwickelt sich auf der gesamten salzbelasteten Strecke ab Gerstungen regelmäßig ein

auffälliges Algenwachstum in der Werra, das sich in zwei Phänomenen zeigt: einerseits in Massenfaltungen der makroskopisch ins Auge fallenden Brackwasseralgae, des Darmtangs *Enteromorpha cf. intestinalis* mit seinen blasig aufgetriebenen, röhrenförmig hohlen Thalli (s. Taf. 2.2, S. 226). Andererseits färbt sich die Werra im zeitigen Frühjahr kräftig braun infolge von Wasserblüten verschiedener Kieselalgen, die ebenfalls zu den Brack-

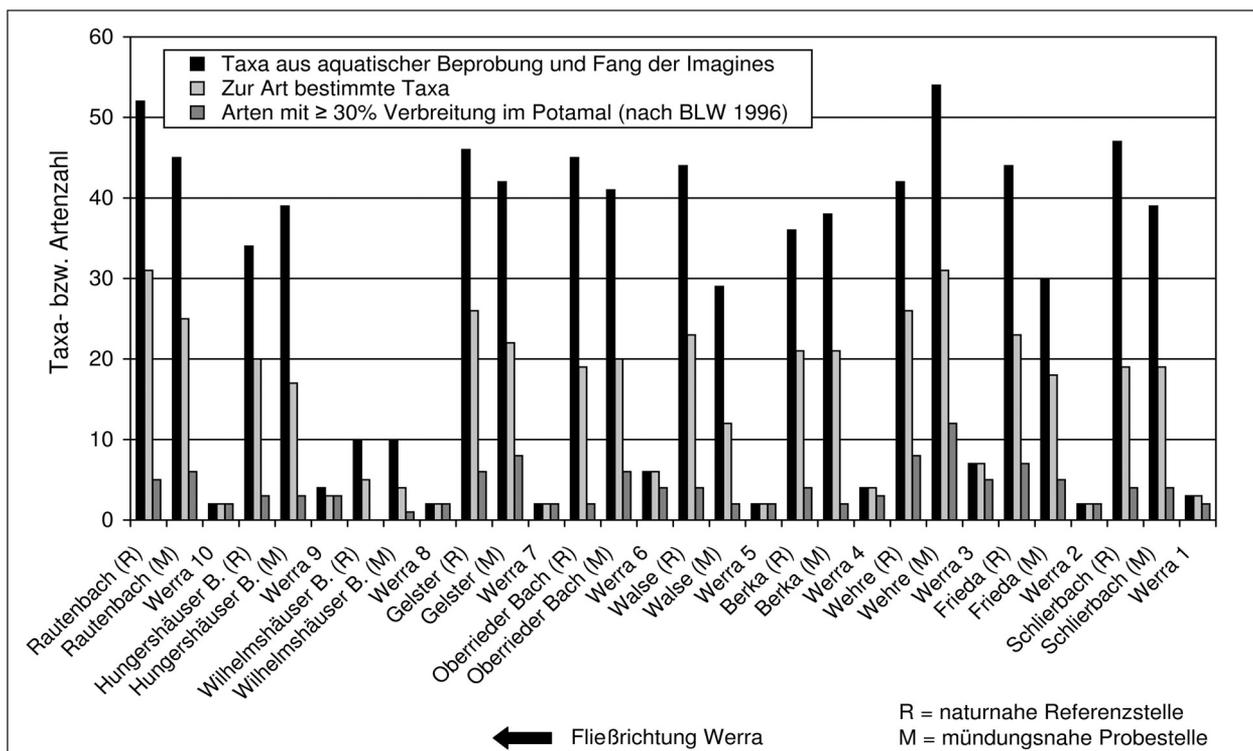


Abb. 10: Taxazahl des Makrozoobenthos der salzbelasteten unteren Werra und ihrer Hauptzuflüsse im Herbst 2001 mit Angabe der Zahl der Arten, die zu mindestens 30 % an Flüsse (Potamal) gebunden sind (aus HÜBNER & BRAUKMANN 2003)

oder Salzwasserformen zählen. Diese Algenmassenentwicklungen führen in den Sommermonaten häufig zu hohen Sauerstoff-Übersättigungen des Werra-Wassers mit O₂-Sättigungswerten über 200 %.

Als messbare Größe für diese eutrophierende Wirkung kann der Chlorophyll-a Gehalt verwendet werden. Dieser liegt in der unteren gestauten Werra in den Sommermonaten oft bis zum 10fachen über dem der unteren, ebenfalls gestauten Fulda (BÄTHE 2000). Im Gegensatz zu den vergleichbaren Nährstoff-Konzentrationen (Phosphat, Nitrat, s. Abb. 6) können die deutlich verschiedenen Kalium- und Magnesium-Konzentrationen beider Flüsse eine Erklärung für diese Unterschiede liefern.

Vollkommen anders wirken Kalium und Magnesium auf **Wassertiere**. Für viele Tiere sind erhöhte Gehalte dieser beiden Salze **toxisch** (SCHMITZ et al. 1967, KOOP 1994, KOOP & GRIESHABER 2000).

Durch eigene vergleichende chemische und biologische Untersuchungen der **Werra** und des **Salzbaches**, eines kleinen, von Natur aus salzreichen Baches in der Nähe von Witzenhausen, konnte festgestellt werden, dass sich diese beiden Gewässer sowohl in der chemischen Zusammensetzung der Salzkomponenten als auch im biologischen Besiedlungsbild deutlich voneinander unterscheiden.

Die folgende Tabelle gibt die Resultate des chemischen Vergleichs wieder.

Gewässer	pH	Lf µS/cm	K _{S4,3} mmol/L	Ges.- Härte (Ca ²⁺ +Mg ²⁺) mmol/L	Na ⁺ mg/L	K ⁺ mg/L	Ca ²⁺ mg/L	Mg ²⁺ mg/L	Ca ²⁺ /Mg ²⁺ - Verhältnis	Cl ⁻ mg/L	SO ₄ ²⁻ mg/L
Werra bei Witzenhausen	8,4	4897	3,9	9,8	586	96,3	132	159	0,8	1287	294
Salzbach	7,7	8113	5,8	11,2	1394	11,7	399	31	12,9	2072	746
Verhältnis Werra/Salzbach	1,1	0,6	0,7	0,9	0,4	8,2	0,3	5,1		0,6	0,4

Tab. 6: Vergleich der Salzkonzentrationen von Werra und Salzbach (Mittelwerte aus je 4 Messungen in 2003)

Tab. 6 zeigt, dass im Salzbach der Gesamt-Salzgehalt im Schnitt fast um das Doppelte höher ist als in der Werra bei Witzenhausen. Ähnliches gilt für den Chloridgehalt, der in der Literatur oft als Leitgröße für die Salzbelastung herangezogen wird.

Im Gegensatz hierzu ist der **Kaliumgehalt** in der Werra um mehr als das **8fache** und der **Magnesiumgehalt** um das **5fache höher** als im Salzbach.

Auch im Salzbach kommt die Brackwasseralge *Enteromorpha cf. intestinalis* bis in unmittelbare Quellnähe in großer Menge vor.

Die faunistischen Untersuchungen des Salzbaches ergaben, dass im Gegensatz zu *Enteromorpha* der Getigerte Flohkreb *Gammarus tigrinus*, der in der Werra die beherrschende Tierart des Makrozoobenthos ist, im Salzbach vollkommen fehlt. Statt dessen lebt hier der heimische *Gammarus pulex* als absolut dominierende Art. *G. pulex* kommt auch oberhalb der Salzbelastung in der Werra vor, nicht jedoch in der gesamten salzbelasteten Werra. Beide Gewässer weisen ansonsten eine **geringe Artenzahl** des Makrozoobenthos auf, viel geringer als die übrigen, nicht salzigen Zuflüsse.

Ein besonders für Gammariden wichtiger Verbreitungsfaktor ist das **Ca/Mg-Verhältnis**. Bereits 1953 hat DITTMAR festgestellt, dass *Gammarus pulex* bei einem Ca/Mg-Verhältnis kleiner als 2:1 nicht mehr vorkommt. So sind beispielsweise in den magnesiumreichen Dolomit-Bächen der bayerischen Kalkalpen *Gammarus pulex* und *G. fossarum* eine außergewöhnlich seltene Erscheinung, bzw. diese Arten fehlen in vielen Dolomit-Bächen völlig (BRAUKMANN 1997).

Das Ca/Mg-Verhältnis von 2:1 ist in der Werra mit 0,8 deutlich unterschritten, im Salzbach hingegen liegt es bei ca. 5:1.

Neben dem überhöhten Kaliumgehalt kann dieser Faktor eine wesentliche Ursache für das Fehlen von *Gammarus pulex* in der salzbelasteten Werra sein.

Gammarus pulex kann also auch, wie das Beispiel des Salzbaches belegt, bei einer hohen Gesamt-Salzkonzentration mit einer Leitfähigkeit von über 8000 µS/cm (dies entspricht etwa der Leitfähigkeit der Werra bei Gerstungen) lebensfähige Populationen ausbilden, sofern der Kalium-Gehalt niedrig und das Calcium/Magnesium-Verhältnis günstig ist.

Vor diesem Hintergrund erscheinen also weder der Gesamt-Salzgehalt noch die Chlorid-Konzentration als ausreichende ökologische Leitkriterien für die biologische Wirkung der Versalzung von Fließgewässern. Vielmehr sind neben der Höhe des Salzgehaltes die **qualita-**

tive Zusammensetzung und das Verhältnis der Konzentrationen der Salze und hier insbesondere das Ca/Mg-Verhältnis von großer ökologischer Bedeutung.

4 Ökologische Bewertung der salzbelasteten Werra

Die ökologische Situation der Werra wird von verschiedenen Faktoren bestimmt. Im Vordergrund steht eindeutig der hohe Eintrag von Salzen, vor allem, wie oben dargelegt, der ökologisch hochwirksamen Ionen Kalium und Magnesium.

Durch einen dominierenden Belastungsfaktor, wie beispielsweise die Salzbelastung, werden andere Belastungskomponenten, z. B. organische Abwasserinhaltsstoffe aus Kläranlagen, Regenüberläufen usw. oder der diffuse bzw. punktuelle Eintrag von Pflanzennährstoffen wie Nitrat und Phosphat, überlagert oder maskiert. Das heißt, andere, durchaus vorhandene Belastungsfaktoren wirken sich unter dem Einfluss der stark dominierenden Salzbelastung ökologisch kaum erkennbar aus.

4.1 Bewertung der Gewässergüte nach dem Saprobienystem

Nach dem bislang gültigen Saprobienystem wurde der salzbelastete Abschnitt der unteren Werra anhand des Makrozoobenthos in der letzten Gewässergütekarte Deutschlands (LAWA 2002) überwiegend in Klasse 4 (Güteklasse II-III) (von insgesamt 7 Klassen) eingestuft. Dies entspricht einer kritischen Belastung (vgl. Abb. 11).

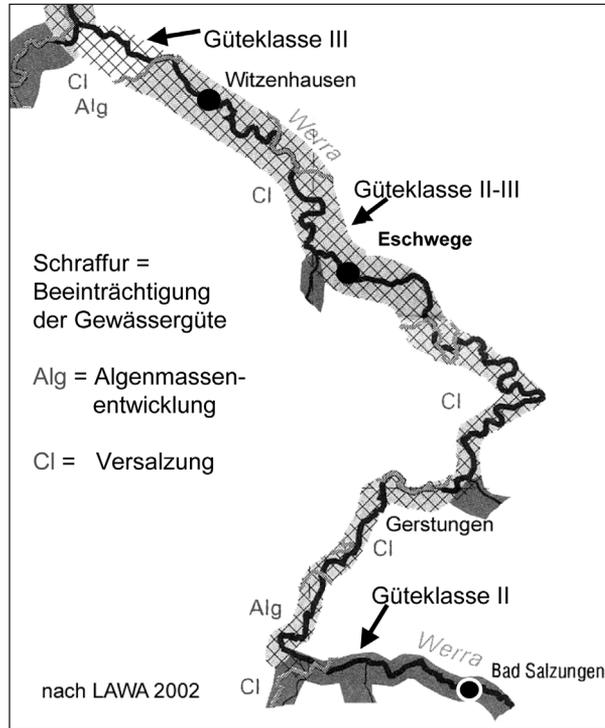


Abb. 11: Die Gewässergüte der Werra nach dem Saprobienystem der LAWA

Zu vergleichbaren Resultaten gelangt man bei der Auswertung der eigenen Untersuchungen vom Frühjahr 2003, wie in Tab. 7 und Abb. 12 dargestellt.

Verfahren	Parameter	Barchfeld	Gerstungen
Saprobien-Index (nach DIN 1992)	Saprobienindex	1,99	2,35
	Streuungsmaß	0,09	0,13
	Summe Häufigkeitsklassen	50	(8) nicht signifikant
	Güteklasse	II	II-III
Saprobien-Index (Indikatorarten und Individuenzahl nach ALF et al. 1992)	Saprobienindex	2,01	2,4
	Streuungsmaß	0,1	0,03
	Summe Häufigkeitsklassen	72	(12) nicht signifikant
	Güteklasse	II	II-III

Tab. 7: Saprobienindices von zwei Werra-Probstellen - Barchfeld, nicht salzbelastet, Gerstungen, salzbelastet.

Der nicht von Salz beeinträchtigte obere Bereich der Werra ist demnach mit Güteklasse II (mäßige Belastung) nur um eine Klasse besser bewertet als der salzbelastete Abschnitt der Werra bei Gerstungen. Teilweise ist in der Gütekarte der LAWA der nicht versalzene Abschnitt oberhalb von Barchfeld ebenso mit Güteklasse II-III bewertet wie der salzbelastete von Gerstungen flussabwärts.

Die Saprobielle Valenz der Untersuchungsstellen stellt die Verteilung der Mittelwerte der Indikatorwerte der Zeigerorganismen über die sieben Güteklassen des Saprobienystems dar. Aus der Lage der höchsten Säule ergibt sich die Gewässergüteklasse eines Fließgewässers. Die angrenzenden Säulen zeigen die Richtung an, in die das Gewässer – positiv oder negativ – tendiert. Zum Vergleich hauptsächlich saprobiell belasteter Gewässer eignet sich diese Darstellung sehr gut. Steht jedoch eine andere Belastung im Vordergrund, z. B. eine Salzbelastung, kann diese nicht angemessen bestimmt werden. Aus dem Verteilungsdiagramm ist lediglich eine graduelle Verschiebung der Belastungsschwerpunkte um eine Güteklasse abzulesen, wobei der Trend zu Güteklasse II bei der Probstelle Gerstungen den Unterschied zu Barchfeld noch verringert.

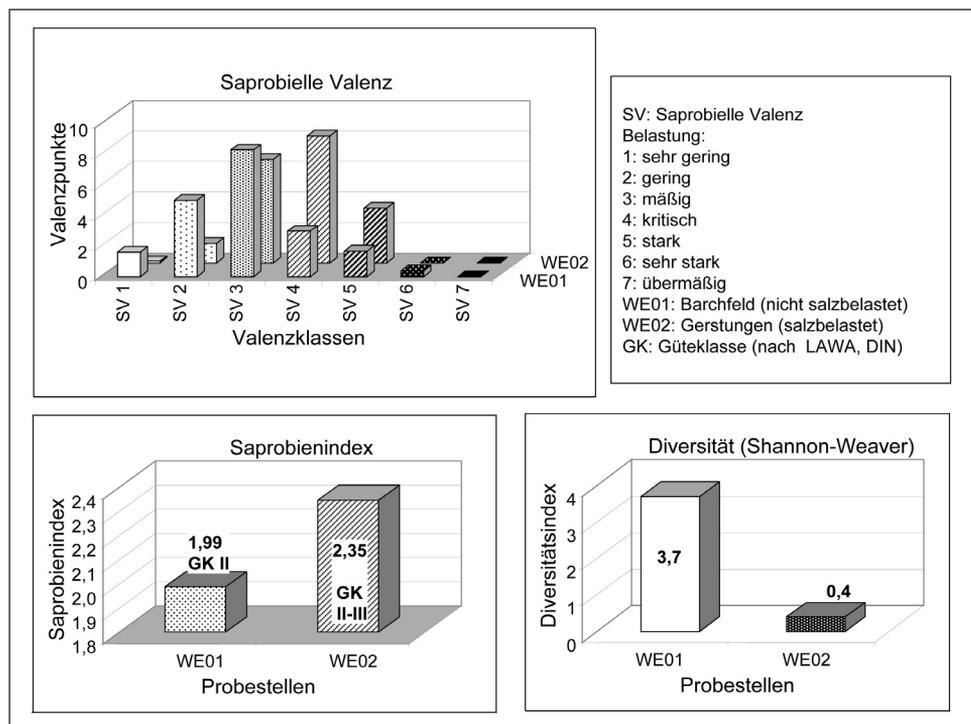


Abb. 12: Gewässergüte der Werra bei Barchfeld und Gerstungen (Saprobielle Valenzen, Saprobien- und Diversitätsindices) - Saprobielle Valenz: Verteilung der Indikatororganismen auf ein standardisiertes Spektrum von 20 Punkten auf 7 Güteklassen nach FRIEDRICH (1999)

Die saprobiologische Bewertung der salzbelasteten Werra spiegelt jedoch nicht annähernd den drastischen Wechsel der Fauna des Makrozoobenthos wider, der durch den Salzeinfluss im gesamten weiteren Verlauf der Werra ab Gerstungen hervorgerufen wird. Deutlich aussagefähiger ist hier schon der Vergleich der Taxa-Diversität von versalzten mit nicht versalzten Gewässerabschnitten nach SHANNON-WEAVER. Dieser Index gibt die Verteilung der Individuen auf die an beiden Probestellen vorhandenen Taxa wieder. Die Diversität der oberen, nicht salzbelasteten Probestelle bei Barchfeld ist etwa 9fach höher als an der unteren salzbelasteten Stelle bei Gerstungen (vgl. Abb. 12).

Die Bewertung der Gewässergüte eines salzbelasteten Gewässers wie der Werra mit dem Verfahren des Saprobienindex ist somit für die Beurteilung der ökologischen Qualität nicht nur unzureichend, sondern ungeeignet.

4.2 Bewertung des Makrozoobenthos der Werra nach dem Konzept der Wasser-rahmenrichtlinie

4.2.1 Biologischer Ähnlichkeitsvergleich ausgewählter Untersuchungsstellen

Das Konzept der Rahmenrichtlinie legt nahe, die Biozönosen der Werra ober- und unterhalb der Salzbelastung anhand der dort angetroffenen Organismen auf ihre biozönotische Ähnlichkeit hin zu analysieren. In der ökologischen Literatur gibt es hierfür zahlreiche Verfahren, die im Grunde alle auf der Berechnung von Ähnlichkeitsindices beruhen. Grundsätzlich kann man die Ähnlichkeit von Gewässerabschnitten anhand des gemeinsamen Vorkommens von Arten beurteilen. Ein häufig in der ökologischen Literatur angewandter Index zum Ähnlichkeitsvergleich verschiedener Zönosen ist der SÖRENSEN-Quotient. Mit ihm erfolgt ein binärer Vergleich aufgrund des Vorhandenseins bzw. Fehlens der Taxa ohne Berücksichtigung der Häufigkeit. Der SÖRENSEN-Quotient errechnet sich wie folgt:

Formel **SÖRENSEN-Quotient: $Soe = (2c) / (a + b + 2c)$**
 c = Anzahl der gemeinsamen Arten (Taxa) in beiden Proben
 a = Anzahl der nur in Probe a auftretenden Arten (Taxa)
 b = Anzahl der nur in Probe b auftretenden Arten (Taxa)

Ergebnis: $Soe = 20,4 \%$.

Bei alleiniger Berücksichtigung des Vorhandenseins von Arten bzw. Taxa stimmen **rein qualitativ** die Zoozönosen beider Messstellen zu rund 20 % überein.

Die ausschließliche Berücksichtigung des Vorkommens oder Fehlens von Arten ist jedoch für ökologisch relevante Aussagen unzureichend. In der Regel unterscheiden sich Lebensgemeinschaften nicht nur in ihrer qualitativen Artenzusammensetzung, sondern auch in der Häufigkeit der einzelnen Arten. Oft ändern sich unter dem Einfluss einer Belastung eher die quantitativen Aspekte als die qualitativen. Zudem ist (aus diesen Gründen) nach den Vorgaben der WRRL neben der Artenzusammensetzung auch die Häufigkeit (Abundanz) der Organismen zu erfassen und für die Bewertung heranzuziehen.

Einen Vergleich der Biozönosen anhand der **Häufigkeit** (Dominanzen = relative Abundanzen) der vorhande-

nen Taxa ermöglicht beispielsweise der sehr oft in ökologischen Arbeiten angewandte RENKONEN-Dominanzidentitäts-Index. Dieser wird nach der folgenden Formel berechnet:

Formel **RENKONEN DOMINANZ-INDEX: $RE = S \cdot \min D_{A,B}$**
 S = Summe; \min = minimale Dominanzwerte aus den Proben;
 D = Dominanz; a = Probe a; b = Probe b.
 Dieser Index bestimmt die Summe der jeweils kleinsten Dominanzwerte (D) der gemeinsamen Arten von den zu vergleichenden Proben.

Ergebnis: Vergleich Werra oberhalb der Salzbelastung in Barchfeld mit der Zone der stärksten Salzbelastung in Gerstungen: **$Re = 3,8 \%$**

Berücksichtigt man also die Individuenhäufigkeit (als Dominanz), so vermindert sich die Ähnlichkeit beider Messstellen im Vergleich zum SÖRENSEN-Index beträchtlich auf lediglich 3,8 %. Dieser außerordentlich niedrige Wert entspricht am ehesten dem Eindruck, der sich unmittelbar bei der Untersuchung im Gelände beim Vergleich beider Messstellen einstellt.

Nimmt man die Werra oberhalb der Salzbelastung, z. B. in Barchfeld, theoretisch als Referenzzustand für die Bewertung an und vergleicht diesen anhand des Makrozoobenthos mit dem salzbelasteten Abschnitt in Gerstungen, so ergibt dieser Vergleich je nach verwendetem Ähnlichkeitsindex also eine durchaus unterschiedliche Übereinstimmung der Lebensgemeinschaften von 20,4 % (nach SÖRENSEN) bzw. 3,8 % (nach RENKONEN).

Zur Illustration der Bedeutung der Individuenhäufigkeit wird im Folgenden die Werra an drei Untersuchungsstellen einmal nach dem Vorhandensein, zum Anderen zusätzlich anhand der Dominanzen verglichen. Das Ergebnis ist in Abb. 13 illustriert.

Die Darstellung in Abb. 13 zeigt, welche Bedeutung die Berücksichtigung der Individuenhäufigkeit der Taxa für die Bewertung hat. Die Unterschiede werden besonders im Vergleich der Probestellen Barchfeld/Gerstungen und Gerstungen/Witzenhausen deutlich. Im ersten Fall unterscheiden sich die Zoobenthosgemeinschaften nicht nur qualitativ in ihrer taxonomischen Zusammensetzung, sondern insbesondere durch die völlig verschiedenen Abundanzen der Taxa. Bei dem Vergleich der salzbelasteten Probestellen Gerstungen und Witzenhausen beruht die große Ähnlichkeit auf der in beiden Fällen vergleichbar hohen Dominanz von *Gammarus tigrinus*.

In einem Entwurf der WRRL wurden als eine Möglichkeit der Definition der fünf Klassen der ökologischen Qualität die sogenannten „ecological quality ratios“ (EQR) vorgeschlagen (vgl. Tab. 2 und Abb. 14).

Die Werra würde nach dem vergleichenden referenzorientierten Bewertungsansatz der Wasserrahmenrichtlinie und der Klassifikation in Abb. 14 ohne und mit Berücksichtigung der Abundanzen (oder Dominanzen) **in jedem Fall in Klasse 5, d. h. die schlechteste Klasse**, fallen. Nach den Vorgaben der WRRL ist die Abundanz für die Bewertung zu berücksichtigen. Diesem Erfordernis wird nur der Dominanz-Index nach RENKONEN, der im Ergebnis weitaus eindeutiger ausfällt, gerecht.

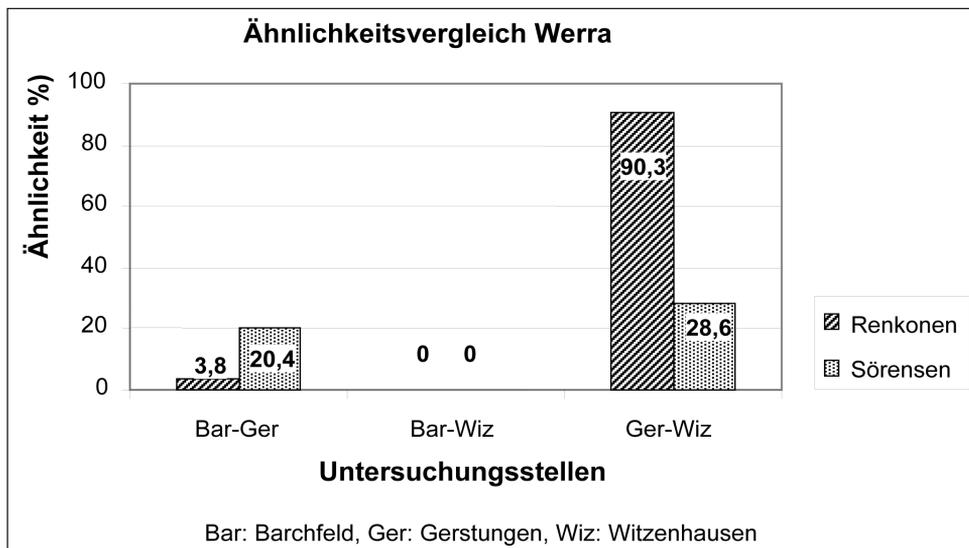


Abb.13: Ähnlichkeitsvergleich des Makrozoobenthos von drei Untersuchungsstellen an der Werra

Klassifikation der Abweichung von der Referenz

Ökologische Qualitäts-Klasse	Ökologischer Zustand	Prozent Übereinstimmung mit der Referenz (sehr guter Zustand)
1	sehr gut	> 95 – 100
2	gut	> 80 – 95
3	mäßig	> 60 – 80
4	unbefriedigend	> 30 - 60
5	schlecht	0 – 30

Die **Werra** würde nach diesem Schema in **Klasse 5** fallen!

Abb.14: Klassifikation der ökologischen Qualität der WRRL, Einstufung der Klassen als Übereinstimmung mit der Referenz

Damit wird nach den Bewertungskriterien der Wasserrahmenrichtlinie anhand des Makrozoobenthos (als einem Teilelement des biologischen Bewertungsverfahrens) für die Werra eindeutig ein biologischer Zustand festgestellt, der weit entfernt ist von der Zielvorstellung des anzustrebenden „guten ökologischen Zustandes“. Es wird deutlich, dass diese Bewertung merklich negativer ausfällt als die Beurteilung nach dem Saprobien-System, das wie oben ausgeführt, der spezifischen Salzbelastung und der ökologischen Gesamtsituation der Werra nicht gerecht wird.

Als Konsequenz aus diesem Ergebnis sind geeignete Maßnahmen für die Verbesserung der ökologischen Situation der Werra erforderlich. Im Falle der Werra zählt die **Salzbelastung** des Flusses eindeutig zu den **signifikanten Belastungen**, die es durch geeignete Sanierungsverfahren zu verringern gilt.

Angesichts dieses Güte-Defizits erscheint es angebracht, **frühzeitig** und **vorausschauend** ein **Konzept** zu entwickeln, mit dem in enger Kooperation mit dem Unternehmen K+S Kali GmbH die **ökologische Situation der Werra** durch **geeignete Maßnahmen verbessert** werden kann. Ein denkbarer Weg wäre, einerseits die Salztoleranzschwellen natürlicherweise standorttypischer Benthosorganismen der Werra, wie sie z. B. oberhalb der Salzeinleitung noch zu finden sind, systema-

tisch zu erforschen. **Gleichzeitig** sollten **verbesserte Verfahren der Salz-Trennung und -aufbereitung** entwickelt werden, mit denen die ökologisch bedeutsamen und gleichermaßen wirtschaftlich interessanten Ionen Kalium und Magnesium besser als bisher von der Werra ferngehalten werden können.

Danksagung

Die Autoren bedanken sich bei der Flussgebietsgemeinschaft Weser für die freundliche Genehmigung zur Wiedergabe von Tab. 1 und Abb. 5 und bei Frau Helga Illies für die freundliche Erlaubnis zur Verwendung von Abb. 2.

Hinweis:

Typische Organismen der Fließgewässer im Einzugsgebiet der Werra sind auf den Tafeln 2 und 3, S. 226 und 227 abgebildet.

5 Quellenverzeichnis

5.1 Literatur

ALF, A., BRAUKMANN, U., MARTEN, M. & VOBIS, H. 1992: Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung – Arbeitsanleitung, LfU (Hrsg.), Handbuch Wasser 2 Loseblattsammlung, Karlsruhe.

- BÄTJE, J. 2000: Entwicklung der biologischen Gewässergüte in Werra und Weser – Beweissicherungsprogramm. – Tagungsband Fachtagung ARGE Weser: Salz in Werra und Weser, 23.05.2000: 47-76, Kassel.
- BISS, R., KÜBLER, P., PINTER, I. & BRAUKMANN, U. 2002: Leitbildbezogenes biozönotisches Bewertungsverfahren für Fließgewässer in der Bundesrepublik Deutschland – Ein erster Beitrag zur integrierten ökologischen Fließgewässerbewertung. – Umweltbundesamt (Hrsg.) Texte 62 02 (CD): 160 S. + 200 S., Anhang, Berlin.
- BLW (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT) (Hrsg.) 1996: Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. – Informationsber. 4/96. 543 S., München.
- BRAUKMANN, U. 1997: Zooökologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie.- Archiv für Hydrobiologie, Ergebnisse der Limnologie Beiheft 26, Schweizerbart: 355 S., Stuttgart.
- BRAUKMANN, U. 2000: Hydrochemische und biologische Merkmale regionaler Fließgewässertypen in Baden-Württemberg. – Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 56. – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: 501 S. + Anhang, Karlsruhe.
- BRAUKMANN, U., BISS, R., KÜBLER, P. & PINTER, I. 2001: Ökologische Fließgewässerbewertung. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2000 (Magdeburg): 24-53, Tutzing.
- BRAUKMANN, U., HAASE, P., RAWER-JOST, C. KAPPUS, B., BISS, R. & KÜBLER, P. 2002: Operationelle Taxaliste des Makrozoobenthos für Fließgewässeruntersuchungen. – In: BISS, R., KÜBLER, P., PINTER, I. & BRAUKMANN, U. 2002: Leitbildbezogenes biozönotisches Bewertungsverfahren für Fließgewässer in der Bundesrepublik Deutschland. – Umweltbundesamt (Hrsg.) Texte 62 02 (CD): Anhang: 19 S., Berlin.
- BRIEM, E. 2003: Gewässerlandschaften der Bundesrepublik Deutschland. – ATV-DVWK (Hrsg.), Hennef.
- DIN 38410 T. 2 1992: Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung: Bestimmung des Saprobienindex (M2). In: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Weinheim.
- DITTMAR H, 1953: Hat das Verhältnis von Kalzium zu Magnesium einen Einfluss auf die Besiedlung der Forellengewässer mit dem Bachflohkrebs *Gammarus pulex fossarum* Koch?- Natur und Heimat 13. Münster.
- DVWK (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU) 1993: Salz in Werra und Weser – Ursachen, Folgen, Abhilfe. DVWK-Mitteilungen 24: 187 S., Bonn.
- FGG WESER (FLUSSGEBIETSGEMEINSCHAFT WESER) (Hrsg.) 2003a: Wesergütebericht 2002: 100 S., Hildesheim.
- FRIEDRICH, G. 1999: Saprobienindex. – In: TÜMPLING & FRIEDRICH (Hrsg.): Biologische Gewässeruntersuchung. – G. Fischer: 270-286, Jena [u.a.].
- HERING, D., BUFFAGNI, A., MOOG, O., SANDIN, L., SOMMERHÄUSER, M., STUBAUER, I., FELD, C., JOHNSON, R., PINTO, P., SKOULIKIDIS, N., VERDONSCROT, P. & ZAHRÁDKOVÁ, S. 2003: The development of a system to assess the ecological quality of streams based on macroinvertebrates – design of the sampling programme within the AQEM project. – Int. Revue ges. Hydrobiol. 88: 345-361, Berlin.
- HÜBNER, G. 2002: Die historische Fischfauna der unteren Werra. – Philippia 10 (2): 119-129, Kassel.
- HÜBNER, G. & BRAUKMANN, U. 2003: Makrozoobenthos der unteren Werra und ihrer Hauptzuflüsse – Eine erste Analyse des naturräumlichen Wiederbesiedlungspotenzials – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht (Braunschweig): 354-357, Werder.
- HÜTTE, M. 2000: Ökologie und Wasserbau. – Parey: 280 S., Berlin [u.a.].
- ILLIES, J. (Hrsg.) 1978: Limnofauna Europaea. – 2. Aufl., G. Fischer: XVII + 532 S. + 1 Kt, Stuttgart.
- KOOP, J. H. E. 1994: Akute und subakute Einflüsse von Kaliumchlorid-Belastungen in Fließgewässern auf den Energiestoffwechsel von *Gammarus pulex* (L.) und *Gammarus tigrinus* (Sexton). – Diss. Heinrich Heine Universität, Düsseldorf.
- KOOP, J. H. E. & GRIESHABER, M. K. 2000: The role of ion regulation in the control of distribution of *Gammarus tigrinus* (Sexton) in salt-polluted rivers. – J. Comp. Physiol. B., Springer: 75-83. Heidelberg [u.a.].
- LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) 2001: Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. – Unterausschüsse des EU-Kontaktausschusses, Vorarbeiten zur fachlichen und rechtlichen Umsetzung der EG- Wasserrahmenrichtlinie, Stand: 20.02.2001: 67 S. + Anhang.
- LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) 2002: Gewässergüteatlas der Bundesrepublik Deutschland – Biologische Gewässergütekarte 2000, Kulturbuch-Verlag: 60 S. + Karte u. Folien, Berlin.
- NAIMAN, R. J., LONZARICH, D. G., BEECHIE, T. J. & RALPH, S. C. 1992: General principles of classification and the assessment of conservation potential in rivers. – In: Boon, P. J.; Calow, P. & Petts, G. E. (Hrsg.): River conservation and management. – Wiley & Sons: 93-124, Chichester [u.a.].
- NORGALL, T. 2002: Die EU-Wasserrahmenrichtlinie – ein wichtiges Thema für den Naturschutz. – Jahrbuch Naturschutz in Hessen 7: 22-26, Zierenberg.
- SCHMEDTJE, U., SOMMERHÄUSER, M., BRAUKMANN, U., BRIEM, E., HAASE P. & HERING, D. 2001: ‚Top down – bottom up‘-Konzept einer biozönotisch begründeten Fließgewässertypologie Deutschlands. – Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2000 (Magdeburg): 147-151, Tutzing.
- SCHMITZ, W. 1960: Die Einbürgerung von *Gammarus tigrinus* Sexton auf dem europäischen Kontinent. – Arch. Hydrobiol. 57: 223-225, Stuttgart.
- SCHMITZ, W., BESCH, W. U. & KNEISSL, L. 1967: Die Salzgehaltstoleranz von *Gammarus pulex pulex* (L.), *Gammarus tigrinus* Sexton und *Asellus aquaticus* (L.) in Abhängigkeit von der relativen Konzentration der Kationen Na, Mg, K und Ca. – Int. Revue ges. Hydrobiol. 52: 589-616, Berlin.
- WRRL (EU-Wasserrahmenrichtlinie) 2000: Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. – Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L327/1 vom 22.12.2000, Luxemburg.

5.2 Internet-Zitate

- FGG WESER (FLUSSGEBIETSGEMEINSCHAFT WESER) (Hrsg.) 2003b: Die Flussgebietseinheit Weser. – http://arge-weser.de/hydrologie_neu.html. Stand 12/2003.
- HLUG (HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE) 2001: Messprogramm: Fließgewässer Kategorie I, HGM – Daten 2000. – <http://www.hlug.de/medien/wasser/gewaesserguete/design/beginn.htm>.

Anschrift der Verfasser:

Prof. Dr. Ulrich Braukmann
 Dipl.-Ing. Gerd Hübner
 Universität Kassel
 Fachgebiet
 Gewässerökologie und Gewässerentwicklung
 Nordbahnhofstr. 1a
 37213 Witzenhausen
 e-Mail: u.braukmann@uni-kassel.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Jahrbuch Naturschutz in Hessen](#)

Jahr/Year: 2003

Band/Volume: [8](#)

Autor(en)/Author(s): Braukmann Ulrich, Hübner Gerd

Artikel/Article: [Gewässerökologische Forschung an der Werra und die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union 17-30](#)