



Grundwasserschutz 32

# Grundwasser-Überwachungsprogramm

 Erhebung und Beschreibung der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg



Baden-Württemberg



# Grundwasser-Überwachungsprogramm

 Erhebung und Beschreibung der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg

- HERAUSGEBER** LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg  
Postfach 100163, 76231 Karlsruhe, <http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de>
- BEARBEITUNG & REDAKTION** Andreas Fuchs <sup>1</sup>, Hans Jürgen Hahn <sup>1</sup>, Klaus-Peter Barufke <sup>2</sup>  
<sup>1</sup> Universität Koblenz-Landau, Campus Landau,  
Abt. Biologie Arbeitsgruppe Grundwasserökologie  
<sup>2</sup> LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg  
Referat 42 – Grundwasser, Baggerseen
- BEZUG** Diese Broschüre ist für 15,- € erhältlich bei der Verlagsauslieferung der LUBW  
JVA Mannheim-Druckerei, Herzogenriedstr. 111, 68169 Mannheim  
Telefax 0621/398-370, [bibliothek@lubw.bwl.de](mailto:bibliothek@lubw.bwl.de)
- ISSN** 1437-0131 (Reihe Grundwasserschutz Bd. 32, 2006)
- STAND** Dezember 2006, 1. Auflage
- BILDNACHWEIS** Titelbild – Grundwassertiere von links nach rechts: Muschelkrebse *Mixtacandona laisi*,  
Raupenhüpferling *Bryocamptus* sp., Brunnenkrebs *Bathynella freiburgensis*
- Alle Abbildungen ausser den u.g.: A. Fuchs, Universität Koblenz-Landau;  
Titelfoto, Abb. 24, 28: H. J. Hahn, Universität Koblenz-Landau; Abb. 2: P. Pospisil, Wien;  
Abb. 4: St. Zaenker, Bad Hersfeld; Abb. 21, 22: S. Gaviria, Wien; Abb. 25: C. Meisch,  
Luxemburg; Abb. 43: K. Groh, Hackenheim.
- DRUCK** SchwaGeDruck, 76287 Rheinstetten  
Gedruckt auf Recyclingpapier

Nachdruck – auch auszugsweise – nur mit Zustimmung des Herausgebers unter Quellenangabe und Überlassung von Belegexemplaren gestattet.

<b>ZUSAMMENFASSUNG</b>	4
<b>1 DER LEBENSRAUM GRUNDWASSER</b>	6
<b>2 GLIEDERUNG DES UNTERSUCHUNGSGEBIETES UND ANDERE UNTERSUCHTE ASPEKTE</b>	11
2.1 Naturräumliche Gliederung und Flusseinzugsgebiete	11
2.1.1 Naturräume und Naturraumgruppen	11
2.1.2 Flusseinzugsgebiete	12
2.2 Grundwasserlandschaften und hydraulische Leitfähigkeit	12
2.3 Pliozäne Flusseinzugsgebiete und Eiszeiten	14
<b>3 DURCHFÜHRUNG DES PROJEKTES</b>	17
3.1 Die Auswahl der Probenstandorte	17
3.2 Methode der Probennahme – der Netzsammler	21
3.3 Freiland- und Laborarbeiten	23
3.4 Statistische Methoden	23
<b>4 ERGEBNISSE</b>	26
4.1 Faunistische Ergebnisse	26
4.1.1 Annelida: Polychaeta (Vielborster): Archiannelida (Urringelwürmer)	28
4.1.2 Annelida: Oligochaeta (Wenigborster)	29
4.1.3 Crustacea: Ostracoda (Muschelkrebse)	30
4.1.4 Crustacea: Copepoda, Cyclopoida (Hüpfertlinge)	32
4.1.5 Crustacea: Copepoda, Harpacticoida (Raupenhüpfertlinge)	34
4.1.6 Crustacea: Syncarida	36
4.1.7 Crustacea: Amphipoda (Flohkrebse)	37
4.1.8 Crustacea: Isopoda (Asseln)	39
4.1.9 Mollusca: Gastropoda (Schnecken)	41
4.2 Ergebnisse der Gemeinschaftsanalysen	42
4.2.1 Naturräumliche Gliederung und Flusseinzugsgebiete	43
4.2.2 Grundwasserlandschaften und hydraulische Leitfähigkeit	46
4.2.3 Gliederung nach der regionalen Geologie innerhalb der Naturraumgruppen	49
4.2.4 Pliozäne Flusseinzugsgebiete und Eiszeiten	52
4.2.5 Tiefenverteilung der Grundwasserfauna	54
4.2.6 Bedeutung von Hydrochemie und Belastungsparametern	58
<b>5 ABSCHLIESSENDE BETRACHTUNG</b>	61
<b>6. LITERATURVERZEICHNIS</b>	62

# Zusammenfassung

Von November 2001 bis Dezember 2002 wurden 304 Grundwassermessstellen in Baden-Württemberg je zweimal faunistisch beprobt. Ebenso wurden Wasserproben zur Ermittlung der hydrochemischen Feldparameter entnommen. Zusätzlich wurden die Messstellen von der LUBW – Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg beprobt und auf eine Vielzahl von natürlichen und anthropogenen Stoffen analysiert.

Dabei wurden 106 Tierarten gefunden, von denen 74 als stygophil oder stygobiont einzustufen sind. Mehr als 20 % der Messstellen waren unbesiedelt. Es wurden im Durchschnitt nur 2,3 Arten je Messstelle gefunden.

Die meisten dieser Arten waren über das gesamte Gebiet verbreitet; nur etwa 20 waren in ihrer Verbreitung regional beschränkt. Vier Arten konnten nicht bestimmt werden und dürfen als bisher unbeschrieben gelten. Bemerkenswert ist der Einzelfund eines Syncariden der Familie Parabathynellidae, bei dem es sich um den Erstdnachweis nördlich der Alpen und um eine neue Art handelt.

Mit zunehmender Tiefe wurde eine Abnahme der Artenzahl, Abundanz, Diversität und Besiedlungsfrequenz festgestellt, wobei diese Veränderungen unterhalb 20 m Tiefe sprunghaft erfolgten, während das oberflächennahe Grundwasser am dichtesten und artenreichsten besiedelt war.

Eine Ausnahme war die reich besiedelte Messstelle B 8002 LW Dischingen, Messstellennummer 108/862-5, im Karst der Schwäbischen Alb. Sie erwies sich mit 200 m Tiefe als bisher tiefster Fundort von Grundwassertieren in Europa.

Die Zahl der tatsächlich vorkommenden, insbesondere der seltenen Arten, konnte offenbar nicht annähernd erfasst werden, da die Zahl der in einer beliebigen Landschaftseinheit festgestellten Arten linear mit der Zahl der untersuchten Messstellen korreliert. Auch konnten einige aus voran gegangenen Untersuchungen in Baden-Württemberg bekannte Arten nicht wieder gefunden werden. Dies weist darauf hin, dass die Zahl der im Untersuchungsgebiet lebenden Arten stark unterschätzt wird. Eine starke

Unterbewertung der Artenvielfalt im Grundwasser wird deswegen auch für die überwiegende Mehrzahl anderer grundwasserfaunistischer Studien angenommen.

Die faunistischen Unterschiede zwischen den Messstellen waren erheblich, was auf die große Heterogenität des Lebensraumes Grundwasser zurückzuführen ist. Eine Auswertung der Daten auf der Ebene der Einzelmessstellen und selbst auf der Ebene der Naturräume führte daher zu keinem Ergebnis. Deshalb konnten auch keine Referenzzozönosen beschrieben werden.

Auf der nächst höheren Auswertungsebene der Naturraumgruppen zeigte die Fauna Verteilungsmuster, die sehr gut die geographischen Verhältnisse widerspiegeln, d. h. die faunistischen Ähnlichkeiten zwischen den Naturraumgruppen entsprachen annähernd auch ihrer räumlichen Lage zueinander.

Fast alle Arten, die eine regional beschränkte Verbreitung aufwiesen, kamen im Einzugsgebiet des Rheins vor, waren jedoch in der Regel selten. Nur eine Art, *Acanthocyclops gmeineri*, wurde im Donaeinzugsgebiet, an einer einzelnen Messstelle, gefunden. Jedoch waren auf der Gemeinschaftsebene einzugsgebietsbedingte Verbreitungsmuster zu erkennen.

Ein Einfluss der ehemaligen, voreiszeitlichen Flussgebietszugehörigkeit auf die Fauna konnte im Gebiet des Hochrheins, des Schwarzwaldes und des voralpinen Moor- und Hügellandes festgestellt werden: Diese Regionen, die heute dem Rheingebiet angehören, waren im Pliozän noch dem Flussgebiet der Donau zugeordnet. Eine Reihe von Arten hat in diesen Regionen und im heutigen Donaeinzugsgebiet, also den Donau-Iller-Lechplatten und der Schwäbischen Alb, ihren Verbreitungsschwerpunkt. Wie oben bereits erwähnt, konnten die meisten regional begrenzten Arten im Rheineinzugsgebiet angetroffen werden. Nur eine Art konnte exklusiv für das rezente Donaueinzugsgebiet festgestellt werden. Dieses Muster dürfte in Zusammenhang stehen, dass weite Teile des pliozänen oberen Donaueinzugsgebietes an das rezente Rheinsystem angegliedert wurden. Damit lassen sich drei Gruppen von

Grundwassertieren unterscheiden: Arten des pliozänen Rheins, Arten der pliozänen Donau und nacheiszeitliche Wiederbesiedler mit landesweiter Verbreitung.

Zusammenhänge zwischen der glazialen Vereisung und der rezenten Besiedlung des Grundwassers konnten nur insofern gefunden werden, dass die meisten Arten als nacheiszeitliche Wiederbesiedler im gesamten Gebiet auftreten.

Auf der Auswertungsebene der Grundwasserlandschaften konnten hinsichtlich der unterschiedlichen, natürlichen chemischen Prägung der geologischen Teilgebiete und der Artenzusammensetzung nur indirekte Zusammenhänge gefunden werden. Jedoch erwies sich auf dieser Auswertungsebene die hydraulische Leitfähigkeit als entscheidender Faktor für die Verteilung der Arten. Die hydraulische Leitfähigkeit überlagerte alle anderen Einflussgrößen, wie naturräumliche Gliederung, Hydrogeologie und Hydrographie. Es konnten vier Gruppen unterschieden werden, von denen drei – Geringleiter, Lockergesteinsleiter und Kluftleiter – eindeutig voneinander zu trennen waren, während der Karst teilweise starke faunistische Ähnlichkeit mit den Lockergesteinsleitern aufwies. Ebenso wurden große Ähnlichkeiten zwischen den einzelnen, nach umgebender Geologie unterschiedenen Lockergesteinsleiter festgestellt, so dass sie auch unter ökologischen Gesichtspunkten als einheitliche Grundwasserlandschaft aufgefasst werden können. Kluftleiter und Geringleiter waren in ihrer Besiedlung wesentlich heterogener. Um die Grundwassergemeinschaften bestimmter Landschaftseinheiten zu charakterisieren, erscheint es erforderlich, alle vorhandenen Aquifertypen der untersuchten Einheiten zu erfassen. Dabei sollte der Fokus nicht nur auf den Lockergesteinsleitern, sondern vor allem auf den Kluft- und Geringleitern liegen.

Die Auswertung der Landnutzung erbrachte keine Zusammenhänge mit der Besiedlung des Grundwassers, da die Kategorien der Landnutzung zu wenig Auflösung boten. Eine genauere Auswertung der Landnutzung war jedoch im Rahmen dieses Projektes nicht möglich.

Ebenso fanden sich keine Zusammenhänge zu den meisten der chemischen Stoffe, die als anthropogene Belastungen gelten. Allerdings wurden hier für einige Stoffe schwache Korrelationen mit der Fauna gefunden, die sich bei näherer Betrachtung jedoch als nicht belastbar erwiesen.

Zwischen der faunistischen Besiedlung und natürlichen chemischen Stoffen und Parametern – einschließlich des Sauerstoffs – wurden keine direkten, signifikanten Zusammenhänge festgestellt. Korrelationen ergaben sich dagegen mit dem Nahrungsangebot, insbesondere der Menge an Detritus und toten Kleintieren (Aas). Daher ist davon auszugehen, dass das Auftreten von Grundwasserorganismen vor allem durch das Nahrungsangebot und weniger durch den Wasserchemismus beeinflusst wird. Das Nahrungsangebot seinerseits ist eine direkte Folge des hydrologischen Austausches, d. h. der Beeinflussung des Grundwassers durch Oberflächenwasser.

Zur zukünftigen ökologischen Klassifizierung von Grundwasserlebensräumen wird ein hierarchisches, dreistufiges System, beginnend bei den geographischen, hydrographischen und naturräumlichen Verhältnissen über den Typ des Grundwasserleiters bis zum hydrologischen Austausch der Einzelstandorte diskutiert. Mit dem hydrologischen Austausch mit Oberflächenwasser als zusätzliches Gliederungskriterium können die daraus resultierenden trophischen Verhältnisse im Grundwasser mitberücksichtigt werden, die die kleinräumige Verteilung der Arten bestimmen.

Unter den Aspekten des Biotop- und Artenschutzes ist zu beachten, dass die tatsächliche Artenzahl im Gebiet vermutlich stark unterschätzt wird und dass davon vor allem die seltenen, regional beschränkten und wohl auch stark gefährdeten Arten betroffen sind. Die weitere Erfassung solcher Arten sowie die langfristige Beobachtung und der Schutz der bekannten Standorte sind anzustreben.

# 1 Der Lebensraum Grundwasser

„Grundwasser ist unterirdisches Wasser, das die Hohlräume der Erdrinde zusammenhängend ausfüllt und dessen Bewegungsmöglichkeiten ausschließlich durch die Schwerkraft bestimmt wird“. Diese Definition aus der DIN 4049 (HÖLTING 1996) grenzt das Grundwasser gegenüber anderen Wasservorkommen sehr genau ab. Doch wird sie der Bedeutung der unterirdischen Wasservorkommen in keiner Weise gerecht.

Nicht jedem ist bekannt, dass der größte Teil unseres Trinkwassers Grundwasser ist. Und noch weniger ist bekannt, dass das Grundwasser der älteste und größte zusammenhängende, kontinentale Lebensraum ist. Tabelle 1 zeigt die Verteilung des Süßwassers der Erde.

Tab. 1: Verteilung der Süßwasserreserven der Erde (Verändert aus SCHWOERBEL 1996).

Vorkommen	Anteil in %	Vorkommen	Anteil in %
Polareis, Meereis, Gletscher, Schnee	68,7	Moore, Sümpfe	0,03
Bodeneis	0,86	Flüsse	0,006
Grundwasser	30,1	Organismen	0,003
Süßwasserseen	0,26	Atmosphäre	0,04

Schließt man das als Eis an den Polen und als Gletscher gebundene Wasser aus dieser Betrachtung aus, so stellt das Grundwasser rund 97 % des frei zur Verfügung stehenden Süßwassers der Erde da. Ein riesiger Ozean und eine wertvolle Ressource liegt unter unseren Füßen. In Deutschland werden 73 % des Trinkwassers durch Entnahme aus dem Grundwasser gedeckt (KOSCHITZKY & KEIM 1994). Es ist vielerorts so rein, dass es kaum aufbereitet werden muss.

„Ein reines Wasser muss durch einen tiefen Stein.“ Mit diesem Slogan wirbt eine bekannte Firma und spielt damit auf die Selbstreinigungskraft des Untergrundes an. Die Selbstreinigungskraft ist jedoch nicht nur das Ergebnis von physikalisch-chemischen Wechselwirkungen zwischen Wasser und Gestein, sondern auch von speziellen Biozönosen, die diesen Lebensraum besiedeln. Doch was ist das für ein Lebensraum, der in seiner Ausdehnung so riesig ist, dass er sich vom Hochgebirge bis zu den Meeresküsten erstreckt, und dennoch bisher weitgehend unbekannt und unerforscht blieb?

Verborgenen im Untergrund unterscheidet er sich wegen seiner speziellen Lebensbedingungen grundlegend von anderen

aquatischen Lebensräumen. In seine Tiefen dringt kein Licht vor, es herrscht absolute Dunkelheit (THIENEMANN 1925). Geschützt durch Boden und Gestein schwanken die Temperaturen kaum und sind das ganze Jahr über konstant niedrig (DVWK 1988). Auch der Platz in den Hohlräumen des Untergrundes ist meist sehr beschränkt (GIBERT et al. 1994).

Diese Bedingungen haben sich über lange z.T. geologische Zeiträume wenig verändert (HUSMANN 1978), und ließen den darin lebenden Tieren genug Zeit, sich optimal anzupassen.

Grundwasser ist ein sehr nährstoffarmer Lebensraum, das fehlende Licht erlaubt keine Photosynthese (Autotrophie).

Es dominieren Abbauprozesse (Heterotrophie) von eingetragenen Stoffen von der Oberfläche. Diese werden in der Regel schon in den Bodenschichten zurückgehalten und hier von zahlreichen Organismen abgebaut (z.B. GIERIG et al. 2001), so dass normalerweise nur sehr wenig Nahrung ins Grundwasser gelangt.



Abb. 1: Im Vergleich zu Arten der Oberfläche (*Cyclops* sp., kleine Abbildung) bildet *Acanthocyclops sensitivus* nur wenige, dafür dotterreiche Eier aus.

Die Tiere im Grundwasser sind an diese Nährstoffknappheit sehr gut angepasst. Durch einen stark verlangsamten Stoffwechsel (Metabolismusrate) und geringe Aktivität können sie auch längere Zeit ohne Nahrung zurechtkommen (z.B. MÖSSLACHER & HAHN 2003, SCHMINKE 1997). Der verlangsamte Stoffwechsel bedingt auch sehr lange Entwicklungszeiten, eine geringe Wachstumsrate und eine gegenüber oberirdischen Arten verhältnismäßig lange Lebensspanne (SCHMINKE & GLATZEL 1988, SCHMINKE 1997, siehe auch Kapitel 4.1). Um ihrem Nachwuchs einen besseren Start zu ermöglichen, produzieren diese Tiere nur wenige, dafür aber sehr dotterreiche Eier (Abbildung 1). Viele betreiben auch eine Art Brutpflege (siehe auch Kapitel 4.1).

Die geringe Stoffwechselrate kommt den Tieren auch aus einem zweiten Grund zugute. Da im Grundwasser keine Photosynthese möglich ist, wird auch kein Sauerstoff produziert. Hier ist die Lebensgemeinschaft ebenso vom oberirdischen Eintrag abhängig. Aufgrund ihres geringen Stoffwechsels ist jedoch auch der Bedarf gering. Spezielle Atemrichtungen vor allem größerer Tiere (siehe Kapitel 4.1 und Abbildung 42) helfen ihnen, den zusätzlichen Bedarf bei erhöhter Aktivität zu decken.

Abgesehen von den großen Wassergängen und Höhlensystemen in Karstgesteinen, die auch zum Grundwasserlebensraum zählen, sind die Poren und Klüfte im Untergrund sehr klein. Abbildung 2 zeigt die kleinräumigen



Abb. 3: Längliche, wurmförmige Körpergestalt bei verschiedenen Tiergruppen des Grundwassers (Von Links Nematoda, *Bogidiella albertimagni* (Höhlenkrebs), *Bathynella natans* (Brunnenkrebs), *Graeteriella unisetigera* (Hüpfertling)).

Verhältnisse eines typischen Lockergesteinsleiter. Abseits einiger weniger Gänge im Zentimeterbereich, in denen das Grundwasser fließen kann, überwiegen ein kleinräumiges Lückensystem und Bereiche mit sehr feinem Sand. Auch daran haben sich die Tiere perfekt angepasst. Die meisten Grundwassertiere sind kleiner als 1 mm. Zudem haben viele Tiere eine längliche, wurmförmige Körperform ausgebildet (Abbildung 3).

Man spricht auch vom Lebensraumtypus der Sandlückenfau (REMANE 1952), der sich bei den unterschiedlichsten Tiergruppen, unabhängig von ihrer systematischen Stellung, ausgebildet hat (Konvergenz). Aber auch größere Tiere leben im Grundwasser, die größten in Mitteleuropa werden rund 3 cm groß. Diese sind jedoch nicht nur auf größere Wasseransammlungen und Hohlräume beschränkt. Durch die extreme Abflachung einer Körperseite (Abbildung 4) zwingen sie sich auch durch engste Spalten und Risse.



Abb. 2: Die kleinräumigen Verhältnisse in einem typischen Lockergesteinsleiter.



Abb. 4: Der flache Körper von *Proasellus cavaticus* ist hilfreich im engen Lückenraum.

Das Leben in absoluter Dunkelheit und die wenige Nahrung führten zu zwei weiteren Anpassungen. Echte Grundwasserarten sind blind. Der Sehsinn kostet zu viel Energie, die diese Tiere meist nicht haben. Daher haben sie ihre Augen reduziert oder ganz rückgebildet (Abbildung 5). Und auch die Einlagerungen von Pigmenten in die Haut als Schutz vor UV-Licht ist in der Dunkelheit ihres Lebensraumes nicht notwendig. Die Tiere sind durchsichtig oder erscheinen weißlich.



Abb. 5: Echte Grundwasserarten (*Proasellus slavus*, links) besitzen keine Augen und keine Pigmente (Vergleich: die epigäische Art *Asellus aquaticus* rechts).

Um sich in ihrer Umwelt zurecht zu finden, haben sie andere Sinne verbessert (Kompensation). Der Tastsinn ersetzt als wichtigste Orientierungshilfe die optische Wahrnehmung. Im Vergleich zu verwandten Arten der Oberfläche zeigen echte Grundwasserbewohner verlängerte Körperanhänge wie Antennen und Tasthaare, und auch die Flächen, an denen Tastsinnesorgane und andere Sinneszellen sitzen, sind vergrößert. Hinzu kommt eine verbesserte Wahrnehmung von Gerüchen und chemischen Botenstoffen. Stark

vergrößerte Sinneskolben (Ästhetasken) helfen den Tieren, ihre Nahrung oder Geschlechtspartner zu finden, oder aber auch, ihren Fraßfeinden auszuweichen.

Die hier dargestellten Abbildungen zeigen nur einen kleinen Ausschnitt der Tiergruppen, die zum Leben im Grundwasser übergegangen sind (siehe auch Kapitel 4.1). Ursprünglich stammen sie aus anderen Lebensräumen. Die Besiedlung erfolgte sowohl aus Binnengewässern der Erdoberfläche (epigäisch), als auch aus dem Meer (marin) (z. B. GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003). Unabhängig von ihrem Ursprung erleichterte eine bodenorientierte Lebensweise bzw. das Leben im seichten Lückenraum von Sedimenten in Fließgewässern, Seen oder mariner Sedimente ein Vordringen ins Grundwasser. Unter diesen, dem Grundwasser recht ähnlichen Bedingungen konnten sich die Tiere sehr gut voranpassen (präadaptieren).

Nicht alle Arten, die man im Grundwasser finden kann, sind echte Grundwasserbewohner, daher werden sie in drei Gruppen eingeteilt.

- Echte Grundwasserarten (stygobiont) verbringen ihren gesamten Lebenszyklus im Grundwasser, außerhalb ihres Lebensraumes findet man sie nur in Ausnahmefällen, da sie in oberirdischen Habitaten auf Dauer nicht überleben können.
- Stygophile Arten besitzen eine deutliche Affinität zum unterirdischen Lebensraum. Sie können diesen aktiv besiedeln und ihren gesamten Lebenszyklus oder nur Teile davon im Grundwasser durchleben. Sie zeigen allerdings keinerlei Anpassungen an den Lebensraum Grundwasser und kommen ebenso in Gewässern der Oberfläche vor (Generalisten).
- Die dritte Gruppe sind grundwasserfremde Arten (stygoxen). Sie werden passiv in das Grundwasser verfrachtet und haben dort nur geringe Überlebenschancen. Treten stygoxene Arten in Grundwasserproben auf, so ist dies ein deutlicher Hinweis für infiltrierendes, schlecht gefiltertes Oberflächenwasser. Für die Trinkwassergewinnung bedeutet dies eine potentielle Gefährdung durch Einschwemmung von Verunreinigungen oder Krankheitskeimen, die anhand von Routineuntersuchungen vielleicht nicht erkannt werden können. Somit können faunistische Untersuchungen ein weiteres, gutes Werkzeug zur Sicherung der Wasserversorgung darstellen.

Vielleicht auch aufgrund der Verborgenheit und der schlechten Zugänglichkeit begann die Wissenschaft sehr spät, den Lebensraum Grundwasser zu entdecken. Zu Beginn seiner Erforschung Ende des 19. Jahrhunderts und lange Zeit danach beschränkten sich die Untersuchungen auf die Beschreibung von neu gefundenen Tierarten (z.B. VEJDOVSKY 1882). Erst in den letzten 50 Jahren wurde begonnen, auch ökologische Aspekte dieses größten binnländischen Lebensraumes zu untersuchen. Kenntnisse über die Nahrungsnetze und den Energiefluss erhielt man erst durch mikrobiologische Untersuchungen in den siebziger und achtziger Jahren des letzten Jahrhunderts (GIERIG 2001, GRIEBLER 2003). Diese Untersuchungen zeigten, dass im Grundwasser eine Fülle an Mikroorganismen am Abbau von eingetragenen Stoffen beteiligt sind. Die Mikroorganismen sitzen hauptsächlich in Biofilmen an den Sedimentpartikeln (Abbildung 6), an welchen sich auch die Makromoleküle und Nährstoffe aufgrund von Ladungs- und Adsorptionsvorgängen anreichern (z. B. DVWK 1988). Innerhalb dieser Biofilme bestehen unterschiedlichste Nischen und ein kleinräumiger Wechsel zwischen aeroben und anaeroben Bedingungen, die sehr vielen verschiedenen Mikroben Lebensraum bieten, so dass die von der Oberfläche eingetragenen Stoffe optimal abgebaut werden können.

Erst die Erkenntnisse über den mikrobiellen Abbau zeigten die Bedeutung von größeren Tieren (Metazoen) im Grundwasser. Sie zerkleinern den grob partikulären Eintrag (GRUNER 1965, DANIELOPOL 1983) und führen sie so dem mikrobiellen Abbau zu. Durch Abweiden des Biofilms



Abbildung 6: Schematische Darstellung des Biofilms an einem Sedimentpartikel. Die unterschiedlichen Grautöne zeigen die Schichten, in denen Sauerstoff verfügbar ist (hellgrau) bzw. die sauerstofffrei sind (dunkelgrau). Bakterien und Mikroben sind als Kreise oder Stäbchen dargestellt.

halten sie den Grundwasserleiter offen (HUSMANN 1978, DANIELOPOL 1983, DVWK 1988, SCHMINKE & GLATZEL 1988, GLATZEL 1994) und gewährleisteten dadurch auch die Versorgung mit dem für den mikrobiellen Abbau notwendigen Sauerstoff. Gleichzeitig regt die Beweidung die Stoffwechselaktivität der Mikroben an und erhöht deren Abbauleistung (DANIELOPOL 1983). Die Stygofauna trägt damit indirekt zur Erhöhung der Selbstreinigungskraft des Grundwassers bei (HAHN & FRIEDRICH 1999).

Trotz seiner riesigen Ausdehnung ist dieser Lebensraum kleinräumig gesehen sehr heterogen (z. B. RONNEBERGER 1975, MÖSSLACHER 1998, GIBERT & DEHARVENG 2002, HAHN & MATZKE 2005). Dies ist vermutlich der Grund für seinen großen Artenreichtum (HAHN 2004 a). Im Grundwasser werden fast ebenso viele Tierarten wie in oberirdischen Fließgewässern festgestellt (HAHN & FRIEDRICH 1999). Trotz der Kenntnis sehr vieler Detailfragen ist das Wissen über die regionale und großräumige Verbreitung der Tiere und die Faktoren, die hinter dieser Verteilung stehen, sehr lückenhaft. Nach ILLIES (1967, 1978) fassten BOTOSANEANU (1986) und Kollegen aus aller Welt dieses Wissen vor zwanzig Jahren zusammen. Seither gibt es kaum noch Veröffentlichungen zu der weltweiten Verbreitung der Grundwasserfauna.

Auf kontinentaler oder bioregionaler Ebene erhält man ein ähnliches Bild. Vielleicht leitet ein beinahe zeitgleich zu der hier vorgestellten Untersuchung gestartetes, EU-Länder übergreifendes Forschungsprojekt namens Pascalis (Protocols for the Assessment and Conservation of Aquatic Life In the Subsurface) (GIBERT et al. 2005) eine Kehrtwende in dieser Entwicklung ein. In diesem Projekt wurden Karstgebiete in Belgien, Frankreich, Spanien, Italien und Slowenien nach einem Standardprotokoll und einer einheitlichen Methode erfasst.

Eines der wenigen Länder weltweit mit relativ gutem Wissensstand ist Deutschland. Seit THIENEMANN (1925) gibt es hier eine Tradition, mit den verschiedensten Methoden den Lebensraum Grundwasser zu erforschen. Ein umfassender Überblick über diese großräumigen Untersuchungen ist bei HAHN (1996 a) zu finden. Auch in Baden-Württemberg konnte auf frühere Arbeiten (z.B. CHAPPAUS 1927, 1944, DOBAT 1975, 1978, GRAETER 1910, HERHAUS 1977, HERTZOG 1933, 1936, 1938, HUS-

MANN 1973, JAKOBI 1954, KARAMAN 1952, KIEFER 1926, 1933, 1936 a und b, 1954, 1957 a und b, 1958, 1959, KLIE 1938 a, LÖFFLER 1961 a und b, SCHELLENBERG 1936 a und b, 1942) zurückgegriffen werden, zuletzt erweitert durch den Vergleich zweier Grundwasserlandschaften in Baden-Württemberg durch STEENKEN (1998), die damit diese Tradition fortsetzte. Dabei zeigten alle Untersuchungen, dass es auch in Baden-Württemberg sehr große regionale Unterschiede im Vorkommen der Grundwasserfauna gibt, Jedoch gibt es noch keine Referenzen im Sinne von regionalen faunistischen Leitbildern. Bisher lässt sich zu den Faktoren, die diese Verteilungsmuster beeinflussen, wenig sagen.

Im Jahre 2001 beauftragte die LUBW-Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg – zuvor LFU-Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg – die Universität Koblenz-Landau mit einer landesweiten Untersuchung. Die Ziele dieser Untersuchung waren:

- die möglichst repräsentative Erfassung der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Grundwasserarten anhand einer Auswahl besonders geeigneter Messstellen
- eine Bewertung des Einflusses der naturräumlichen, geologischen und hydrographischen Gegebenheiten des Untersuchungsgebietes auf die Verteilung der Grundwasserfauna einschließlich der Berücksichtigung der vorzeitlichen Flussgeschichte
- und eine Bewertung der Landnutzung, der Tiefe, der natürlichen und anthropogen verursachten chemischen Beschaffenheit des Grundwassers als die das Auftreten der Stygofauna prägende Umweltfaktoren.

## 2 Gliederung des Untersuchungsgebietes und andere untersuchte Aspekte

Ziel dieser Studie ist nicht nur die Kartierung der in Baden-Württemberg vorkommenden Grundwasserarten, sondern auch die Untersuchung von eventuellen Verbreitungsmustern der Arten und Lebensgemeinschaften. Daher werden neben den natürlichen Begebenheiten und den Besonderheiten des Untersuchungsgebietes auch andere, die Verteilung der Tiere möglicherweise beeinflussende Faktoren ausgewertet. Dies sind z.B. die Tiefe und die chemischen Analysedaten der jeweiligen Standorte, welche mit Hilfe von statistischen Verfahren analysiert werden. Die statistischen Gemeinschaftsanalysen der Verbreitungsmuster erfordern eine Untergliederung des Untersuchungsgebietes in mehreren Ebenen.

Es wird auf zwei bestehende Gliederungskonzepte zurückgegriffen: Die Gliederung nach den oberirdischen Landschaften (Naturraumgruppen) und nach den Begebenheiten und Eigenschaften des Untergrundes (Grundwasserlandschaften). Als übergeordnete Betrachtungsebene wurden Naturraumgruppen nach Flusseinzugsgebieten und die Grundwasserlandschaften nach Zugehörigkeit zu einem Leitertyp eingeteilt.

Unter den Grundwassertieren gibt es zahlreiche alte Faunenelemente (siehe Kapitel 1 bzw. Kapitel 4), sodass auch eine Betrachtung längst vergangener naturräumlicher und hydrologischer Gegebenheiten wie z. B. voreiszeitliche Flusseinzugsgebiete sinnvoll schien.

### 2.1 NATURRÄUMLICHE GLIEDERUNG UND FLUSSEINZUGSGEBIETE

#### 2.1.1 NATURRÄUME UND NATURRAUMGRUPPEN

Baden-Württemberg ist ein sehr abwechslungsreiches Land. Seine zum Teil sehr unterschiedlichen Landschaften sind zu Landschaftseinheiten (Naturräume) mit ähnlichem Charakter zusammengefasst (z. B. GRADMANN 1931). Zur Kennzeichnung dieser Naturraumtypen dienen alle wesentlichen Merkmale der natürlichen Begebenheiten, also das Relief, die Böden, das Klima, die Biotope, die po-

tentiell-natürliche Vegetation sowie der Natürlichkeitsgrad der Vegetation (z.B. BORCHERDT 1991). Die Abgrenzung der landschaftlichen Einheiten geht von den kleinsten, in ihrer natürlichen Ausstattung homogenen Raumeinheiten, den sogenannten Fliesen oder Physiotope (z. B. Talgrund, Flussterrassen, Hochflächen oder Moore), aus, welche wiederum die einzelnen Bausteine zu den nächst größeren Einheiten bis hin zu den Naturräumen darstellen.

Die Grenzen zwischen den Naturräumen sind dabei selten deutlich, sondern stellen breite Grenzsäume dar, in denen wesentliche Merkmale einer Landschaft allmählich von Eigenschaften der Nachbarnaturräume abgelöst werden (MINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERKEHR BADEN-WÜRTTEMBERG 2004).

In Baden-Württemberg unterscheidet man 66 Naturräume, die Einteilung basiert im Wesentlichen auf den Arbeiten von MEYNEN & SCHMITHÜSEN (1957) und MEYNEN et al. (1960). Ähnliche Naturräume werden wiederum zu 13 Haupteinheitengruppen, den sogenannten Naturraumgruppen, zusammengefasst. Sie sind in Abbildung 7 dargestellt.

Da die natürliche Vegetation vielerorts durch den Menschen zurückgedrängt worden bzw. ganz verschwunden ist, umfasst dieser Gliederungsansatz auch Aspekte der Landnutzung. Neben den anderen Merkmalen sind das Klima und die Art der Böden bei der Gliederung berücksichtigt worden. Beides sind wichtige Faktoren für die Landwirtschaft, die die Art und Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung bestimmen. Mit Hilfe der Naturraumgruppen lassen sich somit näherungsweise auch Aspekte der Landnutzung auswerten.

Besonders ertragreiche Böden und ein mildes Klima mit einer langen Vegetationsperiode begünstigen die landwirtschaftliche Nutzung von Teilen des Rheingrabens und seiner Randgebiete, des Hochrheintales, der Gäulandschaften und der Bodenseeregion. Hier herrscht zum Teil intensive Landwirtschaft und auch der Anbau von Sonderkulturen (z.B. Obst, Wein, Tabak) vor. Die kargen Böden des

Schwarzwaldes, des Odenwaldes und die Höhenlagen des Keuper-Lias-Landes erlauben nur eine forstwirtschaftliche Nutzung. In den Tälern, aber auch im Voralpengebiet dominiert Grünlandwirtschaft. Auch die nährstoffarmen Böden der schwäbischen Alb können aufgrund der Trockenheit dieser Hochlandschaft kaum ackerbaulich genutzt werden.

Baden-Württemberg gehört zwei großen, europäischen Flusseinzugsgebieten an, dem der Donau und dem des Rheins (siehe Abbildung 10). Zum Rheineinzugsgebiet gehört das Neckareinzugsgebiet, das große Teile des Landes einnimmt, und auch ein kleiner Teil des Mainseinzugsgebietes im Norden Baden-Württembergs.

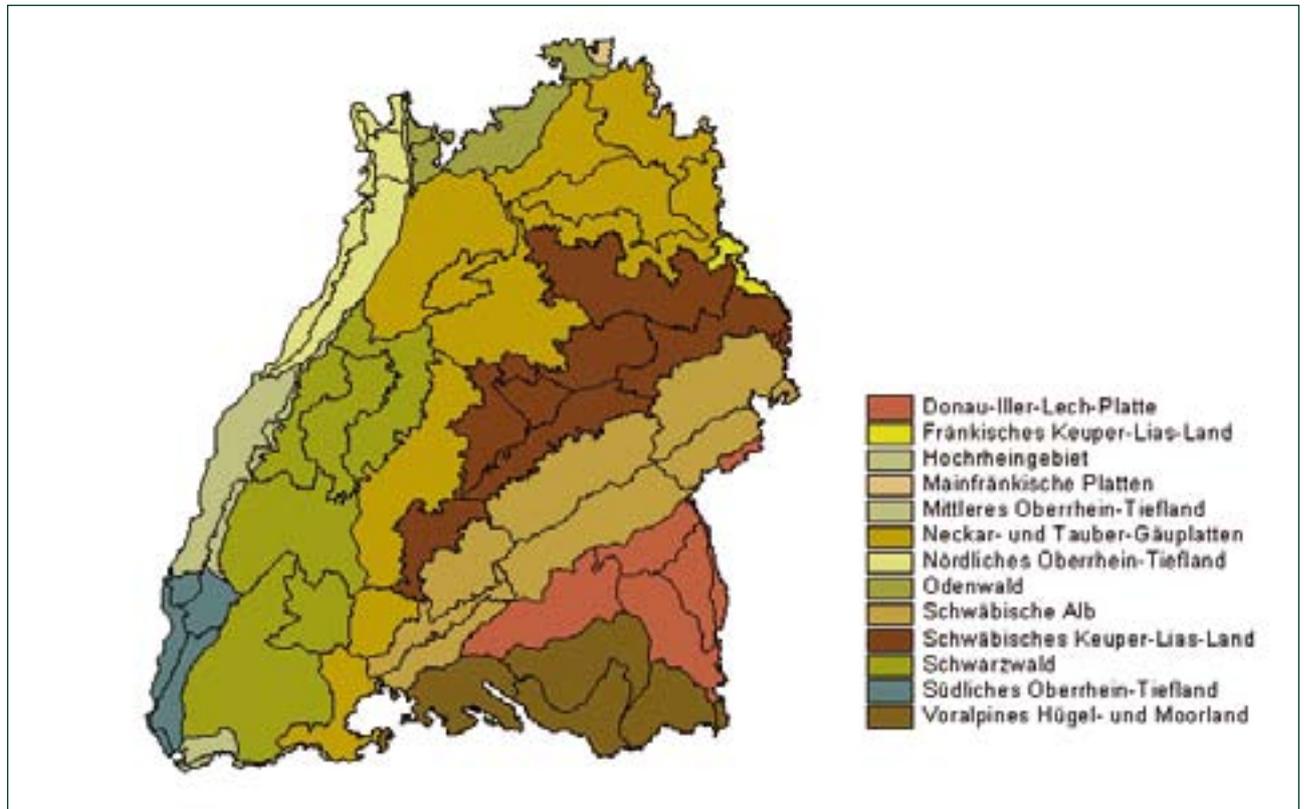


Abb. 7: Die Naturraumgruppen und Naturräume Baden-Württembergs (Schwarze Linien innerhalb der Naturraumgruppen zeigen die einzelnen Naturräume).

Der rasche Wechsel der Landschaften und der Landnutzung ist vor allem auf die unterschiedlichen geologischen Formationen des Untergrundes zurückzuführen. Auf sie wird im Kapitel 2.2 noch ausführlicher eingegangen.

Für die Auswertungen wurden die Naturraumgruppen je nach überwiegender Zugehörigkeit zu einem dieser vier Flusseinzugsgebiete zusammengefasst (siehe Tabelle 14).

### 2.1.2 FLUSSEINZUGSGEBIETE

Unter einem Flusseinzugsgebiet versteht man die das Gewässer umgebende Fläche, die den Niederschlag aufnimmt und zum Gewässer weiterleitet (z.B. UHLMANN & HORN 2001). Dabei unterscheidet man ein oberirdisches (topographisches) und ein unterirdisches (phreatisches) Einzugsgebiet. Begrenzt wird das Gebiet durch Wasserscheiden, an der Oberfläche sind dies die höchsten Erhebungen zwischen zwei Tälern. Im Untergrund ist die Grenzziehung jedoch nicht einfach, und oft sehr verschieden zu den topographischen Einzugsgebieten. Auch im Untersuchungsgebiet ist diese Grenzziehung nicht einfach.

### 2.2 GRUNDWASSERLANDSCHAFTEN UND HYDRAULISCHE LEITFÄHIGKEIT

Unter dem Begriff Grundwasserlandschaften versteht man Regionen mit ähnlichen hydrogeologischen Eigenschaften und einheitlichem geologisch-morphologischen Charakter. Als Einteilungskriterien werden die Art des Grundwasserleiters (Aquifer), die Art der Gesteine, die geohydraulischen und hydrochemischen Gegebenheiten und die Empfindlichkeit gegenüber menschlichen Beeinträchtigungen berücksichtigt (GEOLOGISCHES LANDESAMT 1985).

Stark vereinfacht werden in Baden-Württemberg 13 oberflächennahe Grundwasserlandschaften und einige tiefe Grundwasserlandschaften unterschieden (Abb. 8, Tabelle 15). Sie sind das Ergebnis zahlreicher geologischer Prozesse und Bewegungen in der Erdkruste, dem ständigen Wechsel von Land und Meer, und der formenden Kraft von Wasser, Eis und Wind.

Durch den mehrmaligen Wechsel von Land und Meer lagerten sich diese unterschiedlichen Schichten über dem Grundgebirge ab.

Aus dem Tertiär gibt es nur wenige an der Erdoberfläche ausstreichende Schichten. Der Schwarzwald und das Schicht-

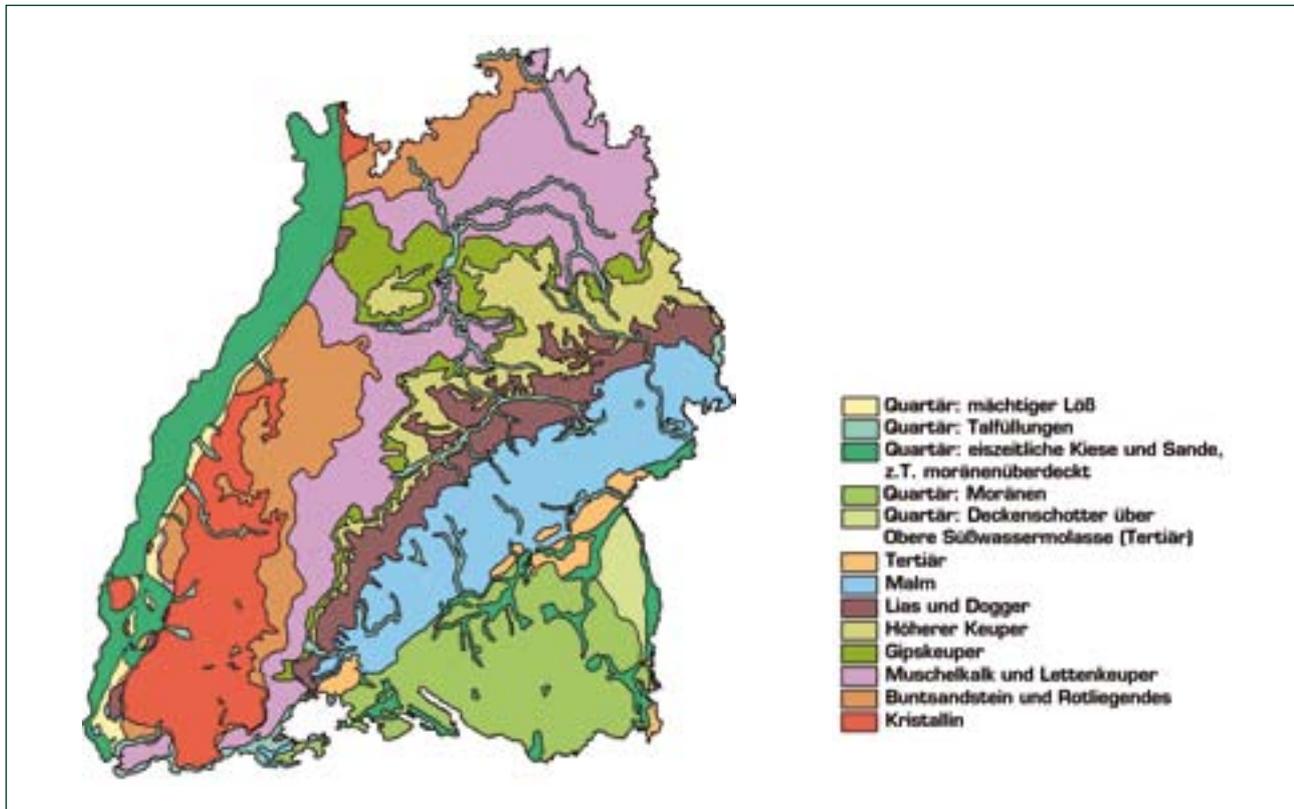


Abb. 8: Die oberflächennahen Grundwasserlandschaften Baden-Württembergs.

Die älteste Gesteinschicht ist das Kristallin (Granit, Gneis) und bildet im ganzen Land den Sockel (Grundgebirge), auf dem die jüngeren Schichten der folgenden Epochen abgelagert sind (Deckgebirge). Nur im Schwarzwald, am Kaiserstuhl und im Odenwald liegen Granit und Gneis durch tektonische Hebung und Verwitterung der Deckschichten an der Oberfläche.

Die zum Teil mächtigen Schichten des Muschelkalks und des Malms (weißer Jura) entstanden als Ablagerungen sehr produktiver, warmer Flachmeere. Der sulfathaltige Gipskeuper ist die Folge mariner Lagunen mit hoher Verdunstung. Die feinen Ton- und Mergelschichten des Lias, Doggers und des Lettenkeupers sind das Ergebnis wenig produktiver Meere mit schwacher Strömung.

Aus den Ablagerungen von Flüssen nach dem Rückzug der Meere entstanden die Sandsteine des Buntsandsteins und des höheren Keupers.

stufenland waren Festland, nur im Voralpengebiet und im Randbereich des Rheingrabens sind Reste von marinen und festländischen Ablagerungen erhalten. In dieser Zeit fanden jedoch weit reichende Veränderungen statt. Durch den Zusammenstoß der europäischen und afrikanischen Platte wurden die Alpen aufgefaltet, und der Rheingraben brach ein. Dabei hob sich der Schwarzwald und der Odenwald und brachte das Land in Schiefelage. Die nun zum Teil an der Oberfläche liegenden Schichten des Deckgebirges erodierten und führten zu diesem landschaftlichen Mosaik. Aus dieser tektonisch aktiven Zeit stammen auch der Kaiserstuhl und die Vulkane im Hegau und im Odenwald.

Im darauf folgenden Quartär, der jüngsten geologischen Zeit, dominierte ein Wechsel zwischen Eiszeiten und zwischeneiszeitlichen Wärmeperioden. Die Gebirge und Landschaften unterlagen einer starken Verwitterung und Erosion. Mindestens vier Eiszeiten prägten vor allem den Süden

Tab. 2: Die vier Leitertypen der hydraulischen Leitfähigkeit und ihre wichtigsten Eigenschaften.

Abbildung	Grundwasserleiter	Hohlräume	mittlere Fließgeschwindigkeit	Speicher- vermögen	Temperatur	Innere Oberfläche	Filter- wirkung
	Geringleiter	Poren	sehr niedrig	sehr gut	konstant in tiefen Schichten	sehr groß	sehr gut
	Lockergesteins- leiter	Poren	niedrig	gut	konstant in tiefen Schichten	groß	gut
	Kluftleiter	Klüfte und Spalten	abhängig von der Kluftweite	gering	wenig schwan- kend	klein	mittel
	Karstleiter	Karst- spalten und -höhlen	hoch	gering	schwan- kend	klein	schlecht

des Landes. Durch mehrere Vorstöße des Rheingletschers wurde das Bodenseebecken ausgehoben, der Untergrund wurde von den mächtigen Eismassen zermahlen, es blieben die Moränenlandschaften zurück. Die Schmelzwasserflüsse füllten die Täler und den Rheingraben mit Schottern und Sanden (Talfüllungen und eiszeitliche Kiese und Sande). Nach Rückzug der Gletscher verfrachtete Wind feinen Sand und Staub aus den Schotterterrassen, die fruchtbaren Ablagerungen des Löß entstanden.

So unterschiedlich die Entstehung der Grundwasserlandschaften war, so unterschiedlich sind sie auch in ihren Eigenschaften. Aufgrund der Art der Hohlräume, des Abflussverhaltens und des Rückhaltevermögens vom Grundwasser (auch hydraulische Leitfähigkeit genannt) wurden die Grundwasserlandschaften einem der vier Leitertypen (in Reihenfolge des zunehmenden Porenvolumens) Geringleiter, Lockergesteinsleiter, Kluftgestein und Karst zugeordnet (HÖLTING 1996, GEOLOGISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG 1985).

In Tabelle 2 sind die wichtigsten Eigenschaften dieser Leitertypen zusammengefasst, Tabelle 15 zeigt die vorgenommene Zuordnung der Grundwasserlandschaften zu einer Kategorie der hydraulischen Leitfähigkeit.

Beide Einteilungen, nach Naturraumgruppen und nach Grundwasserlandschaften, wurden auch kombiniert ausgewertet. Dabei wurden die einzelnen Naturraumgruppen nach den in ihnen vorkommenden geologischen Formationen unterteilt und als regionale Geologie bezeichnet (siehe Tabelle 16).

### 2.3 PLIOZÄNE FLUSSEINZUGSGEBIETE UND EISZEITEN

Die massiven Veränderungen im Tertiär und im Quartär hatten natürlich auch im Gebiet des heutigen Baden-Württembergs große Auswirkungen auf das Entwässerungssystem und die Flusseinzugsgebiete.

Im Altpliozän (spätes Tertiär) war das Einzugsgebiet des Rheins sehr viel kleiner als heute (siehe Abbildungen 9 und 10). Die Quellen lagen nördlich des Kaiserstuhls im Nordschwarzwald und in den nördlichen Vogesen. Große Teile des momentanen (rezenten) Rheineinzugsgebiets gehörten dem der Donau an. So entwässerten weite Teile des Neckar, die Aare (heute Rheingebiet) und die heutigen, schweizerischen Teile der Rhône über das Wutachgebiet (heute Rhein) und das Aitrachgebiet (heute Donau-Nebenfluss) in die Urdonau. Ebenso entwässerte der Alpenrhein über Argen und Iller in die Donau (FINK 1966, RUTTE 1987, THOME 1998).

Auch Teile des Mains gehörten zum Urdonaeinzugsgebiet. Der Obermain floss über den Vorläufer der Regnitz ins Altmühltal und zur Donau.

Im Jungpliozän wurde die Aare durch Hebung des Schwarzwaldes nach Westen und weiter zum Mittelmeer umgelenkt. Die Aaredonau verlor damit ihren mächtigen Zubringer und entsprang nun im Schwarzwald (Feldbergdonau). Spätere tektonische Prozesse im Oberrheingraben bewirkten eine Hebung des Faltenjura und eine Umleitung der Aare zum Rhein (Aarerhein).

Im Mittelpleistozän am Ende der Riß-Eiszeit führten die von den Gletschern kommenden Schmelzwassermassen

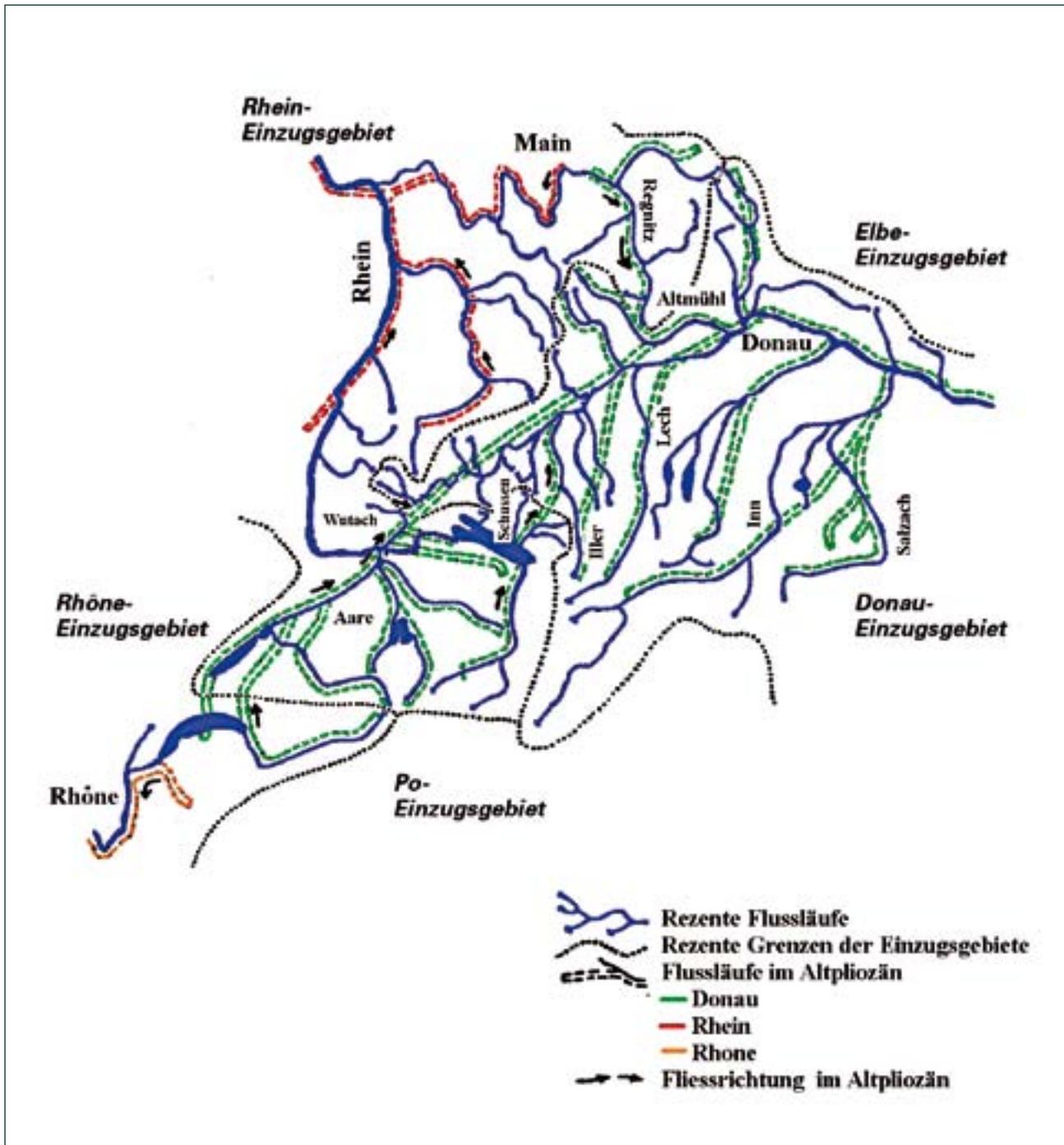


Abb. 9: Die verschiedenen Grenzen der Einzugsgebiete von Rhône, Rhein und Donau im Altpliozän und heute (Nach POSPISIL 1993, modifiziert nach FINK, 1966, PIA, 1939, THIENEMANN, 1950).

durch erhöhte Erosion zum Trockenfallen des Talzuges der Altmühldonau und somit zum Verlust der Verbindung zum Obermain.

Im Jungpleistozän am Ende der Würm-Eiszeit erfolgte durch die Umleitung der Wutach der letzte große Schritt zur momentanen (rezenten) Situation. Zwischen Feldbergdonau und Rhein bestand ein enormer Höhenunterschied. Durch erneute Schmelzwassermassen eines Würm-Schwarzwaldgletschers trat ein Schmelzwasserfluss aus seinem Flussbett, der enorme Höhenunterschied zwischen

Rhein und Donau ermöglichte eine rasche Erosion des weichen Juragesteins und führte zu den heutigen Flusseinzugsgebieten (RUTTE 1987).

Die Eiszeiten bewirkten große Veränderungen in der Landschaft, größer waren hingegen die Auswirkungen auf die Fauna und Flora. Durch die Ost-West-Orientierung der Alpen war ein Rückzug in südliche Gebiete und eine darauf folgende Wiederbesiedlung stark eingeschränkt. Die Folge war das Aussterben vieler Arten und eine Verarmung einer ganzen Bioregion.



# 3 Durchführung des Projektes

Der Lebensraum Grundwasser liegt zum Teil tief verborgen im Untergrund. Daher bedienen sich Biologen traditionell bestehender Zugänge wie Höhlen oder Hausbrunnen, um diesen Lebensraum erforschen zu können. Höhlen sind jedoch auf bestimmte Gebiete und Gegebenheiten des Untergrundes beschränkt, und die Zahl der Hausbrunnen ist seit Beginn der öffentlichen Wasserversorgung stark gesunken.

Um so wichtiger erwies sich dieses Projekt, da durch die Verwendung von Standorten aus den verschiedensten Einrichtungen des Landes zur Grundwasserüberwachung der Biologie und somit der Erforschung der Grundwassertiere neue Möglichkeiten eröffnet wurden.

## 3.1 DIE AUSWAHL DER PROBENSTANDORTE

Für diese Studie sollten ursprünglich an 250 Standorten zu zwei Terminen Proben genommen werden, eine Beprobung im Frühjahr 2002 bei hohem Grundwasserspiegel und im Herbst 2002 bei niedrigem Grundwasserstand. Es wurden nur Beobachtungsröhre und Bohrbrunnen für diese Erhebung verwendet, um einheitliche und damit vergleichbare Daten zu erhalten.

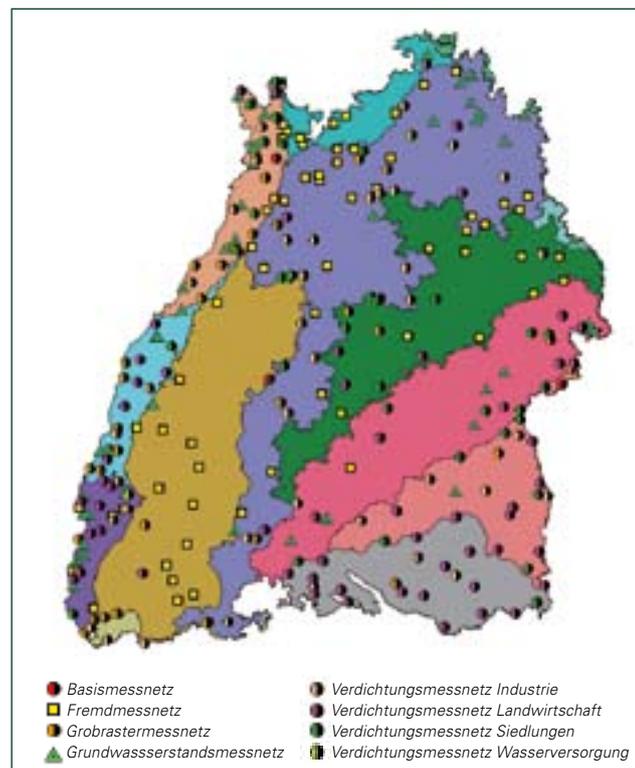


Abb. 11: Verteilung der Messstellen auf die einzelnen Messnetze und Naturraumgruppen.

Als Hauptkriterien für die Messstellenauswahl durch die LUBW wurden neben dem Aspekt der möglichst gleichmäßigen Verteilung (Flächendeckung) die in Kapitel 2 aufgeführten, naturräumlichen, hydrogeologischen und hydrographischen Gliederungsansätze angewandt.

Standorte aus dem Grundwasserbeschaffenheitsmessnetz Baden-Württembergs wurden aufgrund der großen Anzahl an chemischen Analysedaten bei der Auswahl bevorzugt. Seit Bestehen dieser landesweiten Einrichtung 1985 wird die Qualität des Grundwassers anhand zahlreicher Parameter überwacht. Eine Übersicht der untersuchten Parameter ist in Tabelle 18 zu finden.

Tab. 3: Verteilung der ausgewählten Messstellen auf die verschiedenen Teilmessnetze.

Teilmessnetz	Anzahl Messstellen
Basismessnetz	3
Fremdmessstelle	69
Grobrastermessnetz	37
Grundwasserstandsmessnetz	61
Verdichtungsmessnetz Industrie	42
Verdichtungsmessnetz Landwirtschaft	57
Verdichtungsmessnetz Siedlungen	33
Verdichtungsmessnetz Wasserversorgung	2
Insgesamt	304

Je nach Art der Gefährdung und den möglichen Verursachern ist das rund 2.500 Standorte umfassende Beschaffenheitsmessnetz in Teilmessnetze untergliedert: in das Basismessnetz, das Verdichtungsmessnetz der Wasserversorger (beide weitgehend unbelastet), das Verdichtungsmessnetz Landwirtschaft (hauptsächlich Nährstoffbelastung, aber auch Pflanzenschutzmittel), das Verdichtungsmessnetz Industrie (Schadstoffe und industrielle Abwässer), das Verdichtungsmessnetz Siedlungen (Abwässer, Abfluss von versiegelten Flächen, Verkehr) und das Grobrastermessnetz (keine eindeutige Zuordnung, Flächendeckung). Abbildung 11 und Tabelle 3 zeigen die Auswahl der Messstellen und die Zugehörigkeit zu einem dieser Teilmessnetze.

Wichtiger als das Vorhandensein von chemischen Analysedaten war jedoch eine möglichst gleichmäßige Verteilung auf die Fläche, auf die Tiefe und auf die Teilgebiete des Untersuchungsgebietes. Da in vielen Regionen keine für

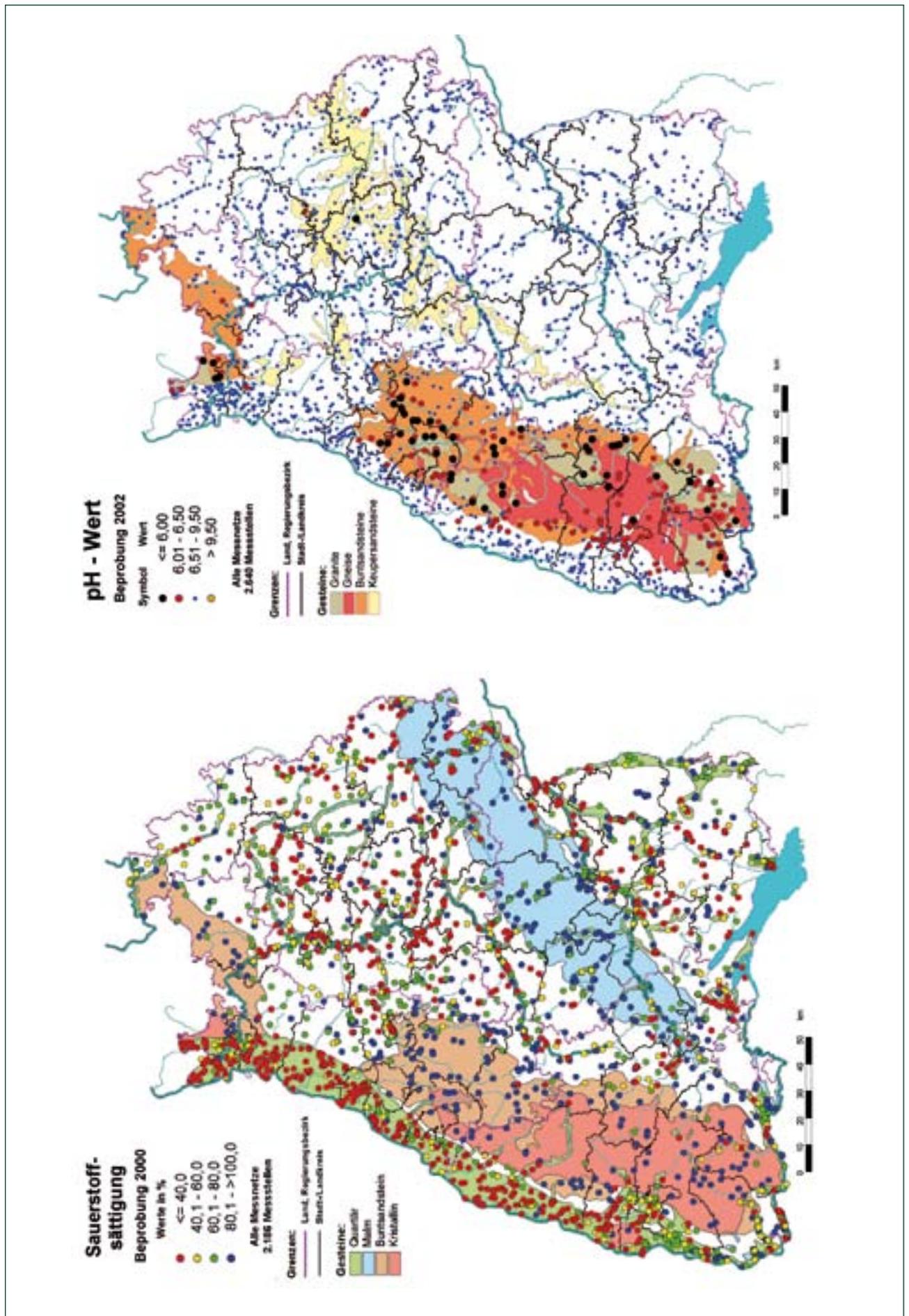
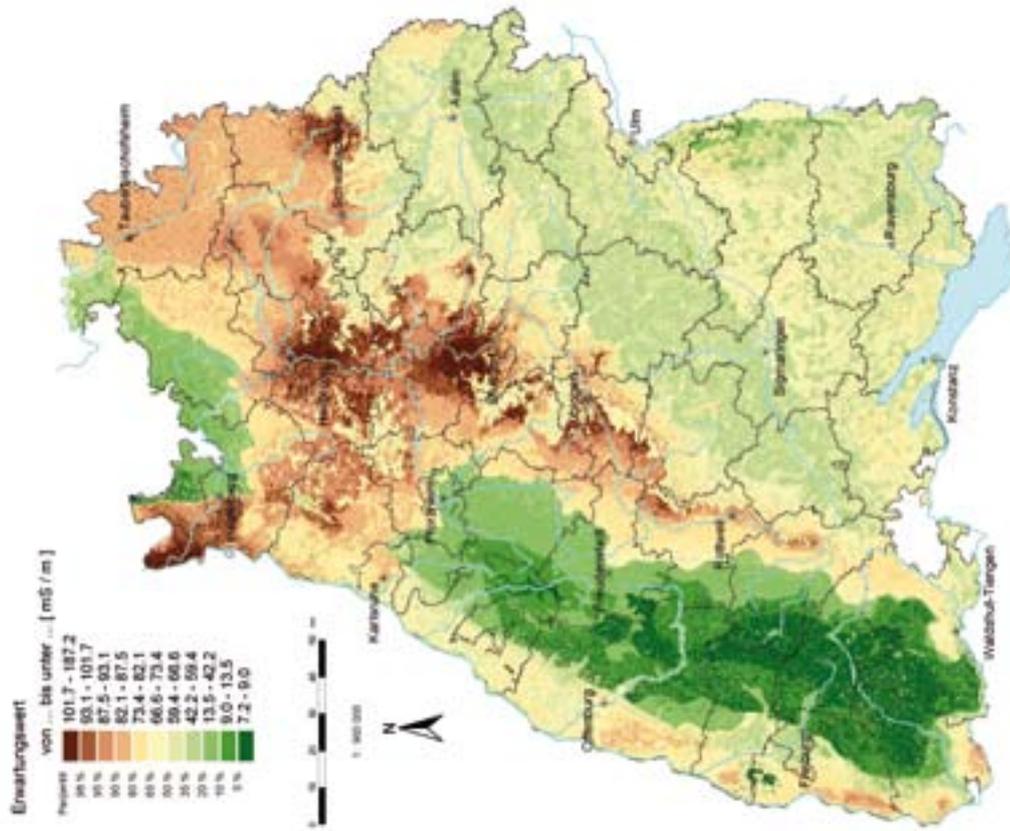


Abb. 12a: Verschiedene Grundwasserzustandskarten Baden-Württembergs: Sauerstoffsättigung, pH-Wert (Quelle: LFU, 2001 c bzw. verändert nach LFU, 2003)

## Leitfähigkeit Medianwerte 1990-1999



## DOC Medianwerte 1990-1999

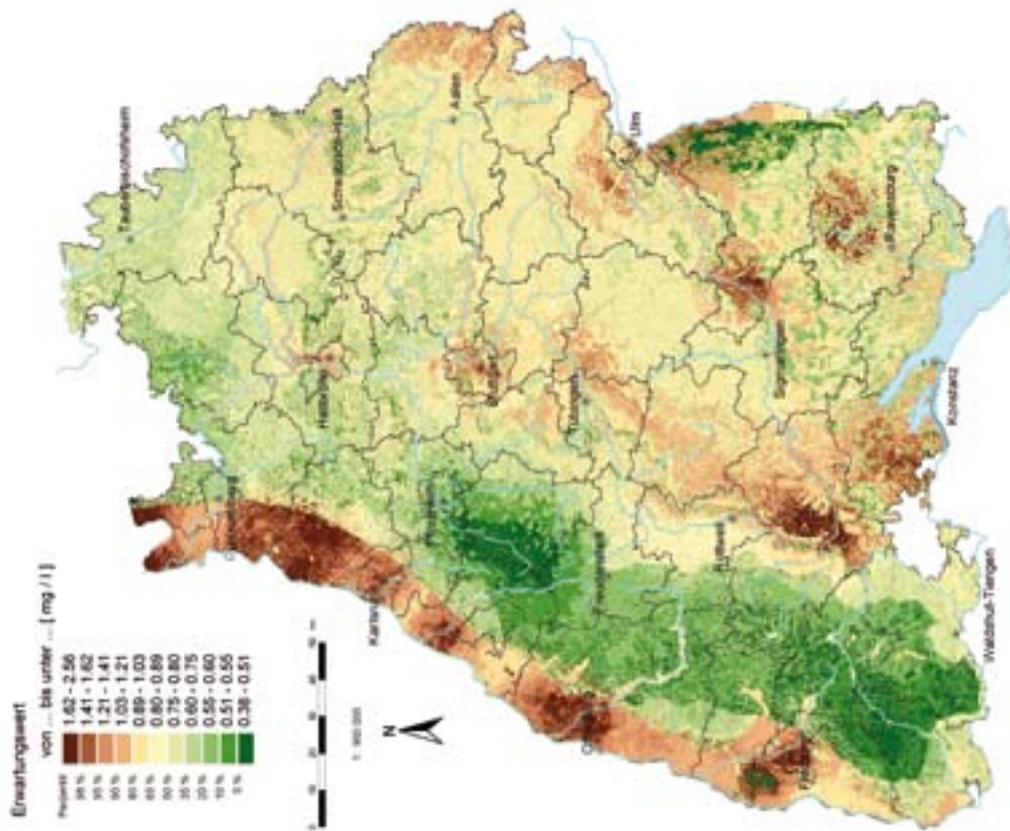


Abb. 12b: Verschiedene Grundwasserzustandskarten Baden-Württembergs: Elektrische Leitfähigkeit, Gelöster Kohlenstoff- DOC (Dissolved Organic Carbon) (Quelle: LFU, 2001 a).

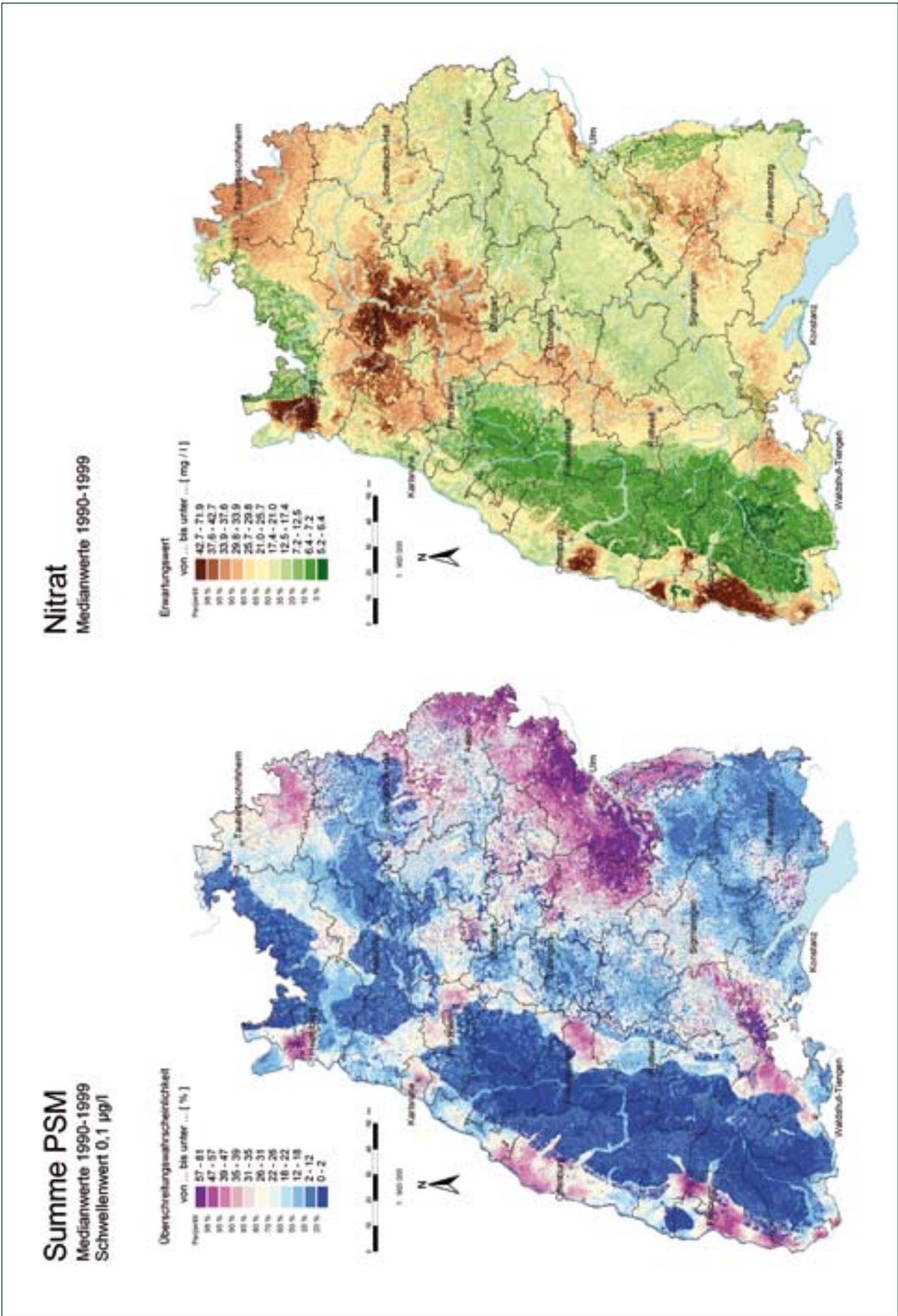


Abb. 12c: Verschiedene Grundwasserzustandskarten Baden-Württembergs: Nitrat, Summe der Pflanzenschutzmittelgehalte (Quelle: LFU, 2001 a).

die ausgewählte Probennahmemethode (siehe Kapitel 3.2) geeigneten Standorte vorhanden waren, musste die LUBW noch zusätzlich auf die gesamte Grundwasserdatenbank der Landes (rund 50.000 Standorte, z.B. Grundwasserstandmessnetz, Fremdmessstellen) zurückgreifen.

Zu diesen Fremdmessstellen enthält die Grundwasserdatenbank jedoch außer einer Bezeichnung und den Koordinaten kaum weitere Standortsangaben. Dementsprechend waren hier viele Messstellen ungeeignet oder zur Zeit der Probennahme nicht mehr existent, deshalb wurden 115 Messstellen mehr als geplant ausgewählt. Es wurden somit 365 Standorte im ersten Probennahmedurchgang angefahren, von denen 61 ersatzlos entfielen. Der resultierende Überhang von 54 Messstellen wurde bei der zweiten Probenrunde beibehalten, so dass im Endeffekt insgesamt 304 Messstellen zweimal beprobt werden konnten.

Wie Eingangs erwähnt, lag der Hauptaugenmerk bei der Auswahl durch die LUBW auf einer möglichst guten Flächendeckung und einer möglichst gleichmäßigen Verteilung auf die unterschiedlichen Teilgebiete (siehe Tabellen im Kapitel 4.2). Zusätzlich wurde versucht, unterschiedliche Tiefen zu erfassen. Für die Tiefenverteilung wurden vermehrt Mehrfachmessstellen bei der Auswahl berücksichtigt. Diese speziellen Standorte sind sehr eng beieinander liegende Beobachtungsrohre mit unterschiedlich tiefem Ausbau, um tiefengeschichtete Proben nehmen zu können.

Aber auch andere, sowohl ökologisch bedeutsame natürliche chemische Aspekte wie Sauerstoffkonzentration, Temperatur, Säureverhältnisse (pH-Wert), Vorrat an Mineralien (Leitfähigkeit, Härte), als auch anthropogene Belastungen mit Salzen (Chlorid, Nitrat, usw.), Pflanzenschutzmitteln, Benzinzusatzstoffen, Kohlenwasserstoffen, Arzneimittelrückständen wurden von der LUBW bei der Auswahl mit berücksichtigt.

Dabei wurde immer wieder versucht, Messstellenpaare zu bilden. Zu jeder belasteten bzw. Extremwerte aufweisenden Messstelle wurde von der LUBW eine unbelastete oder anhand der chemischen Befunde unauffällige Messstelle in der Nähe gesucht. Waren dabei keine geeigneten Gütemessstellen vorhanden, so wurden die Standorte gemäß der Analyse- daten von Gütemessstellen, die sich in unmittelbarer Nähe befanden, von der LUBW eingestuft. Gebietsweise war je-

doch auch diese Vorgehensweise nicht möglich, die Einstufung erfolgte in diesen Fällen nach Grundwasserzustandskarten. Für diese Karten werden in einem komplizierten statistischen Verfahren (Simple Updating Kriging, LFU 2001 a) alle verfügbaren Analysedaten aus dem Landesmessnetz und der Wasserversorger verwendet und zu Arealen bestimmter Erwartungswerte verrechnet. Abbildung 12 zeigt sechs dieser Grundwasserzustandskarten.

Entlang von Fließgewässern wurden mehrere Messstellen als begleitende Transekte in die Auswahl aufgenommen. Auch regionale, hydrogeologische Besonderheiten – z.B. Donauversickerung, Wasserscheiden, Abflusssituation der Iller entlang des Erolzheimer Feldes, Salzhalden der Kaliindustrie, Festgesteinsabbau usw. wurden mit der entsprechenden Anzahl an Standorten versehen (GEOLOGISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG 1991, LANDESAMT FÜR GEOLOGIE, ROHSTOFFE UND BERGBAU 2000, LFU 2001 b).

Bedingt durch das Auswahlkriterium der Flächendeckung wurden auch die Gebiete im Süden des Landes, die während einer oder aller Eiszeiten mit Eis bedeckt waren, mit einer ausreichenden Menge an Probenstellen berücksichtigt.

### 3.2 METHODE DER PROBENNAHME – DER NETZSAMMLER

Zur Probennahme der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg wurde ein eigens für diesen Zweck entwickeltes Planktonnetz, der sogenannte Netzsammler (Abbildung 13), verwendet, obwohl der Einsatz von Pumpen die wohl am weitesten verbreitete Methode darstellt (DANIELOPOL & NIEDERREITER 1987, LFU 1996, MALARD et al. 1997).

Die Festlegung auf den Netzsammler erfolgte unter Berücksichtigung mehrerer Gesichtspunkte: Die Verwendung von Pumpen bedeutet neben einem hohen technischen Aufwand auch einen enormen zeitlichen und finanziellen Aufwand, so dass eine zweimalige Beprobung von 304 Messstellen innerhalb eines Jahres unmöglich schien.

Zudem gibt es je nach verwendeten Pumpentyp eine physikalisch bedingte Tiefenbeschränkung (HAHN 2001, DUMAS & FONTANINI 2001). Saugpumpen stellen eine für die Tiere schonende Fangmethode dar, funktionieren



Abb. 13: Der Netzsammler.

aber nur bis zu einem Grundwasserflurabstand von rund 8 m, bei größeren Flurabständen ist die Kapillarwirkung des Wassers zu gering und der Förderstrom reißt ab.

Für Tauch- oder Kreiselpumpen gibt es diese Tiefenbeschränkung nicht, jedoch bewirkt die Passage des Kreisels eine Zerstörung vor allem der größeren Tiere (SINTON 1984, MALARD 1997), so dass eine Bestimmung nicht mehr oder nur schwer möglich ist. Einen Überblick über weitere Methoden zur faunistischen Beprobung des Grundwassers geben die Arbeiten von POSPISIL (1992), HAHN (2001) und MALARD et al. (2003).

Der Netzsammler ist also eine schnelle und zuverlässige, weil technisch einfache Methode, die ebenfalls nicht tiefenbeschränkt ist und zudem eine für die Tiere äußerst schonende Fangtechnik darstellt.

Die Methode basiert auf dem Umstand, dass Grundwassermessstellen bzw. Beobachtungsrohre aufgrund ihres Aufbaus wie Fallen wirken (HAHN 2001). Grundwassermessstellen besitzen ab einer bestimmten Tiefe einen geschlitzten Filterbereich (Schlitzweite 2 mm), der es ermöglicht, Grundwasser aus dieser Tiefe zu entnehmen. Unterhalb dieses Filterbereichs befindet sich in der Regel noch ein Stück vollwandiges, blind endendes Rohr, der so genannte Sumpf (siehe Abb. 14).



Abb. 14: Aufbau eines typischen Messrohres.

Gelangen nun Tiere des umgebenden Grundwasserleiters über die Filterschlitzte in die Messstelle, befinden sie sich zunächst in der freien Wassersäule des Beobachtungsrohres. Da die meist blinden Tiere nun keinen Kontakt mehr zum sie normalerweise umgebenden Sediment haben, versuchen sie, diesen Kontakt wiederherzustellen (positive Thigmotaxis).

Im einfachsten Fall geschieht dies durch die Bewegung nach unten. Somit gelangen sie in den Sumpf, dessen vollwandiges Rohr ein Entkommen in seitlicher Richtung verhindert, die Tiere häufen sich hier an. Die Arbeiten von POSPISIL (1989), SINTON (1984), STEENKEN (1998) und HAHN (2005) und die vergleichenden Studien von MATZKE & HAHN (2002) und HAHN (2003) bestätigen, dass die Artenzusammensetzung innerhalb einer Messstelle der des umgebenden Grundwasserleiters entspricht. Die Dichte und Anzahl der Tiere ist jedoch wegen der Fallenwirkung wesentlich höher als in den Aquiferen. Und dieser Umstand wird für die Netzmethode ausgenutzt.

Der hier verwendete Netzsammler ist eine Kombination eines Plankton- oder Cvetkov-Netzes (CVETKOV 1968) und eines Quellsammlers nach NOLL (1939). Er besteht aus einem Planktonnetz mit einer Maschenweite von 74 µm, einem 50 ml fassenden Zentrifugenrohr als Sammelbecher und einem zwischen dem Netz und dem Rohr befindlichen Filtersystem, das dem Quellsammler nachempfunden ist. Der Durchmesser des Netzes beträgt 49 mm, es ist also auch für 2 Zoll-Meßstellen geeignet.

Bei der Probennahme wird das durch Bleigewichte beschwerte Netz mit Schwung in den Sumpf abgesenkt. Durch Ziehen der Schnur wird das Netz zehnmal zügig auf- und abbewegt (DUMAS & FONTANINI 2001, MALARD 2003). Durch diese rasche Abfolge der Netzbewegung wird das Sediment des Sumpfes mit den darin befindlichen Tieren in die freie Wassersäule verdrängt, über das Planktonnetz filtriert, und im Sammelbecher konzentriert.

Eine geschichtete Probennahme mit Informationen über die Tiefenverteilung der Tiere ist mit dieser Methode zwar nicht möglich, ist jedoch bei der vorliegenden Fragestellung auch nicht notwendig. Die Auswertung der Tiefenverteilung wurde anhand der Ausbautiefen der Messstellen durchgeführt.

Zur Probennahme mit dem Netz wurde eine ursprünglich aus der Seenforschung stammende Handwinde mit 200 m-Schnur verwendet.

Die beiden zur Fixierung der Seilwinde verwendeten Konstruktionen für Überflur- und Unterflurmessstellen (Abbildung 15) sind Spezialkonstruktionen der Firma UWITEC (Mondsee, Oberösterreich).

### 3.3 FREILAND- UND LABORARBEITEN

Die beiden Probennahmen wurden in den Zeiträumen zwischen dem 12.11.2001 und dem 28.06.2002 bzw. zwischen dem 08.09.2002 und dem 13.12.2002 im Zwei-Wochenrhythmus durchgeführt. Auf eine Woche der Planung, Terminabsprache mit den jeweiligen Betreibern, Wartung der Geräte und der Erstellung der Übersichts- und Routenkarten, folgte eine Woche im Freiland, in der im Schnitt rund 45 Standorte beprobt wurden.

Im Anschluss an die Probennahme wurden die noch lebendigen Tiere täglich aus den Proben aussortiert. Diese Vorgehensweise stellte sicher, dass auch sehr kleine Tiere durch ihre Bewegungen oder nach dem Fixieren (dabei werden die Tiere mit Formalin oder Alkohollösung getötet und haltbar gemacht) nicht mehr erkennbare Tiergruppen erfasst werden konnten. Dabei wurden die Tiere nach leicht unterscheidbaren Großgruppen (Archiannelida, Oligochaeta, Ostracoda, Cyclopoida, Harpacticoida, Syncarida, Amphipoda, Isopoda, Nematoda, siehe auch faunistische Ergebnisse) vorsortiert.

Das Sediment der Probe selbst wurde beim Sortieren in die Bestandteile Sand, Feinsand, Schluff, Detritus (Pflanzenreste), Tierreste (Aas), Bakterien (makroskopisch oder mikroskopisch erkennbare Bakterienflocken), Ocker (Eisenocker als bakterielles oder isoelektrisches Fällungsprodukt) und sonstiges Sediment (für etwaige Besonderheiten, jedoch hauptsächlich Kotballen größerer Tiere) eingeteilt. Für jede Probe wurden die einzelnen Bestandteile in Relation zu den übrigen Anteilen derselben Probe nach den Kategorien „fehlt“, „wenig“, „viel“ und „sehr viel“ unterschieden.

Im Anschluss an die Freilandarbeiten wurden die Tiere im Labor auf Artniveau bestimmt.

### 3.4 STATISTISCHE METHODEN

In diesem Abschnitt sollen die für die Gemeinschaftsanalysen verwendeten statistischen Verfahren erklärt werden.

Zunächst wurden die faunistischen Daten – nur die sicher bestimmten, stygophilen und stygobionten Arten und die Gruppe der Nematoden – mit den entsprechenden Daten der einzelnen Standorte und deren chemischen Analyse-daten der LUBW mit dem Programm SPSS v. 12.01 (SPSS Corporation) verknüpft und für die einzelnen Fragestellungen aufbereitet. Sämtliche Gemeinschaftsanalysen wurden mit dem Programm Primer v5 (CLARKE & WARWICK 2001) durchgeführt.

Um den Einfluss dominanter Arten zu reduzieren und die heterogenen Daten vergleichbar zu machen, wurden alle



Abb. 15: Für die Probennahme verwendete Seilwinde und Halterungskonstruktionen.

faunistischen Daten der Teilgebiete – z. B. Naturraumgruppen und Grundwasserlandschaften – quadratwurzeltransformiert und mit dem Bray-Curtis-Unähnlichkeitskoeffizienten eine Ähnlichkeitsmatrix erstellt. Der Vorteil dieses Koeffizienten liegt darin, dass er Nullwerte, die vor allem in den faunistischen Daten auftreten, nicht als Ähnlichkeiten berechnet (BRAY & CURTIS 1957).

Diese berechnete Ähnlichkeitsmatrix wurde mit Hilfe der **Multidimensionale Skalierung (MDS)** graphisch dargestellt, wobei die Abstände zwischen den einzelnen Punkten in der Darstellung die Ähnlichkeiten der Lebensgemeinschaft der einzelnen Naturraumgruppen bzw. Grundwasserlandschaften wiedergeben. Dabei gilt, je näher zwei Punkte beieinander liegen, umso ähnlicher sind sie sich in ihrer Besiedlung. Mit zunehmender Distanz in der Abbildung nimmt auch die Ähnlichkeit der Artenzusammensetzung der Teilgebiete ab.

Die statistische Güte wird dabei durch den „Stress-Wert“ in der rechten, oberen Ecke der Darstellung angegeben. Werte unter 0,1 entsprechen einer guten Ordination mit geringem Fehlinterpretationspotential, d.h. die getroffene Gruppeneinteilung ist berechtigt. Werte unter 0,2 geben immer noch brauchbare Interpretationsergebnisse, während die Ergebnisse mit Werten über 0,2 vorsichtig zu interpretieren sind.

Die Unterteilung des Untersuchungsgebietes erfolgte aufgrund der Landschaften und der Geologie im Untergrund. Zusätzlich wurden die Teilgebiete zu größeren Teileinheiten oder Gruppen (Flusseinzugsgebiete und Leitertypen) zusammengefasst. Diese Einteilung wurde mit einer **ANOSIM**-Analyse überprüft. Dieser rechnerisch sehr aufwendige Test vergleicht die Ähnlichkeiten der Teilgebiete innerhalb und zwischen den Gruppen anhand der verwendeten Daten.

Der maximale Wert von „R“ = 1 wird erreicht, wenn alle in einer Gruppe befindlichen Teilgebiete zueinander ähnlicher sind, als zu den Teilgebieten der übrigen Gruppen. Werte über 0,75 zeigen eine gute Trennung der Gruppen an, Werte von ca. 0,5 deuten noch auf eine gute Unterscheidbarkeit hin, wobei es hier zu Überlappungen der Gruppen kommt. Werte von unter 0,25 zeigen an, dass es kaum Unterschiede zwischen den Gruppen gibt, d.h. die Ähnlich-

keiten der Teilgebiete innerhalb und zwischen den Gruppen ist durchschnittlich gleich.

Die **BVSTEP**-Methode wurde eingesetzt, um Beziehungen zwischen den faunistischen Ergebnissen und den Umweltparametern bzw. den Messdaten der LUBW zu untersuchen. Dazu werden die abiotischen Daten mit der Lage der Punkte in der MDS verglichen und so lange gedreht, bis die beste Deckung (Korrelation) einzelner Parameter mit der Abbildung erreicht wird. Dabei wird die Stärke des Zusammenhanges mit dem so genannten Korrelationskoeffizienten „r“ angegeben, der in einem Bereich zwischen -1 (negative Korrelation) und 1 (positive Korrelation) liegt. Der Koeffizient wird dabei wie folgt interpretiert:  $r < 0,2$  sehr geringe Korrelation;  $0,2 < r < 0,5$  geringe Korrelation;  $0,5 < r < 0,7$  mittlere Korrelation;  $0,7 < r < 0,9$  hohe Korrelation;  $0,9 < r < 1$  sehr hohe Korrelation (BÜHL & ZÖFEL 1995).

Zum Abgleich der chemischen Daten mit den faunistischen Daten der Einzelstandorte wurde die **Rangkorrelation nach Spearman** verwendet. Dabei wurden alle Arten und ihre Anzahl mit den chemischen Werten der Standorte, an dem die Art auftrat, verglichen. Alle Zusammenhänge zwischen chemischen und faunistischen Daten wurden mit den Korrelationskoeffizienten „r“ angegeben (siehe oben).

Zur besseren Veranschaulichung der Tiefenabhängigkeit der Besiedlung wurden **Box-Plot-Grafiken** verwendet (Vergleich Abbildung 52). Box-Plots sind eine sehr übersichtliche Art der Abbildung, um die wichtigsten Eigenschaften einer Verteilung mit fünf Werten darzustellen. Dabei markieren die untere und obere Linie den kleinsten bzw. größten Wert, die untere Begrenzung der Box ist das erste Quartil (Q1, 25 % der Werte sind kleiner), die obere Begrenzung das dritte Quartil (Q3, 25 % der Werte sind größer). Die mittlere Linie kennzeichnet den Median (jener Wert, unterhalb und oberhalb dessen jeweils die Hälfte der Einzelwerte liegen). Zusätzlich werden in dieser Abbildungsform die Extremwerte mit einem Kreis, die so genannten Ausreißer mit einem Sternchen angegeben.

Um Unterschiede verschiedener Gruppeneinteilungen zu überprüfen, wurde der **U-Test nach Mann & Whitney** verwendet. Bei diesem Rechenverfahren werden die Zahlenwerte der Gruppen in Ränge verwandelt, und über Rangsummenbildung und Einbeziehung der Gruppengröße und

eines Korrekturwertes ein Wert errechnet. Zu jedem Wert gehört eine Irrtumswahrscheinlichkeit „p“. Unterschiede zwischen den jeweiligen Gruppen werden als **signifikant** bezeichnet, wenn die Wahrscheinlichkeit, dass das Ergebnis auf Zufall beruht, sehr gering ist. Je geringer der p-Wert ist, desto höher ist die Informationsqualität der Berechnung.

Der **Diversitätsindex nach Shannon & Wiener** berücksichtigt neben der Anzahl an Individuen und der Artenzahl auch die Verteilung der Individuen auf die vorkommenden Arten (BÜHL & ZÖFEL 1995). Er ist umso größer, je höher die Artzahl und je gleichmäßiger die Verteilung der Individuen auf die vorkommenden Arten ist.

# 4 Ergebnisse

Die Ergebnisse aus dieser Kartierung werden in zwei Teilen dargestellt. Der erste Teil behandelt die gefundenen Tiergruppen und Arten und beinhaltet auch allgemeine Angaben zu deren Ökologie und Verbreitung. Im zweiten Teil sind die Ergebnisse aus den statistischen Gemeinschaftsanalysen dargestellt. Sie verraten uns die Verbreitungsmuster der Lebensgemeinschaften im Untersuchungsgebiet. Durch die verschiedenen Ansätze der Auswertung (siehe Kapitel 2) werden auch die möglichen Gründe dafür gezeigt.

## 4.1 FAUNISTISCHE ERGEBNISSE

Bei den beiden Probennahmen im Frühjahr und Herbst 2002 konnten an 78 % der insgesamt 304 Standorte Tiere gefunden werden, wobei 55 % der Messstellen an beiden Terminen und 23 % nur bei einem der beiden Termine besiedelt waren. In Abbildung 16 sind die Messstellen nach diesen drei Kategorien (2x besiedelt, 1x besiedelt, unbesiedelt) mit verschiedenen Symbolen und farblich getrennt eingezeichnet.

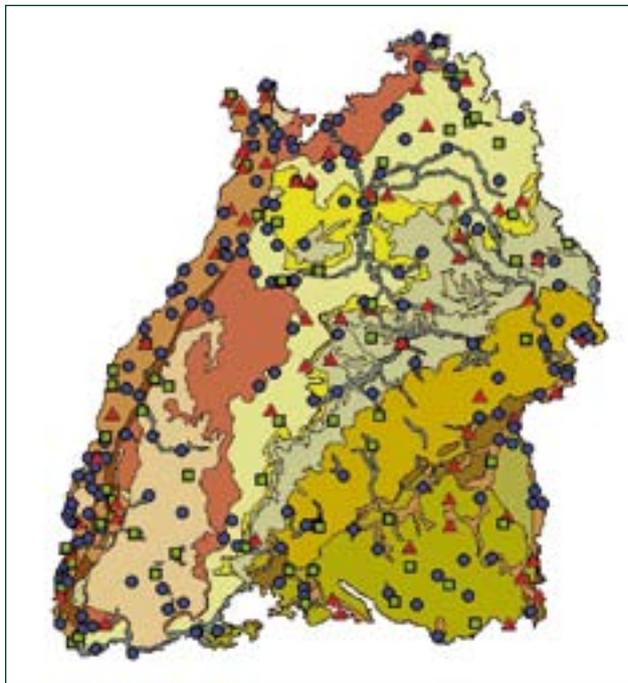


Abb. 16: Beprobte Messstellen in Baden-Württemberg, geordnet nach der Stetigkeit der Besiedlung (blaue Punkte: faunistische Befunde von zwei Terminen; grüne Rechtecke: faunistische Befunde von einem Termin; rote Dreiecke: keine faunistischen Befunde).

Interessant ist hierbei, dass es keine Muster in der Verteilung gibt. Die Messstellen, egal ob sie keinmal, einmal oder zweimal besiedelt waren, sind gleichmäßig über das Gebiet verteilt. Dieses Phänomen ist auch aus anderen Studien

über Grundwassertiere bekannt. Man spricht hierbei von einem geklumpten („patchy“) Auftreten der Tiere (GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003). HAHN (2004 a) führt dies auf die kleinräumige Heterogenität dieses Lebensraumes zurück, die durch den schwankenden Grundwasserspiegel verstärkt werden kann. Daher war es auch sinnvoll, anstelle von über 600 Standorten nur die Hälfte zu unterschiedlichen Zeiten zu beproben, einmal im Frühjahr bei hohen und einmal im Herbst bei niedrigen Grundwasserständen.

Insgesamt konnten bei den beiden Probenahmerunden 9.813 Tiere erfasst und zum größten Teil bestimmt werden. Die Zusammensetzung der Tiergruppen in den Fängen ist in der Tabelle 4 und der Abbildung 17 dargestellt.

Die **Krebse (Crustacea)** sind mit einem Anteil von über 82 % an der Gesamtanzahl der Fänge die wichtigste Tiergruppe in diesem Lebensraum und stellen mit 78 Arten den größten Teil der 106 festgestellten Arten.

Innerhalb der Gruppe der Crustacea dominieren die **Hüpfertlinge (Copepoda Cyclopoida)** mit rund 56 % der Gesamtabundanz und 22 Arten, gefolgt von den **Muschelkrebse (Ostracoda; 9,5 %; 15 Arten)**, **Flohkrebse (Amphipoda; 5,5 %; 14 Arten)**, **Raupenhüpfertlingen (Copepoda Harpacticoida; 5,42 %; 17 Arten)**, **Asseln (Isopoda; 5 %; 4 Arten)** und **Brunnenkrebse (Syncarida; 0,69 %; 5 Arten)**.

Der hohe Anteil an Krebsen (Crustaceen) deckt sich auch mit den Angaben aus der Literatur und unterstreicht die Bedeutung dieser Tiergruppe in der Grundwasserlebensgemeinschaft des Grundwassers. In den Proben vertreten waren auch die Gruppe der **Wenigborster (Oligochaeta; 5,26 %)** mit 20 Arten und der einzige mitteleuropäische, limnische Vertreter der **Vielborster (Polychaeta, Archiannelida)**, *Troglochaetus beranecki*. Er konnte mit 40 Individuen und 0,41 % der Gesamtabundanz in den Proben gefunden werden.

Von den **Weichtieren (Mollusca)** waren nur **Schnecken (Gastropoda; 0,48 %; 7 Arten)** in den Proben. Grundwasserbewohnende Muscheln (*Bivalvia*, hauptsächlich der Familie Spheriidae; KÜHLMANN et al. 1993) waren nicht in den Proben enthalten.

Tab. 4: Anzahl der Individuen, prozentualer Anteil der Taxa an der Gesamtabundanz der Fänge und Anzahl der festgestellten Arten im Untersuchungsgebiet.

Großgruppen	Taxon	Anzahl Individuen	%	Anzahl Arten
<b>Annelida</b>	Polychaeta	40	0,41	1
	Oligochaeta	516	5,26	20
<b>Crustacea</b>	Ostracoda	936	9,54	15
	Calanoida	3	0,03	1
	Cyclopoida	5.530	56,35	22
	Harpacticoida	532	5,42	17
	Syncarida	68	0,69	5
	Amphipoda	546	5,56	14
	Isopoda	497	5,06	4
<b>Mollusca</b>	Gastropoda	47	0,48	7
<b>Nematoda</b>		932	9,50	siehe Text
<b>Sonstiges</b>		166	1,69	siehe Text
<b>Summe</b>		<b>9.813</b>	<b>100</b>	<b>106</b>

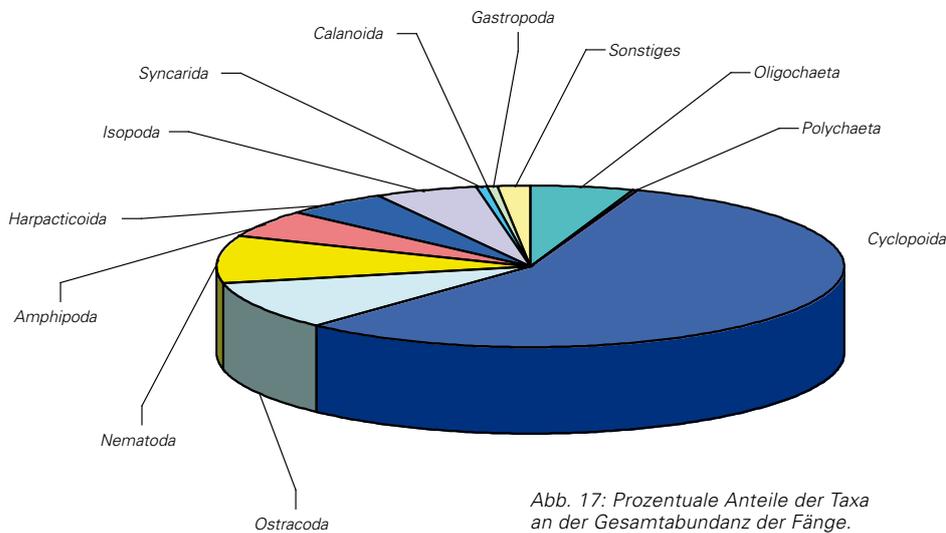


Abb. 17: Prozentuale Anteile der Taxa an der Gesamtabundanz der Fänge.

Die oben aufgeführten Tiergruppen wurden, soweit dies möglich war, auf Artniveau bestimmt. Nur die bestimmten Individuen dieser Tiergruppen wurden für die Gemeinschaftsanalysen verwendet. Denn nur auf dem Artniveau konnte eine Einteilung getroffen werden, ob diese Tiere echte Grundwasserbewohner (stygobiont) sind, ob sie immer wieder in diesem Lebensraum vorkommen, obwohl sie auch in Gewässern an der Oberfläche leben (stygophil), oder ob sie nur Zufallsgäste sind (stygoxen), die unter diesen unwirtlichen Bedingungen bald sterben würden. Diese Zufallsgäste wurden von der Analyse ausgeschlossen, da sie die Ergebnisse stören würden.

Eine Ausnahme ist die Gruppe der Fadenwürmer (Nematoda, Abbildung 18). Es handelt sich dabei um eine taxonomisch äußerst schwierige Tiergruppe, die nur von wenigen Spezialisten bestimmt werden kann. Erschwerend kommt hinzu, dass diese kleinen, drehrunden und fadenförmigen

Tiere so gut wie in jedem Lebensraum der Erde vorkommen, der feucht genug ist. Eine klare Abtrennung zwischen den Arten des Bodens und jenen des Grundwassers ist aufgrund des heutigen Wissensstandes kaum möglich. Die Gruppe war jedoch mit 9,5 % der Gesamtabundanz sehr häufig in den Proben vertreten, so dass sie als alleinstehendes Taxon bei den Ergebnissen der Analysen angeführt wurde.



Abb. 18: Fadenförmiger Körper eines Nematoden.

Nicht so die Rubrik „Sonstiges“. Sie umfasst Tiergruppen, die entweder nicht bestimmt werden konnten oder aber als stygoxen bzw. sogar terrestrisch einzustufen sind, jedoch immer wieder in den Proben gefunden werden konnten. Hier sind die Gruppen Milben (Acari), Wasserflöhe (Cladocera), Insekten (Insecta), Strudelwürmer (Turbellaria), Rädertierchen (Rotatoria), Einzeller (Protozoa) und diverse Larvenstadien der Crustacea (Krebse) wie Nauplien- oder Cypris-Larven zusammengefasst. Mit 166 Tieren bzw. 1,69 % der Gesamtanzahl sind diese Gruppen mengenmäßig nicht relevant und wurden für die Gemeinschaftsanalysen nicht verwendet.

Auf den folgenden Seiten sollen die ausgewerteten Tiergruppen kurz vorgestellt werden, da es sich um wenig bekannte Tiere handelt, so wenig bekannt, dass nur anstelle der Gruppenbezeichnung deutsche Namen existieren. Die vielen, vielen Arten hingegen werden nur unter einem wissenschaftlichen Namen geführt.

Es wird verzichtet, in aktuelle Diskussionen über Artfragen und systematische Probleme einzugreifen. Hier sollen die Tiere mit interessanten Eigenschaften und einzigartigen Anpassungen einem breiten Publikum näher gebracht werden. Die Reihenfolge der Darstellung wurde nach der systematischen Stellung der einzelnen Gruppen festgelegt, nicht nach deren Bedeutung.

In den jeweiligen Abschnitten befinden sich auch Tabellen und Verbreitungskarten der gefundenen Arten. In den Tabellen sind die stygobionten und stygophilen Arten hervorgehoben. Die Tabellen beinhalten nur auf Artniveau bestimmte Individuen. Juvenile Tiere oder nicht bestimmbare Tiere sind nicht enthalten, so dass die Gesamtanzahl der jeweiligen Gruppe von der Anzahl der Übersichtstabelle (Tabelle 4) abweichen kann.

#### 4.1.1 ANNELIDA: POLYCHAETA (VIELBORSTER): ARCHIANNELIDA (URRINGELWÜRMER)

In Mitteleuropa gibt es nur einen limnischen Vertreter dieser sonst überwiegend marinen Gruppe: die stygobionte Art *Troglochaetus beranecki*. Der etwa 0,7 mm kleine Vertreter der Urringelwürmer ist wegen seiner „ohrenähnlichen“ Anhängen an seinem Kopf und seinen 7 Paaren von beborsteten Anhängen an der Seite mit keinem anderen Wurm zu

verwechseln (siehe Abbildung 19). Er besiedelt bevorzugt kleinräumige Grundwasserleiter mit entsprechend geringer Strömung und ernährt sich hauptsächlich von Detritus.

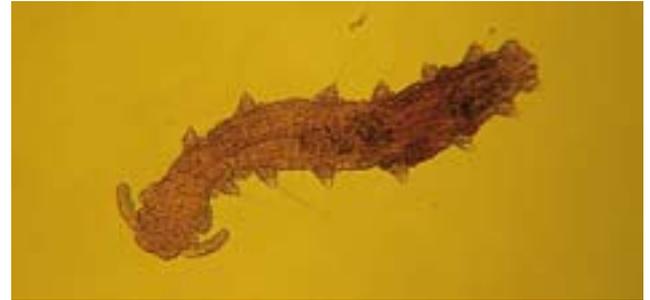


Abb. 19: *Troglochaetus beranecki*.

Er gilt als echtes Tertiärrelikt (CHAPPUIS 1927, STAMMER 1937, THIENEMANN 1950, NOLL & STAMMER 1953), welches seinen Verbreitungsschwerpunkt im Bereich der ehemaligen tertiären Flachmeere hat. Von diesen Meeren ist er ins süße Grundwasser eingewandert und hat hier auch die Eiszeiten überdauert.

Tab. 5: Anzahl der Proben und Gesamtanzahl des im Untersuchungsgebiet gefundenen Polychaeten *Troglochaetus beranecki*.

Artname	Anzahl Proben	Anzahl Tiere
<b><i>Troglochaetus beranecki</i></b>	11	40
DELACHAUX 1920		
Insgesamt		40

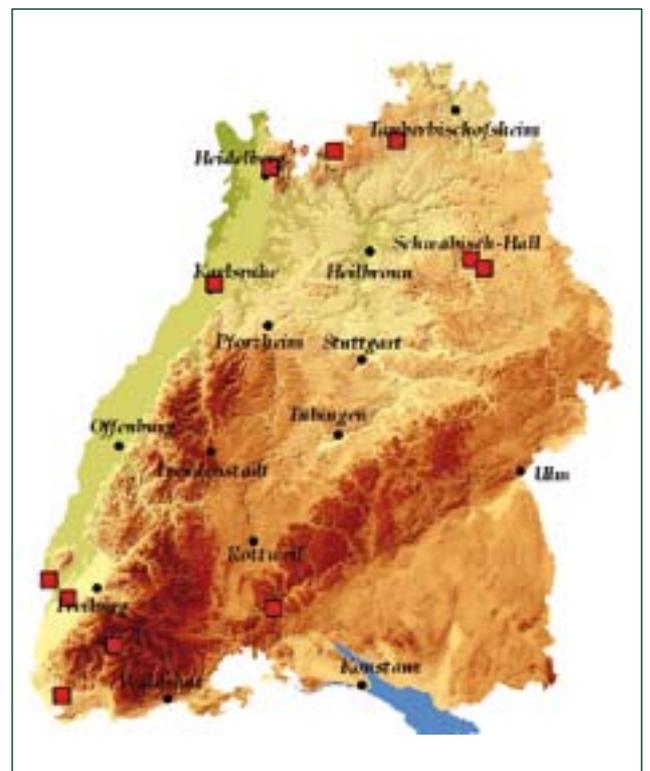


Abb. 20: Verbreitung von *Troglochaetus beranecki* im Untersuchungsgebiet.

Seit der letzten Eiszeit hat sich die Art im Lückensystem des kontinentalen Grundwassers weiter ausgebreitet, Fundorte von zum Teil sehr großen Populationen in Europa liegen von flussbegleitenden Aquiferen von Rhône, Rhein, Main, Weser, Elbe, Oder und Donau vor (HERTZOG 1930, STAMMER 1936, NOLL 1939, HUSMANN 1956, TILZER 1973, RONNEBERGER 1975, DOLE-OLIVIER et al. 1993, STEENKEN 1998, POSPISIL 1993), der nördlichste gelegene Fundort liegt in Finnland (SÄRKKÄ & MÄKELÄ 1998), der höchst gelegene liegt im Arlberggebiet um 2000 m (Moostal, Österreich, TILZER 1968).

Trotz seiner weiten Verbreitung ist *Troglochaetus beranecki* eine seltene Art. Er konnte in nur 11 Proben gefunden werden (Tab. 5) und fehlte bei dieser Untersuchung im südöstlichen Teil des Landes (siehe Abbildung 20).

#### 4.1.2 ANNELIDA: OLIGOCHAETA (WENIGBORSTER)

Die Oligochaeta gehören zusammen mit den Egel (Hirudinea) zu den Gürtelwürmern (Clitellata). Sie sind drehrund und segmentiert, und besitzen auf dem Körper wenige, verteilte Borsten oder Borstengruppe, der Grund für ihren Namen. Zu ihnen gehören hauptsächlich terrestrische Formen (z.B. der Regenwurm, *Lumbricus terrestris*), doch sind auch limnische und einige wenige marine Arten bekannt.



Abb. 21: *Aelosoma* sp.

Die im Grundwasser des Untersuchungsgebietes gefundenen Arten sind hauptsächlich aquatische Vertreter aus Oberflächengewässern mit holarktischer bzw. kosmopolitischer Verbreitung (BRINKHURST & JAMIESON 1971). Ihre benthische Lebensweise – die überwiegend detritivoren Tiere leben meist im Feinsediment dieser Gewässer – begünstigt ein Vordringen in das Grundwasser (NOLL & STAMMER 1953).



Abb. 22: *Cernovsvitoviella atrata*.

Nur sechs der insgesamt 20 Arten gelten als echte Grundwasserbewohner oder kommen hier regelmäßig vor (siehe auch Tabelle 6 und Abbildung 23). Oligochaeta erfüllen eine wichtige Rolle bei der Selbstreinigung des Grundwassers. Wie ihr bekanntester Vertreter im Boden, der Regenwurm, graben sich die wurmförmigen Tiere (Abb. 21 und 22) durch den Grundwasserleiter und halten ihn dadurch offen. Durch diese Tätigkeit (auch Bioturbation genannt) können auch verstopfte Areale wieder durch den Grundwasserfluss mit Sauerstoff versorgt werden. Das ist wichtig für den Abbau der Stoffeinträge von der Oberfläche.

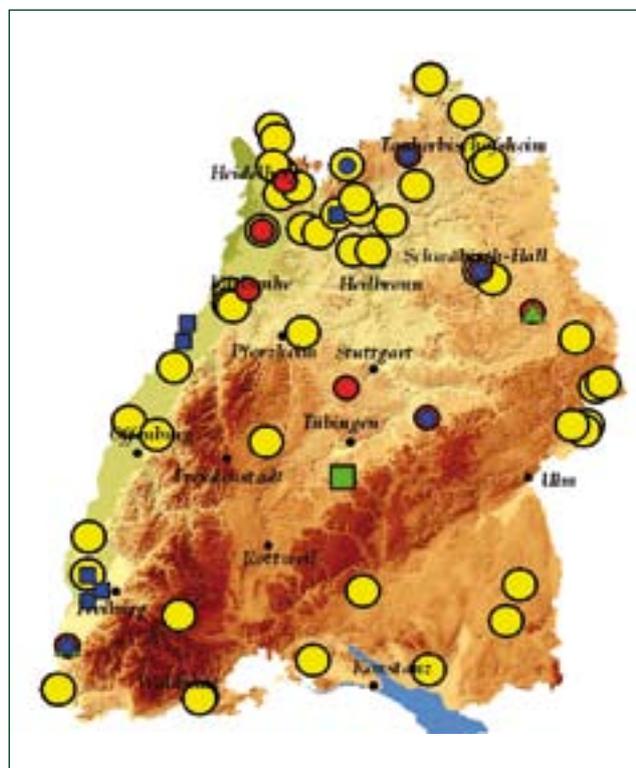


Abb. 23: Verbreitung ausgewählter Oligochaeta-Arten.

- *Aelosoma hemprichi*
- *Aelosoma hyalinum*
- ▲ *Aelosoma niveum*
- *Aelosoma quaternarium*
- *Dorydrilus michaelsoni*
- *Haplotaxis gordioides*

Tab. 6: Anzahl der Proben und Gesamtabundanz der im Untersuchungsgebiet gefundenen Oligochaeta-Arten.

Artnamen	Anzahl Proben	Anzahl Tiere
<b>Aelosoma hemprichi</b> EHRENBERG 1828	6	26
<b>Aelosoma hyalinum</b> BUNKE 1967	11	43
<b>Aelosoma niveum</b> LEYDIG 1865	2	4
<b>Aelosoma quaternarium</b> EHRENBERG 1831	1	1
<i>Buchholzia appendiculata</i> (BUCHHOLZ 1862)	14	24
<i>Cernovsvitoviella atrata</i> (BRETSCHER 1903)	2	5
<b>Dorydrilus michaelsoni</b> PIGUET 1913	59	266
<i>Eiseniella tetraedra</i> (SAVIGNY 1826)	1	1
<i>Fridericia perrieri</i> (VEJDOVSKY 1877)	1	1
<b>Haplotaxis gordioides</b> (HARTMANN 1821)	6	14
<i>Marionina argentea</i> (MICHAELSEN 1889)	3	21
<i>Mesenchytraeus armatus</i> (LEVINSON 1883)	3	3
<i>Nais variabilis</i> PIGUET 1906	1	2
<i>Potamothenix hammoniensis</i> (MICHAELSEN 1901)	1	1
<i>Pristinella bilobata</i> (BRETSCHER 1903)	1	1
<i>Rhyacodrilus falciformis</i> BRETSCHER 1901	1	8
<i>Spirosperma velutinus</i> (PIERANTONI 1906)	1	1
<i>Tubifex ignotus</i> (STOLC 1886)	14	38
<i>Uncinaxis uncinata</i> (ORSTED 1842)	1	2
<i>Vejdovskiiella comata</i> (VEJDOVSKY 1883)	1	1
Insgesamt		463

#### 4.1.3 CRUSTACEA: OSTRACODA (MUSCHELKREBSE)

Den Namen verdankt diese Gruppe von Krebsen einer Hautfalte des zweiten Brustsegments (Carapax), die wie zwei Muschelschalen den gesamten Krebskörper umschließt. Abgesehen von dieser Schale erinnert auch der übrige, stark abgewandelte Körperbau kaum an einen Krebs. Mit ihren zwei Paar Antennen und einem Paar Laufbeinen rennen diese Tiere schnell über den Untergrund. Von ihren Verwandten an der Oberfläche sind auch gute Schwimmer bekannt.



Abb. 24: *Mixtacandona laisi* bevorzugt den Schwarzwald und den Rheingraben.

Bei ihrer Nahrungssuche verzehren die Muschelkrebse alles, was kleiner ist als ihr Schalenspalt, und groß genug, um von ihren Filterbeinen zurückgehalten zu werden. Aber auch richtige Weidegänger gibt es unter ihnen, sie schaben den Aufwuchs von festen Oberflächen ab. Im Grundwasser

dominieren die Weidegänger, so dass auch diese Gruppe einen wichtigen Anteil zum Offenhalten des Grundwasserleiters beiträgt. Die Furca und ein Paar Putzbeine helfen dabei, die Schale sauber zu halten.

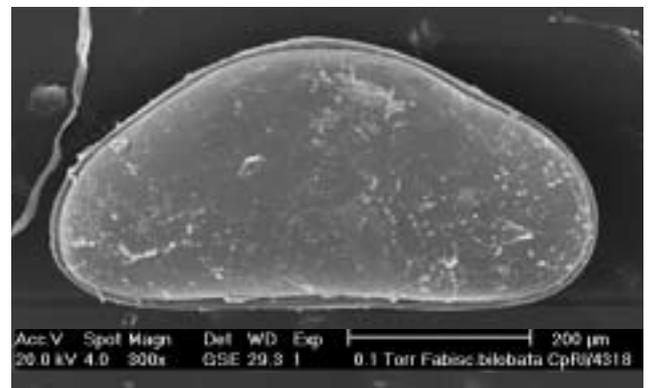


Abb. 25: *Fabaeformiscandona bilobata* gehört zu den ganz seltenen Arten.

Mit Hilfe von Schließmuskeln können die Krebse ähnlich wie Muscheln die Schalen fest verschließen, ein guter Schutz gegen Fraßfeinde. Aber auch ungünstige Bedingungen können so zumindest eine Zeit lang überdauert werden.

Die Ostracoda sind mit ca. 5.000 rezenten Arten eine äußerst artenreiche Gruppe (WESTHEIDE & RIEGER 1996). Doch weit mehr Arten sind aus der Vergangenheit bekannt. Durch ihre harten Schalen gehören sie zu den wenigen Kleinkrebsen, die als Fossilien erhalten blieben. Vertreter dieser Gruppe lebten schon seit dem Kambrium. Aufgrund

Tab. 7: Anzahl der Proben und Gesamtabundanz der im Untersuchungsgebiet gefundenen Ostracoda-Arten.

Artname	Anzahl Proben	Anzahl Tiere
<i>Candona weltneri</i> HARTWIG 1899	2	2
<b><i>Cryptocandona kieferi</i></b> (KLIE 1938)	4	10
<b><i>Cryptocandona vavrai</i></b> KAUFMANN 1900	4	10
<b><i>Fabaeformiscandona bilobata/bilobatoides</i></b>	9	175
<b><i>Fabaeformiscandona breuili</i></b> (PARIS 1920)	13	49
<b><i>Fabaeformiscandona latens</i></b> (KLIE 1940)	3	115
<i>Fabaeformiscandona spec.</i>	4	38
<b><i>Fabaeformiscandona wegelinei</i></b> (PETKOVSKI 1962)	8	269
<b><i>Mixtacandona laisi</i></b> (KLIE 1938)	9	116
<i>Pseudocandona insculpta</i> (MÜLLER 1900)	2	4
<b><i>Pseudocandona marchica</i></b> (HARTWIG 1899)	3	5
<b><i>Schellencandona insueta</i></b> (KLIE 1938)	4	7
<b><i>Schellencandona schellenbergi</i></b> (KLIE 1934)	1	3
<b><i>Schellencandona triquetra</i></b> (KLIE 1936)	2	41
Insgesamt		844

ihrer geringen Größe ist der Erhaltungszustand meist gut. Dies und die enorme Artenvielfalt (weltweit rund 12.000 Arten) macht sie zu wichtigen Leitfossilien für verschiedene Zeitepochen. Ausgenutzt wird dieses Wissen auch bei der Suche nach Erdöl- und Erdgaslagerstätten.

Diese Tiergruppe zeigt eine weitere Besonderheit. Von einigen echten Grundwasserbewohnern sind keine Männchen bekannt (MEISCH 2000). Man geht davon aus, dass speziell im Grundwasser bei geringen Dichten an Individuen die Partnersuche zu kostspielig ist, und die Weib-

chen sich daher parthenogenetisch vermehren (Jungfernzeugung, der Nachwuchs entsteht aus unbefruchteten Eiern).

In Baden-Württemberg konnten 13 Arten nachgewiesen werden (siehe Tabelle 7, Abbildung 25 und 26). Nur zwei von ihnen gelten als stygoxen: *Candona weltneri* und *Pseudocandona insculpta*. Die übrigen Arten sind echte Grundwasserbewohner, speziell die Arten der Gattungen *Schellencandona* und *Fabaeformiscandona* (Abb. 26) gelten als extrem seltene Tiere. Die wenigen Standorte in Europa, an welchen die

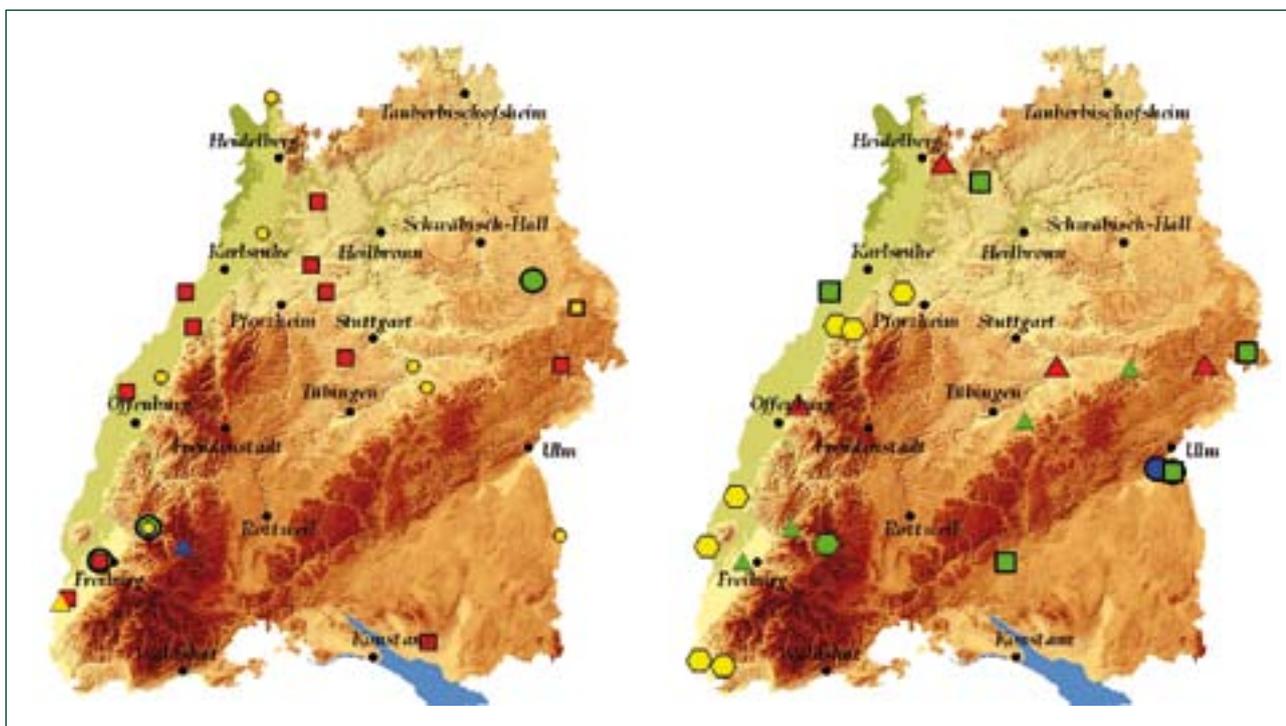


Abb. 26: Verbreitung von ausgesuchten Ostracoda-Arten.

- ▲ *Cryptocandona kieferi*, ▲ *C. vavrei*, ● *Fabaeformiscandona bilobata/bilobatoides*, ■ *F. breuili*, ● *F. latens*, ■ *F. wegelinei*,
- *Mixtacandona laisi*, ● *Pseudocandona marchica*, ▲ *Schellencandona insueta*, ● *S. schellenbergi*, ▲ *S. triquetra*.

Tiere bislang gefunden wurden, kann man am treffendsten mit punktuell beschreiben. Man geht davon aus, dass die Tiere in der Vergangenheit sehr viel weiter verbreitet waren. Auf Grund ungünstiger Umweltbedingungen oder der Konkurrenz anderer Arten sind die Tiere in vielen Gebieten verschwunden, nur in sehr kleinen Arealen verteilt über ganz Mitteleuropa konnten sie bis heute bestehen. Um so erfreulicher ist es, dass durch diese Studie einige dieser Arten seit den letzten Untersuchungen in Baden-Württemberg (z.B. KLIE 1938, LÖFFLER 1961 a und b) wiedergefunden oder neue Fundorte den wenigen bisher bekannten hinzugefügt werden konnten.

#### 4.1.4 CRUSTACEA: COPEPODA, CYCLOPOIDA (HÜPFERLINGE)

Die Copepoda (Ruderfußkrebse) gehören zu den artenreichsten Taxa der Crustacea. Sie kommen in den verschiedensten aquatischen Lebensräumen vor, vorwiegend jedoch marin, wo sie ein wichtiges Glied in der Nahrungskette darstellen (WESTHEIDE & RIEGER. 1996).

Ihren Namen Ruderfußkrebse verdanken sie ihrer speziellen Bewegungsweise. Ihre vier Paar Schwimmbeine sind an der Basis durch Platten verschmolzen. Dadurch schlagen

sie beim Schwimmen die Beine ähnlich wie beim Rudern synchron nach hinten.

Von den zahlreichen Meeresbewohnern sind nur 3 Gruppen zum Leben im Süßwasser übergegangen: die Calanoida, die Cyclopoida (Hüpferlinge) und die Harpacticoida (Raupenhüpferlinge). Anhand dieser drei Gruppen kann man sehr schön den Übergang von der Lebensweise im Freiwasser zum Leben im Sediment und im Grundwasser nachvollziehen.

Als grundwasserfremd (stygoxen) ist die Gruppe der Calanoida mit dem einzigen gefundenen Vertreter *Eudiaptomus gracilis* (ein Fundort, siehe Tabelle 4) einzustufen. Bei dieser Teilgruppe der Copepoda handelt es sich zumindest bei den



Abb. 27: *Acanthocyclops rhenanus* galt als Rheinendemit.

Tab. 8: Anzahl der Proben und Gesamtabundanz der im Untersuchungsgebiet gefundenen Cyclopoida-Arten.

Artnamen	Anzahl Proben	Anzahl Tiere
<b><i>Acanthocyclops cf gmeineri</i></b> POSPISIL 1989	2	2
<b><i>Acanthocyclops kieferi</i></b> (CHAPPUIS 1925)	7	78
<b><i>Acanthocyclops rhenanus</i></b> KIEFER 1936	94	929
<i>Acanthocyclops robustus</i> (SARS 1863)	4	22
<b><i>Acanthocyclops sensitivus</i></b> (GRAETER & CHAPPUIS 1914)	37	152
<b><i>Acanthocyclops venustus</i></b> (NORMAN & SCOTT 1906)	22	71
<i>Acanthocyclops vernalis</i> (FISCHER 1853)	3	54
<i>Cyclops strenuus</i> FISCHER 1851	2	32
<i>Cyclops vicinus</i> ULJANIN 1875	1	1
<i>Diacyclops bicuspidatus</i> (CLAUS 1857)	4	13
<b><i>Diacyclops bisetosus</i></b> (REHBERG 1880)	15	175
<b><i>Diacyclops crassicaudis</i></b> (SARS 1863)	6	54
<b><i>Diacyclops languidoides</i></b> (LILLJEBORG 1901)	155	1.189
<b><i>Diacyclops languidus</i></b> (SARS 1863)	2	4
<i>Eucyclops serrulatus</i> (FISCHER 1851)	3	7
<b><i>Graeteriella (Paragraeteriella) laisi</i></b> (KIEFER 1936)	7	9
<b><i>Graeteriella unisetigera</i></b> (GRAETER 1908)	33	283
<i>Macrocyclops albidus</i> (JURINE 1820)	2	4
<i>Megacyclops viridis</i> (JURINE 1820)	1	1
<i>Paracyclops fimbriatus</i> (FISCHER 1853)	14	38
<i>Thermocyclops crassus</i> (FISCHER 1853)	1	1
<i>Tropocyclops prasinus</i> (FISCHER 1860)	8	51
Insgesamt		3.170

mitteleuropäischen Arten um meist rein pelagische Arten der Freiwasserzone stehender Gewässer. Im Mittelmeergebiet gibt es aber auch blinde Höhlenformen (STOCH 1984) wie *Troglocladion sketi*. Sie sind jedoch wie die im Mitteleuropa vorkommenden, epigäischen Arten aufgrund ihrer körperlangen Ruderantennen und der damit verbundenen Bewegungsweise auf größere Wasseransammlungen angewiesen.

Die Gruppe der Cyclopoida verdanken ihren wissenschaftlichen Namen der ersten Gattungsbezeichnung *Cyclops*. Sie ist auf das unpaare Auge an der Stirn zurückzuführen, das an den einäugigen Riesen der griechischen Mythologie erinnert. Anders als bei anderen Krebsgruppen behalten diese Tiere das unpaare Auge ihrer Larven (Nauplien) zeitlebens bei, und bilden keine weiteren Sehorgane aus. Auch bei manchen Grundwasserformen kann man die Reste dieses Scheitelauges durch reflektierendes Licht noch erkennen, bei den meisten Arten ist es jedoch vollständig reduziert.

Den deutschen Namen Hüpferlinge erhielten diese Tiere aufgrund ihrer unverwechselbaren Fortbewegung. Durch den synchronen Beinschlag, unterstützt durch den Schlag der Antennen sieht man sie in den Proben als kleine, hüpfende Punkte.



Abb. 28: *Megacyclops viridis* ist mit 1,2 mm ein Riese gegenüber *Diacyclops languidoides*.

Die Hüpferlinge besiedeln alle kontinentalen Wasseransammlungen, selbst in regelmäßig austrocknenden Gewässern sind sie zu finden. Mit Hilfe eines Ruhestadiums (Diapause) überstehen diese Tiere am Gewässerboden oder im Boden verborgen die Trockenheit. Diese Stadien sind äußerst robust und selbst mehrjährige Trockenheit oder Frost können ihnen nichts anhaben.

Im Gegensatz zu den Calanoiden zeigen die Cyclopoida schon Anpassungen an das Leben auf bzw. im Sediment. Ihre Antennen sind nur noch halbkörperlang oder kürzer. Zu

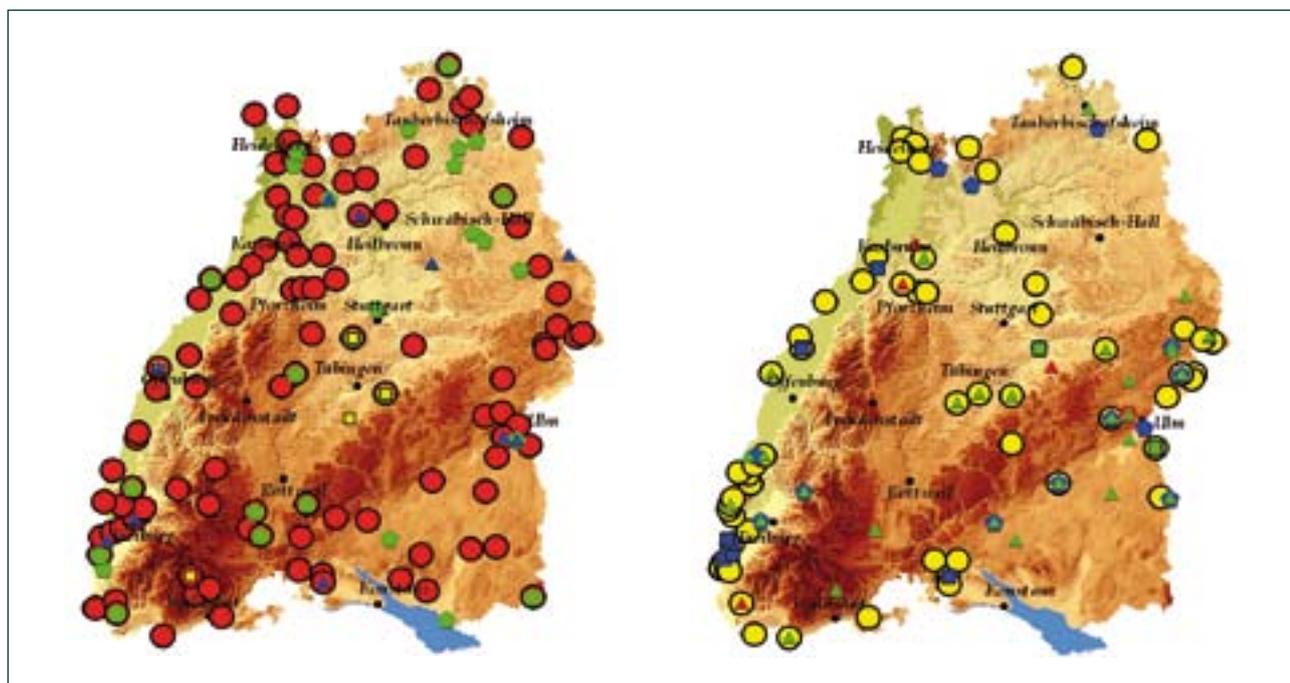


Abb. 29: Verbreitung von ausgesuchten Cyclopoida-Arten.

- *Acanthocyclops cf. gmeineri*, ▲ *A. kieferi*, ● *A. rhenanus*, ▲ *A. sensitivus*, ◆ *A. venustus*, ▲ *Diacyclops bisetosus*, ■ *D. crassicaudis*, ● *D. languidoides*, ■ *D. languidus*, ■ *Graeteriella laisi*, ▲ *G. unisetigera*.

lange Antennen wären im engen Lückenraum hinderlich. Auch die Körperform ist mit ihrer typischen Tropfenform (Vergleich Abbildungen 27 und 28) gut geeignet für das Leben im Untergrund. Im lockeren Sediment schieben sich diese Tiere voran, indem sie das Sediment mit ihren Beinpaaren unter sich nach hinten drücken. Die Tropfenform und der glatte Kopfschild helfen ihnen, auch durch enge Spalten zu schlüpfen. In größeren Wasseransammlungen zeigen sie sich als gewandte Schwimmer.

Als zusätzliche Anpassung sind die echten Grundwasserarten im Vergleich zu den Oberflächenarten sehr klein. Zwar gibt es auch hier mit rund 1,2 mm relativ große Tiere (Abbildung 28), doch sind die meisten Arten zwischen 0,4 bis 0,7 mm klein. Hüpferlinge sind in ihrer Körpergröße und in ihren Merkmalen sehr variabel. Man spricht auch von plastischen Arten. In Zuchtversuchen, bei welchen die Tiere im Lückenraum mit verschiedenen Korngrößen gehalten wurden, veränderte sich die Körpergröße der erwachsenen Tiere entsprechend des Porenvolumens ihres angebotenen Lebensraumes schon nach wenigen Generationen (STERBA & SCHMIDT 1982).

Hüpferlinge sind Allesfresser (omnivor). Mit ihren gut ausgebildeten Mundwerkzeugen greifen sie nach kleineren Nahrungspartikeln oder schaben den Biofilm vom Sediment ab. Mit zunehmender Größe bevorzugen sie jedoch fleischliche Nahrung. Dabei fressen sie alles, was sie überwältigen können.

Diese Gruppe war mit 22 Arten (siehe Tabelle 8) und insgesamt 5.530 Individuen (mit juvenilen Tieren) mit Abstand das häufigste Taxon im Untersuchungsgebiet. Die Verbreitung der wichtigsten Arten ist in den Abbildungen 29 dargestellt.

#### 4.1.5 CRUSTACEA: COPEPODA, HARPACTICOIDA (RAUPENHÜPFERLINGE)

Raupenhüpferlinge (Harpacticoida), die dritte limnische Gruppe der Ruderfußkrebse, kommen in allen aquatischen und aquatilen Biotopen vor, einige Arten leben sogar in Moospolstern (LÖFFLER & NEUHUBER 1970, HUSMANN 1975, JANETZKY et al. 1996). Den überwiegenden Teil der Arten findet man jedoch substratgebunden an Gewässerböden oder im Lückenraum, dementsprechend sind viele stygobionte oder stygophile Arten bekannt.



Abb. 30: *Nitocrella omega* ist eine alte Rheinart.

In ihrem Körperbau sind sie ideal an das Leben auf und im Boden angepasst. Sie besitzen einen länglichen, wurmförmigen Körper und ganz kurze Antennen. Nur die mit den Platten verschmolzenen Beinpaare weisen sie als Ruderfußkrebse aus. Auch ihre Bewegungsweise ist ganz auf ihren Lebensraum ausgerichtet. Mit dem so genannten „Stemmschlängeln“ zwingen sie sich durch die engsten Lücken im Untergrund. Raupenhüpferlinge ernähren sich hauptsächlich von Detritus und weiden auch mit ihren Mundwerkzeugen den Biofilm vom Substrat ab.

Ähnlich wie die Hüpferlinge besitzen auch diese Tiere die Möglichkeit, ungünstige Perioden zu überdauern. Anstelle von Ruhestadien treten hier jedoch sehr robuste, frost- und trockenresistente Dauereier auf. Auch weiß man von manchen Arten, dass ihnen Einfrieren nichts anhaben kann (NOODT 1952).

Als sogenanntes Tertiärrelikt gelten die Tiere der Gattung *Parstenocaris* (Abb. 31). Diese besonders schlanken, nur 0,3 bis 0,5 mm großen Tiere waren vermutlich vor den Eiszeiten in den Oberflächengewässern weit verbreitet, in



Abb. 31: *Parstenocaris psammica* hat die perfekte Körperform für den Untergrund.

Tab. 9: Anzahl der Proben und Gesamtabundanz der im Untersuchungsgebiet gefundenen Harpacticoida-Arten.

Artnamen	Anzahl Proben	Anzahl Tiere
<b>Bryocamptus Limnocamptus echinatus</b> (MRAZEK 1893)	12	210
<b>Chappuisius inopinus</b> KIEFER 1938	1	3
<b>Chappuisius singeri</b> CHAPPUIS 1940	2	14
<b>Elaphoidella elaphoides</b> (CHAPPUIS 1923)	3	20
<b>Moraria brevipes</b> (SARS 1863)	1	7
<b>Moraria fontinalis</b> FLÖSSNER 1970	2	8
<i>Moraria pectinata</i> THIEBAUD & PELOSSE 1928	1	1
<i>Nitocra hibernica</i> BRADY (1880)	1	1
<b>Nitocrella omega</b> HERTZOG 1936	3	10
<i>Paracamptus schmeili</i> MRATZEK 1893	1	2
<i>Parapseudoleptomesochra spec.</i>	1	1
<i>Parastenocaris brevipes</i> KESSLER 1913	2	62
<b>Parastenocaris germanica</b> KIEFER 1936	6	11
<b>Parastenocaris nollii</b> KIEFER 1938	1	1
<b>Parastenocaris psammica</b> SONGEUR 1961	1	11
<i>Parastenocaris spec.</i>	1	141
<i>Phyllognathopus viguieri</i> MAUPAS 1892	1	1
Insgesamt		504

den Tropen kommen Vertreter dieser Gruppe auch heute noch und zwar überwiegend an der Oberfläche vor. In Mitteleuropa findet man sie mit Ausnahme einiger moosbewohnenden Arten nur noch im Grundwasser und im Lückenraum unter Fließgewässern (MÖSSLACHER & HAHN 2003).

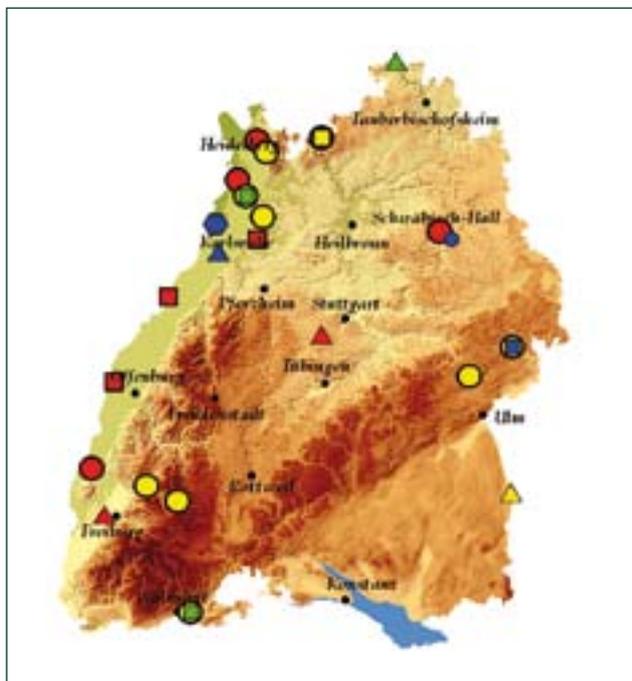


Abb. 32: Verbreitung von ausgesuchten Harpacticoida-Arten.

- *Bryocamptus echinatus*, ▲ *Chappuisius inopinus*,
- *C. singeri*, ▲ *Elaphoidella elaphoides*, ■ *Moraria brevipes*,
- *M. fontinalis*, ▲ *M. pectinata*, ■ *Nitocrella omega*,
- *Parastenocaris brevipes*, ● *P. germanica*, ▲ *P. nollii*,
- *P. psammica*.

Gut untersucht wurde die Art *Parastenocaris phyllura* (GLATZEL 1990), die zwar nicht im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden konnte, doch man nimmt an, dass die unten genannten Angaben in ähnlicher Weise auch für die anderen Arten gelten. Tiere dieser Art sind bei niederen Temperaturen von 5 – 6 °C inaktiv, ab etwa 8 °C werden sie aktiv und beginnen sich auch fortzupflanzen. Sieben Tage nach der Kopulation legen die Weibchen zwei dotterreiche Eier, die sie etwa 10 Stunden mit sich herumtragen. In dieser Zeit verändert sich die Eihülle und wird klebrig, die Weibchen legen die Eier einfach am Substrat ab. Die gesamte Entwicklung dauerte bei typischen Temperaturen des Grundwassers 140 – 170 Tage, bei gleichen Temperaturen lebten die Tiere etwa 30 Monate.

Dass diese Tiere ehemalige Bewohner der Oberfläche waren, zeigt ihre außergewöhnliche Temperaturtoleranz. Sie können auch sehr gut bei Raumtemperatur (20°C) gehalten werden, bei diesen Temperaturen läuft jedoch ihre Entwicklung viel rascher ab. Die Entwicklungsdauer verkürzt sich dabei auf 37 – 42 Tage und die Lebensdauer auf 7 – 8 Monate.

In Baden-Württemberg konnten 16 Arten festgestellt werden, darunter auch zwei noch unbekannte Formen. Von den bekannten Arten sind die meisten als stygophil und stygobiont einzustufen. Tabelle 9 gibt eine Übersicht der gefundenen Arten. Abbildung 32 zeigt deren Verbreitung.



Abb.33: *Bathynella freiburgensis* aus dem Rheingraben.



Abb. 34: Mit den langen Antennener erfühlt *Bathynella* sp. ihre Umgebung.

#### 4.1.6 CRUSTACEA: SYNCARIDA

Die Syncarida (kein deutscher Name vorhanden) sind eine sehr alte und urtümliche Gruppe der Krebse. Sie sind fossil seit dem Karbon bekannt. Deren heute noch lebende (rezente) Vertreter haben sich über diese lange Zeit kaum verändert. Daher bezeichnet man sie auch als lebende Fossilien. Ihre oberflächenbewohnenden Vorfahren sind jedoch schon seit über 300 Millionen Jahren ausgestorben. Nur im Grundwasser konnten diese Tiere ungünstige Perioden überleben. Weltweit kennt man mittlerweile über 160 Arten (MÖSSLACHER & HAHN 2003). Bis auf zwei Arten, die in den Tiefen des Baikalsees gefunden wurden (ältester See der Welt mit Tiefen über 1.500 m, NOODT 1965), leben sie alle im Grundwasser. Aufgrund ihres hohen Alters und der weltweiten Verbreitung kann man mit dieser Tiergruppe sogar die Kontinentaldrift und das Auseinanderbrechen der Urkontinente nachvollziehen.

In Europa kommen Vertreter der Familien Bathynellidae und Parabathynellidae (Ordnung Bathynellacea oder Brunnenkrebse) vor. Für Deutschland waren bisher nur Vertreter der Bathynellidae bekannt (SCHMINKE 1986, SCHÄFER 1997). Um so überraschender war der Fund eines etwa 3 mm großen Weibchens der Familie Parabathynellidae (Erstnachweis dieser Familie in Deutschland) im Raum Weins-

tetten in der Stuttgarter Bucht, das keiner bestehenden Art angehört (*Parabathynella* nov. spec., Tab. 10). Trotz mehrmaligen Nachbeprobens blieb es bislang bei diesem einzigen Weibchen.

Den Namen Brunnenkrebse erhielt diese Gruppe durch den Fundort des ersten Exemplares 1880 in einem Brunnen in Prag (VEJDOWSKY 1882). Es brauchte weitere 30 Jahre, um erneut ein Tier im Raum Basel zu finden (CHAPPUIS 1927).

Neben ihrer Seltenheit und ihrem hohen Alter weisen Brunnenkrebse noch andere Besonderheiten auf. Die Tiere gelten als ausgesprochene Stillwasserformen, die im Lückensystem oder größeren Wasseransammlungen (z.B. Brunnen) gewandt über den Grund laufen, schwimmen sieht man sie nur selten. Dabei ernähren sie sich von Detritus, aber auch räuberisch von kleineren Tieren. Bereiche mit Strömung meiden sie.

Durch die genauen Beobachtungen von JAKOBI (1954) kennt man noch eine Eigenheit dieser Tiere, die sie gleichzeitig zu einer stark bedrohten Tiergruppe machen. Brunnenkrebse sind in ihrer Entwicklung auf einen engen, kalten Temperaturbereich von 5 bis 13 °C angewiesen (Kaltstenothermie). Erwachsene Tiere können höhere Tem-

Tab. 10: Anzahl der Proben und Gesamtabundanz der im Untersuchungsgebiet gefundenen Syncarida-Arten.

Artname	Anzahl Proben	Anzahl Tiere
<i>Bathynella chappuisi</i> DELACHAUX 1920	1	1
<i>Bathynella freiburgensis</i> JAKOBI 1954	8	23
<i>Bathynella natans</i> VEJDOWSKY 1882	4	34
<i>Parabathynella</i> nov. spec.	1	1
<i>Pseudantrobathynella husmanni</i> SCHMINKE 1988	2	7
INSGESAMT		66

peraturen tolerieren, doch schmelzen sie schon nach 10 Tagen bei einer Hälterung von 14 °C ihre Eier ein. Bereits abgelegte Eier entwickeln sich nicht mehr weiter. Eine Hälterung der erwachsenen Tiere bei 18 – 20 °C über zwei Monate führt zur Rückbildung ihrer Geschlechtsorgane (Thermosterilisation). Durch menschliche Aktivitäten wie z. B. die Einleitung von warmen Kühlwasser in das Grundwasser sind diese Tiere stark gefährdet.

Neben der neuen Art konnten bei dieser Untersuchung vier der bislang sechs für Deutschland bekannten Arten gefunden werden (Tabelle 10). Auffällig ist die regional begrenzte Verbreitung aller im Untersuchungsgebiet vorkommenden Arten (siehe Abbildung 35). *B. chappuisi* trat nur an einem Standort im Schwarzwald auf. *Pseudantrobathynella husmanni*, aus dem Raum Wiesbaden (SCHMINKE 1988) und aus der Umgebung von Aschaffenburg (ENRIGHT 2000) bekannt, fand sich nur in Messstellen am Main im Norden des Landes. *B. natans* konnte in drei Proben im Neckareinzugsgebiet gefunden werden, ist aber sicherlich weiter verbreitet. Und *B. freiburgensis* (Abb. 33) konnte in der gesamten Oberrheintiefenebene gefunden werden, der Schwerpunkt der Fundorte liegt jedoch im Norden des Gebietes.

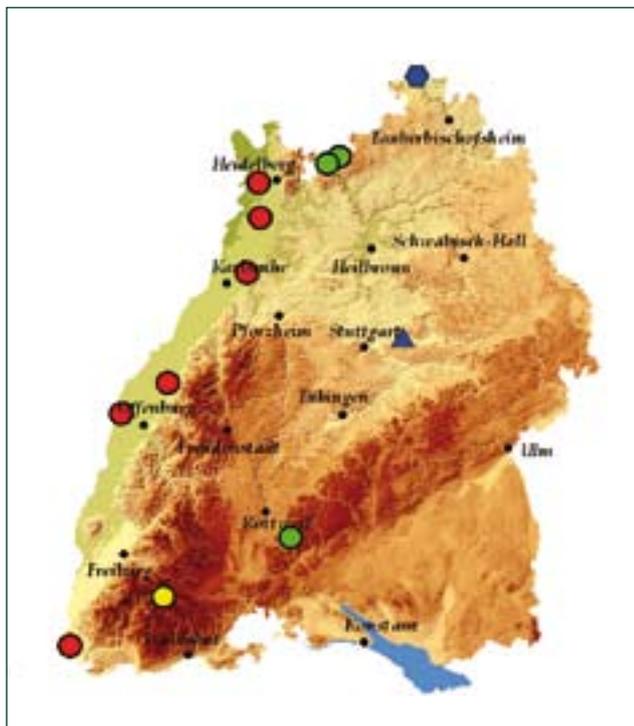


Abb. 35: Verbreitung der im Gebiet gefundenen Syncharida-Arten.

- *Bathynella chappuisi*
- *Bathynella natans*
- ◆ *Pseudantrobathynella husmanni*
- *Bathynella freiburgensis*
- ▲ *Parabathynella nov. spec.*

#### 4.1.7 CRUSTACEA: AMPHIPODA (FLOHKREBSE)

Amphipoden gehören wie die nachfolgende Gruppe der Isopoda (Asseln) zu den Ranzenkrebse (Peracarida). Der Name ist auf die eigentümliche Brutpflege zurückzuführen, die diese Tiere betreiben. Die Weibchen dieser Gruppe bilden mit nach innen gerichteten Seitenplatten (Oostegite) der Laufbeine einen Brutraum (Ranzen) an der Körperunterseite, in welchem sie ihre Eier mit sich herumtragen (Abbildung 36). Der Nachwuchs durchläuft in der Eihülle alle Larvenstadien, die schlüpfenden Jungtiere gleichen in ihrem Aussehen den erwachsenen Tieren. Doch erst nach zahlreichen Häutungen, bei denen sie auch an Größe zunehmen, werden sie geschlechtsreif. Auch nach dem Schlüpfen werden die Jungtiere noch eine Weile in der Brutkammer mitgetragen.



Abb. 36: Nachwuchs im Brutraum von *Niphargus aquilex*.

Die meisten Arten der Amphipoda findet man im Meer, nur wenige Gruppen gingen zu einem Leben im Süßwasser über. Doch sind Vertreter dieser Gruppen auch im Grundwasser weit verbreitet. BOTOSANEANU (1996) nennt 321 stygophile und stygobionte Arten für Europa. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt jedoch, ähnlich wie bei den Isopoda, im Mittelmeerraum und am Balkan (KOMAREK 1954). Das artenreichste Taxon der grundwasserbewohnenden Amphipoda ist die Gattung *Niphargus* (Höhlenflohkrebs). Niphargen sind wie die bekannteren Bachflohkrebs (z.B. *Gammarus pulex*) seitlich abgeflacht, und bewegen sich seitlich liegend durch den Lückenraum und die Hohlräume. Sie sind aber auch exzellente Schwimmer. Sie stammen jedoch nicht von Süßwasserarten ab, sondern wanderten direkt über die Meeresküste in diesen Lebensraum ein. Seine nächsten Verwandten (*Eriopisella*, *Eriopisa*; FRIES 1879) leben heute noch im marinen Bereich der Kieselstrände ent-



Abb. 37: *Niphargopsis casparyi* tritt oft in Massen auf.



Abb. 38: Die Körpergröße und die Gnathopoden machen *Niphargus kochianus* zu einem gefährlichen Gegner.

lang der Mittelmeerküste. Und sie zeigen aufgrund dieser Lebensweise bereits Anpassungen an das Leben im Untergrund (SCHELLENBERG 1942).

*Niphargus* wanderte vermutlich schon im Tertiär (STAMMER 1935) in diesen Lebensraum ein, wobei das nordmediterrane Gebiet mit seinen zahlreichen, teils auch endemischen Arten, als ihr Ursprungsgebiet anzusehen ist, von dem aus sie sich nach Norden ausbreiteten.

Die im Grundwasser lebenden Amphipoda gehören mit einer Größe von 0,5 bis zu 3 cm zu den „Riesen“ in diesem Lebensraum. Dementsprechend treten die Tiere mit Vorliebe im Karst und im Schotter der Talfüllungen mit großen Lückenraum im Aquifer auf, sind aber nicht auf diese Lebensräume beschränkt. In Nordeuropa fehlt diese Tiergruppe weitgehend. Man führt dies auf die Eiszeiten zurück, da die Verbreitungsgrenze nach Norden

ungefähr der maximalen Vereisung in diesen Kälteperioden entspricht. Da die Gletscher mit ihren Eismassen den Untergrund regelrecht zerrieben haben, konnten sich diese großen Tiere in den dadurch entstandenen, eng-räumigen Grundwasserleitern nicht wieder ausbreiten (NOODT 1952).

Ihre Ernährungsweise ist vielfältig. Die Tiere ernähren sich vom eingetragenen Detritus und vom Bakterienaufwuchs, doch zeigen ihre zu Greifzangen umgewandelten ersten Beinpaare (Gnathopoden), dass sie auch größere Beutetiere überwältigen können (Abbildung 38).

Als echte Grundwasserbewohner zeigen sie auch die typischen Anpassungen an diesen Lebensraum. Ihnen fehlen die Pigmente der Haut, sie besitzen verlängerte Körperanhänge mit Tasthaaren, um den fehlenden optischen Sinn auszugleichen. Doch einige strömungsliebende Arten

Tab. 11: Anzahl der Proben und Gesamtabundanz der im Untersuchungsgebiet gefundenen Amphipoda-Arten.

Artnamen	Anzahl Proben	Anzahl Tiere
<b><i>Bogidiella albertimagni</i></b> HERTZOG 1933	5	7
<b><i>Crangonyx subterraneus</i></b> BATE 1859	26	75
<b><i>Microniphargus leruthi</i></b> SCHELLENBERG 1934	1	1
<b><i>Niphargellus nollii</i></b> SCHELLENBERG 1938	8	16
<b><i>Niphargopsis casparyi</i></b> (PRATZ 1866)	21	148
<b><i>Niphargus aquilex</i></b> SCHIÖDTE 1855	16	101
<b><i>Niphargus auerbachi</i></b> SCHELLENBERG 1934	8	84
<b><i>Niphargus fontanus</i></b> BATE 1859	3	4
<b><i>Niphargus foreli</i></b> HUMBERT 1877	10	22
<b><i>Niphargus inopinatus</i></b> SCHELLENBERG 1932	2	2
<b><i>Niphargus kieferi</i></b> SCHELLENBERG 1931	8	19
<b><i>Niphargus kochianus</i></b> BATE 1859	4	7
<b><i>Niphargus laisi</i></b> SCHELLENBERG 1936	34	45
<b><i>Niphargus tatrensis</i></b> WRZESNIEWSKI 1888	2	5
Insgesamt		536

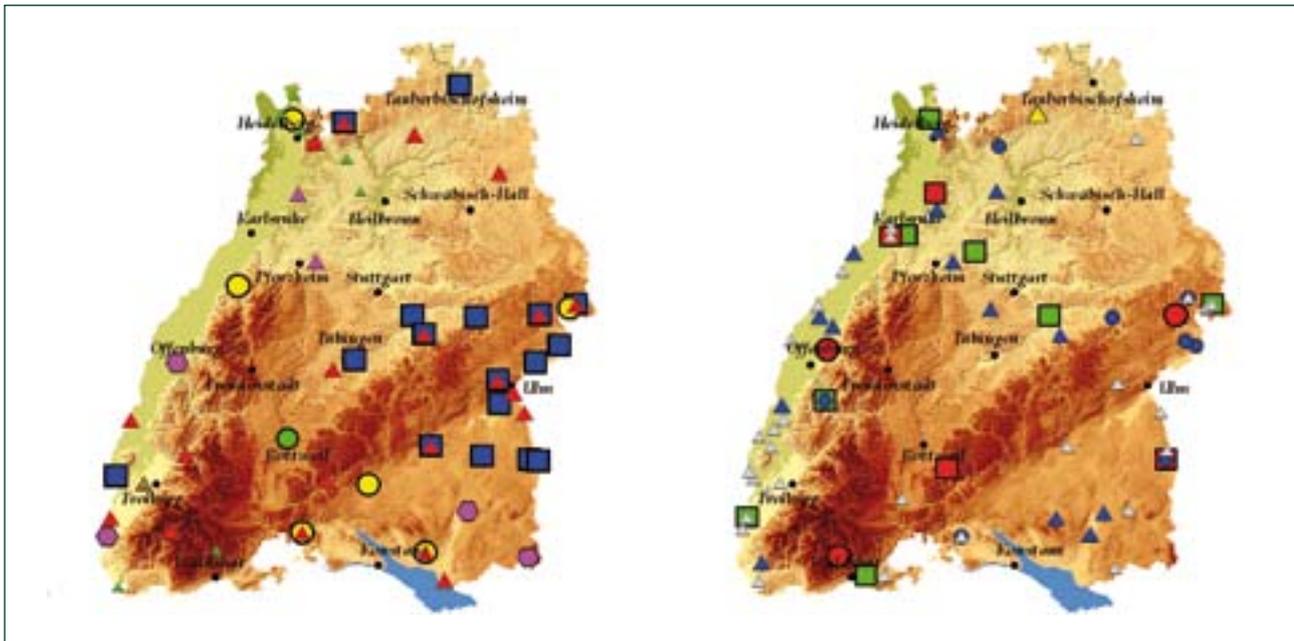


Abb. 39: Verbreitung der gefundenen Amphipoda-Arten.

● *Bogidiella albertimagini*, ▲ *Crangonyx subterraneus*, ● *Microniphargus leruthi*, ▲ *Niphargellus nollii*, ■ *Niphargopsis casparyi*,  
 ▲ *Niphargus aquilex*, ● *N. auerbachi*, ● *N. fontanus*, ■ *N. foreli*, ▲ *N. inopinatus*, ● *N. kieferi*, ■ *N. kochianus*, ▲ *N. laisi*, ▲ *N. tatrensis*.

haben ihre Augen nicht ganz reduziert. Mit den Resten können sie zumindest noch Hell und Dunkel unterscheiden. Dies erschwert die Beobachtung dieser Tiere unter dem Mikroskop, da sie bei Beleuchtung immer versuchen, sich zu verstecken. Nimmt man ihnen die Versteckmöglichkeit, reagieren sie mit panikartigen, schnellen Bewegungen, und weichen dem Licht so gut es geht aus. Man nennt dieses Verhalten auch negativ phototaktisch. Sehorgane verbrauchen viel Energie. Die Erklärung für die Beibehaltung des rudimentären Sehvermögens besteht darin, dass diese Tiere durch die Strömung sehr oft auch aus dem Grundwasser über Quellen ausgetragen werden. Da die schneeweißen Tiere sehr auffällig sind und daher schnell Beute anderer, nicht blinder Tiere der Oberfläche werden können, sichert dieses Verhalten bei Tageslicht oft das Überleben.

Man könnte meinen, dass es für die Höhlenkrebse einfacher wäre, Strömungen im Grundwasser zu meiden. Doch man findet ihre Vertreter immer wieder in den Quellbereichen. Man geht davon aus, dass diese Tiere die Gefahren an der Oberfläche in Kauf nehmen, um das karge Nahrungsangebot im Grundwasser zu ergänzen. Durch gezielte Bewegung gegen die Strömung gelangen sie auch wieder in den Untergrund zurück (KURECK 1967).

Aufgrund ihrer Körpergröße besitzen diese Tiere eine weitere Anpassung an ihren Lebensraum. Im Grundwasser

gehört der lebenswichtige Sauerstoff oft zu den limitierenden Faktoren. Durch einen im Vergleich zu den Tieren der Oberfläche geringen oder verlangsamten Stoffwechsel benötigen sie weniger Sauerstoff als die Arten der Oberfläche. Zusätzlich besitzen sie Atemplatten, feinhäutige und gut durchblutete Ausstülpungen der Laufbeine, mit welchen sie durch die normale Beinbewegung Sauerstoff aufnehmen können. Reicht dies nicht, so können sie mit den kurzen Beinen des Hinterleibs, die sie normalerweise zum Schwimmen nutzen, noch zusätzliches Atemwasser durch die Platten strömen lassen.

Sie sind also perfekt an ihren Lebensraum angepasst, dies erklärt auch die hohe Anzahl von 14 Arten, die im Untersuchungsgebiet gefunden werden konnten (siehe Tabelle 11 und Abbildung 39).

#### 4.1.8 CRUSTACEA: ISOPODA (ASSELN)

Asseln sind nach den Muschelkrebse die artenreichste Gruppe der Krebse. Ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt im Meer, von da aus besiedelten sie alle Gewässer der Kontinente und sogar in großer Artenzahl das Land.

Ähnlich wie die Niphargen leben die meisten Grundwasserformen im Mittelmeerraum und am Balkan, nach Norden nimmt die Anzahl der Arten ab. In Deutschland



Abb. 40: Mit ihren dorso-ventral abgeflachten Körper kommt *Proasellus* sp. auch durch die engsten Ritzen.

kommen nur Vertreter der Familie Asselidae vor. An der Oberfläche lebt *Asellus aquaticus*, die Wasserassel, während für das Grundwasser ohne die zahlreichen Unterarten 4 Arten bekannt sind. Eine sechste Art tritt noch im Gebiet auf, *Proasellus coxalis*. Diese besitzt noch Augen und ist in beiden Habitaten anzutreffen (KNORRE 1979). Insgesamt leben also mehr Arten im Grundwasser als an der Oberflä-

Die dorso-ventral abgeflachten Tiere sind ausgesprochen schlechte Schwimmer. Im freien Wasser strecken sie die Beine in alle Richtungen vom Körper weg und sinken mit dem Bauch voran zu Boden. Durch Strampeln der Beine versuchen sie, diese Lage beizubehalten, bis sie wieder Kontakt zu festen Oberflächen finden. Sie laufen lieber und bewegen dabei ihre fast körperlangen Antennen umher, um Nahrung zu finden. Auf Strömung und Berührungen reagieren sie mit Flucht.

Grundwasserasseln sind Allesfresser (omnivor), bevorzugen jedoch pflanzliche Nahrung und zerbeißen mit ihren Mundwerkzeugen zerfallendes Laub. Sie sind auf pflanzlichen Detritus angewiesen, der durch Oberflächenwasser in ihren Lebensraum eingespült wird. Gelegentlich fressen sie auch Aas, werden aber im Gegensatz zu anderen Grundwassertieren nicht davon angelockt. Sie sind ausgesprochene Hungerkünstler; aus Versuchen weiß man, das *Proasellus cavaticus* 15 – 18 Monate ohne Nahrung überleben kann (HENRY 1976).

Tab. 12: Anzahl der Proben und Gesamtabundanz der im Untersuchungsgebiet gefundenen Isopoda-Arten.

Artnamen	Anzahl Proben	Anzahl Tiere
<b><i>Proasellus cavaticus</i></b> (SCHIÖDTE 1871)	10	73
<b><i>Proasellus coxalis</i></b> (DOLLFUS 1892)	2	10
<b><i>Proasellus slavus</i> ssp.</b> (REMY 1948)	60	403
<b><i>Proasellus walteri</i></b> (CHAPPUIS 1948)	3	3
Insgesamt		489

che, ein interessantes Ungleichgewicht in der Verteilung. Auch gemeinsam mit den Niphargen haben sie das Brutverhalten. Als Ranzenkrebse (Peracarida) tragen auch sie ihren Nachwuchs in Bruttaschen auf der Bauchseite. Von der Höhlenassel (*Proasellus cavaticus*, Abb.: 42) weiß man, dass die Embryonalentwicklung bei 11°C (durchschnittliche Grundwassertemperatur) rund zweieinhalb Monate beträgt. Aus Hälterungsversuchen ergab sich eine Lebensspanne dieser Tiere von 3 – 5 Jahren (HENRY 1976), also deutlich länger als ihr Verwandter von der Oberfläche, der nur 9 bis 12 Monate alt wird (GRUNER 1965).

Mit Ausnahme von der Art *Proasellus walteri*, die nur 1,8 – 2,8 mm groß wird, erreichen die anderen Grundwasserformen eine Körpergröße von rund 1 cm. Aufgrund dieser Größe bevorzugen sie größere Wasseransammlungen in Höhlen, aber auch zwischen Geröll und Spalten. Im Lückensystem entlang von Fließgewässern findet man sie nur, wenn feiner Sand fehlt, und das Substrat aus Steinen und Kies besteht (SKET 1963).

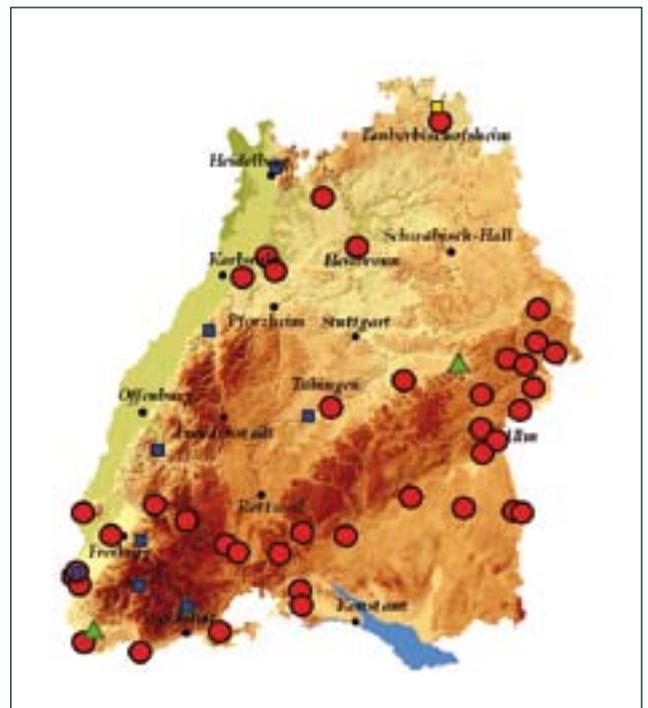


Abb. 41: Verbreitung der im Gebiet gefundenen Isopoda-Arten.

■ *Proasellus cavaticus*, ■ *P. coxalis*, ● *P. slavus* ssp., ▲ *P. walteri*.



Abb. 42: Mit den Atemplatten am Hinterleib kann *Proasellus cavaticus* auch bei ungünstigen Bedingungen atmen.



Abb. 43: Das 2 – 3 mm große Gehäuse von *Bythiospeum* sp. kann im engen Untergrund hinderlich sein.

Dies ist auf den stark verlangsamten Stoffwechsel zurückzuführen, aufgrund dessen die Tiere auch dieses relativ hohe Alter erreichen. Daher sind diese Tiere auch sehr tolerant gegenüber geringen Sauerstoffkonzentrationen. Ähnlich wie die Höhlenkrebse besitzen sie auch Atemplatten. Die dünnhäutigen Platten sitzen bei diesen Tieren auf dem Hinterleib (Pleon) und werden von zwei dicken Deckplatten geschützt. Bei erhöhter Aktivität oder eben geringen Sauerstoffkonzentrationen strecken sie die übereinander liegenden Platten auseinander und fächeln Atemwasser durch sie hindurch, um ihren Sauerstoffbedarf zu decken.

In Baden-Württemberg konnten 4 Arten nachgewiesen werden. Ihre Abundanzen und die Anzahl der Proben ist in der Tabelle 12, die Verteilung der Arten ist in Abbildung 41 dargestellt.

#### 4.1.9 MOLLUSCA: GASTROPODA (SCHNECKEN)

In Baden-Württemberg konnten nur Arten der Gattung *Bythiospeum* gefunden werden (Tab. 13, Abb. 43) Es handelt sich um die am weitesten verbreitete Gruppe der stygobionten Gastropoda. Sie sind meist pigmentarm und besitzen nur rudimentäre Augen (MÖSSLACHER & HAHN 2003). Sie

leben an Steinen sitzend in Spaltengewässer, Höhlenbächen und Quellen (GLÖER 2002), wo ihnen der Untergrund auch für ihr rund 2 – 3 mm langes und rund 1 mm breites Gehäuse

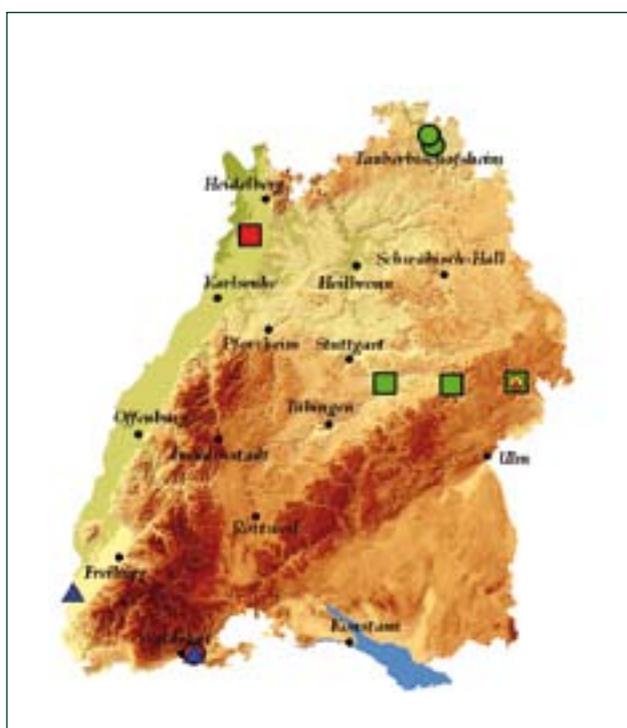


Abb. 44: Verbreitung der im Gebiet gefundenen *Bythiospeum*-Arten.

- ▲ *B. pellucidum*, ▲ *B. rh. rhenanum*, ● *Bythiospeum spec.*,
- *B. st. lauterborni*, ● *B. st. moenanum*, ● *B. st. sterkianum*,
- *B. taxi*.

Tab. 13: Anzahl der Proben und Gesamtabundanz der im Untersuchungsgebiet gefundenen *Bythiospeum*-Arten.

Artname	Anzahl Proben	Anzahl Tiere
<i>Bythiospeum pellucidum</i> (V. WIEDERSHEIM 1873)	1	1
<i>Bythiospeum rhenanum moenanum</i> (FLACH 1886)	2	23
<i>Bythiospeum rhenanum rhenanum</i> (LAIS 1935)	2	4
<i>Bythiospeum spec.</i>	1	1
<i>Bythiospeum sterkianum lauterborni</i> (HAAS 1936)	1	1
<i>Bythiospeum sterkianum sterkianum</i> (CLESSIN 1882)	1	1
<i>Bythiospeum taxi</i> (GEYER 1907)	4	15
Insgesamt		46

genügend Platz bietet. Sie kommen vorwiegend in Kalkformationen vor, sind aber nicht auf diese beschränkt. Ähnlich wie andere Schnecken weiden sie mit ihrer Raspelzunge (Radula) den Aufwuchs und den Biofilm vom Untergrund ab, sie ernähren sich jedoch auch gerne von Aas.

So weit verbreitet diese Gruppe ist, so verwirrend ist ihre Systematik. Die Formenvielfalt, insbesondere der Schale, ist so enorm, dass man zu Beginn des 20. Jahrhunderts vielfach der Meinung war, dass jede Quelle ihre eigene Art besitzt. Dementsprechend groß war die Anzahl der Beschreibungen (BOETERS 1998, GLÖER 2002). BOLLING (1965) reduzierte die Anzahl auf drei Arten im deutschen Raum, sein dabei verfolgtes Konzept schaffte jedoch keine Klarheit für dieses Taxon.

Die offizielle CLECOM-Liste (Check List of European Continental Mollusks) von FALKNER et al. (2001) beinhaltet 68 Arten und Unterarten dieser Gattung, wobei wahrscheinlich noch mehrere Variationen enthalten sind.

In Baden-Württemberg konnten 6 Arten gefunden werden (Tabelle 13), eine Form (*Bythiospeum spec.*) stellt eine Übergangsform zwischen zwei Arten dar und wird zur Zeit von Spezialisten genetisch untersucht. Die Verbreitung der Arten ist in Abbildung 44 dargestellt.

#### 4.2 ERGEBNISSE DER GEMEINSCHAFTSANALYSEN

In diesem Kapitel sind die Ergebnisse der Gemeinschaftsanalysen dargestellt. Doch bevor auf die Detailergebnisse eingegangen wird, muss noch auf den Umstand verwiesen werden, dass nicht alle Arten des Untersuchungsgebietes gefunden werden konnten. Wie in der Einleitung bereits erwähnt, gehört Baden-Württemberg zu einem der am besten untersuchten Gebiete Deutschlands. Aus zahlreichen Veröffentlichungen (siehe Kapitel 1) wissen wir, dass es hier noch mehr Arten geben müsste.

Dies zeigt auch Abbildung 45, in der die Anzahl der beprobten Messstellen eines Teilgebietes gegen die Anzahl der tatsächlich gefundenen Arten aufgetragen sind. Die Abbildung zeigt einen direkten, linearen Zusammenhang. Die Anzahl der Messstellen entspricht etwa der Anzahl der gefundenen Arten. Im Idealfall müsste die Abbildung eine Sättigungskurve zeigen, d. h. ab einer gewissen Anzahl der Messstellen würden trotz Erhöhung dieser Anzahl keine weiteren Arten hinzukommen.

Daraus ergibt sich, dass die Zahl der tatsächlich im Grundwasser Baden-Württembergs vorkommenden Arten bei weitem höher ist, als der in dieser Studie ermittelte Wert von 106 Spezies. Es ist aber auch anzunehmen, dass wohl bei den allermeisten anderen Studien die tatsächliche Biodiversität im Grundwasser ebenso stark unterschätzt wurde.

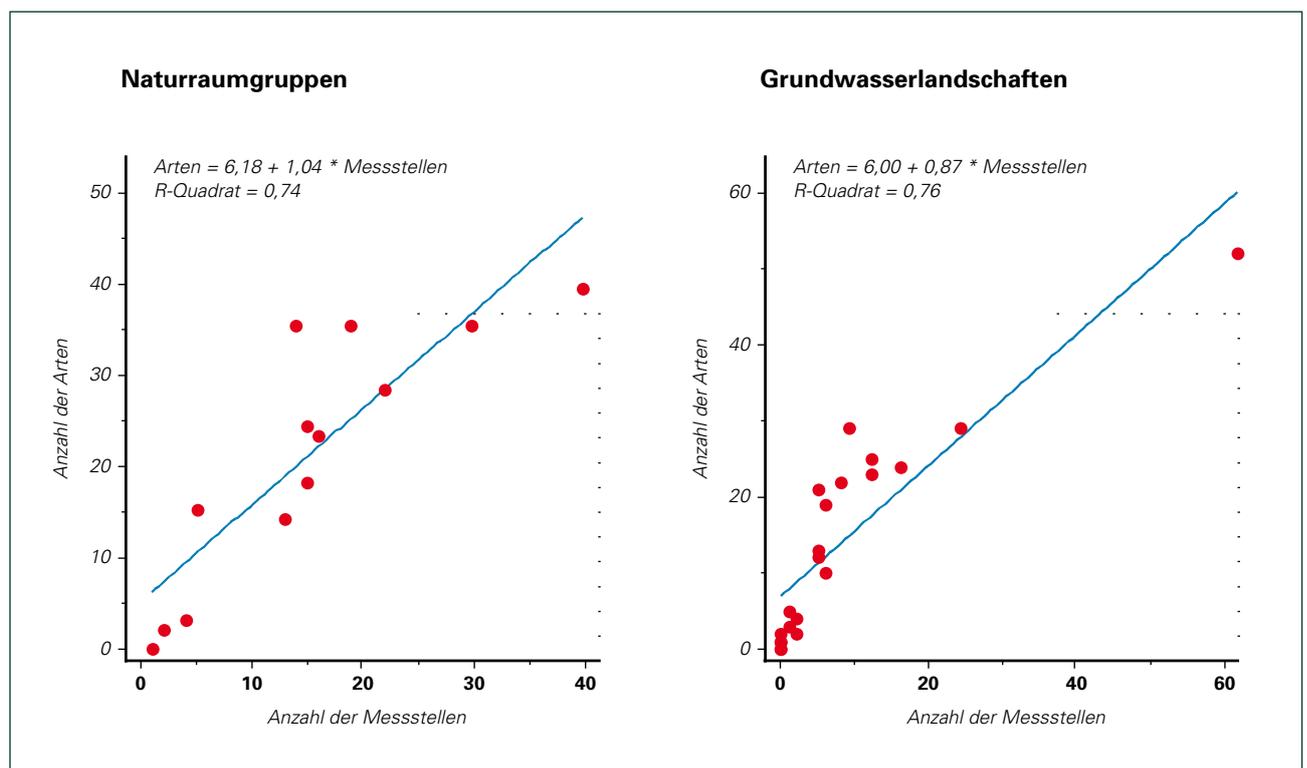


Abb. 45: Streudiagramm der Messstellen pro Landschaftseinheit vs. Anzahl der festgestellten Arten.  $p < 0,001$ .

Ein wesentlicher Grund dürfte vor allem in der Heterogenität dieses Lebensraumes (z. B. GIBERT 2001, GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003, HAHN 2004 a und b) liegen, die eine Vorhersage der Besiedlung fast unmöglich macht. Vorhersagen lässt sich jedoch mit Sicherheit, dass die Artenvielfalt in Ökotonen, also in Übergangsbereichen zwischen dem Grundwasserkörper und Oberflächenwasser, oder zwischen verschiedenen, benachbarten Grundwasserleitern besonders hoch ist (GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003, HAHN 2004 a und b). Ein weiterer Grund ist in der Art der verwendeten Messstellen zu suchen. Bei dieser Studie wurde ausschließlich auf Grundbeobachtungsrohre bestehender Messnetze des Landes und privater Betreiber zurückgegriffen. Diese Messnetze wurden nach wasserwirtschaftlichen, nicht jedoch nach ökologischen Gesichtspunkten eingerichtet. Nur selten wurden Messstellen in eben diesen ökotonalen Randbereichen der Grundwasserleiter angelegt. Dementsprechend wenige solcher besonderen Messstellen finden sich in der Auswahl, so dass gerade seltenere Arten, die abseits dieser Grundwasservorkommen vermutet werden, nicht oder nur unterrepräsentiert erfasst werden konnten. Für die praktische Anwendung ist dies jedoch kaum von Belang. Die dominanten und stetigen Arten sind von dieser Problematik nicht betroffen, und gerade diese Arten bestimmen die Ergebnisse der nachfolgenden Auswertungen.

Für diese Auswertungen wurden nur die Datensätze der auf Artniveau bestimmten, stygophilen und stygobionten Tiere und die Gruppe der Nematoden verwendet. Bei der Analyse (BVSTEP-Analyse) der die Verteilung der Grundwassertiere beeinflussen Faktoren wurden alle zur Verfügung stehenden

abiotischen Daten wie Sedimentzusammensetzung, die Temperatur und die chemischen Parameter der Untersuchungen der LUBW vom Herbst 2002 bzw. die gesamten Analyse-daten der Standorte verwendet. Die verwendeten statistischen Methoden sind im Kapitel 3.4 erläutert. Es wurden allerdings nur die Daten der Messstellen mit einer Tiefe bis 20 m ausgewertet. Begründet wird diese Vorgehensweise unter Kapitel 4.2.5 (Tiefenverteilung der Grundwasserfauna).

#### 4.2.1 NATURRÄUMLICHE GLIEDERUNG UND FLUSSEINZUGSGEBIETE

Die Gliederung nach den Naturräumen und Naturraumgruppen war die erste Möglichkeit der Unterteilung des Untersuchungsgebietes (vergleiche auch Kapitel 2.1). Eine Auswertung auf dem Niveau der 66 Naturräume war nicht möglich, da in vielen Naturräumen nur einzelne oder keine Beobachtungsrohre beprobt wurden, und daher zu wenige Daten für eine derartige Auswertung vorhanden waren.

In der Tabelle 14 sind die Naturraumgruppen mit der jeweiligen Anzahl an Messstellen zusammengefasst. Die Tabelle zeigt auch die überwiegende Zugehörigkeit zu einem Flusseinzugsgebiet. Naturraumgruppen mit weniger als drei Messstellen wurden bei der Auswertung nicht berücksichtigt.

Abbildung 46 zeigt die Resultate der faunistischen MDS-Analyse. Die verschiedenen Symbole, mit denen die einzelnen Naturraumgruppen dargestellt sind, zeigen die Zugehörigkeit zu einem der Flusseinzugsgebiete (Donau,

Tab. 14: Verteilung der Messstellen auf die einzelnen Naturraumgruppen und die Zugehörigkeit der Naturraumgruppen zu einem Flusseinzugsgebiet (FEZG). Der erste Zahlenwert zeigt die Anzahl der Messstellen bis zu einer Tiefe von 20 m, der zweite Wert die Gesamtanzahl der ausgewählten Standorte. Naturraumgruppen mit weniger als drei Messstellen (kursiv dargestellt) wurden bei der Auswertung nicht berücksichtigt.

Naturraumgruppe	FEZG	Anzahl Messstellen
Donau-Iller-Lech-Platte	Donau	16 (23)
<i>Fränkisches Keuper-Lias-Land</i>		1 (1)
Hochrheingebiet	Rhein	4 (4)
<i>Mainfränkische Platten</i>		2 (3)
Mittleres Oberrhein-Tiefland	Rhein	15 (24)
Neckar- und Tauber-Gäuplatten	Neckar	40 (72)
Nördliches Oberrhein-Tiefland	Rhein	15 (24)
Odenwald, Spessart und Südrhön	Main/Neckar	5 (9)
Schwäbische Alb	Donau	14 (26)
Schwäbisches Keuper-Lias-Land	Neckar	19 (25)
Schwarzwald	Rhein	15 (18)
Südliches Oberrhein-Tiefland	Rhein	22 (36)
Voralpines Hügel- und Moorland	Rhein	13 (22)
Insgesamt		196 (304)

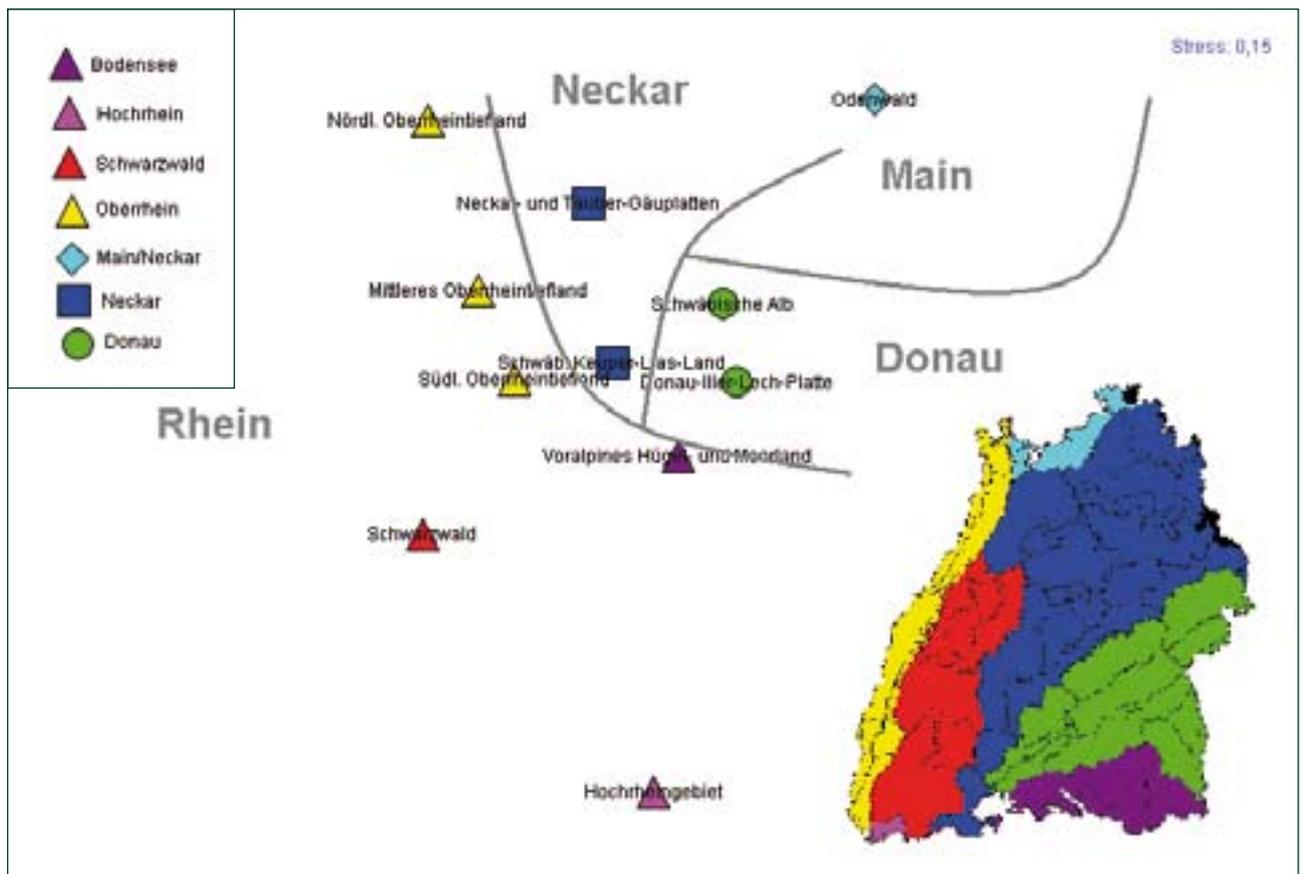


Abb. 46: Ergebnisse der MDS-Analyse der Naturraumgruppen mit Zuordnung zu einem Flusseinzugsgebiet bzw. einer Region (graue Linien).

Main, Neckar und Rhein, graue Linien). Die Lage der einzelnen Naturraumgruppen ergibt sich aus der Ähnlichkeit der Artenzusammensetzung zu anderen Naturraumgruppen. Je ähnlicher das Arteninventar zweier Naturraumgruppen ist, desto näher liegen ihre Symbole in der MDS beisammen. Je größer der Abstand zwischen zwei Naturraumgruppen ist, desto unähnlicher ist ihre Artenzusammensetzung. In Abbildung 46 ist eine Karte von Baden-Württemberg dargestellt, auf der die einzelnen Naturraumgruppen mit der Farbe aus der MDS übertragen sind.

Betrachtet man die Abbildung 46 genauer, so fällt auf, dass die Lage der einzelnen Naturraumgruppen in der MDS ungefähr der tatsächlichen Lage der Landkarte entspricht. D. h. nur anhand der Artengemeinschaften der Teilgebiete lässt sich das Untersuchungsgebiet rekonstruieren, die Tiere spiegeln die natürlichen Begebenheiten des Untersuchungsgebietes wider.

Dabei verändert sich die Artengemeinschaft nicht sprunghaft an den Grenzen der Naturraumgruppen, der Wechsel vollzieht sich vielmehr fließend. Arten, die z.B. im Osten und Norden sehr häufig sind, werden in Richtung Westen

oder Süden seltener und umgekehrt. Dabei nehmen ihre Fundorte und ihre Anzahl in die jeweilig gegenläufige Richtung allmählich ab, sie werden selten oder fehlen ganz.

Die unterschiedlichen Symbole zeigen die überwiegende Zugehörigkeit der Naturraumgruppen zu einem der heutigen (rezent) Flusseinzugsgebiete (siehe auch graue Linien). So sind z.B. die Naturraumgruppen des Rheins mit einem Dreieck dargestellt, während die Kreise Naturraumgruppen der Donau zeigen usw. Das Einzugsgebiet des Rheins wurde zusätzlich nach Teilregionen untergliedert (unterschiedliche Farben in der MDS). Der Odenwald, von welchem Teile im Neckar- und Main-einzugsgebiet liegen, wurde als eigenständige Landschaft aufgefasst.

Diese Einteilung wurde mit Hilfe einer ANOSIM-Analyse (Erklärung Kapitel 3.4) überprüft. Der hohe R-Wert von 0,724 ( $p=0,007$ ) zeigt, dass die Einteilung nach Flusseinzugsgebieten eine mögliche Erklärung für die Verteilung der Grundwasserfauna ist. Als richtig erwies sich auch die Untergliederung des Rheineinzugsgebietes. Dies ist ein Hinweis, dass nicht nur die rezenten, sondern auch die längst vergangenen Einzugsgebietsgrenzen des Pliozäns

(Vergleich Kapitel 2.3) bei der Verteilung der Arten eine Rolle spielen, da die als einzelne Regionen ausgewiesenen Naturraumgruppen (also Bodenseeregion, Hochrhein und auch Teile des Schwarzwaldes) in der Vergangenheit der Donau angehörten. Auf diesen interessanten Aspekt wird daher später noch ausführlicher eingegangen.

Neben diesen biogeografischen Aspekten sind natürlich auch die abiotischen Faktoren von Interesse, die hinter der Verteilung der Arten stehen können. Die BVSTEP-Analyse zeigte, dass die Parameter pH-Wert, Nitrat und Nitrit und die Sedimentkategorien Schluff, Detritus, Tierreste, Ocker und „sonstiges Sediment“ am besten mit der faunistischen MDS korrelieren ( $r = 0,809$ ). Alle diese Parameter mit Ausnahme von pH-Wert, Ocker und Schluff hängen mit der Nährstoffverfügbarkeit in diesem Lebensraum zusammen, ihre Bedeutung wird im folgendem kurz erörtert.

Der pH-Wert wird hauptsächlich durch die Geologie des Untergrundes bestimmt, kann also als Stellvertreter für die natürliche, geogene chemische Ausstattung der Naturräume stehen (HÖLTING 1996, GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003). Speziell wasserlebende Organismen werden durch die Chemie ihres Gewässers stark geprägt und gefordert, so auch vom pH-Wert. Der pH-Wert wirkt sich auf die gesamte Chemie eines Gewässers aus, da sehr viele Lösungsvorgänge von Stoffen und deren Lösungsgleichgewichte von ihm abhängig sind (z.B. HÜTTER 1990, LAMPERT & SOMMER 1999). Direkt wirkt er sich z.B. auf die Funktion von Enzymen oder die Permeabilität der Zellmembranen aus. Er beeinflusst somit den Stoffwechsel der Tiere. Dabei besitzen Organismen gegenüber dem pH-Wert (und anderen Parametern) einen Toleranz- und Optimalbereich. Organismen müssen ihren körperinternen pH-Wert, in dessen Bereich alle Stoffwechselfunktionen optimal ablaufen, gegenüber dem pH-Wert des umgebenden Mediums aufrecht erhalten. Je weiter sich der pH-Wert des umgebenden Wassers vom Optimalbereich der Organismen entfernt, desto energetisch kostspieliger wird die Aufrechterhaltung und Regulierung des körperinternen pH-Bereiches (Toleranzbereich). Ist eine Regulierung nicht mehr möglich, stirbt der Organismus.

Jedoch weiß man, dass speziell die Arten des Grundwassers relativ tolerant gegenüber den Schwankungen des pH-Wertes sind (z.B. HUSMANN 1956, WEGELIN 1966,

RONNEBERGER 1975, PLENET et al. 1995, HAHN & FRIEDRICH 1999, DUMAS et al. 2001). Auch der Abgleich der Faunadaten mit den chemischen Parametern (siehe Kapitel 4.2.6) brachte keine direkten Abhängigkeiten. Es dürfte sich hierbei um eine Scheinkorrelation handeln. Die MDS zeigt eine Ballung der carbonatisch geprägten Naturraumgruppen, während die silikatisch geprägten Landschaften wie Odenwald, Schwarzwald und der vom Grundwasser aus dem Schwarzwald beeinflusste Hochrhein eine Randstellung einnehmen. Böden und Gesteine mit hohem Kalkgehalt können Säureinträge (z.B. sauren Regen) sehr gut neutralisieren, man spricht von einem guten Pufferungsvermögen. Dieses Pufferungsvermögen fehlt in silikatischen Gesteinen, die Folge ist eine Versauerung. Diese Polarisation dürfte die Ursache für diese Korrelation mit dem pH-Wert sein, nicht der Einfluss auf die Tiere selbst.

Als Stellvertreter für eine menschliche Belastung können die Parameter Nitrat ( $\text{NO}_3$ ) und Nitrit ( $\text{NO}_2$ ) zusammengefasst werden. Als Hauptquellen für Nitrat im Grundwasser nennt die LFU (2001 a) die Ausbringung von Gülle und Mineraldünger, aber auch menschliche und tierische Abfälle, Fäkalien, Kläranlagenabläufe, industrielle Emissionen und atmosphärische Deposition. Eine Anreicherung durch natürliche, geogene und biogene Prozesse spielt eine im Vergleich nur untergeordnete Rolle. Besonders hohe Belastungen treten in Gebieten mit speziellen Landnutzungen wie Wein-, Gemüse- und Obstanbau auf (GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003). Da Nitrationen vom Boden nur sehr schlecht adsorbiert werden, werden sie sehr leicht durch Niederschläge ins Grundwasser ausgewaschen.

Nitrit ist ein Zwischenprodukt bei der mikrobiellen Umsetzung der Stickstoffverbindungen, deren Umsetzungsprozesse stark vom Sauerstoffgehalt abhängen (z. B. DVWK 1988, SCHWÖRBEL 1996, HÖLTING 1996). Ist genug Sauerstoff im Grundwasser gelöst, so wird Ammonium über die Zwischenstufe Nitrit zu Nitrat oxidiert. Fehlt Sauerstoff, so wird Nitrat (Nitratatmung) entweder zu Ammonium („Nitratammonifikation“) oder zu elementarem Stickstoff („Denitrifikation“) reduziert. Nitrit ist im Allgemeinen in unbelasteten Oberflächengewässern oder im Grundwasser nicht oder nur in sehr geringen Konzentrationen vorhanden. Es tritt nur auf, wenn die an der Oxidation zum Nitrat beteiligten Bakterien durch Sauerstoffmangel oder bakterizide Wirkung von Störstoffen gehemmt werden.

Direkte Effekte von Nitrat und Nitrit auf die Grundwasserfauna sind bisher nicht bekannt. Da die Landwirtschaft als Hauptquelle der Nitratbelastung gilt, muss der Zusammenhang über diese spezielle Form der Landnutzung bestehen. Dieser Zusammenhang könnte die Bindung der Landwirtschaft an bestimmte, ertragreiche Böden sein, also über die Struktur des Untergrundes, oder aber über die Nutzung selbst, die neben der Düngung auch einen Eintrag an organischem Material und die Belüftung der Böden mit sich bringt.

Die Sedimentkategorien **Ocker** und **Schluff** beeinflussen negativ die hydraulischen Eigenschaften des Grundwasserleiters und seiner Struktur, da beide das Lückensystem verstopfen. Die Menge an Schluff und Ocker steht für die Intensität von Fällungs- und Sedimentationsvorgängen, die den Lebensraum der Grundwassertiere einschränken.

Die Entstehung von Eisenocker (Eisenoxydhydrat) erfolgt durch die Fällung von zweiwertigem, löslichem Eisen zum dreiwertigen, unlöslichen Fällungsprodukt. Dieser Vorgang kann entweder chemisch im Beisein von Sauerstoff, oder im Grundwasser häufiger, mikrobiell geprägt sein (z.B. GLATHE & OTTOW 1972, KUNTZE 1978, DVWK 1988), oft laufen beide Prozesse nebeneinander ab.

Nach Beobachtungen von HAINE (1945) dient bakterienreicher Ocker vereinzelt Tieren auch als Nahrung. Generell wirken sich Verockerungen jedoch negativ auf die betroffene Zönose aus (z. B. PARSONS 1968, LETTERMANN & MITSCH 1978, SCULLION & EDWARDS 1980, SODE 1983, WESTERMANN 1990, EJBYE-ERNST & LARSEN 1991, RIBE AMT 1991, HAHN & PREUSS 1996), da sie den Leiter verstopfen (kolmatieren) und damit den hydrologischen Austausch und in weiterer Folge die Versorgung mit Sauerstoff behindern. Ein weiteres Problem für die Tiere ergibt sich aus der chemischen Fällung von Eisen auf der Körperoberfläche oder den speziellen Atemanhängen, mit denen die Tiere Sauerstoff aufnehmen (z.B. Atemp-latten der Amphipoden und Isopoden). Dadurch werden diese Strukturen mit einem Eisenfilm überzogen, der die Atmung unterbindet (HAHN & PREUSS 1996).

Als Schluff wurde in den Proben feines, toniges Material bezeichnet. Er wirkt sich insofern negativ auf die Besiedlung des Grundwasserleiters aus, da mit Zunahme des Feinan-

teiles der Lebensraum geringer wird und die hydraulische Leitfähigkeit abnimmt.

Mit der Menge an Detritus, Tierresten und der Kategorie „sonstiges Sediment“ wurde die Menge an partikulärem, organischem Material (particular organic matter, POM) erfasst. Das organische Material ist ein wichtiger Bestandteil des Nahrungsnetzes im Grundwasser und stammt in der Regel nicht ausschließlich aus oberirdischen Systemen (pflanzliche Reste, Detritus), sondern entsteht auch in Form von toten Organismen (tierische Reste, diese können aus beiden Lebensräumen stammen) und Kotballen oder Fäces („sonstiges Sediment“) im Grundwasserleiter selbst (z. B. GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003). Durch die Abbauleistung heterotropher Bakterien oder detritivorer Organismen und Aasfresser gelangen die Nährstoffe wieder in die Nahrungskette (Detritus-Schleife, PUSCH et al. 1998).

Alle drei Komponenten gehörten nicht nur auf der Auswertungsebene der Naturraumgruppen, sondern auch, wie nachfolgend noch gezeigt wird, bei den anderen Betrachtungsebenen zu jenen Faktoren, die einen maßgeblichen Einfluss auf die Gemeinschaft des Grundwassers haben. Dies belegt die Bedeutung des partikulären Kohlenstoffes in diesem Ökosystem (siehe auch STRAYER et al. 1997, GIBERT & DEHARVENG 2002, GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003, HAHN 2004, HAHN & MATZKE 2005).

Fasst man die Ergebnisse kurz zusammen, so ergibt sich folgendes Bild: Die Zusammensetzung der Gemeinschaften spiegelt die naturräumlichen Gegebenheiten des Untersuchungsgebietes wider. Dabei spielen die Landnutzung, die Leiterstruktur und die Nährstoffverfügbarkeit als mittel- und kleinräumliche Gegebenheit eine entscheidende Rolle. Ebenso beeinflusst die Zugehörigkeit zu einem Flusseinzugsgebiet oder einer Region als übergeordneter Faktor die Verteilung der Arten.

#### 4.2.2 GRUNDWASSERLANDSCHAFTEN UND HYDRAULISCHE LEITFÄHIGKEIT

Die Auswertung der Grundwasserlandschaften befasst sich mit den Eigenschaften des Untergrundes, also mit der unmittelbaren Umgebung der Tiere. Dabei wurde vermutet, dass es aufgrund der großen Unterschiede der einzelnen Grundwasserlandschaften (Tabelle 15) und die

Tab. 15: Verteilung der Messstellen auf die einzelnen Grundwasserlandschaften und die Zugehörigkeit der Grundwasserlandschaften zu einer Kategorie der hydraulischen Leitfähigkeit (Leitertyp). Der erste Zahlenwert zeigt die Anzahl der Messstellen bis zu einer Tiefe von 20 m, der zweite Wert (in Klammer) die Gesamtanzahl der ausgewählten Standorte. Grundwasserlandschaften ohne faunistische Befunde (kursiv) wurden bei der Auswertung nicht berücksichtigt.

Grundwasserlandschaft	Leitertyp	Anzahl Messstellen
(Tief) Buntsandstein	Kluft	1 (3)
(Tief) Malm (Alpenvorland)	Karst	(1)
(Tief) Muschelkalk	Karst	(3)
(Tief) Quartär (Oberrheingraben)	Locker	(5)
Buntsandstein & Rotliegendes	Kluft	7 (17)
Quartär Talfüllung (Buntsandstein)	Locker	13 (13)
Gipskeuper (Fuß des Keuperberglandes)	Karst	6 (10)
Quartär Talfüllung (Gipskeuper)	Locker	7 (7)
Höherer Keuper (Keuperbergland)	Kluft	6 (8)
Quartär Talfüllung (Höherer Keuper)	Locker	(1)
Kristallin (Schwarzwald, Kaiserstuhl & Odenwald)	Kluft	(2)
Quartär Talfüllung (Kristallin)	Locker	13 (15)
Lias und Dogger (Vorbergzone & Albvorland)	Gering	3 (4)
Quartär Talfüllung (Lias & Dogger)	Locker	6 (6)
Malm (Schwäbische Alb)	Karst	9 (16)
Quartär Talfüllung (Malm)	Locker	10 (10)
Muschelkalk & Lettenkeuper	Karst	(24)
Quartär Talfüllung (Muschelkalk & Lettenkeuper)	Locker	17 (17)
Quartär Deckenschotter (Iller-Riß-Gebiet)	Kluft	(2)
Quartär eiszeitl. Kiese & Sande (Albsüdrand, Alpenvorland)	Locker	25 (35)
Quartär eiszeitl. Kiese & Sande (Oberrheingraben)	Locker	62 (93)
Quartär Hangschutt	Locker	1 (1)
Quartär mächtiger Löss (Vorbergzone)	Gering	2 (2)
Quartär Talfüllung (Löß)	Locker	1 (1)
Quartär Moränen (Alpenvorland)	Gering	3 (7)
Tertiär (Albsüdrand und Alpenvorland)	Kluft	1 (1)
Insgesamt		196 (304)

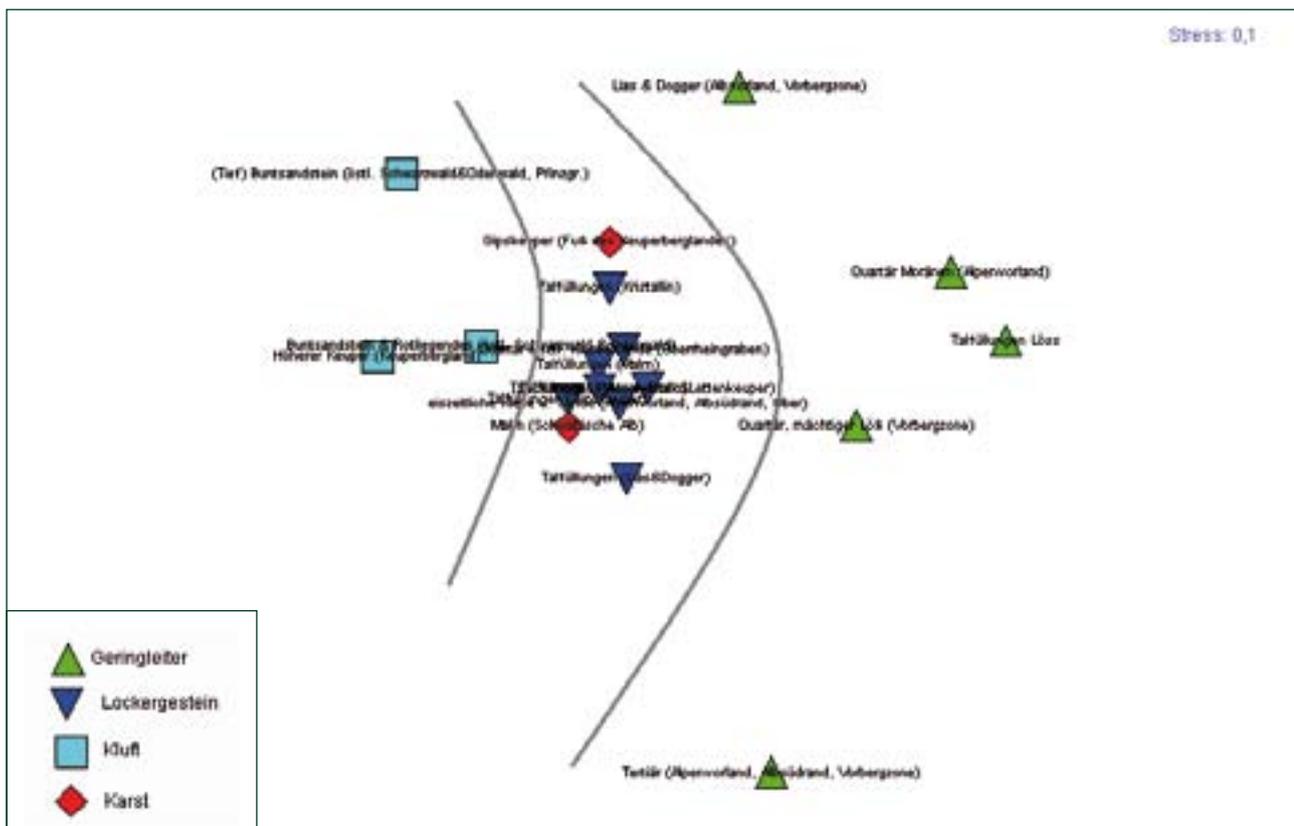


Abb. 47: Ergebnisse der MDS-Analyse der Grundwasserlandschaften. Die verschiedenen Symbole und Farben geben die Zugehörigkeit zu einer der vier Kategorien der hydraulischen Leitfähigkeit an.

durch das Gestein geprägte Wasserchemie sehr deutliche Verteilungsmuster gibt. Die Ergebnisse waren jedoch sehr überraschend.

Die Abbildung 47 zeigt diese Ergebnisse der MDS-Analyse. Die verschiedenen Symbole und Farben zeigen die Zugehörigkeit zu einer der vier Kategorien der hydraulischen Leitfähigkeit (siehe Kapitel 2.2).

Vergleicht man die Lage der einzelnen Grundwasserlandschaften in der Abbildung ohne diese Zugehörigkeit, so ergeben sich, anders als vermutet, keinerlei räumliche, geologische oder geochemische Zusammenhänge. In der Abbildung liegen Grundwasserlandschaften mit ähnlichen chemischen Eigenschaften oder benachbarte Grundwasserlandschaften oft weit voneinander entfernt, d. h. ihre Artenzusammensetzung ist sehr unterschiedlich. Sehr deutlich gliedern sich die Teilgebiete hingegen nach einer der vier Kategorien der hydraulischen Leitfähigkeit (ANOSIM:  $R=0,578$ ;  $p=0,001$ ). Die von Hydrogeologen getroffene Einteilung der Leitertypen (HÖLTING 1996) ist somit auch auf die Artengemeinschaften des Grundwassers übertragbar.

Die Einteilung ergibt sich in erster Linie aus der Größe der Hohlräume in den Leitern, die sich direkt vor allem auf die größeren Tiere wie Asseln oder Höhlenkrebse als begrenzend auswirkt (STRAYER et al. 1997, MÖSSLACHER 1998, HAHN angenommen, HAHN & FUCHS eingereicht). Ebenso wirkt sich die Größe des Porenraums auf die Hydrodynamik aus, die letztendlich den Stoff- und Energiefluss beeinflusst (GIBERT et al. 1997, GIBERT 2001) und somit die ganze Lebensgemeinschaft.

Das Grundwasser als heterotropher Lebensraum ist auf den Eintrag von Nährstoffen und Sauerstoff von der Oberfläche angewiesen. Dieser Eintrag, er hängt von der Stärke des hydrologischen Austauschs ab, wird von zahlreichen Autoren als Schlüsselfaktor für die Lebensgemeinschaft des Grundwassers angesehen (z.B. DOLE-OLIVIER & MARMONIER 1992, STRAYER 1994, MÖSSLACHER 1998, HAKENKAMP & PALMER 2000, DUMAS et al. 2001, GRIBLER & MÖSSLACHER 2003, HAHN 2005, 2006, HAHN angenommen).

Bei entsprechend guter Nährstoff- und Sauerstoffversorgung ist es sogar grundwasserfremden, jedoch konkurrenzstärkeren Arten möglich, sich zu etablieren und damit

die Artenzusammensetzung auch langfristig zu verändern (SKET 1999, MALARD et al. 1994, 1996, 1999). Die Verfügbarkeit von Sauerstoff spielt hierbei eine wesentliche Rolle, obwohl nicht bei allen Untersuchungen direkte Zusammenhänge zwischen Sauerstoffkonzentration und Fauna gefunden werden können (MALARD & HERVANT 1999). HAHN (angenommen) führt dies darauf zurück, dass erst unterhalb einer Konzentration von 0,5 – 1 mg/l der Sauerstoff sich limitierend auswirkt, über diesem kritischen Bereich jedoch nur wenig Einfluss hat.

Nahrung (Sedimentkategorien Detritus, Tierreste und sonstiges Sediment) und Sauerstoffsättigung erwiesen sich auch bei diesem Auswertungsschritt (BVSTEP-Analyse:  $r=0,764$ ) als entscheidend. Die Analyse zeigte jedoch auch den starken Einfluss der hydraulischen Leitfähigkeit mit den Sedimentkategorien Feinsand und Schluff. Wie bei der Auswertung der Naturraumgruppen waren Leiterstruktur und Nährstoffversorgung Schlüsselfaktoren für die mittel- bis kleinräumige Verteilung der Fauna, was die Bedeutung dieser beiden Faktoren unterstreicht.

Interessant erscheint in diesem Zusammenhang die Ballung aller Grundwasserlandschaften des Lockergesteins, unabhängig von der sie umgebenden geologischen Formation. Und ebenso, dass die Karstgebiete bei den Lockergesteinen liegen, obwohl sie hinsichtlich Grundwasserführung und Abflussverhalten deutlich anders sind.

Aufgrund der großen Bedeutung des hydrologischen Austausches für die Lebensgemeinschaft ist hier als Ursache der starke Einfluss von Oberflächenwasser (z.B. Flusswasser) zu vermuten, den beide Leitertypen gemeinsam haben.

Lockergesteinsleiter begleiten in der Regel Fließgewässer, und stehen über das hyporheische Interstitial mit ihnen in Kontakt und engem Austausch. Die Beschaffenheit der oberen Schichten des Karstes (es wurden nur Messstellen mit einer Tiefe bis 20 m berücksichtigt) wirken als Drainagen (HÖLTING 1996), in denen es zu einem raschen Abfluss von Oberflächenwasser und auch von Flusswasser kommt.

Zusätzlich werden die flussbegleitenden Grundwasserleiter und das hyporheische Interstitial auch als Ausbreitungsrouten betrachtet („interstitial highways“, WARD & PALMER

1994), die die Einwanderung und Verbreitung von Organismen erlauben und somit zu einer Vermischung der Faunenelemente verschiedenster Gebiete führen können. Als ebenso offen sind die Karstgebiete anzusehen, deren unterirdische Einzugsgebiete sich kaum abgrenzen lassen und die oft in Lockergesteinsaquifere entwässern (HÖLTING 1996). Dies ermöglicht ebenso eine Vermischung der Fauna zwischen diesen beiden Aquiferen.

Beide Faktoren, der Einfluss von Oberflächenwasser (bessere Sauerstoff- und Nahrungsversorgung), der nicht nur stygobionten Arten gute Lebensbedingungen bietet, und das die beiden Leitertypen prägende Fließgewässernetz als Ausbreitungsrouten führten zu einer Vereinheitlichung der Fauna, so dass sich die Besiedlung von Lockergesteinsleitern und des Karstes oft nur wenig unterscheidet.

Deutlich von Lockergestein und Karst getrennt liegen in der MDS (Abbildung 47) die beiden Gruppen der Kluffleiter und der Geringleiter. An der Streuung beider Gruppen erkennt man, dass die Teilgebiete der beiden Gruppen in sich viel heterogener besiedelt sind als Lockergestein und Karst zusammen. Dies ist bei der Gruppe der Geringleiter auf die geringen Artenzahlen und Abundanzen zurückzuführen (Siehe auch Tiefenverteilung der Grundwasserfauna). Es treten hier keine eigenen Arten auf, sondern im Vergleich zu den anderen Leitern eine verarmte Gemeinschaft. Dies ist sicherlich eine Folge der geringen Porengröße und des verminderten hydrologischen Austauschs (STRAYER et al. 1997, DATRY et al. 2005, HAHN & FUCHS eingereicht), da diese den Eintrag von Nahrung und Sauerstoff beeinflussen.

Im Gegensatz dazu weisen die Kluffleiter eigene Faunenelemente auf, die in den anderen Leitertypen fehlen oder nur eine untergeordnete Rolle spielen. Die trotz dieser Eigenständigkeit der Fauna auftretende Streuung der Teilgebiete in der MDS (Abbildung 47) ist vermutlich auf die Isolation der einzelnen Teilgebiete im Untersuchungsgebiet zurückzuführen, umfasst sie doch weit entfernt liegende geologische Formationen im Main-, Neckar- und Donaeinzugsgebiet. Die Streuung spiegelt nur die faunistischen Unterschiede der einzelnen Einzugsgebiete wider.

Es ergibt sich also ein ähnliches Bild wie bei der vorhergehenden Auswertung, hydraulische Leitfähigkeit (Leiterstruktur) und hydraulischer Austausch bestimmen die mit-

tel- und kleinräumige Verteilung der Arten, die Geologie hat nur über die Leiterstruktur Einfluss auf die Besiedlung. Auch hier wirken überregionale Faktoren wie die Flusseinzugsgebiete auf Besiedlung ein.

#### 4.2.3 GLIEDERUNG NACH DER REGIONALEN GEOLOGIE INNERHALB DER NATURRAUMGRUPPEN

Aufgrund der vorhergehenden Ergebnisse, die zeigen, dass sich die Grundwasserfauna nach den naturräumlichen Begebenheiten des Untersuchungsgebietes und der hydraulischen Leitfähigkeit des Grundwasserleiters gliedert, erschien es sinnvoll, beide Einteilungskriterien zu kombinieren.

Bei dieser Kombination, genannt regionale Geologie, wurden gleiche Grundwasserlandschaften nach ihrer Lage in den verschiedenen Naturraumgruppen getrennt. Dieses Auswertungsniveau liegt zwischen den Naturraumgruppen bzw. Grundwasserlandschaften und dem Niveau der einzelnen Messstellen. Tabelle 16 gibt eine Übersicht über die Anzahl der Messstellen in den einzelnen Teilgebieten. Gebiete mit nur einer Messstelle bzw. mit zwei Messstellen, jedoch mit nur einem faunistischen Befund wurden für die Auswertung nicht berücksichtigt, da hier die Streuung der Ergebnisse zu groß wäre.

In Abbildung 48 sind die Ergebnisse der MDS-Analyse dargestellt. Die verschiedenen Symbole zeigen die Zugehörigkeit der regionalen Geologie zu einer der vier Kategorien der hydraulischen Leitfähigkeit, analog den Grundwasserlandschaften. Auf diesem Niveau der Auswertung streuen die einzelnen Kategorien wie Geringleiter oder Kluffleiter noch mehr, die MDS liefert jedoch immer noch brauchbare Ergebnisse (Streß = 0,19). Eine Trennung nach der hydraulischen Leitfähigkeit besteht weiterhin (ANOSIM; R-Wert = 0,598,  $p=0,001$ ), ist jedoch nicht mehr so deutlich ausgeprägt. Auch die Karstgebiete sind ähnlich der vorangegangenen Auswertung in der Nähe der Lockergesteinsleiter angeordnet.

Eine Unterscheidung der Teilgebiete nach Naturraumgruppen (R-Wert = 0,111;  $p=0,224$ ) und Grundwasserlandschaften (R-Wert = 0,315;  $p=0,062$ ) ist nicht mehr zulässig, da naturräumliche und hydrogeologische Effekte durch die hydraulische Leitfähigkeit, d. h. die Struktur der Grund-

Tab. 16: Verteilung der Messstellen bis 20 m Tiefe auf die einzelnen Grundwasserlandschaften der jeweiligen Naturraumgruppen. Teilgebiete

regionale Geologie	Anzahl Messstellen
Voralpines Moor- u. Hügelland – eiszeitliche Kiese u. Sande	9
Voralpines Moor- u. Hügelland – Moränen	3
<i>(Voralpines Moor- u. Hügelland – Tertiär)</i>	<i>(1)</i>
Donau-Iller-Lech-Platten – eiszeitliche Kiese u. Sande	14
<i>(Donau-Iller-Lech-Platten – Quartärer Deckenschotter)</i>	<i>(2)</i>
<i>(Schwäbische Alb – eiszeitliche Kiese u. Sande)</i>	<i>(2)</i>
Schwäbische Alb – Malm	3
Schwäbische Alb – Talfüllung Malm	9
<i>(Schwäbisches Keuper-Lias-Land – Malm)</i>	<i>(1)</i>
Schwäbisches Keuper-Lias-Land – Lias u. Dogger	2
Schwäbisches Keuper-Lias-Land – Talfüllung Lias u. Dogger	6
Schwäbisches Keuper-Lias-Land – Höherer Keuper	4
<i>(Schwäbisches Keuper-Lias-Land – Talfüllung höherer Keuper)</i>	<i>(1)</i>
<i>(Schwäbisches Keuper-Lias-Land – Gipskeuper)</i>	<i>(2)</i>
Schwäbisches Keuper-Lias-Land – Talfüllung Gipskeuper	3
<i>(Fränkisches Keuper-Lias-Land – Höherer Keuper)</i>	<i>(1)</i>
Neckar-Tauber-Gäuplatten – Malm	5
<i>(Neckar-Tauber-Gäuplatten – Talfüllung Malm)</i>	<i>(1)</i>
<i>(Neckar-Tauber-Gäuplatten – Lias u. Dogger)</i>	<i>(1)</i>
<i>(Neckar-Tauber-Gäuplatten – Höherer Keuper)</i>	<i>(1)</i>
Neckar-Tauber-Gäuplatten – Gipskeuper	3
Neckar-Tauber-Gäuplatten – Talfüllung Gipskeuper	4
Neckar-Tauber-Gäuplatten – Talfüllung Muschelkalk u. Lettenkeuper	16
Neckar-Tauber-Gäuplatten – Buntsandstein u. Rotliegendes	5
Neckar-Tauber-Gäuplatten – Talfüllung Buntsandstein u. Rotliegendes	3
<i>(Neckar-Tauber-Gäuplatten – Tief Buntsandstein)</i>	<i>(1)</i>
<i>(Mainfränkische Platten – Talfüllung Buntsandstein u. Rotliegendes)</i>	<i>(2)</i>
Odenwald – Buntsandstein u. Rotliegendes	2
Odenwald – Talfüllung Buntsandstein u. Rotliegendes	3
<i>(Schwarzwald – Talfüllung Buntsandstein u. Rotliegendes)</i>	<i>(3)</i>
Schwarzwald – Talfüllung Kristallin	12
<i>(Hochrheingebiet – Talfüllung Muschelkalk u. Lettenkeuper)</i>	<i>(1)</i>
<i>(Hochrheingebiet – Talfüllung Buntsandstein u. Rotliegendes)</i>	<i>(1)</i>
<i>(Hochrheingebiet – eiszeitliche Kiese u. Sande)</i>	<i>(2)</i>
Südl. Oberrheintiefland – Quartär Löß	2
<i>(Südl. Oberrheintiefland – Talfüllung Löß)</i>	<i>(1)</i>
Südl. Oberrheintiefland – eiszeitliche Kiese u. Sande	17
<i>(Südl. Oberrheintiefland – Gipskeuper)</i>	<i>(1)</i>
<i>(Südl. Oberrheintiefland – Talfüllung Buntsandstein u. Rotliegendes)</i>	<i>(1)</i>
Mittl. Oberrheintiefland – eiszeitliche Kiese u. Sande	14
<i>(Mittl. Oberrheintiefland – Talfüllung Kristallin)</i>	<i>(1)</i>
<i>(Nördl. Oberrheintiefland – Quartär Hangschutt)</i>	<i>(1)</i>
Nördl. Oberrheintiefland – eiszeitliche Kiese u. Sande	29
Insgesamt	196

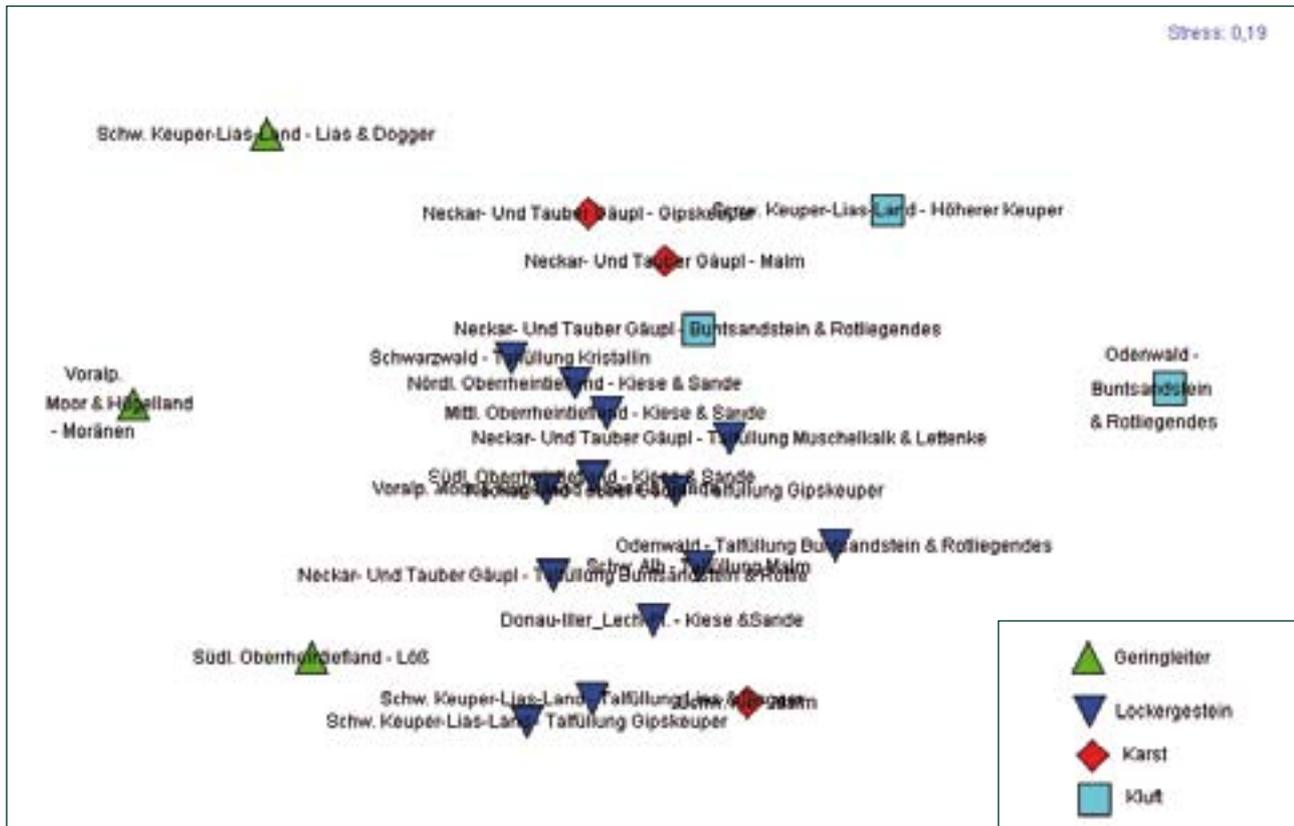


Abb. 48: Ergebnisse der MDS-Analyse der regionalen geologischen Formationen. Die verschiedenen Symbole zeigen die Zugehörigkeit zu einer der vier Kategorien der hydraulischen Leitfähigkeit an.

wasserleiter überlagert werden. Allerdings lässt Abbildung 48 auch erkennen, dass Grundwasserleiter desselben hydraulischen Typs aus der gleichen Naturraumgruppe oder aus geographischer Nachbarschaft oft nahe beieinander angeordnet, d. h. relativ ähnlich besiedelt sind. Das gilt z.B. für den Malm und den Gipskeuper der Neckar-Tauber-Gäuplatten, die alluvialen Sedimente der drei ober-rheinischen Naturräume oder für die Täufüllungen des Gipskeupers und des Lias & Doggers im Schwäbischen Keuper-Lias-Land.

Dieses Auswertungsniveau ist das nächst höhere Niveau nach den Einzelmessstellen. Wie bei den faunistischen Ergebnissen (Kapitel 4.1) bereits erwähnt, ist die Besiedlung der Einzelmessstellen für eine Auswertung zu heterogen. Selbst eng beieinander liegende Messstellen mit 1 m Tiefenunterschied zeigten eine andere Artzusammensetzung. Hinzu kommt das geklumpte („patchy“) Auftreten der Tiere (GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003, HAHN 2004 a), wie der hohe Anteil an Messstellen (23 %), die nur an einem der beiden Probennahmeterminen besiedelt waren, belegt. HAHN (2004 a) führt dies auf die kleinräumige Heterogenität dieses Lebensraumes zurück, wie sie auch von anderen Autoren (z. B. NOODT 1952, RONNEBERG-

ER 1975, MÖSSLACHER 1998, GIBERT & DEHARVENG 2002, HAHN & MATZKE 2005) beschrieben wurde. Die kleinräumigen Gegebenheiten bestimmen letztendlich die Lebensbedingungen für die Tiere. Diese orientieren sich an der Stärke des hydraulischen Austausches, denn stärkerer Austausch bedeutet bessere Versorgung mit Nahrung und Sauerstoff, wie in den vorhergehenden Kapiteln bereits dargelegt wurde und wie es auch die Überprüfung dieser Ergebnisse mittels der BVSTEP-Analyse ( $r = 0,641$ ) zeigte. Ebenso wie bei den übrigen Auswertungen korrelieren die Faktoren hydraulische Leitfähigkeit, Sauerstoffsättigung und die Sedimentanteile Detritus, Tierreste und sonstiges Sediment mit den faunistischen Daten am besten.

Die geringen R-Werte der ANOSIM-Analyse (0,111 bzw. 0,315) für die Einteilung nach Naturraumgruppen und nach Geologie unterstreicht noch einmal die Bedeutung der kleinräumlichen Verhältnisse für die Tiere im Grundwasser. Denn obwohl Naturraumgruppen und Geologie für die Einteilung nach der regionalen Geologie verantwortlich sind, haben sie hier keine Bedeutung. Hier beeinflussen die kleinräumigen Begebenheiten der Einzelstandorte die Ergebnisse zu sehr, das belegt auch die Streuung der Teilgebiete in der Abbildung 48.

Ein Einfluss der Flusseinzugsgebiete ist jedoch auch hier zu erkennen. Die alluvialen Aquifere des Rheins (die eiszeitlichen Kiese und Sande des Rheingraben und des Voralpinen Moor- und Hügellandes sowie die Talfüllungen des Schwarzwaldes) zeigen ein ähnliches Arteninventar, sie liegen in der MDS sehr nahe beieinander. Ebenso besteht eine Ähnlichkeit der Teilgebiete des Donaeinzugsgebietes (Schwäbische Alb, deren Talfüllungen und die eiszeitlichen Kiese und Sande der Donau-Iller-Lechplatten) und deren angrenzenden Regionen.

Auch bei diesem Auswertungsschritt sind die Struktur des Grundwasserleiters und der hydrologische Austausch die Schlüsselparameter für die Verteilung der Grundwasserfauna. Jedoch gewinnt auch die Heterogenität der Einzelstandorte an Bedeutung.

#### 4.2.4 PLIOZÄNE FLUSSEINZUGSGEBIETE UND EISZEITEN

Bei der Auswertung der Naturraumgruppen erwies sich die Unterteilung des Rheineinzugsgebietes in einzelne Regionen als richtig. Die einzig mögliche Erklärung hierzu liegt in der Verschiebung der Einzugsgebietsgrenzen in der Vergangenheit (siehe Kapitel 2.3).

Es sind jedoch nur wenige stygobionte Arten, die in ihrer Verbreitung diese alten Grenzen noch zeigen, zu wenige für eine statistische Auswertung.

Nach ihrer Verbreitung lassen sich diese Arten drei Typen zuordnen:

- Arten des pliozänen Rheins
- Arten der pliozänen Donau
- Nacheiszeitliche Wiederbesiedler

Die rezenten Einzugsgebiete spielen für die Grundwasserfauna eine eher untergeordnete Rolle. Entscheidend sind offensichtlich die pliozänen Einzugsgebiete sowie die über die Einzugsgebietsgrenzen hinweg erfolgte, nacheiszeitliche Wiederbesiedlung.

Die Verschiebung sehr großer Teile der pliozänen Donau mitsamt der vorkommenden Grundwasserarten zum Rheinsystem erklärt das weitgehende Fehlen endemischer Arten im heutigen Donaeinzugsgebiet. Auch bestehen immer noch Verbindungen im Oberlauf der Donau zum Rhein, wie z.B. im Bereich der Schwäbischen Alb oder im Bereich der Donauversickerungen von Immendingen und Friedingen (hier fließt von der Donau stammendes Wasser über die Aach in den Bodensee,

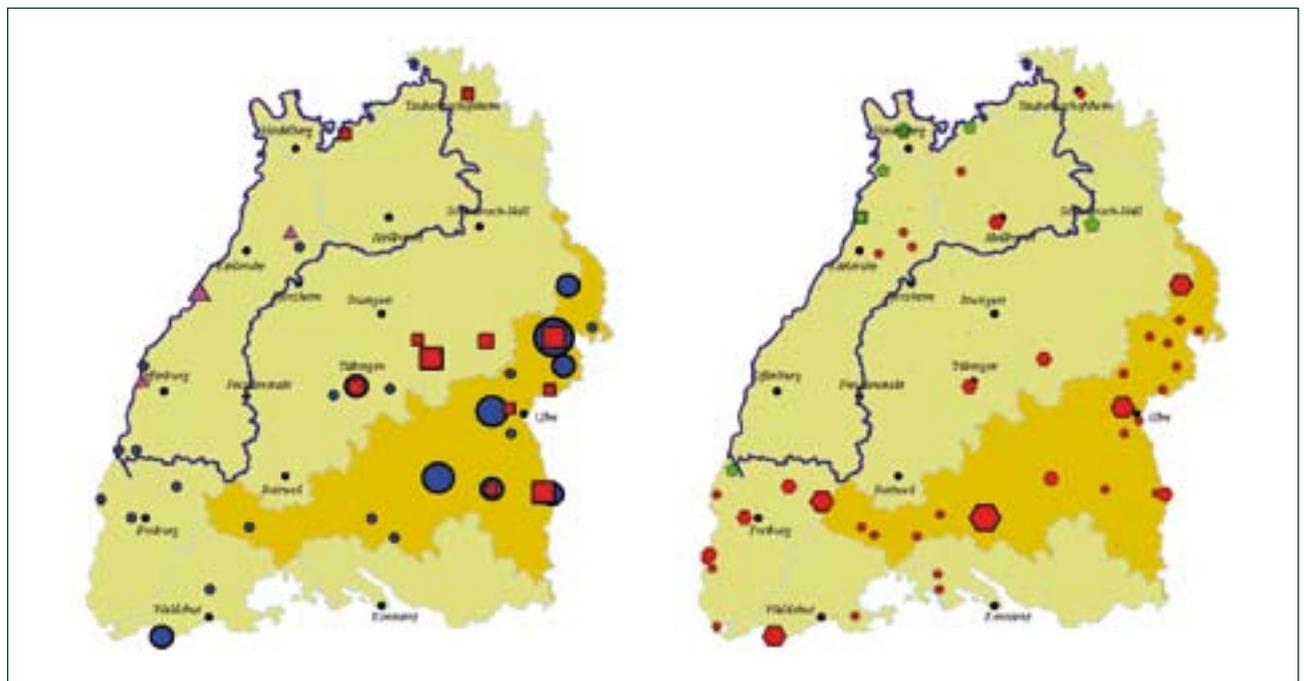


Abb. 49: Verbreitung von ausgewählten Arten im Untersuchungsgebiet. Die rezenten Einzugsgebiete sind in Gelbtönen dargestellt, das ungefähre pliozäne Einzugsgebiet des Rheins ist mit einer blauen Linie umrandet. Die Größe der Symbole spiegelt die relative Häufigkeit der Arten wider. **A:** Arten des pliozänen Rheineinzugsgebietes: ▲ *Nitocrella omega*, ▲ *Parstenocaris germanica*, ▲ *Parstenocaris psammica*. **B:** Arten des pliozänen Donaeinzugsgebietes: ● *Acanthocyclops sensitivus*, ■ *Niphargopsis casparyi*, ● *Proasellus slavus* ssp.)

BINDER 1977, VÖGELE & DREYER 1989), so dass ein Faunenaustausch auch weiterhin möglich ist.

Als Ergebnis sind Donau und Rhein in ihrer Besiedlung insgesamt sehr ähnlich, wobei der Rhein noch eine Reihe von endemischen, pliozänen Arten bewahren konnte.

#### TYPISCHE ARTEN DES PLIOZÄNEN RHEINS

Alle Arten mit regionalen Vorkommen scheinen auf den Rhein beschränkt zu sein, mit Ausnahme des Hüpferlings *Acanthocyclops gmeineri*.

Im Pliozän entsprang der Rhein aus Quellen der Vogesen und des Schwarzwaldes nördlich des Kaiserstuhls. Dementsprechend wurden hier und nördlich dieser Region Arten des alten Rheinsystems erwartet und auch gefunden. Die Funde der Raupenhüpferlinge (Harpacticoida, Copepoda) *Parastenocaris germanica*, *Parastenocaris psammica* und *Nitocrella omega* (bislang nur aus dem Rheingraben bei Straßburg und Karlsruhe nachgewiesen, KIEFER 1957 a und b) sowie des Höhlenflohkrebs (Niphargidae) *Niphargellus nollii* (Abbildung 39) und des Brunnenkrebse (Bathynellidae, Syncarida) *Bathynella freiburgensis* (Abbildung 35) beschränken sich in Baden-Württemberg auf den Oberrheingraben und die nördlichen Teile des Neckareinzugsgebietes.

#### TYPISCHE ARTEN DER PLIOZÄNEN DONAU

Eine der wenigen Arten, die weiterhin als endemisch für das Donaueinzugsgebiet zu gelten hat, ist *Acanthocyclops gmeineri* (s. Abbildung 29). Die Art wurde in Baden-Württemberg nur an einer Messstelle an der Blau im Donaueinzugsgebiet festgestellt. Sie galt davor als endemisch für die alluvialen Schotter der Donau bei Wien.

Als Beispiel für Arten mit einer Verbreitung entsprechend des Einzugsgebietes der Donau zur Zeit des Pliozäns (also Donau-Rhein-Rhône) wurde bereits von THIENEMANN (1950) neben einigen Fischarten die Grundwasserart *Niphargopsis casparyi* (Höhlenflohkrebs, Niphargidae, Abbildung 49) genannt. Diese Art kann in Baden-Württemberg im rezenten Donaueinzugsgebiet, im südlichen Oberrheintiefland, dem oberen Neckareinzugsgebiet sowie im Main-einzugsgebiet festgestellt werden.

Ähnliches gilt für die Art *Acanthocyclops sensitivus*, sie galt lange Zeit als Rheinendemit (KIEFER 1964), wurde jedoch später mit Zunahme der Fundorte außerhalb des Rheineinzugsgebietes als europaweit vorkommende Art eingestuft (s. a. EINSLE 1993, GAVIRIA 1998). Diese Fundorte liegen vor allem im rezenten Donaueinzugsgebiet, wie am Lech (TILZER 1967, FUCHS & HAHN 2004), im Salzburger Becken (PRIESEL-DICHTL 1959) und im Wiener Raum (KIEFER 1964, DANIELOPOL 1983, EINSLE 1993, POSPISIL 1994, MOOG et al. 1995)]. Funde im Gebiet der pliozänen Donau wie im Bregenzer Raum (PESTA 1934) und am Main (KIEFER 1938, NOLL & STAMMER 1939, NOLL & STAMMER 1953, Enright 2000) weisen *Acanthocyclops sensitivus* als typischen Vertreter der Urdonau aus.

Die wenigen baden-württembergischen Fundorte außerhalb des Urdonaeinzugsgebietes (Abbildung 49) bzw. Raum Bonn (HAINE 1945) sind wahrscheinlich auf Migration im Interstitial der begleitenden Flüsse zurückzuführen.

Für die rezenten Flusseinzugsgebiete ebenso schwierig zu interpretieren sind die baden-württembergischen Funde der Tiere aus der *Proasellus slavus*-Gruppe (Abbildung 49). *Proasellus slavus slavus* galt bisher neben einigen anderen Unterarten als typischer Vertreter der Donauregion (Fundorte in Serbien, Slowenien, Westslowakei, und Österreich, GRUNER 1965). In Deutschland wurde für den Main (Raum Aschaffenburg, NOLL & STAMMER 1953) eine eigene Unterart *P.s. nollii* beschrieben.

Dementsprechend überraschend war der Fund von *Proasellus slavus* aus der Freiburger Bucht (STEENKEN 1998), der durch diese Untersuchung bestätigt werden konnte. Heute zeigt sich, dass *Proasellus slavus* der häufigste Vertreter der Isopoden im Grundwasser Baden-Württembergs ist. Neben den bekannten Unterarten *P.s. nollii* und *P.s. slavus* tritt auch eine bis jetzt noch unbekannt dritte Form auf. Alle drei Formen konnten in ganz Baden-Württemberg gefunden werden, wengleich der Schwerpunkt im pliozänen Donau-Einzugsgebiet liegt. Weitere Funde aus Bayern im Lecheinzugsgebiet und im Main-einzugsgebiet im Raum Aschaffenburg (FUCHS & HAHN 2004) bestätigen den Befund, dass es sich auch hierbei um eine typische Art des pliozänen Donaueinzugsgebietes handelt.

#### ARTEN MIT NOCH UNGEKLÄRTER ZUORDNUNG

Als bisher endemisch für den Rhein bzw. den Oberrhein-graben galten die beiden Hüpferlingsarten (Cyclopoida, Copepoda) *Acanthocyclops rhenanus* und *Graeteriella* (*Paragraeteriella*) *laisi* (Abbildung 29).

Die Untersuchung in Baden-Württemberg brachte auch hier überraschende Ergebnisse: *Acanthocyclops rhenanus* ist neben *Diacyclops languidoides* die zweithäufigste Art in Baden-Württemberg. Sie tritt im gesamten Gebiet auf, so auch im Donaeinzugsgebiet. Ein unbestätigter Fund aus dem Seewinkel (Österreich, POSPISIL, pers. Mitt.) lässt vermuten, dass die Art weiter verbreitet ist, als bisher angenommen, so auch die Art *Graeteriella* (*Paragraeteriella*) *laisi*, die bislang nur aus dem Grundwasser im Bereich von Straßburg bekannt war (EINSLE 1993). Sie konnte in Baden-Württemberg nicht nur im bekannten Gebiet, sondern im Oberen Rhein-graben von der Freiburger Bucht bis nördlich von Karlsruhe sowie an einem Standort im Bodenseegebiet nachgewiesen werden. Der bislang einzige Fund außerhalb des Rheineinzugsgebietes war im Raum Salzburg (POSPISIL 1994), wobei hier morphologische Unterschiede gegenüber den Rheinformen zu erkennen sind (POSPISIL, pers. Mitt.). Dieses Phänomen ist auch von anderen Arten bekannt, so wurden von LÖFFLER (1963) für die westeuropäischen Arten *Mixtacandona laisi* und *Cryptocandona kieferi* morphologische Abweichungen für Mitteleuropa (Donaeinzugsgebiet) festgestellt, die in beiden Fällen zu der Beschreibung von eigenen Unterarten (*Mixtacandona laisi vindobonensis* und *Cryptocandona kieferi danubialis*) führten. Es ist somit möglich, dass manche dieser Unterarten (oder Arten) erst seit der letzten Änderung der Wasserscheiden entstanden sind.

#### EISZEITEN UND NACHEISZEITLICHE WIEDERBESIEDLER

Wie bereits oben erwähnt, zeigen nur wenige Grundwasserarten ein regional begrenztes Vorkommen, das meist in Zusammenhang mit den Flusseinzugsgebieten des Pliozän gebracht werden kann. Die meisten Arten sind über das gesamte Gebiet verbreitet. Sie zeigen keine Unterschiede bezüglich der rezenten Einzugsgebiete.

Es ist anzunehmen, dass viele Grundwasserarten der Mittelgebirgsregion vor den Eiszeiten viel weiter verbreitet waren als heute. Durch das trockene und kalte Klima während der Eiszeiten starben sehr viele Arten der Binnengewässer

und auch des Grundwassers zumindest gebietsweise aus (THIENEMANN 1950). Im Zuge der nacheiszeitlichen Wiederbesiedlung konnten sich wohl vor allem mobile Arten durchsetzen, die heute ein weites Verbreitungsgebiet über die Einzugsgebietsgrenzen hinweg besitzen, während die alten, in ihrer Ausbreitungsfähigkeit beschränkten Arten eine relikte Verbreitung, oft in Form von Inselpopulationen, zeigen.

Der Vergleich der Artengemeinschaften der vereisten bzw. eisfreien Regionen in Baden-Württemberg (siehe Abbildung 10) erbrachte keine signifikanten Unterschiede. Die Ausdehnung der vereisten Regionen im Untersuchungsgebiet war anscheinend klein genug, damit nach dem Rückzug der Gletscher eine vollständige Wiederbesiedlung stattfinden konnte.

#### 4.2.5 TIEFENVERTEILUNG DER GRUNDWASSERFAUNA

Um eine mögliche Tiefenverteilung der Grundwasserfauna untersuchen zu können, wurden den einzelnen Messstellen drei Tiefenklassen (0 > 20 m, 20 > 50 m und 50 > 200 m) zugeordnet. Aufgrund der Ergebnisse der vorangehenden Auswertungen wurden zusätzlich die Zugehörigkeit der Messstellen der einzelnen Tiefenklassen zu einer der vier Kategorien der hydraulischen Leitfähigkeit berücksichtigt.

Tab. 17: Anzahl der Messstellen nach Zugehörigkeit zu einer Tiefenklasse und einer Kategorie der hydraulischen Leitfähigkeit.

Tiefenklassen und hydraulische Leitfähigkeit	Anzahl Messstellen
0 > 20, Geringl.	10
0 > 20, Locker	152
0 > 20, Kluft	16
0 > 20, Karst	16
20 > 50, Geringl.	5
20 > 50, Locker	35
20 > 50, Kluft	9
20 > 50, Karst	18
50 > 200, Geringl.	1
50 > 200, Locker	16
50 > 200, Kluft	7
50 > 200, Karst	18
artesisch	1
Insgesamt	304

Tabelle 17 gibt eine Übersicht über die Verteilung der Messstellen auf die einzelnen Kategorien. Die in der Auswahl enthaltene artesische Messstelle war unbesiedelt und wurde bei der Auswertung nicht weiter berücksichtigt. Abbildung 50 zeigt die Ergebnisse

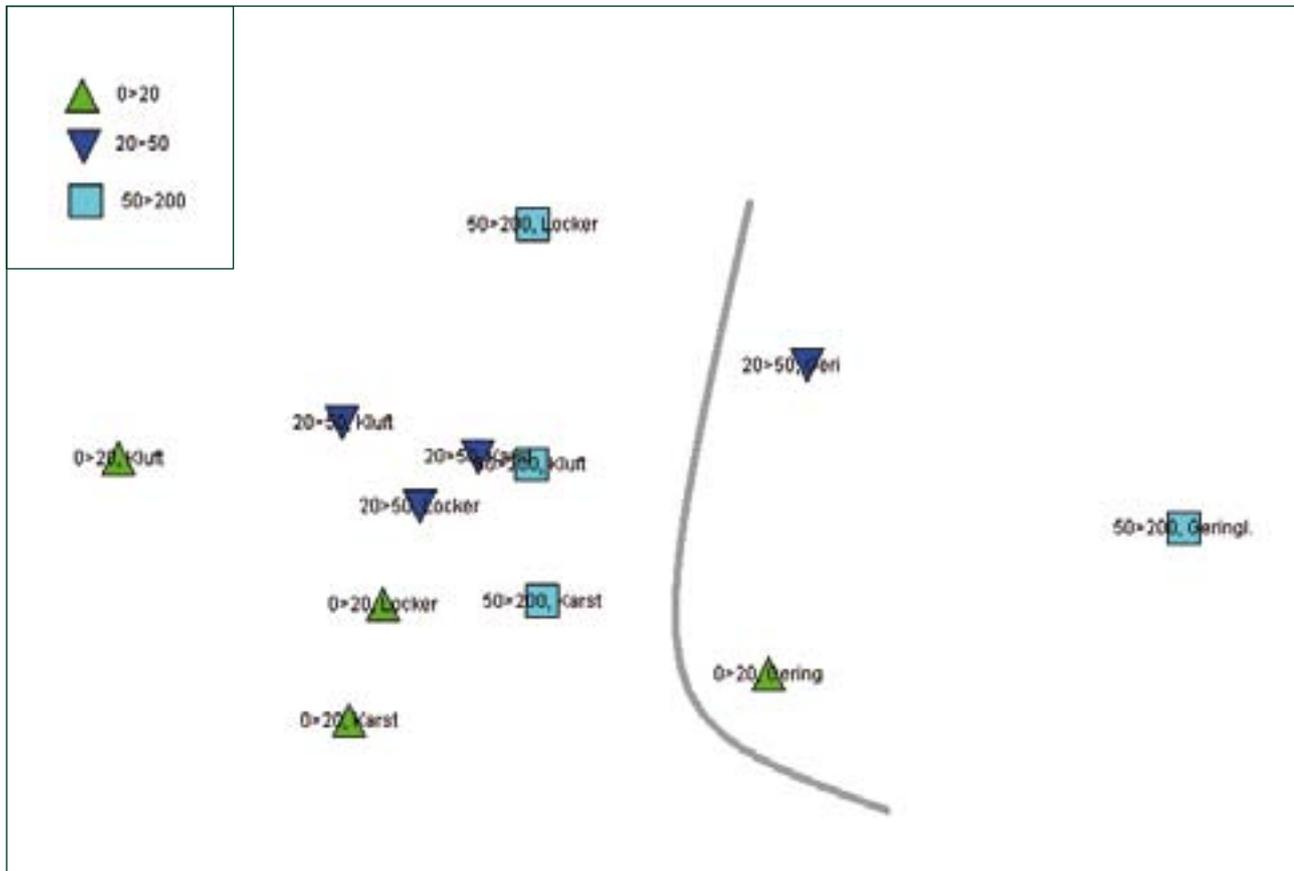


Abb. 50: Ergebnisse der MDS-Analyse der nach Tiefenklassen und hydraulischer Leitfähigkeit gruppierten Daten. Die verschiedenen Symbole zeigen die Zugehörigkeit zu einer der drei Tiefenklassen an.

der MDS-Analyse. Die verschiedenen Symbole geben die Zugehörigkeit der einzelnen Datengruppen zu den Tiefenklassen an.

In Abbildung 50 sind die geringleitenden Formationen aller Tiefen deutlich von den übrigen hydraulischen Gruppen getrennt (siehe graue Linie in der Abbildung), genau wie bei den beiden vorausgegangenen Auswertungen. Sie sind jedoch auch untereinander sehr unähnlich in ihrer Besiedlung, die Abstände zwischen den einzelnen Symbolen sind groß. Die übrigen Gruppen lassen ein deutliches Muster und einen Gradienten von den flachen Aquiferen hin zu den tiefen Grundwässern erkennen.

Die BVSTEP-Analyse zeigt die besten Korrelationen ( $r = 0,787$ ) mit den Parametern hydraulische Leitfähigkeit, Sauerstoffsättigung, dem Anteil an Schluff, Detritus und Tierresten sowie der Kategorie „sonstige Sedimente“. Wasserwegsamkeit und Oberflächeneinfluß spielen offensichtlich auch hier eine maßgebende Rolle. Hinzu kommen als abiotische Parameter der Spektrale Absorptionskoeffizient (SAK-436) und der Gehalt an Kalium.

Der spektrale Absorptionskoeffizient (Photometrisch bei einer Wellenlänge von 436 nm gemessen, daher SAK-436) ist ein Maß für auftretende Färbungen im Grundwasser. Sie zeigen eindringendes, huminstoffhaltiges oder tontrübes Oberflächenwasser an (LfU 2001 a). Er stellt also auch ein Maß für den hydrologischen Austausch dar.

Kalium wird in der Regel gut an Tonmineralien gebunden und ist im Grundwasser weniger beweglich, hier tritt es vor allem in Salzlagerstätten und salzhaltigen Tiefenwässern auf (LfU 2001 a). Abbildung 51 zeigt den bestehenden Zusammenhang. Die größten Kaliumkonzentrationen bestehen in den Lockergesteinleitern zwischen 50 und 200 m. In dieser Kategorie sind ausschließlich Messstellen im Rheingraben zusammengefasst, die meisten davon im mittleren und südlichen Teil. In letzterem befinden sich auch größere, tief unterirdisch liegende Kalisalzstöcke, die diesen Zusammenhang plausibel erklären.

Als biotische Faktoren korrelieren die Abundanz (Anzahl der Tiere), die Anzahl an Arten und der Diversitätsindex (Shannon & Wiener) mit der MDS-Analyse der faunistischen Daten.

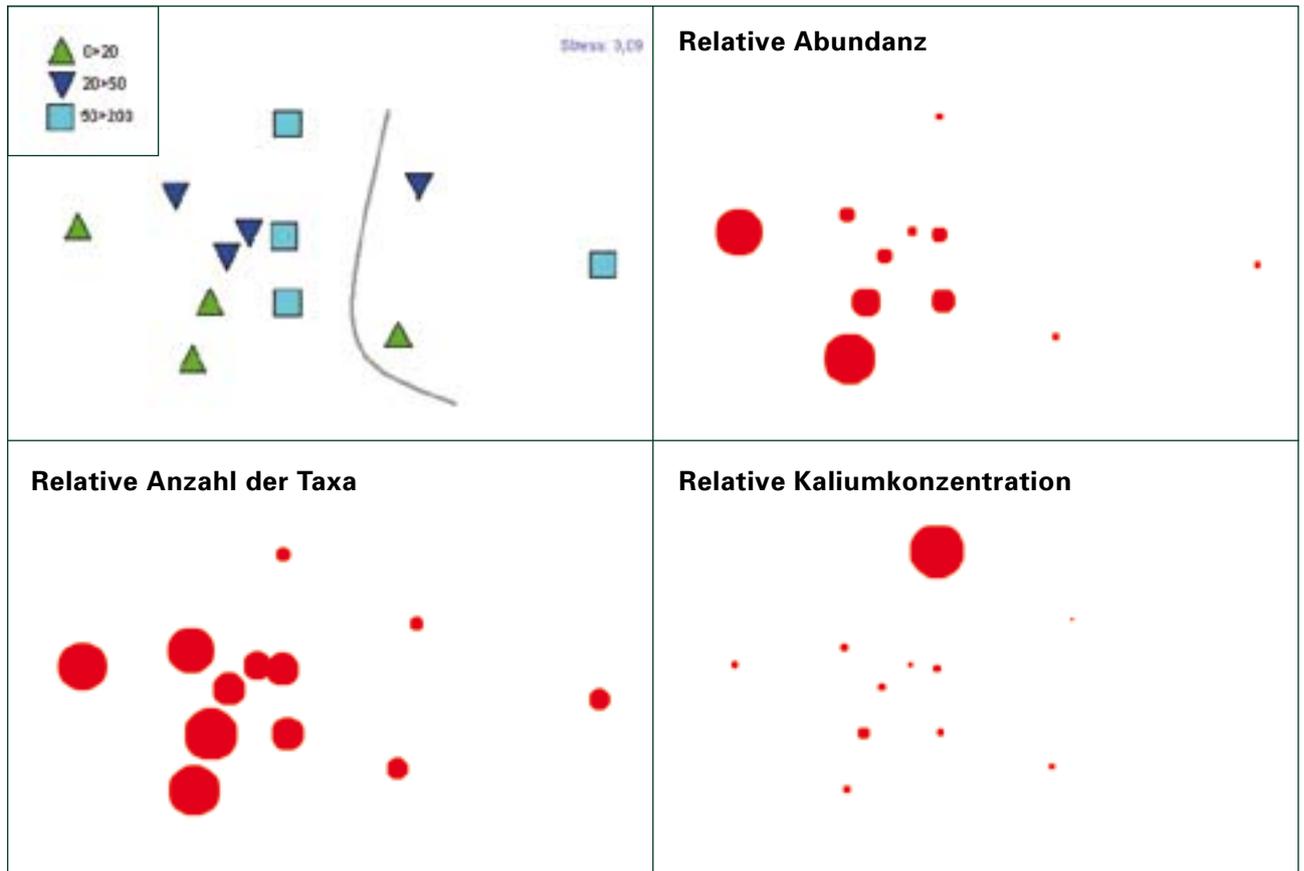


Abb. 51: MDS ausgewählter Parameter der BVSTEP-Analyse. (Links oben die verkleinerte MDS von Abbildung 50, die Abbildungen rechts und unterhalb zeigen dieselbe MDS mit den Parametern Abundanz, Anzahl an Taxa und die Kaliumkonzentration. Die Größe der Kreise spiegelt die relative Größe der Werte für die einzelnen Gruppen wider).

In Abbildung 51 sind ausgewählte Parameter der BVSTEP-Analyse graphisch dargestellt. Zum Vergleich wird links oben nochmals die MDS aus Abbildung 50 gezeigt. Rechts davon und unterhalb werden für diese MDS die Parameter Abundanz, Anzahl der Taxa und die Kaliumkonzentration visualisiert. Die Größe der Kreise spiegelt die relative Größe der Werte für die einzelnen Gruppen wider. Diese Abbildung zeigt sehr deutlich die Zusammenhänge, die hinter den Daten der Besiedlung stehen.

Die eigenständige Lage der geringleitenden Formationen hängt mit der geringen Besiedlungsdichte und den wenigen Arten an den Standorten dieser Gruppe zusammen. Ebenso gehen Besiedlungsdichte und die Artenzahlen der anderen Leitertypen mit zunehmender Tiefe zurück und erklären den Gradienten in der Anordnung der MDS.

Auch der Anteil der besiedelten Messstellen nimmt mit der Tiefe rasch ab. In der Tiefenklasse I ( $0 > 20$  m) sind 85 % der Messstellen besiedelt, in der Tiefenklasse II ( $20 > 50$  m) noch 64 %, und in der Tiefenklasse III ( $50 > 200$  m) lediglich 62 %.

In Abbildung 52 sind die Ergebnisse der Box-Plot-Analysen dargestellt, die aufgrund der oben beschriebenen Ergebnisse zusätzlich durchgeführt wurden. Die ersten beiden Boxplots (Abb. 52 A und B) zeigen deutlich eine Abnahme sowohl der Individuenzahlen als auch der Anzahl der Arten oder Taxa mit zunehmender Tiefe. Noch deutlicher nimmt der Diversitätsindex nach Shannon-Wiener mit der Tiefe ab, von Tiefenklasse I zu Tiefenklasse II geht er sprunghaft zurück. Der Diversitätsindex berücksichtigt neben Individuenanzahl und Anzahl der Arten auch die Verteilung der Individuen auf die vorkommenden Arten (BÜHL & ZÖFEL 1995). Er ist umso größer, je höher die Artzahl und je gleichmäßiger diese Verteilung ist. Mit Zunahme der Tiefe nehmen unabhängig vom Leitertyp nicht nur die Abundanzen und Artenzahlen ab, sondern es treten wenige, dominierende Arten in den Vordergrund.

Eine Ausnahme sind die seichten Geringleiter, der wie die übrigen Geringleiter eine sehr niedrige Diversität aufweist (Abbildung 52 D). Sie nehmen dadurch eine Sonderstellung ein und die Unterschiede gegenüber den übrigen Grundwasserleitern sind signifikant (U-Test: Abundanz:  $p=0,002$ ; Anzahl Taxa:  $p=0,001$ ; Diversität:  $p<0,001$ ;  $n=607$ ).

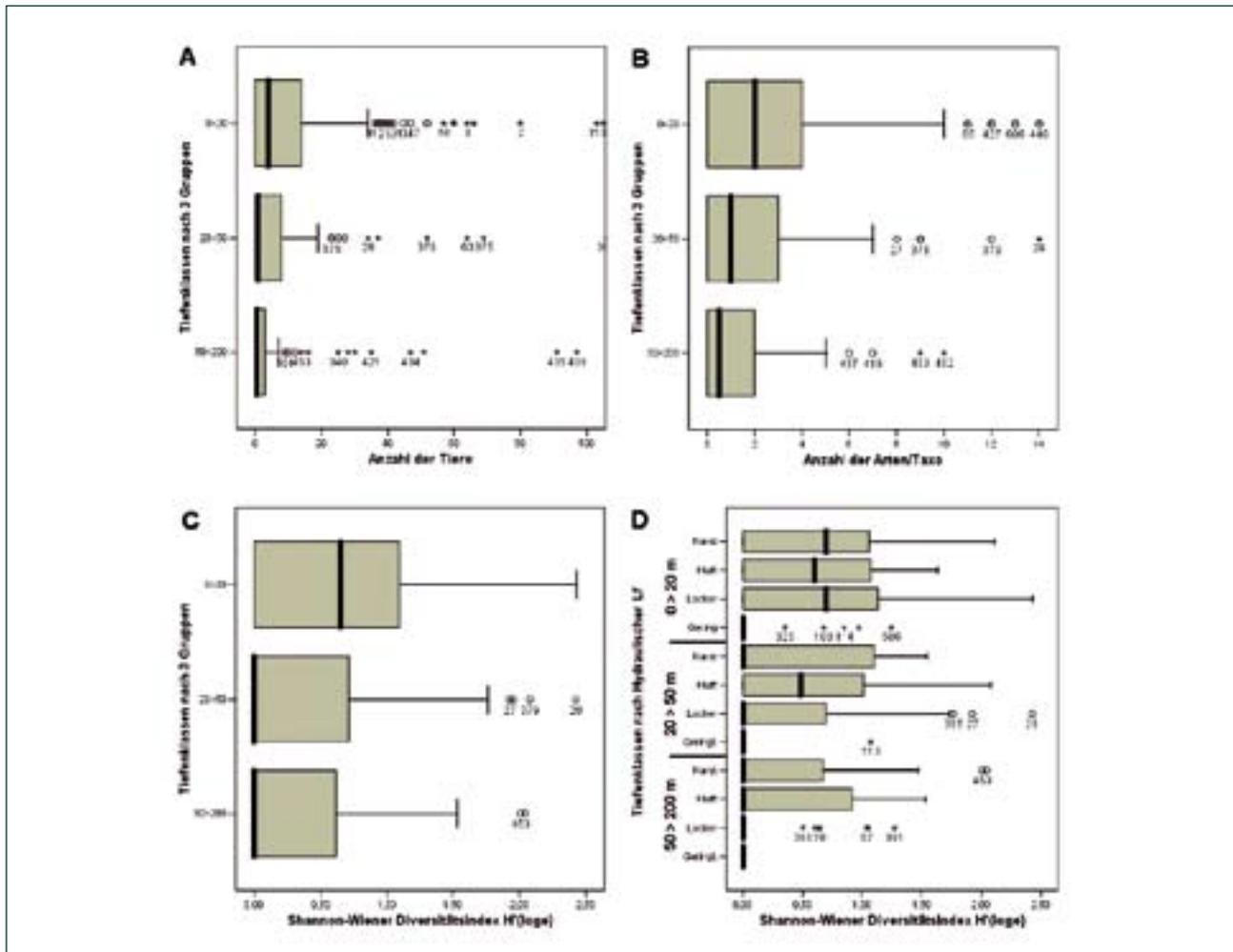


Abb. 52: Ergebnisse der Box-Plot-Analysen. Die einzelnen Darstellungen zeigen die Abundanzen (A), Anzahl der Taxa (B), die Diversität (Shannon & Wiener, C) der drei Tiefenklassen und die Diversität in Bezug auf Tiefenklassen und hydraulischer Leitfähigkeit (D) (Kreise symbolisieren Extremwerte, Sternchen Ausreißer.)

Eine Überprüfung mit dem U-Test ergab signifikante Unterschiede ( $p < 0,001$ ,  $n = 521$ ) der drei biotischen Parameter zwischen den Messstellen bis 20 m und den Messstellen der Tiefe 20–50 m, während keine signifikanten Unterschiede zwischen den Tiefenklassen 20 > 50 und 50 > 200 gefunden wurden (U-Test: Abundanz:  $p > 0,05$ ).

Diese Ergebnisse zur Tiefenabhängigkeit der Grundwasserbesiedlung decken sich mit den Befunden anderer Autoren (z.B. DOLE-OLIVIER & MARMONIER 1992, POSPISIL 1994, STRAYER 1994, MÖSSLACHER 1998, HAKENKAMP & PALMER 2000, DUMAS et al. 2001, GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003, HAHN 2005, HAHN angenommen), die auch eine Abnahme der Abundanzen und der Diversität mit zunehmender Tiefe festgestellt haben. Die Ursachen hierfür liegen jedoch nicht an der Tiefe selbst, dies belegt die in dieser Studie festgestellte, reiche Besiedlung der tiefsten Messstelle (200 Meter, B 8002 LW Dischingen, amtl. Nr. 108/862-5) im Karst der Schwäbischen Alb. Dieser

Fund stellt auch den tiefsten Fundort von Grundwassertieren in Europa dar. Karstleiter sind stark von Oberflächenwasser beeinflusst, da über Dolinen- und Höhlensysteme Sauerstoff und Nährstoffe sehr weit in die Tiefe vordringen können. Im Gegensatz dazu nimmt in anderen Grundwasserleitertypen wie z.B. Lockergesteinsleiter dieser Eintrag von der Oberfläche mit der Tiefe ab (DATRY et al. 2005, HAHN 2005).

Ein Extrembeispiel stellen tiefe und alte Grundwässer mit langer Erneuerungsrate dar. Sie sind oft hoch mineralisiert und nahezu frei an organischem Kohlenstoff und Sauerstoff (z. B. LfU 2001 b). Die Metazoen fehlen hier meist, ein Umstand, der die Bedeutung des hydrologischen Austausches unterstreicht (HAHN 2006).

Fasst man die Ergebnisse zusammen, so ergibt sich folgendes Bild: Die Stetigkeit der Besiedlung, Artzahl, Abundanz und Diversität nimmt mit zunehmender Tiefe insbesondere

unterhalb einer Tiefe von 20 m markant ab. Es gibt deshalb signifikante Unterschiede zwischen den seichten und mittleren Messstellen, nicht jedoch zwischen den mitteltiefen und sehr tiefen Messstellen. Aus diesem Grund erschien es sinnvoll, für die statistischen Auswertungen nur die Daten der Messstellen bis 20 m Tiefe zu verwenden.

#### 4.2.6 BEDEUTUNG VON HYDROCHEMIE UND BELASTUNGSPARAMETERN

Seit Bestehen des Messnetzes zur Grundwasserüberwachung in Baden-Württemberg 1985 (LFU 1991) werden die Messergebnisse zentral von der LUBW erfasst und ausgewertet. Das Ergebnis ist eine umfangreiche Datenbank von Analyseergebnissen (mind. eine Beprobung pro Jahr) zu den einzelnen Standorten im Beschaffenheitsmessnetz.

Tabelle 18 gibt eine Übersicht der erfassten Parameter, die im Zuge dieses Routineverfahrens erfasst werden.

Zusätzlich wurden im Herbst 2002 speziell für diese Studie jene Standorte (mit wenigen Ausnahmen), die nicht dem Beschaffenheitsmessnetz angehören (Grundwassermessnetz oder Fremdmessstellen) chemisch untersucht. Die Auswertung dieser Daten erfolgte in mehreren Schritten. Zunächst wurden nur die Analysedaten von der Herbstbeprobung 2002 berücksichtigt, in weiterer Folge die gesamten, gemittelten Messdaten seit 1995.

Für die meisten Parameter (Vor-Ort-Parameter, Ionen und Belastungsparameter) konnte weder ein Einfluss auf Abundanz und Artenzahlen, noch auf einzelne Arten festgestellt werden (Spearman-Korrelationstest:  $p > 0,05$ ). Nur sehr

Tab. 18: Übersicht über die im Rahmen des Grundwasserüberwachungsprogrammes erfassten Parameter (LFU 1991).

<b>Parametergruppe „VO“ („Vor-Ort-Parameter“)</b>	<b>Parametergruppe „Z“ („Zusatz“, =TrinkwV, Anlage 2)</b>
Farbe qualitativ, Trübung qualitativ, Geruch qualitativ, Temperatur, Elektrische Leitfähigkeit (bei 25°C), pH-Wert, Sauerstoff, Sauerstoffsättigung	Arsen, Blei, Cadmium, Chrom gesamt, Cyanid gesamt, Fluorid, Nickel, Nitrit, Quecksilber
<b>Parametergruppe „G“ (=physikalisch-chemische Vollanalyse)</b>	<b>PAK:</b>
Farbe qualitativ, Trübung qualitativ, Geruch qualitativ, Temperatur, Elektrische Leitfähigkeit (bei 25°C), pH-Wert (bei ...°C), Sauerstoff, Farbe, SAK-436, Säurekapazität bis pH 4,3 (bei ...°C), Summe Erdalkalien (Gesamthärte), SAK-254, DOC, AOX, Calcium, Magnesium, Natrium, Kalium, Ammonium, Eisen gesamt, Mangan gesamt, Chlorid, Nitrat, Sulfat, Ortho-Phosphat, Bor	Fluoranthren, Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)fluoranthren, Benzo(a)pyren, Benzo(ghi)perylen, Indeno(1,2,3-cd)pyren
	<b>LHKW:</b>
	Trichlormethan, 1,1,1-Trichlorethan, Trichlorethen, Tetrachlorethen, Dichlormethan, Tetrachlormethan, cis-1,2-Dichlorethen
	<b>PBSM1:</b>
	Atrazin, Simazin, Terbutylazin, Metolachlor, Metazachlor, Desethylatrazin, Desisopropylatrazin, Desethylterbutylazin, Propazin, Bromacil, Hexazinon, Metalaxyl
<b>Parametergruppe „K“ („Kurz“)</b>	<b>Parametergruppe „SM-8“</b>
Temperatur, Elektrische Leitfähigkeit (bei 25°C), pH-Wert, Säurekapazität bis pH 4,3, Summe Erdalkalien (Gesamthärte), SAK-254, Nitrat	Arsen, Blei, Cadmium, Chrom gesamt, Nickel, Quecksilber, Zink, Kupfer
<b>Parametergruppe „LHKW-7“</b>	<b>Parametergruppe „BTXE“</b>
Trichlormethan, 1,1,1-Trichlorethan, Trichlorethen, Tetrachlorethen, Dichlormethan, Tetrachlormethan, cis-1,2-Dichlorethen	Benzol, Toluol, o-Xylol, m-Xylol, p-Xylol, Ethylbenzol
<b>Parametergruppe „PAK nach TrinkwV“</b>	<b>Parametergruppe „PAK nach EPA“</b>
Fluoranthren, Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)fluoranthren, Benzo(a)pyren, Benzo(ghi)perylen, Indeno(1,2,3-cd)pyren	Fluoranthren, Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)fluoranthren, Benzo(a)pyren, Benzo(ghi)perylen, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Acenaphthylen, Acenaphthen, Fluoren, Phenanthren, Anthracen, Benzo(a)anthracen, Pyren, Chrysen, Dibenzo(a,h)anthracen, Naphthalin
<b>Parametergruppe „PBSM-1“</b>	<b>Parametergruppe „PBSM-3“</b>
Atrazin, Simazin, Terbutylazin, Metolachlor, Metazachlor, Desethylatrazin, Desisopropylatrazin, Desethylterbutylazin, Propazin, Bromacil, Hexazinon, Metalaxyl	Alpha-HCH, Beta-HCH, Gamma-HCH (Lindan), Alpha-Endosulfan, Beta-Endosulfan, o, p'-DDT, p, p'-DDT, p, p'-DDD, p, p'-DDE
<b>Parametergruppe „PBSM-2“</b>	<b>Parametergruppe „PBSM-4“</b>
2,4-D, Mecoprop, Dichlorprop, Bentazon	Chlortoluron, Diuron, Isoproturon, Linuron, Methabenzthiazuron

wenige Parameter waren durch einen Korrelationskoeffizienten  $\geq 0,2$  mit den Faunadaten (der Abundanz, den Taxa- und Artenzahlen) verbunden, sie sind in der Tabelle 19 zusammengefasst.

Sauerstoff, der gemeinhin als Schlüsselparameter für Gewässerorganismen gilt, hat offensichtlich kaum Bedeutung für die Grundwasserfauna, solange die Konzentration über 1 mg/l liegt (siehe auch Kapitel 4.2.2). Nur unterhalb dieser Grenze wirkt sich der Sauerstoff limitierend auf die Besiedlung aus (HAKENKAMP & PALMER 2000, HAHN 2006).

Bei niedrigen Sauerstoffkonzentrationen gehen zunehmend Eisen und Mangan in Lösung (HÜTTER 1992, SCHWÖRBEL 1994, DVWK 1996, HÖLTING 1996), die eine schwach negative Korrelation mit der Zahl der Taxa, der Abundanz und der Zahl an Arten zeigen (Tab. 19). Im Übergangsbereich zwischen reduzierenden und oxidischen Milieu fallen beide Metalle als Hydroxide (Ocker) aus. Ocker gilt als besiedlungsfeindliches Substrat, da es den Lückenraum im Untergrund verstopft und auch die Atmungsorgane der Tiere beeinträchtigen kann (PARSONS 1968, LETTERMANN & MITSCH 1978, SCULLION & EDWARDS 1980, SODE 1983, WESTERMANN 1990, EJBYE-ERNST & LARSEN 1991, RIBEMT 1991, HAHN 1996 b, HAHN & PREUSS 1996), und zeigt ebenfalls eine schwach negative Korrelation mit den Faunadaten.

Beides, niedrige Sauerstoffkonzentration und Verockerung, dürften die Ursache für die festgestellten, schwachen negativen Korrelationen zwischen Eisen und Mangan und der Fauna sein. Direkte Korrelationen bestehen vermutlich nicht. Grundsätzlich sind die festgestellten Korrelationen, das gilt auch für Nitrat und Siliziumdioxid, so niedrig, dass sie keine belastbaren Aussagen zulassen.

Dies dürfte in der relativen Toleranz von Grundwasserorganismen gegenüber dem Wasserchemismus begründet liegen (z.B. HUSMANN 1956, WEGELIN 1966, RONNEBERGER 1975, PLENET et al. 1995, HAHN & FRIEDRICH 1999, DUMAS et al. 2001).

In Tabelle 19 sind die relativ hohen Korrelationskoeffizienten bei den Pflanzenschutzmitteln Diuron, Methabenzthiazuron und Dimefuron auffällig. Im Falle von Dimefuron liegt dies sicherlich auch an der geringen Anzahl an Messwerten ( $n = 19$ ). In den beiden anderen Fällen liegt dies einerseits daran, dass negative Befunde in der Datenbank nicht mit dem Wert Null, sondern mit der messtechnisch möglichen Bestimmungsgrenze angegeben werden, und andererseits an den verschiedenen Bestimmungsmethoden mit unterschiedlicher Messgenauigkeit selbst, denn neuere Daten wurden mit feineren Methoden ermittelt. Besonders deutlich wird diese Problematik am Beispiel des Pflanzenschutzmittelwirkstoffs Methabenzthiazuron (Abb. 53), wo die negativen Befunde mit der Bestimmungsgrenze von  $> 0,02 \mu\text{g/l}$  in die Datenbank über-

Tab. 19: Korrelationen zwischen faunistischen und ausgewählten hydrochemischen Parametern. Dargestellt sind alle Korrelationen  $\geq 0,2$ . Spearman-Rangkorrelationstest. Die hydrochemischen Daten wurden über die einzelnen Standorte gemittelt ( $r$  = Korrelationskoeffizient;  $p$  = Irrtumswahrscheinlichkeit;  $n$  = Anzahl der verwendeten Fälle).

		Sauerstoff [mg/l]	Nitrat [mg/l]	Ocker	Eisen [mg/l]	Mangan [mg/l]	Siliziumdioxid [mg/l]	Diuron [µg/l]	Methabenzthiazuron [µg/l]	Dimefuron [µg/l]
<b>Zahl der Taxa</b>	r	0,193	0,197	- 0,199	- 0,233	- 0,237	- 0,216	0,196	0,194	- 0,465
	p	0,002	0,001	0,001	0,000	0,000	0,001	0,010	0,012	0,045
	n	264	264	264	249	251	251	171	168	19
<b>Zahl der Arten</b>	r	0,217	0,227	- 0,186	- 0,253	- 0,257	- 0,209	0,216	0,173	- 0,480
	p	0,000	0,000	0,002	0,000	0,000	0,001	0,004	0,025	0,037
	n	264	264	264	249	251	251	171	168	19
<b>Abundanz</b>	r	0,149	0,191	- 0,205	- 0,202	- 0,207	- 0,199	0,141	0,172	- 0,476
	p	0,015	0,002	0,001	0,001	0,001	0,002	0,066	0,026	0,039
	n	264	264	264	249	251	251	171	168	19

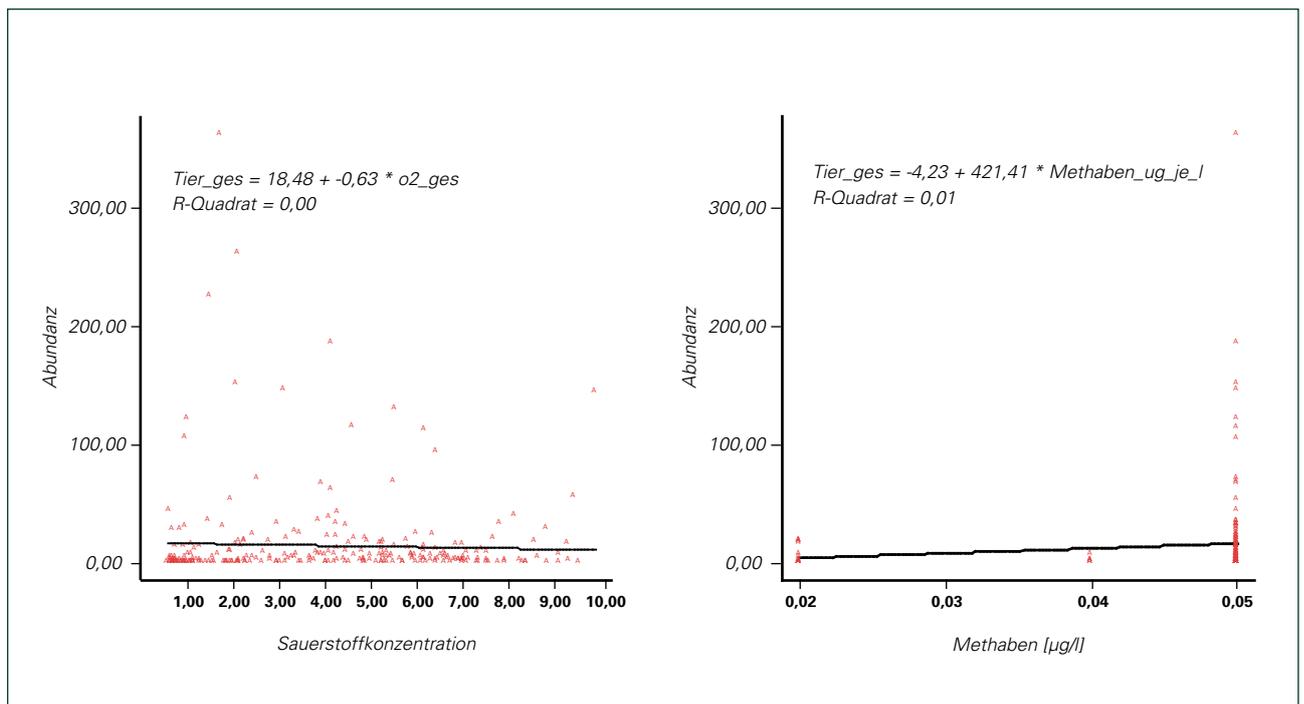


Abb. 53: Streudiagramme von Sauerstoff und dem Pflanzenschutzmittelwirkstoff Methabenzthiazuron vs. Abundanz mit Regressionsgerade.

nommen wurden. Ältere Messdaten, die in der Datenbank dominieren, liegen dagegen bei der alten Bestimmungsgrenze von  $> 0,05 \mu\text{g/l}$ . Dies führt zu den vermeintlichen Korrelationen zwischen der Fauna und den Belastungsparameter.

Tatsächlich ist jedoch anzunehmen, dass Zusammenhänge zwischen Grundwasserfauna und der Stärke von Grundwasserkontaminationen bestehen. Tiere integrieren in ihren Lebensäußerungen die Summe der Stressoren. Obwohl die Forschung hier noch ganz am Anfang steht, gibt es Hinweise darauf, dass Grundwassertiere sowohl art- als auch schadstoffspezifisch auf Belastung reagieren (SCHÄFER et al. 2001, MATZKE et al. 2005). So scheinen bei zunehmender Belastungen durch aromatische Kohlenwasserstoffe (AKW) zuerst die Crustaceen auszufallen und dann die Nematoden und Oligochaeten. Dagegen treten Nematoden an LCKW (Leichtflüchtige chlorierte Kohlenwasserstoffe) bzw. PCE (Tetrachlorethen) – kontaminierten Standorten nur in geringsten Abundanzen auf, ebenso wie die Parastenocaridae (Gruppe der Raupenhüpferlinge). Oligochaeten (Wenigborster) und einzelne Cyclopidenarten (Hüpferlinge) scheinen hingegen deutlich höhere Konzentrationen dieser Schadstoffe zu tolerieren (MATZKE 2005). Die Perspektiven für ein faunistisch begründetes Altlastenmonitoring sind vor diesem Hintergrund durchaus viel versprechend.

## 5 Abschließende Betrachtung

Die oben dargestellten Ergebnisse machen deutlich, dass Grundwasserlebensgemeinschaften sehr stark vom hydraulischen Typ des Grundwasserleiters und dem dadurch bedingten hydrologischen Austausch mit Oberflächenwasser abhängen. Beide Faktoren überlagern die naturräumliche oder hydrographische, und damit biogeographisch bedingte Verteilung der Arten.

Für die Erfassung der Grundwasserfauna bietet sich daher folgende, von HAHN (2006) und HAHN & FUCHS (eingereicht) vorgeschlagene, hierarchische Gliederung an:

- Kleinräumig ist der **hydrologische Austausch** mit Oberflächenwasser am jeweiligen Standort entscheidend. Er bestimmt die Versorgung der Grundwassertiere mit Nährstoffen und Sauerstoff, und damit auch die Artenzusammensetzung an den Messstellen.
- Auf Landschaftsebene ist die **hydraulische Leitfähigkeit** und die Zugehörigkeit zu einem der vier Leitertypen für die Verteilung der Arten entscheidend. Der hydraulische Leitfähigkeit ist eine Folge der Leiterstruktur und wird von der Geologie bestimmt.
- Großräumig beeinflussen die **hydrographischen und biogeographischen – auch vergangene – Gegebenheiten** das Auftreten der Fauna. Diese geben über die Grenzen des Untersuchungsgebietes hinweg den Rahmen des Arteninventars vor, welches auf den untergeordneten Ebenen zu erwarten ist.

Nicht berücksichtigt sind dabei ökotonale Grundwasserlebensräume, die sich oft durch einen besonders großen Artenreichtum auszeichnen. Solche Grundwasserökotone sind z. B. Übergangsbereiche zwischen Fest- und Lockergesteinen wie z.B. Tal- und Kluftgrundwasser, oberflächennahes Kluftwasser, das hyporheische Interstitial der Fließgewässer oder Quellen. Da solche Bereiche in der Regel nicht durch Grundwassermessstellen erschlossen sind, ist ihre Beprobung sehr aufwändig und kann nur in Ausnahmefällen erfolgen.

## 6. Literaturverzeichnis

- BINDER, H. (1977): Höhlenführer Schwäbische Alb. – K. Theiß, Stuttgart & Aalen, 200 S.
- BOETERS, H. D. (1998): Mollusca: Gastropoda: Superfamilie Risooidea. – In: SCHWOERBEL, J. & ZWICK, P. (HRSG.): Süßwasserfauna von Mitteleuropa. – Stuttgart.
- BOLLING, W. (1965): Beiträge zum Problem des Genus *Bythiospeum* BOURGUIGNAT. – Ber. Naturforsch. Ges. Bamberg 40: 21-102.
- BORCHERDT, C. (1991): Baden-Württemberg – Eine geographische Landeskunde. – In: W. Storkebaum (Hrsg.): Wissenschaftliche Länderkunde.
- BOTOSANEANU, L. (1986): Stygofauna Mundi. A Faunistic, Ditrributional, and Ecological Synthesis of the World Fauna Inhabiting Subterranean Waters (Including the Marine Interstitial), Leiden.
- BRAY, J. R. & CURTIS, J. T. (1957): An ordination of the upland forest of Southern Wisconsin. – *Ecol. Monogr.* 27: 325-349.
- BRINKHURST, R. O. & JAMIESON, B. G. M. (1971): Aquatic Oligochaeta of the World. – Buffalo, New York.
- BÜHL, A & ZÖFEL, P. (1995): SPSS für Windows Version 6.1 – Praxisorientierte Einführung in die moderne Datenanalyse. – Addison-Wesley Publishing Company Bonn, Paris, 623 Seiten.
- CHAPPUIS, P. A. (1927): Die Tierwelt der Unterirdischen Gewässer. – Die Binnengewässer 3, Stuttgart, 177 Seiten.
- CHAPPUIS, P. A. (1944): Die harpacticoiden Copepoden der europäischen Binnengewässer. – Archiv für Naturgeschichte 12: 351-433.
- CLARKE, K. R. & WARWICK, R. M. (2001): Primer-E for Windows Vers. 5.2.2. – Natural Environmental Research Council, Plymouth.
- CVETKOV, L. (1968): Un filet phreatobiologique. – Bull. Inst. Zool. Mus. Acad. Bulgare. Sci. 27: 215-218.
- DANIELOPOL, D. L. & NIEDERREITER, R. (1987): A sampling device for groundwater organism and oxygen measurement in multi-level monitoring levels. – *Stygologia* 3: 252-263.
- DANIELOPOL, D. L. (1983): Der Einfluß organischer Verschmutzung auf das Grundwasserökosystem der Donau im Raum Wien. – Forschungsberichte 5/83, Bundesministerium für Gesundheit und Umweltschutz; Wien.
- DATRY, T., MALARD, F. & GIBERT, J. (2005): Does groundwater recharge stimulate biodiversity? – In: GIBERT, J. (Ed.): World Subterranean Biodiversity – Proceedings of an international symposium held on 8-10 December 2004 in Villeurbanne, France: 107-113.
- DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU e.V. (DVWK) (Hrsg.) (1988): Bedeutung biologischer Vorgänge für die Beschaffenheit des Grundwassers. – DVWK-Schriften 80.
- DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU e.V. (DVWK) (Hrsg.) (1996): Hydrogeochemische Stoffsysteme. – DVWK-Schriften 110, 117.
- DOBAT, K. (1975): Die Höhlenfauna der Schwäbischen Alb mit Einschluß des Dinkelbergs, des Schwarzwaldes und des Wutachgebietes. – Jahreshfte der Gesellschaft für Naturkunde in Württemberg 130: 259-381.
- DOBAT, K. (1978): Die Höhlenfauna der Fränkischen Alb. – Abhandlungen zur Karst- und Höhlenkunde 3: 1-240.
- DOLE-OLIVIER, M. J. & MARMONIER, P. (1992): Patch distribution of interstitial communities: prevailing factors. – *Freshwater Biology* 27: 177-191.
- DOLE-OLIVIER, M. J., CREUZÉ DES CHÂTELLIERS, M. & MARMONIER, P. (1993): Repeated gradients in subterranean landscape – Example of stygofauna in the alluvial floodplain of the Rhone River (France). – *Archiv für Hydrobiologie* 127: 451-471.

- DUMAS, P. & FONTANINI, G. (2001): Sampling fauna in aquifers: a comparison of net-sampling and pumping. – *Archiv für Hydrobiologie* 150 (4): 661-676.
- DUMAS, P., BOU, C. & GIBERT, J. (2001): Groundwater Macrocrustaceans as Natural Indicators of the Ariege Alluvial Aquifer. – *International Review of Hydrobiology* 86 (6): 619-633.
- EINSLE, U. (1993): Süßwasserfauna von Mitteleuropa – Crustacea: Copepoda: Calanoida und Cyclopoida. – Süßwasserfauna von Mitteleuropa 8 [4-1], Stuttgart.
- EJBYE-ERNST, M. & LARSEN, L. K. (1991): Okker. – Ribe Amt, Ribe Dänemark, 31 Seiten.
- ENRIGHT, J. B. (2000): Historischer Artenbestandsvergleich und Populationsentwicklung der Grundwasserfauna der Umgebung von Aschaffenburg unter Berücksichtigung schadstoffbelasteter Brunnen. – Universität Oldenburg, Unveröffentl. Bericht für das Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft.
- FALKNER, G., BANK, R. A. & PROSCHWITZ, T. VON (2001): CLECOM-Projekt – Checklist of the non-marine Molluscan Species-group taxa of the States of Northern, Atlantic and Central Europe (CLECOM I). – *Heldia* 4: 1-76.
- FINK, J. (1966): Die Paläogeographie der Donau. – In: LIEPOLT, R. (Hrsg.): *Limnologie der Donau – Eine monographische Darstellung.* – S. 1-50.
- FRIES, K. VON (1879): Mitteilungen aus dem Gebiete der Dunkelfauna – 1) *Gammarus (Niphargus) puteanus* Koch. – *Zoologischer Anzeiger* 2: 33-38 und 56-60.
- FUCHS, A. & HAHN, H.J. (2004): Pilotprojekt zur Erfassung der Grundwasserfauna in Bayern. – Unveröffentl. Bericht für das Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft.
- GAVIRIA, S. (1998): Checklist and Distribution of the free-living copepods (Arthropoda: Crustacea) from Austria. – *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien* 100 (b): 539-594.
- GEOLOGISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (1985): Hydrogeologische Karte von Baden-Württemberg – Grundwasserlandschaften. – Freiburg.
- GEOLOGISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (1991): Grundwasser und Gesteinsabbau.- Informationen 2/91, Freiburg.
- GIBERT, J. & DEHARVENG, D. (2002): Subterranean Ecosystems. – In: *A truncated functional Biodiversity.* – *BioScience* 52 (6): 473-481.
- GIBERT, J. (2001): Basic attributes of groundwater ecosystems. In GRIEBLER, C., DANIELOPOL, D., GIBERT, J., NACHTNEBEL, H.P. & NOTENBOOM, J. (Hrsg.): *Groundwater ecology, a tool for management of water resources.* – Office for Official Publications of the European community, Luxembourg: 39-52.
- GIBERT, J., BRANCELJ, A., CAMACHO, A., CASTELLARINI, F., DE BROYER, C., DEHARVENG, L., DOLE-OLIVIER, M.-J., DOUADY, C., GALASSI, D. M., MALARD, F., MARTIN, P., MICHEL, G., SKET, B., STOCH, F., TRONTELJ, P. & VALDECASAS, A. G. (2005): Protocols for the Assessment and Conservation of Aquatic Life In the Subsurface (Pascalis): overview and main results. – In: GIBERT, J. (Ed.): *World Subterranean Biodiversity.* – Proceedings of an international symposium held on 8-10 December 2004 in Villeurbanne, France: 39-52.
- GIBERT, J., DANIELOPOL, D. & STANFORD, J. A. (1994): *Groundwater Ecology.* – Academic Press Inc. U.S., 571 Seiten.
- GIBERT, J., FOURNIER, F. MATHIEU, J. (Eds.) (1997): *Groundwater/surface water ecotones: Biological and hydrological interactions and management options.* – Cambridge University Press, Cambridge.
- GIERIG, M., BALLWEG, B. & HERB, S. (2001): Einführung in die Grundwasserbiologie – Methodik und Interpretationshinweise. – Materialien Nr. 81, 2. überarbeitete Auflage, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.
- GLATHE, H. & OTTOW, J. C. G. (1972): Ökologische und physiologische Aspekte zum Mechanismus der Eisenoxida-

- tion und Ockerbildung – Eine Übersicht. – Zentr. Blatt f. Bakteriologie, Abt II 127: 749-769.
- GLATZEL, T. (1994): Bioindikation im Grundwasser. – In: GUNKEL (Hrsg.): Bioindikation in aquatischen Ökosystemen: 255-261, Jena.
- GLATZEL, T. (1990): On the biology of *Parastenocaris phyllura* (Copepoda, Harpacticoida). – *Stygologia* 5 (3): 131-136.
- GLÖER, P. (2002): Die Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas: Bestimmungsschlüssel, Lebensweise, Verbreitung. – Hackenheim.
- GRADMANN, R. (1931): Süddeutschland.
- GRAETER, E. (1910): Die Copepoden der unterirdischen Gewässer. – *Archiv für Hydrobiologie* 6: 1 – 152.
- GRIEBLER, C. & MÖSSLACHER, F. (2003): Grundwasserökologie. – UTB-Facultas Verlag, Wien.
- GRIEBLER, C. (2003): Mikroorganismen in Grundwasserökosystemen. – In: GRIEBLER, C. & MÖSSLACHER, F. (Hrsg.): Grundwasserökologie: 75-158, UTB-Facultas Verlag, Wien.
- GRUNER, H. E. (1965): Krebstiere oder Crustacea. V. Isopoda. – In: DAHL, F. (Hrsg.): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und ihrer Lebensweise. – 51. Teil, 149 S, G. Fischer, Jena.
- HAHN, H. J. & FRIEDRICH, E. (1999): Brauchen wir ein faunistisch begründetes Grundwassermonitoring, und was kann es leisten? – *Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie* 4: 147-154.
- HAHN, H. J. & FUCHS, A. (eingereicht): Hydraulic conductivity as a keyfactor influencing the large scale distribution of stygofauna – with a suggestion for an extended typology of groundwater habitats. – *Freshwater Biology*.
- HAHN, H. J. & MATZKE, D. (2005): A comparison of stygofauna communities inside and outside groundwater bores. – *Limnologia* 35 (1-2): 31-44.
- HAHN, H. J. & PREUSS, G. (1996): Eine Hyporheische Verockerungszone als Teil des Oberflächenwasser-Grundwasser-Boden-Ökotox der Wieslauter – *Mitt. d. Pollichia* 83, 209-242.
- HAHN, H. J. (1996 a): Literaturstudie zum Thema Grundwasser. – Unveröff. Ber. f. Landesamt f. Umwelt u. Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz.
- HAHN, H. J. (1996 b): Die Ökologie der Sedimente eines Buntsandsteinbaches im Pfälzerwald – unter besonderer Berücksichtigung der Ostracoden und Harpacticiden. – Edition Wissenschaft, Reihe Biologie Bd. 62, Tectum Verlag, Marburg.
- HAHN, H. J. (2001): Methods and difficulties of sampling stygofauna. – In: BREH, W., GOTTLIEB, J., HÖTZL, H., KERN, F., LIESCH, T. & NIESNER, R. (Hrsg.): Proceedings of the second international conference and industrial exhibition „Field Screening Europe 2001“, 201-206, Dordrecht.
- HAHN, H. J. (2003): Eignen sich Fallen zur repräsentativen Erfassung aquatischer Meiofauna im Hyporheischen Interstitial und im Grundwasser? – *Limnologia* 33: 138-146.
- HAHN, H. J. (2004 a): Tierische Vielfalt im Grundwasser: Welche Faktoren beeinflussen die Besiedlung? – In: REGIERUNG VON SCHWABEN (Hrsg.): Biologische Gewässeruntersuchung und Bewertung - Symposium zur Feier des 70. Geburtstages von Dr. Erik Mauch am 6. Oktober 2004 in Augsburg: 36-46.
- HAHN, H. J. (2004 b): Grundwasser, ein bisher verkannter Lebensraum. – In: J. OTT (Hrsg.): Biodiversität im Biosphärenreservat Naturpark Pfälzerwald: 66 -78.
- HAHN, H. J. (2005): Unbaited traps – A new method of sampling stygofauna. – *Limnologia* 35 (4): 248-261.
- HAHN, H. J. (2006): Lassen sich Grundwasserbiotope klassifizieren? – DEUTSCHE GESELLSCHAFT F. LIMNOLOGIE (DGL), Tagungsbericht 2005 (Karlsruhe), Weißensee-Verlag, Berlin.

- HAHN, H. J. (angenommen): A first approach to a quantitative ecological assessment of groundwater habitats: The GW-Fauna-Index. – *Limnologia*.
- HAINÉ, E. (1946): Die Fauna des Grundwassers von Bonn mit besonderer Berücksichtigung der Crustaceen. – Dissertation, Universität Bonn.
- HAKENKAMP, C. C. & PALMER, M. A. (2000): The ecology of hyporheic meiofauna. – In: JONES, J. B. & MULHOLLAND, P. J. (Eds.): *Streams and Ground Waters*, San Diego: Academic Press, 307 – 336.
- HENRY, J. P. (1976): Recherches sur les Asellidae hypogées de la lignée cavaticus; Dijon.
- HERHAUS, K. F. (1977): Die Verbreitung von *Proasellus coxalis* (Dollfus, 1892) (Crustacea, Isopoda, Asellidae) in Mitteleuropa. – *Zoologischer Anzeiger* 199: 314-324.
- HERTZOG, L. (1930): Notes sur quelques Crustacés nouveaux pour la plaine d'Alsace (Bas-Rhin). – *Bulletin de l'Association Philomatique d'Alsace et de Lorraine* 7: 355-364.
- HERTZOG, L. (1933): *Bogidiella albertimagni* sp. nov., ein neuer Grundwasseramphipode aus der Rheinebene bei Strassburg. – *Zoologischer Anzeiger* 102: 225-227.
- HERTZOG, L. (1936): Crustaceen aus unterirdischen Biotopen des Rheintales bei Straßburg. 1. Mitteilung. – *Zoologischer Anzeiger* 114: 271-279.
- HERTZOG, L. (1938): Crustaceen aus unterirdischen Biotopen des Rheintales bei Straßburg, II. Mitteilung. – *Zoologischer Anzeiger* 123: 45-56.
- HÖLTING, B. (1996): *Hydrogeologie*. – 5. Aufl., Enke, Stuttgart: 441 Seiten.
- HUSMANN, S. (1956): Untersuchungen über die Grundwasserfauna zwischen Harz und Weser. – *Archiv für Hydrobiologie* 52: 1-184.
- HUSMANN, S. (1973): *Bathynella stammeri* Jakobi, 1954 (Syncarida) aus dem Stygorhithral der Alpen – Studien zu Morphologie, Ökologie und Verbreitungsgeschichte. – *Crustaceana* 25: 21-34;
- HUSMANN, S. (1975): The borealpine distribution of groundwater organisms in Europe. – *Verh. Internat. Verein. theor. angew. Limnologia* 19: 2983-2988.
- HUSMANN, S. (1978): Die Bedeutung der Grundwasserfauna für biologische Reinigungsvorgänge im Interstitial von Lockergesteinen. – *Gas u. Wasserfach/Wasser, Abwasser* 119: 293-302.
- HÜTTER, L. A. (1992): *Wasser und Wasseruntersuchung*. – 5. Aufl., Otto Salle Verlag, Frankfurt/Main, 516 S.
- ILLIES, J. (1967): *Limnofauna Europaea*. – Stuttgart.
- ILLIES, J. (1978): *Limnofauna Europaea*. – Stuttgart.
- JAKOBI, H. (1954): *Biologie, Entwicklungsgeschichte und Systematik von Bathynella natans* Vejdovsky, 1882. – *Zoologische Jahrbücher, Abteilung für Systematik* 83: 1-62
- JANETZKY, W., ENDERLE, R. & NOODT, W. (1996): Crustacea: Copepoda: Gelyelloida und Harpacticoida. – *Süßwasserfauna von Mitteleuropa* 8/4-2, Stuttgart.
- KARAMAN, S. L. (1952): Über einen neuen *Asellus* aus dem Grundwasser Südwest-Deutschlands. – *Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Museums der Stadt Aschaffenburg* 34: 59-69 u. VII-XI.
- KIEFER, F. (1926): Über einige Krebse aus der Wasserleitung von Oefingen. – *Schriften des Vereins für Geschichte und Naturgeschichte der Baar* 16: 273-283.
- KIEFER, F. (1931): Wenig bekannte und neue Süßwasser Copepoden aus Italien. – *Zoologische Jahrbücher, Syst.* 61: 697-712.
- KIEFER, F. (1933): Die Entomotrakenfauna des Schluchseemoeres und seiner Umgebung. – *Beiträge zur naturwissenschaftlichen Erforschung Badens* 11: 173-188.
- KIEFER, F. (1936 a): Ein neuer Cyclopid (Crustacea Copepoda) aus dem Grundwasser der oberrheinischen Tiefebene. – *Zoologischer Anzeiger* 113: 84-87.

- KIEFER, F. (1936 b): Ein weiterer neuer Cyclopede aus dem Grundwasser der oberrheinischen Tiefebene. – Zoologischer Anzeiger 115: 168-170.
- KIEFER, F. (1938): Eine neue Ruderfußkrebsgattung (Crustacea: Copepoda) aus dem Grundwasser von Aschaffenburg (Main). – Zoologischer Anzeiger 124 (3/4): 89-94.
- KIEFER, F. (1954): Zur Kenntnis der freilebenden Ruderfußkrebse des Bodensees. – Beiträge zur naturkundlichen Forschung in Südwestdeutschland 13: 86-92.
- KIEFER, F. (1957 a): Ruderfußkrebse aus dem Grundwasser des südlichen Oberrheingebietes. – Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz 7: 53-68.
- KIEFER, F. (1957 b): Die Grundwasserfauna des Oberrheingebietes mit besonderer Berücksichtigung der Crustaceen. – Beiträge zur naturkundlichen Forschung in Südwestdeutschland 16: 65-91.
- KIEFER, F. (1958): Verzeichnis der in Südwestdeutschland gefundenen freilebenden Ruderfußkrebse. – Beiträge zur naturkundlichen Forschung in Südwestdeutschland 17: 45-60.
- KIEFER, F. (1959): Unterirdisch lebende Ruderfußkrebse vom Hochrhein und Bodensee. – Beiträge zur naturkundlichen Forschung in Südwestdeutschland 18: 42-52.
- KIEFER, F. (1964): Zur Kenntnis der subterranean Copepoden (Crustacea) Österreichs. – Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien 67: 477-485.
- KLIE, W. (1938 a): Ostracoden aus dem Grundwasser der oberrheinischen Tiefebene. – Zeitschrift für wissenschaftliche Zoologie, B (=Archiv für Naturgeschichte, neue Folge) 7: 1-28.
- KLIE, W. (1938 b): Krebstiere oder Crustacea: Ostracoda oder Muschelkrebse. – In: DAHL, F. (Hrsg.): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise. – 34. Teil, 230 Seiten, Gustav Fischer Verlag, Jena.
- KNORRE, D. von (1979): Die Verbreitung von *Proasellus coxalis* (Dollfus, 1892) (Crustacea, Isopoda, Asellidae) in Thüringen: Ein Beitrag zur Problematik der Expansion einer Tierart. – Zoologischer Anzeiger 202: 185-198.
- KOMÁREK, J. (1954): Herkunft der Süßwasser-Endemiten des dinarischen Gebirge, Revision der Arten, Artenstellung bei Höhlentieren. – Archiv für Hydrobiologie, 48: 269-349.
- KOSCHITZKY, H. P. & KEIM, B. (1994): Grundwasser. – Vereinigung Deutscher Gewässerschutz e.V., Bonn.
- KÜHLMANN, D., KILIAS, R., MORITZ, M. & RAUSCHERT M. (1993): Wirbellose Tiere Europas. – Radebeul.
- KUNTZE, H. (1978): Verockerungen – Diagnose und Therapie. – Schriftenreihe des KWK 32, 132 S.
- KURECK, A. (1967): Über die tagesperiodische Ausdrift von *Nipbargus aquilex schellenbergi* KARAMAN aus Quellen. – Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere 58: 247-262.
- LAMPERT, W. & SOMMER, U. (1999): Limnoökologie – Thieme Verlag Stuttgart, 489 Seiten.
- LANDESAMT FÜR GEOLOGIE, ROHSTOFFE UND BERGBAU (LGRB) (2000): Abgrenzung von Grundwasser-einheiten in Baden-Württemberg. – Freiburg.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (LFU) (1996): Grundwasserüberwachungsprogramm – Projektbericht; Karlsruhe.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (LFU) (2001 a): Atlas des Grundwasserzustandes in Baden-Württemberg. – Karlsruhe.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (LFU) (2001 b): Grundwasserüberwachungsprogramm – Geogen geprägte Beschaffenheit des Grundwassers (Hintergrundwerte 1985 – 1991). – Karlsruhe.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (LFU) (2001 c): Grundwasserüberwachungsprogramm – Ergebnisse der Beprobung 2000. – Karlsruhe.

- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (LFU) (Hrsg.) (2003): Grundwasserüberwachungsprogramm – Ergebnisse der Beprobung 2002. – Karlsruhe.
- LETTERMANN, R. D. & MITSCH, W. J. (1978): Impact of mine drainage on a mountain stream in Pennsylvania. – *Environ. Pollut.* 17: 55-73.
- LÖFFLER, H. & NEUHUBER, F. (1970): Harpacticoida. In: *Catalogus Faunae Austriae*, Teil VIII c: 1-10.
- LÖFFLER, H. (1961 a): Zur Ostracodenfauna des obersten Donau-einzugsgebietes. – *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 25: 332-340.
- LÖFFLER, H. (1961 b): Grundwasser- und Brunnenostracoden aus Südwestdeutschland und den Vogesen. – *Beiträge zur naturkundlichen Forschung in Südwestdeutschland* 20: 31-42.
- LÖFFLER, H. (1963): Beiträge zur Fauna Austriaca: I. Die Ostracodenfauna Österreichs. – *Sitzungsberichte der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Mathem.-naturw. Kl., Abt. I*, 172: 193-211.
- MALARD, F. H. (2003): *Sampling Manual for the Assessment of Regional Groundwater Biodiversity*. – Lyon.
- MALARD, F. H., MATHIEU, J., REYGROBELLET, J. L. & LAFONT, M. (1996): Biomonitoring groundwater contamination: Application to a karst area in Southern France. – *Aquatic Science* 58 (2): 159-187.
- MALARD, F. H., MATHIEU, J., REYGROBELLET, J. L. & LAFONT, M. (1999): Groundwater contamination and ecological monitoring in a mediterranean karst ecosystem in southern France. – *Hydrobiologia* 58 (2): 158-187.
- MALARD, F. H., REYGROBELLET, J. L., LAURENT, R. & MATHIEU, J. (1997): Developments in sampling the fauna of deep water-table aquifers. – *Archiv für Hydrobiologie* 138: 401-432.
- MALARD, F. H., REYGROBELLET, J.-L., MATHIEU, J. & LAFONT, M. (1994): The use of invertebrate communities to describe groundwater flow and contaminant transport in fractured rock aquifer. – *Archiv für Hydrobiologie* 131: 93-110.
- MALARD, F. H. & HERVANT, F. (1999): Oxygen supply and the adaptations of animals in groundwater. – *Freshwater Biology* 41: 1-30.
- MARMONIER, P. & DANIELOPOL, D. L. (1988): Découverte de *Nannocandona faba* EKMAN (Ostracoda, Candoninae) en Basse Autriche. Son origine et son adaptation au milieu interstitiel. – *Vie et Milieu* 38: 35-48.
- MATZKE, D. & HAHN, H. J. (2002): Vergleich der Grundwasserfauna in Lockergesteins- und in Klufftgrundwasserleitern unter vergleichender Anwendung unterschiedlicher Sammeltechniken. – Unveröffentl. Bericht DFG (DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT: Abschlußbericht Projekt Az HA 3214/1-1).
- MATZKE, D. (2005): Untersuchungen zum Verhalten von Grundwasserfauna in Altlastflächen mit vorangegangenem Vergleich unterschiedlicher Sammeltechniken. – Dissertation an der Universität Koblenz-Landau.
- MAUCH, E., SCHMEDTJE, U., MATZKE, D., HAHN, H. J., RAMSTÖCK, A. & ROTHER, K. (2005): Bewertung von Altlasten im Grundwasser mit biologischen Methoden – erste Ergebnisse. – *Grundwasser* 1: 25-34.
- MEISCH, C. (2000): *Freshwater Ostracoda of Western and Central Europe*. – Süßwasserfauna von Mitteleuropa 8/3, Heidelberg.
- MEYNEN, E. & SCHMIDTHUISEN, J. (1957): *Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands*. – Remagen.
- MEYNEN, E., SCHMIDTHUISEN, J., GELLERT, J. F., NEEF, H., MÜLLER-MINY, H. & SCHULTZE, J. H. (1960): *Naturräumliche Gliederung Deutschlands*. – Bad Godesberg.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT UND VERKEHR BADEN-WÜRTTEMBERG & LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN WÜRTTEMBERG (LFU) (2004): *Wasser- und Bodenatlas Baden-Württemberg (WaBoA)*. – Freiburg
- MÖSSLACHER, F. & HAHN, H. J. (2003): Die Fauna. – In: GRIEBLER, C. & MÖSSLACHER, F. (Hrsg.): *Grundwasser-Ökologie*. – Wien.

- MÖSSLACHER, F. (1998): Subsurfacedwelling crustaceans as indicators of hydrological conditions, oxygen concentrations and sediment structure in an alluvial aquifer. – *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 83: 349-364.
- MÖSSLACHER, F. (2003): Evolution, Adaption und Verbreitung. – In: GRIEBLER, C. & MÖSSLACHER, F. (Hrsg.): *Grundwasserökologie*. – UTB-Facultas Verlag, Wien.
- NOLL, W. & STAMMER, H. J. (1953): Die Grundwasserfauna des Untermaingebietes von Hanau bis Würzburg mit Einschluß des Spessarts. – *Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Museums der Stadt Aschaffenburg* 6: 1-77.
- NOLL, W. (1939): Die Grundwasserfauna des Maingebietes. – *Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Museums der Stadt Aschaffenburg* 1: 3-25.
- NOODT, W. (1952): Subterrane Copepoda aus Norddeutschland. – *Zoologischer Anzeiger* 148 (11/12): 331-343.
- NOODT, W. (1965): Natürliches System und Biogeographie der Syncarida (Crustacea Malacostraca). – *Gewässer und Abwässer* 37-38: 77-186.
- PARSONS, J. (1968): The effects of acid strip-mine effluents on the ecology of a stream. – *Arch. Hydrobiol.* 68 (1): 25-50.
- PESTA, O. (1934): Alpine Tümpel und ihre limnologische Kennzeichnung. – *Sitzungsberichte der Akademie der Wissenschaften Wien, Mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse, Abt. I*, 148: 341-352.
- PIA, J. (1939): Zur geologischen Geschichte des Donautales. – In: PITSCHMANN, V. (Hrsg.): *Wissenschaftlicher Donauführer*. Waldheim-Eberle, Wien: 9 – 49.
- PLÉNET, S., GIBERT, J. & MARMONIER, P. (1995): Biotic and abiotic interactions between surface and interstitial systems in rivers. – *Ecography* 18: 296-309.
- POSPISIL, P. (1989): *Acanthocyclops gmeineri* n. sp. (Crustacea, Copepoda) aus dem Grundwasser von Wien (Österreich): Bemerkungen zur Zoogeographie und zur Sauerstoffsituation des Grundwassers am Fundort. – *Zoologischer Anzeiger* 223 (3/4): 222-230.
- POSPISIL, P. (1992): Sampling methods for groundwater animals of unconsolidated sediments. – In: CAMACHO, A. I. (Ed.): *The Natural History of Biospeology*: 107-134.
- POSPISIL, P. (1993): Die Grundwassercyclopiden (Crustacea, Copepoda) der Lobau in Wien (Österreich) – faunistische, taxonomische und ökologische Untersuchungen. – Dissertation an der Fakultät für Formal- und Naturwissenschaften der Universität Wien.
- POSPISIL, P. (1994): The Groundwater Fauna of the Danube Aquifer in the "Lobau" wetland in Vienna, Austria. – In: GIBERT, J.; DANIELOPOL, D. & J. A. STANFORD (Hrsg.): *Groundwater Ecology*: 347-366.
- POSPISIL, P. (1999): *Acanthocyclops sensitivus* (GRAETER & CHAPPUIS, 1914) (Copepoda: Cyclopoida) in Austria. – *Annales de Limnologie* 35 (1): 49-55.
- PRIESEL-DICHTL, G. (1959): Die Grundwasserfauna im Salzburger Becken und im anschließenden Alpenvorland. – *Archiv für Hydrobiologie* 55: 281-370.
- PUSCH, M., FIEBIG, D., BRETTAR, I., EISENMANN, H., KAPLAN, L. A., LOCK, M. A., NAEGLI, M. W. & TRAUNSPURGER, W. (1998): The role of microorganisms in the ecological connectivity of running waters. – *Freshwater Biology* 40: 453-495.
- REMANE, A. (1952): Die Besiedlung des Sandbodens im Meere und die Bedeutung der Lebensformtypen für die Ökologie. – *Verh. Dtsch. Zool. Ges. Wilhelmshaven* 1951.
- RIBE AMT (1991): Okkersforkomsters miljoemaessige, landbrugsmaessige og samfundsoekonomiske betydning. – *Ribe Amt, Ribe Dänemark*, 54 S.
- RONNEBERGER, D. (1975): Zur Kenntnis der Grundwasserfauna des Saale-Einzugsgebietes (Thüringen). – *Limnologica* 9 (3): 323-419.
- RUTTE, E. (1987): Rhein, Main, Donau: wie – wann – warum sie wurden, eine geologische Geschichte. – *Sigmaringen*, 154 S.

- SÄRKKÄ, J. & MÄKELÄ, J. (1998): *Troglochaetus beranecki* DELACHAUX (Polychaeta, Archiannelida) in esker groundwaters of Finland: a new class of limnic animals for northern Europe. – *Hydrobiologia* 379: 17-21.
- SCHÄFER, A. (1997): Biogeographie der Binnengewässer. – Teubner Studienbücher der Geographie, Stuttgart, 258 S.
- SCHÄFER, C., WENZEL, A., LUKOW, T. & SEHR, I. (2001): Ökotoxikologische Prüfung von Pflanzenschutzmitteln hinsichtlich ihres Potentials zur Grundwassergefährdung. – UBA Texte 76/01, Umweltbundesamt Berlin.
- SHELLENBERG, A. (1936 a): Bemerkungen zu meinem Niphargus-Schlüssel und zur Verbreitung und Variabilität der Arten, nebst Beschreibung neuer Niphargus-Formen. – Mitteilungen aus dem Zoologischen Museum in Berlin 22: 1-30.
- SHELLENBERG, A. (1936 b): Subterrane Amphipoden Badens, nebst einem neuen Niphargus aus Polen. – *Zoologischer Anzeiger* 113: 67-73.
- SHELLENBERG, A. (1942 a): Die unterirdische Amphipodenfauna des Rheingebietes im Spiegel der geologischen Entwicklung. – *Archiv für Hydrobiologie* 40: 1-7.
- SHELLENBERG, A. (1942 b): Krebstiere oder Crustacea, IV.: Flohkrebse oder Amphipoda. – In: DAHL, F. (Hrsg.): Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeres- teile nach ihren Merkmalen und ihrer Lebensweise. – 40. Teil: 250 S., G. Fischer, Jena.
- SCHMINKE, H. K. & GLATZEL, T. (1988): Besonderheiten und ökologische Rolle der Grundwassertiere. – *Z. dt. geol. Ges.* 139: 382-392.
- SCHMINKE, H. K. (1988): Eine neue Gattung der grundwasserbewohnenden Bathynellacea aus Deutschland (Crustacea, Malacostraca, Bathynellidae). – *Stygologia* 4: 17-25.
- SCHMINKE, H. K. (1997): Heinzelmännchen im Grundwasser. – *Biologie in unserer Zeit* 27: 182-188.
- SCHWOERBEL, J. (1996): Einführung in die Limnologie. – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- SCULLION, J. & EDWARDS, R.W. (1980): The effects of coal industry pollutants on the macroinvertebrate fauna of a small river in the South Wales coalfield. – *Freshwater Biology*. 10: 141-162.
- SINTON, L. W. (1984): The macroinvertebrates in a sewage-polluted aquifer. – *Hydrobiologia* 119: 161-169.
- SKET, B. (1963): *Asellus slavus* REMY (Crust. Isopoda) v Jugoslaviji. – *Dissertationes Classis IV: Historia naturalis et Medicina, Acad. Sci.Art. Slovenica* 7: 177-197.
- SKET, B. (1999): The nature of biodiversity in hypogean waters and how it is endangered. – *Biodiversity and Conservation* 8: 1319-1338.
- SODE, A. (1983): Effect of ferric hydroxide on algae and oxygen consumption by sediment in a Danish stream. – *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 1: 134-162.
- STAMMER, H. J. (1935): Alter und Herkunft der Tierwelt der Höhlengewässer Europas. – *Extrait des comtes rendus du XII. congrès international de zoologie, Lissabon*.
- STAMMER, H. J. (1937): Der Höhlenarchiannelidae *Troglochaetus beranecki* in Schlesien. – *Zoologischer Anzeiger*, 118: 265-268.
- STEENKEN, B. (1998): Die Grundwasserfauna: Ein Vergleich zweier Grundwasserlandschaften in Baden-Württemberg. – Ecomed-Verlag, Landsberg.
- STERBA, O. & SCHMIDT, L. (1982): Experimentelle Auswertung einiger morphologischer Merkmale der Cyclopiden (Copepoda, Cyclopoida). – *Vestnik Ceskoslovenske Spolecnosti Zoologicke* 46: 70-75.
- STOCH, F. (1984): Su *Asellus aquaticus cavernicolus* Rac., 1925 (Crustacea, Isopoda) nella Grotta di Trebiciano, 17 Vg (Carso Triestino). – *Atti e Memorie della Commissione Grotte „E.Boegan“* 23: 69-74.
- STRAYER, D.L. (1994): Limits to Biological Distributions. – In: GIBERT, J., DANIELOPOL, D. & STANFORD (Eds): *Groundwater Ecology* (pp. 287-310). – San Diego Academic Press Inc., U.S.

- STRAYER, D.L., MAY, S.E., NIELSEN, P., HAUSAM, S. (1997): Oxygen, organic matter and sediment granulometry as control on hyporheic animal communities. – *Archiv für Hydrobiologie* 140: 131-144.
- THIENEMANN, A. (1925): Die Binnengewässer Mitteleuropas. Die Binnengewässer 1: 1-255. Schweizerbart, Stuttgart.
- THIENEMANN, A. (1950): Die Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. Versuch einer historischen Tiergeographie. – *Die Binnengewässer* 18, XVI, 1 – 809.
- THOME, K. N. (1998): Einführung in das Quartär: das Zeitalter der Gletscher. – Springer Verlag Berlin Heidelberg, 287 S.
- TILZER, M. (1967): *Acanthocyclops (Rbenocyclops) sensitivus* (GRAETER & CHAPPUIS 1914) (Crustacea: Copepoda) aus dem hyporheischen Interstitial des Lech (Tirol). – *Ber. Nat.-Med. Verein Innsbruck* 55: 175-177.
- TILZER, M. (1968): Zur Ökologie und Besiedlung des hochalpinen hyporheischen Interstitials im Arlberggebiet (Österreich). – *Archiv für Hydrobiologie*, 65: 253-308.
- TILZER, M. (1973): Zum Problem der Ausbreitungsfähigkeit von limnisch – interstitiellen Grundwassertieren, am Beispiel von *Troglochaetus beranecki* DELACHAUX (Polychaeta Archiannelida). – *Archiv für Hydrobiologie* 72: 263-269.
- UHLMANN, D. & HORN, W. (2001): Hydrobiologie der Binnengewässer. – Ulmer Verlag, Stuttgart, 528 Seiten.
- VEJDOVSKY, F. (1882): Thierische Organismen der Brunnengewässer von Prag. – Prag.
- VÖGELE, F. & DREYER, F. (1989): Immendingen: Geschichte einer Gemeinde an der Donauversickerung. – Jan Thorbecke Verlag, Sigmaringen, 436 S.
- WARD, J. V. & PALMER, M. A. (1994): Distribution patterns of interstitial freshwater meiofauna over a range of spatial scales, with emphasis on alluvial aquifer systems. – *Hydrobiologia*, 287: 147-156.
- WEGELIN, R. (1966): Beitrag zur Kenntnis der Grundwasserfauna des Saale-Elbe-Einzugsgebietes. – *Zool. Jb. Syst.* 93: 1-117.
- WESTERMANN, F. (1990): Vergleich der Makrobenthözönosen von unversauerten, versauerten, eisenbelasteten, und zeitweise trockenfallenden Waldbergbächen im Hils (Weser-Leine-Bergland, Südniedersachsen). – In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT F. LIMNOLOGIE (DGL), Erweiterte Zusammenfaß. D. Jahrestagung Essen 1990, 371-375.
- WESTHEIDE, W. & RIEGER, R. (1996): Spezielle Zoologie 1: Einzeller und wirbellose Tiere, Stuttgart.







