



# Trinkwasserbiologie aktuell



Neue biologische Verfahren im  
Grund- und Trinkwassermanagement

Forschung und praktische Anwendung

### **Zitiervorschlag des Sammelbandes:**

Hahn, H. J.; Siemensemeyer, T.; van den Berg-Stein, S.;  
Burghardt, D.; Schwenk, K. (2019):  
Trinkwasserbiologie aktuell – Neue biologische Verfahren  
im Grund – und Trinkwassermanagement. Rechtliche  
Anforderungen und praktische Anwendung, Institut für Grund-  
wasserökologie IGÖ GmbH, Landau in der Pfalz, 98 Seiten.

### **Zitiervorschlag der Einzelbeiträge:**

z. B. Westphal, B. (2019): Das Arbeitsblatt DVGW W271:  
Ansatz und Hintergrund. In: Hahn, H.J.; Siemensemeyer, T.;  
van den Berg-Stein, S.; Burghardt, D.; Schwenk, K:  
Trinkwasserbiologie aktuell, S. 7–9, Institut für Grund-  
wasserökologie IGÖ GmbH, Landau in der Pfalz.

**Titelfoto:** Dr. Karsten Grabow

### **Impressum**

#### **Herausgeber**

Hans Jürgen Hahn  
Tobias Siemensemeyer  
Susanne van den Berg Stein  
Diana Burghardt  
Klaus Schwenk

Institut für Grundwasserökologie IGÖ GmbH  
Im Niederfeld 15  
76829 Landau in der Pfalz  
[www.groundwaterecology.de](http://www.groundwaterecology.de)

Für den Inhalt ihrer Beiträge sind  
ausschließlich die Autoren verantwortlich.

Landau, im Dezember 2019



# Trinkwasserbiologie aktuell

Neue biologische Verfahren im  
Grund- und Trinkwassermanagement

Forschung und praktische Anwendung

Hans Jürgen Hahn, Tobias Siemensmeyer, Susanne van den Berg-Stein,  
Diana Burghardt, Klaus Schwenk

Gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF)



Bundesministerium  
für Bildung  
und Forschung



TECHNISCHE  
UNIVERSITÄT  
DRESDEN



UNIVERSITÄT  
KOBLENZ · LANDAU



INSTITUT FÜR  
GRUNDWASSER  
ÖKOLOGIE GMBH  
INSTITUTE FOR GROUNDWATER ECOLOGY

## Grußwort

Seit Jahren engagieren sich das Institut für Grundwasserökologie IGÖ GmbH und das Institut für Umweltwissenschaften der Universität Koblenz-Landau auf dem Campus Landau zusammen mit den hydrogeologischen Fachverbänden für den Schutz und die Qualität unseres Trinkwassers, und zwar dort, wo es herkommt: an der Quelle.

Das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) unterstützt diese Initiative seit 2014 im Rahmen der Nationalen Forschungsstrategie Bioökonomie 2030 mit dem Förderprogramm KMU-innovativ: Biotechnologie – BioChance sowie im Rahmen der Forschung für Nachhaltigkeit und Entwicklung (FONA) mit der Fördermaßnahme Regionales Wasserressourcenmanagement. Gefördert werden innovative, anwendungsorientierte Forschungsprojekte kleiner und mittlerer Unternehmen (KMU) als Einzelvorhaben oder im Verbund mit Akteuren aus der Wissenschaft. Im Vordergrund solcher zukunftsweisender Projekte stehen sowohl der ökologische und gesellschaftliche Nutzen als auch die Verwertung der Projektergebnisse –mit Fokus auf Nachhaltigkeit und Ressourcenschutz.

Der IGÖ GmbH ist es in beispielhafter Weise gelungen, durch die Entwicklung innovativer biologischer Verfahren wichtige Anstöße zur Sicherung und Verbesserung unserer Trinkwasserqualität zu geben. Besonders die enge Zusammenarbeit mit nationalen und internationalen Forschungsgruppen und der Austausch mit den Fachleuten aus der Trinkwassergewinnung vor Ort sowie in den Gremien zur Leitlinienverfassung sind hier hervorzuheben.

Das breite Spektrum der Beiträge in diesem Übersichtsband zeigt, wie wichtig es ist, auf diesem Feld intensiv zusammenzuarbeiten – über Fach- und Ländergrenzen hinweg. Nur multidisziplinär und grenzüberschreitend kann auch in Zukunft eine der kostbarsten Ressourcen in einwandfreier Qualität erhalten bleiben: das Trinkwasser.



Dr. Eleonore Glitz (Projektträger Jülich, Bioökonomie)

## Vorwort

Liebe Leserin, lieber Leser,

lange Jahre war die Biologie des Grund- und Trinkwassers ein Stiefkind der Wissenschaft, und in der Praxis der Trinkwasserversorgung und der Wasserwirtschaft spielte sie kaum eine Rolle. Erstaunlich eigentlich, denn sauberes Trinkwasser ist in erster Linie das Ergebnis biologischer Vorgänge.

Mittlerweile hat ein Umdenken eingesetzt, welches sich nicht zuletzt auch in der Neuauflage der DVGW-Hinweise W 271 zeigt: Grundlegend überarbeitet ist das W 271 („Invertebraten in Trinkwasserversorgungsanlagen“) im April 2018, nun als Technische Regel/Arbeitsblatt, in neuer Auflage erschienen. Mit dem ebenfalls 2018 in Kraft getretenen EU-Tierarzneimittelleitfaden sind erstmals auch die Grundwasserökosysteme und deren Gefährdung durch Medikamente von Rechts wegen zu berücksichtigen.

Das neue Arbeitsblatt W 271 beschreibt den Stand der Technik und setzt verbindliche Maßstäbe für den Umgang mit den in der Wasserversorgung lebenden Organismen. Im Vordergrund steht die Qualitätssicherung. Gleichzeitig wird nach der neuen Trinkwasserverordnung und der EU-Trinkwasserrichtlinie der Risikobewertung eine größere Bedeutung zugewiesen, die nun bereits in den Gewinnungsgebieten beginnt. Das Arbeitsblatt W 271, das das Trinkwasser „von den Gewinnungsgebieten bis zu den Hausanschlüssen“ im Blick hat, berücksichtigt deshalb auch die Möglichkeiten der Bioindikation.

Bioindikation in der Praxis der Trinkwasserversorgung und der Wasserwirtschaft bedeutet, die vielfältigen Informationen, die uns die Tiere und Mikroorganismen als Spiegelbild ihrer Umwelt liefern, für den Trink- und Grundwasserschutz zu nutzen. Gerade in diesen angewandten Bereichen hat die wissenschaftliche Forschung in den vergangenen Jahren große Fortschritte gemacht: Invertebraten (wirbellose Tiere) und Bakterien stehen als hervorragende Indikatoren für Oberflächenwassereinträge in das Grundwasser zur Verfügung. Innerhalb der Versorgungsanlagen zeigen die Tiere die Menge des organischen Materials und damit den Reinigungsbedarf an. Mittels genetischer Verfahren lassen sich heute zusätzlich die Herkunft und Fließpfade der Wässer im Einzugsgebiet genauso bestimmen, wie die Eintrags- und Verbreitungspfade von Tieren in Versorgungsanlagen. Zahlreiche weitere Verfahren befinden sich in der Entwicklung oder bereits in der Erprobung.

Angesichts der rasch voranschreitenden Entwicklung wird es für den Praktiker/ die Praktikerin, sei sie/ er aus der Wasserversorgung, einem hydrogeologischen Büro oder einer Wasserwirtschaftsbehörde, zunehmend schwieriger, die für sie/ ihn relevanten Verfahren im Blick zu behalten. Mit „Trinkwasserbiologie aktuell“, einer Zusammenstellung von Kurzbeiträgen namhafter Autoren aus Praxis und Wissenschaft, versuchen die Herausgeber eine streiflichtartige Übersicht über die aktuellen biologischen Verfahren und deren Anwendungsmöglichkeiten für die Praxis der Trinkwasserversorgung und der Wasserwirtschaft zu geben. Viele der für die Entwicklung der neuen Verfahren relevanten F&E-Vorhaben der vergangenen Jahre wurden dankenswerterweise vom Bundesministerium für Bildung und Forschung gefördert, insbesondere auch im Rahmen des Programms ‚KMU-innovativ‘. Ebenso danken wir allen Autorinnen und Autoren ganz herzlich für ihre Beiträge.



PD Dr. Hans Jürgen Hahn (Institut für Grundwasserökologie IGÖ GmbH)



Dr. Diana Burghardt (TU Dresden, Institut für Grundwasserwirtschaft & Fachsektion Hydrogeologie in der Deutschen Gesellschaft für Geowissenschaften e. V. (FH-DGGV))



Prof. Dr. Klaus Schwenk (Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, Institut für Umweltwissenschaften)



## Inhalt

<b>„Neue Baustellen“ – Herausforderungen und Chancen für die Wasserversorgung</b> .....	<b>6</b>
■ Das Arbeitsblatt DVGW W271: Ansatz und Hintergrund .....	7
■ Auswirkungen von Wärmeeinträgen auf Grundwasserlebensgemeinschaften .....	11
■ Genetik und Genomik der Grundwasserorganismen – Science-Fiction oder neue Werkzeuge für die Trinkwasserversorgung? .....	15
<b>Technische Regel – Arbeitsblatt DVGW W 271</b> .....	<b>22</b>
■ Tierische Begleiter des Trinkwassers – Das neue DVGW-Arbeitsblatt W 271 .....	23
■ Beprobungstechniken für Invertebraten im Trink- und Grundwasser .....	27
■ Sind Grundwasserkrebse geeignete Schadstoffstresszeiger für Ökotoxikologie und online Biomonitoring der (Trink-)Wasserqualität? .....	31
■ Oberflächenwassereintrag? Bewertung von Brunnen und Quelfassungen .....	35
■ StygoTracing-Netz: Ermittlung von Eintrags- und Ausbreitungspfaden in TVA .....	39
<b>Trinkwasserbiologie in der Praxis</b> .....	<b>42</b>
■ Wie geh' ich's an? Umsetzung des W 271 in der betrieblichen Praxis .....	43
■ Weiterbildungs- und Dienstleistungsangebote für Wasserversorgung und Fachbehörden .....	47
■ Faunistische Bewertung von Quelfassungen – Praktischer Nutzen .....	51
■ Langzeit-Invertebratenmanagement in der Aufbereitung .....	53
■ Was ist viel? Invertebraten in Trinkwasserversorgungsanlagen .....	57
■ StygoTracing: Praktische Anwendung populationsgenetischer Verfahren .....	61
<b>Risikobewertung in den Einzugs- und Gewinnungsgebieten</b> .....	<b>64</b>
■ Änderungen im regionalen Wasserhaushalt – Aktuelle Herausforderungen im Wasserressourcenmanagement .....	65
■ Leitfaden für die Ökologische Bewertung von Grundwasserökosystemen .....	69
■ Das B-A-E Konzept: Ein Ansatz zur mikrobiologisch-ökologischen Bewertung und Überwachung von Grundwasserökosystemen .....	73
■ Grundwasserprobennahme für die mikrobiologische Analyse mittels speziellem Probennahmesystem .....	77
■ Grundlagen und Fallbeispiele der Isotopenhydrogeologie .....	81
■ Markierungsmethoden in der Hydrogeologie .....	85
■ Entwicklung und Anwendung von molekularbiologischen Monitoring-Methoden zum Nachweis der aktiven Denitrifikation .....	87
■ Microbial Source Tracking – Molekularbiologische Identifizierung fäkaler Eintragsquellen .....	91
■ Thermische Bewertung des Grundwassers .....	95

# „Neue Baustellen“

Herausforderungen und Chancen für die Wasserversorgung

# Das Arbeitsblatt DVGW W 271: Ansatz und Hintergrund

Burkhard Westphal<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

1997 hat der DVGW den Hinweis W 271 „Tierische Organismen in Wasserversorgungsanlagen“ als technische Mitteilung herausgegeben. Anknüpfend an diese Vorlage wurde das W 271 unter ökologischen Gesichtspunkten vollständig überarbeitet und die Neufassung im April 2018 als Arbeitsblatt mit normativem Charakter unter dem Titel: „Invertebraten in Wasserversorgungsanlagen; Vorkommen und Empfehlungen zum Umgang“ herausgegeben. Wasserversorger sollten das Thema „Tiere“ in den Betriebsalltag integrieren und sich durch gelegentliche Kontrollen einen Überblick über die Besiedlungssituation verschaffen. Anhand der Untersuchungen sollen ästhetische oder hygienisch relevante Sondersituation rechtzeitig erkannt und bei Bedarf effiziente Abhilfemaßnahmen durchgeführt werden. Hierzu liefert das W 271 ausführliche Anleitungen.

Als Fazit soll verständlich werden, dass in geringer Zahl das Vorkommen von Invertebraten im Trinkwasser normal ist und sie sowohl in hygienischer, als auch in ästhetischer Hinsicht unproblematisch sind.

## Struktur des Arbeitsblattes

- Ökologische Grundlagen
- Probenahme und Untersuchungsstrategien
- Gegenmaßnahmen bei auffälligem Vorkommen
- Bewertung und Kommunikation

Ergänzend zum Arbeitsblatt W271 wurde im Juni 2017 die DVGW-Information Wasser Nr. 91 herausgegeben, mit Fallbeispielen zum Auftreten von Invertebraten und Steckbriefen mit Bildmaterial sowie Erläuterungen zur Biologie der in den Anlagen vorkommenden Tiergruppen.

## Einleitung

In sauerstoffhaltigen Oberflächen-, Grund- und Quellwässern kommen neben Bakterien nahezu immer auch kleinere Tiere vor, die bei der Trinkwassergewinnung über die Wasserfassungen in die Aufbereitungsanlagen gelangen. Trinkwasseraufbereitungsanlagen sind zwar generell darauf ausgelegt, tierische Organismen aus dem Wasserstrom zu eliminieren, einige speziell angepasste Kleintiere des Rohwassers können aber die mit natürlichem Lockergestein vergleichbaren Standortbedingungen in Aufbereitungsfiltern zur Ansiedlung und Vermehrung nutzen, indem sie sich in das Filterbett hineinarbeiten und diesen als Lebensraum nutzen. Das ist aufbereitungstechnisch durchaus erwünscht, denn die Tiere tragen in enger Gemeinschaft mit den Mikroorganismen am biologischen Abbau der Wasserinhaltsstoffe bei.

Typische Filterbewohner sind zwar standorttreu. Es ist aber nicht zu vermeiden, dass ein Teil der Tiere ins Reinwasser ausgetragen wird. Da sie und insbesondere ihre Dauerstadien im

Allgemeinen gegen die zugelassenen Desinfektionsmitteln recht unempfindlich sind, enthält das ins Netz abgegebene Trinkwasser neben mineralischen Trübstoffen in den meisten Fällen auch einige Kleintiere.

## Historie

In früheren Jahren war das Vorkommen von Tieren in Wasserversorgungsanlagen allgemein bekannt und bereits mit der Einführung zentraler Wasserversorgungen waren mikroskopische Untersuchungen der im Trinkwasser vorkommenden wirbellosen Kleintiere („Invertebraten“) zur Charakterisierung der Trinkwasserbeschaffenheit üblich. Beurteilt wurde der Zustand der Gewinnungs-, Aufbereitungs- und Verteilungsanlagen anhand der vorkommenden Arten, deren Zeigerwerten sowie ihrer Häufigkeit.

Mit der Optimierung der Aufbereitungstechniken und der apparativen Weiterentwicklung der chemischen Analytik in den 1960er und 1970er Jahren rückten neben den mikrobio-

**Keywords:** DVGW-Regelwerk, Trinkwassergüte, Invertebraten, Besiedlung

<sup>1</sup> Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH, Gelsenkirchen

logischen Kontrollen die chemischen Untersuchungen mehr und mehr in den Vordergrund der Güteüberwachung des Trinkwassers. Mikroskopisch-biologische Untersuchungen verloren hingegen zunehmend an Bedeutung. Etwa ab 1970 gab es in der Branche nahezu keine Kommunikation mehr zu dem Thema. Als Folge ging auch die bis dahin vorhandene Kenntnis, dass kleine Tiere übliche Begleiter in Trinkwasserversorgungsanlagen sind, verloren. Das Trinkwasser wurde als eine Ressource angesehen und propagiert, dass Invertebraten nicht vorkommen und die Besiedlung mit tierischen Organismen wurde zum Tabuthema. Zerstreut vorliegende Kenntnisse über Tiere wurden als Betriebsgeheimnisse betrachtet und Informationen darüber waren nicht mehr allgemein verfügbar.

Eine Wende brachte der 1997 herausgegebene DVGW-Hinweis W 271. Hier wurden anknüpfend an das Wissen der 1950er Jahre und auf Grundlage der teilweise noch vorhandenen Erfahrungen der Bearbeiter die zur Verfügung stehenden Kenntnisse zusammengefasst und mit hohem Praxisbezug Beprobungs-, Vermeidungs- und Minimierungsstrategien für Wasserversorgungsanlagen beschrieben.

## Hygienische Aspekte

In Mitteleuropa kommen in den für die Trinkwassergewinnung genutzten Rohwässern keine freilebenden pathogenen Invertebraten vor. Durch im Trinkwasser eventuell vorkommende Tiere ist eine unmittelbar gesundheitliche Gefährdung daher auszuschließen. Beim Auftreten von Invertebraten ist allerdings dringend abzuklären, ob Organismen über ungesicherte Pfade von außen in die Anlagen eindringen können. Solche Schlupflöcher sind unverzüglich zu schließen.

## Gesetzliche und technische Vorgaben

Zum Vorkommen von Invertebraten im Trinkwasser gibt es keine unmittelbaren gesetzlichen Regelungen. Die EG-Trinkwasserrichtlinie von 1980 enthielt allerdings einen Passus, wonach im Trinkwasser keine geformten Elemente (Algen, Parasiten und „Animalcula“) enthalten sein dürfen. Er wurde bei der Neufassung der Richtlinie im Jahr 1998 gestrichen. Eine ähnlich lautende Formulierung in der DIN 2000 aus dem Jahre 1973 („Mit bloßem Auge sichtbaren Organismen, Tier- und Pflanzenreste sowie ungelöste organische Stoffe dürfen im Trinkwasser nicht enthalten sein,“) wurde bei der Neufassung der Norm ebenfalls gestrichen.

Formalrechtlich betrachtet ist ein mit Invertebraten besiedeltes Trinkwasser nicht zu beanstanden. Unabhängig davon haben das Minimierungsgebot der TrinkwV und die Appetitlichkeit eine hohe betriebliche Relevanz. Es war mit ausschlaggebend dafür, das DVGW W 271 aus dem Jahre 1997 zu überarbeiten und als DVGW-Arbeitsblatt neu zu erstellen.

## Grundlagen der Besiedlung von Trinkwasserversorgungsanlagen

Auch in technisch geschaffenen Systemen wie die zur Trinkwasserversorgung gelten die an natürlichen Standorten wirkenden ökologischen Grundregeln. Aus ökologischer Sicht sind Wasserversorgungsanlagen zwar Extremstandorte mit einem sehr geringen Nährstoffangebot und für eine Ansiedlung recht ungünstigen hydraulischen Verhältnissen, dennoch gibt es hieran speziell angepasste Lebensformen, die diese Standorte dauerhaft besiedeln können. Daher sind auch nach dem heutigen Stand der Technik aufbereitete und verteilte Trinkwässer im Allgemeinen nicht frei von Invertebraten.

Generelle Voraussetzungen dafür, dass ein Standort als Lebensraum erfolgreich besiedelt werden kann, sind neben der Verfügbarkeit von Wasser und Nahrung, zuträgliche Temperaturen, ein Mindestgehalt an Sauerstoff, Wohnraum der Schutz vor Feinden bietet und zur nachhaltigen Besiedlung müssen zudem Vermehrungsmöglichkeiten gegeben sein. In Trinkwasserversorgungsanlagen sind darüber hinaus insbesondere auch Mechanismen wichtig, die das Verdriften in den Trinkwasserstrom verhindern.

Wasser in guter Qualität, ausreichend Sauerstoff und moderate Temperaturen liegen im Trinkwasser im Allgemeinen vor. Nahrungsbasis sind vor allem mikrobielle Biofilme und ggf. vorhandene nicht vollständig mineralisierte organische Reststoffe (Detritus). Bevorzugte Lebensräume sind Aufbereitungsfilter mit granulären Medien (wie Sand, Kies, Aktivkohle usw.). Im Netz sind Tiere vor allem in laminar strömenden Randbereichen der Leitungen und insbesondere in Leitungs- und Behälter-sedimenten zu finden. Ein davon abweichender besiedelbarer Lebensraum sind die Wasserkörper von Behältern. Vorteilhaft für die Wasserversorgung ist, dass der transportierte Trinkwasserstrom in den Rohrleitungen im Grundsatz nicht besiedelbar und allenfalls eine wolkenartige Verdriftung aus den Wohnstätten möglich ist.

Die Lebensgemeinschaften im Trinkwasser haben zwar eine vergleichsweise einfache Struktur, dennoch bilden sich aber auch hier generell Nahrungsnetze bestehend aus Produzenten, Zersetzern, Konsumenten, Räubern und teilweise auch Räubern höherer Ordnung aus. Im Allgemeinen dominieren kleinere mit bloßem Auge nicht sichtbare Tiere. Je nach den vorliegenden Verhältnissen können die Invertebraten aber auch eine Größe von ein bis zwei Zentimetern erreichen.

### **Neufassung des DVGW-W 271 als Arbeitsblatt**

Seit der Herausgabe des DVGW Hinweises W 271 im Jahre 1997, haben sich verschiedene Institute und Laboratorien wieder schwerpunktmäßig mit dem Thema „Invertebraten“ im Trinkwasser befasst und sind bei Nachfragen zu der Thematik unterstützend tätig geworden. Die zwischenzeitlich gewonnenen Erfahrungen führten dazu, den Hinweis durch eine Expertenrunde vollständig neu zu erarbeiten. Als Ergebnis wurde im April 2018 das DVGW W 270 „Invertebraten in Wasserversorgungsanlagen; Vorkommen und Empfehlungen zum Umgang“ als Arbeitsblatt herausgegeben.

In der Neubearbeitung werden die Besiedlungsbedingungen unter ökologischen Gesichtspunkten beschrieben, standardisierte Beprobungs-, Untersuchungs- und Auswertemethoden zur Überwachung von Versorgungsanlagen vorgestellt sowie Hinweise zu Abhilfemaßnahmen und zur Kommunikation bei übermäßiger Besiedlung gegeben. Parallel dazu und davon abgetrennt ist im Juni 2017 die DVGW Information Wasser Nr. 91 erschienen, in der zahlreiche Fallbeispiele zum Vorkommen von Tieren in Versorgungsanlagen beschrieben und die häufiger vorkommenden Invertebraten in Form von Steckbriefen vorgestellt werden.

Kernaussagen des überarbeiteten W 271 sind, dass sich eine Besiedlung mit Invertebraten nicht vollständig vermeiden lässt, die im Trinkwasser enthaltenen Nährstoffkapazitäten sollten von Organismen aber nur in sehr begrenztem Umfang verwertbar sein („biologisch stabiles Trinkwasser“). Allerdings ist auch bei größter Sorgfalt kaum zu verhindern, dass Invertebraten in die Anlagen gelangen und sich hier über die Zeit nachhaltig ansiedeln. Die Nahrungskapazitäten für Invertebraten sollten aber so gering sein, dass sie keine hohen Populationsdichten aufbauen können.

Der überwiegende Anteil der im Trinkwasser vorkommenden Invertebraten hat eine geringe Größe und lebt mehr oder we-

niger standorttreu im jeweiligen Biotop. Daher werden sie im Betriebsalltag und ohne spezielle Beprobungstechniken meist weder vom Betriebspersonal der Wasserversorger noch von den Trinkwasserkonsumenten bemerkt. Üblicherweise nur dann, wenn größere, mit bloßem Auge sichtbare Individuen vorkommen oder kleinere Invertebraten in großen Massen auftreten. Beides führt dazu, dass die Appetitlichkeit des Trinkwassers infrage gestellt ist. Um solche Verhältnisse zu verhindern, ist es erforderlich, dass Wasserversorger den Besiedlungsstatus unabhängig von solchen Auffälligkeiten kennen und regelmäßig überprüfen.

Als Konsequenz bedeutet es, die in früheren Jahren übliche biologische Grundüberwachung der Trinkwasserversorgungsanlagen beginnend beim Rohwasser über die Aufbereitung bis zur Kontrolle der Leitungsnetze wieder routinemäßig durchzuführen.

Die erforderlichen Kenntnisse kann das Betriebspersonal mikroskopische Grundkenntnisse vorausgesetzt in einem ein- bis zweitägigen Seminar erwerben und die Kontrollen dann selber durchführen. Bei Auffälligkeiten, also einer so massiven Besiedlung, dass mit dem Auge erkennbare Tiere vorkommen sind aufwendigere Untersuchungsstrategien erforderlich. Hier ist die Unterstützung durch Fachinstitute zu empfehlen und es sind stets die individuellen Ausprägungen der Besiedlungen zu beachten.

Bei der Bewertung der Ergebnisse ist zunächst grundsätzlich zu prüfen, ob die Invertebraten aktuell von außen in das Wasserversorgungssystem gelangt sind. Falls ja, sind unverzüglich Abhilfemaßnahmen erforderlich. Handelt es sich um Populationen, die unabhängig vom Eintragspfad innerhalb der Anlagen einen Standort aktiv besiedeln („Haustiere“), ist zunächst der Umfang der Besiedlung zu ermitteln und dann über angemessene Abhilfemaßnahmen zu entscheiden. ~



# Auswirkungen von Wärmeeinträgen auf Grundwasserökosysteme

Christian Griebler<sup>1,2</sup>, Maria Avramov<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Temperaturveränderungen in Grundwasserökosystemen haben einen Einfluss sowohl auf die physikalisch-chemische Wasserbeschaffenheit als auch auf die Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften, ihre Aktivitäten und in letzter Konsequenz auf Ökosystemprozesse. Die Auswirkungen, die eine veränderte Wassertemperatur mit sich bringt, hängen von der Ausgangssituation im Grundwasserleiter ab. Ist das Grundwasser sauber (energiearm), wirkt sich eine Erwärmung bzw. Abkühlung um wenige Grad Celsius, nach heutigem Kenntnisstand, nur unwesentlich auf Wasserqualität, Gemeinschaften und Ökosystemfunktionen aus. Dagegen führt bereits eine geringe Erwärmung in Grundwasserleitern mit einer Hintergrundbelastung (ener-

giereich) zu nachteiligen Veränderungen der Wasserqualität und Verschiebungen innerhalb der Lebensgemeinschaften und biogeochemischen Prozesse. Besonders hohe Grundwassertemperaturen ( $\geq 30$  °C), wie sie bei der Speicherung von Wärme auftreten, haben dramatische Ökosystemveränderungen zur Folge. Als Grundregel gilt, eine Erwärmung hat größere Auswirkungen als eine Abkühlung. Besondere Risiken für die hygienische Grundwasserqualität durch Grundwassererwärmung konnten in unseren Arbeiten bislang nicht festgestellt werden. Aus ökologischer Sicht ergibt sich, dass Temperaturveränderungen im Ökosystem Grundwasser auf ein Minimum beschränkt werden sollten. Zudem erachten wir es als notwendig, zukünftig unterirdische Temperatur-Raumnutzungspläne zu entwickeln.

## Einleitung

Die Erdwärmenutzung spielt heute eine zunehmend wichtige Rolle als regenerative Energiequelle. Die Nutzung oberflächennaher Geothermie für Heiz- und Kühlzwecke verursacht dabei Temperaturveränderungen in einem sonst thermisch stabilen Lebensraum – dem Ökosystem Grundwasser. Lokal kommt es somit zu langfristigen Abweichungen im unterirdischen Temperaturhaushalt. Eine Veränderung der Temperatur beeinflusst nicht nur das Grundwasser in chemisch-physikalischer Hinsicht, sondern auch den Stoffwechsel von Organismen und somit auch wichtige biogeochemische Prozesse. Inwieweit die induzierten Temperaturveränderungen und andere begleitenden Risikofaktoren bei der oberflächennahen Geothermie, wie etwa das gelegentliche Entweichen von Wärmeträgerfluiden, eine unmittelbare oder möglicherweise langfristige Gefährdung der Ressource Grundwasser darstellen, wurde bisher nicht umfassend untersucht.

Unsere Forschung widmete sich in den vergangenen Jahren folgenden Themenschwerpunkten: (1) den möglichen Auswirkungen

von Temperaturveränderungen auf die Wasserqualität (inkl. pathogener Keime & Viren); (2) den möglichen Auswirkungen auf Grundwasserlebensgemeinschaften und Ökosystemfunktionen; (3) der Erarbeitung spezifischer Empfehlungen für eine umweltverträgliche Nutzung geothermischer Technologien.

## Material und Methoden

Im Zuge unserer Forschungsarbeiten wurden Laborexperimente und Felduntersuchungen durchgeführt. Bereits vorliegende Erkenntnisse aus anderen themenverwandten Projekten und der internationalen Literatur wurden aufbereitet und zusammen mit den eigenen Daten interpretiert.

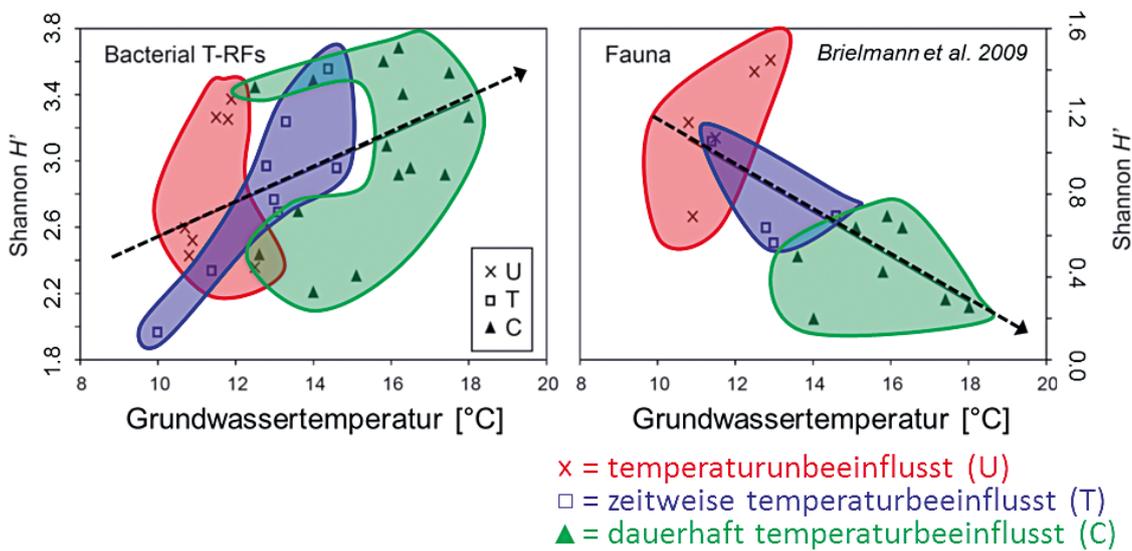
## Ergebnisse und Diskussion

Unsere Daten und Beobachtungen untermauern, dass sich Temperaturveränderungen des Grundwassers auf die Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften, ihre Aktivitäten und somit auf Ökosystemprozesse auswirken. Hierbei sind das Ausmaß der Temperaturveränderung und die Ausgangssituation

**Keywords:** Grundwasser, Wärme, oberflächennahe Geothermie, Mikrobielle Gemeinschaften, Fauna, Schadstoffe, Bewirtschaftungsplan

<sup>1</sup> Helmholtz Zentrum München, Institut für Grundwasserökologie, Ingolstädter Landstraße 1, 85764 Neuherberg, [griebler@helmholtz-muenchen.de](mailto:griebler@helmholtz-muenchen.de)

<sup>2</sup> Universität Wien, Zentrum für Funktionelle Ökologie, Division für Limnologie, Althanstrasse 14, 1090 Wien, [christian.griebler@univie.ac.at](mailto:christian.griebler@univie.ac.at)



*Abb. 1: Zusammenhang zwischen Temperatur und Diversität für die mikrobiellen Gemeinschaften und die Grundwasserfauna an einem Feldstandort mit ausgeprägter Wärmefahne im oberflächennahen alluvialen Aquifer (verändert nach Brielmann et al. 2009).*

bezüglich der standortspezifischen Grundwasserqualität entscheidend. Eine Erwärmung bzw. Abkühlung des Grundwassers um wenige Grad Celsius wirken sich nur unwesentlich auf die Wasserbeschaffenheit und Ökosystemfunktionen aus, sofern das Grundwasser ‚sauber‘ bzw. das Ökosystem ‚energiearm‘ ist. Im umgekehrten Fall einer vorliegenden Hintergrundbelastung (erhöhte Konzentrationen an organischen Verbindungen, Nährstoffen bzw. Schwermetallen, sowie eine niedrige Sauerstoffkonzentration) kann bereits eine geringe Temperaturerhöhung ( $\geq 5K$ ) die Wasserqualität negativ beeinflussen. Kritisch in diesem Zusammenhang sind die Zehrung von Sauerstoff und die Mobilisierung von Schadstoffen (Griebler et al. 2016). Eine Reihe von Studien zeigt, dass sich die sonst gelegentlich beobachtete, positive Korrelation zwischen Temperatur und mikro-

bieller Diversität (z.B. Brielmann et al. 2009), bei Temperaturen zwischen 30 und 40 °C umkehrt. Derart erhöhte Temperaturen, wie sie etwa bei der unterirdischen Wärmespeicherung erreicht werden, führen zu einer signifikanten Veränderung der Grundwasserbeschaffenheit und zur Etablierung systemfremder thermophiler Mikroorganismengemeinschaften. Für manche Vertreter der Grundwasserfauna sind bereits Temperaturen  $\geq 14$  °C mittel- bis langfristig kritisch (Brielmann et al. 2011; Spengler & Hahn 2018). Deren Diversität zeigte zudem, über den gesamten untersuchten Temperaturbereich, eine negative Korrelation mit der Temperatur (Abb. 1).

Bezüglich der pathogenen Keime und Viren, ergaben alle unsere Untersuchungen, dass sie bei niedrigen Temperatu-

ren (<10 °C) besser überdauern als bei erhöhter Temperatur (>10 °C) (Griebler et al. 2015). Besondere Risiken für die hygienische Grundwasserqualität in Zusammenhang mit der Nutzung oberflächennaher Geothermie wurden somit nicht festgestellt. Weitere negative Einflüsse auf das Grundwasser im Zuge des Betriebes von Erdwärmesonden (z.B. Leckagen) werden – ungeachtet ihrer geringen Häufigkeit und der recht kleinräumig zu erwartenden Auswirkungen – aufgrund der toxischen Inhaltstoffe in den Wärmeträgerfluiden (z.B. Korrosionshemmer und Biozide) als kritisch erachtet.

## Schlussfolgerungen

Aus ökologischer Sicht ergibt sich, dass Temperaturveränderungen im Ökosystem Grundwasser auf ein Minimum beschränkt werden sollten. In Anbetracht des zunehmenden Ausbaus des Untergrunds für die geothermische Nutzung und im Sinne eines vorsorgenden und nachhaltigen Ressourcenschutzes, erachten wir – in Anlehnung an etablierte ‚oberirdische‘ Vorgehensweisen – die Entwicklung von unterirdischen Temperatur-Raumnutzungsplänen als notwendig.

## Danksagung

Die verschiedenen Forschungsarbeiten zum Themenbereich „Temperaturveränderungen in Grundwasserökosystemen und ihre möglichen Konsequenzen“ wurden, unter anderem, durch das Umweltbundesamt (UFO-PLAN; Forschungskennzahl 3710 23 204) und der Life Science Stiftung (<http://www.lifescience-stiftung.org/>) gefördert. Für ihre Unterstützung bedanken wir uns bei D. Kuntz und S. Walker-Hertkorn (TEWAG), B. Kirschbaum (UBA, Dessau-Berlin), W. Adam (Wasserwirtschaftsamt Freising), H. König und F. Meyfarth (Texas Instruments Germany, Freising), E. Schrade, V. Hammerl, R. Schaupp, K. Groißmeier und A. Balmert (alle TU München), T. Lüders, G. Hinreiner, G. Teichmann, S. Schaefer, und M. Stoeckl (Helmholtz Zentrum München, IGÖ). ~

## Literatur

- Brielmann, H.; Griebler, C.; Schmidt, S.I.; Michel, R. & Lueders, T. (2009) Effects of thermal energy discharge on shallow groundwater ecosystems. *FEMS Microbiol. Ecol.* 68: 273–286.
- Brielmann, H.; Lueders, T.; Schreglmann, K.; Ferraro, F.; Avramov, M.; Hammerl, V.; Blum, Ph.; Bayer, P. & Griebler, C. (2011) Shallow geothermal energy usage and its potential impacts on groundwater ecosystems. *Grundwasser* 16: 77–91.
- Griebler, C.; Kellermann, C.; Kuntz, D.; Walker-Hertkorn, S.; Stumpp, C. & Hegler, F. (2015) Auswirkungen thermischer Veränderungen infolge der Nutzung oberflächennaher Geothermie auf die Beschaffenheit des Grundwassers und seiner Lebensgemeinschaften – Empfehlungen für eine umweltverträgliche Nutzung. *UFOPLAN, FKZ 3710 23 204*, 154 S.
- Griebler, C.; Brielmann, H.; Haberer, C.M.; Kaschuba, S.; Kellermann, C.; Stumpp, C.; Hegler, F.; Kuntz, D.; Walker-Hertkorn, S. & Lueders, T. (2016) Potential impacts of geothermal energy use and storage of heat on groundwater quality, biodiversity and ecosystem processes. *Environ. Earth Sci.* 75: 1391.
- Spengler, C.; Hahn, H.J. (2018) Thermo-stress: Ökologisch begründete, thermische Schwellenwerte und Bewertungsansätze für das Grundwasser. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 11(9): 521–525.



# Genetik und Genomik der Grundwasserorganismen – Science-Fiction oder Schlüsseltechnologie für die Trinkwasserversorgung?

Tobias Siemensmeyer<sup>1,2</sup>, Hans Jürgen Hahn<sup>2</sup> & Klaus Schwenk<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Nachhaltige Trinkwasserversorgung basiert in vielen Fällen auf dem intakten ökologischen Zustand der Grundwasserlebensräume. Die vielfältigen Lebensgemeinschaften in den Grundwasserleitern gewährleisten die Reinigung des Grundwassers, biologischen Schadstoffabbau und die Eliminierung von pathogenen Mikroorganismen. Allerdings sind diese Gemeinschaften und damit auch die Qualität des Trinkwassers bedroht. Pestizide, Mikroplastik, Klimawandel, Nitratbelastung etc. bedingen den Artenschwund von Grundwasserorganismen und somit auch den Verlust von Dienstleistungen dieser Grundwasserökosysteme. In den letzten zehn Jahren wurde eine Reihe von

unterschiedlichsten biologischen Verfahren entwickelt, die zukünftig dazu beitragen können, bestehende Risiken zu identifizieren und Schutzmaßnahmen kritisch zu begleiten (Monitoring). In Oberflächengewässern ist diese Entwicklung schon sehr viel weiter fortgeschritten. Die Anwendung molekulargenetischer Methoden ermöglicht die Identifikation aller in einem Grundwasserleiter vorkommenden Organismenarten (Mikroorganismen und Kleinstlebewesen) sowie die Beschreibung verborgener, hydrologischer Verbindungen (z. B. Leitungsnetze oder Aquifere mit Oberflächengewässern). Aktuelle Studien dokumentieren die großen Fortschritte der letzten Jahre und das enorme Potential von DNA basierten Verfahren in der angewandten Trink- und Grundwasserökologie.

## Ein Hauch von Science-Fiction

In der Trinkwasserversorgung gewinnt die Risikobewertung zunehmend an Bedeutung (TrinkwVO2018) und benötigt neue, sensible und vor allem effiziente Werkzeuge. Nach EU-Wasserrahmenrichtlinie sollen Fließgewässer und Grundwässer einen guten chemischen und mengenmäßigen, Oberflächengewässer zusätzlich auch einen guten ökologischen Zustand erreichen. Der weltweite Rückgang der Biodiversität und der Funktionalitätsverlust durch steigenden anthropogenen Einfluss in limnischen, marinen und terrestrischen Systemen steigert den Bedarf an ökologischen Bewertungen und Monitoring-Programmen (Cardinale et al. 2012). Klassische Monitoring-Programme sind sehr arbeits- und kostenintensiv und beschränken sich dadurch oft nur auf spezielle Indikatortaxa. Daher werden neue, schnelle und kosteneffiziente Ansätze für die Überwachung der Biodiversität benötigt (Ji et al. 2013). Die auf DNA basierenden Methoden zeigen in diesem Zusammenhang vielversprechende Lösungsansätze auf. Sie umfassen die Identifizierung von einzelnen Organismen (DNA-Barcoding) und Lebensgemeinschaften (Metabarcoding), Einzelartnach-

weise aus Umwelt-DNA (eDNA = environmental DNA), populationsgenetische Methoden (siehe auch „Stygotracing“) und weitere sogenannte „Omics“ (=Forschungsgebiete, Methoden in der Molekularbiologie, z.B. Metagenomik= Untersuchung der Gesamt-DNA einer Lebensgemeinschaft; Gray et al. 2015).

In den 60er Jahren wurde die heute weltweit berühmte Science-Fiction Serie Star Trek erstmals ausgestrahlt, wobei ein handlicher „Tricorder“ zur Identifizierung unbekannter extraterrestrischen Organismen verwendet wurde (www.startrek.com). Anfang des 21. Jahrhunderts wurde in England auf der ersten „Barcoding Life“ Konferenz ein solches, tragbares Gerät, ein DNA-Sequenzierer, in naher Zukunft in Aussicht gestellt (Marshall 2005, Savolainen et al. 2005). Seit Mai 2015 ist der MinION, ein USB-Stick großer DNA-Sequenzierer von Oxford-NanoporeTechnologies auf dem Markt. Dieser kann sowohl im Labor, als auch im Feld direkt verwendet werden (www.nanoporetech.com, Tyler et al. 2018). Von den enormen technischen Entwicklungen der letzten Jahrzehnte profitiert nicht nur die

**Keywords:** Biomonitoring, Barcoding, Metabarcoding, eDNA, Mikrosatelliten, Omics

<sup>1</sup> Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, AG Molekulare Ökologie, Fortstraße 7, 76829 Landau in der Pfalz, siemensmeyer@uni-landau.de, schwenk@uni-landau.de

<sup>2</sup> Institut für Grundwasserökologie IGÖ GmbH, Fortstraße 7, 76829 Landau in der Pfalz, siemensmeyer@groundwaterecology.de, hjhahn@groundwaterecology.de

Wissenschaft, sondern auch das ökologische Monitoring und die ökologische Bewertung im Trink- und Grundwasser. Das auf DNA und „Next generation sequencing“ basierende „Biomonitoring 2.0“ nutzt diese neuen Methoden, mit deren Hilfe eine detaillierte Erfassung der organismischen und funktionellen Diversität für zukunftsorientierte Monitoringprogramme möglich wird (Baird and Hajibabaei 2012, Taberlet et al. 2012b).

### **DNA-Barcoding, Metabarcoding und Umwelt-DNA**

DNA-Barcoding ist eine schnelle, akkurate und kostengünstige Möglichkeit, Organismen anhand spezifischer Genabschnitte, den sogenannten DNA-Barcodes/Marker-Genen, auf verschiedenen taxonomischen Ebenen (Gattung, Art, etc.) zu identifizieren (Hebert et al. 2003). Hierzu wird zunächst die DNA des Zielorganismus extrahiert, das Marker-Gen mit Hilfe spezifischer Primer (Startsequenzen des Marker-Gens) vervielfältigt und anschließend sequenziert. Diese DNA-Sequenz wird mit einer Referenzdatenbank taxonomisch abgeglichen, wodurch man den Artnamen des Organismus erhält. Idealerweise enthält eine solche Referenzdatenbank alle Organismen mit einer morphologischen Beschreibung, deren Artnamen und eine hinterlegte DNA Sequenz des Marker-Gens.

Im Gegensatz zur klassisch-morphologischen Bestimmung hat das Barcoding viele Vorteile (Hebert and Gregory 2005). Unabhängig vom Entwicklungsstadium (Juvenil, Adult), des Geschlechts und der Beschaffenheit des Tiermaterials (Beschädigte Tiere und Bruchstücke) kann die Art molekular sicher bestimmt werden. Taxonomische Fachkenntnisse sind für die Probenbearbeitung nicht mehr nötig und deren Expertise kann in die Beschreibung neuer Arten und der Vervollständigung von DNA-Referenzdatenbanken fließen. Anwendung findet diese Technik auch in schwer zugänglichen Lebensräumen, wie z. B. der Tiefsee, dem Grundwasser, in der Erforschung und Rekonstruktion vergangener Ökosysteme durch Eiskernbohrungen (Paläoökologie) und der Untersuchung von Kot (Valentini et al. 2009). Letzteres erweist sich nicht nur hilfreich bei der Frage von was sich das jeweilige Tier ernährt, sondern es kann auch durch dort befindliche Hautzellen die Tierart identifiziert oder einer bestimmten Population zugeordnet werden. Ein weiterer Vorteil ist die Identifizierung sogenannter „kryptischer Arten“.

Kryptische Arten sind morphologisch nicht oder kaum voneinander zu unterscheiden, lassen sich aber molekular in zwei oder auch mehr Arten (Artkomplexe) trennen. An sich ist dieses Phänomen bei allen auf der Erde vorkommenden Lebewesen zu finden (Pfenninger and Schwenk 2007), jedoch können manche Lebensräume durch starke Fragmentierung und Fortpflanzungs-

barrieren deren Entstehung begünstigen (Bickford et al. 2007). Ein exzellentes Beispiel ist der Artkomplex des Bachflohkrebses *Gammarus fossarum*, welcher auch bei der Bewertung von Oberflächengewässern verwendet wird. Es konnte gezeigt werden, dass verschiedene genetische Linien dieser Art unterschiedlich sensitiv auf Fungizide und Insektizide reagieren, was fälschlicherweise zu einer guten oder schlechten Bewertung führen kann (Feckler et al. 2012). In Grundwasserökosystemen sind kryptische Arten weit verbreitet und könnten daher in Zukunft auch eine große Rolle bei der ökologischen Bewertung spielen.

Neue und immer leistungsstärkere Sequenzierplattformen, dem „Next-generation-sequencing“, ermöglichen und verbessern stetig das DNA-Metabarcoding sowie das „Biomonitoring 2.0“. Die jeweiligen Ökosysteme können in ihrer gesamten Komplexität standardisiert und schnell erfasst, mehrere Proben parallel prozessiert und verschiedenste potentielle Bioindikatoren adressiert werden. Vor allem die Verwendung von Umwelt-DNA (eDNA=environmental DNA) bietet hervorragende Einsatzmöglichkeiten in aquatischen Systemen, bei denen freie DNA, Zellen und Bruchstücke von Organismen aus Wasserproben filtriert und auf die dort vorkommende Lebensgemeinschaft untersucht wird. Hiermit können im Trink- und Grundwasser repräsentative Probenahmen direkt am Aquifer sowie in Trinkwasserversorgungsanlagen standardisiert durchgeführt und gut in den betrieblichen Alltag integriert werden.

Das DNA-Metabarcoding umfasst eine spezifische Prozesskette, über DNA Isolation, der Vervielfältigung eines spezifischen Genabschnitts und dem taxonomischen Abgleich mit einer Referenzdatenbank (Creer et al. 2016, Shaw et al. 2016). Das somit erfasste, detaillierte Artenspektrum bildet die ideale Basis für folgende ökologische Bewertungen (Baird and Hajibabaei 2012). Als Ausgangsmaterial für die DNA-Isolation können entweder einzelne Organismen einer Probe, z. B. bestimmte Indikatorgruppen, gepooled („Bulk-Sample“, DNA-Metabarcoding) oder sogenannte Umwelt DNA (eDNA-Metabarcoding) verwendet werden. Hier müssen keine Organismen mehr aussortiert oder gesammelt werden, sondern die freie (extrazelluläre) DNA wird direkt aus einer Umweltprobe (Boden-, Aerosol- und Wasserprobe) gewonnen. Im Fall von Wasserproben wird eine spezifische Menge an Wasser meist filtriert, in dem Bruchstücke und Zellen der Metazoen/Invertebraten und deren freie DNA, jedoch auch Mikroben aufgefangen werden. Anschließend wird die Gesamt-DNA der Lebensgemeinschaft extrahiert, das Marker-Gen zur Artidentifizierung über spezifische Primer vervielfältigt, sequenziert und zu Gruppen ähnlicher Sequenzen (MOTUs = Molecular operational taxonomic unit)

gruppiert. Durch den Abgleich dieser MOTUs mit einer DNA Referenzdatenbank erhält man schließlich das Artenspektrum einer gesamten Probe. Die parallelisierte Bearbeitung der Proben ist durch spezifische „DNA-Tags“, welche vor der Sequenzierung dem vervielfältigtem Marker-Gen angehängt werden, ebenfalls möglich.

Das DNA-Metabarcoding von „bulk“-Proben konnte in verschiedensten Ökosystemen und Organismengruppen erfolgreich durchgeführt werden. Untersuchungen der mikrobiellen Diversität (Sogin et al. 2006), an aquatischen Insektenlarven (Elbrecht and Leese 2017), an benthischen Makroinvertebraten für das Monitoring von Fließgewässern (Hajibabaei et al. 2011), an der Meiofauna des hyporheischen Interstitials (Weigand and Macher 2018) und viele weitere Studien zeigen die Möglichkeiten, aber auch Limitierungen durch DNA-Metabarcoding von „bulk-samples“ auf (Chariton et al. 2010, Creer et al. 2010, Hajibabaei et al. 2011).

Seit einigen Jahren tritt das Metabarcoding von Umwelt-DNA („eDNA“) in der Wissenschaft und deren Potential zur ökologischen Bewertung immer mehr in den Vordergrund (Taberlet et al. 2012a). Man erhält eine detaillierte Übersicht der Lebensgemeinschaft einer gesamten oder mehrerer Proben, ohne mühselig einzelne Organismen aussortieren zu müssen. Viele, in aquatischen Ökosystemen durchgeführte Studien verdeutlichen die hohe Sensitivität von eDNA basiertem Metabarcoding. Valentini et al. 2016 konnten bei Untersuchungen an zwei aquatischen Schlüsselgruppen zeigen, dass die Wahrscheinlichkeit Amphibien und Fische mittels eDNA nachzuweisen, im Vergleich zu klassischen Methoden gleich oder höher ist. Das hohe Potential dieses Biomonitoring 2.0 Ansatzes wird in weiteren Studien und Publikationen hervorgehoben (Baird and Hajibabaei 2012, Deiner et al. 2017, Bylemans et al. 2018). Trotz allem hat auch (eDNA-)Metabarcoding nicht nur Stärken, sondern auch Schwächen. Kreuzkontaminationen, Falsch-Positive, Falsch-Negative, Zombie-DNA (DNA von toten Organismen), unvollständige Datenbanken, MOTUs, welche nicht zugeordnet werden können und die bioinformatische Verarbeitung sind nur einige Probleme, welche in zukünftigen Studien adressiert werden müssen (Baird and Hajibabaei 2012, Coissac et al. 2012, Deiner et al. 2017). Im direkten Vergleich von bulk- und eDNA-Metabarcoding kann sich das Artenspektrum teilweise stark voneinander unterscheiden. In einer Studie von Macher et al. (2018) wurden Proben von Fließgewässern auf Indikatortaxa untersucht. Es konnte gezeigt werden, dass mit Hilfe von eDNA zwar mehr Taxa gefunden wurden, sich jedoch mehr klassische Bioindikatoren durch „Bulk-sampling“ erfassen lassen. Nichtsdestotrotz ist das eDNA-Metabarcoding eine effizientere Me-

thode, gegenüber klassisch morphologischen, zur detaillierten Erfassung der Biodiversität (Bista et al. 2017, Harvey et al. 2017). Daher sollten sowohl bulk, als auch eDNA-Metabarcoding in Zukunft weiter erforscht werden (Macher et al. 2018). Im Grund- und Trinkwasser wurden bisher nur vereinzelt Studien mit eDNA durchgeführt und beschränkten sich auf Einzelartnachweise von Grottenolmen (Goricki et al. 2017, Voros et al. 2017) und auf eine Gruppe von Amphipoden (Niemiller et al. 2017). In Oberflächengewässern wird im Rahmen der EU-Cost-Action intensiv weiter an DNA-basiertem Monitoring gearbeitet (DNAqua-Net, Leese et al. 2016). Seit diesem Jahr entwickelt das Institut für Grundwasserökologie IGÖ GmbH in einem Verbundprojekt gemeinsam mit der Universität Duisburg-Essen und der Universität Koblenz-Landau einen eDNA-basierten Ansatz zur Bewertung von Trink- und Grundwasser: „gwDNA – Entwicklung und Etablierung einer auf Umwelt-DNA-basierter Methode als Grundlage zur standardisierten, ökologischen Bewertung von Trink- und Grundwässern“ ([https://www.rlp-forschung.de/public/research\\_projects/22738](https://www.rlp-forschung.de/public/research_projects/22738)).

## Populationsgenetik

Für die hohen Qualitätsstandards der Trinkwasserversorgung ist es von essentieller Bedeutung, Wasserflüsse und Eintragspfade sowohl innerhalb der Versorgungsanlagen, als auch in Gewinnungsgebieten nachzuvollziehen. Viele bisherige Verfahren greifen auf Tracer zurück, welche aktiv in die Umwelt ausgebracht werden müssen. Verschiedene populationsgenetische Untersuchungen können hier Abhilfe schaffen.

Mit Hilfe kurzer repetitiver DNA-Sequenzen, so genannter Mikrosatelliten, können einzelne Individuen voneinander unterschieden und der Verwandtschaftsgrad einzelner Populationen und deren Verbindung durch Genfluss dargestellt werden (Jarne und Lagoda 1996, Balloux und Lugon-Moulin 2002). Das patentierte Verfahren „StygoTracing“ macht sich diese Mikrosatelliten zu Nutze, um Eintragspfade in Wasserversorgungsanlagen und Grundwasserflüsse nachzuvollziehen, oder Einzugsgebiete von Gewässern und Quellen zu determinieren (van den Berg-Stein et al 2019). Genauere Informationen entnehmen Sie hierzu bitte dem Beitrag von Dr. Susanne van den Berg-Stein („StygoTracing-Netz: Ermittlung von Eintrags- und Ausbreitungspfaden in Trinkwasserversorgungsanlagen“) in diesem Sammelband und der Homepage des Institutes für Grundwasserökologie IGÖ GmbH (<https://grundwasserokologie.de/dienstleistungen-und-weiterbildung/stygotracing/>).

Zusätzlich gibt es die Möglichkeit, den Genfluss zwischen Populationen und Lebensgemeinschaften über den Vergleich von

so genannten Haplotypen zu rekonstruieren. Haplotypen sind genetische Varianten einer spezifischen Nukleotidsequenz/Gen und kommen durch die natürliche genetische Variabilität innerhalb einer Art oder Population zustande. Über diese Genvarianten kann man Rückschlüsse auf die Verbindungen oder Isolation von Populationen durch Raum und Zeit schließen (Finn et al. 2006, Hughes et al. 2009). Während der bioinformatischen Aufarbeitung des Metabarcodings werden Sequenzen mit einer gewissen Ähnlichkeit normalerweise in MOTUs zusammengefasst (s. o.). Bei dieser Art der Datenbereinigung gehen durch die Gruppierung diese Haplotypen verloren. Durch das so genannte „Denoising“ bleiben einzelne Sequenzen vorhanden und werden nicht durch MOTUs ersetzt. Somit können auch beim Metabarcoding einzelne Haplotypen bestehen bleiben und viele populationsgenetische Untersuchungen durchgeführt werden (Elbrecht et al. 2018). Leider ist dieser Algorithmus noch sehr umstritten, da oft falsche Diversität bestehen bleibt und echte, seltene Haplotypen verloren gehen können. In Zukunft könnte das „Denoising“ die Möglichkeiten des Metabarcoding weiter ausbauen.

### „-Omics“

Ein weiterer Ansatz der ökologischen Bewertung und des Bio-monitoring ist neben der Aufnahme der Biodiversität und der vorkommenden Arten die sogenannte funktionelle Diversität von Ökosystemen (Baird et al. 2011, Baird and Hajibabaei 2012, Deiner et al. 2017). Oft sind in Ökosystemen ökologisch redundante Arten vorhanden, d. h. Arten die dieselbe oder ähnliche Funktion (ökologische Gilde) haben, welche die Stabilität des ganzen Systems gewährleisten. Somit ist der Verlust von Arten vor allem dann kritisch, wenn dadurch ganze ökologische Gilden verloren gehen (Gray et al. 2015). Verschiedene „Omic-Ansätze“, wie z. B. die Metagenomik (Untersuchung der Gesamt-DNA einer Lebensgemeinschaft), Metabarcoding und die Transkriptomik. Neben der Erfassung der Lebensgemein-

schaften aufgrund ihrer Artzusammensetzung, kann durch transkriptomische Studien die funktionellen Eigenschaften untersucht werden. Hier werden die Expressionsmuster verschiedener Gene über die Gesamt-RNA von einzelnen Individuen, bzw. der gesamten Lebensgemeinschaft (Metatranskriptomik) analysiert. Hierbei können je nach Ansatz verschiedenste Gene angesprochen und deren Veränderung in der Expression durch den Einfluss verschiedener Stressoren untersucht werden (Gray et al. 2015, Thompson et al. 2016). Das so genannte „Shotgun-Sequencing“ des Metagenoms vereint den taxonomischen und funktionellen Aspekt des Metabarcodings und der (Meta-)Transkriptomik. Jedoch ist die Anwendung momentan eher auf bakterielle Lebensgemeinschaften begrenzt, da aktuelle Sequenzier-Plattformen für eukaryotische Lebensgemeinschaften nicht ausreichen (Baird und Hajibabaei 2012, Deiner et al. 2017).

### Schlussfolgerungen

Angesichts der steigenden Anforderungen in der Qualitätssicherung in der Trinkwasserversorgung bieten neue molekulare Methoden effektive Möglichkeiten. Die immer schnelleren Entwicklungen im Bereich des Next generation sequencing, den verschiedenen „Omics“ und der eDNA ermöglichen der Wissenschaft schnelle, detaillierte und neue Einblicke in die Komplexität und Funktionalität von Ökosystemen, deren Erkenntnisse die Grundlage jedes Biomonitorings bilden. In Zukunft werden allein diese molekularen Methoden den Ansprüchen gerecht und bieten Behörden präzise, akkurate und kostengünstige Alternativen zu klassischen Ansätzen, welche auch zum Hochdurchsatz geeignet sind. Obwohl neue Methoden noch standardisiert, validiert und mit alten Bewertungsansätzen in Einklang gebracht werden müssen, wird das Biomonitoring 2.0 einen großen Einfluss auf die Erforschung und den Erhalt unserer Ökosysteme haben und sich als effizientes Werkzeug für die Trinkwasserversorgung etablieren. ~

## Literatur

- Baird, D. J., C. J. Baker, R. B. Brua, M. Hajibabaei, K. McNicol, T. J. Pascoe, and D. de Zwart. 2011. Toward a knowledge infrastructure for traits-based ecological risk assessment. *Integr Environ Assess Manag* 7:209–215.
- Baird, D. J., and M. Hajibabaei. 2012. Biomonitoring 2.0: a new paradigm in ecosystem assessment made possible by next-generation DNA sequencing. *Molecular Ecology* 21:2039–2044.
- Balloux, F., and N. Ligon-Moulin. 2002. The estimation of population differentiation with microsatellite markers. *Molecular Ecology* 11:155–165.
- Bickford, D., D. J. Lohman, N. S. Sodhi, P. K. Ng, R. Meier, K. Winker, K. K. Ingram, and I. Das. 2007. Cryptic species as a window on diversity and conservation. *Trends Ecol Evol* 22:148–155.
- Bista, I., G. R. Carvalho, K. Walsh, M. Seymour, M. Hajibabaei, D. Lallias, M. Christmas, and S. Creer. 2017. Annual time-series analysis of aqueous eDNA reveals ecologically relevant dynamics of lake ecosystem biodiversity. *Nat Commun* 8:14087.
- Bylemans, J., D. M. Gleeson, M. Lintermans, C. M. Hardy, M. Beitzel, D. M. Gilligan, and E. M. Furlan. 2018. Monitoring riverine fish communities through eDNA metabarcoding: determining optimal sampling strategies along an altitudinal and biodiversity gradient. *Metabarcoding and Metagenomics* 2.
- Cardinale, B. J., J. E. Duffy, A. Gonzalez, D. U. Hooper, C. Perrings, P. Venail, A. Narwani, G. M. Mace, D. Tilman, D. A. Wardle, A. P. Kinzig, G. C. Daily, M. Loreau, J. B. Grace, A. Larigauderie, D. S. Srivastava, and S. Naeem. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486:59–67.
- Chariton AA, Court LN, Hartley DM, Colloff MJ, Hardy CM (2010) Ecological assessment of estuarine sediments by pyrosequencing eukaryotic ribosomal DNA. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8, 233–238.
- Coissac, E., T. Riaz, and N. Puillandre. 2012. Bioinformatic challenges for DNA metabarcoding of plants and animals. *Mol Ecol* 21:1834–1847.
- Creer S, Fonseca VG, Porazinska DL et al. (2010) Ultrasequencing of the meiofaunal biosphere: practice, pitfalls and promise. *Molecular Ecology*, 19, 4–20.
- Creer, S., K. Deiner, S. Frey, D. Porazinska, P. Taberlet, W. K. Thomas, C. Potter, H. M. Bik, and R. Freckleton. 2016. The ecologist's field guide to sequence-based identification of biodiversity. *Methods in Ecology and Evolution* 7:1008–1018.
- Deiner, K., H. M. Bik, E. Machler, M. Seymour, A. Lacoursiere-Roussel, F. Altermatt, S. Creer, I. Bista, D. M. Lodge, N. de Vere, M. E. Pfrender, and L. Bernatchez. 2017. Environmental DNA metabarcoding: Transforming how we survey animal and plant communities. *Mol Ecol* 26:5872–5895.
- Elbrecht, V., and F. Leese. 2017. Validation and Development of COI Metabarcoding Primers for Freshwater Macroinvertebrate Bioassessment. *Frontiers in Environmental Science* 5.
- Elbrecht, V., E. E. Vamos, D. Steinke, and F. Leese. 2018. Estimating intraspecific genetic diversity from community DNA metabarcoding data. *PeerJ* 6:e4644.
- Fleckler, A., A. Thielsch, K. Schwenk, R. Schulz, and M. Bundschuh. 2012. Differences in the sensitivity among cryptic lineages of the *Gammarus fossarum* complex. *Sci Total Environ* 439:158–164.
- Finn, D. S., D. M. Theobald, W. C. t. Black, and N. L. Poff. 2006. Spatial population genetic structure and limited dispersal in a Rocky Mountain alpine stream insect. *Mol Ecol* 15:3553–3566.
- Goricki, S., D. Stankovic, A. Snoj, M. Kuntner, W. R. Jeffery, P. Trontelj, M. Pavicevic, Z. Grizelj, M. Naparus-Aljancic, and G. Aljancic. 2017. Environmental DNA in subterranean biology: range extension and taxonomic implications for *Proteus*. *Sci Rep* 7:45054.
- Gray, C., I. Bista, S. Creer, B. O. L. Demars, F. Falciani, D. T. Monteith, X. Sun, and G. Woodward. 2015. Freshwater Conservation and Biomonitoring of Structure and Function. Pages 241–271 *Aquatic Functional Biodiversity*.
- Hajibabaei, M., S. Shokralla, X. Zhou, G. A. Singer, and D. J. Baird. 2011. Environmental barcoding: a next-generation sequencing approach for biomonitoring applications using river benthos. *PLoS One* 6:e17497.
- Harvey, J. B. J., S. B. Johnson, J. L. Fisher, W. T. Peterson, and R. C. Vrijenhoek. 2017. Comparison of morphological and next generation DNA sequencing methods for assessing zooplankton assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 487:113–126.
- Hebert, P. D., and T. R. Gregory. 2005. The promise of DNA barcoding for taxonomy. *Syst Biol* 54:852–859.
- Hebert, P. D., S. Ratnasingham, and J. R. deWaard. 2003. Barcoding animal life: cytochrome c oxidase subunit 1 divergences among closely related species. *Proc Biol Sci* 270 Suppl 1:596–99.

- Hughes, J. M., D. J. Schmidt, and D. S. Finn. 2009. *Genes in Streams: Using DNA to Understand the Movement of Freshwater Fauna and Their Riverine Habitat*. *BioScience* 59:573–583.
- Jarne, P., and P. J. L. Lagoda. 1996. *Microsatellites, from molecules to populations and back*. *Trends Ecol Evol* 11:424–429.
- Ji, Y., L. Ashton, S. M. Pedley, D. P. Edwards, Y. Tang, A. Nakamura, R. Kitching, P. M. Dolman, P. Woodcock, F. A. Edwards, T. H. Larsen, W. W. Hsu, S. Benedick, K. C. Hamer, D. S. Wilcove, C. Bruce, X. Wang, T. Levi, M. Lott, B. C. Emerson, and D. W. Yu. 2013. *Reliable, verifiable and efficient monitoring of biodiversity via metabarcoding*. *Ecol Lett* 16:1245–1257.
- Leese, F., F. Altermatt, A. Bouchez, T. Ekrem, D. Hering, K. Meissner, P. Mergen, J. Pawlowski, J. Piggott, F. Rimet, D. Steinke, P. Taberlet, A. Weigand, K. Abarenkov, P. Beja, L. Bervoets, S. Björnsdóttir, P. Boets, A. Boggero, A. Bones, Á. Borja, K. Bruce, V. Bursić, J. Carlsson, F. Čiampor, Z. Čiamporová-Zatovičová, E. Coissac, F. Costa, M. Costache, S. Creer, Z. Csabai, K. Deiner, Á. DelValls, S. Drakare, S. Duarte, T. Eleršek, S. Fazi, C. Fišer, J.-F. Flot, V. Fonseca, D. Fontaneto, M. Grabowski, W. Graf, J. Guðbrandsson, M. Hellström, Y. Hershkovitz, P. Hollingsworth, B. Japoshvili, J. Jones, M. Kahlert, B. Kalamujic Strojil, P. Kasapidis, M. Kelly, M. Kelly-Quinn, E. Keskin, U. Kõljalg, Z. Ljubešić, I. Maček, E. Mächler, A. Mahon, M. Marečková, M. Mejdandžic, G. Mircheva, M. Montagna, C. Moritz, V. Mulk, A. Naumoski, I. Navodaru, J. Padišák, S. Pálsson, K. Panksep, L. Penev, A. Petrussek, M. Pfannkuchen, C. Primmer, B. Rinkevich, A. Rotter, A. Schmidt-Kloiber, P. Segurado, A. Speksnijder, P. Stoev, M. Strand, S. Šulčius, P. Sundberg, M. Traugott, C. Tsigenopoulos, X. Turon, A. Valentini, B. van der Hoorn, G. Várbiro, M. Vasquez Hadjilyra, J. Viguri, I. Vitonytė, A. Vogler, T. Vrålstad, W. Wägele, R. Wenne, A. Winding, G. Woodward, B. Zegura, and J. Zimmermann. 2016. *DNAqua-Net: Developing new genetic tools for bioassessment and monitoring of aquatic ecosystems in Europe*. *Research Ideas and Outcomes* 2.
- Macher, J. N., A. Vivancos, J. J. Piggott, F. C. Centeno, C. D. Matthaei, and F. Leese. 2018. *Comparison of environmental DNA and bulk-sample metabarcoding using highly degenerate cytochrome c oxidase I primers*. *Mol Ecol Resour* 18:1456–1468.
- Marshall, E. 2005. *Will DNA Bar Codes Breathe Life Into Classification?* *Science* 307:1037.
- Niemiller, M. L., M. L. Porter, J. Keany, H. Gilbert, D. W. Fong, D. C. Culver, C. S. Hobson, K. D. Kendall, M. A. Davis, and S. J. Taylor. 2017. *Evaluation of eDNA for groundwater invertebrate detection and monitoring: a case study with endangered Stygobromus (Amphipoda: Crangonyctidae)*. *Conservation Genetics Resources* 10:247–257.
- Pfenninger, M., and K. Schwenk. 2007. *Cryptic animal species are homogeneously distributed among taxa and biogeographical regions*. *BMC Evol Biol* 7:121.
- Savolainen, V., R. S. Cowan, A. P. Vogler, G. K. Roderick, and R. Lane. 2005. *Towards writing the encyclopedia of life: an introduction to DNA barcoding*. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 360:1805–1811.
- Shaw, J. L. A., Weyrich, L. & Cooper, A (2016): *Using environmental (e)DNA sequencing for aquatic biodiversity surveys: a beginner's guide*. *Marine and Freshwater Research*. <http://dx.doi.org/10.1071/MF15361>.
- Sogin, M. L., H. G. Morrison, J. A. Huber, D. M. Welch, S. M. Huse, P. R. Neal, J. M. Arrieta, and G. J. Herndl. 2006. *Microbial diversity in the deep sea and the underexplored "rare biosphere"*. *PNAS* 103:12115–12120.
- Taberlet, P., E. Coissac, M. Hajibabaei, and L. H. Rieseberg. 2012a. *Environmental DNA*. *Molecular Ecology* 21:1789–1793.
- Taberlet, P., E. Coissac, F. Pompanon, C. Brochmann, and E. Willerslev. 2012b. *Towards next-generation biodiversity assessment using DNA metabarcoding*. *Molecular Ecology* 21:2045–2050.
- Thompson, M. S. A., C. Bankier, T. Bell, A. J. Dumbrell, C. Gray, M. E. Ledger, K. Lehmann, B. A. McKew, C. D. Sayer, F. Shelley, M. Trimmer, S. L. Warren, and G. Woodward. 2016. *Gene-to-ecosystem impacts of a catastrophic pesticide spill: testing a multilevel bioassessment approach in a river ecosystem*. *Freshwater Biology* 61:2037–2050.
- TrinkwV: *Verordnung zur Neuordnung trinkwasserrechtlicher Vorschriften*. (Trinkwasserverordnung – TrinkwV). *Bundesgesetzblatt Jahrgang 2018 Teil I Nr. 2, Bd. 2018*. *Bundesanzeiger, Bonn*, S. 99–114 (2018).
- Tyler, A. D., L. Mataseje, C. J. Urfano, L. Schmidt, K. S. Antonation, M. R. Mulvey, and C. R. Corbett. 2018. *Evaluation of Oxford Nanopore's MinION Sequencing Device for Microbial Whole Genome Sequencing Applications*. *Sci Rep* 8:10931.
- Valentini, A., F. Pompanon, and P. Taberlet. 2009. *DNA barcoding for ecologists*. *Trends Ecol Evol* 24:110–117.

Valentini, A., P. Taberlet, C. Miaud, R. Civade, J. Herder, P. F. Thomsen, E. Bellemain, A. Besnard, E. Coissac, F. Boyer, C. Gaboriaud, P. Jean, N. Poulet, N. Roset, G. H. Copp, P. Geniez, D. Pont, C. Argillier, J. M. Baudoin, T. Peroux, A. J. Crivelli, A. Olivier, M. Acqueberge, M. Le Brun, P. R. Moller, E. Willerslev, and T. Dejean. 2016. Next-generation monitoring of aquatic biodiversity using environmental DNA metabarcoding. *Mol Ecol* 25:929–942.

Van den Berg-Stein, S., Thielsch, A., Schenk, K & Hahn, H. J. (2019): StygoTracing – Ein biologisches Tracerverfahren für Grund- und Trinkwasser. Erste Erfahrungen mit biologischen Tracern im Grund- und Trinkwasser auf unterschiedlichen räumlichen Skalen. – *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 12, 4.

Voros, J., O. Marton, B. R. Schmidt, J. T. Gal, and D. Jelic. 2017. Surveying Europe's Only Cave-Dwelling Chordate Species (*Proteus anguinus*) Using Environmental DNA. *PLoS One* 12:e0170945.

Weigand, A. M., and J.-N. Macher. 2018. A DNA metabarcoding protocol for hyporheic freshwater meiofauna: Evaluating highly degenerate COI primers and replication strategy. *Metabarcoding and Metagenomics* 2.

# Technische Regel

Arbeitsblatt DVGW W 271

# Tierische Begleiter des Trinkwassers – Das neue DVGW-Arbeitsblatt W 271

Michael Schönthal

## Zusammenfassung

Mit der Überarbeitung seiner Technischen Regel W 271 hat der Deutsche Verein des Gas- und Wasserfachs (DVGW) das Wissen zum Vorkommen von kleinen wirbellosen Tieren (Invertebraten) in den Anlagen der Wasserversorgung auf den neusten Stand gebracht. Den Wasserversorgungsunternehmen wird der in der Praxis bewährte Umgang zum Vorkommen von Invertebraten in den Wasserversorgungsanlagen sowie die sachgerechte Ein-

stellung dazu vermittelt. Charakteristische Invertebraten nutzen die ökologischen Milieus, die Wasserversorgungsanlagen zur Besiedelung bieten, aus und werden so zum naturgemäßen Bestandteil der Anlagen. Das Arbeitsblatt informiert über Beprobungsmethoden und Überwachungsstrategien und zeigt die wesentlichen Sachverhalte auf, welche die Wasserversorger in der Kommunikation des Themas unterstützen können.

## Die angemessene Einstellung zur Thematik

In den Jahren 2013 bis 2016 wurde das Technische Regelwerk des DVGW W 271 im Technischen Komitee Wassergüte des DVGW grundlegend überarbeitet. Aus der Technischen Mitteilung W 271 „Tierische Organismen in Wasserversorgungsanlagen“ aus dem Jahr 1997 wurde die Technische Regel-Arbeitsblatt W 271 „Invertebraten in Wasserversorgungsanlage; Vorkommen und Empfehlungen zum Umgang“. Das Arbeitsblatt wurde im April 2018 veröffentlicht. Das Neue an der aktuellen Technischen Regel DVGW W 271 (A) ist, die Wasserversorgungsanlagen noch überzeugter als bisher als Lebensräume darzustellen, die von typischen tierischen Organismen quasi gesetzmäßig besiedelt werden, da sie deren Biotopansprüchen genügen. Insofern sind diese Tiere als naturgemäßer Bestandteil der Wasserversorgungsanlagen anzusehen. Allerdings können in Abgrenzung zu diesen charakteristischen „Haustieren“, in Wasserversorgungsanlagen mitunter auch untypische, wasserversorgungsfremde Vertreter angetroffen werden, die dort nichts verloren haben.

Das DVGW W 271 (A) unterstützt die Trinkwasserversorger darin, die angemessene Einstellung zu tierischen Organismen in ihren Anlagen zu gewinnen und den in der Praxis bewährten Umgang dazu an den Tag zu legen.

## Wesentliche Inhalte des Arbeitsblatts

### Die Besiedelung der ökologischen Milieus

Das Arbeitsblatt beschäftigt sich mit wirbellosen Mehrzellern (Invertebraten). Einzeller, die selbstverständlich auch in Massen in den Wasserversorgungsanlagen vorkommen, sind nur insofern Gegenstand der Betrachtung, dass sie eine bedeutende Rolle bei der Reduktion der im Wasser vorhandenen organischen Substanzen spielen. Ihrer quantitativen Erfassung sind allerdings methodische Grenzen gesetzt. Hinzu kommt, dass sie anders als die Mehrzeller in der Regel nicht mit bloßem Auge erkennbar sind. Das Interesse der Trinkwasserversorger muss sich aber auf die optisch erkennbaren Tierchen richten, denn Sie können auch für die Trinkwasserkunden auffällig werden.

Die Invertebraten, die in den Wasserversorgungsanlagen nachgewiesen werden, gehören überwiegend zu den Kleinkrebsen, Wenigborstern (Würmer), Rädertierchen und Milben. Sie sind üblicherweise zwischen 0,05 und 5 mm groß. Verschiedene Arten (z.B. die Wasserassel) können allerdings bis zu 2 cm groß werden, manche sogar noch größer (z.B. der Brunnendrahtwurm bis zu 20 cm). Es ist praktisch nicht zu verhindern, dass solche Invertebraten über den Weg der Rohwassergewinnung und alsdann über die Aufbereitung in die Wasserverteilung eingeschleust werden. Mit dem Weg des Trinkwassers besie-

**Keywords:** Wasserversorgungsanlage, Invertebraten, Untersuchung, Handlungsbedarf, Kommunikation

<sup>1</sup> Stadtwerke Karlsruhe GmbH; michael.schoenthal@stadtwerke-karlsruhe.de

deln sie die verschiedenen ökologischen Milieus, welche ihnen die Wasserversorgungsinfrastrukturen bieten. An den unterschiedlichen Standorten dominieren jeweils jene Spezialisten, die mit den Standortverhältnissen gut zurechtkommen. Als wichtigste Standortfaktoren sind

- die Lückenräume der granulären Filter (Sandfilter, Aktivkohlefilter etc.),
- die Freiwasserzonen in den Förderbrunnen, Trinkwasserbehältern und Stagnationszonen des Leitungsnetzes,
- die Schwimmschicht auf den Wasseroberflächen der Behälter und Kammern,
- die Biofilmbeläge aller wasserberührten Oberflächen (in den Rohren, Behältern, Hauseingangsfiltren etc.),
- die abgelagerten Sedimente in den Behältern und Leitungen, die ebenfalls der Besiedlung zur Verfügung stellen.

Je nachdem wohin man schaut, können unterschiedliche Organismen bzw. Organismengesellschaften angetroffen werden. Die Lebensgemeinschaften reagieren dabei auf die divergierenden Lebensverhältnisse. Letztlich spielen sich auch in den künstlichen Lebensräumen der Wasserversorgung die ökologischen Gesetzmäßigkeiten der natürlichen Standorte ab. Die ökologischen Schlüsselparameter sind immer das vorhandene Nahrungsangebot, die Temperaturbedingungen und die Strömungsverhältnisse.

An den natürlichen Standorten spielen auch die Sauerstoffverhältnisse eine entscheidende Rolle. Invertebraten brauchen zum Überleben Sauerstoffgehalte von mindestens 1 mg/l. In den Wasserversorgungsinfrastrukturen sind die Sauerstoffkonzentrationen im Wasser in der Regel aber immer hoch, so dass Sauerstoff dort kein limitierender Faktor darstellt.

Als Nahrung dient den Invertebraten das mit dem Rohwasser eingetragene organische Material, das entweder partikulär als Detritus oder gelöst vorhanden ist und durch Bakterien und Pilzen in Biomasse umgesetzt wird (Biofilm).

Die Temperatur ist für die Invertebraten eine entscheidende Größe. Für sie gibt es optimale Temperaturbereiche, wo sie die höchste Wachstums- und Vermehrungsraten zeigen. Gerade in den Rohrleitungen der Trinkwasserversorgung treten jahreszeitlich bedingte Temperaturschwankungen auf. Invertebraten, die an solche Temperaturschwankungen angepasst sind, haben in den Trinkwasserleitungen Konkurrenzvorteile gegenüber Arten, die gleichbleibend tiefe Temperaturen benötigen. In den Trinkwasserrohren setzen sich deshalb Arten durch, die typi-

scherweise zu den Oberflächengewässerarten zu rechnen sind oder als Generalisten ein breites Spektrum an feuchten Standorten bewohnen.

Invertebraten können das fließende Trinkwasser nicht besiedeln. Etliche Vertreter verfügen aber über thigmotaktische Fähigkeiten, um nicht aus dem Wandungsbereich in den Trinkwasserstrom zu gelangen und verdriftet zu werden.

### Untersuchungsstandards

Das DVGW Arbeitsblatt stellt umfassend die geeigneten Probenahmetechniken und Gerätschaften vor, mit denen die unterschiedlichen Komponenten der Wasserversorgung auf Invertebraten beprobt und untersucht werden können. Es beschränkt sich aber auf die Methoden, die sich in der Praxis durchgesetzt haben. Wichtigstes Utensil zur Invertebratenüberwachung ist das Planktonnetz. Für den breiten Einsatz wird eine Maschenweite von 100 µm empfohlen. Mit solchen Planktonnetzen kann prinzipiell an allen Stellen gearbeitet werden, wo Wasser aus dem System entnommen wird. Ganz besonders eignen sich Probenahmehähne, wie sie für die chemisch-physikalische und mikrobiologische Trinkwasserüberwachung zur Verfügung stehen. Das Wasservolumen, das über die Planktonnetze filtriert wird, sollte in der Regel mindestens 1 m<sup>3</sup> betragen.

Zur Beprobung von Filtermaterialien können spezielle Stechbohrer bzw. Silobohrer genutzt werden. Das Filtermaterial muss für den Nachweis der Invertebraten weiter aufbereitet werden. Hier haben sich Flotationstechniken bewährt, um die Invertebraten vom Filtermaterial zu trennen. In der Regel reicht es kleine Probenvolumina (10 ml) an Filtersubstrat aufzuarbeiten.

Im Hinblick auf die Untersuchungsstrategie unterscheidet das DVGW Arbeitsblatt:

- **Sporadische Untersuchungen:** Der Wasserversorger nutzt wiederkehrende Wartungsmaßnahmen wie Behälterreinigungen oder Leitungsspülungen, um das dabei anfallende Schlammwasser auf das Vorkommen von Invertebraten zu überprüfen. Die Untersuchungstiefe kann hier von der oberflächlichen visuellen Begutachtung bis zur akribischen Aufarbeitung der Proben variieren.
- **Orientierende Untersuchungen:** Der Wasserversorger macht sich anhand der methodischen Beprobungsstandards ein Bild zur Besiedlung des gesamten Anlagenbestands von der Gewinnung bis zum Leitungsnetz.

- **Routineuntersuchungen:** Ausgangspunkt dafür ist das Ergebnis der orientierenden Untersuchung. Der Wasserversorger legt eine Auswahl seiner Anlagen aus repräsentative Beprobungsstellen fest und beprobt diese in regelmäßigen Abständen.
- **Spezielle Untersuchungen:** Sie werden erforderlich, wenn im Rahmen der o.g. Untersuchungen oder insbesondere durch externe Hinweise (Kundenbeschwerden, Mitarbeiterhinweise) Auffälligkeiten festgestellt werden. Auffälligkeiten liegen auch vor, wenn bei Beprobungen andere Invertebraten als die typischen „Haustiere“ gefunden werden. Dazu gehören alle Arten, die nicht über den Trinkwasserweg in die Wasserversorgungsanlagen eingetragen werden, sondern wo ein Eindringen von außen über Schwachstellen in die Anlagen angenommen werden muss. Der Wasserversorger muss dann durch ein gezieltes Untersuchungsprogramm die Ursachen der Auffälligkeiten klären sowie erfolgversprechende Abhilfemaßnahmen einleiten.

Allen Wasserversorgern wird nahe gelegt, die wiederkehrenden Wartungsarbeiten der Behälterreinigung und Leitungsspülungen für eine visuelle Ansprache der anfallenden „Abwässer“ zu nutzen. Dort ist in der Regel immer mit höheren Konzentrationen an Invertebraten zu rechnen. Sind in diesen Proben keine oder nur vereinzelt Invertebraten erkennbar, sind insbesondere keine Invertebraten auffällig, die nur von außen in den Versorgungsanlagen eingedrungen sein können, und liegen darüber hinaus dem Wasserversorger keine Kundenbeanstandungen vor, dann besteht für ihn kein akuter Handlungsbedarf gegen die Besiedlung seiner Anlagen durch Invertebraten vorzugehen. Demgegenüber spielen die bei den orientierenden und routinemäßigen Untersuchungen festgestellten Dichten der Invertebraten nur eine untergeordnete Bedeutung.

## Relevanz des Arbeitsblatts

Die in der Wasserversorgungswirtschaft für Furore sorgenden Befunde an Enterokokken in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg, die durch Stechmücken verursacht wurden, haben in der Branche bewusst gemacht, dass Invertebraten in Wasserversorgungsanlagen zu einem Problem werden können und man sie deshalb ernst nehmen muss (Korth et al. 2012). Bei den Wasserversorgungsanlagen sind alle baulichen Schwachstellen zu beseitigen, durch die Tiere von außen eindringen können.

Andererseits sind trinkwasserbiologische Untersuchungen zum Vorkommen von Invertebraten, die zwangsläufig zum Geschäft der Trinkwasserversorgung gehören, auch gut 20 Jahre nach der Erstveröffentlichung des Technischen Regelwerks DVGW W 271 noch nicht selbstverständlich. Das neue Arbeitsblatt verfolgt das Ziel, die Wasserversorgungsunternehmen von der Notwendigkeit zu überzeugen, ihre Anlagen auf Invertebraten zu untersuchen. Die „Haustiere“ der Wasserversorgungsanlagen stellen kein hygienisches Problem dar. Erst wenn sie zu einem ästhetischen Problem werden, weil Kunden sie wahrnehmen, werden sie für Trinkwasserversorger zwingend untersuchungsrelevant. Wer sich aber mit den Invertebraten in seinen Wasserversorgungsanlagen nicht beschäftigt, der ist sowohl unternehmensintern (Betriebspersonal, Unternehmensführung) als auch gegenüber den Kunden und Behörden zu dieser Thematik nicht Sprachfähig. Eine durchdachte Kommunikation zu diesem Thema ist aber möglich und konstruktiv durchführbar. Das Arbeitsblatt gibt hierzu konkrete Hilfestellungen und klärt auf, dass

- in Wasserversorgungssysteme die naturgesetzlichen Regeln der Ökologie gelten,
- eine Gesundheitsgefährdung durch die „Haustiere“ im Trinkwasser ausgeschlossen werden kann,
- Die Lebensräume, welche die Wasserversorgungssysteme bieten, nur eine vergleichsweise geringe Anzahl an Invertebraten ernähren und unterhalten,
- Invertebraten aktiv an der Aufbereitung und Verbesserung der Trinkwasserqualität beteiligt sind,
- die vorkommenden Invertebraten Standortspezialisten und an Bereiche angepasst sind, die vom Trinkwasserfluss kaum erfasst werden.

Invertebraten begleiten natürlicherweise das Trinkwasser über den gesamten Gewinnungs- und Verteilungsprozess. Nur ausnahmsweise „verirren“ sich Invertebraten bis in die Trinkwasser-Installation. ~

## Literatur

Korth, A., Petzoldt, H., Nitsche, R., Hamsch, B. & Hügler, M. (2012): Enterokokkenbelastungen im Trinkwasser – Abschlussbericht zum DVGW-Forschungsvorhaben W 3/01/11. DVGW Technologiezentrum Wasser (TZW) Karlsruhe, Außenstelle Dresden.



# Beprobungstechniken für Invertebraten im Trink- und Grundwasser

Andreas Fuchs<sup>1</sup>, Andreas Hofer<sup>1</sup> & Michael Palumbo<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Die Beprobung von Invertebraten in Trinkwasserversorgungsanlagen erfolgt in allen Komponenten des Systems mittels Filtrations eines definierten Durchflusses von mindestens 1 m<sup>3</sup>, besser jedoch 5 m<sup>3</sup> Wassers. Dazu werden in der Regel Netze mit einer Maschenweite von 100 µm verwendet. Bei zu ho-

hen Durchflussraten > 10 m<sup>3</sup> empfiehlt sich der Einsatz eines Druckminderers.

Grundwassermessstellen werden vorzugsweise an deren Boden („Sumpf“) mit Hilfe eines Netzsammlers beprobt.

## Einleitung

Praktisch alle Wasserversorgungssysteme sind von Kleintieren, sog. Invertebraten besiedelt. Die Dichte der Besiedlung steht in engem Zusammenhang mit dem für die Invertebraten verfügbaren organischen Material und hängt dadurch auch von den Reinigungsmaßnahmen der Wasserversorger ab. Vor allem in Stagnationszonen der Wasserversorgungsleitungen besteht das Potential zur Bildung von hohen Populationsdichten. Die Invertebratenfauna stellt somit einen guten Indikator für den Zustand der Wasserversorgungsanlagen dar.

Das im April 2018 erschienene Arbeitsblatt W 271 (A) „Invertebraten in Wasserversorgungsanlagen; Vorkommen und Empfehlungen zum Umgang“ der DVGW (Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V.) befasst sich mit dieser Thematik und fordert für das Management der Invertebraten standardisierte Beprobungstechniken.

In diesem Beitrag werden verschiedene Techniken der faunistischen Beprobung unterschiedlichster künstlicher und natürlicher Gewässerzugänge beschrieben. Diese decken den Bereich des Einzugsgebietes mit Grundwassermessstellen, Quellen und dem hyporheischen Interstitial von Oberflächengewässer einerseits, sowie den Bereich der Trinkwasseraufbereitungs- und Verteilungsanlagen andererseits ab. Je nach Zugang zum Gewässer sind für die Probennahme unterschiedliche Materialien und Methoden notwendig, die bei der Beprobung die verschiedenen Besonderheiten des jeweiligen Zugangs berücksichtigen.

Bei der Wahl der Methode sollte immer die Unversehrtheit der gesammelten Tiere im Vordergrund stehen. Fehlende Beine oder sonstige Körperanhänge erschweren die taxonomische Auswertung sehr. Zudem werden abgestorbene Individuen durch Zersetzungsprozesse sehr schnell unbrauchbar für mögliche genetische Untersuchungen.

## Probennahmetechniken

Zu Beginn jeder Beprobung werden einige hydrochemische Parameter des Wassers erfasst. Wichtig hierbei ist die Sauerstoffkonzentration, da bei Werten unter 1 mg/l (nur im Einzugsgebiet möglich) die Besiedlung der Invertebraten stark zurückgeht. Ebenso wichtig ist die Temperatur: steigt diese über die in diesem Lebensraum üblichen 10–12 °C, so verschwinden allmählich die Grundwasserarten, während sich Arten der Oberfläche stark vermehren können. pH-Wert und Leitfähigkeit geben zusätzliche Informationen über die Beschaffenheit des Wassers. Im Folgenden werden die Probennahmetechniken für die Fauna beschrieben.

## Grundwassermessstellen

Grundwassermessstellen wirken aufgrund ihres Aufbaus wie Fallen (Hahn 2001): unterhalb des geschlitzten Filterbereichs befindet sich in der Regel ein vollwandiges Rohr, der sog. Sumpf. Gelangen nun Tiere über den Filterbereich in die Messstellen, suchen sie den Bodenkontakt (positive Tigmotaxis), und reichern sich im Sumpf an, aus welchen sie nicht mehr entkommen können.

**Keywords:** faunistische Bioindikation, Probennahmemethodik Trink- und Grundwasser, Invertebraten in Trinkwasserversorgungsanlagen, W271

<sup>1</sup> Institut für Grundwasserökologie IGÖ GmbH, An der Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, Fortstraße 7, 76829 Landau, fuchs@groundwaterecology.de

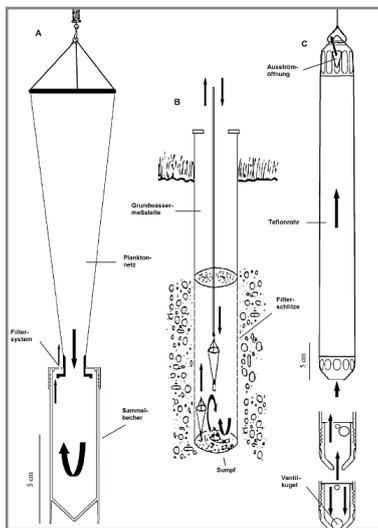
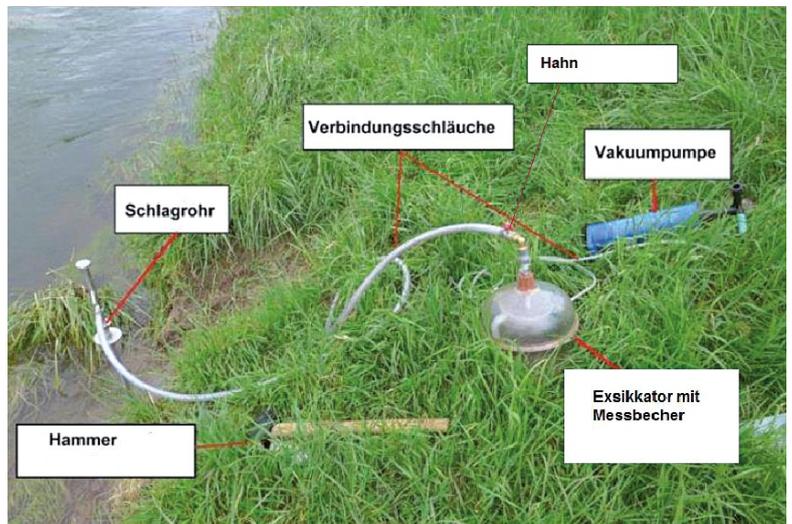


Abb. 2:  
 Aufbau und  
 Materialien der  
 Interstitial-  
 beprobung

Abb. 1:  
 Netzsammler und  
 Probenahmegefäß  
 (A); Benutzung des  
 Netzsammlers (B);  
 Aufbau des  
 Aqua-Samplers (C)



Diesen Umstand nutzt man bei der Methode des Netzsammlers, einer Kombination eines Plankton- oder Cvetkov-Netzes (Cvetkov 1968) und eines Quellsammlers nach Noll (1939). Der Netzsammler besteht aus einem Planktonnetz mit einer Maschenweite von 100 µm (nach W271) und einem 50 ml fassenden Zentrifugenröhrchen als Sammelgefäß. Oft werden auch Netze mit einer geringeren Maschenweite verwendet (bis 74 µm), da die Ergebnisse hier vergleichbar sind. Zwischen Netz und dem Sammelbecher ist im Verschluss ein Filtersystem untergebracht, dass dem Quellsammler nachempfunden ist (Abb. 1 A).

Bei der Probenahme wird der Netzsammler auf den Grund der Messtelle abgesenkt, und hier 10 Mal mit Schwung 2–3 m hochgezogen und erneut abgesenkt. Durch diese ruckartigen Bewegungen wird das Sediment mit den Tieren hochgewirbelt, mit dem Netztrichter erfasst (Abb. 1 B) und in das Probenröhrchen überführt, welches man auch als Transportgefäß nutzen kann.

Da bei dieser einfachen, schnellen und vor allem schonenden Methode kein aufwendiges abpumpen der Messtelle notwendig ist, wird für die Messung der chemisch-physikalischen Parameter vor der Netzsammlerprobe rund 1 l Wasser mit einem Schöpfergerät (Abb. 1 C) direkt aus der Messtelle entnommen.

## Hyporheisches Interstitial

Das hyporheische Interstitial ist die **Übergangszone zwischen Grundwasser und Oberflächengewässern**, welche von Arten beider Lebensräume besiedelt wird.

Eine schonende Methode ist die Beprobung mit einem Exsikkator (Abb. 2). Dafür wird ein Schlagrohr in die gewünschte Tiefe des Sediments eines Gewässers geschlagen und mit Hilfe einer

Vakuumpumpe und eines Exsikkators Unterdruck im Schlagrohr erzeugt. Dadurch werden 2 l Wasser zusammen mit dem Sediment und den Tieren aus dem Interstitial abgesaugt. Die Messungen der Feldparameter erfolgt direkt aus der Probe. Danach wird die Probe mit einem Sieb mit 74 µm Maschenweite ausgewaschen und mit Ethanol fixiert wird.

## Quellen

Quellen sind natürliche Austrittsstellen von Grundwasser, die oft durch Fassungsbauwerke für die Trinkwassergewinnung nutzbar gemacht wurden.

Das Grundprinzip der Quellbeprobung ist die Filtration einer definierten Wassermenge, 1 m<sup>3</sup>, besser jedoch 5 m<sup>3</sup> oder mehr, um auch seltene Arten erfassen zu können. Die Dauer der Beprobung ergibt sich aus der Schüttung der Quelle, die vor der Probenahme mit skaliertem Eimer und Stoppuhr erfasst wird.

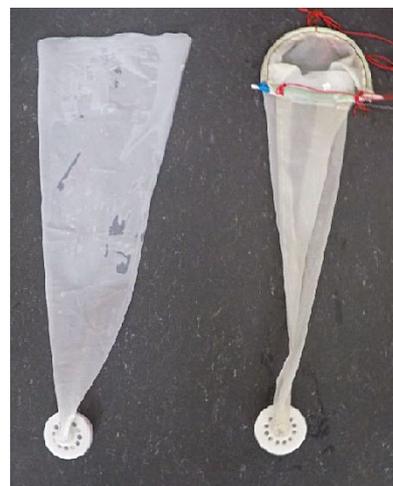


Abb. 3:  
 Quell- (links),  
 D-Netz (rechts)

Zur Filtration werden sogenannte Quellnetze (Maschenweite je 100 µm) verwendet, die dem Netzsammler (Netz, Filtersystem, Probenflasche, siehe Abb. 3) nachempfunden sind. Vorteil der Quellnetze ist die große Filtrierfläche, sodass große Volumina filtriert werden können. Tiere und Sediment werden in die Probenflasche gespült, während überschüssiges Wasser über das Filtersystem abgeführt werden.

Bei einfachen Rohren wird das Quellnetz über dieses mit Spanngurten befestigt. Erfolgt der Quellaustritt hingegen über eine glatte Fläche, so werden spezielle Quellnetze mit d-förmiger Einlassöffnung verwendet, in dem die flache Seite direkt an der Austrittsfläche anliegt.

Für die Messungen wird Wasser direkt beim Quellausritt möglichst ohne Anreicherung von Sauerstoff entnommen.

### Trinkwasserleitungsnetz – Hydrantenbeprobung

Trinkwasserleitungsnetze sind künstliche Grundwasserlebensräume. Vor allem in Stagnationszonen des Leitungsnetzes können sich größere Mengen an organischem Material ablagern. Diese Ablagerungen und auch Biofilme an den Rohrwandungen dienen der Fauna sowohl als Lebensraum als auch als Nahrung. Die Beprobung des Leitungsnetzes erfolgt in der Regel über Hydranten. Auch hier sollten mindestens 1 m<sup>3</sup>, besser jedoch 5 m<sup>3</sup> entnommen werden. Die Menge wird hierbei über eine Wasseruhr oder ein Durchflussmessgerät kontrolliert. Da in den Leitungsnetzen oft hohe Drücke herrschen, die die Fauna bei der Beprobung beschädigen können, wird vor den auch hier verwendeten Quellnetzen ein Druckminderer (Hydrabox) verwendet (Abb. 4). Wasser für die Messungen werden direkt beim Netz ohne Anreicherung von Sauerstoff entnommen.

### Wasseraufbereitungsanlagen

Auch die Probennahme in Aufbereitungsanlagen selbst erfolgt nach dem Prinzip der Filtration. Die Mindestmenge beträgt mindestens 1 m<sup>3</sup>, besser jedoch 5 m<sup>3</sup>. Je nach Beschaffenheit der jeweiligen Anlagen kann die Beprobung ganz unterschiedlich lange dauern. Sind nur 1/2 Zoll Anschlüsse vorhanden, sollte in der Planung der Probennahme der erhöhte Zeitaufwand berücksichtigt werden, und die Netze über Nacht ausgebracht werden.

Es gibt viele Stellen in Wasserwerken an denen eine Probennahme möglich ist. Diese sind in Abbildung 5 schematisch dargestellt und die unterschiedlichen Probennahmestellen mit einem roten Punkt markiert.



Abb. 4: Aufbau und Materialien der Interstitialbeprobung

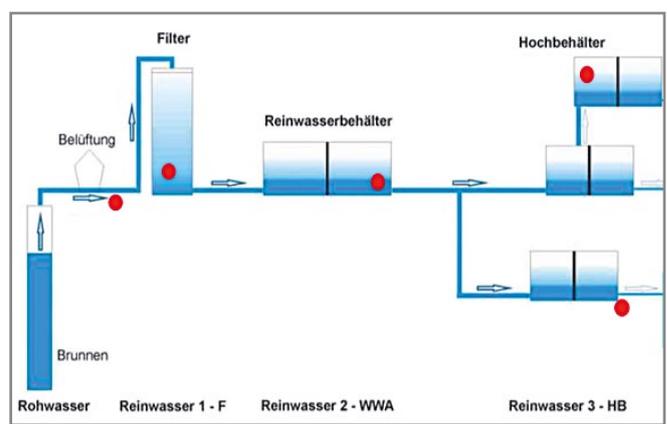


Abb. 5: Schematischer Aufbau des Wasserlaufs durch das Wasserwerk, potentielle Probennahmestellen sind durch einen roten Punkt markiert

### Literatur

Berkhoff, S. E., Bork, J. & Hahn, H. J. (2015): Die Metazoen-Fauna des Grundwassers. In H. Brendelberger, P. Martin, M. Brunke & H. J. Hahn (Eds.), Grundwassergeprägte Lebensräume (Vol. 14, pp. 9). Stuttgart: Schweizerbart.

DVGW, Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (2018): Technische Regel – Arbeitsblatt DVGW W 271. Invertebraten in Wasserversorgungsanlagen; Vorkommen und Empfehlungen zum Umgang. Bonn: DVGW.



# Sind Grundwasserkrebse geeignete Schadstoffstresszeiger für Ökotoxikologie und online Biomonitoring der (Trink-)Wasserqualität?

Almut Gerhardt<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Grundwasserkrebse sind hinsichtlich ihrer toxikologischen Sensitivität noch unzureichend erforscht. Im Projekt GroundCare untersuchen wir an Kupfer als Modellsubstanz vergleichend die akute und chronische Toxizität von Kupfer an Crustaceen aus dem Grundwasser (*Proasellus slavus*, *Niphargopsis casparyi*) und Oberflächenwasser (benthisch: *Gammarus fossarum*). Neben der Mortalität als Standardendpunkt messen wir in Echtzeit quantitativ die Verhaltensantwort auf den chemischen Stress

mit dem Multispecies Freshwater Biomonitor<sup>®</sup> (MFB). Der MFB beruht auf einem nicht-optischen Verfahren, d.h. man kann auch in gefärbtem, trübem Wasser und Sediment das Verhalten der Tiere ohne künstliche Beleuchtung messen. Gegenüber Kupfer war in akuten Tests *E. serrulatus* empfindlicher als *D. magna*, gefolgt von *G. fossarum*, *N. casparyi* und *P. slavus*. In chronischen Tests waren *G. fossarum* und *P. slavus* ähnlich sensitiv. Tests in 3 Wasserwerken mit dem MFB zeigten, dass sich beide Grundwasserarten für die kontinuierliche Überwachung der Trinkwasserentnahmestellen eignen, und wenig Wartungsaufwand benötigen.

## Einleitung

Zugang zu sauberem Trinkwasser ist ein Menschenrecht. In Deutschland wurden in 2016 61% des Rohwassers für die Trinkwassergewinnung aus Grundwasser gewonnen und dieser Anteil ist seit 18 Jahren sehr stabil geblieben ([www.gfa-news.de/gfa/webcode20181121\\_002](http://www.gfa-news.de/gfa/webcode20181121_002); KW Korrespondenz Wasserwirtschaft, 2019 (12) 1). Neben der Bedeutung für die Trinkwassergewinnung stellt das Grundwasser auch einen eigenen Lebensraum mit speziellen Anpassungen der dortigen Lebewesen dar, dessen Schutz in der EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EC) und der Grundwasserrichtlinie (2006/118/EC) für alle Staaten verbindlich festgelegt ist. Dennoch fehlt bisher eine angepasste Strategie zur Risikobewertung und Überwachung von Schadstoffeinflüssen für das Grundwasser. Als „Platzhalter“ dienen die Standardorganismen, die für die Oberflächengewässerbewertung herangezogen werden, nicht selten auch dort umstritten, wie der Kleinkrebs *Daphnia magna*.

Grundwasserlebensgemeinschaften zeichnen sich durch folgende besondere Eigenschaften aus, die es rechtfertigen eine Risikobewertung auf Grundwasserzeigerarten zu begründen:

Dünne, farblose Haut, Fehlen von Augen, lange Lebensspanne, langsamer Stoffwechsel bei im allgemeinen niedrigen und konstanten Wassertemperaturen und Nährstoffarmut (Gerhardt & Grimm, 2018).

Ziel des Teilprojektes 8 von GroundCare (BMBF, Nr. 033W037H) war es, die Sensitivität von Grundwasserkrebsen mit der von Oberflächenwasserverwandten direkt vergleichend zu untersuchen.

## Methoden

### Testarten

Es wurden folgende Makrocrustaceen als Testarten verwendet: Oberflächenwasser: *Gammarus fossarum* (Koch, 1835), Grundwasser: *Niphargopsis casparyi* (Pratz, 1866) und *Proasellus slavus* (Remy, 1948). Bei den Mikrocrustaceen wurde *Eucyclops serrulatus* (Oberflächenwasser und Sedimentlückensystem: benthisch) verwendet. Die Grundwasserarten wurden im Feld (47.81272 °N 7.54740 °E) in ca. 50 m Tiefe für die Versuche gesammelt, alle anderen Arten stammten aus eigenen Laborzuchten).

<sup>1</sup> LimCo International GmbH, Wollmatinger Str. 22, 78467 Konstanz, [limco-international@gmx.de](mailto:limco-international@gmx.de), [www.limco-int.com](http://www.limco-int.com)

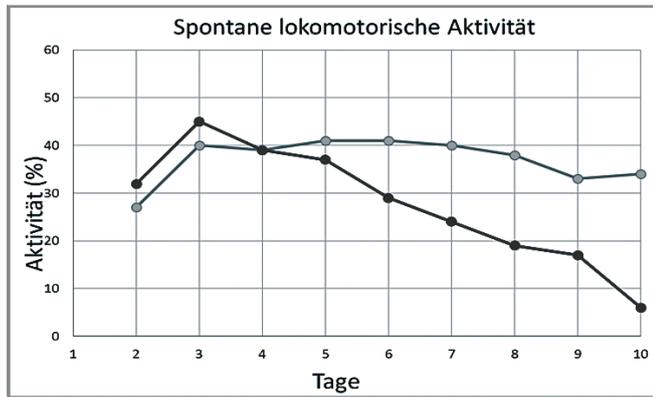


Abb. 1 (links): Spontane lokomotorische Aktivität (Tagesmittelwerte) von *G. fossarum* (N: 4; hellgrau) und *N. casparyi* (N: 4, dunkelgrau) im unfiltrierten Rohwasser (Grundwasser).

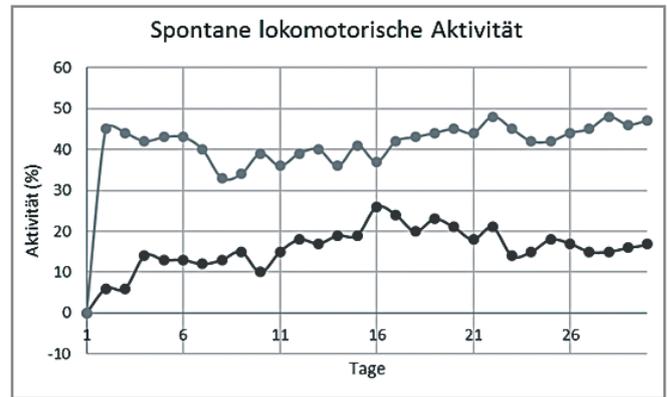


Abb. 2 (rechts): Spontane lokomotorische Aktivität (Tagesmittelwerte, N: 4) von *G. fossarum* (hellgrau) und *P. slavus* (dunkelgrau) im MFB-Biomonitor in Uferfiltrat.

### Testaufbau

Alle Tests wurden bei 10 °C im Dunklen in Bachwasser (pH 7,7, 8 °dH (143 mg/L as CaCO<sub>3</sub>), N, P-Nährstoffe << TW Grenzwerte), ohne Belüftung (Grundwasserarten), bzw. mit Belüftung mittels Aquarienpumpen (Oberflächenwasserarten) und in Anlehnung an entspr. Guidelines (*G. fossarum*: OPPTS 850.1020, EPA, 1996) durchgeführt und sind bei Gerhardt & Grimm 2018 ausführlich beschreiben. Akute Tests (24 h) wurden direkt im Multispecies Freshwater Biomonitor® (MFB) zur Ermittlung direkter Effekte durchgeführt und chronische Tests in Bechergläsern angesetzt, wobei die Tiere dort regelmäßig gefüttert (vorkonditionierte Erlenblätter; Grundwasserarten zusätzlich Feindetritus vom Sammelort) und im MFB für 2 Stunden gemessen wurden (spontane Lokomotion, Ventilation, Inaktivität). Für die akuten Tests wurden 14 Konzentrationen von Kupfer-II (von 6 – 770 ppb) verwendet und die Versuche in 2 Replikaten a 16 Tiere im MFB-Biomonitor angesetzt. Für die chronischen Tests (4–6 Wochen) wurden 4 Kupferkonzentrationen (0,1 – 1 mg/l) in 2-4 Replikaten a 4–8 Tieren (je nach Verfügbarkeit) in 250 mL-Bechergläsern angesetzt (Gerhardt & Grimm (2018).

### Online Biomonitoring mit Grundwasserkrebsen in Wasserwerken mit dem MFB

Der MFB-Biomonitor misst das Verhalten und Überleben von Wassertieren quantitativ und kontinuierlich mittels der sog.

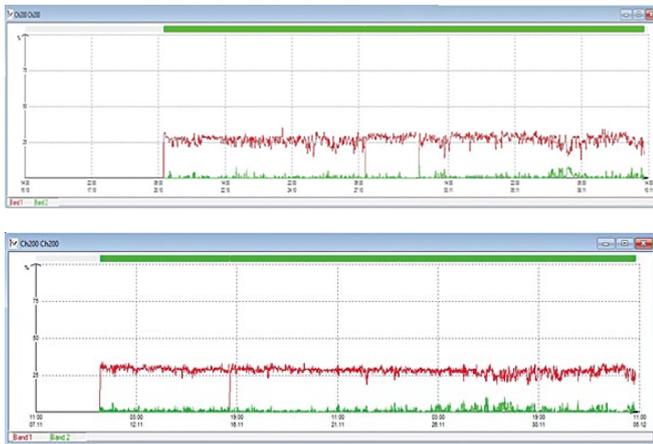
4-polaren Impedanzwandlung, eine nicht-optische und nicht-invasive Methode, bei welcher sich die Tiere frei in ihrem Medium (ohne Vorbehandlung wie Filtration) in mit Netzdeckeln verschließbaren, zylindrischen Durchflussröhren bewegen können und 2 Paar Edelstahl Elektroden an den inneren Wänden einerseits ein hochfrequentes Wechselstromfeld erzeugen und andererseits die Änderungen des Feldes durch das sich darin bewegendes Tier messen (Gerhardt et al. 1994). Der MFB wurde seit 1994 vielfach in der ökotoxikologischen Forschung (z.B. Rastetter & Gerhardt 2016, Ren et al. 2007), sowie zur Überwachung von Klärwerksabläufen (z.B. Gerhardt et al. 2013) und Flüssen (z.B. Gerhardt et al. 2007, Salmelin et al. 2016) erfolgreich eingesetzt.

Der MFB-Biomonitor wurde mit verschiedenen Testarten zunächst in einem Wasserwerk mit Grundwasser Verwendung an der Entnahmestelle getestet, danach in einem Wasserwerk mit Main-Uferfiltratwasser an der Entnahmestelle und schließlich in einem Wasserwerk mit Bodenseetiefenwasser.

## Ergebnisse

### Toxizitätstests

Der Copepode *E. serrulatus* war die empfindlichste Art (LC50-24h: 0,025 mg Cu/l; LOEC-24h: 0,014 mg Cu/l). Bei den Makrocrustaceen ergaben sich LC50-24h Werte für Kupfer von 0,6



**Abb. 3:** Verlauf der mittleren Aktivität (rot) und Ventilation (grün) von *G. fossarum* (N: 8) über die Zeit (oben: 20.10.–10.11.16; unten: 10.11.–6.12.16) in unfiltriertem Bodenseewasser.

mg/l (*G. fossarum*), 0,72 mg/l (*N. casparyi* und *P. slavus*). Verhaltensreaktionen traten bereits bei niedrigeren Konzentrationen auf, die LOEC-24h Werte lagen bei 0,25 mg/l (*G. fossarum*), 0,28 (*N. casparyi*) und 0,36 mg/l (*P. slavus*). Die LC50-28d lag für *G. fossarum* bei 0,25 mg/l und für *P. slavus* bei 0,217 mg/l.

### Online Biomonitoring

In der 1. Fallstudie wurde der MFB eine Woche lang kontinuierlich mit *G. fossarum* und *N. casparyi* (je 4 Tiere) ohne Fütterung im Durchfluss (3,6 l/Min.) mit unfiltriertem Grundwasser (13,2 °C; 5,9 mg O<sub>2</sub>/l) betrieben. Beide Arten überlebten den Transport und das Handling sowie die geforderte Standzeit von 1 Woche im Biomonitor (Abb. 1), wobei die spontane lokomotorische Aktivität der Niphargen ab dem 5. Tag nachließ.

In der 2. Fallstudie wurde der MFB 4 Wochen lang in einem Wasserwerk mit Uferfiltrat des Mains (T.: 14 °C; Lf 900 µS/cm; 80 % O<sub>2</sub> Sättigung) als Rohwasser für die Trinkwasseraufbereitung betrieben.

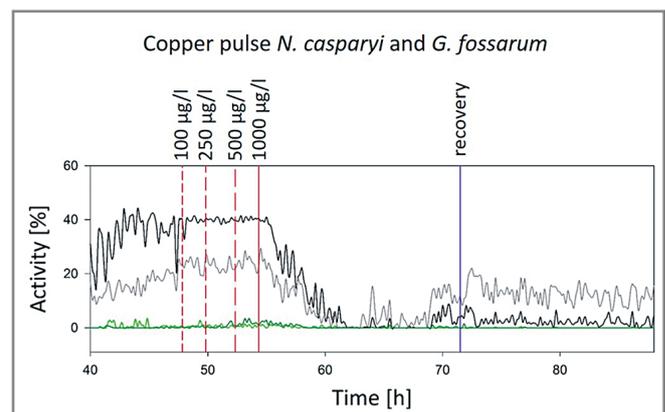
Ziel war es, eine weitere Grundwasserart (*Proasellus slavus*) mit *Gammarus fossarum* im Langzeitbetrieb zu vergleichen.

Die Tiere (je 4 Tiere) wurden individuell in den Messkammern exponiert und ein Erlenblattstück (0,5 cm<sup>2</sup>) als Futter und/oder Substrat angeboten. Die Tiere wurden während der Zeit nicht ausgetauscht, um einen Langzeitbetrieb zu testen.

Insgesamt zeigte diese Studie, dass beide Arten gleich gut im Biomonitor verwendet werden können, d.h. ähnlich gut überlebten und bis zu Versuchsende gleichbleibende Aktivität zeigten, wobei *P. slavus* als Grundwasservertreter generell weniger aktiv war als *G. fossarum* und auch nicht am Erlenblatt fraß, sondern sich ggf. von den feinen Partikeln im unfiltrierten Rohwasser ernährte (Abb. 3).

*Gammarus fossarum* konnte in der 3. Fallstudie im Wasserwerk mit Bodenseewasser ohne viel Aufwand über 46 Tage kontinuierlich ohne wöchentliche Wartung betrieben werden (Abb. 5). Die 8 Tiere zeigten gleichmäßig hohe Aktivität und wenige, sehr kurze Alarme (rot), d.h. Phasen definierter Dauer der Inaktivität, welches durch die hochsensiblen Softwareeinstellungen bedingt war.

**Abb. 4:** Pulsversuch mit Kupferchlorid im MFB Biomonitor mit *N. casparyi* (N: 4) und *G. fossarum* (N: 4) als Zeigerarten. Spontane Lokomotion (*G. fossarum*: schwarz, *N. casparyi*: grau) und ventilation (*G. fossarum*: dunkelgrün; *N. casparyi*: hellgrün). Start der schrittweisen Dosierung nach 48 Std. Vorlauf in Bodenseewasser, Start der Erholung in Bodenseewasser nach 72 Stunden. (aus Gerhardt & Grimm, 2018)



### Pulsversuch

In einem Pulsversuch wurde nach einem Vorlauf der Tiere (*N. casparyi* und *G. fossarum*, N: 4) über 48 Stunden langsam schrittweise Kupferchlorid zu einem ansteigenden Kupferpuls in das Durchflusssaquarium dosiert und die Reaktion der Tiere über 24 Stunden verfolgt, danach wurde wieder frisches Bodenseewasser durch das Aquarium geleitet, um eine eventuelle Erholung der Tiere zu messen (Abb. 6).

*G. fossarum* reagierte sofort auf 0,1 mg/l Cu mit gleichbleibend hoher Aktivität (Flucht) bis zu einer Konzentration von 1 mg/l (deutlich unter dem Trinkwassergrenzwert von 2 mg/l). Danach folgte ein steiler Aktivitätsabfall und Tod von 3 von 4 Tieren. Bei den Niphargen war dieser Verlauf ähnlich, beide Arten zeigten eine geringfügig ansteigende Ventilation bei 0,5 mg Cu/l. Von den Niphargen erholten sich 2 von 4 Tieren. Fazit: In Bezug auf Kupfer können beide Arten gleich gut für das Biomonitoring verwendet werden.

### Schlussfolgerung:

Sowohl Grundwassercrustaceen als auch oberflächenwasser- verwandte Arten können gleich gut in Toxizitätstests und online Biomonitoring verwendet werden, wobei *G. fossarum* sensibler und einfacher zu handhaben ist. ~

### Literatur

Gerhardt, A. et al. (1994): *Monitoring of behavioral patterns of aquatic organisms with an impedance conversion technique. Environment International* 20 (2), 209-219.

Gerhardt, A. et al. (2007): *Biomonitoring with Gammarus pulex at the Meuse (NL), Aller (GER) and Rhine (F) rivers with the online Multispecies Freshwater Bio-monitor®. Journal of Environmental Monitoring JEM*, Vol. 9: 979-985.

Gerhardt, A. et al. (2013): *Biomonitoring in der kommunalen Abwasserreinigung. Aqua & Gas* 7/8: 58-62.

Gerhardt, A. & Ch. Grimm (2018): *Sensitivity towards copper: Comparison of stygal and surface water species' biomonitoring performance in water quality surveillance. Int. J. Sci. Res. Environ. Sci. Toxicol.* 3 (1): 15 pp.

Rastetter, N. & A. Gerhardt (2016): *Toxic potential of different types of sewage sludge as fertiliser in agriculture: ecotoxicological effects on aquatic and soil indicator species. J. Soil & Sediments*, 17 (1): 106-121.

Ren, Z. et al. (2007): *The early warning of aquatic organophosphorous pesticide contamination by online monitoring behavioural changes of Daphnia magna. Env. Monit. Assess.* 134:373-383.

Salmelin, et al. (2017): *Assessing ecotoxicity of biomonitoring effluents in stream ecosystems by in situ invertebrate bioassays: a case study in Talvivaara, Finland. Environ. Toxicol. Chem.* 36 (1): 147-155.

# Oberflächenwassereintrag? Bewertung von Brunnen und Quelfassungen

Sven Berkhoff<sup>1</sup> & Hans Jürgen Hahn<sup>2</sup>

## Zusammenfassung

Tierische Lebensgemeinschaften in Trinkwasserfördergebieten sind hervorragende Bioindikatoren, um Oberflächenwassereinträge zu erkennen. So können sie für die Risikobewertung von Trinkwasserförderanlagen gemäß DVGW W 271 genutzt werden.

den. Die Gefahr von Schadstoffeinträgen und Verkeimungen im Rohwasser aus Quellen und Brunnen kann mit Hilfe der Invertebraten abgeschätzt werden. Anhand der Fauna lässt sich auch festhalten, ob die Einträge aus dem Einzugsgebiet oder aufgrund baulicher Mängel aus den Förderanlagen stammen.

## Einleitung

Oberflächenwassereinträge sind eine der größten Herausforderungen für die Trinkwassergewinnung. Für ein zeitgemäßes Qualitätsmanagement gemäß W 271 (DVGW 2018) ist es deshalb von großer Bedeutung, die grundsätzlichen hydrologischen und hydrogeologischen Verhältnisse der Gewinnungsgebiete, der Förderbrunnen und Quellen zu kennen. Genaue Kenntnisse über das Risiko eines Oberflächeneintrags für das geförderte Rohwasser sind wichtig, da über den Eintrag von Oberflächenwasser die Gefahr von Trübungen, Schadstoffeinträgen und der Verkeimung steigt. Das gilt für die Rohwässer im EZG wie auch für den baulichen Zustand der Gewinnungsanlagen.

Invertebraten (Wirbellose Tiere) leben in fast allen Gewinnungsgebieten der Trinkwasserversorgung und können als Bioindikator für Oberflächenwassereinfluss genutzt werden (Berkhoff et al. 2009, Hahn 2006). Gerade die Fauna des Grundwassers reagiert sehr empfindlich auf Oberflächenwassereintrag und erlaubt Aussagen über die Stärke des Oberflächenwassereintrags im Einzugsgebiet, aber auch über bauliche Mängel der Brunnen- und Quelfassungen.

Dabei gilt, dass bei zunehmendem Oberflächeneinfluss die Tierdichten und die Anzahl der Arten im Rohwasser ansteigen. Gleichzeitig verschiebt sich das Artenspektrum von einer Grundwasserfauna hin zu einer von Oberflächenarten dominierten Fauna (Berkhoff et al. 2015).

Die Invertebraten im Grundwasser und in Quellen sind auf Nahrung in Form von Detritus und Sauerstoff angewiesen. Beide Faktoren werden vom Oberflächenwassereintrag gesteuert. Somit kann anhand der Besiedlungsstruktur von Invertebraten in Brunnen und Quellen auf die Intensität des Oberflächenwassereintrags im Einzugsgebiet geschlossen werden. Weiterhin können auch bauliche Mängel der Gewinnungsanlagen, wie z. B. undichte Fassungen, mit Hilfe der Fauna sicher erkannt werden.

Es stellt sich jedoch als erstes die Frage, welche Tierdichten oder Tierzahlen zu hoch sind und wann von einem erhöhten Risiko auszugehen ist. Daher wurden auf Grundlage bisheriger Untersuchungen Referenzen ermittelt (Abb. 1), die in Abhängigkeit der Region, hier vor allem Norddeutsches Tiefland und Mittelgebirge (Abb. 1a), und des Rohwassertyps (Brunnen, Uferfiltrat, Quellen) die Tierdichten in Form von Boxplots (Abb. 1b) anzeigen. Allgemein gilt, dass die Grundwässer im Norddeutschen Tiefland aufgrund des geringen Porenraums und niedriger Sauerstoffwerte dünner besiedelt sind als in den Mittelgebirgen (Abb. 1a). Die Fauna im Norden wird nicht, wie in Mittel- und Süddeutschland, von Krebstieren, sondern von Würmern dominiert.

In Rohwässern von Brunnen/Uferfiltrat und von Quellen zeigen sich ebenfalls deutliche Unterschiede in der Besiedlungsdichte

**Keywords:** Invertebraten, Bioindikation, Risikobewertung Brunnen und Quellen

<sup>1</sup> Institut für Grundwasserökologie IGÖ GmbH, An der Universität, Fortstr. 7, 76829 Landau, [berkhoff@groundwaterecology.de](mailto:berkhoff@groundwaterecology.de)

<sup>2</sup> Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, AG Molekulare Ökologie, Grundwasserökologie, Fortstr. 7, 76829 Landau, [hjhahn@uni-landau.de](mailto:hjhahn@uni-landau.de)

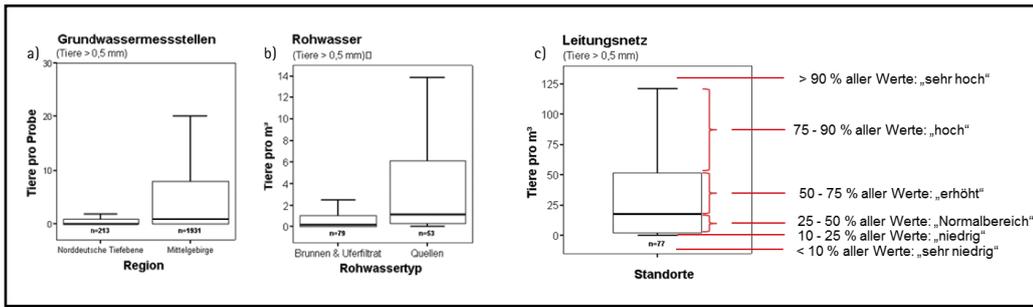


Abb. 1: Boxplots zur orientierenden Einordnung und Bewertung von Häufigkeiten und Dichten aus bisherigen, repräsentativen Untersuchungen in a) unterschiedlichen Regionen, b) an Rohwassertypen und c) Leitungsnetzen. Daten: IGÖ GmbH. Die Werte entsprechen weitgehend denen des DVGW-Arbeitsblattes W 271 (DVGW 2018)

von Invertebraten (Abb. 1b). Quellen sind in der Regel stärker von Oberflächenwasser beeinflusst als Brunnen und weisen meist höhere Tierzahlen und Artzahlen auf.

Das Trinkwasserleitungsnetz wiederum weist aufgrund der Akkumulation von organischem Material, das als Nahrung für Invertebraten dient, höhere Besiedlungsdichten auf (Abb. 1c). Bei der Auswertung großer Datensätze konnten Orientierungswerte bzgl. erhöhter Tierdichten abgeleitet werden, die exemplarisch in Abb. 1c dargestellt sind.

### Brunnen

Brunnen, die Grundwasser zur Trinkwassergewinnung nutzen, sind oft besser vom Oberflächenwasser abgeschirmt als Quellen. Aufgrund der Sauerstoff- und Nahrungsarmut weisen Brunnen sehr anspruchsvolle Lebensbedingungen für Invertebraten auf. Es dominiert meist eine arten- und individuenarme Fauna mit echten Grundwassertieren. Kommt es jedoch aufgrund von Kurzschlüssen mit der Oberfläche zu einer besseren Nahrungsversorgung und Sauerstoffkonzentrationen von mehr als 1 mg/l, sind Brunnen oft reicher besiedelt.

Dabei müssen zwei mögliche Eintragspfade berücksichtigt werden. Zum einen kann Oberflächenwasserfauna über hydraulische Störungen innerhalb des Einzugsgebietes, wie z. B. über den Senkungstrichter des Brunnens (Abb. 2), in das Rohwasser eingetragen werden. Zum anderen besteht aufgrund baulicher Mängel im Bereich der Brunnenfassung das Risiko des Eintrages oberflächenbewohnender Tieren unmittelbar am Brunnen. Dies sind häufig terrestrische, d. h. landbewohnende Tiere, wie Insekten oder deren Larven, aber natürlich auch aquatische Fauna der Oberflächengewässer.

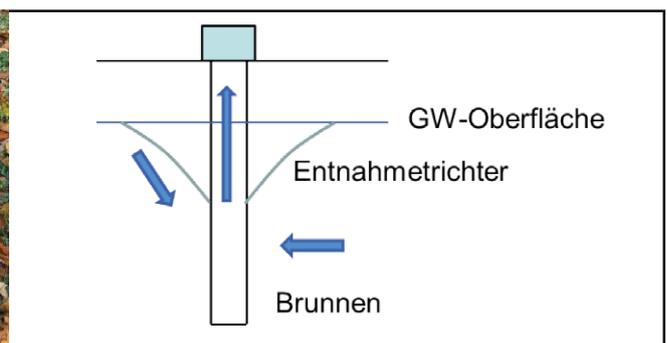
In Tabelle 1 sind die Besiedlungsdichte und Faunenzusammensetzung von zwei Förderbrunnen innerhalb des gleichen Fördergebietes vergleichend dargestellt. Während Tiefbrunnen 1 sehr hohe Tierdichten von 25,1 Invertebraten/m<sup>3</sup> im Jahr 2015 und 16, 1 Tiere/m<sup>3</sup> im Jahr 2016 aufweist, konnten im 2. Tiefbrunnen lediglich 0,2 Tiere/m<sup>3</sup> erfasst werden. Auch das Artenspektrum weist deutliche Unterschiede auf. Im Tiefbrunnen 1 finden sich neben Nematoden (Fadenwürmern) 5 Annelidenarten (Ringelwürmer), die im Grundwasser Indikatoren für einen erhöhten Oberflächenwassereinfluss sind. Im Tiefbrunnen 2 hingegen fand sich ein einzelner Höhlenflohkrebs, der nur im kluftigen Grundwasser vorzufinden ist. Die Besiedlung ist ein deutliches Indiz für einen Kurzschluss des Rohwassers mit der Oberfläche in Brunnen 1 und für gut abgeschirmtes Grundwasser in Brunnen 2.

### Quellen

Quellen sind in der Regel stärker von Oberflächenwasser beeinflusst als Brunnen. Sie werden meist nicht nur von tieferem Grundwasser gespeist, sondern, je nach Witterung, auch von wechselnden Anteilen oberflächennahem Grundwassers, des Zwischenabflusses und Oberflächenwassers (Abb. 3). Dabei gilt, dass dynamische Quellen mit hohen Schwankungen in ihren Abflussmengen ein höheres Risiko eines Oberflächeneintrages aufweisen. Die Fauna reagiert meist deutlich auf einen Oberflächenwassereintrag und spiegelt die hydrologischen Verhältnisse in der Quelle wider. Je stärker der Einfluss von Oberflächenwasser auf die Quelle ist, desto höher sind gewöhnlich die Tierdichten und die Anteile von Oberflächenwasserarten in den Quellproben. Echte Grundwasserarten (Stygobionte), die in vielen Quellproben gefunden wurden, zeigen in der Regel einen Basisabfluss von tiefem, geschütztem Grundwasser an.



Abb. 2: Brunnen mit typischem Senkungstrichter des Grundwasserspiegels



Tiere/m <sup>3</sup>	Tiefbrunnen 1		Tiefbrunnen 2
Art / Datum	2015	2016	2016
<i>Ceratomyxa atrata</i>	5,3		
<i>Marionina argentea</i>	10,2	7,7	
<i>Marionina riparia</i>		4,1	
<i>Fridericia alata</i>		1,1	
<i>Dorydrilus/Trichodrilus sp.</i>	4,6	1,3	
<i>Bogidiella albertimagni</i>			0,2
<b>Höhere Taxa</b>			
Nematoda		0,2	
<i>Marionina spec.</i>	5	1,7	
<b>Tierzahl gesamt [pro m<sup>3</sup>]</b>	<b>25,1</b>	<b>16,1</b>	<b>0,2</b>
<b>Anzahl Taxa</b>	<b>3</b>	<b>5</b>	<b>1</b>
<b>Anzahl Arten</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>1</b>
<b>Stygobionte</b>			
Anteil stygobionter Arten [%]	0,00	0,00	100,00
Anteil stygobionter Individuen [%]	0,00	0,00	100,00
<b>Ubiquisten</b>			
Anteil ubiquistische Arten [%]	100,00	100,00	0,00
Anteil ubiquistische Individuen [%]	100,00	100,00	0,00

Tab. 1: Vergleich der Tierdichten und der Artenzusammensetzung im Rohwasser von 2 Tiefbrunnen innerhalb des gleichen Fördergebietes (blau: Grundwasserfauna, grün: Oberflächenwasserfauna).

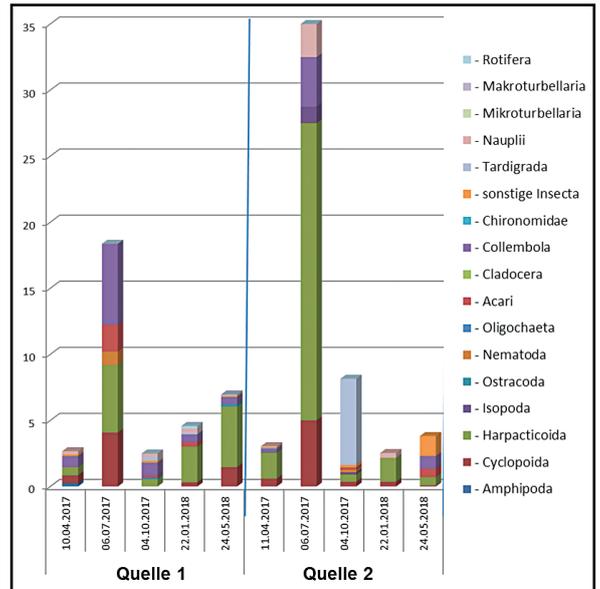


Abb. 4: Invertebratendichten und Zusammensetzung der Großgruppen in 2 Quellen im Jahresverlauf

Oberflächenwasserarten (Ubiquisten), die durch Kurzschlüsse in das Grundwasser oder in Quellen eingetragen werden, deuten hingegen auf Oberflächenwassereinfluss hin.

Auch für Quellen gilt, dass neben hydraulischen Kurzschlüssen mit der Oberfläche im Einzugsgebiet, bauliche Mängel an den Quelfassungen zu erhöhten Einträgen oberflächenwasser- und landbewohnender Invertebraten wie Insekten oder sogar von Wirbeltieren, wie Grasfröschen, führen. Die so eingetragenen Oberflächentiere können von der Quelle weiter in das Versorgungsnetz transportiert werden.

Gerade in niederschlagsreichen Zeiträumen kann der Anteil des Oberflächenwassers am Gesamtabfluss steigen. Mit dem Eintrag von Oberflächenwasser können Trübungen und Verkeimungen auftreten. Abb. 4 zeigt die deutlichen Schwankungen von zwei Trinkwasserquellen, die im Laufe eines Jahres fünfmal faunistisch untersucht wurden, da sie bei der 1. Beprobung schon eine leicht erhöhte Tierdichte aufwiesen. Im Juni 2017 konnte eine deutliche Zunahme der Invertebratendichten bis knapp 35 Tiere/m<sup>3</sup> festgestellt werden. Es wurde ein durch Nie-

derschläge verursachter zumindest sporadischer Kurzschluss zwischen Quelle und Oberflächenwasser erfasst.

Auch die gefundenen Großgruppen, dominiert von Harpacticoida (Kleinkrebse: Raupenhüpferlinge) deuten einen Oberflächenwassereinfluss an. Das Vorkommen von Collembolen (Urinsekten: Springschwänze) weist hingegen auf Undichtigkeiten v. a. der Quelfassung 1 an.

### Schlussfolgerungen

Rohwasser aus Brunnen und Quellen sind bei einer ausreichenden Sauerstoffversorgung von mehr als 1 mg/l in der Regel mit Invertebraten besiedelt. Die Fauna spiegelt die hydrologischen Verhältnisse, vor allem die Stärke eines Oberflächenwassereintrages räumlich und zeitlich hochauflösend wider. Weiterhin können sie auch die Herkunft des Oberflächeneintrages, entweder über Kurzschlüsse im Einzugsgebiet oder durch bauliche Mängel der Förderanlagen, aufzeigen. Somit ist die Fauna zur Risikobewertung der Trinkwasserversorgungsanlagen hervorragend geeignet. Dabei gilt, dass Quellen durch Oberflächenwassereinträge meist stärker gefährdet sind als die besser abgeschirmten Förderbrunnen.

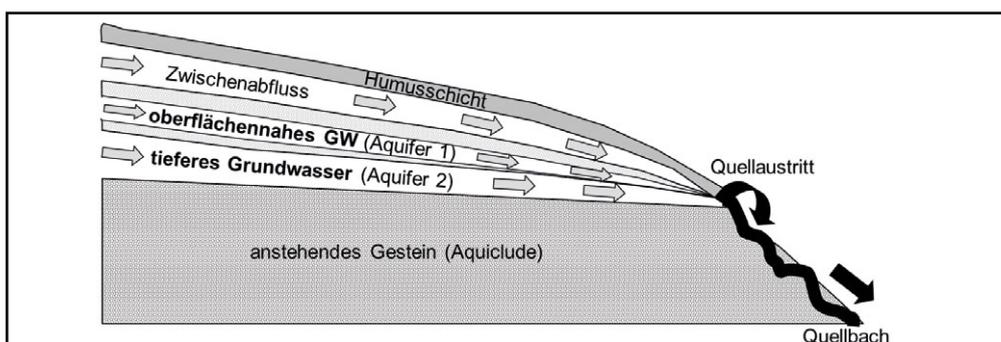


Abb. 3: Quellwasser kann sich aus Grundwässern verschiedener Aquifere, aus Zwischenabflüssen und auch aus Oberflächenwasser in unterschiedlichen Anteilen zusammensetzen. Je höher der Anteil an Oberflächenwasser, z. B. nach hohen Niederschlägen, desto größer ist das Risiko von unerwünschten Einträgen. (Quelle: IGÖ GmbH)

Durch ein Jahresmonitoring der Standorte lässt sich die Spannweite des Oberflächenwassereinflusses besser abschätzen als durch eine einzelne Beprobung. Ein solches Monitoring sollte mindestens einmalig und mit 4 Beprobungen (quartalsweise) durchgeführt werden. Nach dem Jahresmonitoring können die beprobten Quellen und Brunnen in ein regelmäßiges Monitoring mit einjähriger Beprobung, möglichst nach niederschlagsreichen Perioden im Frühling, eingebunden werden. 

## Literatur

DVGW (Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches) (Hrsg.) (2018): *Invertebraten in Wasserversorgungsanlagen; Vorkommen und Empfehlungen zum Umgang (=W 271 Arbeitsblatt 04/2018)*. 2. Aufl., Berlin.

Berkhoff, S. E.; Bork, J. & H. J. Hahn (2009): *Grundwasserfauna als Indikator für Oberflächenwasser-Grundwasser-Interaktionen im Bereich einer Uferfiltrationsanlage. –In: Grundwasser 14: 3–20*

Berkhoff, S.; Bork, J.; Hahn, H. J.; Marxsen, J.; Schmidt, S. & C. Spengler (2015): *Das Grundwasser: Strukturen, Prozesse und Funktionen. –In: Grundwassergeprägte Lebensräume – Eine Übersicht über Grundwasser, Quellen, das hyporheische Interstitial und weitere Habitate (= Limnologie Aktuell 14): 11–49.*

Hahn, H. J. (2006): *Detecting groundwater-surface water-interactions in RBF systems using biological methods. – International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater: 57–63, K-Water, Seoul, Korea; Seoul*

Hahn, H. J. & N. Klein (2013): *Tiere in der Trinkwasserverteilung, altes Thema – neue Sichtweise. –In: Der Hygieneinspektor, Sonderheft Trinkwasserhygiene 1/2013: 19–24.*

# StygoTracing-Netz: Ermittlung von Invertebraten-Eintrags- und Ausbreitungspfaden in Trinkwasserversorgungsanlagen (TVA)

Susanne van den Berg-Stein<sup>1</sup>, Anne Thielsch<sup>2</sup>, Klaus Schwenk<sup>2</sup>, Hans Jürgen Hahn<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Zum Management von Invertebraten in Versorgungsnetzen wird mit dem populationsgenetischen Verfahren StygoTracing die Herkunft und das Ausbreitungsverhalten von Tieren in TVAs beschrieben. Damit liefert StygoTracing-Netz auch Hinweise über Eintragspfade und Besiedlungsschwerpunkte und trägt so zur Verbesserung der Qualitätssicherung in der Trinkwasserversorgung bei. Bei dem Verfahren StygoTracing werden Invertebraten als natürliche, biologische Tracer genutzt. Dazu werden sie mittels populationsgenetischer Analysen individuell differenziert und ihre Verwandtschaft mit Tieren innerhalb der Anlagen und aus dem umgebenden Freiland ermittelt. In aktuellen Studien wurden TVAs in Norddeutschland beprobt. Als Zielorganismen dienen die Wasserassel, *Asellus aquaticus*

sowie der Hüpferling *Paracyclops fimbriatus*. Die Analysen ergaben, dass die Einzeltiere beider Arten genetisch klar voneinander unterscheidbar waren und ihren Herkunftspopulationen zugeordnet werden konnten. Dabei spiegelte die genetische Ähnlichkeit der Tiere ihre Herkunft bzw. den hydrologischen Austausch zwischen den Fundorten wider. In zwei Fällen konnte ermittelt werden, dass die Tiere über Reparaturarbeiten neben der Hauptleitung bzw. aus einem nahe gelegenen Bach in die TVA eingedrungen sind. In einem anderen Fall erfolgte nach einer Netzreinigung die Wiederbesiedlung über Tiere, die ursprünglich aus einem schon lange geschlossenen Brunnen in das System gelangt waren.

Derzeit werden die Möglichkeiten von StygoTracing an ausgewählten TVAs erprobt.

## Einleitung

Drei Viertel der deutschen und die Hälfte der weltweiten Trinkwasserversorgung basieren auf Grund- und Quellwasser. Grundwasser ist unser wichtigstes Lebensmittel und deshalb ist die Qualitätssicherung von Grundwasser von großer Bedeutung. Für die TVAs bedeutet das Eindringen von Oberflächenwasser in das Grundwasser ein erhöhtes Kontaminationsrisiko. Für die Risikobewertung hinsichtlich der Qualitätssicherung in der Trinkwasserversorgung stellen sich die Fragen, woher das eingedrungene Wasser stammt, ob es hydraulische Abkürzungen zu Oberflächengewässern oder hydrologische Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Aquiferen gibt.

Über Invertebraten als biologische Tracer kann die Stärke und Richtung der hydrologischen Wechselwirkungen angezeigt werden, da die Ausbreitung der Tiere mit hydrologischen Pfaden verknüpft ist. Je intensiver die hydrogeologischen Wechselwirkungen sind, desto enger ist die Verwandtschaftsbeziehung zwischen Individuen und Populationen. Die Frage, woher die Invertebraten stammen, kann so zuverlässig beantwortet werden.

Der Verwandtschaftsgrad wird durch eine populationsgenetische, Mikrosatelliten-basierte Methode namens StygoTracing angezeigt. Die wichtigsten Werkzeuge von StygoTracing sind die Mikrosatellitenprimer, die für jede einzelne Tracerspezies entworfen wurden. Einen Beitrag zur Qualitätssicherung des Trinkwassers leistet das Projekt StygoTracing-Netz, indem Eintrags- und Verbreitungspfade von Tieren in der Trinkwasserverteilung von Wasserversorgungsunternehmen (WVU) ermittelt werden.

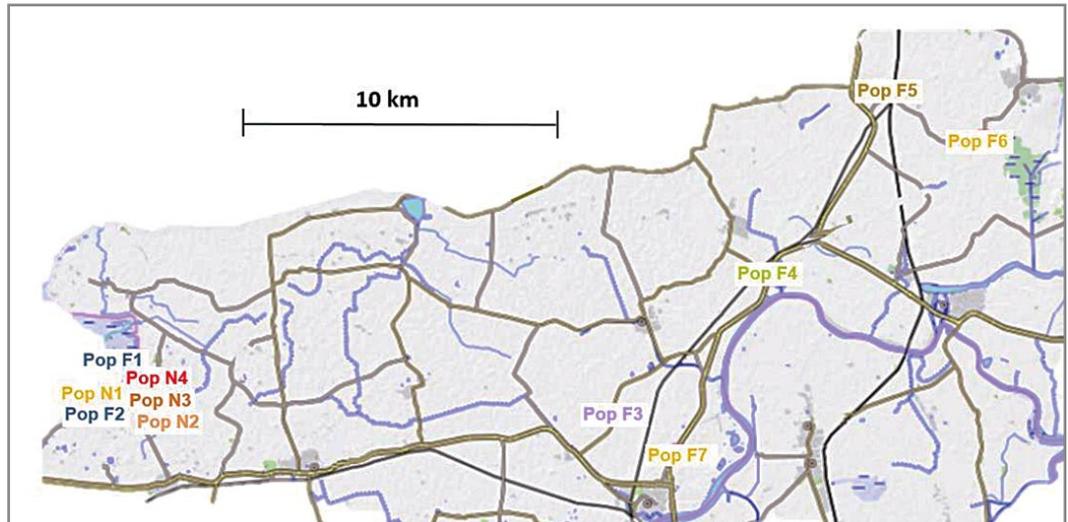
In den meisten WVUs und in Trinkwasserleitungen kommen Invertebraten aus dem Grundwasser vor, jedoch gibt es regelmäßig auch Einträge von Tieren aus Oberflächengewässern. Vor allem in Nord- und Ostdeutschland sind letztere im Leitungswasser zu finden, weil Gehalt an DOC („Dissolved organic carbon“ = gelöster organischer Kohlenstoff) sehr hoch ist (Berkhoff et al., 2015). In Stagnationszonen, wo sich Nahrung in Form von organischem Material ansammelt oder in Rohrbereichen mit ausgeprägten Biofilmen, finden Wasserasseln optimale Lebensbedin-

**Keywords:** StygoTracing, Grundwasser, biologische Tracer, Mikrosatelliten, hydrologische Verbindungen

<sup>1</sup> Institut für Grundwasserökologie IGÖ GmbH, An der Universität Koblenz-Landau, Fortstr.7, 76829 Landau, vandenberstein@groundwaterecology.de

<sup>2</sup> Institut für Umweltwissenschaften, Universität Koblenz-Landau, Fortstr.7, 76829 Landau, thielsch@uni-landau.de,

Abb. 1a: Die Bezeichnungen Pop F1 bis Pop F7 stehen für Populationen der Wasserassel aus dem Gewinnungsgebiet, die Bezeichnungen Pop N1 bis Pop N4 stehen für Wasserasselpopulationen aus dem Leitungsnetz. Die einzelnen Populationen sind in Abb. 1a und in Abb. 1b mit den gleichen Farben dargestellt.



gungen und es kann zu einem massenhaften Auftreten kommen (Berkhoff et al., 2015; Hahn & Klein, 2013). Dies kann zu hygienischen Problemen führen. Hinzu kommen Ekel bei den Verbrauchern, wenn plötzlich die Kadaver der Tiere aus dem Wasserhahn gespült werden. Tiere in Trinkwasserversorgungssystemen sind deshalb ein potentielles Problem für die Wasserversorger.

## Material und Methoden

Die Freilandbeprobung von *Asellus aquaticus* erfolgte an ausgewählten Bächen und Tränkkühen. In diesen wurde, bevorzugt im Bereich von totem organischem Material, gezielt nach der Wasserassel *Asellus aquaticus* gesucht. Dazu wurde mit einem handelsüblichen engmaschigen Kescher an stehenden Stellen des Gewässers gekeschert. Bei der Hydrantenbeprobung wurden alle beprobten Hydranten mit einem Durchflusszähler verbunden um eine Durchflussmenge von mindestens 5m<sup>3</sup> zu gewährleisten. Um weder das Hydrantennetz noch die zu untersuchende Fauna zu beschädigen, wurde ein Druckminderer (Hydrabox) verwendet. Die Fixierung der Asseln erfolgte in kaltem 96%-igem unvergällten Alkohol.

*Paracyclops fimbriatus* wurden über Hydranten- und Interstitialbeprobungen gewonnen. Zur Entnahme einer Interstitialprobe wurde ein hohles Schlagrohr in das Bachsediment in Ufernähe geschlagen. Das Schlagrohr wurde mit einem Exsikkator verbunden, der mit einem Messbecher von 2 Liter Fassungsvermögen zusammengesetzt und über einen dünnen Schlauch mit der Pumpe verbunden ist. Durch das Erzeugen eines Unterdrucks wurde das Wasser aus dem Bachsediment in das Innere des Exsikkators gesaugt und über einen kleinen Schlauch direkt in den Messbecher befördert.

Die genetischen Analysen wurden mit Hilfe von DNA-Mikrosatelliten durchgeführt. Hierzu wurde für die Zielorganismen artspezifische Primer entwickelt. Die statistische Auswertung

der Daten aus der Mikrosatellitenanalyse erfolgt mittels Programmen für populationsgenetische Analysen: GenAlEx (Peakall & Smouse (2012, 2006), Microchecker (van Oosterhout et al., 2004), GeneClass2 (Piry et al. 2004) und dem Statistikprogramm R (R Development Core Team, 2008) mit den Paketen: poppr (Kamvar et al., 2014, 2015) lattice (Sarkar, 2008), pegas (Paradis, 2010)], vegan (Dixon, 2003) und adegenet (Jombart, 2008; Jombart & Ahmed, 2011).

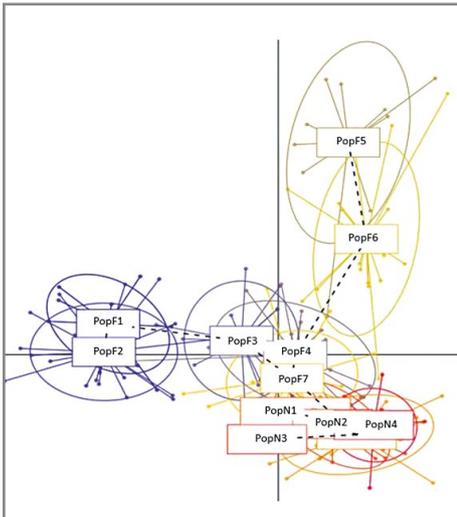
## Ergebnisse und Diskussion

### Beispiel 1: Eintrag von Tieren und Transport über große Strecken

Die populationsgenetische Analyse von 7 Wasserasselpopulationen aus dem Oberflächenwasser ergab genetische Abstände der Populationen zueinander, die sich proportional zu ihren geographischen Distanzen verhielten (Abb. 1a und 1b). Jedoch zeigte sich, dass die Tiere, die im Netz über Hydrantenbeprobungen gesammelt wurden, keine Ähnlichkeit mit den Populationen aus dem Oberflächenwasser ihrer direkten Umgebung aufwiesen. Stattdessen wiesen sie sehr große Ähnlichkeiten zu Wasserasselpopulationen auf, die ca. 15 km entfernt, im Oberflächenwasser, in einem Bereich, in dem die Rohre der Hauptversorgungsleitung verlaufen, gefunden wurden. Diese Rohre liegen unter dem Grundwasserspiegel. Die Vermutung liegt nahe, dass bei Reparaturarbeiten vor vielen Jahren ein Eintrag stattgefunden hat, woraufhin sich die Tiere anschließend im Netz verteilt und an der Stelle im Leitungsnetz etablieren haben, wo sie dann aufgrund ihres gehäuften Auftretens auffällig geworden sind.

### Beispiel 2: Eintrag von Tieren aus einem mittlerweile still gelegten Brunnen

Bei einer WVA waren nach einer Spülung wieder Asseln im Leitungsnetz aufgetaucht. Als Erklärung für diese Wiederbesiedlung stellte sich heraus, dass die Tiere ursprünglich aus einem schon lange geschlossenen Brunnen in das System gelangt waren.



**Abb. 1b:** Diskriminanzanalyse von Hauptkomponenten (DAPC-Analyse). Jeder Punkt steht für 1 Individuum. Die Kreise umfassen den Großteil der Individuen einer einzelnen Population. Je enger die genetische Verwandtschaft desto näher liegen die Populationen beieinander.

### Beispiel 3: Eintrag von Tieren aus einem benachbarten Oberflächengewässer

Bei der Untersuchung einer weiteren TVA, zeigte sich eine Ähnlichkeit zwischen der Population einer Hydranten-Probe mit der Population einer Probe aus dem Interstitial eines nahe gelegenen Baches. Dieser Befund weist darauf hin, dass möglicherweise durch Bauarbeiten im Umkreis der Interstitial-Pro-

benahmestelle ein Eintrag in das Leitungsnetz stattgefunden hat. Bei dieser TVA wurde der Hüpferling *Paracyclops fimbriatus* als Zielorganismus eingesetzt.

### Schlussfolgerungen

Im Rahmen des Projektes StygoTracing-Netz konnten die Eintragspfade und das Ausbreitungsverhalten der beiden Tracerarten *Asellus aquaticus* und *Paracyclops fimbriatus* in drei ausgewählten TVAs ermittelt werden. Damit sind die Voraussetzungen geschaffen, einen Befall mit Tieren zu kontrollieren und gegebenenfalls zu bekämpfen.

### Danksagung

Wir danken dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) für die Förderung des Vorhabens „KMU-innovativ-17: StygoTracing-EZG – Entwicklung eines mikrosatellitenbasierten, faunistischen Tracerverfahrens zur Bestimmung von Wasserschutzgebieten (WSG), von Wassereinzugsgebieten (EZG) und Oberflächenwasser-Grundwasser-Wechselwirkungen (OGW)“, Förderkennzeichen 031 B0245A. Unser Dank gilt auch den beteiligten Wasserversorgungsunternehmen. ☺

### Literatur

Berkhoff, S.E.; Bork, J.; Hahn, H.J. (2015): Die Metazoen-Fauna des Grundwassers. In Brendelberger, H.; Martin, P.; Brunke, M.; Hahn, H.J. (Hrsg.) Grundwassergeprägte Lebensräume Vol. 14. Schweizerbart, Stuttgart.

Hahn, H.J.; Klein, N. (2013): Tiere in der Trinkwasserverteilung, altes Thema – neue Sichtweise. Der Hygieneinspektor Sonderheft Trinkwasserhygiene, 01 (Zeitschrift des Bundesverbandes der Hygieneinspektoren).

Peakall, R.; Smouse, P.E. (2012): GenAlEx 6.5: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research – an update. *Bioinformatics* 28: 2537-2539.

Peakall, R.; Smouse, P.E. (2006): GenAlEx 6: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research. *Molecular Ecology Notes* 6: 288-295.

van Oosterhout, C.; Hutchinson, W.; Wills, D.; Shipley, P. (2004): MICRO-CHECKER: software for identifying and correcting genotyping errors in microsatellite data. *Molecular Ecology Notes* 4: 535-538.

Piry, S.; Alapetite, A.; Cornuet, J.M.; Paetkau, D.; Baudouin, L.; Estoup, A. (2004): GENECLASS2: a software for genetic assignment and first-generation migrant detection, *Journal of Heredity* 95(6): 536-539.

R Development Core Team (2008): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>

Kamvar, Z.N.; Tabima, J.F.; Grünwald, N.J. (2014): Poppr: an R package for genetic analysis of populations with clonal, partially clonal, and/or sexual reproduction. *PeerJ* 2:e281, <https://doi.org/10.7717/peerj.281>

Kamvar, Z.N.; Brooks, J.C.; Grünwald, N.J. (2015): Novel R tools for analysis of genome-wide population genetic data with emphasis on clonality. *Front. Genet.* 6:208. doi: 10.3389/fgene.2015.00208

Sarkar, D. (2008): *Lattice: Multivariate Data Visualization with R*. Springer, New York. ISBN 978-0-387-75968-5

Paradis E. (2010): pegas: an R package for population genetics with an integrated-modular approach. *Bioinformatics* 26: 419-420. Dixon P. (2003): VEGAN, a package of R functions for community ecology. *J Veg Sci.*;14:927-30.

Jombart, T. (2008): adegenet: a R package for the multivariate analysis of genetic markers. *Bioinformatics* 24: 1403-1405. <doi:10.1093/bioinformatics/btn129>

Jombart T.; Ahmed I. (2011): adegenet 1.3-1: new tools for the analysis of genome-wide SNP data. *Bioinformatics*. <doi:10.1093/bioinformatics/btr521>

# Trinkwasserbiologie

in der Praxis

# Umsetzung des Arbeitsblattes DVGW W 271 in der betrieblichen Praxis

Rüdiger Szymczak<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Der folgende Beitrag berichtet über die Erfahrungen langjährig, durchgeführter Invertebraten Untersuchungen für ein großes Wasserversorgungsunternehmen und geht im speziellen auf die Umsetzung des neuen Arbeitsblatts W 271 ein. Nach dessen Herausgabe wurde im Jahr 2018 mit einer flächendeckenden, orientierenden Untersuchung begonnen.

Proben von Filterstufen, Wasserwerksausgängen, Übergabe- bzw. Übernahmestationen, Behältern und aus dem Verteilnetz wurden untersucht. Anlassbezogene weitere Untersuchungen führten zur Entwicklung von Abhilfemaßnahmen. Die vorgestellten Untersuchungspraktiken fanden bei Wasserwerken, welche Grundwasser und/oder Uferfiltrat als Rohwasserquelle nutzen, Anwendung.

## Material und Methoden

Im Auftrag eines großen Wasserversorgungsunternehmens werden seit vielen Jahren Untersuchungen auf Invertebraten im Trinkwasser durchgeführt. Hierzu werden die Werksausgänge der Wasserwerke mittels Feinfilter monatlich beprobt. Zu Beginn eines Monats werden die Filter an die TW Leitung angeschlossen und mit einer Fließgeschwindigkeit von etwa 5 Liter/min durchflossen. Das genaue Volumen wird mit einem der Filtereinheit nachgeschalteten Wasserzählern erfasst und die Untersuchungsergebnisse auf 100 m<sup>3</sup> bezogen. Zu Beginn der Untersuchungen waren die Filter mit einer Filterkerze der Maschenweite 50 µm versehen, mittlerweile wurde die Maschenweite auf 25 µm reduziert, wodurch deutlich mehr Rückstände zurückgehalten werden und auch kleine Invertebraten wie Rädertiere und Fadenwürmer in deutlich höherer Anzahl in den Proben vorkommen.

Die Abbildung 1 zeigt eine der Feinfiltereinheiten, die an einer Trinkwasserleitung eines Werksausgangs angeschlossen ist. Für diese Art der Untersuchung bedarf es neben den Filtereinheiten, deren feste Installation an eine TW-Leitung. Dies ist nicht immer ohne weiteres umsetzbar, da in Gewässergütestationen hierfür nachträgliche Umbauten erforderlich sein können.

Für eine erste orientierende Beprobung bietet sich ein kostengünstigeres und mit einfachen Mitteln selbst herzustellendes Verfahren an. Dieses wird neben anderen seit einiger Zeit erfolgreich für das Monitoring Programm von WWU eingesetzt. Hierzu werden beispielsweise zwei Weithals-Polyflaschen modifiziert und mit einem Netzschlauch als Filtereinheit versehen. Nachfolgend ist eine kurze Bauanleitung für die Planktonnetzdose aufgeführt.

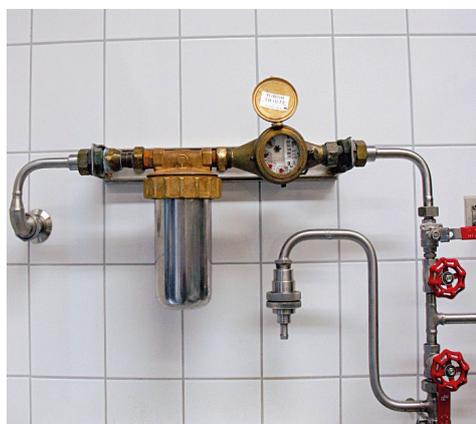


Abb. 1:  
Feinfiltereinheit

## Bauanleitung Planktonnetzdose

(Kosten etwa 20 €)

### Material:

- Kunststoff-Weithals-Flasche (500 ml und 250 ml; Bezug über den Laborbedarf)
- Planktonnetzschlauch (25 µm Maschenweite; Bezug über Hersteller von Siebgeweben)
- Messer oder Locheisen; zwei Befestigungsseile

### Bauanleitung:

- Von der kleineren Weithalsflasche wird der innere Teil des Schraubdeckels mit einem Messer oder Locheisen

**Keywords:** Praktische Umsetzung W 271, Vorgehen, Erfahrungen, Ergebnisse, Lösungsansätze

<sup>1</sup> Westfälische Wasser- und Umweltanalytik GmbH, Willy-Brandt-Allee 26, 45891 Gelsenkirchen, Ruediger.Szymczak@wwu-labor.de



Abb. 2 (links):  
Planktonnetzdose

Abb. 3 (rechts):  
Einsatz am  
Dauerläufer

entfernt. Hierdurch gelangt das zu filtrierende Wasser später in den eingehängten Netzschlauch. Zudem fixiert der so vorbereitete Schraubdeckel den über das Flaschengewinde gestülpten und in die Flasche eingehängten Netzschlauch. Zur Wasserableitung wird die Dose seitlich mit Löchern versehen (siehe Abbildung 2).

- Von der 500 ml Weithalsflasche wird mit einem Messer der Boden und der Flaschenhals entfernt. Diese Dose wird als Spritzschutz über die kleinere Dose gestülpt. Mit Seilen kann die Einheit unter einem Zapfhahn gehängt oder auch nur gestellt werden. Durch den freien Einfall des Wasserstrahls in die Planktonnetzdose und den zusätzlichen Spritzschutz wird die Probenahmestelle nicht beeinflusst. Hierdurch können auch bakteriologische Probestellen als Entnahmeort genutzt werden, ohne dass eine Beeinträchtigung durch die Invertebraten-Beprobung zu befürchten ist (siehe Abbildung 3).

Innerhalb eines Tages können somit 2 bis 3 m<sup>3</sup> ohne großen Aufwand an einer Dauerläufer-Probestelle beprobt werden.

Durch die Beprobung angereichertes Material wird wie üblich in eine Petrischale überführt und unter der Stereolupe ausgewertet. Bei hoher Dichte an Individuen können repräsentative Teilproben ausgewertet werden, bei der Anwesenheit von mikroskopisch kleinen Organismen (Fadenwürmern oder Rädertiere) wird die Auswertung in Planktonkammern unter einem Mikroskop durchgeführt.

Die beschriebenen Verfahren eignen sich, aufgrund der kleinen Filterfläche, allerdings nur eingeschränkt für spülende Beprobungen, bei denen neben Invertebraten, zum Teil hohe Sedimentmengen in den Proben enthalten sein können.

Hierzu bedarf es anderer Probenahmegetschaften, wie zum Beispiel einem speziellen Rohrnetzprobenahmegerät (siehe Abbildung 4). Hierbei handelt es sich um einen druckgeprüften Edelstahlbehälter. Die eingesetzte Filterkerze hat eine große Siebfläche, was dem Zusetzen entgegenwirkt. Da dessen Anschaffung mit hohen Kosten verbunden ist, wurde auch hier eine einfache und kostengünstigere Variante erprobt. Sie hat sich bei der Beprobung im Zuge von Rohrnetzspülungen gleichfalls bewährt. In ein handelsübliches großes Regenfass (500 Liter) wird ein entsprechend großes Planktonnetz eingehängt und das zu beprobende Spülwasser dort eingeleitet. Das filtrierte Spülwasser füllt das Fass und läuft über (siehe Abbildung 5). Der Strahl des eingeleiteten Wassers wird durch den Wasserkörper im Fass in seiner Kraft gemindert und verhindert so eine übermäßige Krafteinwirkung auf die vom Netz zurückgehaltenen Invertebraten. Die große Filterfläche des Netzes minimiert den Staudruck. Ein mögliches Zusetzen der Netzmaschen bleibt nicht unbemerkt. Nach Beendigung der Beprobung werden die Rückstände aus dem Planktonnetz ausgespült und stehen der Untersuchung zur Verfügung. Aus dem, im Fass verbliebenen, mit Trübstoffen kleinerer gewählter Maschenweite versetzten, filtrierte Wasser, kann nach der Sedimentation der Trübstoffe eine Probe (< Netz-Maschenweite) entnommen werden. Dies ist von Vorteil, wenn das gewählte Netz eine große Maschenweite aufweist und auch quantitative Aussagen zu Organismen oder Rückständen kleinerer dieser Maschenweite gewünscht sind. Ein ungefähres Volumenbezug ergibt sich aus dem im Fass befindlichen Wasservolumen und dessen Anteil an sedimentierten Trübstoffen.

## Monitoring Programm

Von elf Wasserwerken wurden die Werksausgänge mittels festinstallierter Feinfilter beprobt. Bei einem großen Wasserwerk



Abb. 4: Rohrnetzprobenahmegerät

fanden zusätzliche Beprobungen der Aufbereitungsstufen und der Transportleitungen innerhalb des Werks mittels Feinfilter statt. 20 Probenahmestellen im Versorgungsgebiet wurden ausgewählt um Übernahme bzw. Übergabestellen mit zu erfassen. Sie repräsentieren weit entfernte Bereiche vom liefernden Wasserwerk. Im Zuge von Behälterbegehungen, vor deren Reinigung, wurden Planktonnetzproben von der Oberfläche des Restwassers entnommen (je 30 Netzzüge, Maschenweite 20 µm) und Sedimentproben auf deren Gehalt an Invertebraten untersucht.

## Ergebniszusammenfassung

### Proben Verteilnetze

In keiner der mittels Planktonnetzdose entnommenen Proben (jeweiliges Volumen etwa 2 m<sup>3</sup> innerhalb von 24 Stunden entnommen) waren mit bloßem Auge sichtbare Invertebraten enthalten. Der Gehalt an festen Rückständen war ebenfalls nur sehr gering. Fadenwürmer waren in nahezu allen Proben enthalten. Im Mittel waren es 35 Fadenwürmer/10 m<sup>3</sup>, der höchste Gehalt betrug 170 Fadenwürmer/10 m<sup>3</sup>. Vereinzelt kamen zudem Ruderfußkrebse und Milben, sehr vereinzelt auch Blattfußkrebse, Borstenwürmer und Bärtierchen in den Proben vor. Diese Art der Beprobung spiegelt die Organismenfracht bei üblicher Wasserabnahme durch Privatkunden wieder (keine spülende Beprobung).

In Proben einer Übernahmestation wurden Asselpellets festgestellt. Deren Anteil war zwar gering, jedoch Anlass für eine weitergehende Untersuchung, zumal das Verteilnetz des nachgelagerten Versorgungsgebiets nachweislich mit Asseln besiedelt ist. Hierzu wurde ein gut angeströmter Anschluss einer Leitung in der DEA ausgewählt. Mit einer Fließge-



Abb. 5: Regenfass mit eingehängtem Planktonnetz, Beprobung während einer Schirmspülung

windigkeit von 500 l/min wurden 20 m<sup>3</sup> filtriert. Die 20 m<sup>3</sup> Proben enthielten im Mittel 5 Wasserasseln und 1,5 ml Sediment. Bei einer Tagesförderung von 4500 m<sup>3</sup> gelangen rund 1000 Asseln/Tag mit dem übernommenen Wasser ins weiterführende Verteilnetz. Erwähnenswert ist, dass bei zuvor durchgeführten Beprobungen im Verteilnetz, nahe der DEA, keine Asseln gefunden wurden. Erst durch das Monitoring und die Auswahl einer gut angeströmten Probenahmestelle wurde der kontinuierliche Eintrag festgestellt. Spülmaßnahmen im betroffenen Verteilnetz sind erst dann nachhaltig, wenn der Eintrag von Tieren unterbunden wird. Hierzu wird in Kürze ein automatisierte, selbstspülende Mikrosiebanlage in der Übernahmeleitung installiert. Nach deren Bewährung, soll das nachgelagerte Verteilnetz mittels Schirmspülung von Asseln befreit werden.

### Proben Wasserwerke

Die Proben der fest installierten Feinfiltern, mit denen 100 m<sup>3</sup> innerhalb von 14 Tagen beprobt werden, enthielten deutlich mehr Rückstände und Invertebraten. Auch hier waren die wenigsten mit bloßem Auge erkennbar. Bei lediglich vier der elf untersuchten Wasserwerke waren die gut erkennbaren Höhlenflohkrebse in geringer Anzahl bzw. deren Bruchstücke in höherer Menge enthalten. Kleinere Organismen kamen dagegen in zum Teil sehr hoher Anzahl vor. Hier sind in erster Linie Ruderfußkrebse und Rädertiere zu nennen. Sie gelangen mit dem Rohwasser in geringer Dichte in die Filteranlagen und besiedeln diese. Kurze Spülintervalle der Filterstufen scheinen deren Austrag ins Trinkwasser eher zu begünstigen. Bei den untersuchten Werken lag der mittlere Gehalt eines der Wasserwerke bei 500 Ruderfußkrebse/100 m<sup>3</sup>. Zudem wurden hier bis zu 300 000 Rädertiere (Lecane/Colurella)/100 m<sup>3</sup> aus den Filteranlagen ins

Trinkwasser verdriftet. In den Proben des weiterführenden Verteilnetzes wurden diese hohen Gehalte nicht mehr festgestellt.

### **Proben Behälteruntersuchungen**

Bei den Kammer-Begehungen im Anschluss an eine Betriebsperiode enthielten die vom Restwasser entnommenen Planktonnetzproben nur geringe Individuendichten. Hier sind in erster Linie Ruderfußkrebse bzw. deren Larvenstadien zu nennen, vor allem in Behältern, die von Wasserwerken gespeist werden,

bei denen ein Austrag dieser Tiere festgestellt wurde. In wenigen Fällen waren einzelne Vertreter von Springschwänzen in den Proben enthalten. Sind diese in den Behälter einmal eingedrungen, lassen sie sich durch Reinigungsmaßnahmen nicht mehr zur Gänze entfernen.

Die Behältersedimente waren mit Fadenwürmern, teils mit Borstenwürmern, Kleinkrebsen, Nauplius Larven, und Milben in unterschiedlichen Dichten besiedelt. 

# Weiterbildungs- und Dienstleistungsangebote für Wasserversorgung und Fachbehörden

Hans Jürgen Hahn<sup>1</sup>, Sven Berkhoff<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Mit dem neuen DVGW Arbeitsblatt W 271 „Invertebraten in Wasserversorgungsanlagen“ steigt der Bedarf der Wasserversorgung an biologisch ausgerichteten Weiterbildungsangeboten, aber auch an trinkwasserökologischen Dienstleistungen. Die IGÖ GmbH verbindet universitäre Grundlagenforschung und praktische Anwendung in der Trink- und Grundwasserökologie. Vor diesem Hintergrund bietet die IGÖ verschiedene Weiterbildungen für Wasserversorgung, Fachbehörden und Gesundheitsämter an und berät die Unternehmen bei der Umsetzung des W 271.

Ein Schwerpunkt der IGÖ-Weiterbildungsangebote ist die Ausbildung „Grundwasserökologe/-in in der Wasserversorgung (Univ.)“ mit Universitätszertifikat. Dabei lernen die Teilnehmer selbständig eine faunistisch basierte Risikoanalyse durchzuführen und ein Management- und Überwachungskonzept für ihre Einrichtungen zu entwickeln. Ein weiterer Baustein der IGÖ-Weiterbildungen sind zwei- bis dreistündige Inhouse-Seminare zur Umsetzung des DVGW Arbeitsblattes W 271.

Die regelmäßigen Landauer Fachtreffen und spezielle Fachtagungen runden das Weiterbildungsangebot der IGÖ ab.

Die Dienstleistungen der IGÖ orientieren sich am W 271. Der Biologische Rahmen- und Maßnahmenplan („Bioplan“) fasst diese Ansätze kundenspezifisch zusammen und gibt Planungssicherheit für dessen Umsetzung. Dazu gehören vor allem die trinkwasserbiologische Beratung, die Konzeption und Durchführung von Monitoringprogrammen und speziellen Untersuchungen, aber auch das Invertebratenmanagement einschließlich Bestimmung der Tiere und Maßnahmenempfehlungen. Die Risikobewertung mittels StygoTracing ist ein patentiertes, biologisches Tracerverfahren, mit dem sich hochauflösend hydrologische Zusammenhänge, aber auch die Eintrags- und Ausbreitungspfade von Invertebraten in den Versorgungsanlagen ermitteln lassen.

Weitere Dienstleistungen sind naturschutzfachliche Beratung im Umgang mit Quellen sowie quantitative Kolmationsuntersuchungen im Bereich von Fließgewässern und Uferfiltrationsanlagen.

## Einleitung

Wirbellose Kleintiere, sogenannte Invertebraten, leben in allen Trinkwasserversorgungssystemen und in vielen natürlichen Grundwasservorkommen (Abb. 1). Die Tiere geben uns wichtige Informationen gleichermaßen über die Anlagen und über die Gewinnungsgebiete. Damit sind sie hervorragende Werkzeuge für die Qualitätssicherung in der Trinkwasserversorgung.

Im Frühjahr 2018 ist das neue DVWG-Arbeitsblatt W 271 („Invertebraten in Wasserversorgungsanlagen; Vorkommen und Empfehlungen zum Umgang“) in Kraft getreten. Damit ist die Erfassung und Bewertung sowie das Management von Invertebraten in Wasserversorgungsanlagen Stand der Technik. Die Artenzusammensetzung und Individuendichten sollen regel-

mäßig kontrolliert werden. Ergänzend dazu setzt die mittlerweile gültige, novellierte Trinkwasserverordnung sehr stark auf eine verbesserte Risikobewertung. Ein hervorragendes Werkzeug hierfür ist die diverse Invertebraten Fauna, welche Grundwasserökosysteme und TWV Anlagen bewohnen.

Grund- und trinkwasserbiologische Themen spielten bisher in der wasserwirtschaftlichen Ausbildung genauso wenig eine Rolle wie in der Wasserversorgung. In der Praxis stehen die Trinkwasserversorger jetzt vor der Aufgabe, das DVWG-Arbeitsblatt W 271 umzusetzen. Dabei bietet die IGÖ GmbH ihre Unterstützung an und hat ein umfangreiches Dienstleistungsangebot entwickelt. Neben anwendungsorientierten Weiter-

**Keywords:** Invertebraten, W 271-Dienstleistungen, StygoTracing, Risikobewertung, BioPlan, Biomonitoring, Grundwasserfauna, Kolmation

<sup>1</sup> Institut für Grundwasserökologie IGÖ GmbH, An der Universität, Fortstr.7, 76829 Landau, [hjhahn@groundwaterecology.de](mailto:hjhahn@groundwaterecology.de), [berkhoff@groundwaterecology.de](mailto:berkhoff@groundwaterecology.de)



*Abb. 1: Im Trink- und Grundwasser Mitteleuropas leben Hunderte unterschiedlicher Tierarten. Dargestellt sind verschiedene grundwasserbewohnende Krebstiere.*

bildungen gehören dazu vor allem auch praktische Untersuchungen im Betrieb, Monitoring, die exakte Bestimmung von Invertebraten und die Durchführung biologischer Tracer-Untersuchungen (StygoTracing) in den Gewinnungsgebieten und in den Versorgungsanlagen.

## Biologische Weiterbildungs- und Dienstleistungsangebote für die Wasserversorgung und Fachbehörden

Trinkwasserversorgungsanlagen sind lebende Systeme, deren Biologie einen großen Einfluss auf die Qualität des Trinkwassers hat. Zur zeitgemäßen Qualitätssicherung gehört deshalb auch die Berücksichtigung und Einbeziehung der Trinkwasserbiologie – dies ist die Intention des DVGW-Arbeitsblattes W 271.

### Weiterbildungsveranstaltungen

Die Biologie der Trinkwasserversorgung folgt relativ wenigen, recht einfachen Gesetzmäßigkeiten. Auf dieser Grundlage ist ein an den jeweiligen Betrieb angepasstes Invertebratenmanagement genauso möglich, wie ein längerfristiges Monitoring. Biologische Grundkenntnisse helfen, das DVGW-Arbeitsblatt W 271 umzusetzen und zeigen neue Möglichkeiten der Überwachung.

Die IGÖ GmbH arbeitet an der Schnittstelle zwischen universitärer Grundlagenforschung und praktischer Anwendung in der Wasserversorgung. Vor diesem Hintergrund bietet die IGÖ verschiedene Weiterbildungen für Wasserversorgung, Fachbehörden und Gesundheitsämter an und berät die Unternehmen bei der Umsetzung des W 271. Ziel ist die Vermittlung trinkwasserbiologischer Grundkenntnisse als Hilfe zur Selbsthilfe bei der Umsetzung des Arbeitsblattes W 271.

Die eintägigen **Landauer Fachtreffen** finden alle ein bis zwei Jahre statt. Fachleute aus Forschung und Praxis informieren

über die neuesten Entwicklungen aus der angewandten Trinkwasserbiologie.

„Grund- und Trinkwasserbiologie für die Praxis“ ist ein halbtägiges **Inhouse-Seminar**, das in komprimierter Form die wichtigsten Aspekte der Trinkwasserbiologie, vor allem auch neue Methoden und deren praktische Anwendung vor dem Hintergrund des DVGW-Arbeitsblattes W 271, präsentiert. Die Themen reichen von den Grundlagen der Trink- und Grundwasserbiologie über die biologische Bewertung von Oberflächenwassereinträgen, biologische Tracer (StygoTracing) und Netzhygiene, bis zur konkreten Umsetzung des W 271 mit Hilfe des BioPlans.

### Seminarreihe „Grundwasserökologie/in in der Wasserversorgung (Univ.)-mit Universitätszertifikat“

Ziel dieser aus insgesamt vier Modulen bestehenden Seminarreihe ist es, den Teilnehmern die Grundlagen für eine eigen-

*Abb. 2: Bestimmungskurs für Invertebraten*



ständige Risikobewertung und Qualitätssicherung der Trinkwassergewinnungs- und -versorgungsanlagen zu vermitteln (Abb. 2). Dabei wird die Theorie mit Exkursionen und praktischen Beispielen verbunden. Die Veranstaltung wird von renommierten Grund- und Trinkwasserökologen durchgeführt. Sie sind als Dozenten und Wissenschaftler an der Universität Koblenz-Landau oder als freiberufliche Berater tätig. Die Module können jeweils auch als Einzelveranstaltungen gebucht werden. Nach erfolgreichem Besuch aller Module erhalten die Teilnehmerinnen und Teilnehmer das Zertifikat der Universität Koblenz-Landau: „Grundwasserökologe/-in in der Wasserversorgung (Univ.)“.

### Dienstleistungsangebote für die Wasserversorgung

Biologische Untersuchungen, wie sie das DVGW-Arbeitsblatt W 271 empfiehlt, sind gerade von kleineren Wasserversorgern ohne eigenes Labor und speziell geschultes Fachpersonal kaum zu leisten. Der Aufwand, von der Konzeption über die Probenahme und die Bestimmung von Grund- und Trinkwasserbewohnenden Invertebraten bis hin zur ökologischen Bewertung der Ergebnisse, ist hoch und erfordert viel Erfahrung und spezielle Kenntnisse (Spengler et al. 2018). Hier bietet die IGÖ GmbH maßgeschneiderte ökologische Beratung und Dienstleistungen für Wasserversorgung und Fachbehörden an.

Gewinnungs- und Versorgungsanlagen sind hochkomplexe künstliche Grundwasser-Systeme. Die Durchführung eines maßgeschneiderten biologischen Monitoringprogramms und die Umsetzung ggf. erforderlicher Maßnahmen stellen hohe Anforderungen an alle Beteiligten. **Der Biologische Rahmen- und Maßnahmenplan („BioPlan“)** orientiert sich am DVGW-Arbeitsblatt W 271 und der Trinkwasserverordnung und leistet Unterstützung bei deren Umsetzung. Er verbindet eine detaillierte Systemanalyse der Trinkwassergewinnungs- und -versorgungsanlagen mit der Risikobewertung auf Basis faunistischer und chemischer Untersuchungen. Der BioPlan beschreibt zunächst die ökologischen Zusammenhänge von den Gewinnungsgebieten über Förderanlagen, Aufbereitung bis hin zum Hausanschluss. Darauf aufbauend wird ein mittel- bis langfristiges Konzept zur Einführung und Umsetzung der biologischen Überwachung sowie individuelle Maßnahmenvorschläge und Empfehlungen gemacht. Dadurch schafft der BioPlan Planungssicherheit.

Gelegentlich verursacht das unerwartete Erscheinen von Invertebraten im Trinkwasser Komplikationen, die einer raschen Lösung bedürfen. So reagieren Kunden immer wieder emotional, nachdem sie Tiere im Hausfilter gefunden haben, und in Einzel-



Abb. 3: Die biologische Überwachung ist ein wesentlicher Beitrag zu einem verbesserten Trinkwasserschutz

fällen wird gar die Presse oder das Gesundheitsamt eingeschaltet. Hier trägt rasches und kompetentes Handeln dazu bei, dass aus Komplikationen keine Probleme werden. Für solche Fälle bietet die IGÖ GmbH umfassende **Sofort-Hilfe**.

Dazu gehört auch die **Bestimmung der Invertebraten**, von denen Hunderte Arten im Trink- und Grundwasser Mitteleuropas leben. Wenn die Tierart bekannt ist, lassen sich weitergehende Aussagen zur Herkunft der Tiere und deren Relevanz für die Qualitätssicherung machen. Als einziges Unternehmen in Deutschland sind die Spezialisten des IGÖ in der Lage, fast alle höheren Tiere aus Grundwasser und Versorgungssystemen sicher bis zur Art zu bestimmen.

**Spezielle Untersuchungen**, zum Beispiel zu eventuellen Oberflächenwassereinträgen, zur Herkunft von Invertebraten oder zur Anpassung der Spülpläne zeigen Optimierungsmöglichkeiten und können auf diese Weise zur Verbesserung in den Betriebsabläufen und der Qualitätssicherung beitragen.

Invertebraten sind die idealen Tracer. Das von der IGÖ GmbH patentierte, populationsgenetische Verfahren **StygoTracing®** macht sich dies zunutze. Ohne behördliche Genehmigung und ohne großen technischen Aufwand können die Tiere als biologische Tracer zur Ermittlung von Wasserflüssen, zur Herkunft von Oberflächenwassereinträgen, von hydraulischen Kurzschlüssen und zur Abgrenzung von Einzugsgebieten verwendet werden. Die Idee dahinter ist einfach: anhand seines Erbguts lässt sich jedes einzelne Tier individuell erkennen. Ermittelt man dann die Verwandtschaftsverhältnisse zwischen allen im Gebiet gefun-

den Tieren, lässt sich daraus sehr leicht berechnen, woher die Tiere stammen. Die Herkunft der Tiere zeigt gleichzeitig auch die hydrologischen Wechselwirkungen an (Dehne 2019, Hahn et al. 2019, van den Berg-Stein et al 2019)

Unter **Monitoring** versteht man die Überwachung der Anlagen durch regelmäßige Untersuchungen, wobei sich Invertebraten gut als biologische Indikatoren eignen. Veränderungen in den Tiergemeinschaften zeigen Veränderungen in den Umweltbedingungen an und damit möglicherweise auch einen Handlungsbedarf. Die Häufigkeit der Untersuchung ist standortabhängig: so ist bei einem Brunnen, der tiefes gut abgeschirmtes Wasser liefert, eine jährliche Beprobung meist völlig ausreichend, während sich bei Quellen oft/meist eine höhere Probennahmefrequenz empfiehlt. Die IGÖ GmbH entwickelt maßgeschneiderte Monitoringprogramme für das Freiland und für alle Versorgungsanlagen (BioPlan; <https://grundwasseroekologie.de/dienstleistungen-und-weiterbildung/bioplan/>).

Ein Thema aus der Fließgewässerökologie ist die sogenannte **Kolmation**, die Verstopfung der Lückensysteme der Fließgewässersedimente. Ökologisch gesehen ein Problem, schützt die Kolmation **Uferfiltratbrunnen** vor Oberflächenwasser, kann aber durch Hochwässer aufgebrochen werden. Die Ermittlung des Kolmationsstatus im Bereich von Uferfiltratgewinnungsanlagen ist deshalb sehr zu empfehlen.

Fließgewässerrenaturierungen führen meist nicht zum gewünschten Ergebnis – dem guten ökologischen Zustand. Eine wichtige Ursache dafür dürfte die Kolmation sein. Kolmation ist ein flächendeckendes Problem, das vor allem in der Bodenerosion in den Einzugsgebieten begründet liegt. Folge der Kolmation ist die Beeinträchtigung des Lebensraumes „Hyporheische Zone“ und damit der Verlust der ökologischen Funktionsfähigkeit, wie der sog. Selbstreinigung, aber auch der Artenvielfalt der Fließgewässer. Daraus ergeben sich weitreichende Folgen für die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL).

Mit dem patentierten Kolmameter nach Hahn & Zumbroich steht nun erstmals ein Gerät zur quantitativen Messung der Durchlässigkeit von Sedimenten – und damit der Kolmation – zur Verfügung.

## Schlussfolgerungen

Für die Umsetzung des DVGW-Arbeitsblattes bedarf es spezieller Kenntnisse und eines strukturierten Vorgehens. Gerade von kleineren Wasserversorgern ist dies kaum zu leisten. Hier bietet die IGÖ GmbH maßgeschneiderte Weiterbildungsveranstaltungen sowie ökologische Beratung und Dienstleistungen für Wasserversorgung und Fachbehörden an. ~

## Literatur

Dehne, U. (2019): *StygoTracing: Praktische Anwendung populationsgenetischer Verfahren.* – In: Hahn, H. J., Siemensmeyer, T., Spengler, C., Burghardt, D & Schwenk, K.: *Neue biologische Verfahren im Grund- und Trinkwassermanagement.* IGÖ GmbH, Landau.

Hahn, H. J., van den Berg-Stein, S., Thielsch, A. & Schwenk, K. (2019): *StygoTracing-EZG: Eine genetische Methode zur Risikobewertung in den Einzugsgebieten – wie hoch ist die räumliche Auflösung?* – In: Hahn, H. J., Siemensmeyer, T., Spengler, C., Burghardt, D & Schwenk, K.: *Neue biologische Verfahren im Grund- und Trinkwassermanagement.* IGÖ GmbH, Landau.

Spengler, C., Gerhardt, A., Rütz, N., van den Berg-Stein, S., Avramov, M., Wolters, V., Marxsen, J., Griebler, C. & Hahn, H. J. (2017): *Faunistische Grundwasserbewertung: Neue Verfahren und Möglichkeiten.* – *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 10 (5): 272–279.

Van den Berg-Stein, S., Thielsch, A., Schwenk, K & Hahn, H. J. (2019): *StygoTracing – Ein biologisches Tracerverfahren für Grund- und Trinkwasser – Erste Erfahrungen mit biologischen Tracern im Grund- und Trinkwasser auf unterschiedlichen räumlichen Skalen.* – *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 12 (4).

# Faunistische Bewertung von Quellfassungen – Praktischer Nutzen

Peter Müller<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Die EnergieSüdwest Netz GmbH ist ein Tochterunternehmen der EnergieSüdwest AG und bewirtschaftet die Strom-, Gas-, Wasser- und Fernwärmeinfrastruktur in und um Landau. Wir fördern ca. 2,8 Mio m<sup>3</sup> Wasser pro Jahr. Davon kommen ca. 60 % aus Quellgebieten die in den Jahren 1888 bis 1902 erschlossen wurden.

Unsere mittel- bis langfristige Strategie richtet sich auf Rehabilitationsmaßnahmen der Quellwasserversorgungsanlagen. Die Aufgaben der Wartungs- und Instandhaltungsmaßnahmen erfordern bestmögliche Informationen bei den Mitarbeitern. Dabei haben sich faunistische Untersuchungen als zusätzliches Werkzeug bewährt.

## Einleitung

Die Rechtsverordnung zu den Wasserschutzgebieten der Quellgebiete, die vom Beginn der 1970er Jahre stammen, sind im Jahr 2002/2003 abgelaufen, sodass eine Neuausweisung erforderlich wurde. Die Quellgebiete liegen im „Naturpark Pfälzerwald“, für den die Ver- und Gebote durch die Landesverordnung im Jahr 2007 festgelegt wurde und zum größten Teil auf die Wasserschutzgebiete übertragbar sind. Nach Auffassung der Aufsichtsbehörde SGD-Süd (Struktur- und Genehmigungsdirektion) besteht jedoch weiterhin die Notwendigkeit auf eine Neuausweisung der bisherigen Wasserschutzzonen. Auf eine Schutzzone III wurde damals verzichtet.

Aufgrund des politisch angestrebten Ausbaus der erneuerbaren Energien und der forstwirtschaftlichen Nutzungen ist davon auszugehen, dass die Verordnung des „Naturpark Pfälzerwald“ aus wasserwirtschaftlicher Sicht nicht befriedigend greift. Deshalb wurde die Einrichtung von weiteren Schutzzonen (Schutzzone III) vorgeschlagen.

Die Bedeutung der Trinkwasserversorgung der Stadt Landau ist mit dem hohen Quellwasseranteil aus den Quellgebieten sehr

hoch. Hier fließt das weiche Quellwasser aus den höher gelegenen Quellgebieten im Freispiegelgefälle der Wasseraufbereitungsanlage zu.

## Material und Methoden

### Untersuchungsgebiet

#### Hydrogeologische Untersuchung und Bemessung WSG

Die Quellgebiete liegen ca. 15 bis 25 km westlich von Landau im Pfälzerwald (Abbildung 1).

### Geologische Verhältnisse und Grundwasserführung der Gesteine

Geologisch baut der Untergrund sich aus den flachlagernden, insgesamt aber nach West-Nordwest einfallenden Gesteinspaketen des Oberen Perm, die dem kristallinen Grundgebirge aufliegen, sowie des Buntsandsteins (Trias).

Der Gesteinsuntergrund wird hier im Wesentlichen vom Buntsandstein gebildet, der ausgesprochen weiches Wasser liefert.

Die Sandstein-Felsbänke sind je nach der Ausbildung ihrer Klüfte, Schichtflächen und Mächtigkeit mehr oder weniger gute Klüftgrundwasserleiter.

**Keywords:** Risikobewertung Quellen, Invertebraten, Quellfauna, Quellwasserversorgung

<sup>1</sup> ESW Netz GmbH, Industriestraße 18, 76829 Landau, p.mueller@esw-netz.de

### Faunistische Untersuchung ausgewählter Quellen

Im Zeitraum 2014 bis 2018 hatten wir ausgewählte Quellen aus den Quellgebieten Eußerthal und Wellbachtal faunistisch untersucht. Die vorgefundenen Wassertiere wurden bis auf Großgruppenniveau bestimmt.

### Schlussfolgerungen

Ergebnisse der hydrologischen Untersuchung sowie der faunistischen Untersuchung decken sich. Die Invertebratenfauna spiegelt die Stärke des Oberflächenwassereinflusses im Einzugsgebiet wider und zeigt darüber hinaus auch Schwachpunkte/Bauliche Mängel der Fassungen an.

Der praktische Nutzen besteht darin, dass wir die oberflächennahen Einflüsse kennen und danach handeln können, wie z. B. durch gezieltes Abstellen von Quellbereichen bei Anstieg von Trübungswerten oder auch durch technische Ertüchtigung einzelner Anlagen.

Im nächsten Schritt ist die Erstellung eines Biologischen Management- und Maßnahmenplans (BioPlan) angedacht.

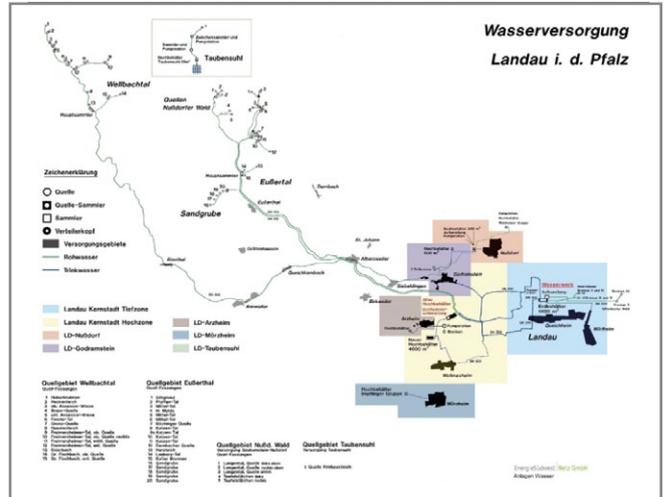


Abb. 1: Übersicht der Wasserversorgung, Landau in der Pfalz

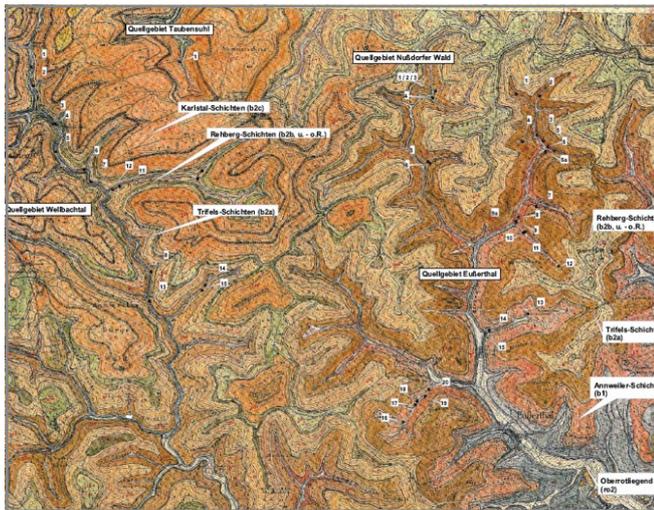


Abb. 2: Geologische Karte der Wasserschutzgebiete

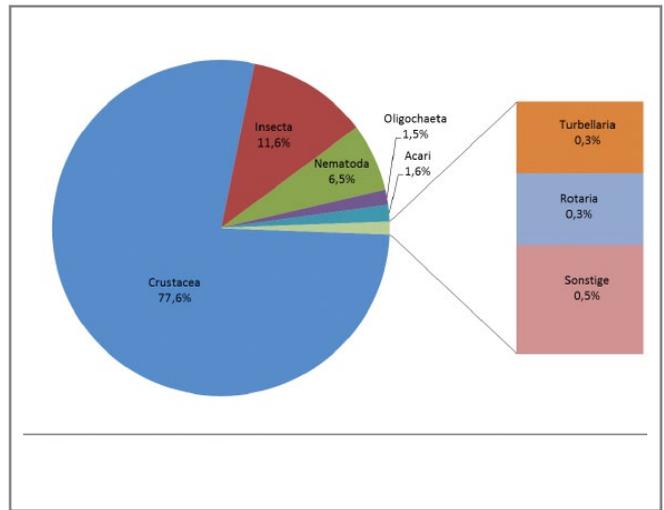


Abb. 3: Die prozentuale Verteilung der vorgefundenen faunistischen Gruppen

### Literatur

Spengler, C. & Berkhoff, S. E. (2014): Tiere im Grundwasser. GWF Wasser|Abwasser, 12 (Fachberichte), 6.

Berkhoff, S. E., Bork, J. & Hahn, H. J. (2015): Die Metazoen-Fauna des Grundwassers. In H. Brendelberger, P. Martin, M. Brunke & H. J. Hahn (Eds.), Grundwassergeprägte Lebensräume (Vol. 14, pp. 9). Stuttgart: Schweizerbart.

# Langzeit-Invertebratenmanagement in der Aufbereitung

Irmgard Markert<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Es wird ein Wasserwerk mit drei Verfahrensstufen beschrieben. In einer komplexen Trinkwasseraufbereitung können diverse Einflüsse zur Vermehrung von Invertebraten beitragen. Mit dem Grundwasser aus den Brunnen werden in sehr geringer Anzahl Invertebraten sowie vermutlich auch deren Eier in

die Aufbereitung eingetragen. Die Tiere finden hier vor allem in den Aktivkohlefiltern einen optimalen Lebensraum. Um ein massives Ansteigen der Tierzahlen in den Aktivkohlefiltern und deren Austrag mit dem Filtrat zu verhindern, wurden zahlreiche Optimierungsmaßnahmen durchgeführt sowie Verbesserungen in den Abläufen etabliert.

## Einleitung

Das Wasserwerk ist seit dem Jahr 2000 mit einer aufwändigen Aufbereitungstechnik in Betrieb. Aus 7 Brunnen wird nahezu reines Grundwasser gewonnen, das im Untergrund (tertiäre und quartäre Kiese und Sande) in großen Mengen gespeichert ist. Durch lange Verweilzeiten und die Passage durch landwirtschaftlich genutzte Flächen, nimmt das Grundwasser Schadstoffe, wie Nitrat und Pestizide auf. Im Rohwasser aus den Brunnen liegt die Nitratkonzentration seit 1986 über dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung. Vertragliche Vereinbarungen mit den Landwirten führen zu einer langfristigen Verbesserung dieser Situation. Pestizide sind nachweisbar, jedoch aufgrund der Sanierungsmaßnahmen mit der Landwirtschaft, bereits sicher unter dem Grenzwert der Trinkwasserverordnung.

Folgende Aufbereitungsstufen durchfließt das Brunnenwasser, um als Trinkwasser zu den Verbrauchern zu kommen:

## Entcarbonisierung

im Rohwasser aus den Brunnen wird unter Zugabe von Kalkwasser mit dem Verfahren der schnellen Langsam-Entcarbonisierung die Härte von 20 °dH auf 13 °dH reduziert.

## Denitrifikation

Aus dem enthärteten Wasser wird in einem biologischen Verfahren Nitrat entfernt. Die in Bioreaktoren angesiedelten Mi-

kroorganismen reduzieren die Nitratkonzentration im Prozess der autotrophen Denitrifikation von aktuell ca. 56 mg/l auf 0 mg/l. Im Anschluss wird über einen Bypass Wasser aus der Entcarbonisierungsstufe zugemischt und eine Nitrat-Konzentration von ca. 27 mg/l eingestellt.

## Nachreinigung

Die Nachreinigung ist die dritte Verfahrensstufe und besteht aus Mehrschichtfiltration (6 Mehrschichtfilter), UV-Desinfektion und Aktivkohlefiltration (5 Aktivkohlefilter).

Im Zulauf der Mehrschichtfiltration werden Rückstände aus den vorgeschalteten Verfahrensstufen mit Hilfe von Eisenchloridsulfat und Flockungshilfsmittel geflockt. Diese Flocken werden in den Mehrschichtfiltern zurückgehalten. Ist ein Filter mit Eisenflocken beladen, so erfolgt eine Filterrückspülung. Dies geschieht in regelmäßigen Abständen, je nach Durchsatz, ca. alle 72 h. Die Filterspülung wird nach den Kriterien Trübungsanstieg, Anstieg der Druckdifferenz und Zeit durchgeführt.

Nach der Mehrschichtfiltration erfolgt eine UV-Desinfektion. Bei der anschließenden Aktivkohlefiltration werden Spurenstoffe wie Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmittel (PBSM) entfernt. Es sind in der Regel vier von fünf Aktivkohlefiltern in Betrieb. Diese arbeiten auch als Bio-Filter

**Keywords:** Trinkwasseraufbereitung, Aktivkohlefiltration, Mehrschichtfiltration, Aushungern

<sup>1</sup> Aschaffener Versorgungs-GmbH, T6 Wassergewinnung/Wasseraufbereitung, Wasserwerk, Niedernberger Straße 52, 63741 Aschaffenburg, [irmgard.markert@stwab.de](mailto:irmgard.markert@stwab.de)

und können Nitrit-Peaks aus der Denitrifikationsstufe zuverlässig abbauen. Hier erfolgt 14 täglich eine Rückspülung. Die Aktivkohlefilter werden alle vier Jahre reaktiviert.

Für die Rückspülung der Mehrschichtfilter und Aktivkohlefilter wird Brunnenwasser genutzt.

### Vorkommen von Invertebraten im Wasserwerk

Ende 2002 wurden die ersten Tiere durch Schaugläser in den Reinwasserkammern entdeckt. Zudem kamen massive Ablagerungen in den Reinwasserkammern. Auch wurden Invertebraten im Filtrat von Mehrschicht- und Aktivkohlefiltern nachwiesen. Die Reinigungshäufigkeit der Reinwasserkammern stieg. Außerdem wurden erhöhte Koloniezahlen bei 22 °C in den Reinwasserkammern festgestellt und die Aktivkohlefilter hatten eine vermehrte Rückspülrate. Auch stiegen die Koloniezahlen im Erstfiltrat nach den Aktivkohlefilterspülungen deutlich an.

Die Untersuchungen ergaben eine große Anzahl an Oligochaeten, Cladocera, Cyclopoida sowie auch Nematoden, Rädertieren und Strudelwürmer. Im Rohwasser waren diese Tiere nur in sehr geringer Anzahl vorhanden. Nach wie vor sind die beiden ersten Aufbereitungsstufen (Entcarbonisierung und Denitrifikation) fast unbesiedelt. Höhere Dichten werden ab der dritten Aufbereitungsstufe (Nachreinigung) gezählt, wobei die weitaus höchsten Populationen in den Aktivkohlefiltern zu finden sind.

Die identifizierten Tiere sind nicht auf eine einmalige Kontamination, sondern auf geringen, aber permanenten Eintrag von Tieren und Eiern mit dem Brunnenwasser zurückzuführen. Die Tiere sammeln sich in den Mehrschichtfiltern, wandern von dort aus in die Aktivkohlefilter. Hier finden Sie einen geeigneten Lebensraum, um sich zu vermehren.

Als Folge davon kam es immer wieder zu einem hohen Austrag von Invertebraten mit dem Filtrat aus den Aktivkohlefiltern und zu verstärkten Ablagerungen in den Reinwasserkammern. Nach den Netzpumpen und im Sediment der Hochbehälter waren allerdings nur einzelne Tiere zu finden. Auch bei regelmäßig durchgeführten Untersuchungen im Trinkwasserverteilungssystem gibt es keine Anzeichen auf Massevorkommen von Invertebraten. Zudem gibt es keinerlei Hinweise von Verbrauchern auf Invertebraten im Trinkwasser.

### Maßnahmen zur Reduzierung von Invertebraten in der Trinkwasseraufbereitung

Zunächst wurden standardisierte Untersuchungsmethoden eingeführt sowie ein Untersuchungsprogramm, das alle Bereiche vom Rohwasser, Aufbereitungsstufen sowie Trinkwasserspeicherung und Verteilung umfasst. Das Spülprogramm und die Flockung der Mehrschichtfilter wurden optimiert. Eine chemische Behandlung der Aktivkohlefilter (Alkalisierung, Wasserstoffperoxid, Natriumchlorit) brachte keinerlei Verbesserung. Es erfolgte ein Austausch der Aktivkohle, um eine bessere Rückspülbarkeit zu erreichen. Dabei wurde auch die Schütthöhe der Aktivkohle reduziert. Außerdem wurde der Stützkies ersatzlos aus den Aktivkohlefiltern entfernt, da dieser nachweislich stark besiedelt war.

### Aushungern der Aktivkohlefilter

Anfänglich (2008–2013) erfolgte das Aushungern der Aktivkohle nur ereignisorientiert, bei Invertebratenzahlen von mehr als 100 Tieren pro Kubikmeter Filtrat. Da insgesamt nur vier Aktivkohlefilter zur Verfügung standen, war diese Aushungerphase zeitlich sehr eingeschränkt. Dazu wurde die Wasseroberfläche für 2–5 Tage bis auf das Filterbett abgesenkt. Dann erfolgt eine Restentleerung des Aktivkohlefilters. Dieser stand für 1–5 Tage trocken. Vor Inbetriebnahme des Aktivkohlefilters mussten mehrere Spülungen mit hoher Spülgeschwindigkeit durchgeführt werden, um möglichst viel Biomasse auszutragen und mikrobiologisch die Vorgaben der Trinkwasserverordnung einhalten zu können.

Seit 2014 wird das Aushungern der Aktivkohlefilter alternierend betrieben. Hierzu wurde ein zusätzlicher Aktivkohlefilter befüllt, so dass insgesamt jetzt fünf Aktivkohlefilter zur Verfügung stehen. Nun kann mindestens ein Aktivkohlefilter zum Aushungern außer Betrieb gehen. Hierzu wird der Aktivkohlefilter komplett entleert und 10 Wochen trocken stehen lassen. Vor Inbetriebnahme erfolgen zwei Filterspülungen und begleitende mikrobiologische Untersuchungen.

In der Regel werden die Aktivkohlefilter zeitabhängig und nur im Ausnahmefall ereignisorientiert ausgehungert. Vorteile dieser Optimierung sind, dass es seltener zu einer massiven Vermehrung der Tiere kommt und dass weniger Spülungen aufgewendet werden müssen, um den ausgehungerten Aktiv-

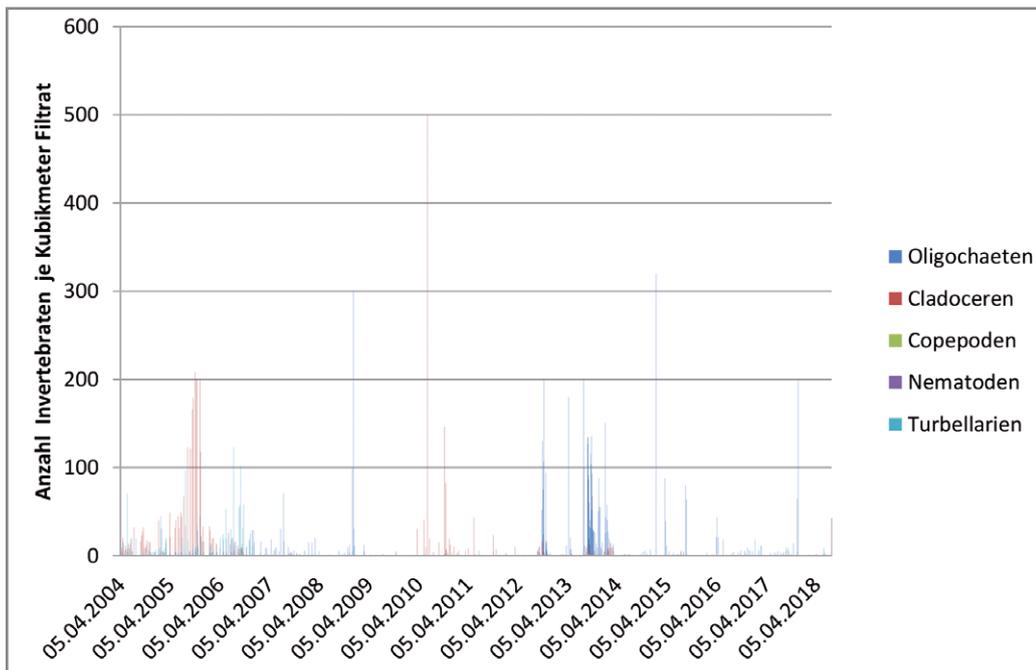


Abb. 1: Invertebraten im Filtrat eines Aktivkohlefilters – AKF326

kohlefilter wieder mikrobiologisch einwandfrei betreiben zu können. Der Spülwasserbedarf für das Aushungern konnte so um ca. 70 % reduziert werden. Es hat sich gezeigt, dass durch die gesamten Optimierungsmaßnahmen der Austrag an Tieren aus den Mehrschicht- und Aktivkohlefiltern insgesamt niedriger ist und es seltener zu einem Masseaustrag mit mehr als 100 Tieren pro Kubikmeter Wasser kommt. Auch bei den Koloniezahlen gibt es selten Auffälligkeiten.

Die Reaktivierung der Aktivkohlefilter erfolgt alle 4 Jahre. Damit werden sämtliche Tiere, deren Eier und Larven getötet.

## Ergebnisse und Diskussion

In einer komplexen Trinkwasseraufbereitung können mehrere Einflüsse zur Vermehrung von Invertebraten beitragen. Regelmäßige Untersuchungen im gesamten System, d.h. vom Rohwasser (Brunnen) über die Aufbereitungsstufen bis zur Wasserspeicherung und Verteilungsnetz, sind wichtig, um Veränderungen zu erkennen und einer Vermehrung möglichst entgegenwirken zu können. Das Aushungern der Tiere in den Aktivkohlefiltern ist in der vorliegenden Verfahrenskombination eine effektive und wirtschaftliche Methode, um eine starke Vermehrung von Tieren zu vermeiden.



# Was ist viel? Invertebraten in Trinkwasserversorgungsanlagen

Ute Michels<sup>1</sup> und Günter Gunkel<sup>2</sup>

## Zusammenfassung

Wirbellose Tiere sind in Trinkwasser-Verteilungssystemen allgegenwärtig und führen bei einer übermäßigen Entwicklung mindestens zur ästhetischen Beeinträchtigung der Wasserqualität. Das neue DVGW Arbeitsblatt W 271 beschreibt deren Vorkommen, zeigt Möglichkeiten der Untersuchung auf und gibt Empfehlungen zum Umgang. Die Kenntnis der vorkommenden Arten bzw. Tiergruppen und deren Besiedlungsdichten ist für die Beurteilung und die ggf. daraus abzuleitenden Maßnahmen von zentraler Bedeutung. Auf der Grundlage von mehr als 1000 Un-

tersuchungen wird beispielhaft für das Trinkwasser diverser Verteilungssysteme ein Untersuchungskonzept und Bewertungssystem vorgestellt, das die Einordnung von Daten ermöglicht und Schwellenwerte für den spezifischen Handlungsbedarf aufzeigt. Basierend auf den im W 271 dokumentierten orientierenden Angaben zum quantitativen Vorkommen wirbelloser Tiere werden die Bereiche „Normalbesiedlung“, „erhöhte Besiedlung“ und „Massenentwicklung“ ausgewiesen und Richtwerte für den Beginn regelmäßiger Kontrollen (Überwachungswert) und die Notwendigkeit von Maßnahmen (Maßnahmenwert) entwickelt.

## Einleitung

Die Wahrscheinlichkeit, dass in Trinkwassersystemen eine Gemeinschaft von Invertebraten vorzufinden ist, liegt bei 100 Prozent. Rohrleitungssysteme der Trinkwasserverteilung können nach aktuellen Forschungsergebnissen von bis zu 13 Tiergruppen besiedelt werden, tierische Kleinstorganismen in Trinkwassersystemen sind nicht die Ausnahme, sondern die Regel. Wurde noch vor wenigen Jahren das Vorkommen von Wasserasseln in der Trinkwasserverteilung als bedauerlicher Einzelfall angesehen, hat sich mittlerweile die Erkenntnis durchgesetzt, dass auch gutes Trinkwasser „lebt“. Deutlich wird dies u. a. in einer Besiedlung der Rohrwandungen mit Bakterien in Form von Biofilmen und dem Vorhandensein einer mehr oder weniger großen Anzahl von zumeist mikroskopisch kleinen Invertebraten in Ablagerungen und Biofilmen. Entscheidend für die Qualität des Trinkwassers ist somit nicht ob, sondern wie viele und welche Invertebraten die Trinkwasserverteilung besiedeln (Michels, 2018; Gunkel et al. 2018).

Im Zuge neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse rückt die Frage nach dem „Wie viele?“ zunehmend in den Fokus von Hygiene und Wasserversorgung. Ein erschreckendes Beispiel zeigt Abb. 1; im Rahmen einer CO<sub>2</sub>-Spülung wurden fast 100.000

Wasserasseln aus einer Spülstrecke mit 28 m<sup>3</sup> Rohrleitungsvolumen bereits im ersten CO<sub>2</sub>-Molch ausgetragen.



Abb. 1: Mit CO<sub>2</sub> ausgespülte Wasserasseln (Die Tiere befinden sich auf einem Kastensieb mit den Kantenlängen 30 x 30 cm)

Untersuchungen von Trinkwassersystemen müssen daher zu Ergebnissen führen, die eine qualitative und quantitative Beschreibung der Invertebratenbesiedlung ermöglichen. Diese Daten sind Grundlage für verschiedene Bewertungen und gegebenenfalls für strategische Entscheidungen (Ableitung von Maßnahmen, Handlungsstrategien).

## Wieviel ist „Viel“?

### Eine Frage des Standpunkts

Ausgehend vom Rohwasser ändern sich die Lebensbedingungen für tierische Organismen im Prozess der Trinkwasseraufbereitung und -verteilung; die Lebensgemeinschaften reagieren auf diese

**Keywords:** Invertebraten, Trinkwasserqualität, Normalbesiedlung, Massenentwicklung, Maßnahmwert

<sup>1</sup> AquaLytis, Karl-Marx-Straße 119, 15745 Wildau, utemichels@aqualytis.com

<sup>2</sup> TU Berlin, Rüdeshheimer Str. 2a, 13465 Berlin, guenter.gunkel@water-quality-control.de

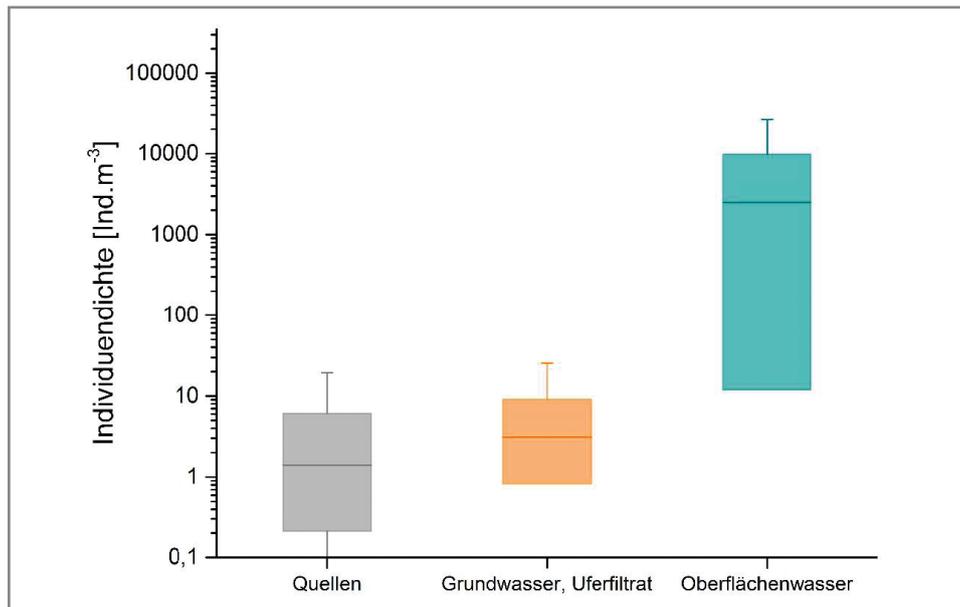


Abb. 2: Individuendichte wirbelloser Tiere in verschiedenen Arten des Rohwassers (aus DVGW, 2017)

Änderungen der Umgebungsverhältnisse und spiegeln sie wider. Spezifische Kompartimente der Wasseraufbereitung können sowohl spezifische Artenspektren aufweisen als auch in quantitativ unterschiedlichem Maße eine Entwicklung wirbelloser Tiere ermöglichen. Besonders deutlich wird dies beim Vergleich der Lebensgemeinschaften verschiedener Rohwasserarten, das aus Oberflächengewässern stammende Rohwasser enthält wirbellose Tiere in zumeist höheren Individuendichten im Vergleich zu Rohwasser aus Brunnen oder Grundwasser, darüber hinaus sind die Artenspektren deutlich verschieden (2, DVGW, 2017).

### Eine Frage der Methode

Neue wissenschaftliche Studien zeigen, die Art der Gewinnung von Proben aus Trinkwassersystemen beeinflusst maßgeblich das Analyseergebnis sowie die daraus abgeleiteten Bewertungen. Für Proben aus Trinkwasserverteilungssystemen wurde exemplarisch untersucht, wie sich die Art der Probeentnahme auf das Analyseergebnis, d. h. Artenzusammensetzung und festgestellte Individuendichten wirbelloser Tiere auswirken (Michels et al. 2016, Michels et al. 2013).

Maßgeblichen Einfluss auf das jeweilige Ergebnis hatten

- die während der Beprobung im Bereich der Probestelle erreichte Fließgeschwindigkeit,
- die Art der Filtration (drucklos oder mit Druckentlastung), das Material sowie die Maschenweite der verwendeten Filter, und
- die Eigenschaften der Rohrleitung (Material, Streckenverlauf und Rohrnetzpflege).

### Die Datengrundlage und Einordnung von Untersuchungsergebnissen

Seit 2003 werden die Ergebnisse zu Invertebraten in Trinkwassersystemen gesammelt und systematisch in einer Datenbank

gespeichert. Mittlerweile liegen beispielsweise für Untersuchungen in Trinkwasserverteilungssystemen mehr als 1000 Untersuchungen vor, die in Abhängigkeit verschiedener Probenahmetechniken, Rohwasserqualitäten etc. ausgewertet werden können. Der Vergleich aktueller Untersuchungsergebnisse mit den Werten der Datenbank ermöglicht eine Einordnung dieser Daten im Vergleich zu anderen Untersuchungen, was im Resultat des Analysenprotokolls mit „vergleichsweise wenig“ oder „vergleichsweise viel“ angegeben wird.

Seit Gültigkeit des neuen W 271 stellen sich Fragen nach der „Normalbesiedlung“ und/oder einer „übermäßigen Besiedlung“ von Trinkwassersystemen. Das Arbeitsblatt W 271 liefert erstmalig orientierende Angaben zum quantitativen Vorkommen der Invertebraten; der Normalbereich der Besiedlung von Trinkwasser-Verteilungsnetzen mit Makroinvertebraten wird beispielsweise mit 1 Ind. m<sup>3</sup> angegeben, bei übermäßiger Besiedlung treten „10 bis zum niederen 2-stelligen Bereich“ Individuen pro m<sup>3</sup> auf. Diese Orientierungswerte des W 271 wurden zusammen mit den umfangreichen Einträgen der Datenbank genutzt, um beispielsweise Richt- und Maßnahmenwerte für das Vorkommen von Makroinvertebraten insgesamt und speziell von Wasserasseln herzuleiten (Gunkel et al. 2018).

Nach dem derzeitigen Stand können keine Grenzwerte für Makroinvertebraten in Trinkwassersystemen abgeleitet werden, da Grenzwerte mit gesundheitlichen Risiken verknüpft sind; derartige Korrelationen können derzeit nicht quantitativ benannt werden. Richtwerte sind ebenfalls kein brauchbares Instrument, da tierische Bewohner nur „in geringer Dichte vorkommen“ und „keine hohen Populationsdichten aufbauen“ können (DVGW W 271); entsprechende Richtwerte wären in nahezu allen Trinkwassernetzen überschritten.

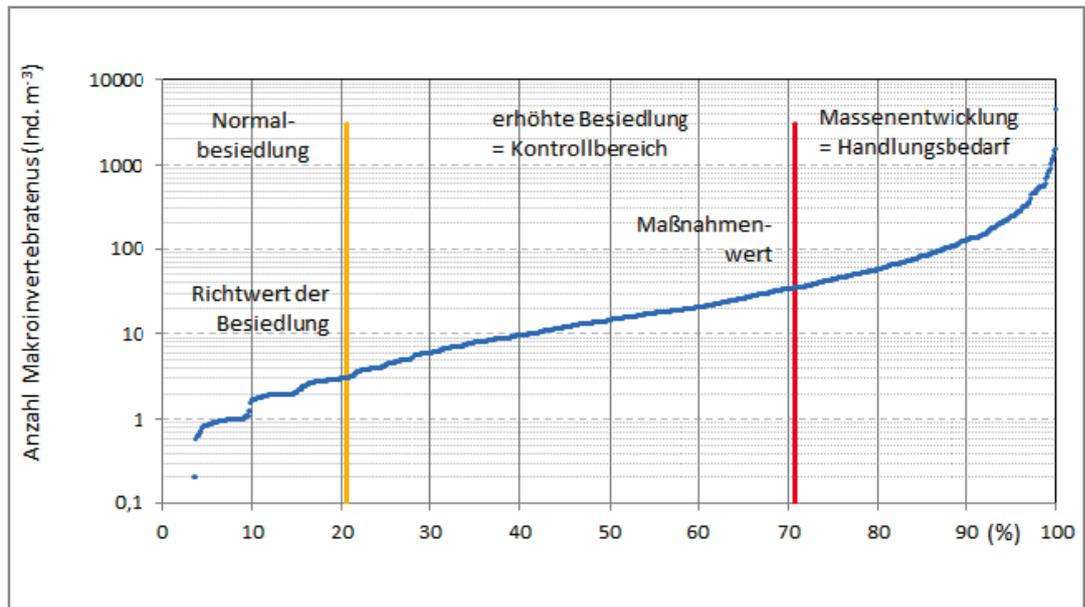


Abb. 3: Häufigkeitsverteilung der Makroinvertebraten in Trinkwasser-Verteilungssystemen als Ranking der Anzahl der Tiere; dargestellt ist die Anzahl der Tiere in Ind. m<sup>3</sup> (sortiert mit steigender Anzahl der Tiere) in Abhängigkeit von dem Rang der Häufigkeit der Proben, 100 % entspricht 1039 Proben (aus Gunkel et al. 2018)

Dagegen erlaubt die Klassifizierung in „Normalbesiedlung“, „erhöhte Besiedlung“ und „Massenentwicklung“ eine nachvollziehbare und praktikable Bewertung des Vorkommens der Kleintiere. Als Normalbesiedlung ist der Bereich in Anlehnung an das DVGW Arbeitsblatt W 271 definiert und liegt mit 2 Makroinvertebraten pro m<sup>3</sup> noch über den im Arbeitsblatt genannten 1 Organismus pro m<sup>3</sup>; in der Praxis wird 1 Organismus pro m<sup>3</sup> nur in 10 % der Hydrantenproben erreicht.

Die Befunde mit mehr als Normalbesiedlung sind mit statistischen Methoden in 2 gleich große Gruppen eingeteilt worden, (1) erhöhte Besiedlung als Kontrollbereich, mit 3 – 35 Organismen pro m<sup>3</sup> und (2) Massenentwicklung als Bereich mit akutem Handlungsbedarf mit 35 – 500 (und mehr) Organismen pro m<sup>3</sup>. Diese Klassifizierung stützt sich bewusst nicht auf die auftretenden Maximalwerte von bis zu 4.700 Organismen pro m<sup>3</sup>, da diese die Klassengrenzen überproportional verändern würden.

## Schlussfolgerungen

Die Verknüpfung des Arbeitsblatts W 271 mit den empirischen Daten der Hydrantenuntersuchungen ermöglicht die Definition von normaler, übermäßiger und massenhafter Besiedlung und kann somit als Grundlage für Richt- und Maßnahmenwerte dienen. Von zentraler Bedeutung für die Festlegung der verschiedenen Besiedlungsniveaus aufgrund der Hydrantenbeprobung ist unzweifelhaft die Effizienz der Untersuchungsmethode: Die Vorgaben Empfehlungen des Arbeitsblatts W 271 sind unbedingt einzuhalten, d. h. Beprobung von 1 m<sup>3</sup>, ausreichende Spülgeschwindigkeit von mindestens 0,5 m/s, und schonende Abtrennung der Organismen; stationäre mehrstufige Filter (Filterapparaturen) haben gegenüber Planktonnetzen erhebliche Vorteile im Handling und in der Fängigkeit. (Michels et al. 2016).

## Literatur

DVGW (2017): Invertebraten in Wasserversorgungsanlagen; Vorkommen und Empfehlungen zum Umgang. DVWG, Technische Regel – Arbeitsblatt W 271 (A), Bonn, 51 S.

Gunkel, G., Michels, U. & Scheideler (2018) Kleintiere in der Trinkwasserverteilung – Vorkommen und Anwendung des Arbeitsblatts W 271. Teil 2. Meiofauna und Mikroinvertebraten. *Ewp*, 11/2018, 20–27.

Michels, U. (2018) Invertebraten in Trinkwasserverteilungssystemen. Lebensraum, Verbreitung, Nahrungsbeziehungen. Dissertation Technische Universität Berlin. 111 S.

Michels, U., Gunkel, G. & Scheideler, M. (2016) Nachweis wirbelloser Tiere in der Trinkwasserverteilung – ein Methodenvergleich: *energie / wasser-praxis*, (12), 98–104.

Michels, U., Gunkel, G., Scheideler, M. & K. Ripl (2013) Invertebraten im Trinkwasser – Probenahme, Analytik, Bewertung: Berlin, Eigenverlag der Technischen Universität. ISBN: 978-3-7983-2573-3



# StygoTracing: Praktische Anwendung populationsgenetischer Verfahren

Udo Dehne<sup>1</sup>

Die Stadt Schwabmünchen befindet sich im bayerischen Regierungsbezirk Schwaben, dort etwa 25 km südlich der Stadt Augsburg. Zwischen Wertach und Lech, begrenzt durch den Naturpark „Westliche Wälder“ im Westen und dem Lechfeld im Osten, leben auf einer Fläche von rund 5.500 ha im Stadtgebiet und in eingemeindeten Ortsteilen ca. 15.000 Menschen.

Das Wasserwerk der Stadt Schwabmünchen versorgt davon etwa 14.000 angeschlossene Kunden im östlich der Wertach gelegenen Stadtgebiet und im Ortsteil Mittelstetten mit Trinkwasser. Neben der Nutzung des tertiären Grundwasserstroms durch einen Tiefbrunnen wird aus dem oberflächennahen Quartär etwa 44% der benötigten Wassermenge entnommen. Die Wasserentnahme zur Versorgung der angeschlossenen Kunden belief sich im Jahr 2018 auf 781.804 m<sup>3</sup>, davon aus dem oberen Grundwasserleiter 347.249 m<sup>3</sup>.

Das durch den Tiefbrunnen aus dem Terziär entnommene Grundwasser wird in einer entsprechenden Aufbereitungsanlage mit Sauerstoff angereichert, anschließend wird Eisen und Mangan ausgefiltert. Die Wässer aus beiden Grundwasserströmen fließen einem Mischbehälter zu und werden schließlich in das Trinkwassernetz der Stadt Schwabmünchen eingespeist. Das Einzugsgebiet der Wasserversorgung Schwabmünchen liegt südwestlich der Stadt auf der Gemarkung der Gemeinde Hiltenfingen. Entsprechende geologische Karten des Bayerischen Landesamtes für Umwelt (LfU) [1] zeigen hier fluvioglaziale Schotter – vereinfacht ausgedrückt besteht der hier genutzte Grundwasserleiter aus Schotter- und Moränenablagerungen des Alpenvorlandes. Dieser Porengrundwasserleiter verfügt über eine gute Durchlässigkeit.

Der erste Brunnen zur Entnahme von Grundwasser zur Versorgung der Schwabmünchener Bevölkerung wurde im Jahr 1909 abgeteuft. Schon damals wurde aus dem beschriebenen Grundwasserleiter das benötigte Grundwasser entnommen und ohne weitere Behandlung in das ebenfalls neu entstandene Trinkwassernetz eingespeist.

Das Wasserwerk der Stadt Schwabmünchen hat sich in den letzten Jahrzehnten mehrfach anlassbezogen mit der Erkundung des

Grundwasserstroms im Einzugsgebiet der Gewinnungsanlage beschäftigt. Die Anlässe dazu waren vielfältig. Zur erstmaligen Festsetzung eines Wasserschutzgebietes im Jahr 1966 wurden in den Jahren ab 1962 verschiedene Probebohrungen und Untersuchungen vorgenommen. Das im Jahr 1966 festgesetzte Wasserschutzgebiet für neu erstellte 3 Vertikalfilterbrunnen hat bis heute Bestand – entspricht allerdings nicht mehr uneingeschränkt den allgemein anerkannten Regeln der Technik.

Im Jahr 2011 wurden die Untersuchungen intensiviert, um das aktuelle Trinkwasser-Schutzgebiet nach fachlicher Begutachtung diesen allgemein anerkannten Regeln der Technik anzupassen. Dazu wurden bei Niedrig- und Hochwasserständen sowie bei normaler Entnahme und bei Spitzenentnahme im Aquifer über mehrere Jahre Pegelmessungen und chemisch-technische Wasseruntersuchungen durchgeführt. Die darauffolgenden hydrogeologischen Auswertungen haben die im Jahr 1966 ermittelte Fließrichtung des Grundwasserstromes im Einzugsgebiet grundsätzlich bestätigt. Zur Verifizierung des Rechenmodells wurden im Jahr 2015 weitere 3 Grundwasser-Messstellen im direkten Zustrombereich abgeteuft und in das Messstellenprogramm integriert. Damit verfügt das Wasserwerk Schwabmünchen über ein breit angelegtes Messstellen-netz im gesamten Einzugsgebiet.

**Keywords:** StygoTracing, Wasserschutzgebietsausweisung, biologische Tracer, hydrologische Kurzschlüsse

<sup>1</sup> Wasserwerk Schwabmünchen, GWS GmbH, Holzheystraße 73, 86830 Schwabmünchen

Die Untersuchungsergebnisse zeigen die Notwendigkeit auf, das bestehende Schutzgebiet erheblich zu erweitern. Um die gewünschten Schutzziele erreichen zu können, soll das Einzugsgebiet, beginnend am Fassungsbereich der Brunnen, auf eine Länge von ca. 5 km Richtung Süden ausgedehnt werden. Die Schutzzone II, also die sogenannte 50-Tage-Linie, sollte entsprechend den ermittelten Fließgeschwindigkeiten im Aquifer gegen die Zuflussrichtung auf etwa 1000 m Länge erweitert werden. Die Fläche der Schutzzone II wird dadurch auf etwa 150 ha verdreifacht.

Im Jahr 2017 wurde, basierend auf diesen Untersuchungsergebnissen, die Neuausweisung des Trinkwasser-Schutzgebietes für die Stadt Schwabmünchen bei der zuständigen Kreisverwaltungsbehörde beantragt.

Berechnungsmodelle zur Festsetzung eines Wasserschutzgebietes gründen sich hauptsächlich auf die ermittelten Grundwassergleichen, die Fließrichtungen und die Fließgeschwindigkeiten im Grundwasserstrom. Unsicherheiten in der Bewertung des vorherrschenden Porenraumes, die auf der betrachteten Fläche wechselnde Zusammensetzung des Untergrundes, Beeinflussungen durch Oberflächengewässer sowie schwankende Grundwassererneuerungsraten fließen pauschal in das Rechenmodell ein. Änderungen im Grundwasserstrom durch z.B. klimatische Veränderungen können erkannt werden, wenn die erwähnten und dazu notwendigen Messungen und analytischen Untersuchungen fortlaufend durchgeführt und ausgewertet werden. Dabei ist die Betrachtung der Grundwasserströme, insbesondere die Beeinflussung des Aquifers durch Oberflächengewässer, sehr aufwändig und zeitintensiv.

Die Begutachtung des Grundwassers schließt mit der Entnahme aus den Brunnen ab. Durch die Vermischung mit dem Tertiärwasser im Mischbehälter entsteht Trinkwasser, das die Vorgaben der Trinkwasserverordnung vollumfänglich erfüllt – in der Zusammensetzung und damit den chemisch-physikalischen Eigenschaften vom jeweiligen Grundwasser aber abweicht. Keines der hier gewonnenen Grundwässer weist vor

der Mischung ein „Alleinstellungsmerkmal“ auf, das im Rohrnetz auf die genaue Herkunft von Inhaltsstoffen hindeuten könnte. Damit verliert sich die Möglichkeit, die weitergehende Veränderung des gewonnenen Grundwassers im Rohrnetz beim Transport bis zum Kunden durchgehend zu verfolgen. Hier ist ein vollständig neues Messnetz aufzubauen, um die Vorgänge im Rohrnetz verstehen und bewerten zu können. Grundlegende Veränderungen im Wasser, wie beispielsweise Trübung in Stagnationszonen, wird ab „Ausgang Wasserwerk“ neu beurteilt und bewertet. Erst beim Auffinden von trinkwasserrelevanten Keimen kann die genaue Herkunft zugeordnet werden.

Das in Schwabmünchen zur Versorgung der angeschlossenen Kunden bestehende Trinkwasser-Leitungsnetz hat sich seit 1909 fortlaufend entwickelt. Aktuell sind etwa 90 km erdverlegte Haupt- und Versorgungsleitungen in Betrieb, dazu kommen weitere ca. 40 km Hausanschlussleitungen. Das vorherrschende Material im Rohrnetz ist Gusseisen der verschiedenen Generationen, aber auch nichtmetallische Rohrwerkstoffe kamen zum Einsatz. Neben AZ-Rohren wurden PVC- und PE-Leitungen verlegt. In der kleinstädtischen Struktur Schwabmüchens entstand in den letzten 110 Jahren ein stark vermaschtes Rohrnetz DN 250 und kleiner, mit einzelnen Stichleitungen DN 100 und DN 80. Teilbereiche des Rohrnetzes sind noch aus den Gründerjahren vorhanden und in Betrieb. Der Wasseraustausch in den Stichleitungen wird durch die halbjährliche Spülung an den Endhydranten erreicht, die jährliche Spülung aller 680 Hydranten stellt den Austrag von eventuell vorhandenen Luftein-schlüssen sicher.

Beim Spülen der (End-)Hydranten auftretende Trübung im Spülwasser kann verschiedene Ursachen haben. Diese Ursachen können nur hinreichend bewertet werden, wenn der hydraulische Zustand des Rohrnetzes bekannt ist. Grundlage zur Ermittlung von Problemen im Netz sollte also eine durchgeführte Rohrnetz-Berechnung sein. Hierbei wird die Durchflussmenge und –geschwindigkeit in jedem einzelnen Rohrnetzabschnitt ermittelt, ausgehend von bekannten Daten zu Material, Innendurchmesser, Durchflussmenge in verschiedenen Last-

fällen und Höhenlage der einzelnen Netzknoten. Die Auswertung der Berechnungen zeigt alle Rohrleitungsabschnitte auf, in denen die Fließgeschwindigkeit zu gering oder zu hoch ist. Die Folge in solchen Abschnitten kann dann beispielsweise Trübung im Wasser durch Stagnation oder durch zu hohe Fließgeschwindigkeit sein. Weitergehende Probleme in solchen Netzabschnitten sind sehr vielfältig.

Ähnlich wie im Bereich der Hydrogeologie stellt sich auch im Rohrnetz die Frage, welche Parameter in die Berechnung einfließen und wie genau das ermittelte Ergebnis mit den tatsächlich vorherrschenden Zuständen übereinstimmt. Eine Verifizierung der berechneten Daten ist schwierig und kann mit vertretbarem Aufwand nur in einzelnen Fällen mit Durchfluss- und Druckmessungen im Netz erreicht werden. Weitere Erkenntnisse zur Ursache von Veränderungen in der Wasserqualität bringt die chemisch-physikalische Analyse des Wassers an verschiedenen Probenahmestellen im Netz.

Die Zusammensetzung und Mächtigkeit des im Rohrnetz vorherrschenden Biofilms kann über Berechnungen nur unzureichend ermittelt werden. Auch ausgetragene Sedimente lassen nur bedingt Rückschlüsse auf den vorhandenen Biofilm im zu betrachtenden Rohrleitungsabschnitt zu. Im Rahmen des StygoTracing-Projektes durchgeführte Untersuchungen im Rohrnetz der Stadt Schwabmünchen haben aufgezeigt, dass sich die im Grundwasserstrom gefundenen Arten von Invertebraten auch an den Entnahmestellen wiederfanden. Die Anzahl der in den untersuchten Endsträngen aufgefundenen Kleinstlebewesen deutet dabei gleichzeitig auf einen starken Biofilm hin.

Das StygoTracing-Verfahren kann ergänzende Hinweise auf die genaue Herkunft und Fließrichtung des genutzten Grundwasserstroms liefern. Aber auch weiterführend im Rohrnetz bis zur letzten Entnahmestelle kann das Verfahren wertvolle Ergebnisse zur Bewertung des vorhandenen Biofilms liefern. Damit ist dieses Verfahren aus der Sicht des Autors gerade in Schwabmünchen eine hervorragende Ergänzung der implementierten Untersuchungsverfahren.

Im ersten Schritt konnte durch das 2016 und 2017 durchgeführte Forschungsprojekt bereits die vorher beschriebene hydrogeologische Berechnung vollumfänglich bestätigt werden. Unsicherheiten bei der Bewertung der Beeinflussung des Grundwasserstroms durch Oberflächengewässer konnten durch den genetischen Nachweis bei gefundenen Tracerarten teilweise bestätigt, meistens aber ausgeschlossen werden. Dies kann einen wichtigen Beitrag zur weiteren Verifizierung des hydrologischen Rechenmodells darstellen.

Aufgabe des Wasserwerkes sollte es nun sein, die Ergebnisse des Forschungsprojektes detailliert auszuwerten und weitere Schritte einzuleiten.

Eine schleichende Veränderung der Wasserzusammensetzung, Einflüsse auf das Grundwasser durch landwirtschaftliche Nutzung der Schutzgebietsflächen, neue Grundwasserströme bei Hochwasserereignissen im Aquifer und vieles mehr kann bei den vorkommenden Invertebraten Veränderungen auslösen. Damit kann das StygoTracing-Verfahren neben den bekannten Monitoring-Verfahren im Einzugsgebiet einen guten Beitrag zur Überwachung des Grundwasserstroms leisten und bietet die Möglichkeit einer rechtzeitigen Reaktion auf Veränderungen.

Wünschenswert wäre, das Verfahren auch auf das gesamte Rohrnetz der Stadt Schwabmünchen auszuweiten. Damit können die Zustände im Netz genauer beschrieben und verstanden werden, Spülvorgänge oder nötige Reinigungsmaßnahmen können zielgerichtet geplant werden. Die Ergebnisse des StygoTracing-Verfahrens können mit den Ergebnissen der Netzberechnung und den bisher dokumentierten Erfahrungen bei Spülvorgängen korreliert werden. Das dabei entstehende Gesamtbild kann wertvolle Hinweise zur Planung einer Sanierung des Rohrnetzes liefern. Die Auswahlkriterien für Sanierungsmaßnahmen (Schadensrate, Alter und Material einer Rohrleitung, anstehende Straßenbaumaßnahmen, Trübung oder andere Beeinflussung der Wasserqualität) werden dabei um die Ergebnisse des StygoTracing-Verfahrens ergänzt. ~

# Risikobewertung

in den Einzugs- und Gewinnungsgebieten

# Änderungen im regionalen Wasserhaushalt – Aktuelle Herausforderungen im Wasserressourcenmanagement

Christoph Merz<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Seit Jahrzehnten werden natürliche Wasserressourcen in großem Umfang für die Trinkwasserversorgung, Industrie, Landwirtschaft und Energiegewinnung genutzt. Die lokale Entnahme von Grundwasser, großräumige Entwässerung der Landschaft und eine überregionale Absenkung der Grundwasserstände in Verbindung mit Bergbau beeinflusst den Wasserhaushalt in erheblicher Weise. Der regionale Wasserhaushalt ist direkt von den Wasserhaushaltsgrößen Wasserdargebot, Wasserentnahme und dem Speichervermögen der Landschaft abhängig. Diese Gleichgewichtsbeziehung, die die Wasser- und Stoffflüsse in der Landschaft kontrolliert, wird durch anthropogene Einflüsse kontinuierlich seit der Industrialisierung beeinträchtigt und aufgrund des zu erwartenden Klimawandels weiter verändert.

Die hydrogeologische Wissenschaft wie auch die Praxis steht vor der Herausforderung, diese Veränderungen zu erfassen und mit innovativen Managementstrategien zu begegnen. In vielen Regionen Deutschlands sind seit Jahren fallende Grundwasserstände und sinkende Abflüsse zu beobachten. Eine klimatisch bedingte Zunahme der Verdunstung und tendenzielle Abnahme der Niederschläge werden die Grundwasserneubildungsraten weiter reduzieren, was mit weitreichenden Folgen für den Wasserhaushalt in quantitativer und qualitativer Hinsicht verbunden ist. Eine angepasste Nutzung zunehmend knapper werdender Ressourcen ohne negative Folgen für die Trinkwasserversorgung und die Umwelt ist eine der wichtigsten zukünftigen Herausforderungen. Eine Stabilisierung der regionalen Wasserhaushaltsbilanzen durch innovative Managementstrategien in Verbindung mit Risikobewertungen ist daher zum Schutz der Wasserressourcen dringend geboten.

## Einleitung

Der Nutzungsdruck auf die (Grund)Wasserressource verschärft sich durch den zu erwartenden Klimawandel in Nord-Mitteleuropa, verstärkt durch historische Eingriffe, die aktuelle Landnutzungsentwicklung und eine langfristige Intensivierung der Wasserentnahmen. Insbesondere in den Regionen mit angespannter klimatischer Wasserbilanz ist der Wasserkreislauf stetig problematischer geworden. So werden in vielen Regionen NE-Deutschlands seit einigen Jahrzehnten sinkende Grundwasserstände und Landschaftsabflüsse festgestellt. Aufgrund der zu erwartenden Vorhersagen über veränderte Niederschlagsintensität, Dauer und räumlich-zeitliche Verteilung in Verbindung mit steigenden Temperaturen wird sich dieser Zustand in den nächsten Jahrzehnten noch verschlechtern (Gerstengarbe 2003). Es ist eine Herausforderung, die immer knapper werdenden Wasserressourcen, ihre Nutzungen/Dienstleistungen

und ihre Entsorgung nach der Nutzung auf der Grundlage von Prozesswissen zu verwalten, ohne ökologische und wirtschaftliche Schäden zu verursachen.

Die zu erwartenden Veränderungen des Wasserkreislaufs haben einen starken Einfluss auf Eigenschaft und Dynamik des Wasserhaushalts. Die Vorhersage der Ressourcenentwicklung erfordert daher eine flächendeckende Bewertung der Auswirkungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt. Die Beschreibung der Stoffmigrationsprozesse durch regionale Modellinstrumente, die den Einfluss aus landwirtschaftlichen Flächen berücksichtigen, muss dabei immer noch als ein Problem angesehen werden. Obwohl die grundlegenden Prozesse im Stoffkreislauf insbesondere bei Nährstoffen (N und P) längst bekannt sind, ist ihr Verhalten in komplexen natürlichen Systemen mit unter-

---

**Keywords:** Klimatische Wasserbilanz, Grundwasser-Oberflächenwasser Interaktion, Grundwassermanagement, Wasserrückhalt

<sup>1</sup> Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF), Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg, cmerz@zalf.de

schiedlichen Skalen immer noch problematisch und mit aktuellen Modellansätzen nicht vollständig abzubilden (Merz et al. 2009, Hansen et al. 2014). Es besteht eine erhebliche Unsicherheit in Bezug auf die Größen und Raten der Umsatzprozesse im Einzugsgebietsmaßstab. Der prognostizierte Rückgang der Grundwasserneubildung und der Abflussbildung wird generell eine Aufkonzentrierung von Schadstoffen in Grund- und Oberflächengewässern nach sich ziehen.

### **Einflüsse des Klimawandels auf den Landschaftswasserhaushalt**

Gerstengarbe et al. (2003) legten eine detaillierte Studie zur Auswirkung des Klimawandels auf den Wasserhaushalt für die nächsten Jahrzehnte vor. Der Studie lag das IPCC-Szenario A1B zugrunde, bei dem sich durch eine langfristige Akkumulation von CO<sub>2</sub> in der Atmosphäre ein Temperaturanstieg bis Ende des Jahrhunderts fortsetzen wird. Für die Region NE-Deutschland ergibt sich aus dieser Studie ein mittlerer Temperaturanstieg gegenüber heute bis zu 1,5 K. Neben dem Temperaturanstieg gehen die Niederschlagswerte in den Berechnungen innerhalb der nächsten 50 Jahre um 1500 mm/a auf unter 450 mm/a zurück, wobei der Rückgang vor allem in den Sommermonaten am stärksten ausgeprägt sein wird, eine Tendenz, die nach aktuellen Szenarioberechnungen auch in den westlichen Gebieten Deutschlands zu erwarten ist. Allerdings zeigen die Modellläufe ein regional stark differenziertes Muster der Niederschlagsentwicklung. Hierbei ist allerdings anzumerken, dass sich verschiedene Regionalmodelle hinsichtlich der räumlichen Muster der Entwicklung von Lufttemperatur, Niederschlag oder potentieller Evapotranspiration stark unterscheiden (Reimer et al. 2005).

Mit den veränderten klimatischen Faktoren verändert sich auch die klimatische Wasserbilanz, d.h. die Differenz zwischen

Niederschlag und potentieller Evapotranspiration. Für NE-Deutschland wird sie im Mittel um 125 mm/a im Vergleich zu dem heutigen Wert in der 2. Hälfte dieses Jahrhunderts abnehmen. Aufgrund der saisonalen Verschiebung der Niederschläge sowie des Temperaturanstiegs im Winterhalbjahr steigt die Evapotranspiration insbesondere im Winterhalbjahr stark an. Im Sommerhalbjahr ist der Effekt weniger stark ausgeprägt. Überproportional steigt die Evapotranspiration von offenen Wasserflächen und von grundwassernahen Niederungsstandorten an, während sich auf grundwasserfernen Standorten mit leichten Böden die Evapotranspiration aufgrund des geringeren Bodenwasservorrats im Sommerhalbjahr verringert. Im Mittel sinkt daher die tatsächliche Sickerwassermenge nur um ca. 50 mm/a. Ein Wert, der für NE-Deutschland allerdings eine Halbierung der jährlichen Abflüsse (ca. 100 mm/Jahr) bedeutet. Somit werden die Rahmenbedingungen für die Trinkwasserversorgung in Zukunft nicht nur für die Nutzung von Uferfiltrat aus Oberflächengewässern, sondern auch für die Förderung aus Grundwasserbrunnen voraussichtlich ungünstiger werden. Dies gilt für die Wasserquantität ebenso wie für die Wasserqualität.

### **Wasserrückhalt als Managementoption**

Der prognostizierte Klimawandel wird den bereits angespannten Landschaftswasserhaushalt weiter beeinträchtigen und den Wassermangel verschärfen. Dem Rückhalt des Wassers in der Landschaft muss daher wieder Vorrang gegenüber der immer noch weitgehend praktizierten schnellstmöglichen Abführung des Wassers aus der Landschaft eingeräumt werden. Innovatives Wassermanagement kann den Wasserhaushalt in der Landschaft stabilisieren oder sogar verbessern ohne die Nutzung massiv einzuschränken. Die künstliche Anreicherung des Grundwassers in Gebieten mit geringer natürlicher Neubildung sowie die zusätzliche Speicherung von Oberflächenwasser in

Zeiten von Wasserüberschüssen – z.B. im Winter – wird in Zukunft eine wichtige Rolle spielen. In der Regel befinden sich die Rückhaltungsmöglichkeiten entlang der Fließgewässer, die zur Stabilisierung der Abflüsse genutzt werden können (Blomquist et al. 2004). Eine künstliche Anreicherung in Niederungsgebieten kann eingesetzt werden, um eine kurzzyklische Trinkwasserversorgung zu verbessern – eine jedoch ungeeignete Strategie zur Stabilisierung des Wasserkreislaufs. Im Gegensatz dazu kann die Infiltration von „Überschusswasser“, bis hin zu gereinigtem Abwasser, in Neubildungsgebieten fernab von großen Fließgewässern eine praktikable Methode sein, um regionale Grundwasserleiter wieder aufzufüllen (Itzbicki et al. 2008). Allerdings ist es nach wie vor problematisch, den Überschuss an Oberflächenwasser über einen längeren Zeitraum zu puffern, da hohe Verdunstungsraten potenzielle Wasserbestände rasch abbauen.

Die lokale Speicherung von Oberflächenwasser bzw. gereinigtem Abwasser direkt in Aquifersystemen könnte diese Wasserressource vor Verdunstung und Überbeanspruchung schützen. Dieses Wasser kann zur Stabilisierung des regionalen Wasserhaushalts oder direkt zur Bewässerung verwendet werden. Auf grundwasserfernen Standorten wird in Zukunft die Notwendigkeit zur Bewässerung steigen. Es gibt allerdings noch viele offene Fragen zu klären. Sie betreffen die Steuerung des Einflusses auf das regionale Grundwasserabflussregime, die Qualitätsstandards, technischen Probleme und Energiebilanzen sowie rechtliche Vorgaben. Prinzipiell könnte sich die Nutzung von Abwasser positiv auf die landwirtschaftliche Produktion und den Wasserhaushalt auswirken. Bisher wurden jedoch nur wenige Untersuchungen durchgeführt, um die langfristigen Auswirkungen zu verstehen. Dies gilt insbesondere im Hinblick auf irreversible Schäden an Böden, Grundwasserressourcen und Umwelt. Unter der Annahme minimaler negativer Auswir-

kungen und einer angepassten regionalen Abwasserentsorgung sollten solche innovativen Strategien jedoch in Zukunft in Betracht gezogen werden, um einer Verringerung der Grundwasserneubildung entgegenzuwirken.

Im Rahmen zukünftiger Managementoptionen wäre darüber hinaus zu überlegen, wiedervernässte Flächen extensiv durch Anbau von Schilf, Weiden-Erlen-Gebüsch oder Pappeln zu nutzen (Wichtmann und Schäfer 2007). Diese Kulturen könnten auch einen höheren Beitrag zur Erhaltung der Biodiversität und zur Kohlenstoff – Sequestrierung leisten. Andererseits ist die Evapotranspiration von diesen Flächen sehr hoch. Grundsätzlich ist zu berücksichtigen, dass Wasserrückhalt in Feuchtgebieten zulasten der Unterlieger geht. In vielen Fällen wäre es deshalb sinnvoller, die vorhandenen Anlagen in den Niederungen wieder für eine aktive Steuerung des Wasserhaushalts, d.h. Entwässerung im Frühjahr und Staubewässerung im Sommer, zu nutzen.

## Schlussfolgerungen

Der prognostizierte Klimawandel wird den bereits angespannten Landschaftswasserhaushalt weiter beeinträchtigen und den Wassermangel in der Region verschärfen. Tatsächlich sind bereits jetzt die Auswirkungen des klimatischen Wandels und der bisherigen intensiven anthropogenen Eingriffe deutlich zu spüren. Umso mehr interessiert die Frage, wie sich der zu erwartende globale Wandel einschließlich des prognostizierten Klimawandels weiter auswirken wird und welche Handlungsoptionen zur Verfügung stehen. Oberstes Gebot wäre es demnach, die Emission von Treibhausgasen möglichst schnell und deutlich zu reduzieren. Aber selbst bei einer sofortigen und vollständigen Reduktion würde aufgrund der Reaktionsträgheit des Klimasystems erst in einigen Jahrzehnten eine spürbare Entlastung zu erzielen sein.

Aktuelle Fragen des Wassermanagements sind weit gefächert. Über den Nachweis einer Oberflächenwasserbeeinflussung bei Grundwasserentnahmen bis zur Identifizierung von Systemveränderungen komplexer hydrologischer Systeme sind die Fragestellungen relevant. Genannte langfristige Änderungen der klimatischen und hydrologischen Randbedingungen verkomplizieren eine Analyse zusätzlich. Bisherigen Managementstrategien fehlt es derzeit an modellgestützten Validierungsmethoden, die regionales hydraulisches und geochemisches

Prozesswissen beinhalten und eine iterative Anpassung zeitnah ermöglichen. Um die Vorhersageeffizienz der Bewertungsinstrumente zu verbessern, ist die Implementierung relevanter Stofftransformations- und Transportprozesse unerlässlich (Schlesinger et al. 2006). Dieses prozessbasierte Wissen sollte in Zukunft für die Anpassung innovativer wasserwirtschaftlicher Ansätze genutzt werden, um negative Auswirkungen auf die Wasserressource gemäß den Vorgaben der europäischen Wasserrahmenrichtlinie zu minimieren. 

## Literatur

- Blomquist, W.A., Schlager, E. & Heikkila, T. (2004): *Common Water Diverging Streams*. Washington, D.C.: Resources for the Future.
- Gerstengarbe, F.-W. (Hrsg.) (2003): *Studie zur klimatischen Entwicklung im Land Brandenburg bis 2055 und deren Auswirkungen auf den Wasserhaushalt, die Forst- und Landwirtschaft sowie die Ableitung erster Perspektiven*. PIK-Report Nr. 83, Potsdam, 78 Seiten.
- Hansen, A.L., Gunderman, D., He, X. & Refsgaard, J.C. (2014): *Uncertainty assessment of spatially distributed nitrate reduction potential in groundwater using multiple geological realizations*. *Journal of Hydrology* (Vol. 519, 225–237).
- Izbicki, J.A., Flint, A.L. & Stamos, C.L. (2008): *Artificial recharge through a thick, heterogeneous unsaturated zone*. *Ground Water* (Vol. 46, 475–488).
- Merz, C., Steidl, J. & Dannowski, R. (2009): *Parameterization and regionalization of redox based denitrification for GIS-embedded nitrate transport modeling in Pleistocene aquifer systems*. *Environmental Geology* (Vol. 58, 1587–1599).
- Reimer, E., Sodoudi, S., Mikusky, E. & Langer, I. (2005): *Klimaprognose der Temperatur, der potenziellen Verdunstung und des Niederschlags mit NEURO-FUZZY-Modellen*. In: Wechsung, F., Becker, A., Gräfe, P. (Hrsg.): *Auswirkungen des globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft, Band 6*, Weißensee Verlag, Berlin, S. 96–109.
- Schlesinger, W.H., Reckhow, K.H. & Bernhardt, E.S. (2006): *Global change: The nitrogen cycle and rivers*. *Water Resour. Res.* (Vol. 42) W03S06.
- Wichtmann, W. & Schäfer, A. (2007): *Alternative management options for degraded fens – Utilisation of biomass from rewetted peatlands*. In: Okruszko, T., Maltby, E., Szatylowicz, J. (Hrsg.): *Wetlands: Monitoring, Modeling and Management. Proceedings of the International Conference W3M*. Taylor & Francis Group, London.

# Leitfaden für die ökologische Bewertung von Grundwasserökosystemen

Maria Avramov<sup>1</sup>, Heike Morscheid<sup>2</sup>, Almut Gerhard<sup>3</sup>, Cornelia Spengler<sup>4</sup>, Hans Jürgen Hahn<sup>4</sup>, Christian Griebler<sup>1,5</sup>

## Zusammenfassung

Grundwasser zählt zu unseren wichtigsten Gütern. Ungleich den Oberflächengewässern werden Grundwässer bislang nur in Ausnahmefällen unter Berücksichtigung ökologischer Kriterien untersucht, bewertet und überwacht. Im Rahmen des vom BMBF geförderten Projektkonsortiums GroundCare wurden verschiedene Werkzeuge für eine ökologische Überwachung und Bewertung von Grundwasserökosystemen entwickelt. Die so entstandene Tool-Box enthält (1) ein mikrobiologisches Bewertungskonzept auf Basis einfach zu bestimmender Kenngrößen (Biomasse, Aktivität und Energie), (2) einen Bewertungsansatz

für die Grundwasserfauna, und (3) einen online-Biomonitor mit Grundwasser-Krebstieren, welcher als Frühwarnsystem und Tool für akute und chronische Ökotoxizitätstests eingesetzt werden kann. Diese drei Werkzeuge bilden die Grundlage eines ökologischen Bewertungssystems für Grundwasserökosysteme, welches in Anlehnung an die ökologische Bewertung von Oberflächengewässern, wie sie in der EU-WRRL verankert ist, entwickelt wird. Zur Durchführung und Anwendung dieses Systems wird aktuell ein Leitfaden erstellt. Die Struktur und Inhalte dieses Leitfadens, sowie die noch verbleibenden Wissenslücken und Einschränkungen in der Anwendung des Bewertungssystems, werden hier kurz vorgestellt.

## Einleitung

Das Grundwasser versorgt uns täglich mit einer unserer wichtigsten Lebensgrundlagen – dem Trinkwasser. Doch nicht nur für den Menschen, auch für eine Vielzahl einzigartiger Lebewesen, welche in und von ihm leben, ist das Grundwasser von existenzieller Bedeutung. Das Grundwasser zu schützen, muss daher priorisiert und konsequent umgesetzt werden – ähnlich, wie dies seit einigen Jahren bei allen anderen Gewässertypen (Standgewässern, Fließgewässern, und auch Feuchtgebieten) gehandhabt wird.

Seit Inkrafttreten der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL 2000) ist beispielsweise die flächendeckende Überwachung des ökologischen Zustands von Oberflächengewässern in der EU gesetzlich vorgeschrieben. Mehr noch, die Gewässer müssen vor schädlichen Eingriffen und Zustandsverschlechterung bewahrt werden und es wird – bis auf bestimmte Ausnahmen – ein guter ökologischer Zustand angestrebt.

Wenngleich Oberflächengewässer mit dem Grundwasser in Verbindung stehen und von diesem abhängig sind, und obwohl das Grundwasser von der Grundwasser-Tochterraumlinie (EG-GWRL 2006) als eigenständiger Lebensraum anerkannt wurde, ist ein vergleichbarer Schutz für Grundwasserökosysteme bislang nicht gewährleistet. Einer der Gründe hierfür lag darin, dass Grundwasserlebensräume und ihre Organismengemeinschaften lange Zeit für zu wenig erforscht galten und keine geeigneten Bewertungskriterien für deren ökologischen Zustand zur Verfügung standen. Um letzterem zu begegnen, wurde im Jahr 2015 das Verbundprojekt GroundCare ins Leben gerufen. Zentrales Ziel von GroundCare war es, geeignete ökologische Kriterien und Indikatoren zu identifizieren, anhand derer der ökologische Zustand von Grundwasserökosystemen ermittelt werden kann. Auf Basis mikrobiologischer, faunistischer und ökotoxikologischer Messgrößen wurde anschließend ein ökologisches Bewertungssystem für Grundwasserökosysteme er-

**Keywords:** Grundwasser, ökologischer Zustand, ökologische Bewertung, Grundwasserfauna, Grundwasserökosystem, Bioindikation, Monitoring, Ökotoxizitätstest

<sup>1</sup> Helmholtz Zentrum München, Institut für Grundwasserökologie, Ingolstädter Landstraße 1, 85764 Neuherberg, maria.avramov@helmholtz-muenchen.de

<sup>2</sup> Bayerisches Landesamt für Umwelt, Referat 91: Grundwasserbeschaffenheit, Technologietransfer Wasser – TTW, Hans-Högn-Str. 12, 95030 Hof

<sup>3</sup> LimCo International GmbH, Wollmatinger Str. 22, 78467 Konstanz

<sup>4</sup> Institut für Grundwasserökologie GmbH, An der Universität Koblenz-Landau, Campus Landau, Fortstraße 7, 76829 Landau

<sup>5</sup> Universität Wien, Department für Limnologie & Bio-Ozeanographie, Althanstrasse 14, 1090 Wien, christian.griebler@univie.ac.at

arbeitet, welches sich an der Bewertung von Oberflächengewässern, wie sie in der EG-WRRL verankert ist, orientiert. Zur Durchführung und Anwendung dieses Systems wird zurzeit ein Leitfaden erstellt; der aktuelle Stand der Arbeiten wird nachfolgend vorgestellt.

## Material und Methoden

### GroundCare

Das hier beschriebene Bewertungssystem für Grundwasserökosysteme wird im Rahmen des Verbundprojekts GroundCare entwickelt. GroundCare wurde 2015 gestartet und vereinte in seiner ersten Phase zehn Partner<sup>1</sup> aus Wissenschaft, Wasserwirtschaft und aus Fachbehörden in ganz Deutschland. Fachlich begleitet, beraten und unterstützt wurde das Projekt von einem Projektbegleitkreis, welcher sich aus einer Reihe von Experten und potenziellen zukünftigen Anwendern aus der wasserwirtschaftlichen Praxis und Fachbehörden zusammensetzte.

Aktuell läuft die zweite Phase des Projekts in kleinerer Zusammensetzung, mit der Universität Freiburg als neuen Projektpartner. Die hier vorgestellten Arbeiten entstammen der ersten GroundCare-Phase; das Bewertungskonzept wird aktuell mit den Erkenntnissen aus der zweiten Phase weiterentwickelt.

### Die ökologische Bewertung von Grundwasserökosystemen

Im Zeitraum 2015–2018 wurden in GroundCare zunächst potenzielle ökologische Indikatorgrößen identifiziert und evaluiert, sowie geeignete Probenahmetechniken und Protokolle weiterentwickelt und anhand von Ringversuchen validiert und standardisiert. Auf dieser Basis wurde das vorliegende Bewertungskonzept erarbeitet.

Für die Auswahl und Evaluierung aussagekräftiger mikrobiologischer, faunistischer und molekularer Indikatorgrößen wurden sieben Modellstandorte mit unterschiedlichem Nutzungshintergrund und Geologie in verschiedenen Regionen Deutschlands regelmäßig und umfassend beprobt. Ergänzt und erweitert wurde der Datensatz mit Informationen zu etwa tausend weiteren Grundwasserproben die von Wasserwirtschaftsämtern Bayerns, der Landeshauptstadt Hannover, sowie des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz bereitgestellt wurden. Auch bereits bestehende Datensätze aus themenverwandten Projekten wurden hinzugezogen.

Als mikrobiologische Indikatorgrößen wurde der sogenannte B-A-E-Index entwickelt (Griebler et al. 2018), welcher die drei Komponenten Biomasse, Aktivität und Energie miteinander

verknüpft. Die Biomasse wird dabei anhand der Bakterien-Gesamtzellzahl, die Aktivität anhand des ATP-Gehalts, und die Energie anhand des AOC-Gehalts (dem Gehalt an assimilierbarem, organischen Kohlenstoff) der Grundwasserproben bestimmt (siehe hierzu separaten Vortrag zum B-A-E Konzept). Als faunistische Indikatorgrößen werden verschiedene integrierende Messgrößen vorgeschlagen, wie das Verhältnis von stygobionten zu stygoxenen Arten, sowie das Verhältnis von Krebstieren (Crustaceen) zu Würmern (Oligochaeten). Ein Bewertungsindex, welcher diese Kennzahlen, zusammen mit der Information zu Abundanz und Artenzahl der Grundwasserfauna zusammenführt, befindet sich zurzeit noch in der Evaluierung. Als drittes Modul der ökologischen Bewertung wurde von der Firma LimCo International GmbH ein online-Ökotoxizitäts-Monitoringsystem für Grundwasserfauna entwickelt, der sogenannte Grundwasserbiomonitor (LimCo Groundwater Sensor, LGS). Dieser erlaubt es, die Grundwasserqualität hinsichtlich toxischer Schadstoffe, kontinuierlich zu überwachen. Hierbei werden Grundwasser-Invertebraten (z.B. Krebstiere) in einem Durchflusssystem dem Grundwasser ausgesetzt und etwaige Störungen werden anhand von Verhaltensänderungen der Tiere, z.B. in der Bewegungs- oder Atmungsaktivität, festgestellt – in etwa vergleichbar mit einem Daphnientoximeter.

## Ergebnisse und Diskussion

Das ökologische Bewertungskonzept für Grundwasser orientiert sich am Bewertungssystem für Oberflächengewässer gemäß Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL 2000). Es wird somit der „gute ökologische Zustand“ für Grundwassersysteme angestrebt. Der ökologische Zustand wird anhand mikrobiologischer und, wo dies möglich ist, faunistischer Indikatorgrößen (s.o.) bestimmt und kann, wenn nötig, durch eine ökotoxikologische Überwachung als drittes Modul, ergänzt werden. Die Bewertung wird in allen Fällen durch die chemisch-physikalischen Routineuntersuchungen komplementiert, welche im Rahmen des Grundwassermonitorings zur Überwachung des chemischen und mengenmäßigen Zustands durchgeführt werden. Ist ein Grundwasserkörper in einem schlechten ökologischen Zustand, werden umgehende Maßnahmen zur Verbesserung empfohlen. In welchem ökologischen Zustand sich ein Grundwasserkörper befindet, wird über den Vergleich – und den etwaigen Abweichungen – von einem zuvor festgelegten Referenzzustand bestimmt. Insgesamt werden drei mögliche ökologische Zustandsklassen unterschieden.

### (1) Zustandsklasse „sehr guter ökologischer Zustand“:

Die Untersuchungsergebnisse der Qualitätskomponenten Mikrobiologie und/oder Fauna sind typisch für natürliche, unbelastete Grundwasserkörper. Anthropogene Einflüsse sind nicht

bzw. kaum nachweisbar. Die physikalisch-chemischen Parameter unterstützen dieses Ergebnis. Die Grundwasserkörper in der Zustandsklasse „sehr gut“ werden als Referenzgrundwasser definiert. Die Einstufung in eine der nachfolgenden Klassen hängt davon ab, wie stark die Untersuchungsergebnisse vom Referenzzustand abweichen.

### **(2) Zustandsklasse „guter ökologischer Zustand“:**

Die biologischen Qualitätskomponenten zeigen geringe anthropogene Belastungen an, ebenso die physikalisch-chemischen Parameter.

### **(3) Zustandsklasse „beeinträchtigter Zustand“:**

Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten und physikalisch-chemischen Parameter in der Zustandsklasse „beeinträchtigt“ weichen statistisch signifikant vom Referenzzustand ab. Wird diese Zustandsklasse ermittelt, sollten weitere, ergänzende Untersuchungen durchgeführt werden, um die Ursache für die Beeinträchtigung zu ermitteln. Auf dieser Basis können anschließend geeignete Maßnahmen zur Verbesserung ergriffen werden.

Die gemeinsame Untersuchung der Mikroorganismen und der Fauna ermöglicht eine Aussage darüber, ob das Grundwasser einem schädigenden Einfluss über kurze oder lange Zeiträume ausgesetzt worden ist und beide Bewertungskomponenten verfügen über verschiedene Vorteile und Einsatzbereiche. Der B-A-E Index kann auch an solchen Standorten angewendet werden, an denen natürlicherweise keine Grundwasserfauna vorkommt. Zudem, kann er dazu genutzt werden, kurzfristige Oberflächenwassereinträge ins Grundwasser (z.B. bei Starkregen oder Hochwasser) anzuzeigen. Die Grundwasserfauna wiederum, ist wegen ihrer Sensibilität gegenüber Änderungen in der Umgebung und ihres langsamen Wachstums, gut dafür geeignet, langfristig ungestörte, stabile und naturbelassene Zustände im Grundwasser anzuzeigen.

## **Schlussfolgerungen**

Zum nachhaltigen Schutz von Grundwasserökosystemen, ist es erforderlich, diese in einem guten ökologischen Zustand zu erhalten, bzw. sie in einen guten ökologischen Zustand zu versetzen, und diesen Zustand regelmäßig zu überwachen – ähnlich wie dies bei Oberflächengewässern der Fall ist. Das hier vorgestellte Bewertungskonzept für Grundwasserökosysteme kann hierfür als erste Grundlage dienen.

## **Danksagung**

Das Verbundprojekt GroundCare wird im Rahmen der Fördermaßnahme „Regionales Wasserressourcen-Management für

den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland“ (ReWaM) vom BMBF gefördert (Förderkennzeichen 033W037A – J). Für ihre kritischen Bemerkungen bedanken wir uns im Besonderen auch beim Projektbegleitkreis, u.a. bei A. Limberg (Senatsverwaltung für Umwelt, Verkehr und Klimaschutz Berlin), A. Lanfervoß (Trinkwasserversorgung Würzburg GmbH), I. Weitzel (Landeshauptstadt Hannover), T. Walter (Ministerium für Umwelt und Verbraucherschutz (Saarland), Saarbrücken), B. Kirschbaum (Umweltbundesamt, Dessau), M. Sinreich (Schweizer Bundesamt für Umwelt, Bern), K. P. Barufke (LUBW Baden-Württemberg), M. Holzinger (LfU Bayern), A. Roskam (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Aurich).

## **Literatur**

EG-GWRL (2006) Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung. Amtsblatt der Europäischen Union L372, 1–19.

EG-WRRl (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 Union L327, 1–71.

Griebler, C., Hug, K., Fillinger, L., Meyer, A. and Avramov, M. (2018) Der B-A-E Index – Ein mikrobiologisch-ökologisches Konzept zur Bewertung und Überwachung von Grundwasser. *Hydrologie & Wasserbewirtschaftung* 62(6), 378–386.



# Das B-A-E Konzept: Ein Ansatz zur mikrobiologisch-ökologischen Bewertung und Überwachung von Grundwasserökosystemen

Lucas Fillinger<sup>1</sup>, Katrin Hug<sup>1</sup>, Christian Griebler<sup>1,2</sup>

## Zusammenfassung

Grundwasser zählt in weiten Teilen Deutschlands und der Welt zu den wichtigsten Trinkwasserquellen. Darüber hinaus bietet Grundwasser einen Lebensraum für eine vielfältige und einzigartige Organismengemeinschaft, die einen Schlüsselbeitrag zur Erhaltung der Grundwasserqualität liefert. Um einen besseren Schutz dieser Ökosysteme zu gewährleisten bedarf es, wie bereits für die ökologische Überwachung von Oberflächengewässern üblich, geeigneter ökologischer Bewertungskriterien, die zum einen zuverlässig und kostengünstig zu messen sind und gleichzeitig als sensitive Anzeiger für eine Vielzahl von möglichen Störungen, die auf Grundwasser einwirken, dienen können. Vor diesem Hintergrund bieten sich vor allem die im Grundwasser ubiquitär anzutreffenden Mikroorganismen an.

Das von uns im Rahmen des Verbundprojekts GroundCare entwickelte B-A-E Konzept beruht auf drei mikrobiologischen Parametern, die eine ökologisch relevante Zustandsbeschreibung von Grundwasserkörpern ermöglichen und Störungen sensitiv anzeigen können: die im Ökosystem anwesende mikrobielle Biomasse (B) in Form der prokaryotischen Gesamtzellzahl; den Aktivitätsstatus (A) dieser Biomasse, gemessen als zellinterner ATP-Gehalt; und, ergänzend, die Energie (E), die dieser Biomasse zur Verfügung steht in Form des biologisch-assimilierbaren, gelösten, organischen Kohlenstoffs (AOC). Mittels multivariater robuster Schätzverfahren konnten wir zeigen, dass Grundwasserkörper regional-spezifische Signaturen anhand dieser Messgrößen aufweisen und sich Belastungen, d.h. Abweichungen von einem regional-spezifischem Normzustand, sensitiv aufgespürt werden können.

## Einleitung

Spätestens seit Inkrafttreten der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRRL 2000) ist die Erfassung des ökologischen Zustands von Oberflächengewässern obligatorisch. Auch für grundwasser-abhängige Ökosysteme (z.B. Feuchtgebiete) sind bindende ökologische Vorgaben in Vorbereitung (EC 2012; EC 2015). Für die grundwasser-abhängigsten Ökosysteme, die Grundwässer und Aquifere selbst, gibt es in der Europäischen Union bisher keine gesetzlich festgelegten Vorgaben zur Berücksichtigung ökologischer Kriterien (Hahn et al. 2018). Die EU-Grundwasserrichtlinie (EU-GWRL 2006) hält fest, dass Grundwasser nicht nur Ressource sondern auch Lebensraum ist, Schutzmaßnahmen wichtig sind und weitere Forschung notwendig ist, um die Berücksichtigung ökologischer Aspekte für die Bewirtschaftung und den Schutz von Grundwasserressourcen in Zukunft zu ermöglichen. Das

vom Deutschen Bundesministerium für Bildung und Forschung in der Fördermaßnahme ‚Regionales Wassermanagement‘ (ReWaM) geförderte Projektkonsortium GroundCare hat sich den zukünftigen Einsatz ökologischer Bewertungs- und Überwachungskriterien im Grundwasser zum Ziel gesetzt und entwickelt derzeit eine flexibel einsetzbare Tool-Box. Ein wichtiges ‚Tool‘ ist das hier vorgestellte Biomasse-Energie-Aktivität (B-E-A) Konzept. Grundwässer und Aquifere sind immer von Mikroorganismen besiedelt (Griebler & Lueders 2009). Diese ubiquitäre Präsenz macht sie zu idealen Kandidaten für eine ökologische Bewertung und zu möglichen Indikatoren für eine langfristige Überwachung. Da es wegen der immensen Diversität in den mikrobiellen Gemeinschaften und der enormen funktionellen Redundanz, trotz moderner molekularer Methoden, schwierig ist, einzelne Mikroorga-

**Keywords:** Durchflusszytometrie; prokaryotische Gesamtzellzahl; intrazelluläres ATP; assimilierbarer organischer Kohlenstoff (AOC); robuste Schätzverfahren

<sup>1</sup> Helmholtz Zentrum München, Institut für Grundwasserökologie, Ingolstädter Landstraße 1, 85764 Neuherberg, lucas.fillinger@helmholtz-muenchen.de, katrin.hug@helmholtz-muenchen.de

<sup>2</sup> Universität Wien, Zentrum für Funktionelle Ökologie, Division für Limnologie, Althanstrasse 14, 1090 Wien, griebler@helmholtz-muenchen.de

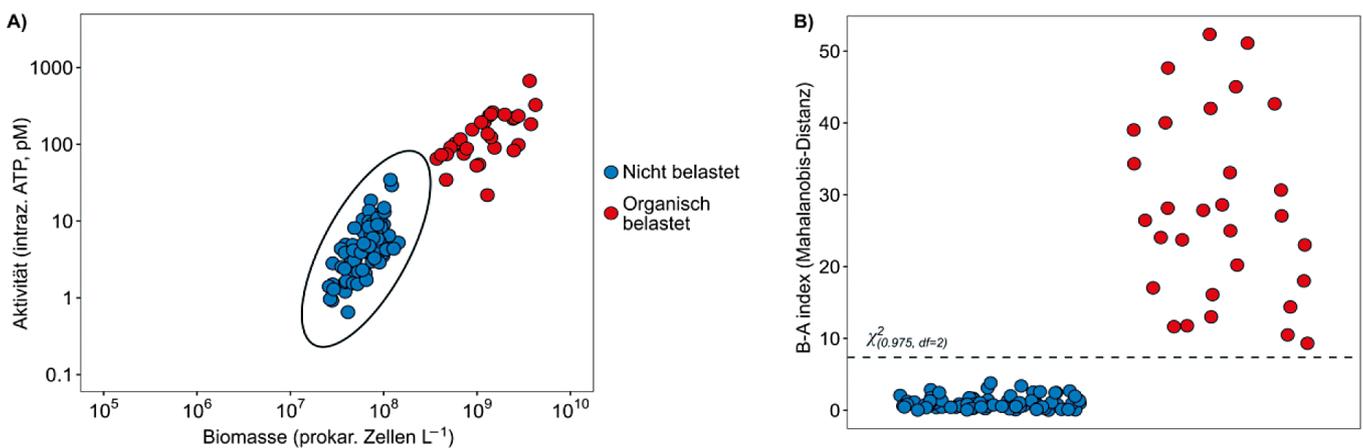


Abb. 1: A) Verteilung von organisch-belasteten Proben (rot) und Proben ohne organische Belastung (blau) entlang der Parameter Biomasse und Aktivität aus der Region Düsseldorf. B) B-A-Index-Wert aus der kombinierten multivariaten Analyse beider Parameter; die gestrichelte Linie zeigt den statistischen Grenzwert bei einem 97,5% Konfidenzniveau abgeleitet von einer Chi<sup>2</sup>-Verteilung mit 2 Freiheitsgraden.

nismen bzw. phylogenetische Gruppen als Indikatoren anzuwenden, schlagen wir vor sich für einen Routineansatz auf integrierende mikrobielle Messgrößen zu konzentrieren. Besonders geeignet hierfür sind die mikrobielle Biomasse, deren Aktivität, und optional die Energie, die dieser Biomasse in Form des assimilierbaren, organischen Kohlenstoffs (AOC) zu Verfügung steht. Mittels einer kombinierten Analyse dieser Messgrößen durch robuste multivariate Schätzverfahren können Grundwasserkörpern regional-spezifische Signaturen zugeordnet werden und Störungen in Form von Abweichungen von dieser regional-spezifischen Signatur (einem Normzustand) aufgespürt werden.

## Material und Methoden

Insgesamt wurden Daten von elf Standorten aus ganz Deutschland (von Mittenwald bis Ratzeburg) untersucht. Die mikrobielle Biomasse wurde mittels Durchflusszytometrie ermittelt. Intrazelluläres ATP wurde mittels eines kommerziell verfügbaren Kits (BacTiterGlo Microbial Cell Viability Assay; Promega, Madison, WI, USA) gemessen. AOC-Konzentrationen wurden indirekt über die Zunahme der mikrobiellen Biomasse

in einer Grundwasserproben über einen Inkubationszeitraum von 30 Tagen im Labor unter in situ-nahen Bedingungen ermittelt. Eine detaillierte Beschreibung der Methoden findet sich in Griebler et al. (2018). Die kombinierte, multivariate Analyse dieser Parameter erfolgte über die Berechnung der Mahalanobis Distanz mittels des robusten Schätzverfahrens Fast-MCD (Rousseeuw & van Driessen 1999).

## Ergebnisse und Diskussion

In unseren Analysen wurden drei Beispiele für Störungen von Grundwassersystemen untersucht: organische Belastung mit Kohlenwasserstoffen, Belastungen durch erhöhten Oberflächenwassereintrag ins Grundwasser, und Belastungen als Folge von landwirtschaftlicher Bewirtschaftung. In allen drei Fällen konnten Störungen zuverlässig anhand der kombinierten, multivariaten Analyse aufgespürt werden. Abb. 1A zeigt exemplarisch anhand eines Beispiels von organisch belastetem Grundwasser aus der Region Düsseldorf, dass die belasteten Proben eindeutig eine erhöhte mikrobielle Biomasse sowie Aktivität aufweisen und sich dadurch deutlich von Proben ohne organische Belastung aus der gleichen Regi-

on abheben. Durch das multivariate Analyseverfahren wurde anhand der Verteilung der Proben entlang der beiden dargestellten Parameter ein Indexwert errechnet (Biomasse-Aktivität (kurz B-A)-Index), der einer bestimmten statistischen Verteilung (Chi<sup>2</sup>-Verteilung) folgt, wodurch sich ein statistischer Grenzwert festlegen lässt. In Abb. 1B ist deutlich zu sehen, dass alle belasteten Proben diesen Grenzwert deutlich überschreiten, was anzeigt, dass für diese Proben eine signifikante Abweichung von dem für diese Region zu erwartendem Normzustand vorliegt. Ähnliche Ergebnisse ergaben sich auch für die beiden anderen untersuchten Belastungszenarien und unter zusätzlicher Berücksichtigung des Energieparameters. Zusätzlich konnten wir zeigen, dass die kombinierte multivariate Analyse der Parameter Störungen deutlich sensibler und zuverlässiger anzeigt als univariate Einzelbetrachtungen der Parameter. Des Weiteren ergab die Analyse von naturnahen Grundwasserkörpern aus unterschiedlichen Region Deutschlands, dass sich die multivariaten B-A-E Signaturen zwischen den Regionen signifikant voneinander unterscheiden können. Demzufolge kann sich der zu erwartende Normzustand von Region zu Region unterscheiden. Für die Praxis bedeutet das, dass die mikrobiologisch-ökologische Bewertung durch das B-A-E-Verfahren unter Berücksichtigung der regionalspezifischen Gegebenheiten erfolgen sollte.

## Schlussfolgerungen

Das hier vorgestellte B-A-E Konzept bietet ein solides und zu gleich einfaches Verfahren für die ökologische Bewertung von Grundwasserökosystemen auf Basis mikrobiologischer Messgrößen und ist universell unter verschiedenen hydrogeologischen Bedingungen anwendbar.

## Danksagung

GroundCare ist Teil der Fördermaßnahme „Regionales Wasser-Ressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland“ (ReWaM) im Förderschwerpunkt „Nachhaltiges Wassermanagement“ (NaWaM) des Bundesministeriums für Bildung und Forschung. ~

## Literatur

(EC) European Commission (2012): *Technical Report on Groundwater Dependent Terrestrial Ecosystems*. Technical Report No, 6, ISBN 978-92-79-21692-3, European Communities, Luxembourg.

(EC) European Commission (2015): *Technical Report on Groundwater Associated Aquatic Ecosystems*. Technical Report No, 9, ISBN 978-92-79-53895-7, European Communities, Luxembourg.

(EU-GWRL) Europäische Grundwasserrichtlinie (2006): *Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlaments und des Rates*, Amtsblatt der Europäischen Union L 372 (19) vom 27.12.2006.

(EU-WRRL) Europäische Wasserrahmenrichtlinie (2000): *Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates*, Amtsblatt der Europäischen Union L327(1) vom 22.12.2000.

Griebler, C. & Lueders, T. (2009): *Microbial biodiversity in groundwater ecosystems*. *Freshwater Biology* 54, 649-677.

Griebler, C., Hug, K., Fillinger, L., Meyer, A., Avramov, M. (2018): *Der B-A-E Index – Ein mikrobiologisch-ökologisches Konzept zur Bewertung und Überwachung von Grundwasser*. *Hydrologie & Wasserbewirtschaftung*, 62(6), 378-386.

Hahn, H.J., Schweer, C., Griebler, C. (2018): *Grundwasserökosysteme im Recht? – 10 Jahre Europäische Grundwasserrichtlinie. Eine kritische Betrachtung zur rechtlichen Stellung der Grundwasserökosysteme in Deutschland und in der EU*. *Grundwasser*, 23(3), 209-218.

Rousseeuw, P.J. & van Driessen, K. (1999): *A Fast Algorithm for the Minimum Covariance Determinant Estimator*. *Technometrics* 41(3), 212-223.



# Grundwasserprobennahme für die mikrobiologische Analyse mittels speziellem Probennahmesystem

Ina Hildebrandt<sup>1</sup>, Carina Gasch<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Die Ergebnisse der Untersuchungen zum Einfluss der Probenahmegeräte, der Abpumprate (vor und während der Probenahme) und der Abpumpdauer auf die Repräsentativität von

Grundwasserproben für den GW-Leiter dienen zur Standardisierung des Probennahmeverfahrens für mikrobiologische Untersuchungen. Diese werden in einen Leitfaden für die praxisorientierte Anwendung implementiert und Umweltbehörden und der Wasserwirtschaft zur Verfügung gestellt.

## Einleitung

Derzeit existieren keine standardisierten Indikatoren und Methoden zur Bewertung der ökologischen Funktion und Stresstoleranz von Grundwasserökosystemen. Es mangelte bisher auch an konkreten standardisierten Probennahmevergaben zur Gewinnung repräsentativer Proben, speziell für mikrobiologische Analysen. Deshalb wurden im Rahmen des GroundCare-Verbundvorhabens (BMBF-Projekt im Förderbereich ReWaM) im Teilthema „Standardisierung von Probennahmebedingungen für biologische (mikrobiologisch/molekularbiologisch) Untersuchungen“ detaillierte Studien zu unterschiedlichen Probennahmeverfahren durchgeführt.

Für die Grundwasserprobennahme für mikrobiologische Untersuchungen bestehen spezielle Anforderungen. Im DVGW Arbeitsblatt W 112 (2011) wird dazu ausgesagt:

„Gütekriterium gewonnener Grundwasserproben ist ihre „Repräsentativität“, d. h. die Widerspiegelungsgenauigkeit der natürlichen Bedingungen des Grundwasserleiters an einem definierten Ort und zu einer definierten Zeit. In repräsentativen Proben müssen sich die in-situ-Verhältnisse eines räumlichen Ausschnittes des Grundwasserleiters zum Zeitpunkt der Probenahme im Hinblick auf Konzentration, Stoffmuster der Inhaltsstoffe, Gehalt an Partikeln und Mikroorganismen sowie der physikalischen und biologischen Eigenschaften widerspiegeln.“

Generell ist zu berücksichtigen, dass bei der mikrobiologischen Untersuchung von Grundwasser nur planktonische Mikroor-

ganismen erfasst werden können. Besonders wichtig für eine repräsentative Beprobung für biologische Untersuchungen ist deshalb die Planung der Pumpenförderleistung, die drei Zielstellungen verfolgen muss:

- a) Entfernung aller im Filterrohr-Bereich gebildeten Ablagerungen (u. a. Fällungsprodukte),
- b) Entfernung der mikrobiellen Biozönose aus dem Filterbereich (Filterrohr und Hinterfüllung) der Grundwassermessstelle und
- c) Erfassung der außerhalb der Grundwassermessstelle befindlichen mobilen Biozönose.

Bei den hier vorgestellten Untersuchungen wurden folgende Probennahme-Parameter variiert, um im Ergebnis dazu Vorgaben zur Gewinnung von repräsentativen GW-Proben ableiten zu können.

### 1) Einfluss des Probennahmegerätes

Es wurde durch ein spezielles Probennahmegerät gewährleistet, dass die Probe ohne Kontakt zu den sonst üblichen Gerätschaften (Pumpe, Steigleitungen) in der jeweiligen Entnahmetiefe direkt in vorher sterilisierte Probengefäße gelangt. Verglichen wurden diese Ergebnisse mit Proben, die in der herkömmlichen Technik entnommen wurden. Des Weiteren wurde demonstriert, dass Schöpfproben ohne Kombination mit einer Abpumpteknik für mikrobiologische Untersuchungen nicht verwendbar sind.

**Keywords: Probennahme, Methodik, Grundwasser, mikrobiologische Untersuchungen**

<sup>1</sup> BGD ECOSAX GmbH, Tiergartenstraße 48, 01219 Dresden, i.hildebrandt@bgd-ecosax.de

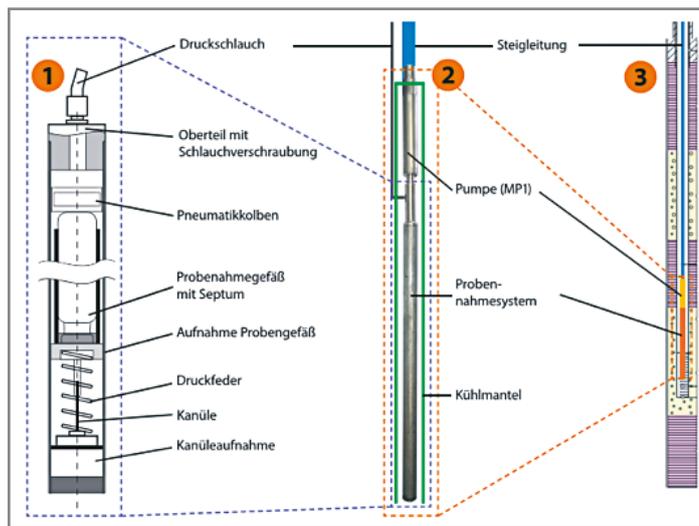


Abb. 1: In-situ-Probennahmesystem für die Probengewinnung für mikrobiologischen Analysen (1 – Querschnitt durch den Sampler, 2 – Sampler in Kombination mit MP1 und Kühlmantel, 3 – Lage des Samplers in einer Grundwasser-Messstelle)

## 2) Einfluss der Pumprate

(während des Abpumpens und während der Probennahme)

Dadurch sollte der Einfluss durch die unterschiedliche hydraulische Belastung nachgewiesen werden, die durch wechselnde Pumpraten auf die überwiegend sessil lebenden Mikroorganismen im GWL ausgeübt wird und so die Ergebnisse z. B. in Form der nachgewiesenen Bakterienzahlen beeinflussen kann.

## 3) Einfluss der Abpumpdauer

(vor der Probennahme), d. h. abgepumptes Filtervolumen

Es wurden Proben im Verlauf der Abpumpdauer bis zum 3-fachen des Filtervolumens entnommen, um den Einfluss dieses Faktors anhand einiger spezieller Bakteriengruppen zu zeigen.

## Material und Methoden

Zur Untersuchung des Einflusses verschiedener Probennahmetechniken auf die Mikroorganismen im Grundwasser wurde u. a. ein spezielles in-situ-Probennahmesystem (hergestellt von UIT GmbH Dresden) für mikrobiologische Analysen weiterentwickelt und getestet. Dieses ermöglicht die Einhaltung aller Zielsetzungen gemäß dem DVGW-Arbeitsblatt W 112 (2011) zur Probennahme für mikrobielle Untersuchungen (z. B. Sterilität). Insbesondere die Anpassung des Gerätes an die sterilisierbaren Edelstahl-Probengefäße mit ca. 400 ml Volumen war eine wesentliche Voraussetzung für die Einsetzbarkeit.

Als Indikatoren wurden folgende mikrobiologische Parameter verwendet:

- mikroskopische Bestimmung der Gesamt-Zellzahl (Epi-fluoreszenz mit DAPI – 4',6-Diamidin-2-phenylindol), nach PARKINSON et al. (1971) und HOBBIIE et al. (1977)
- Esterasen-Enzymaktivität (FDA – Fluoresceindiacetat), nach Obst und Holzäpfel-Pschorn (1988), angewendet als von uns entwickelter Schnelltest unter Feldbedingungen

- quantitativer Nachweis von Koliformen/E. coli (Coli-lert-18, Fa. IDEXX)
- quantitativer Nachweis von heterotrophen Bakterien (HPC für Quanti-Tray, Fa. IDEXX),
- Biomasse spezieller physiologischer Gruppen (als MPN), z. B. Nitrifikanten und Denitrifikanten, Eisenoxidierer und -reduzierer, sulfatreduzierende Bakterien

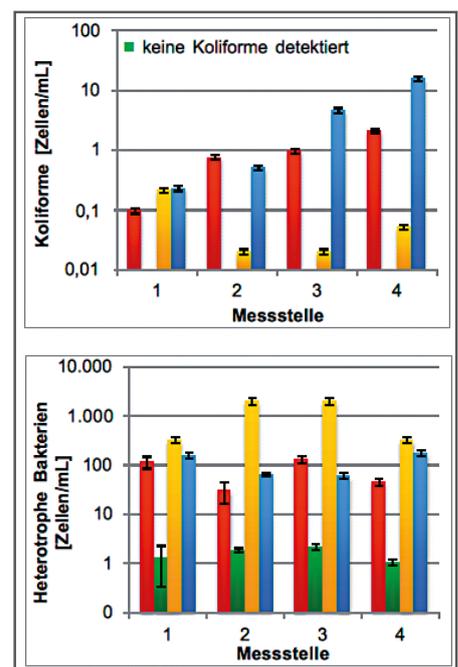


Abb. 2: Einfluss der Probennahmetechnik auf die Biomasse der Koliforme im Grundwasser (A: rot; B: orange; C: gelb; D: blau)

## Ergebnisse und Diskussion

Für drei der zahlreichen Testreihen werden die Ergebnisse zusammengefasst dargestellt:

### 1. Einfluss des Probennahmegerätes

Es wurden folgende Proben entnommen:

- vor dem Abpumpen:
  - A Probennahme mittels Fußventilschöpfer
- nach Abpumpen des doppelten Filtervolumens:
  - B Probennahme mittels in-situ-Probennahmesystem
  - C konventionelle Probennahme (Abfüllung in Probenflasche)
  - D Probennahme mittels Fußventilschöpfer

Die Ergebnisse (anhand vier GWMS, Abb. 2) zeigten deutliche Unterschiede zwischen den vier Entnahmearten. Insbesondere anhand der Koliforme konnte nachgewiesen werden, dass diese im Unterschied zum neuen in-situ-Probennahmesystem in allen anderen Proben nachgewiesen wurden, d. h. diese Befunde repräsentieren nicht die tatsächliche Biomasse im GWL. Des Weiteren wird dadurch nochmals nachgewiesen, dass Schöpfproben für mikrobiologische Analysen nicht aussagefähig und deshalb nicht zu verwenden sind. Aber auch unter Einsatz der herkömmlich eingesetzten Technik (Probengewinnung nach Passage von Pumpen, Steigleitungen) waren Koliforme und eine erhöhte Anzahl an heterotrophen Bakterien nachweisbar (d. h. falsch positiv).

### 2. Einfluss der Pumprate (während des Abpumpens und während der Probennahme)

Durch den Anstieg der Abpumprate nach der Phase des sanften Abpumpens (Abb. 3, gestrichelt) war – trotz gleichbleibender Vor-Ort-Parameter (pH, Sauerstoff, el. Leitfähigkeit, Redoxpotential, nicht dargestellt) – für alle gemessenen Biomasseparameter durch die hydraulische Mobilisierung von Mikroorganismen zunächst eine deutliche Zunahme erkennbar.

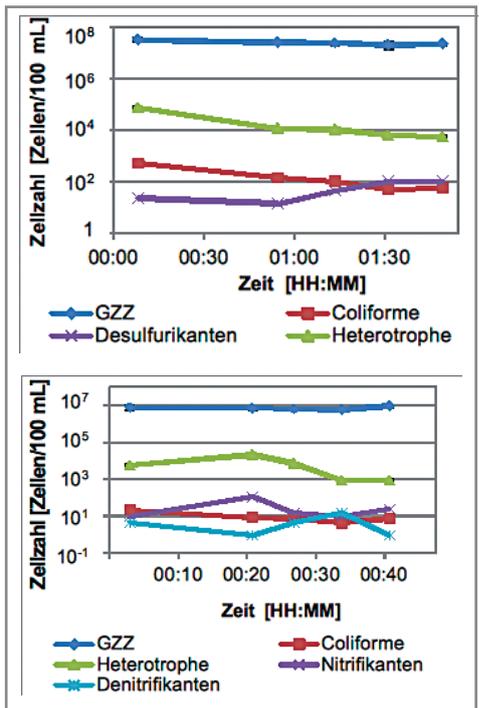
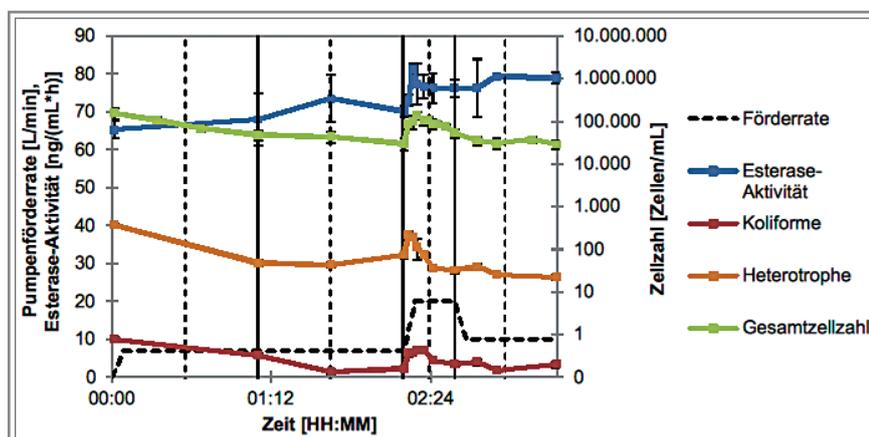


Abb. 4: Einfluss der Abpumpdauer auf verschiedene Biomasse-Indikatoren

Nach Absenken der Abpumprate gingen die Werte wieder annähernd auf den jeweiligen Wert vor Anheben der Pumprate zurück. Die Ergebnisse zeigen die Sensitivität dieses Faktors auf die Repräsentativität der Probe.

### 3. Einfluss der Abpumpdauer (vor der Probennahme)

Exemplarisch werden die Ergebnisse von zwei Grundwasser-Messstellen gezeigt. An Messstelle 1 (Abb. 4, links) war bis zum Erreichen des 3-fachen Filtervolumens anhand des kontinuierlich abnehmenden Redoxpotentials zu erkennen, dass mit zunehmendem Abpumpvolumen stärker reduzierte GWL-Bereiche außerhalb der Messstelle erreicht wurden. Das war auch zu erkennen an der Abnahme von Koliformen (um  $1 \cdot 10^1$ ) und von heterotrophen Bakterien (um  $1,3 \cdot 10^1$ ) sowie durch die Zunahme von Desulfurikanten um ca.  $1 \cdot 10^1$ .

Abb. 3: Einfluss der Abpumprate auf verschiedene Biomasse-Indikatoren

An Messstelle 2 (Abb. 4, rechts) wurde für Koliforme und heterotrophe Bakterien ein ähnliches Verhalten festgestellt. Während für Nitrifikanten eine abnehmende Zellzahl nachgewiesen wurde, stieg die Denitrifikanten-Zellzahl gegenläufig dazu an. Die Gesamtzellzahl verändert sich hingegen nicht. Die Ergebnisse zeigen die Bedeutung der richtigen, d. h. messstellen-spezifischen Festlegung, des hydraulischen Abbruchkriteriums für die Repräsentativität der gewonnenen Grundwasserprobe.

## Schlussfolgerungen

Im Ergebnis der Gesamtheit aller Untersuchungen wurden diese Vorgaben formuliert und begründet:

- Das in-situ-Probennahmesystem in Kombination mit einer geeigneten Abpumptechnik ermöglicht eine repräsentative Probennahme und Vermeidung von Kontaminationen durch das Probennahmeequipment.
- Hydraulisches Kriterium, d. h. abzupumpendes Filtervolumen (messstellen-spezifisch zu ermitteln) vor der Probennahme: 2-faches Filtervolumen, davon 1 Filtervolumen mit erhöhter Pumprate und 1 Filtervolumen mit um  $\frac{1}{2}$  reduzierter Pumprate

- Einbau der Pumpe im mittleren aktiven Filter-Bereich
- möglichst nur Messstellen mit kurzen Filtern (bis ca. 6 m) beproben
- Abfüllen der Probe: saubere, sterile und vorgekühlte Probengefäße, Benutzung eines sauberen und sterilen Schlauches zum Befüllen (erst unmittelbar vor Probenahme anbringen), sofortige Konservierung der Probe (z. B. mit Formaldehyd oder Glutaraldehyd), sofortige Kühlung der Proben nach der Probennahme

## Danksagung

Wir danken dem BMBF für die Förderung des GroundCare-Projektes. 



## Literatur

- DVGW-Arbeitsblatt W 112. Grundsätze der Grundwasserprobennahme aus Grundwassermessstellen. Ausgabe 2011-10
- Hobbie, J.E., Daley, R.J., Jasper, S. (1977): Use of nucleopore membrane filters for counting bacteria by fluorescence microscopy, *Appl. Environ. Microbiol.* 33, 1225-1228.
- Obst, U. und Holzapfel-Pschorn, A. (1988) *Enzymatische Tests für die Wasseranalytik.* Oldenbourg Verlag. München.
- Parkinson, D.S., Gary, T.R.G., Williams, S.T. (1971): *Methods for studying the ecology of soil microorganisms,* Blackwell, Oxford, England.

# Grundlagen und Fallbeispiele der Isotopenhydrogeologie

Diana Burghardt<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Für den Schutz von Grundwasserressourcen sind Informationen zu Grundwasserneubildungsgebieten und Wechselwirkungen mit Oberflächenwässern von wesentlicher Bedeutung. Oberflächen- und Niederschlagswässer unterscheiden sich aufgrund von Verdunstungs- und Kondensationsprozessen im natürlichen Wasserkreislauf von Grundwässern in ihren  $\delta^{18}\text{O}$ - und  $\delta^2\text{H}$ -Stabilisotopenverhältnissen. Da sich diese nach dem Ein-

tritt in die Grundwassersysteme nur noch durch Mischung mit den Grundwässern (Geyh, 2000) ändern, können  $\delta^{18}\text{O}$  und  $\delta^2\text{H}$  als natürliche Tracer zur Identifikation der Herkunft und Zusammensetzung eines Wassers genutzt werden. Im Beitrag werden nach einer Einführung der Grundlagen von Isotopenhydrogeologie bzw. Isotopenhydrogeologie Fallbeispiele vorgestellt, in denen die Analytik der  $\delta^{18}\text{O}$ - und  $\delta^2\text{H}$ -Stabilisotopenverhältnisse verschiedener Wasserproben zu einem Verständnis der Grundwasserndynamik beitragen konnten.

## Einführung

### Stabile Isotope

Stabile Isotope sind Atome eines Elementes, welche sich bei gleicher Ordnungszahl durch ihre Anzahl an Neutronen bzw. damit ihre Atommasse unterscheiden und keinem radioaktiven Zerfall unterliegen. Die Isotope mit der höheren Atommasse sind deutlich seltener. Zur Beschreibung der Häufigkeitsbeziehungen wird das Stabilisotopenverhältnis genutzt, welches dem Verhältnis der Anzahl der seltenen Isotope zur Anzahl der häufigsten Isotope entspricht. In den Umweltwissenschaften haben Isotopenverhältnisanalysen der Elemente C, N, S, O und H die größte Bedeutung (Clark & Fritz, 1997).

Die Analytik stabiler Isotopenverhältnisse erfolgt mit einem Stabilisotopenmassenspektrometer (engl. IRMS). Da mit diesem nur Gase analysiert werden können, sind die Proben zuvor durch ein geeignetes Peripheriegerät in die Gasphase zu überführen. Für eine bessere Handhabbarkeit der zahlenmäßig sehr geringen, relativen Unterschiede zwischen schweren und leichten Isotopen eines Elementes werden diese in Promille angegeben. Die internationale Vergleichbarkeit wird durch Bezug auf einen international anerkannten Standard erreicht. Durch diese Schritte werden die Isotopenverhältnisse in der sogenannte ‚Delta-Notation‘ ( $\delta$ ) angegeben (Mook, 2006). Für die

Isotopenverhältnisse des Wassers selbst, die auf den Standard VSMOW2 (‚Vienna Standard Mean Ocean Water‘ mit  $\delta^2\text{H} = 0,0\text{‰}$  und  $\delta^{18}\text{O} = 0,0\text{‰}$ ) bezogen werden, ergibt sich damit folgende Delta-Notation:

$$\delta^2\text{H} (\text{‰}) = \left( \frac{(^2\text{H}/^1\text{H})_{\text{Probe}}}{(^2\text{H}/^1\text{H})_{\text{VSMOW2}}} - 1 \right) * 1000 \text{‰}$$

$$\delta^{18}\text{O} (\text{‰}) = \left( \frac{(^{18}\text{O}/^{16}\text{O})_{\text{Probe}}}{(^{18}\text{O}/^{16}\text{O})_{\text{VSMOW2}}} - 1 \right) * 1000 \text{‰}$$

### Isotopenhydrogeologie

Im Laufe des Wasserkreislaufes ändern sich die Phasenzustände des Wassers und damit auch dessen  $\delta^{18}\text{O}$ - und  $\delta^2\text{H}$ -Isotopenverhältnisse wenigstens zweimal (bei Verdunstung und Kondensation). Diese Prozesse der An- bzw. Abreicherung von Isotopen in Wässern werden als Fraktionierung bezeichnet. Schwerere Isotope werden stärker im Atom gebunden. Bei der Verdunstung werden die leichteren Moleküle bevorzugt, so dass sich die schwereren Isotope im verbleibenden Wasserreservoir anreichern ( $\delta^{18}\text{O}$  u.  $\delta^2\text{H}$  werden positiver) und im Wasserdampf entsprechend abreichern (d. h.  $\delta^{18}\text{O}$  und  $\delta^2\text{H}$  werden negativer). Bei der Kondensation von Wasserdampf werden wiederum die schweren Isotope bevorzugt, so dass eine ohnehin schon an schweren Isotopen abgereicherte Wassermasse bei der Kondensation noch mehr verarmt und das Kondensat mit schweren Isotopen angereichert wird (Clark & Fritz 1997).

**Keywords:** Stabilisotopen, Anteil Niederschlags-/ Oberflächenwasser

<sup>1</sup> TU Dresden, Institut für Grundwasserwirtschaft, diana.burghardt@tu-dresden.de

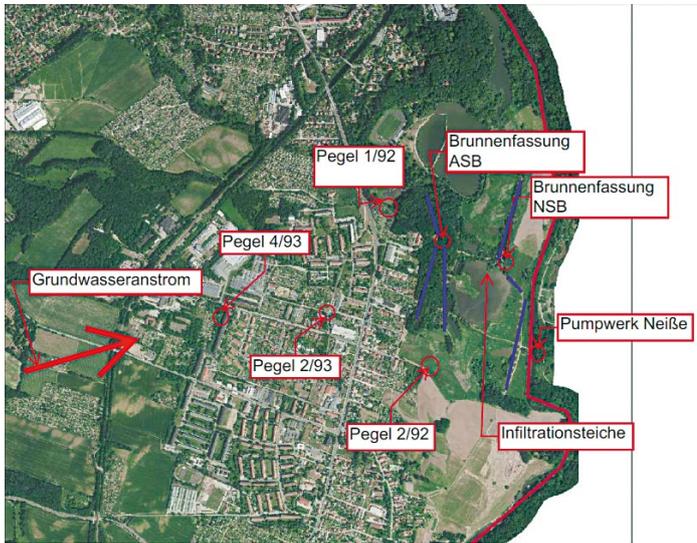


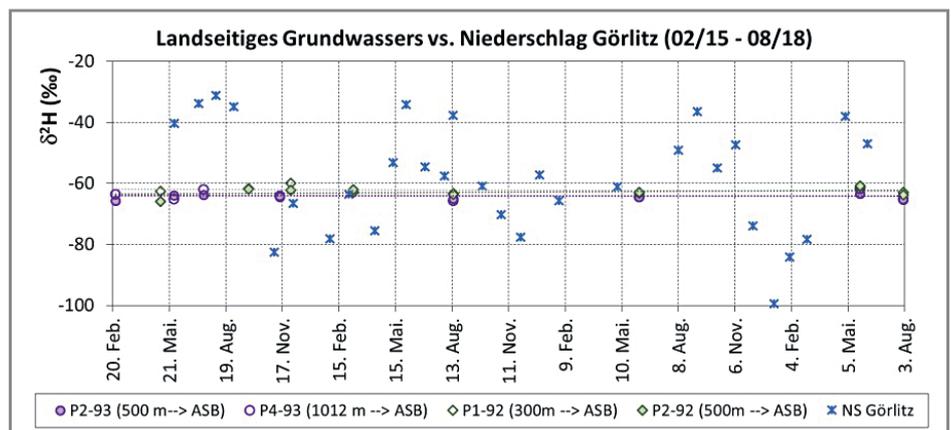
Abb. 1: Messstellen des Untersuchungsgebietes  
 ©Staatsbetrieb Geobasis-information und Vermessung Sachsen (LK Görlitz, Geoportal online, mod. U. Deike, SWG)

Zwischen den  $\delta^2\text{H}$ - und  $\delta^{18}\text{O}$ - Stabilisotopenverhältnissen einer Wasserprobe besteht das Verhältnis  $\delta^2\text{H} \approx 8 \cdot \delta^{18}\text{O} + 10$ . Diese Beziehung kann in einem  $\delta^{18}\text{O}$ -/ $\delta^2\text{H}$ - Diagramm als sogenannte ‚Global Meteoric Water Line‘ (**GMWL**) visualisiert werden. In Abhängigkeit von Temperatur, Luftdruck und Luftfeuchte gibt es auf lokaler Maßstabsebene geringfügige Abweichungen von der GMWL, womit sich eine lokale Beziehung bzw. ‚Local Meteoric Water Line‘ (**LMWL**) ergibt. Findet in einem Wasserreservoir Verdunstung statt, so kommt es zu einer Isotopenfraktionierung zwischen verbleibendem Wasserreservoir und Wasserdampf. Dabei verdunstet  $^2\text{H}$  leichter als  $^{18}\text{O}$ , d.h. letzteres reichert sich in der residualen Wasserphase an. Diese Isotopenfraktionierung führt zu  $\delta^{18}\text{O}$ -/ $\delta^2\text{H}$ -Isotopenverhältnissen, die auf einer ‚Evaporation Line‘ (**EL**) plotten. Diese hat einen geringeren (flacheren) Anstieg als GMWL bzw. LMWL (Clark & Fritz, 1997).

### Isotopenhydrogeologie

Grundwasser wird in Bereichen ohne hydraulisch gering wirksame Überdeckung durch versickerndes Niederschlagswasser neu gebildet. Dabei stellt die ungesättigte Bodenzone einen Bereich dar, in welchem die Sickerwässer über einen längeren Zeitraum intensiv gemischt werden (Clark & Fritz 1997). Da zudem Fraktionierungs- und Isotopenaustauschprozesse im Untergrund (ungesättigte Bodenzone sowie Grundwasser-gesättigte Zone) vernachlässigbar sind (Geyh, 2000), kann davon ausgegangen werden, dass die mittleren Stabilisotopensignaturen der Niederschläge (basierend auf mehrjährigen Analysen von Monatsmittelwerten) die Eingangssignale für die Grundwasserneubildung darstellen und diese Signale im Grundwasserbereich nur noch durch Mischung mit anderen Wässern verändert werden. Die Anteile  $f$  von zwei Wässern verschiedener

Abb. 2:  
 Vergleich von  $\delta^{18}\text{O}$ - bzw.  $\delta^2\text{H}$ - Stabilisotopenverhältnissen in Niederschlags- und landseitigen Grundwasserproben von 2015 bis 2018



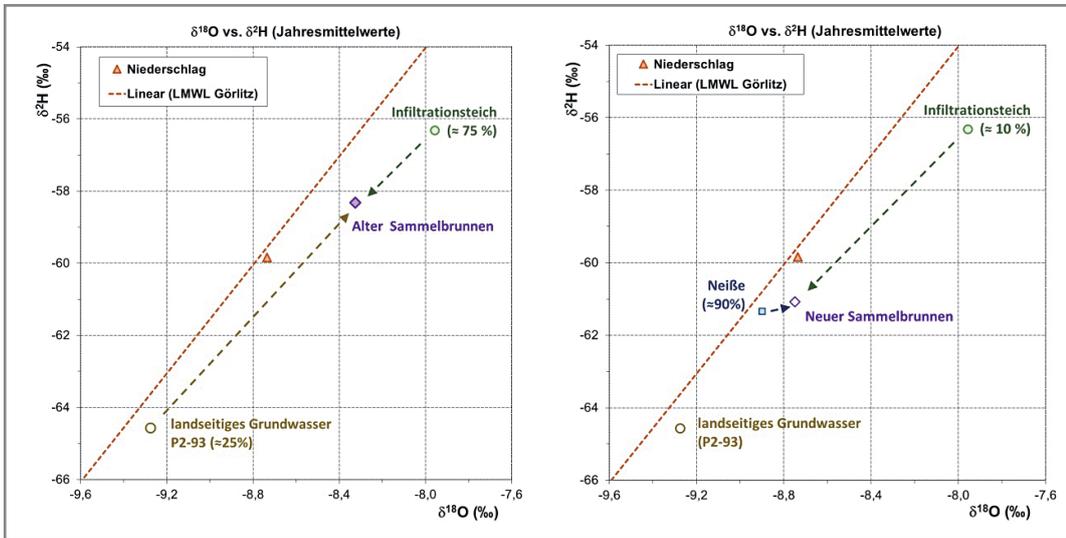


Abb. 3: mittlere Isotopenverhältnisse aller Wasserproben u. Zusammensetzung d. ASB-/NSB-Wassers

Herkunft [1] und [2] in einem Mischwasser [1+2] können durch die Analyse der Isotopenverhältnisse dieser drei Proben mit Hilfe einer Zweikomponenten-Mischungsrechnung abgeschätzt werden. Dabei wird angenommen, dass das Mischwasser nur aus den beiden Wässern [1] und [2] gebildet wird und deren analysierte  $\delta^{18}\text{O}$ -/ $\delta^2\text{H}$ -Verhältnisse repräsentativ sind. Für den Anteil des Wassers  $f_{[1]}$  in [1+2] gilt dann z.B.:

$$f_{[1]}(\%) = (\delta_{[1+2]} - \delta_{[2]}) / (\delta_{[1]} - \delta_{[2]}) * 100$$

### Fallbeispiel 1: Uferfiltrationsanlage der Stadt Görlitz (Sachsen)

Im Einzugsgebiet der Uferfiltrationsanlage des Wasserwerkes Görlitz wurden im Zeitraum von Februar 2015 bis August 2018 mehrfach Grundwasser-, Oberflächenwasser- und Niederschlagswasserproben entnommen (Abb. 1), um im Interesse der Stadtwerke Görlitz die Zusammensetzung des über den

„Alten Sammelbrunnen“ (ASB) und den „Neuen Sammelbrunnen“ (NSB) gehobenen Wassers mit Hilfe einer  $\delta^{18}\text{O}$ - und  $\delta^2\text{H}$ -Isotopenverhältnis-Analytik abschätzen zu können.

Durch den Vergleich der Stabilisotopenanalysen von landseitigen Grundwasser- und lokalen Niederschlagswasserproben konnte festgestellt werden, dass sich der typische saisonale  $\delta^{18}\text{O}$ - und  $\delta^2\text{H}$ -Jahresgang des Niederschlages nicht im landseitigen, gespannten Grundwasser wiederfindet (Abb. 2), was Aufenthaltszeiten des Grundwassers von über einem Jahr indiziert.

Abb. 3 visualisiert die mittleren Isotopensignaturen aller Wasserproben in einem  $\delta^{18}\text{O}$ -/ $\delta^2\text{H}$ -Plot im Vergleich zu einer LMWL, die mit den ermittelten, lokalen Niederschlagsisotopensignaturen erstellt wurde. Es wird ersichtlich, dass das Wasser des

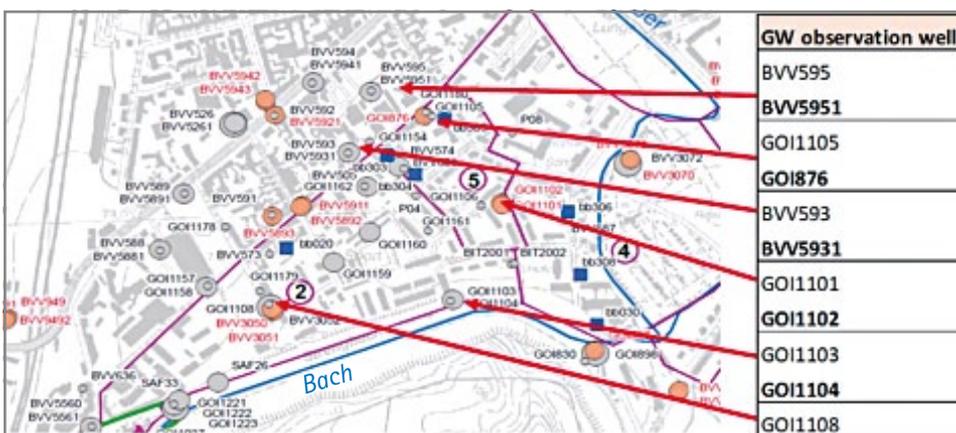


Abb. 4: Lageplan mit zweifach verfilterten Grundwassermessstellen zur Beprobung von oberem und unterem Grundwasserleiter

Infiltrationsteiches (insb. in den Sommermonaten) einen deutlichen Verdunstungseinfluss aufweist, es plottet rechts unterhalb der LMWL. Anhand einer Zweikomponenten-Mischungsrechnung auf Basis der  $\delta^{18}\text{O}$ - und  $\delta^2\text{H}$ -Isotopensignaturen der Wasserproben aus ASB, NSB, Infiltrationsteich, Neiße und landseitigem Grundwasser (GWM P2-93 mit der negativsten Signatur) wurde der Infiltratanteil für den ASB mit ca. 75 % abgeschätzt, für den NSB mit maximal 20 %, allerdings mit einer seit 2016 deutlich fallenden Tendenz.

**Fallbeispiel 2: Grundwasseraufstieg an einem Altlastenstandort (Sachsen)**

An einem Grundwassersanierungsstandort in Sachsen (Abb. 4) besteht der Verdacht, das Grundwasser aus dem unteren, kontaminierten Grundwasserleiter durch ein hydraulisches Fenster

in den oberen, unkontaminierten Grundwasserleiter aufsteigt. Zur Prüfung dieser Hypothese wurden 2018 an sechs Grundwassermessstellen (GWM) für jeweils Grundwasserproben aus oberem und unterem Stockwerk  $\delta^{18}\text{O}$  und  $\delta^2\text{H}$ - Isotopenverhältnisse analysiert. Zur Auswertung der Analysen wurden die Daten in ein einem  $\delta^{18}\text{O}$ -/ $\delta^2\text{H}$ -Plot dargestellt (Abb.5). Es konnte zunächst festgestellt werden, dass vier Grundwasserproben (GOI1102- GOI1104, GOI1108) anteilig verdunstungsgeprägtes Wasser enthalten, was durch den Förderbetrieb der Abwehrbrunnen und damit das Anziehen von Wasser des Strengbaches erklärt werden kann. Die Proben der GWM-Bündel BVV595/5951, GOI1105/GOI876 und GOI 1103/1104 haben jeweils sehr ähnliche Isotopensignaturen, was auf einen Aufstieg und eine Vermischung des tiefen mit dem flachen Grundwasser hindeutet.

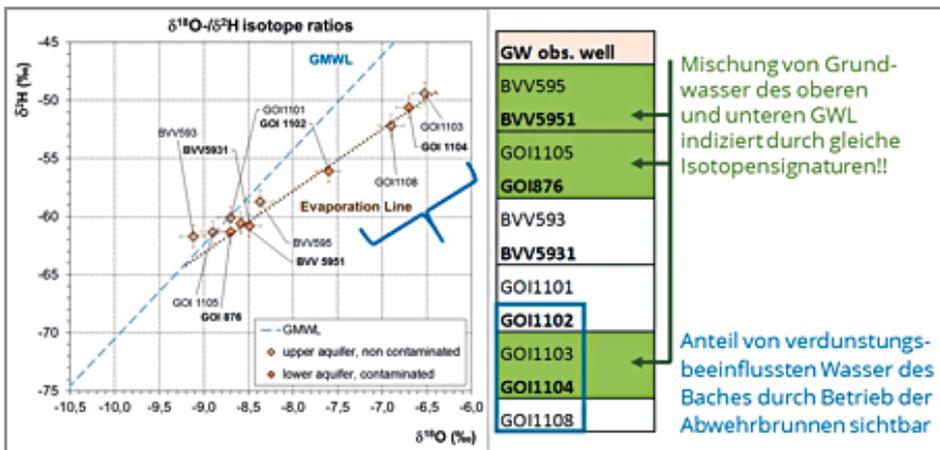


Abb. 5:  
 $\delta^{18}\text{O}$ -/ $\delta^2\text{H}$ -Isotopenverhältnisse der Grundwasserproben aus oberem und unterem Grundwasserleiter im Vergleich

**Literatur**

Clark, I. & Fritz, P. (1997): *Environmental Isotopes in Hydrogeology*. Lewis Publ. CRC Press LLC. ISBN 1-56670-249-6

Geyh, M.A. (2000): *Environmental Isotopes in the Hydrological Cycle – Principles and Applications – Volume IV Groundwater Saturated and Unsaturated Zone*, IAEA, Hannover

Mook, W.G. (2006): *Introduction to Isotope Hydrology: Stable and Radioactive Isotopes of Hydrogen, Oxygen and Carbon*. Taylor & Francis/ Balkema, ISBN 0415-39805-3

# Markierungsmethoden in der Hydrogeologie

Nico Goldscheider<sup>1</sup>

Markierungs- oder Tracerversuche gehören zu den beweiskräftigsten Methoden in der Hydrogeologie und zählen daher nicht nur in der akademischen Forschung, sondern auch für angewandte Fragestellungen zu den wichtigsten Werkzeugen [Käss, 2004; Leibundgut et al., 2009]. Im Fokus dieses Beitrags stehen künstliche Tracer, also Stoffe, die gezielt ins Grundwasser eingegeben werden, um die Wasserbewegung und den Stofftransport im Untergrund zu erkunden. Lösliche Fluoreszenztracer sind nach wie vor die wichtigsten Markierungsstoffe, aber auch Salztracer können auf kurzen Strecken eine gute Wahl sein. Für spezielle Fragestellungen sind auch Partikeltracer wie

Bakteriophagen oder fluoreszierende Mikrokügelchen interessant, z.B. um den Transport und Rückhalt von pathogenen Mikroorganismen im Grundwasser experimentell zu simulieren [Auckenthaler et al., 2002; Goeppert & Goldscheider, 2008; Harvey, 1997].

Der wichtigste Fluoreszenztracer ist Uranin, aber auch Eosin, Amidorhodamin G und Natrium-Naphthionat haben sich bewährt. Zum Nachweis dieser Tracer stehen drei prinzipielle Methoden zur Verfügung: kumulativer Nachweis in Aktivkohleadaptern, diskrete Analyse einzelner Wasserproben sowie kontinuierliche in-situ-Messung mit Feldfluorimetern.

Markierungsversuche sind eine traditionelle und bis heute unverzichtbare Methode in der Karsthydrogeologie, wo sie vielfach und erfolgreich auch auf sehr langen unterirdischen Fließstrecken von teils deutlich über 10 km eingesetzt wurden [Goldscheider et al., 2008]. Sie werden aber auch in Poren- und Kluftgrundwasserleitern, Flüssen, Seen und Gletschern verwendet, ja sogar in Thermal- und Mineralwassersystemen [Goldscheider et al., 2003; Goldscheider et al., 2007; Gremaud & Goldscheider, 2010]. Der wichtigste limitierende Faktor ist die Verweilzeit im Untergrund: Da ein Markierungsversuch nur dann sinnvoll ausgewertet werden kann, wenn der gesamte Tracerdurchgang an den relevanten Probenahmestellen erfasst wird, stößt die Methode in sehr tiefen bzw. langsamen Fließsystemen an ihre Grenzen, wo die erforderliche Dauer der Probenahme einen praktikablen Zeithorizont überschreiten würde. Durch Markierungsversuche können unterirdische Verbindungen eindeutig nachgewiesen und die Einzugsgebiete von Brunnen und Quellen abgegrenzt werden. Daher werden solche Versuche oftmals für die Ausweisung oder Überprüfung von Grundwasserschutzzonen eingesetzt, insbesondere dann, wenn im Zusammenhang mit Ausgleichszahlungen, Nutzungs-

einschränkungen oder juristischen Auseinandersetzungen beweiskräftige Aussagen gefordert sind [Goldscheider, 2009].

Durch die inverse Modellierung der Durchgangskurven können relevante Strömungs- und Transportparameter, wie Fließgeschwindigkeiten, Verweilzeiten und Dispersion, quantitativ bestimmt werden [Kreft & Zuber, 1978]. Bei gleichzeitiger Verwendung von konservativen und reaktiven Tracern können darüber hinaus auch Parameter des reaktiven Stofftransports quantifiziert werden [Toride et al., 1999]. Markierungsversuche liefern somit auch wichtige Eingangsdaten für die Prognose und die numerische Simulation des Schadstofftransports. ~

---

**Keywords:** Markierungsversuche, künstliche Tracer, Fluoreszenzfarbstoffe, Durchgangskurve, Stofftransport, Trinkwasserschutzzonen

<sup>1</sup> *Karlsruher Institut für Technologie (KIT), Institut für Angewandte Geowissenschaften, Abteilung Hydrogeologie, Kaiserstraße 12, 76131 Karlsruhe; nico.goldscheider@kit.edu*

## Literatur

Auckenthaler, A., G. Raso, and P. Huggenberger (2002), *Particle transport in a karst aquifer: natural and artificial tracer experiments with bacteria, bacteriophages and microspheres*, *Water Science and Technology*, 46(3), 131-138.

Goepfert, N., and N. Goldscheider (2008), *Solute and colloid transport in karst conduits under low- and high-flow conditions*, *Ground Water*, 46(1), 61-68.

Goldscheider, N. (2009), *Delineation of spring protection zones*, in *Groundwater Hydrology of Springs – Engineering, Theory, Management, and Sustainability*, edited by N. Kresic and Z. Stevanovic, pp. 305-338, Elsevier.

Goldscheider, N., H. Hötzl, W. Käss, and W. Ufrecht (2003), *Combined tracer tests in the karst aquifer of the artesian mineral springs of Stuttgart, Germany*, *Environmental Geology*, 43(8), 922-929.

Goldscheider, N., J. Meiman, M. Pronk, and C. Smart (2008), *Tracer tests in karst hydrogeology and speleology*, *International Journal of Speleology*, 37(1), 27-40.

Goldscheider, N., L. Haller, J. Pote, W. Wildi, and J. Zopfi (2007), *Characterizing water circulation and contaminant transport in Lake Geneva using bacteriophage tracer experiments and limnological methods*, *Environmental Science & Technology*, 41(15), 5252-5258.

Gremaud, V., and N. Goldscheider (2010), *Geometry and drainage of a retreating glacier overlying and recharging a karst aquifer, Tsanfleuron-Sanetsch, Swiss Alps*, *Acta Carsologica*, 39(2), 289-300.

Harvey, R. W. (1997), *Microorganisms as tracers in groundwater injection and recovery experiments: a review*, *Fems Microbiology Reviews*, 20(3-4), 461-472.

Käss, W. (2004), *Geohydrologische Markierungstechnik*, 557 pp., Gebr. Bornträger, Berlin, Stuttgart.

Kreft, A., and A. Zuber (1978), *Physical meaning of dispersion equation and its solution for different initial and boundary conditions*, *Chemical Engineering Science*, 33(11), 1471-1480.

Leibundgut, C., P. Maloszewski, and C. Külls (2009), *Tracers in Hydrology* 432 pp., Wiley.

Toride, N., F. J. Leij, and M. T. van Genuchten (1999), *The CXTFIT code for estimating transport parameters from laboratory or field tracer experiments* Rep. Research Report No. 137, US Salinity Laboratory, USDA, ARS, Riverside, CA.

# Entwicklung und Anwendung von molekularbiologischen Monitoring-Methoden zum Nachweis der aktiven Denitrifikation

Charlotte Schäfer<sup>1</sup>, Andreas Tiehm<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Aufgrund von hohen Stickstoffüberschüssen aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung steigt die Belastung des Grundwassers mit Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) weiterhin an. In der ungesättigten Bodenzone wie auch im Grundwasserleiter vorkommende biologische Nitratabbauprozesse wie die Denitrifikation ermöglichen jedoch die Verringerung der Nitratbelastung. Im Rahmen des Projektes „GroundCare“ wurden diese Stickstoff-Umsetzungsaktivitäten mittels PCR-Nachweisen der funktionellen Gene im Grundwasser molekularbiologisch analysiert und die Abbauprodukte der Bakterien erfasst.

Zur Etablierung der Methode wurden denitrifizierende Kulturen aus kontaminierten Umweltproben isoliert, im Labor angezüchtet und die Umwandlung von Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) und Nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) ionenchromatographisch gemessen. Um den Prozess

der Denitrifikation auch molekularbiologisch nachverfolgen zu können, wurde neben der gDNA auch die mRNA der funktionellen Gene extrahiert und mittels quantitativer PCR (qPCR) analysiert. Besonderes Interesse galt dabei zunächst dem Transkriptionslevel der Nitratreduktase (*narG*) – dem Enzym, welches die Umwandlung vom Nitrat zum Nitrit kodiert.

Die Ergebnisse des Wachstumsversuchs haben gezeigt, dass der Nitrat-Abbau mit dem Transkriptionslevel der Nitratreduktase (*narG*) korreliert. Weiterhin konnten die Methoden erfolgreich an Grundwasserproben angewendet werden. Somit kann eine aktive Abbauleistung von Stickstoffkomponenten mittels mRNA-Analytik erfasst werden, was die Möglichkeit dieser Methode als Standortspezifisches Monitoringverfahren darstellt. Jedoch weist diese Methode auch Grenzen hinsichtlich der Erfassung der Gesamtheit aller Denitrifikanten sowie der Nachweisgrenze der funktionellen Gene im Grundwasser auf.

## Einleitung

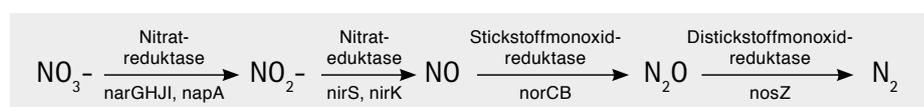
### Nitratproblematik im Grundwasser

Aufgrund hoher Stickstoffüberschüsse aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung treten deutschlandweit hohe Nitratbelastungen im Grundwasser auf (Schlesinger et al., 2006). Dies führt dazu, dass der Grenzwert von 50 mg/L Nitrat, der in der europäischen Qualitätsnorm sowie in der deutschen Trinkwasserverordnung (TrinkwV) festgesetzt wurde, vielerorts überschritten wird. Ohne die in der ungesättigten Bodenzone, wie auch im Grundwasserleiter vorkommenden biologischen Nitratabbauprozesse wären die Nitratkonzentrationen vielerorts noch um ein Vielfaches höher (Bergmann et al., 2013).

Werden dem Boden Stickstoffverbindungen in Form von anorganischem oder organischem Dünger zugeführt, werden im Durchschnitt nur 50 % von den Pflanzen in ihre Biomasse eingebaut (Bergmann et al., 2015). Der überschüssige Anteil des organischen Düngers wird

zunächst mineralisiert. Das freigesetzte Ammonium wird anschließend von Bakterien über den Prozess der Nitrifikation weiter zu Nitrat oxidiert.

Die Denitrifikation trägt dann zur Verringerung der Umweltbelastung bei, indem das Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) über Nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) zu den gasförmigen Komponenten Stickstoffmonoxid (NO), Distickstoffmonoxid ( $\text{N}_2\text{O}$ ) und Stickstoffgas ( $\text{N}_2$ ) reduziert wird. Der Prozess der Denitrifikation wird dabei von den vier Enzymen Nitratreduktase (*NarGHJI*), Nitritreduktase (*NirK*, *NirS*), Stickstoffmonoxidreduktase (*NorCB*) sowie Distickstoffmonoxidreduktase (*NosZ*) katalysiert, die von den entsprechenden funktionellen Genen codiert werden (Knowles, 1982; Zumft, 1997):



**Keywords:** Denitrifikation, mRNA, Grundwasser

<sup>1</sup> DVGW-Technologiezentrum Wasser, Abteilung Mikrobiologie und Molekularbiologie, Karlsruher Straße 84, 76139 Karlsruhe; charlotte.schaefer@tzw.de

So kommt es zu einer Rückführung in den atmosphärischen Stickstoffkreislauf und zu einer regionalen Verringerung der Nitratbelastung.

Voraussetzung für denitrifizierende Prozesse sind anaerobe Verhältnisse und geeignete Reduktionsmittel (Elektronendonatoren), die als Substrat für Wachstum und Energiestoffwechsel der beteiligten Bakterien dienen. Dabei wird das Denitrifikations-Potential in Böden und Grundwasser von vielen Faktoren (z.B. Elektronendonatoren, pH-Wert, Temperatur, Redoxbedingungen) beeinflusst (Golterman, 2004). Für das Prozessverständnis und ein angepasstes Monitoring ist es von großem Interesse, diese Stickstoffumwandlungsprozesse in Grundwasserleitern spezifisch bestimmen zu können (Seitzinger, 2008).

Eine Methode ist der molekularbiologische Nachweis der funktionellen Gene mittels quantitativer Polymerase-Kettenreaktion (qPCR), der aktuell am Technologiezentrum (DVGW-TZW) in Karlsruhe weiterentwickelt wird. Dabei werden die ablaufenden Prozesse auf der Ebene der genomischen DNA (gDNA) wie auch auf der Ebene der messenger RNA (mRNA) analysiert (Abbildung 1). Der Vorteil der gDNA-Analyse besteht darin, dass Bakterien und Gene nachgewiesen werden, wohingegen der Nachweis der mRNA zusätzlich einen Hinweis für die Aktivität des jeweiligen Prozesses liefert (Kranzioch et al., 2013; Kranzioch et al., 2015; Philippot and Hallin, 2005). Grund dafür ist, dass DNA nur bei aktiven Bakterien in mRNA transkribiert wird und zur Expression von Enzymen führt. Somit kann mit der DNA-Analyse das grundsätzlich vorhandene Potential, ob ein Prozess ablaufen kann, analysiert werden – wohingegen mit der mRNA-Analytik tatsächlich ablaufende Prozesse analysiert werden können.

Im Rahmen der Projekte „GroundCare“ sowie „GroundCare 2.0“ wird das biologische Abbaupotential molekularbiologisch analysiert und die Umsetzungsaktivitäten der Stickstoffkomponenten in verschiedenen Grundwässern als Ökosystemleistung erfasst.

## 1. Material und Methoden

### Abbauversuche mit einer denitrifizierenden *Pseudomonas veronii* Reinkultur

Zur Etablierung der Primersysteme wurde zunächst eine denitrifizierende *Pseudomonas veronii* Reinkultur aus kontaminierten Umweltproben isoliert und deren Wachstum sowie Abbaupotential in Batchversuchen analysiert.

Ionenchromatographische Analysen dienen dazu, die Konzentration von Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) und Nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) im Verlauf der Denitrifikation zu messen. Um diesen Prozess auch molekularbiologisch nachverfolgen zu können, wurde neben der gDNA auch die mRNA extrahiert, wobei die mRNA zunächst mittels der Reversen Transkription in komplementäre DNA (engl.: complementary DNA, cDNA) umgewandelt werden muss. Die funktionellen Gene wurden weiterhin mittels quantitativer Polymerase-Kettenreaktion (qPCR) analysiert. Bei dieser Methode werden gezielt DNA-Abschnitte, die von zwei bekannten DNA-Sequenzen flankiert werden, vervielfältigt, wozu zwei Oligonukleotide, sogenannte Primer, benötigt werden. Diese binden gegenläufig an den komplementären DNA-Strang mit bekannter Sequenz. In dem Folgenden zyklischen Verfahren wird in jeder Runde die Anzahl der DNA-Kopien verdoppelt. Dabei geschieht die Quantifizierung mittels Fluoreszenz-Messungen am Ende bzw. während eines PCR-Zyklus, was durch die proportionale Zunahme der Fluoreszenz mit der Menge der PCR-Produkte er-

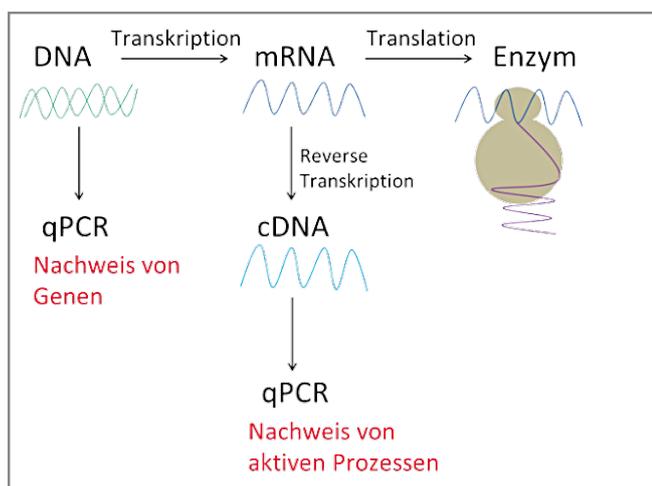


Abb. 1: Die qPCR-Analyse der DNA dient dem Nachweis von Genen und Bakterien, wohingegen die qPCR-Analyse der mRNA mittels cDNA aktive Prozesse nachweist.

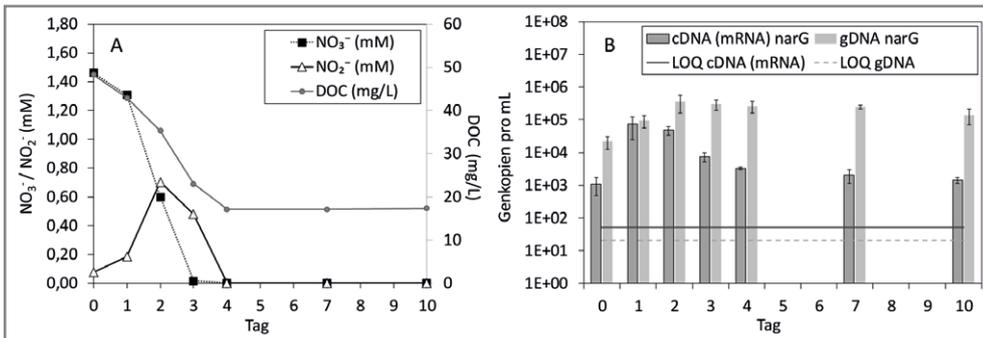


Abb. 2: Analytische (A) sowie molekularbiologische (B) Ergebnisse des Versuchs mit einer denitrifizierenden *Pseudomonas veronii* Reinkultur.

möglichst wird. Dazu werden Fluoreszenzfarbstoffe genutzt, die sich in die DNA einlagern bzw. an sie binden, wodurch die Fluoreszenz dieser Farbstoffe ansteigt. Die Quantifizierung erfolgt final durch den Abgleich der Proben mit einer Standardkurve bekannter Kopienzahl des zu analysierenden Zielgens. Dazu wurden Standards etabliert, die die quantitative Analyse der funktionellen Gene ermöglichen.

Im nächsten Schritt wurden die etablierten Methoden mit Umweltproben, die eine niedrigere Nachweisgrenze erfordern, getestet und die Abbauleistung bei verschiedenen Feldstandorten evaluiert. Diese Studie zielt darauf hinaus, aktive Denitrifikation im Feld nachzuweisen und damit die natürliche Abbauleistung von Stickstoffkomponenten erfassen zu können.

## Ergebnisse und Diskussion

Abbildung 2 zeigt die analytischen sowie molekularbiologischen Ergebnisse des Versuchs mit einer denitrifizierenden *Pseudomonas veronii* Reinkultur. Besonderes Interesse galt dem Transkriptionslevel der Nitratreduktase (narG) – dem Gen, welches die Umwandlung vom Nitrat zum Nitrit codiert.

Die Ergebnisse des Wachstumsversuchs zeigen, dass die Umwandlung vom Nitrat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) zum Nitrit (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) (A) mit einem Transkriptionsmaximum der Nitratreduktase (B) einhergeht, wohingegen der Anstieg der genomischen DNA das Wachstum der Bakterien widerspiegelt. Die Korrelation des Nitrat-Abbaus (NO<sub>3</sub><sup>-</sup> → NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) mit dem Transkriptionslevel der Nitratreduktase (narG) weist somit darauf hin, dass mittels mRNA-Analytik eine aktive Abbauleistung erfasst werden kann.

Untersuchungen mit Grundwasserproben von Standorten innerhalb Deutschlands zeigen, dass vielerorts die gDNA und somit das Denitrifikationspotential vorhanden ist. Abbildung 3 zeigt dazu beispielhaft die Ergebnisse der gDNA-Analytik der Nitratreduktase (narG) sowie der Distickstoffmonoxidreduktase (nosZ) an einem Altlastenstandort in Karlsruhe, mit einer Schadstofffahne aus freigesetzten Substanzen von v.a. Teeröleinlagerungen.

Die Ergebnisse zeigen, dass an diesem Standort ein weitreichendes Potential für die Nitratreduktion wie auch für die Distickstoffmonoxidreduktion im Bereich der Schadstofffahne

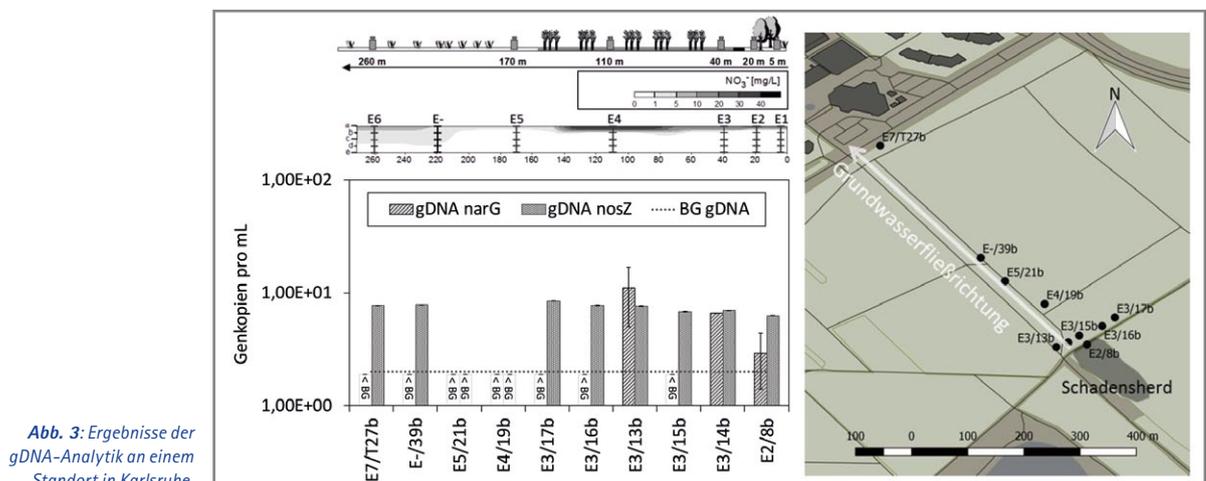


Abb. 3: Ergebnisse der gDNA-Analytik an einem Standort in Karlsruhe.

und im Bereich des angrenzenden Ackers vorliegt. In weiteren Analysen werden noch die Transkriptionslevel verschiedener Standortproben ausgewertet.

## Schlussfolgerungen

Molekularbiologische Analysen der funktionellen Gene von Stickstoffumsetzungsprozessen sind geeignete Methoden, um aktive Abbauleistungen kultivierungsunabhängig zu erfassen und bieten somit eine schnelle, standortspezifische Monitoringmethode. Jedoch weist diese Methode auch Grenzen hinsichtlich der Erfassung der Gesamtheit aller Denitrifikanten sowie der Nachweisgrenze der funktionellen Gene im Grundwasser auf.

## Danksagung

Diese Studie wurde im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes GroundCare (BMBF Förderkennzeichen FKZ033W037B) im Rahmen von NaWaM – Nachhaltiges Wassermanagement und ReWaM – Regionales Wasserressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland – gefördert. Wir danken den KollegInnen im Verbundvorhaben GroundCare für die gute Zusammenarbeit (<https://bmbf.nawam-rewam.de/projekt/groundcare/>).

## Literatur

Bergmann A, Cremer N, Hannappel S, Isermann K, Kunkel R, Leson M et al. Stickstoffumsatz im Grundwasser. 2015th ed. Hennef: DWA, Dt. Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.; 2015.

Bergmann A, van Straaten L, van Berk W, Dietrich P, Franko U, Kiefer J. Konsequenzen nachlassenden Nitratabbauvermögens in Grundwasserleitern. Abschlussbericht; 2013.

Golterman HL. *The Chemistry of Phosphate and Nitrogen Compounds in Sediments*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers; 2004.

Knowles R. Denitrification. *Microbiological reviews* 1982;46(1):43–70.

Kranzioch I, Ganz S, Tiehm A. Chloroethene degradation and expression of Dehalococoides dehalogenase genes in cultures originating from Yangtze sediments. *Environmental science and pollution research international* 2015;22(4):3138–48.

Kranzioch I, Stoll C, Holbach A, Chen H, Wang L, Zheng B et al. Dechlorination and organohalide-respiring bacteria dynamics in sediment samples of the Yangtze Three Gorges Reservoir. *Environmental science and pollution research international* 2013;20(10):7046–56.

Philippot L, Hallin S. Finding the missing link between diversity and activity using denitrifying bacteria as a model functional community. *Current Opinion in Microbiology* 2005;8(3):234–9.

Schlesinger WH, Reckhow KH, Bernhardt ES. Global change: The nitrogen cycle and rivers. *Water Resour. Res.* 2006;42(3):758.

Seitzinger S. Nitrogen cycle: out of reach. *Nature* 2008;452(7184):162–3.

Zumft WG. Cell biology and molecular basis of denitrification. *Microbiology and molecular biology reviews* MMBR 1997;61(4):533–616.

# Microbial Source Tracking – Molekularbiologische Identifizierung fäkaler Eintragsquellen

Claudia Stange<sup>1</sup>, Andreas Tiehm<sup>1</sup>

## Zusammenfassung

Die Wasserqualität von Seen, Flüssen, Grundwässern und anderen Wasserkörpern kann durch fäkale Kontaminationen beeinträchtigt sein. Die derzeit zur Qualitätskontrolle angewendeten mikrobiologischen Methoden sind geeignet, eine Beeinträchtigung durch Fäkaleinträge nachzuweisen. Sie können jedoch keinen Aufschluß über die Herkunft der Kontamination geben. Die Implementierung von effizienten und kostengünstigen Maßnahmen zur Verbesserung der mikrobiologischen Wasserqualität und zur Reduzierung gesundheitlicher Risiken fordert die möglichst exakte Bestimmung der Herkunft und des Ausmaßes fäkaler Verunreinigungen. Je mehr Informationen über das Einzugsgebiet sowie die fäkalen Verunreinigungen vorliegen, um so gezielter können administrative oder technische Maßnahmen ergriffen oder der Verzicht auf Maßnahmen begründet werden.

Zum Zwecke des Microbial Source Tracking (MST) werden molekularbiologische Untersuchungsmethoden angewendet, die auf dem Nachweis von wirtsspezifischen genetischen Markern beruhen. Dabei werden Umweltproben auf definierte bakterielle DNA-Abschnitte von Bakterien der Gattung *Bacteroides* untersucht, die speziell nur aus menschlichem oder tierischem Kot stammen. Bei Bakterien der Gattung *Bacteroides* handelt es sich um die dominierende Spezies in der Bakterienflora des Intestinaltraktes von Warmblütern.

Im Rahmen von Forschungsprojekten wurde am Technologiezentrum Wasser molekularbiologische Methode zum Nachweis und zur Identifizierung von fäkalen Kontaminationen etabliert. Die Ergebnisse dieses Vorhabens belegen das Potential der neuen molekularbiologischen Methoden.

## Einleitung

Bei der Wasserqualität wird in mikrobiologische sowie chemische Parameter unterschieden. Die mikrobiologischen Analysen umfassen kulturfähige Erreger wie Bakterien, Viren und Protozoen, aber auch neue Parameter wie kritische Gene (z.B. Antibiotika-Resistenzgene). Die Qualität von Rohwasser, welches für die Trinkwassergewinnung genutzt wird, sollte weitestgehend bereits Trinkwasserbeschaffenheit haben. Laut EU-Wasserrichtlinie ist Rohwasser, bei dem eine mikrobielle Belastung nicht sicher ausgeschlossen werden kann, entsprechend aufzubereiten. Falls erforderlich, muss die Aufbereitung eine Desinfektion umfassen.

Der Schutz der Wassereinzugsgebiete ist eine wesentliche Voraussetzung für eine sichere und qualitativ hochwertige Trinkwasserversorgung (Water Safety Plan). Je geringer die genutzten Gewässer belastet sind, desto sicherer ist der Betrieb der Anlagen zur Gewinnung und Aufbereitung. Aus diesem Grund

ist es wichtig, die mikrobielle Belastung des Rohwassers zu erfassen.

Die derzeitige Überwachung der mikrobiologischen Wasserqualität beruht auf dem Nachweis von Indikatorbakterien. Fäkalindikatorbakterien werden von Menschen und warmblütigen Tieren in hohen Konzentrationen ausgeschieden (Kavka & Poetsch, 2002) und überleben in aquatischen Systemen, abhängig von den Umweltbedingungen, eine bestimmte Zeit (Tage bis Monate). Als sehr verlässliche Indikatoren für fäkale Verunreinigungen im Rohwasser haben sich insbesondere *Escherichia coli* und Enterokokken bewährt.

Die Implementierung von effizienten und kostengünstigen Maßnahmen zur Verbesserung der mikrobiologischen Wasserqualität erfordert die Bestimmung der Herkunft und des Ausmaßes fäkaler Verunreinigungen. Je mehr Informationen

**Keywords:** Microbial Source Tracking, fäkale Eintragsquellen, PCR-Nachweis

<sup>1</sup> Technologiezentrum Wasser, Abteilung Mikrobiologie und Molekularbiologie, Karlsruher Str. 84, 76139 Karlsruhe, Claudia.Stange@tzw.de / Andreas.Tiehm@tzw.de

über das Einzugsgebiet sowie die fäkalen Verunreinigungen vorliegen, um so gezielter können administrative oder technische Maßnahmen ergriffen oder der Verzicht auf Maßnahmen begründet werden. Ziel muss es hierbei sein, die technischen Maßnahmen zur Aufbereitung maßvoll zu halten.

Die Erfassung von Indikatorbakterien ermöglicht den Nachweis von Beeinträchtigungen der Wasserqualität durch Fäkalieinträge, gibt jedoch keinen Aufschluss über die Herkunft der Kontamination. Neue vorwiegend molekularbiologische Methoden haben das Potential, die Herkunft von Fäkalieinträgen möglichen Quellen zuzuordnen. Vielversprechende genetische Marker für MST-Anwendungen sind u.a. wirtsspezifische Bacteroides 16S rRNA-Genabschnitte (z.B. Seurinck et al., 2005 und Reischer et al., 2007) oder Bereiche der eukaryotischen mitochondrialen DNA (mtDNA) (z.B. Kortbaoui et al., 2009 und Schill & Mathes, 2008).

## Material und Methoden

Die Untersuchung von Wasserproben läuft nach folgendem Schema ab: Ein Teil des Volumens wird für den kulturellen Nachweis von *Escherichia coli* und Enterokokken eingesetzt. Parallel wird ein zweiter Teil der Probe über Membranfiltration angereichert. Der Filter mit der Biomasse wird in die DNA-Extraktion eingesetzt. Anschließend wird die Qualität der extrahierten DNA mit Hilfe einer PCR, die sich gegen 16S rDNA-Sequenzen aller Bakterien richten, überprüft. Anschließend werden die weiteren PCR-Untersuchungen durchgeführt (Stange & Tiehm, 2014).

Insgesamt kann am TZW das Vorkommen folgender Parameter erfasst werden:

- Bacteroides-Sequenzen spezifisch für fäkale Einträge durch Mensch, Wiederkäuer, Schwein und Hund
- mtDNA-Sequenzen spezifisch für fäkale Einträge durch Mensch, Rind, Schwein, Pferd, Huhn, Schaf und Hund.

Zusätzlich werden auch unspezifische Bacteroides- und mtDNA-Sequenzen nachgewiesen. Dies ermöglicht eine Erfassung der Gesamtkontamination.

## Ergebnisse und Diskussion

Nach der erfolgreichen Etablierung der MST-Verfahren wurden diese unter Anderem zur Untersuchungen einer Karstquelle sowie städtisch geprägten Einzugsgebieten eingesetzt.

Die Landnutzung des Einzugsgebietes der Karstquelle ist vor allem durch Wald- und Grasflächen (55 und 27 %) charakterisiert. Die Gesamteinwohnerzahl im Einzugsgebiet beträgt etwa

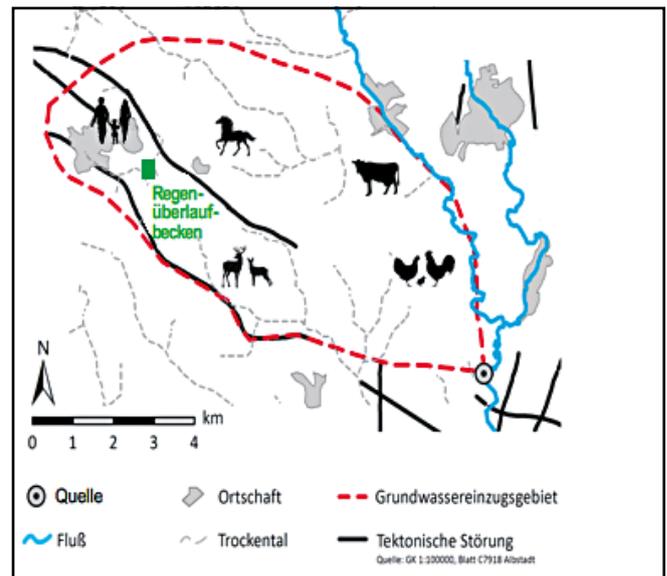


Abb. 1: Einzugsgebiet der Karstquelle

4.000. Das anfallende Abwasser sowie Regenwasser werden über eine Mischkanalisation geleitet. Für starke Regenereignisse existieren Rückhaltebecken. Die großen Grasflächen werden zur Haltung von Milchvieh benutzt. Eine besondere Stellung kommt der Geflügelhaltung zu. Im Einzugsgebiet befindet sich eine große Anlage für Legehennen mit über 40.000 Tieren. Außerdem sind einige größere Pferdehöfe im Einzugsgebiet lokalisiert. In den Wäldern sind vor allem Damhirsche anzutreffen. Im Vorfeld durchgeführte Untersuchungen belegen eine schnelle hydraulische Reaktion des Grundwassers auf Abflüsse und auf Änderungen des hydraulischen Systems. Fäkalen Verunreinigungen des Rohwassers werden häufig beobachtet. Vor diesem Hintergrund sollte eine auf experimentellen Daten basierende Identifizierung der Kontaminationsquellen durchgeführt werden. Ziel der Untersuchungen war es zu klären, ob die im Einzugsgebiet betriebene Tierhaltung (Huhn, Pferd, Rind) oder Einträge durch häusliches Abwasser über Leckagen im Kanalsystem sowie das Überlaufen von Regenrückhaltebecken die Rohwasserqualität dominieren.

Die Ergebnisse der molekularbiologischen Untersuchungen belegten, dass ein Regenüberlaufbecken mit Anschluss an die Mischkanalisation der Haupteintragspfad für fäkale Kontaminationen ist. Ein Geflügelhof und Pferdehöfe waren von untergeordneter Bedeutung. Nach Erweiterung des Regenüberlaufbeckens gingen die mikrobiologischen Belastungen im Quellwasser zurück.

Zusätzlich wurden auch städtisch geprägte Einzugsgebiete mittels MST untersucht. Bei diesen Einzugsgebieten hat sich gezeigt, dass Hundefäkalien einen negativen Einfluss auf die

Wasserqualität haben. Auch menschliche Fäkalien (d.h. Abwasser) konnten als Kontaminationsquelle nachgewiesen werden. Bei diesen Einzugsgebieten sind die Kontaminationen nicht nur durch eine einzelne Eintragsquelle verursacht. Das Spektrum der eingesetzten Nachweissysteme lieferte wichtige Hinweise auf einen Großteil der Verursacher.

## Schlussfolgerungen

Die Implementierung von effizienten und kostengünstigen Maßnahmen zur Verbesserung der mikrobiologischen Wasserqualität und zur Reduzierung gesundheitlicher Risiken fordert die möglichst exakte Bestimmung der Herkunft und des Ausmaßes fäkaler Verunreinigungen.

Es hat sich gezeigt, dass die neuen molekularbiologischen Methoden ein hohes praktisches Potential haben, da detaillierte Informationen über die fäkalen Verunreinigungsquellen für Managementstrategien und gezielte Gegenmaßnahmen von entscheidender Bedeutung sind. Auf der Grundlage der vertieften Kenntnisse über das Einzugsgebiet konnten Empfehlungen für einen verbesserten Ressourcenschutz gegeben werden.

## Danksagung

Wir danken dem Bundesministerium für Bildung und Forschung und dem deutschen Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW) für die finanzielle Förderung ((Fördermaßnahme "Nachhaltiges Wassermanagement – Risikomanagement von neuen Schadstoffen und Krankheitserregern im Wasserkreislauf" (NaWaM-RiSKWa), Projekt AGRO, Förderkennzeichen 02WRS1277C / Projekt MicSource, Förderkennzeichen W7/02/14).

## Literatur

Kavka, G. E. & Poetsch, E. (2002): *Microbiology. Technical Report of the International Commission for the Protection of the Danube River, ICPDR*, pp. 138–150.

Kortbaoui, R., Locas, A., Imbeau, M., Payment, P. & Villemur, R. (2009): *Universal mitochondrial PCR combined with species-specific dot-blot assay as a source-tracking method of human, bovine, chicken, ovine, and porcine in fecal-contaminated surface water. Water Research* 43: 2002–2010.

Reischer, G. H., Kasper, D. C., Steinborn, R., Farnleitner, A. H. & Mach, R. L. (2007): *A quantitative real-time PCR assay for the highly sensitive and specific detection of human faecal influence in spring water from a large alpine catchment area. Letters in Applied Microbiology* 44: 351–356.

Schill, W. B. & Mathes, M. V. (2008): *Real-time PCR detection and quantification of nine potential sources of fecal contamination by analysis of mitochondrial cytochrome b targets. Environmental Science and Technology* 42: 5229–5234

Seurinck, S., Defoirdt, T., Verstraete, W. & Siciliano, S. D. (2005): *Detection and quantification of the human-specific HF183 Bacteroides 16S rRNA genetic marker with real-time PCR for assessment of human faecal pollution in freshwater. Environmental Microbiology* 7: 249–259.

Stange, C. & Tiehm, T. (2014). *Molekularbiologische Identifizierung fäkaler Eintragsquellen in einem Karsteinzugsgebiet. Veröffentlichungen aus dem DVGW-Technologiezentrum Wasser, Band 65: Neue Methoden und Verfahren für die Wasserversorgung, ISSN: 1434-5765.*



# Thermische Bewertung des Grundwassers

Cornelia Spengler<sup>1</sup>, Hans Jürgen Hahn<sup>2</sup>

## Zusammenfassung

Temperaturerhöhungen durch die Klimaerwärmung oder anthropogene Wärmeeinträge, wie flache Geothermie, sind eine der größten Bedrohungen für die Lebensgemeinschaften in Grundwasserökosystemen und können letztlich auch zu einer Gefahr für die Grundwasserqualität im Rohwasser und im Trinkwasserversorgungsnetz werden. Mit der steigenden Nachfrage nach regenerativen Energiequellen im Zuge der Energiewende wird verstärkt auf die Nutzung oberflächennaher Geothermie gesetzt. Werden geothermische Anlagen zu Kühlzwecken betrieben oder wird Grundwasser als Aquifer-Wärmespeicher genutzt, führt dies zu einem Eintrag von Wärme ins Grundwasser und somit zu Temperaturerhöhungen in einem Lebensraum, der durch thermische Stabilität charakterisiert ist. Der Großteil der im Grundwasser lebenden Fauna, die zusammen mit Mikroorganismen an der Reinigung von Grundwasser beteiligt ist, hat

sich im Laufe ihrer Evolution an die speziellen Lebensbedingungen und die vergleichsweise kühlen Temperaturen angepasst. Eine wirklich nachhaltige, das heißt ökologisch verträgliche Nutzung, setzt jedoch voraus, dass negative Auswirkungen auf die Grundwasserlebensgemeinschaften ausgeschlossen sind und die Funktionalität der Grundwasserökosysteme gewahrt wird. Diese Aspekte werden in der deutschen Gesetzgebung und in den Leitfäden zur oberflächennahen Geothermie bisher kaum berücksichtigt. Für ein nachhaltiges, ökologisch begründetes Grundwassermanagement werden regionale thermische Wärmelastpläne benötigt. Die fachlichen Grundlagen dafür sind verfügbar, müssen jedoch noch angepasst werden. Für die Umsetzung sind dabei zwei Aspekte zentral:

1. die Definition regionaler, ökologisch begründeter Temperaturschwellenwerte für naturnahe Grundwasservorkommen und
2. die Entwicklung eines grundwasserökologischen Bewertungsverfahrens für die thermische Situation im Grundwasser.

## Einleitung

Das Grundwasser ist eine unserer wichtigsten Ressourcen für sauberes Trinkwasser und zugleich der größte und älteste Lebensraum auf dem europäischen Festland. Den wenigsten Menschen ist bewusst, dass dieser Lebensraum eine Vielzahl kaum erforschter Tiere beherbergt (s. Abbildung 1), die zusammen mit Mikroorganismen gewährleisten, dass das Wasser aus unseren Leitungen sauber und genießbar ist (Avramov et al. 2010; Boulton et al. 2008; Danielopol 1989; Griebler & Avramov 2015; Hahn & Friedrich 1999; Preuß & Schminke 2004; Tomlinson & Boulton 2008).

Grundwasserökosysteme sind im Rahmen der Energiewende zunehmend durch anthropogene Wärmeeinträge, z.B. durch oberflächennahe Geothermie oder Wärmespeicherung im Untergrund, bedroht. Da Grundwasserlebensräume wesentlich durch thermische Stabilität und konstante Lebensbedingun-



**Abb. 1:** Der Höhlenflohkrebs (*Niphargus laisi*) ist an kühlen Temperaturen angepasst. Das Tier ist ca. 1 cm lang und wie alle echten Grundwasserarten, blind und farblos (Bildquelle: Karsten Grabow).

**Keywords:** Grundwasserfauna, Wärmeeinträge, oberflächennahe Geothermie, thermische Bewertung, Trinkwasserversorgung

<sup>1</sup> Institut für Grundwasserökologie IGÖ GmbH, Fortstr. 7, 76829 Landau, spengler@groundwaterecology.de

<sup>2</sup> Institut für Grundwasserökologie IGÖ GmbH, Fortstr. 7, 76829 Landau, hjhahn@groundwaterecology.de

gen charakterisiert sind und sich die außergewöhnlichen Lebensgemeinschaften über Jahrtausende an diese Bedingungen angepasst haben (Berkhoff et al. 2015; Gibert & Deharveng 2002; Giere 2009; Griebler 2003; Marxsen 2010), ist die Vulnerabilität in diesem Ökosystem besonders hoch. Die Temperatur ist daher, neben der Verfügbarkeit von Nahrung einer der wichtigsten Faktoren für die Grundwasserfauna (Spengler 2017; Spengler & Hahn 2018). Temperaturerhöhungen wirken sich auf viele echte Grundwasserarten, sog. Stygobionte, negativ aus (Avramov et al. 2013; Colson-Proch et al. 2010; Mermilod-Blondin et al. 2013) und führen zu einer Veränderung der faunistischen Grundwasserlebensgemeinschaften (Briemann et al. 2009; Briemann et al. 2011; Griebler et al. 2015; Spengler 2017). Auch in der Trinkwasserversorgung führen Temperaturerhöhungen zu Veränderungen in der Besiedlung. Allerdings zeigen sich hier andere Auswirkungen: Im Rohwasser und den Versorgungsnetzen dominieren, im Gegensatz zu natürlichen Grundwasserökosystemen, in der Regel Oberflächenarten, die auch im Grundwasser leben können, sog. Stygophile. Bisher nicht veröffentlichte Untersuchungen der IGÖ GmbH zeigen, dass höhere Temperaturen zu auffälligen Tierbefunden durch eine stärkere Vermehrung von Stygophilen im Versorgungsnetz und Rohwasser führen können. Neben Veränderungen in der Besiedlung mit Oberflächenarten führen Temperaturerhöhungen auch zu einer Änderung der Wassereigenschaften, wie z. B. die Verringerung des Sauerstoffgehalts und des pH-Werts bei gleichzeitigem Anstieg der Gehalte von Kohlensäure, Mangan und organischem Kohlenstoff (Riedel 2019). Temperaturerhöhungen stellen folglich auch Trinkwasserversorgungsunternehmen vor neue Herausforderungen.

Obwohl Wärmeeinträge in der EG-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) als Verschmutzung definiert sind (EG-WRRL 2000, Art. 2, Abs. 33), wird dieser Aspekt in der deutschen Rechtsgebung im Umgang mit Grundwasser nicht berücksichtigt. Auch die aktuellen Leitfäden im Hinblick auf oberflächennahe Geothermie vernachlässigen die Grundwasserlebensgemeinschaften und entbehren bisher jeglicher ökologischen Grundlage (Griebler et al. 2015; Hähnlein et al. 2011). Für ein nachhaltiges, ökologisch begründetes Grundwassermanagement sollten daher regionale thermische Wärmelastpläne, ähnlich wie sie bereits für Fließgewässer existieren, entwickelt werden. Zum Schutze von Grundwasserökosystemen und der Qualität von Grundwasser als lebensnotwendige Ressource sind daher folgende Punkte notwendig:

1. die Definition regionaler, ökologisch begründeter Temperaturschwellenwerte für naturnahe Grundwasservorkommen und
2. die Entwicklung eines grundwasserökologischen Bewertungsverfahrens für thermische Belastungen im Grund-

wasser. Hierbei sollten ähnlich wie für die Beurteilung der Saprobie in Fließgewässern, Indikatorarten berücksichtigt werden, die durch ihre An- bzw. Abwesenheit Wärmebelastungen aufzeigen.

Eine Untersuchung über die Auswirkungen von Wärmeeinträgen auf die Krebstiergemeinschaften im Grundwasser im Oberrheingraben zeigt exemplarisch, dass die fachlichen Grundlagen für ein nachhaltiges Management verfügbar sind.

## Material und Methoden

Um die Folgen, sowohl für anthropogene Wärmeeinträge als auch für die prognostizierte Klimaerwärmung abschätzen zu können, wurde eine grundwasserfaunistische Studie im Oberrheingraben durchgeführt. Der Oberrheingraben ist klimatisch betrachtet eine der wärmsten Regionen in Deutschland. Die Grundwassertemperatur beträgt hier durchschnittlich ca. 12 °C. In der Untersuchung wurden anthropogen erwärmte und normal temperierte Grundwasserstandorte in drei Untersuchungsgebieten (Karlsruhe, Freiburg und Neuenburg, s. Abbildung 2) faunistisch untersucht. Insgesamt wurden 70 Grundwassermessstellen über einen Zeitraum von einem Jahr (2011 bis 2012) sechsmal beprobt. Der Fokus lag hierbei auf den Krebstieren (Crustacea), die weltweit die dominante Tiergruppe im Grundwasser darstellt.

Zur Aufdeckung von Veränderungen der Tiergemeinschaften entlang von Gradienten wurde das von Baker & King (2010) entwickelte R-Paket TITAN (Threshold Indicator Taxa Analysis) verwendet. TITAN ist ein relativ neues Verfahren und bietet die Möglichkeit, Schwellenwerte für Gemeinschaften und Umschlagspunkte für einzelne Arten zu identifizieren.

## Ergebnisse und Diskussion

### Ein ökologisch begründeter, thermischer Schwellenwert für den Oberrheingraben

Die Grundwasserlebensgemeinschaften im Oberrheingraben (ORG) erwiesen sich als überwiegend kaltstenotherm und sind somit auf kühle Temperaturen angewiesen. TITAN identifiziert einen Temperaturschwellenwert, der bei 12,4 °C liegt (s. Abbildung 3). Die Stelle der Graphik, an der die durchgezogene blaue Linie besonders steil verläuft, markiert den thermischen Schwellenwert für die Grundwassergemeinschaften am Oberrhein. Oberhalb des regionalen Schwellenwertes, also bei Temperaturen über 12,4 °C, verändert sich die Zusammensetzung der Gemeinschaften und wärmetolerante Arten dominieren (s. Abbildung 4 und tab. 1) (Spengler 2017; Spengler & Hahn 2018). Der durch TITAN identifizierte Schwellenwert liegt nur knapp über der durchschnittlichen Temperatur im Oberrheingraben. Die Grundwassergemeinschaften reagieren folglich schon auf geringe Temperaturerhöhungen.

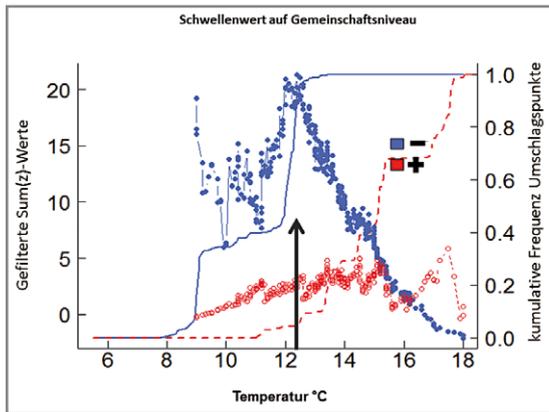


Abb. 3: Ergebnisse (TITAN) für die Identifikation von ökologisch begründeten Temperaturschwellenwerten der Grundwassergemeinschaften im ORG. Es gibt sensitive Indikatorarten, die negativ (blau) reagieren und eine Art, die in der Lage ist, erhöhte Temperaturen zu tolerieren (rot). Der schwarze Pfeil markiert die Temperatur bzw. den regionalen Schwellenwert (12,4 °C) für den Oberrheingraben, ab der sensitive Arten zurückgehen.  $n = 330$  (nach Spengler & Hahn 2018).

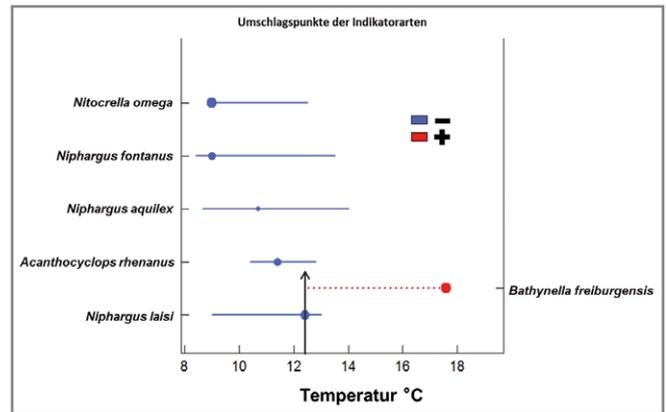


Abb. 4: Umschlagspunktanalyse der Indikatorarten: Fünf Arten reagieren negativ auf Temperaturerhöhungen (blau) und eine positiv (rot). Punkte markieren Temperaturumschlagspunkte, durchgezogene/gestrichelte Linien geben den 95% Konfidenzintervall an. Der schwarze Pfeil markiert den regionalen Schwellenwert (12,4 °C).  $n = 330$  (nach Spengler & Hahn 2018).

### Indikatorarten im Oberrheingraben

Von dem im Gebiet durch TITAN identifizierten, sechs Indikatorarten (von insgesamt 36 festgestellten Arten) reagierten in dieser Feldstudie fünf negativ auf Temperaturerhöhungen (s. Abbildung 4). Bei ihnen liegt der Umschlagpunkt meist deutlich unter dem regionalen Schwellenwert von 12,4 °C. Nur eine einzige Indikatorart, *Bathynella freiburgensis*, ein Brunnenkrebse, toleriert (s. Abbildung 4) Grundwassertemperaturen, die deutlich über dem regionalen Schwellenwert von 12,4 °C liegen. Brunnenkrebse, die ihren Ursprung vermutlich auf der Südhalbkugel hatten, sind bereits aus dem Karbon bekannt (ca. 300 Millionen Jahre) (Mösslacher & Hahn 2003), also zu einer Zeit, in der anfangs subtropisches Klima herrschte. Die lange Entwicklungsgeschichte dieser Tiergruppe könnte die Toleranz von erhöhten Temperaturen erklären. Standorte mit erhöhten Temperaturen zeichnen sich durch verarmte Lebensgemeinschaften aus, die von Brunnenkrebse dominiert sind (s. Tab. 1).

### Schlussfolgerungen

Die Untersuchung zeigt, dass Grundwasserlebensgemeinschaften empfindlich auf Temperaturerhöhungen reagieren und die Lebensgemeinschaften für eine tatsächlich nachhaltige Nutzung von oberflächennaher Geothermie berücksichtigt werden müssen. Auch in der Wasserversorgung ist ein thermisches Grundwassermanagement relevant. Die fachlichen Grundlagen für die Definition von regionalen, thermischen Schwellenwerten sowie die Entwicklung eines grundwasserökologischen Bewertungsverfahrens für thermische Belastungen sind verfügbar.

### Danksagung

Wir danken der Hans-Böckler-Stiftung für die Förderung der Studie im Rahmen des Promotionsstipendienprogrammes. 🐙

Artname	Nr. des Probenahmestandortes			
	43	5	46	16
<i>Acanthocyclops sensitivus</i> GRAETER&CHAPPUIS1914			4	
<i>Acanthocyclops rhenanus</i> KIEFER 1936				1
<i>Diaacyclops sp</i>				1
<i>Diaacyclops languoides</i> LILLJEBORG1901	1	7	14	675
<i>Nitocrella omega</i> HERTZOG1936				288
<i>Parastenocaris sp</i>	1	1		
<i>Niphargus sp</i>			1	
<i>Niphargus laisi</i> SCHELLENBERG1936			2	77
<i>Niphargus auerbach</i> SCHELLENBERG1934			3	
<i>Proasellus sp</i>			3	
<i>Bathynella sp</i>	2			
<i>Bathynella freiburgensis</i> JAKOBI 1954	12	3		
<i>Bathynella natans</i> VEJDOVSKY 1882	2			
T°C Mittelwert	15,9	14,3	12,2	10,6
T°CSD	1,3	1,0	0,7	1,1

Tab. 1: Typische Lebensgemeinschaften für Standorte mit Temperaturen ober- und unterhalb des Schwellenwertes von 12,4 °C.

## Literatur

- Avramov, M., Schmidt, S. I., Griebler, C., Hahn, H. J., & Berkhoff, S. E. (2010): Dienstleistungen der Grundwasserökosysteme. *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 3(2), 7-80.
- Avramov, M., Rock, T. M., Pfister, G., Schramm, K.-W., Schmidt, S. I., & Griebler, C. (2013): Catecholamine levels in groundwater and stream amphipods and their response to temperature stress. *General and Comparative Endocrinology*, 194(0), 110-117.
- Baker, M. E., & King, R. S. (2010): A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. *Methods in Ecology and Evolution*, 1(1), 25-37.
- Berkhoff, S. E., Bork, J. & Hahn, H. J. (2015): Die Metazoen-Fauna des Grundwassers. In H. Brendelberger, P. Martin, M. Brunke & H. J. Hahn (Eds.), *Grundwassergeprägte Lebensräume* (Vol. 14, pp. 9). Stuttgart: Schweizerbart.
- Boulton, A. J., Fenwick, G. D., Hancock, P. J., & Harvey, M. S. (2008): Biodiversity, functional roles and ecosystem services of groundwater invertebrates. *Invertebrate Systematics*, 22(2), 103-116.
- Brielmann, H., Griebler, C., Schmidt, S. I., Michel, R., & Lueders, T. (2009): Effects of thermal energy discharge on shallow groundwater ecosystems. *FEMS Microbiology Ecology*, 68(3), 273-286.
- Brielmann, H., Lueders, T., Schreglmann, K., Ferraro, F., Avramov, M., Hammerl, V., Blum, P., Bayer, P., & Griebler, C. (2011): Oberflächennahe Geothermie und ihre potenziellen Auswirkungen auf Grundwasserökosysteme. *Grundwasser*, 16(2), 77-91.
- Colson-Proch, C., Morales, A., Hervant, F., Konecny, L., Moulin, C., & Douady, C. J. (2010): First cellular approach of the effects of global warming on groundwater organisms: a study of the HSP70 gene expression. *Cell Stress and Chaperones*, 15(3), 259-270.
- Danielopol, D. L. (1989): Groundwater Fauna Associated with Riverine Aquifers. *Journal of the North American Benthological Society*, 8(1), 18-35.
- Gibert, J., & Deharveng, L. (2002): Subterranean Ecosystems: A Truncated Functional Biodiversity. *BioScience*, 52(6), 473-481.
- Giere, O. (2009): *Meiobenthology* (Vol. 2). Berlin Heidelberg: Springer.
- Griebler, C., & Avramov, M. (2015): Groundwater ecosystem services: a review. *Freshwater Science*, 34(1), 355-367.
- Griebler, C., Kellermann, C., C., S., Hegler, F., Kuntz, D., & Walker-Hertkorn, S. (2015): Auswirkungen thermischer Veränderungen infolge der Nutzung oberflächennaher Geothermie auf die Beschaffenheit des Grundwassers und seiner Lebensgemeinschaften – Empfehlungen für eine umweltverträgliche Nutzung (Umwelt Bundesamt Ed.). Dessau-Roßlau: Umwelt Bundesamt.
- Hähnlein, S., Blum, P., & Bayer, P. (2011): Oberflächennahe Geothermie – aktuelle rechtliche Situation in Deutschland. *Grundwasser*, 16(2), 69-75.
- Hahn, H. J., & Friedrich, E. (1999): Brauchen wir ein faunistisch begründetes Grundwassermonitoring, und was kann es leisten? *Grundwasser*, 4(4), 147-154.
- Marxsen, J. (2010): Ökosystem Grundwasser. *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 3(6), 293-299.
- Mermillod-Blondin, F., Lefour, C., Lalouette, L., Renault, D., Malard, F., Simon, L., & Douady, C. J. (2013): Thermal tolerance breadths among groundwater crustaceans living in a thermally constant environment. *The Journal of Experimental Biology*, 216(9), 1683-1694.
- Mösslacher, F., & Hahn, H. J. (2003): Die Fauna. In C. Griebler & F. Mösslacher (Eds.), *Grundwasserökologie* (pp. 159-204). Wien: Facultas UTB Verlags- und Buchhandels AG.
- Preuß, G. & Schminke, H. K. (2004): *Grundwasser lebt! Ein globales Ökosystem*. *Chemie in unserer Zeit*, 38(5), 340-347.
- Spengler, C. (2017): Die Auswirkungen von anthropogenen Temperaturerhöhungen auf die Crustaceageinschaften im Grundwasser – Versuch einer Prognose zur Klimaerwärmung und lokalen Wärmeeinträgen. (Doktor der Naturwissenschaften Dissertation), Universität Koblenz Landau, Landau.
- Spengler, C., & Hahn, H. J. (2018): Thermo-stress: Ökologisch begründete, thermische Schwellenwerte und Bewertungsansätze für das Grundwasser. *KW Korrespondenz Wasserwirtschaft* (11), 9, 521-525.
- Tomlinson, M., & Boulton, A., J. (2008): *Subsurface Groundwater dependent Ecosystems: a review of their biodiversity, ecological process and ecosystem services* (Australian Government National Water Commission Ed. Vol. 8).
- (Riedel, T. 2019): Temperature-associated changes in groundwater quality. *Journal of Hydrology* 572, 206-212.



