

**Universität Koblenz-Landau  
Campus Landau  
Abteilung Biologie**

**Erhebung und Beschreibung der  
Grundwasserfauna  
in Baden-Württemberg**

vorgelegt von  
Mag. Andreas Fuchs

**Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades eines  
Doktors der Naturwissenschaften,  
Fachbereich 7: Natur- und Umweltwissenschaften,  
Universität Koblenz-Landau**

**Tag der mdl. Prüfung: 25.07.2007**

**Berichterstatter: Prof. Dr. E. Friedrich, Univ. Koblenz-Landau, Campus Landau**

# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Zusammenfassung</b>	1
<b>2</b>	<b>Einleitung</b>	3
<b>3</b>	<b>Das Untersuchungsgebiet</b>	6
3.1	Naturräumliche Gliederung: Naturraumgruppen, Naturraumregionen und Flusseinzugsgebiete	6
3.1.1	Naturräume und Naturraumgruppen	6
3.1.2	Naturraumregionen	10
3.1.3	Flusseinzugsgebiete	10
3.2	Geologische Gliederung: Grundwasserlandschaften und hydraulische Leitfähigkeit	11
3.2.1	Grundwasserlandschaften	11
3.2.2	hydraulische Leitfähigkeit	14
3.3	Regionale Geologie	14
3.4	Biogeographische Aspekte: Pliozäne Flusseinzugsgebiete und Eiszeiten	14
3.4.1	Pliozäne Flusseinzugsgebiete	14
3.4.2	Eiszeiten	16
<b>4</b>	<b>Auswahl der Probenstandorte</b>	17
<b>5</b>	<b>Material und Methoden</b>	21
5.1	Auswahl der Methode	21
5.2	Der Netzsammler	21
5.3	Erfassung der physiko-chemischen Feldparameter	23
5.4	Durchführung der Probennahme, Freilandarbeiten, Laborarbeit	24
5.5	Statistische Auswertung der Daten	25
<b>6</b>	<b>Ergebnisse</b>	28
6.1	Faunistische Ergebnisse	28
6.1.1	Annelida: Oligochaeta (Wenigborster)	31
6.1.2	Annelida: Polychaeta (Vielborster)	34
6.1.3	Crustacea: Ostracoda (Muschelkrebse)	35
6.1.4	Crustacea: Copepoda, Cyclopoida (Hüpfertlinge)	38
6.1.5	Crustacea: Copepoda, Harpacticoida (Raupenhüpfertlinge)	42
6.1.6	Crustacea: Syncarida	44
6.1.7	Crustacea: Amphipoda (Flohkrebse)	45

6.1.8	Crustacea: Isopoda (Asseln)	48
6.1.9	Mollusca: Gastropoda (Schnecken)	50
6.2	Ergebnisse der statistischen Auswertung	52
6.2.1	Effizienz der Beprobung	52
6.2.2	Naturräumliche Gliederung: Naturraumgruppen, Naturraumregionen und Flusseinzugsgebiete	53
6.2.3	Geologische Gliederung: Grundwasserlandschaften und hydraulische Leitfähigkeit	62
6.2.4	Gliederung nach der regionalen Geologie	68
6.2.5	Tiefenverteilung der Grundwasserfauna	72
6.2.6	Bedeutung von Hydrochemie und Belastungsparameter	76
6.2.7	Einfluss der Landnutzung	78
6.2.8	Biogeographische Aspekte: Pliozäne Flusseinzugsgebiete und Eiszeiten	79
6.2.8.1	Pliozäne Flusseinzugsgebiete	79
6.2.8.2	Eiszeiten	80
<b>7</b>	<b>Diskussion</b>	81
7.1	Effizienz der Beprobung	81
7.2	Naturräumliche Gliederung: Naturraumgruppen, Naturraumregionen und Flusseinzugsgebiete	81
7.3	Geologische Gliederung: Grundwasserlandschaften und hydraulische Leitfähigkeit	84
7.4	Gliederung nach der regionale Geologie	86
7.5	Tiefenverteilung der Grundwasserfauna	86
7.6	Bedeutung der Hydrochemie und der Belastungsparameter	88
7.7	Einfluss der Landnutzung	89
7.8	Biogeographische Aspekte: Pliozäne Flusseinzugsgebiete und Eiszeiten	89
7.8.1	Pliozäne Flusseinzugsgebiete	89
7.8.2	Eiszeiten	92
7.9	Abschließende Betrachtung	93
<b>8</b>	<b>Danksagung</b>	94
<b>9</b>	<b>Literaturverzeichnis</b>	95
	Lebenslauf	110

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Die vier Typen der hydraulischen Leitfähigkeit und ihre wichtigsten Eigenschaften.	14
Tabelle 2: Anzahl der Messstellen in den einzelnen Grundwasserlandschaften.	19
Tabelle 3: Anzahl der Messstellen in den einzelnen Naturraumgruppen.	19
Tabelle 4: Anzahl der Messstellen nach Zugehörigkeit zu einem Messnetz.	20
Tabelle 5: Anzahl der Messstellen in den einzelnen Tiefenklassen.	20
Tabelle 6: Anzahl an Individuen, prozentualer Anteil der Taxa an der Gesamtabundanz der Fänge und Anzahl der festgestellten Arten im Untersuchungsgebiet.	29
Tabelle 7: Anzahl der Proben und Gesamtabundanz der im Untersuchungsgebiet gefundenen Oligochaeta-Arten.	32
Tabelle 8: Minimaler und maximaler Wert der wichtigsten Feldparameter der Proben, in denen die einzelnen Oligochaetenarten gefunden werden konnten.	33
Tabelle 9: Anzahl der Proben und Gesamtabundanz des im Untersuchungsgebiet gefundenen Polychaeten <i>Troglochaetus beranecki</i> .	34
Tabelle 10: Minimaler und maximaler Wert der wichtigsten Feldparameter der Proben, in denen die Art <i>Troglochaetus beranecki</i> gefunden werden konnte.	34
Tabelle 11: Anzahl der Proben und Gesamtabundanz der im Untersuchungsgebiet gefundenen Ostracoda-Arten.	36
Tabelle 12: Minimaler und maximaler Wert der wichtigsten Feldparameter der Proben, in denen die einzelnen Ostracodenarten gefunden werden konnten.	37
Tabelle 13: Anzahl der Proben und Gesamtabundanz der im Untersuchungsgebiet gefundenen Cyclopoida-Arten.	38
Tabelle 14: Minimaler und maximaler Wert der wichtigsten Feldparameter der Proben, in denen die einzelnen Cyclopoida-Arten gefunden werden konnten.	39
Tabelle 15: Anzahl der Proben und Gesamtabundanz der im Untersuchungsgebiet gefundenen Arten.	42
Tabelle 16: Minimaler und maximaler Wert der wichtigsten Feldparameter der Proben, in denen die einzelnen Arten gefunden werden konnten.	43
Tabelle 17: Anzahl der Proben und Gesamtabundanz der im Untersuchungsgebiet gefundenen Syncarida-Arten.	44
Tabelle 18: Minimaler und maximaler Wert der wichtigsten Feldparameter der Proben, in denen die einzelnen Arten gefunden werden konnten.	44

Tabelle 19: Anzahl der Proben und Gesamtabundanz der im Untersuchungsgebiet gefundenen Amphipoda-Arten.	46
Tabelle 20: Minimaler und maximaler Wert der wichtigsten Feldparameter der Proben, in denen die einzelnen Arten gefunden werden konnten.	48
Tabelle 21: Anzahl der Proben und Gesamtabundanz der im Untersuchungsgebiet gefundenen Isopoda-Arten.	49
Tabelle 22: Minimaler und maximaler Wert der wichtigsten Feldparameter der Proben, in denen die einzelnen Arten gefunden werden konnten.	49
Tabelle 23: Anzahl der Proben und Gesamtabundanz der im Untersuchungsgebiet gefundenen Bythiospeum-Arten.	50
Tabelle 24: Minimaler und maximaler Wert der wichtigsten Feldparameter der Proben, in denen die einzelnen Arten gefunden werden konnten.	51
Tabelle 25: Anzahl der Messstellen in den einzelnen Naturraumgruppen.	53
Tabelle 26: Dominanz und Stetigkeit der wichtigsten Arten in den jeweiligen Naturraumgruppen.	54/55
Tabelle 27: Dominanz und Stetigkeit der wichtigsten Arten in den Naturraumregionen.	59
Tabelle 28: Dominanz und Stetigkeit der wichtigsten Arten in den Flusseinzugsgebieten.	61
Tabelle 29: Anzahl der Messstellen in den einzelnen Grundwasserlandschaften.	62
Tabelle 30: Dominanz und Stetigkeit der wichtigsten Arten in den einzelnen Grundwasserlandschaften.	63/64
Tabelle 31: Dominanz und Stetigkeit der wichtigsten Arten in den einzelnen Kategorien der hydraulischen Leitfähigkeit.	67
Tabelle 32: Anzahl der Messstellen in den einzelnen regionalen geologischen Formationen.	68
Tabelle 33: Dominanz und Stetigkeit der wichtigsten Arten in den einzelnen Kategorien der regionalen Geologie.	69/70
Tabelle 34: Anzahl der Messstellen nach Zugehörigkeit zu einer Tiefenklasse und einer Kategorie der hydraulischen Leitfähigkeit.	73
Tabelle 35: Übersicht über die im Rahmen des Grundwasserüberwachungsprogrammes erfassten Parameter (LfU 1991).	76
Tabelle 36: Korrelationen zwischen faunistischen und hydrochemischen Parametern.	77
Tabelle 37: Anzahl der Messstellen in den einzelnen Messnetzen.	78

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Die Naturräume und Naturraumgruppen Baden-Württembergs.	7
Abbildung 2: Fluss- und Teileinzugsgebiete in Baden-Württemberg.	10
Abbildung 3: Die oberflächennahen Grundwasserlandschaften Baden-Württembergs.	11
Abbildung 4: Die verschiedenen Grenzen der Einzugsgebiete von Rhône, Rhein und Donau im Altplozän und heute.	15
Abbildung 5: Maximale Ausdehnung der Eismassen im Untersuchungsgebiet.	16
Abbildung 6: Verteilung der Messstellen im Untersuchungsgebiet.	18
Abbildung 7: Schematischer Aufbau eines Netzsammlers, der Gebrauch des Netzsammlers und des Aquasamplers.	22
Abbildung 8: Für die Probenahme verwendete Seilwinde und Halterungskonstruktionen.	23
Abbildung 9: Beprobte Messstellen in Baden-Württemberg.	28
Abbildung 10: Prozentuale Anteile der Taxa an der Gesamtabundanz der Fänge.	29
Abbildung 11: Verbreitung ausgewählter Oligochaeta-Arten.	34
Abbildung 12: Verbreitung von <i>Troglochaetus beranecki</i> im Untersuchungsgebiet.	35
Abbildung 13: Verbreitung von ausgesuchten Ostracoda-Arten.	36
Abbildung 14: Verbreitung ausgesuchter Cyclopoida-Arten.	41
Abbildung 15: Verbreitung ausgesuchter Harpacticoida-Arten.	43
Abbildung 16: Verbreitung der im Gebiet gefundenen Syncarida-Arten.	45
Abbildung 17: Verbreitung der gefundenen Amphipoda-Arten.	47
Abbildung 18: Verbreitung der im Gebiet gefundenen Isopoda-Arten.	50
Abbildung 19: Verbreitung der im Gebiet gefundenen Bythiospeum-Arten.	51
Abbildung 20: Streudiagramm der Messstellen pro Landschaftseinheit vs. Anzahl der festgestellten Arten.	52
Abbildung 21: Ergebnisse der MDS-Analyse der Naturraumgruppen.	57
Abbildung 22: Ergebnisse der MDS-Analyse der Naturraumgruppen mit Zuordnung zu einem Flusseinzugsgebiet bzw. einer Region.	60
Abbildung 23: Ergebnisse der MDS-Analyse der Grundwasserlandschaften.	66
Abbildung 24: Ergebnisse der MDS-Analyse der regionalen geologischen Formationen.	72
Abbildung 25: Ergebnisse der MDS-Analyse der nach Tiefenklassen und hydraulischer Leitfähigkeit gruppierten Daten.	73
Abbildung 26: MDS ausgewählter Parameter der BVSTEP-Analyse.	74
Abbildung 27: Ergebnisse der Box-Plot-Analysen.	75
Abbildung 28: Streudiagramme von Sauerstoff und Chlortoluron vs. Abundanz mit Regressionsgerade	77
Abbildung 29: Verbreitung von ausgewählten Arten im Untersuchungsgebiet. Die schwarze Linie zeigt das rezente Donaeinzugsgebiet, die rote Linie die Grenze des pliozänen Rheins.	79

## **Erklärung**

Hiermit erkläre ich, dass ich die eingereichte Dissertation selbständig verfasst habe und alle für die Arbeit benutzten Hilfsmittel in der Arbeit angegeben sowie die Anteile etwaig beteiligter Mitarbeiter sowie anderer Autoren klar gekennzeichnet habe.

Ich erkläre, dass ich die Dissertation oder Teile hiervon nicht als Prüfungsarbeit für eine staatliche oder andere wissenschaftliche Einrichtung eingereicht habe und dass ich die gleiche oder eine andere Abhandlung nicht in einem anderen Fachbereich oder einer anderen wissenschaftlichen Hochschule als Dissertation eingereicht habe.

## 1. 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.

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 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 Erstnachweis für diese Familie nördlich der Alpen und um eine neue, sehr ursprüngliche Art handelt.

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

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

Die Zahl der tatsächlich vorkommenden, insbesondere der seltenen Arten, konnte vermutlich nicht annähernd erfasst werden. Die Zahl der in einer beliebigen Landschaftseinheit festgestellten Arten korrelierte linear mit der Zahl der untersuchten Messstellen. Auch konnten einige aus anderen Untersuchungen in Baden-Württemberg bekannte Arten nicht wiedergefunden werden. Dies weist darauf hin, dass die Zahl der im Untersuchungsgebiet lebenden Arten stark unterschätzt wurde. Eine starke Unterschätzung der Artenvielfalt im Grundwasser wird deswegen auch für die überwiegende Mehrzahl anderer grundwasserfaunistischer Studien angenommen.

Die faunistischen Unterschiede zwischen den einzelnen 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. Ebenso wenig konnten deshalb Referenzzoozöosen beschrieben werden.

Auf der nächst höheren Auswertungsebene, der Ebene 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. Auf dieser Auswertungsebene ergaben sich auch indirekte Zusammenhänge zwischen der Artengemeinschaft und der Landnutzung, der Leiterstruktur und der Nährstoffverfügbarkeit

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 exklusiv im Donaeinzugsgebiet, an einer einzelnen Messstelle, gefunden.

Ebenso waren auf 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 Flusseinzugsgebiet der Donau zugeordnet. Eine Reihe von Arten hat in diesen Regionen und im heutigen Donaueinzugsgebiet, also den Donau-Ille-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 damit in Zusammenhang stehen, dass weite Teile des pliozänen oberen Donaueinzugsgebietes an das rezente Rheinsystem angegliedert wurden. So lassen sich drei Gruppen von Grundwassertieren unterscheiden: Arten des pliozänen Rheins, Arten der pliozänen Donau und nacheiszeitliche Wiederbesiedler mit einer landesweiter Verbreitung.

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

Nur indirekte Zusammenhänge konnten zwischen der Besiedlung und der Art bzw. dem Chemismus der verschiedenen Grundwasserlandschaften gefunden werden. Als entscheidender Faktor für die Besiedlung erwies sich die hydraulische Leitfähigkeit. Diese überlagerte alle anderen Einflussgrößen, wie naturräumliche Gliederung, Hydrogeologie und Hydrographie. Danach 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. Große Ähnlichkeiten wurden zwischen den verschiedenen Lockergesteinsleitern festgestellt, so dass sie auch unter ökologischen Gesichtspunkten als einheitliche Gruppe aufgefasst werden können. Kluftleiter und Geringleiter waren in ihrer Besiedlung wesentlich heterogener als Karst- und Lockergesteinsleiter. 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 auch auf den Kluft- und Geringleitern liegen.

Die direkte Auswertung der Landnutzung erbrachte keine Zusammenhänge mit der Besiedlung des Grundwassers, da die hier verwendeten 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 als zusätzliches Gliederungskriterium können die trophischen Verhältnisse mitberücksichtigt werden, die die kleinräumige Verteilung der Arten bestimmen.

## **2. Einleitung**

Das Grundwasser stellt mit mehr als 97 % den größten Anteil des auf der Erde frei verfügbaren Süßwassers dar. Der Anteil von Flüssen und Seen ist im Vergleich dazu mit weniger als 2 % äußerst gering (L'VOVICH 1974). In Deutschland wird rund 73 % des Bedarfs an Trinkwasser durch die Entnahme aus dem Grundwasserkörper gedeckt (KOSCHITZKY & KEIM 1994).

Trotz seiner enormen Bedeutung wird das Grundwasser nur selten als das wahrgenommen, was es eigentlich ist: der älteste und größte zusammenhängende, kontinentale Lebensraum, besiedelt von einer artenreichen und hochangepassten Biozönose. Dieser z. T. über geologische Zeiträume wenig veränderliche Lebensraum (HUSMANN 1978) liegt verborgen im Untergrund. In ihm herrscht absolute Dunkelheit (THIENEMANN 1925), und der verfügbare Lückenraum ist äußerst beschränkt (GIBERT et al. 1994). Ebenso beschränkt sind Nährstoffe und Sauerstoff, beides ist abhängig vom Eintrag von der Oberfläche (z.B. DOLE-OLIVIER & MARMONIER 1992, STRAYER 1994, MÖSSLACHER 1998, HAKENKAMP & PALMER 2000, DUMAS ET AL. 2001, GRIBLER & MÖSSLACHER 2003, HAHN 2005, HAHN 2006 a).

Die Anpassungen der stygobionten Organismen an die Dunkelheit, die Engräumigkeit und die Nährstoffarmut dieses Biotops haben zu einem besonderen Lebensraumtypus (REMANE 1952) geführt, der sich bei vielen das Grundwasser besiedelnden Tiergruppen unabhängig von ihrer systematischen Stellung wieder finden lässt.

Das Fehlen des Lichtes führt oft zur Reduktion von Augen bei gleichzeitiger Verbesserung der chemischen Sinne und des Tastsinnes. Auch wird die Pigmentierung der Epidermis in vielen Fällen eingespart. Ein Schutz vor UV-Strahlung ist im Untergrund nicht notwendig und die Tiere sind weißlich oder farblos. Grundsätzlich haben Grundwasserorganismen eine längere Lebenserwartung als verwandte, oberirdisch lebende Arten (SCHMINKE & GLATZEL 1988). Der Grund dafür liegt in der niedrigeren Metabolismusrate der Stygobionten, die sich aus der geringen Verfügbarkeit von Sauerstoff und dem spärlichem Nahrungsangebot ergibt. Die längere Lebensdauer von Grundwasserarten ist gleichzeitig mit einer längeren Entwicklungszeit und einer verringerten Vermehrungsrate über wenige, aber dotterreiche Eier gekoppelt (ROUCH 1986). Die Enge des Lückenraumes führte in vielen Gruppen der Grundwassertiere zu einer lang gestreckten, wurmförmigen Körperform bei gleichzeitiger Reduktion der Körperanhänge.

Erst sehr spät hat die Wissenschaft diesen Lebensraum entdeckt. Zu Beginn seiner Erforschung Ende des 19. Jahrhunderts und lange Zeit danach beschränkten sich jedoch 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 binnenländischen Lebensraumes zu untersuchen. Kenntnisse über die Nahrungsnetze und dem Energiefluss erhielt man erst durch mikrobiologische Untersuchungen in den siebziger und achtziger Jahren des letzten Jahrhunderts (GIERIG 2001, GRIBLER 2003). Diese

Untersuchungen zeigten, dass im Grundwasser eine Fülle an Mikroorganismen am Abbau der Stoffe von der Oberfläche beteiligt sind. Diese sitzen hauptsächlich in Biofilmen an den Sedimentpartikeln fest, in welchen sich auch die Makromoleküle und Nährstoffe aufgrund von verschiedenster Ladungs- und Adsorptionsvorgängen anreichern (z. B. DVWK 1988). Innerhalb dieser Biofilme bestehen unterschiedlichste Nischen und ein kleinräumiger Wechsel zwischen aeroben und anaeroben Bedingungen, so dass der oberflächliche Eintrag optimal abgebaut werden kann.

Erst die Erkenntnisse über den mikrobiellen Abbau zeigten auch die Bedeutung der 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 halten sie den Grundwasserleiter offen (HUSMANN 1978, DANIELOPOL 1983, DVWK 1988, SCHMINKE & GLATZEL 1988, GLATZEL 1994) und gewährleisten 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).

Kleinräumig gesehen ist das Grundwasser sehr heterogen (z. B. RONNEBERGER 1975, MÖSSLACHER 1998, GIBERT & DEHARVENG 2002, HAHN & MATZKE 2005), vermutlich der Grund für seinen großen Artenreichtum (Hahn 2004 b). Im Grundwasser wurden fast ebenso viele Tierarten wie in oberirdischen Fließgewässern festgestellt (HAHN & FRIEDRICH 1999). Unser Wissen über die regionale und großräumige Verbreitung der Tiere und die Faktoren, die hinter dieser Verteilung stehen, ist immer noch sehr lückenhaft.

Nach ILLIES (1967, 1978) fassten BOTOSANEANU (1986) und Kollegen aus aller Welt dieses Wissen vor zwanzig Jahren zusammen. Seit dieser Zeit gab 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 (**P**rotocols for the **A**ssessment and **C**onservation of **A**quatic **L**ife **I**n the **S**ubsurface, 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) zu finden. Auch für Baden-Württemberg konnte auf frühere Arbeiten (z.B. CHAPPUIS 1927, 1944, DOBAT 1975, 1978, GRAETER 1910, HERHAUS 1977, HERTZOG 1933, 1936, 1938, HUSMANN 1973, JAKOBI 1954, KARAMAN 1952, KIEFER 1926, 1933, 1936 a, 1936 b, 1954, 1957 a, 1957 b, 1958, 1959, KLIE 1938 a, LÖFFLER 1961 a, 1961 b, SCHELLENBERG 1936 a, 1936 b, 1942 a) zurückgegriffen werden, zuletzt erweitert durch den Vergleich zweier Grundwasserlandschaften in Baden-Württemberg durch STEENKEN (1998), die damit diese Tradition fortsetzte. Dabei zeigten all diese Untersuchungen, dass sehr große regionale Unterschiede im Vorkommen der Grundwasserfauna existieren, aber es noch keine Referenzen im Sinne von regionalen faunistischen Leitbildern gibt. Bisher lässt sich zu den Faktoren, die diese Verteilungsmuster beeinflussen, wenig sagen.

Im Jahre 2001 beauftragte die LANDESANSTALT FÜR UMWELT, MESSUNGEN UND NATURSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERGS (LUBW, zuvor Landesanstalt für Umweltschutz

Baden-Württembergs, LfU) die Universität Koblenz-Landau mit der landesweiten Erfassung der Grundwasserfauna. Die Ziele dieser Untersuchung waren

- die repräsentative Erfassung der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Grundwasserarten,
- eine Bewertung des Einflusses der naturräumlichen, geologischen und hydrographischen Gegebenheiten des Untersuchungsgebietes auf die Verteilung der Grundwasserfauna
- und eine Bewertung der Landnutzung, des hydrologischen Austausches, der Tiefe, der Hydrochemie und verschiedener Belastungsparameter als die das Auftreten der Stygofauna prägende Umweltfaktoren.

Im Rahmen dieser Dissertation sollte zusätzlich auf der Grundlage der gewonnenen Daten das Gliederungskonzept nach Hahn (2006 a, b) überprüft werden. Dieses Konzept sieht eine Gliederung in drei unterschiedlichen räumlichen Ebenen vor.

1. Die großräumige, erste Ebene spiegelt die Verteilung der Arten aufgrund landschaftsgeschichtlicher, hydrographischer und bioregionaler Gegebenheiten wider.
2. Auf Landschaftsebene spielt die Geologie des Grundwasserleiters und die damit verbundene hydraulische Leitfähigkeit eine entscheidende Rolle.
3. Auf kleinräumiger Betrachtungsebene tritt der hydrologische Austausch, der die Versorgung der Tiere mit Nährstoffen und Sauerstoff von der Oberfläche bestimmt, in den Vordergrund.

Die Überprüfung dieses Gliederungskonzeptes und die für die Baden-Württemberg-Studie genannten Ziele sind Gegenstand der hier vorliegenden Dissertation.

### **3. Das Untersuchungsgebiet**

Baden-Württemberg ist mit einer Fläche von 35.750 km<sup>2</sup> nach Bayern und Niedersachsen das drittgrößte Bundesland der Bundesrepublik Deutschland. Biogeographisch gehört Baden-Württemberg nach ILLIES (1978) zur Region 9 „zentrale Mittelgebirge“.

Ziel dieser Studie war nicht nur eine Kartierung der in Baden-Württemberg vorkommenden Grundwasserarten, sondern auch die Untersuchung von Verbreitungsmustern der Arten und Lebensgemeinschaften. Dabei wurden neben den natürlichen Begebenheiten und den Besonderheiten des Untersuchungsgebietes auch andere, die Verteilung der Tiere beeinflussende Faktoren wie die Tiefe und die chemischen Parameter der jeweiligen Standorte mit Hilfe von statistischen Gemeinschaftsanalysen ausgewertet. Die statistischen Gemeinschaftsanalysen der Verbreitungsmuster erfordern eine Untergliederung des Untersuchungsgebietes in mehreren Ebenen (siehe statistische Auswertung).

Dafür wurde auf zwei bestehende Gliederungskonzepte zurückgegriffen: Die Gliederung nach den oberirdischen Landschaften (Naturraumgruppen) (z. B. GRADMANN 1931) und nach den Begebenheiten und Eigenschaften des Untergrundes und der Geologie (Grundwasserlandschaften). Als übergeordnete Betrachtungsebene wurden die Naturraumgruppen nach Zugehörigkeit zu einer Naturraumregion oder eines Flusseinzugsgebietes und die Grundwasserlandschaften nach Zugehörigkeit zu einem Leitertyp eingeteilt. Zusätzlich wurden die beiden Gliederungskonzepte unter der Bezeichnung regionale Geologie auch kombiniert ausgewertet.

Unter den Grundwassertieren gibt es zahlreiche alte Faunenelemente (Siehe Kapitel 1 bzw. Kapitel 6.1), sodass eine Betrachtung auch längst vergangener, biogeographischer Begebenheiten und Ereignisse (Alte Flusseinzugsgebiete und Eiszeiten) sinnvoll schien.

Auf diese Untergliederungsmöglichkeiten wird im Folgenden kurz eingegangen.

#### **3.1 Naturräumliche Gliederung: Naturraumgruppen, Naturraumregionen und Flusseinzugsgebiete**

##### **3.1.1 Naturräume und Naturraumgruppen**

Unter Naturräumen versteht man eine Zusammenfassung von natürlichen Landschaften zu Landschaftseinheiten mit ähnlichem Charakter. Zur Kennzeichnung der Naturraumtypen dienen alle wesentlichen Merkmale der natürlichen Gegebenheiten, also Relief, Böden, Klima, Biotope, potentiell-natürliche Vegetation sowie Natürlichkeitsgrad der Vegetation (z.B. BORCHERDT 1991) und weitere Faktoren. Die Abgrenzung der landschaftlichen Einheiten geht von den kleinsten, in ihrer natürlichen Ausstattung homogenen Raumeinheit, den so genannten 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 (WABOA 2004).

In Baden-Württemberg unterscheidet man 66 Naturräume. Diese Einteilung basiert im Wesentlichen auf den Arbeiten von MEYNEN & SCHMITHÜSEN (1957). Ähnliche Naturräume werden wiederum zu 13 Haupteinheitengruppen, den so genannten Naturraumgruppen, zusammengefasst (Abb. 1). Diese Einteilung nach Naturraumgruppen stellt das unterste Auswertungsniveau der Verbreitungsmuster der Grundwasserfauna dar. Daher werden die einzelnen Naturraumgruppen im Folgenden kurz charakterisiert, um die Heterogenität des Untersuchungsgebietes zu verdeutlichen.

Das **Hochrheintal** mit den Naturräumen Hochrheintal und Dinkelberg ist zu den benachbarten Einheiten scharf abgegrenzt. Der Hochrhein fließt zwischen Schaffhausen und Basel durch ein schmales, mit eiszeitlichen Schottern gefülltes Tal, das mit Engtalstrecken ohne Talbödenreste wechselt. Das Gefälle wird durch zahlreiche Staustufen zur Energiegewinnung genutzt. An das Hochrheintal schließt das Kalkplateau des Dinkelbergs an, beide Naturräume sind aufgrund des milden Klimas und der langen Vegetationsperiode für landwirtschaftliche Nutzung begünstigt.

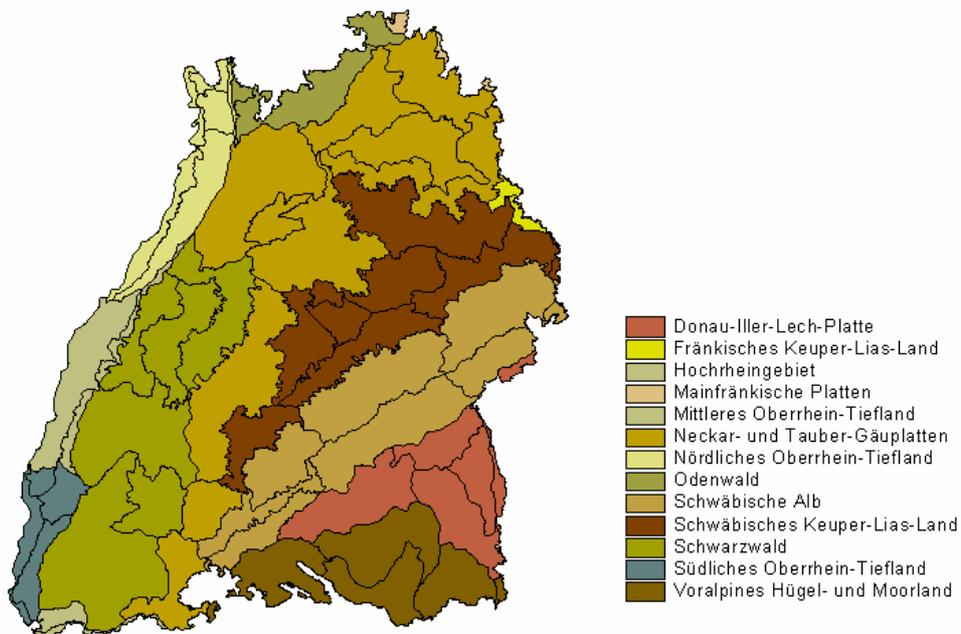


Abb. 1: Die Naturräume und Naturraumgruppen Baden-Württembergs. (Schwarze Linien innerhalb der Gruppen zeigen die einzelnen Naturräume.)

Das **südliche Oberrhein-Tiefland**, das sich von Lörrach bis nördlich des Kaiserstuhls erstreckt, ist eines der drei Teilgebiete des Oberrheingrabens, eine etwa 300 km lange und 30 – 40 km breite, tektonisch entstandene Senke. Dieser südliche Teilabschnitt ist von seinen Naturräumen und seinem Landschaftsrelief sehr heterogen. Die Niederterrasse ist durch weitflächige Sandaufschüttungen gekennzeichnet, die der eiszeitliche Rhein nach Verlassen der Engtalstrecke des Hochrheintales als Schwemmfächer aufgeschüttet hat. Spätere Phasen der Erosion haben dazu geführt, dass sich der Rhein in die Niederterrasse eingetieft hat.

Östlich wird die Niederterrasse durch das Markgräfler Hügelland eingengt. Es besteht aus lößbedeckten Tertiärhügeln und einer zum Schwarzwald hin ansteigenden Doggerkalkstufe. Im Norden befindet sich der Kaiserstuhl, eine aus verschiedenen vulkanischen Gesteinen aufgebaute Vulkanruine mit teils mächtigen Lößauflagerungen im Osten. Durch das vergleichsweise milde Klima und die fruchtbaren Lößböden ist das Tertiärhügelland und der

Kaiserstuhl durch Wein- und Obstanbau geprägt, während die höheren, niederschlagsreicheren Höhenlagen größtenteils waldbedeckt sind.

Die östlich vom Kaiserstuhl gelegene Freiburger Bucht stellt eine Zone stärkerer tektonischer Absenkung dar, in der sich Geröll und Sedimente von Schwarzwaldflüssen abgelagert haben. Durch die Stauwirkung des Tunibergs und des Kaiserstuhls auf das Grundwasser dominieren hier aufgrund des geringen Flurabstandes des Grundwassers Mooswälder im Westen der Bucht.

Das **mittlere Oberrhein-Tiefland** erstreckt sich vom Kaiserstuhl bis in die Gegend von Baden-Baden. Aufgrund des geringen Gefälles des Rheins hat sich die Aue nur wenig in die Niederterrasse eingeschnitten. Es dominieren ausgeprägte Auenwälder mit zahlreichen Altwässern, der Grundwasserspiegel liegt nur 2 – 3 m unter der Oberfläche. Die Vorbergzone (Lahr-Emmendinger- und Ortenau-Bühler-Vorberge) als Übergang zum Schwarzwald ist ein schmaler, lößbedeckter Streifen, welcher jedoch gute Voraussetzungen für eine vielseitige landwirtschaftliche Nutzung bietet.

Nördlich der Remchmündung beginnt das **nördliche Oberrheintiefland**, in dem der Rhein sich tief in die Niederterrasse eingeschnitten hat. Im Bereich des Odenwalds sind Vorhügel als schmaler Streifen (Bergstraße) ausgebildet, die am Rand des Kraichgaus fehlen. In den Niederungen sind noch Reste der artenreichen Auwälder erhalten, auf der Niederterrasse dominieren aufgrund der sandigen Böden (Flugsandfelder) Wälder. Die fruchtbaren Böden der Neckar-Rhein-Ebenen, die durch Feinsedimentablagerungen des Neckars entstanden sind, begünstigen eine intensive Landwirtschaft.

Der **Schwarzwald** ist ein tektonisch entstandener Mittelgebirgszug, der Höhen zwischen 700 und knapp 1500 m über NN erreicht, der höchste Punkt ist der Feldberg mit 1493 m über NN. Durch tektonische Hebungen des Gebirgsstockes bildet das Grundgebirge (Kristallin) die Oberfläche im südwestlichen Teil. In diesem Bereich fällt der Schwarzwald zum Oberrheingraben und zum Hochrheintal steil ab. Im Norden und Osten ist dem Grundgebirge noch ein Deckgebirge (Buntsandstein) aufgelagert, der Übergang zu den östlich gelegenen Gäuplatten bildet die Gesteinsgrenze zwischen oberem Buntsandstein und Muschelkalk.

Im nördlichen Bereich überwiegen Buntsandstein-Hochflächen, deren nährstoffarme Böden weitflächig bewaldet sind. Daran schließen im Norden und Osten die tonigen Schichten des oberen, leicht verwitternden Plattensandstein an, die Böden eignen sich hier für eine landwirtschaftliche Nutzung.

Der mittlere Bereich des Schwarzwaldes trennt als tektonische Mulde den nördlichen und südlichen Teil. Für ihn typisch ist die starke Zergliederung durch die Kinzig und ihrer Nebenflüsse, das Gebirge ist dadurch in hohe, bewaldete Rücken aufgelöst.

Der südliche Teil bildet mit seinen langen, zertalten Rücken und Kämmen den eigentlichen Hochschwarzwald. Hier finden sich noch Spuren der letzten Eiszeit. Die damaligen Moränen der Plateaugletscher füllten die Täler mit Sedimenten und stauten das Becken des Titisees und des Feldsees auf. In den niederen Höhenlagen wird intensive Landwirtschaft betrieben, deren Intensität mit Zunahme der Höhe abnimmt und in Wald übergeht. Die Höhenlagen über der Baumgrenze sind mit Matten, Hochmooren und Legföhren bedeckt.

Der **Odenwald** schließt im Norden des Landes an den Rheingraben an, er besteht im vorderen Teil aus Grundgebirge, das nach Osten von Buntsandstein überlagert wird. Im mittleren Teil

dominiert die Formation des Hauptbuntsandsteines. Der Neckar und seine Nebenflüsse haben diesen Abschnitt in lang gestreckte Höhenrücken zerschnitten. Während im vorderen und mittleren Teil Wälder dominieren, erlaubt der im Süden und Osten anschließende, leicht verwitternde Plattensandstein landwirtschaftliche Nutzung.

Die **Neckar-Tauber-Gäuplatten** sind eine Zusammenfassung jener größtenteils sehr unterschiedlichen Landschaften, die sich im Einzugsgebiet des Neckars und seiner Nebenflüsse bzw. im Taubereinzugsgebiet (Maineinzugsgebiet) erstrecken. Die weiträumige, flache Landschaft schließt im Osten von Schwarzwald und Odenwald an. Sie ist durch große, landwirtschaftliche Flächen mit geringem Waldanteil gekennzeichnet. Den Untergrund bilden Schichtpakete aus Muschelkalk, die teilweise von Lettenkeuper und Löß bedeckt sind.

Südöstlich der Gäuplatten folgt das **Schwäbische Keuper-Lias-Land**. Dabei bilden die Keuperhöhen bzw. Keuperwaldberge und die Liasplatten des Albvorlandes zwei eigenständige Einheiten. Die waldreichen Keuperhöhen bestehen aus Schichtpaketen des Keupers und sind durch verschiedenartige kleine Landschaftsräume gekennzeichnet. Aufgrund der Wechsellagerung von Mergel-, Ton- und Sandsteinschichten hat sich ein kleinräumiges Nebeneinander von steilen Stufen und Talhängen, Landterrassen, sanft geneigten Hängen und weitflächigen Ebenen ausgebildet. Die westlich der Schwäbischen Alb gelegenen Liasplatten formieren die Landterrassen des Albvorlandes. Sie bestehen aus Schichten des Schwarzen und Braunen Juras (Lias und Dogger) und werden größtenteils landwirtschaftlich genutzt.

Das **Fränkische Keuper-Lias-Land** und die **Mainfränkischen Platten** haben nur geringe Anteile an Baden-Württemberg. Das Fränkische Keuper-Lias-Land ist ein Berg- und Hügelland mit Höhen zwischen 200-500 m NN und besteht aus Stufenflächenresten, Riedeln und von Sandterrassen begleiteten Sohlentälern.

Die von Südwest nach Nordost verlaufende **Schwäbische Alb** erstreckt sich als Fortsetzung des Schweizerischen Tafeljuras vom Hoahrhein bis zum Nördlinger Ries. Dabei trennt sie das südöstlich gelegene Alpenvorland vom Süddeutschen Schichtstufenland im Nordwesten. Das hügelreiche Hochland bildet die höchste Landstufe Süddeutschlands, die als 300 m hoher Stufenrand zum Neckarland abfällt. Dieser so genannte Albtrauf besteht aus Kalken des Weißjuras (Malm), die in einem Flachmeer abgelagert wurden, während die Kuppenalb durch von Schwämmen erbaute, ungeschichtete Kalkstöcke entstand. Schichtflächen des Unteren Weißjura finden sich im Norden und bilden die so genannte Schichtflächenalb, während die südöstlich gelegene flachwellige Flächenalb selbst aus Molassehügeln bzw. aus Abrasionsflächen des tertiären Molassemeeres besteht. Charakteristisch für die Schwäbische Alb sind die vielfältigen Karstformen mit breit angelegten Trockentälern und unterirdischen Entwässerungssystemen.

Der nordwestliche Teil des Alpenvorlandes wird von der **Donau-Ille-Lech-Platte** gebildet und grenzt im Norden an den Albrand sowie an das Donautal. Aufgrund der periglaziären Prozesse während der letzten Eiszeit sind die Altmoränen im Süden und Westen des Naturraumes stark abgetragen, so dass sich eine nivellierte Landschaftsform mit geringer Reliefenergie ausgebildet hat. Im Nordosten haben sich mächtige, mehrfach getreppte Schotterfluren gebildet, in denen sich entlang der Hauptentwässerungsrinnen Terrassen eingeschnitten haben.

Südlich schließt sich eine subalpine Jungmoränenlandschaft, das so genannte **Voralpine Hügel- und Moorland** an. Die im Tertiär abgelagerte Molasse wurde in der Würm-Eiszeit

durch den Vorlandgletscher des Rheins überformt, so dass die Landschaft durch flachhügelige Grundmoränen, Drumlinfelder, lang gezogene Endmoränenwälle und Gletscherbecken geprägt ist. Das dadurch entstandene, unausgeglichene Entwässerungssystem ist durch viele geschlossene und vermoorte Becken gekennzeichnet. Während die steileren Hänge und Kuppen bewaldet sind, werden die trockeneren Bereiche des Jungmoränengebietes ackerbaulich, die feuchteren Senken grundlandwirtschaftlich genutzt.

### 3.1.2. Naturraumregionen

Bei dieser Untergliederung wurden aufgrund der ersten Ergebnisse der statistischen Gemeinschaftsanalysen und zur Überprüfung dieser Untergliederung Naturraumgruppen mit ähnlichem Arteninventar zu Naturraumregionen zusammengefasst. Um auf diese Ergebnisse nicht vorzugreifen, wird an dieser Stelle nur auf diese Möglichkeit hingewiesen, die genaue Vorgehensweise wird im Kapitel 6.2.2 erläutert.

### 3.1.3 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 (Siehe auch Kapitel 4 Auswahl der Probenstandorte).

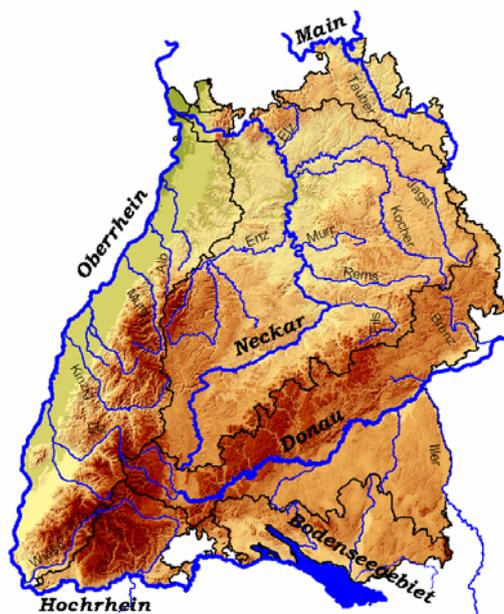


Abb. 2: Fluss- und Teileinzugsgebiete in Baden-Württemberg.

Baden-Württemberg gehört zwei großen, europäischen Flusseinzugsgebieten an, dem der Donau und dem des Rheins (Siehe Abbildung 2). Zum Rheineinzugsgebiet gehören auch das Neckareinzugsgebiet, das große Teile des Landes einnimmt, und ein kleiner Teil des Mainseinzugsgebietes im Norden Baden-Württembergs. Neben diesen beiden Teileinzugsgebieten wurde das Gewässersystem des Rheins noch zusätzlich in die Regionen

Oberrhein, Hochrhein und Bodenseegebiet unterteilt. Durch diese Vorgehensweise wurde versucht, Veränderungen der Einzugsgebiete seit dem Pliozän erfassen zu können (siehe auch Kapitel 3.4.1).

Für die Auswertungen wurden die Naturraumgruppen je nach überwiegender Zugehörigkeit zu einem dieser Teileinzugsgebiete oder Region zusammengefasst.

## 3.2 Geologische Gliederung: Grundwasserlandschaften und hydraulische Leitfähigkeit

### 3.2.1 Grundwasserlandschaften

Regionen mit ähnlichen hydrogeologischen Eigenschaften und einheitlichem geologisch-morphologischem Charakter werden zu so genannten Grundwasserlandschaften zusammengefasst. Dabei werden die Art der Aquifere (Gering-, Poren-, Kluft-, Karstgrundwasserleiter), die Petrographie der Gesteine, die geohydraulischen und hydrochemischen Gegebenheiten und die Empfindlichkeit gegenüber anthropogene Beeinträchtigungen berücksichtigt (GEOLOGISCHES LANDESAMT 1985).

Stark vereinfacht wurden in Baden-Württemberg 13 oberflächennahe Grundwasserlandschaften unterschieden (Abb. 3), die Eigenschaften werden im folgenden kurz umrissen.

Die Grundwasserlandschaften des **Kristallins**, d.h. der Grundgebirgsbereiche (Granit, Gneis) sowie der vulkanischen Ergussgesteine des Rotliegenden finden sich im Schwarzwald, Odenwald und im Bereich des Kaiserstuhls. Sie sind durch eine geringe Klüftung und Wasserwegsamkeit (Kluftgrundwasserleiter) sowie durch eine ähnliche Hydrochemie gekennzeichnet. Die in Verwitterungsbereichen und Hangschuttdecken führenden, oberflächennahen Grundwässer (Porengrundwasser) sind aufgrund der geringen Verweilzeiten gegenüber anthropogenen Belastungen gefährdet.

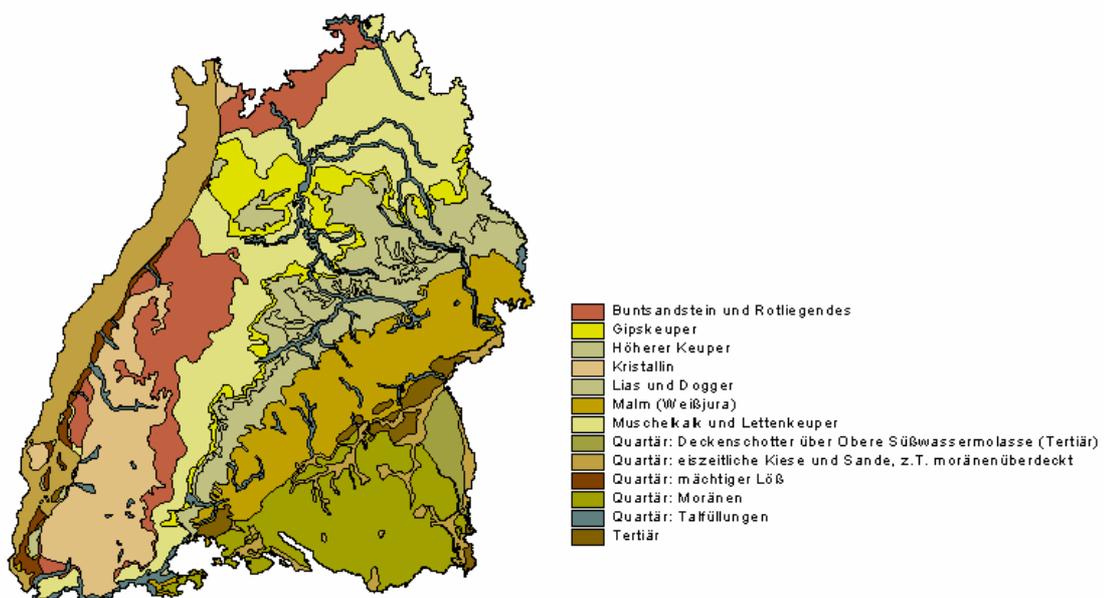


Abb. 3: Die oberflächennahen Grundwasserlandschaften Baden-Württembergs.

Die östlichen Abdachungen des Schwarzwaldes und Odenwaldes gehören zur Grundwasserlandschaft **Buntsandstein und Rotliegendes**. Die Kluftaquifere bestehen aus mächtigen Sandsteinfohlen mit vereinzelt Mergelschichten und weisen aufgrund der tektonisch bedingten Verwerfungs- und Bruchzonen und der einzelnen Trennfugen hohe Fließgeschwindigkeiten und eine geringe Adsorptionsfähigkeit auf.

Die Grundwasserlandschaft **Muschelkalk und Lettenkeuper** fasst die Ausstrichflächen von Muschelkalk und Lettenkeuper zusammen. Der Karstgrundwasserleiter des Muschelkalks wird lückenhaft von geringmächtigem Lettenkeuper überdeckt. Dessen Grundwasser speist das darunter liegende Stockwerk des Oberen Muschelkalks. Diese Grundwasserlandschaft liegt in den Gäulandschaften Baden-Württembergs, in der Hohenloher Ebene, dem Taubergrund und Bauland und dem Dinkelberg. Aufgrund des geringen Flurabstandes und den großen Klüften, Hohlräumen und unterirdischen Abflußbahnen ist der Einfluss des Oberflächenwassers auf das Grundwasser sehr hoch.

Der Fuß des Keuperberglandes (Randbereiche des Schwäbischen Waldes, Schönbuchs, Strombergs, der Baar und der Löwensteiner Berge) bildet die Grundwasserlandschaft **Gipskeuper** aus. Sie weist in ihrem unteren Teil stark sulfathaltiges Wasser auf, so dass nur der ausgelaugte Gipskarst für die Trinkwassernutzung geeignet ist. Allerdings dürfte aufgrund der Karsterscheinungen ein höherer Oberflächenwassereintrag vorhanden sein.

In der Grundwasserlandschaft **Höherer Keuper** (Keuperbergland) finden sich mehrere Kluftgrundwasserleiter (Schilfsandstein, Kieselsandstein, Stubensandstein). Dieser Schichtstufenkomplex mit seiner typischen Schichtstufenlandschaft (Schönbuch, Schwäbischer Wald, Stromberg, Baar und Löwensteiner Berge) ist durch eine Wechselfolge von Sandstein- und Tonmergelschichten gekennzeichnet. Dadurch haben sich Aquiferstockwerke mit schwacher Ergiebigkeit ausgebildet. Aufgrund der vorhandenen Tonmergelschichten dürfte der Oberflächenwassereinfluss in den tieferen Aquifere deutlich geringer ausfallen.

Das Albvorland und die Vorbergzone des Schwarzwaldes bilden die Grundwasserlandschaft **Lias und Dogger**. Sie besteht überwiegend aus nicht grundwasserleitenden Gesteinen (Tone und Mergel), nur die Schichtstufenbildner aus Sand- und Kalkgesteinen führen Kluftgrundwasser.

Die Grundwasserlandschaft **Malm** liegt in der Schwäbischen Alb sowie in der Vorbergzone des Schwarzwaldes. Kennzeichnend sind die stark verkarsteten, grundwasserführenden Massen- und Bankkalke. Der Untere Weißjuramergel fungiert als wasserstauende Sohlschicht im so genannten Seichten Karst und bildet ein Grundwasserstockwerk aus. Der aus bis zu drei Grundwasserstockwerken bestehende so genannte Tiefe Karst wird durch den Mittleren Weißjuramergel als wasserstauende Zwischenschicht gebildet. Auch in diesem Fall ist ein schneller Eintrag von Oberflächenwasser gegeben, abgesehen von den tiefphreatischen Bereichen des Tiefen Karstes.

Die tertiären Schichten des Alpenvorlandes, der südlichen Alb und der Vorbergzone des Schwarzwaldes bilden die Grundwasserlandschaft **Tertiär**. Sie besteht aus wechselnden marinen und festländischen Ablagerungen, v. a. Mergel, Kalke, Sande, Tone und Konglomerate. Es finden sich teils Poren-, teils Kluftgrundwasserleiter, im Alpenvorland sind sie überwiegend gespannt.

Die **Quartär-Deckenschotter des Iller-Riß-Gebietes** bestehen aus älteren, heute in kleine Flächen zerteilten Schottern, die wegen ihres hohen Tertiärsockels über dem Vorflutniveau keine größeren Wassermengen führen. Es handelt sich wie bei den quartären Hangschuttdecken (**Quartär Hangschutt**), den Lößablagerungen in der Vorbergzone (**Quartär Löß**) und der **Quartär Moränen**-Grundwasserlandschaft des Alpenvorlandes um Geringleiter. In die Moränenablagerungen des glazial und fluvioglazial geprägten Alpenvorlandes sind nicht-überdeckte und überdeckte Kiesrinnen, stark kiesiges Moränenmaterial und stauende Beckentone mit Kieslager in Wechselschichten eingeschaltet.

Die **quartär eiszeitlichen Kiese und Sande** des Untersuchungsgebietes wurden für die Auswertung nach ihrer geographischen Lage und Zugehörigkeit zu einem Flusseinzugsgebiet als zwei getrennte Grundwasserlandschaften behandelt.

Die **quartär eiszeitlichen Kiese und Sande** des **Albsüdrandes** und **Alpenvorlandes** sind gut grundwasserleitende Lockergesteinsaquifere.

Der Oberrheingraben entstand im Tertiär durch Bruch- und Zerrungstektonik und ist mit mächtigen quartären und z. T. pliozänen fluviatilen Sedimenten verfüllt. Diese Grundwasserlandschaft (**Quartär eiszeitliche Kiese & Sande Oberrheingraben**) besteht aus einem zusammenhängenden Lockergesteinsaquifer und ist der ergiebigste Grundwasserspeicher in Baden-Württemberg.

Die **quartären Lockersedimente** in den **Talfüllungen** besitzen eine große wasserwirtschaftliche Bedeutung. Meist sind sie sehr ergiebig und haben ein mittleres bis hohes Reinigungsvermögen. Für die Auswertung wurden auch sie gemäß der Lage und Beeinflussung der umliegenden Geologie nach einem Ansatz des LANDESAMTES FÜR GEOLOGIE, ROHSTOFFE UND BERGBAU (2000) unterschieden, und als eigenständige Grundwasserlandschaften betrachtet (siehe Tab. 2).

Bei dieser Untersuchung wurden auch vier der tiefen Grundwasserleiter berücksichtigt (siehe Auswahl der Standorte).

Der **tiefe Buntsandstein** findet sich als schmale Gebietsstreifen am Nord- und Ostrand des Schwarzwaldes sowie am Süd- und Ostrand des Odenwaldes. Es handelt sich um Klüftgrundwasser, das in Abhängigkeit von Tektonik, Mächtigkeit, Lagerung, Klüftung und Ausbildung der Gesteine in den mineralarmen Buntsandsteinschichten aufhört.

Der **tiefe Malm** im Alpenvorland erstreckt sich als 35-40 km breiter, südlich der Donau verlaufender Streifen. Die verkarsteten Malmschichten tauchen nach SSE ab und werden südlich der Donau von Molasse des Tertiärs sowie Quartärsedimenten bedeckt. Im Norden entspricht das Karstwasser daher weitgehend den oberflächennahen Grundwässern, während es Richtung Süden zunehmend zu einem typisch sauerstoffarmen Tiefengrundwasser mit hohen Temperaturen wird.

In der Freiburger Bucht zwischen Nimberg und der Emmendinger Vorbergzone befindet sich die Grundwasserlandschaft **Tiefer Muschelkalk**. Hier liegt eine über 70 m tief versenkte Muschelkalkscholle, die von pleistozänen Lockersedimenten des Elz-Glotter-Schwemmfächers bedeckt wird. Der verkarstete Muschelkalk weist eine höhere Transmissivität auf und übernimmt daher die Funktion einer Drainage.

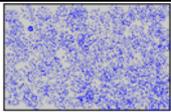
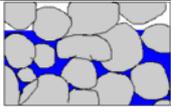
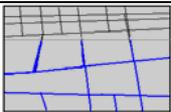
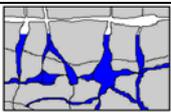
Das **Tiefe Grundwasser des Quartärs im Oberrheingraben** bildet den mittleren und unteren Grundwasserleiter des nördlichen Oberrheingrabens. Ab etwa 30-50 m Tiefe tritt tiefes gespanntes Grundwasser im mittleren Aquifer auf und reicht bis zu einer Tiefe von

200 m in den unteren sandig-schluffigen Grundwasserleiter. Durch mehrere unterschiedlich mächtige Tonhorizonte sind die Aquifere voneinander getrennt.

### 3.2.2 hydraulische Leitfähigkeit

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, Kluffgestein und Karst zugeordnet (HÖLTING 1996, GEOLOGISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG 1985). In Tabelle 1 sind die wichtigsten Eigenschaften dieser Leitertypen zusammengefasst, Tabelle 2 zeigt die Zuordnung der einzelnen Grundwasserlandschaften zu einer Kategorie der hydraulischen Leitfähigkeit.

Tab. 1: 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
	Kluffleiter	Klüfte und Spalten	abhängig von den Klüften	gering	wenig schwankend	klein	mittel
	Karstleiter	Karstspalten und -höhlen	hoch	gering	schwankend	klein	schlecht

### 3.3 Regionale Geologie

Ähnlich der Untergliederung der quartären Talfüllungen und der eiszeitlichen Kiese und Sande nach der umgebenden Geologie bzw. des Einzugsgebietes wurden für die Auswertung die einzelnen Grundwasserlandschaften je nach Zugehörigkeit zu einer Naturraumgruppe unterschieden. Diese Einteilung, bezeichnet als „regionale Geologie“, wurde erstellt, um Unterschiede in der Besiedlung von gleichen, jedoch nicht zusammenhängenden Grundwasserlandschaften wie z.B. des Buntsandsteines des Schwarzwaldes und des Odenwaldes erfassen zu können.

### 3.4 Biogeographische Aspekte: Pliozäne Flusseinzugsgebiete und Eiszeiten

#### 3.4.1 Pliozäne Flusseinzugsgebiete

Wie im Kapitel 3.1.3 bereits erwähnt, gehört die Landesfläche Baden-Württembergs zwei großen europäischen Flusseinzugsgebieten an: dem Rheineinzugsgebiet, welches den Haupt-

teil des Landes einnimmt, und dem Donaueinzugsgebiet, das sich auf den Südosten des Landes beschränkt (Abb. 2).

Das Einzugsgebiet des Rheins war im Altpliozän sehr viel kleiner als heute (Abb. 4). Die Quellen lagen nördlich des Kaiserstuhls im Nordschwarzwald und in den nördlichen Vogesen, während große Teile des rezenten Rheineinzugsgebiets dem der Donau angehörten. So entwässerten weite Teile des Neckars, die Aare (heute Rheingebiet) und die heutigen, schweizerische Teile der Rhône über das Wutachgebiet (heute Rhein) und das Aitrachgebiet (heute Donau-Nebenfluss) in die Urdonau. Ebenso entwässerte der Alpenrhein über Arger und Iller in die Donau (FINK 1966, RUTTE 1987, THOME 1998).

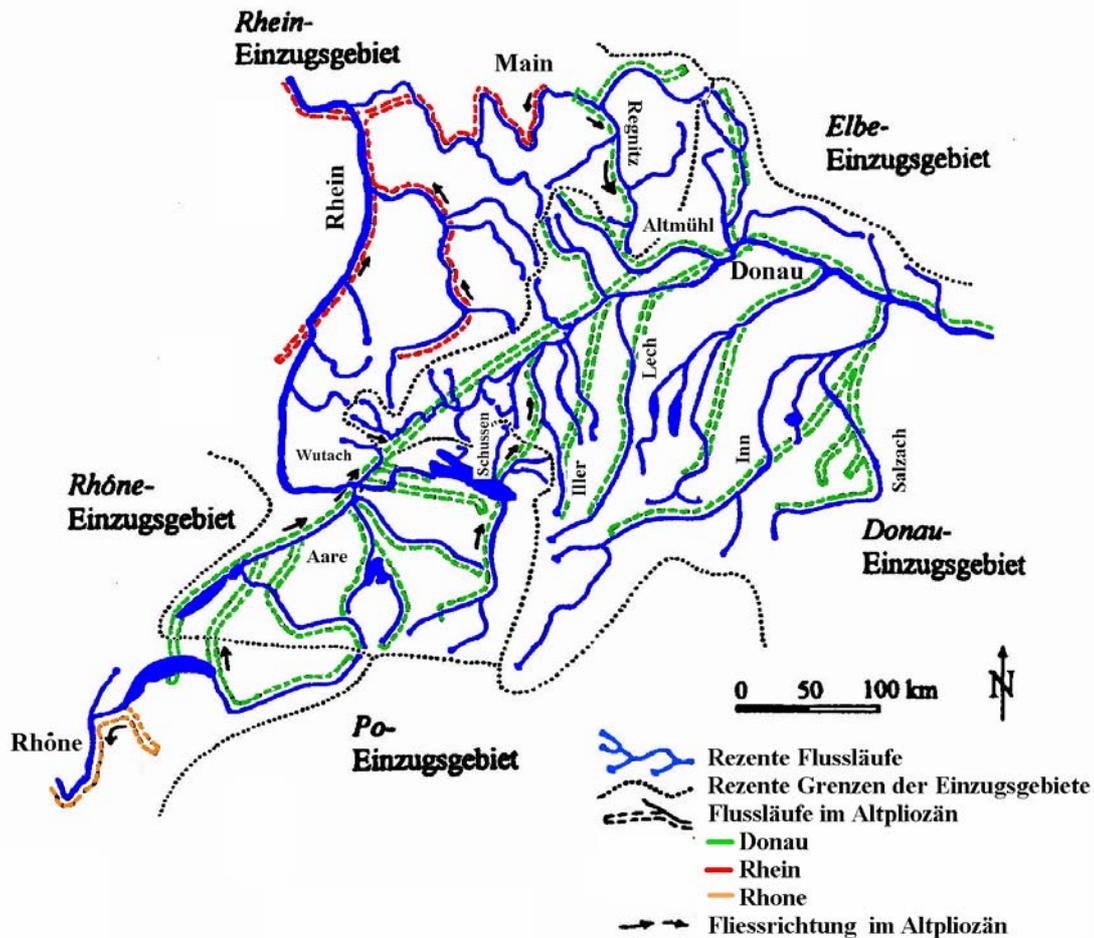


Abb. 4: Die verschiedenen Grenzen der Einzugsgebiete von Rhône, Rhein und Donau im Altpliozän und heute (Nach Pospisil 1993, modifiziert).

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

Durch Hebung des Schwarzwaldes im Jungpliozän wurde die Aare 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 (Aare-rhein).

Am Ende der Riß-Eiszeit (Mittelpleistozän) führten die von den Gletschern kommenden Schmelzwassermassen durch erhöhte Erosion zum Trockenfallen des Talzuges der Altmühl-donau und somit zum Verlust der Verbindung zum Obermain.

Der letzte große Schritt zur rezenten Situation erfolgte durch die Umleitung der Wutach im Jungpleistozän am Ende der Würm-Eiszeit. 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).

### 3.4.2 Eiszeiten

Die Wende von der Tertiärzeit in das Quartär wird durch eine Klimaveränderung und einem allgemeinen Temperaturrückgang markiert. Dies führte schließlich dazu, dass im Quartär eine Anzahl von Kälteperioden aufgetreten sind, in welchen es zu einer großen Ausdehnung von Inlandeismassen in Nordeuropa kam.

Auch der süddeutsche Raum war, wenn auch in geringerer Anzahl bzw. kleinerem Ausmaß, von Eisvorstößen aus den Alpen und dem Schwarzwald betroffen (GEYER & GWINNER 1986).

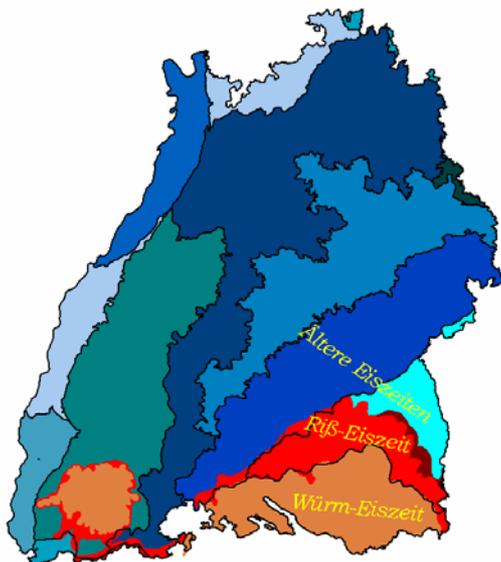


Abb. 5: Maximale Ausdehnung der Eismassen im Untersuchungsgebiet (Die Datei zur Erstellung der Eiszeitgrenzen wurde freundlicherweise vom LGRB zur Verfügung gestellt).

Abbildung 5 zeigt die maximale Ausdehnung der Eismassen während der Würm-, Riß- und der älteren Eiszeiten im Untersuchungsgebiet. Wie bereits bei der Beschreibung der einzelnen Naturraumgruppen erwähnt wurde, waren das voralpine Hügel- und Moorland, große Teile der Donau-Iller-Lech-Platten und der Hochschwarzwald direkt von der Vereisung betroffen.

#### 4. Auswahl der Probenstandorte

Zur Erfassung der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg sollten ursprünglich an 250 Beobachtungsrohren und Bohrbrunnen zu zwei Terminen Proben entnommen werden, eine Beprobung im Frühjahr 2002 bei hohen Grundwasserständen und eine abschließende Beprobung im Herbst 2002 bei geringen Pegelständen. Die ursprüngliche Auswahl (Stand September 2001) erfolgte anhand der Angaben aus der Datenbank des Beschaffenheitsmessnetzes Baden-Württembergs, wobei bei dieser Auswahl die repräsentative Aufteilung auf die einzelnen Naturräume und Grundwasserlandschaften des Untersuchungsgebietes im Vordergrund standen.

Bei der Festlegung der Standorte wurden bewusst keine Quellen berücksichtigt, da nicht angenommen werden kann, dass Fänge aus dem Auslauf die Lebensgemeinschaften des Aquifers widerspiegeln. In Quellen wird nur die Drift, d. h. die ausgespülten Tiere erfasst, nicht jedoch die tatsächliche Lebensgemeinschaft des Grundwassers. Vor allem aber sind am Abfluss der Quellen Wässer unterschiedlicher Herkunft beteiligt. Quellen, das zeigen die Untersuchungen von MATZKE & HAHN (2002), sind daher ungeeignet zur Beschreibung der Grundwasserfauna. Die Untersuchungen von STEENKEN (1998) ergaben weit geringere Individuendichten in den Quellproben des Kristallins gegenüber den Proben aus den Messstellen des Quartärs, STEENKEN (1998) führt dies auf hydrochemische Faktoren zurück, räumt jedoch ein, dass dies auch methodisch bedingt sein könnte.

Eine andere Untersuchung über die Besiedlung von Langsamsandfilter und deren Faunenaustrag von RUMM et al. (1997), welche durchaus mit dieser Problematik verglichen werden kann, ergab, dass nur ein geringer Teil der Tiere, nämlich 1 von 1300 Individuen, aus dem Langsamsandfilter ausgetragen wird.

Gründe für den Unterschied zwischen Faunenbestand und Faunenaustrag sind in den morphologischen und verhaltensbiologischen Charakteristika der Tiere selbst zu finden (RUMM et al. 1997). So ist von Organismen aus Fließgewässern bekannt, dass sie aufgrund ihres Körperbaus, durch spezielle Retentionseinrichtungen (z.B. Klammer-Extremitäten u. ä.) und aufgrund angeborener Verhaltensweisen in der Lage sind, einer Verdriftung entgegenzuwirken (SCHWOERBEL 1994).

Nachdem die Auswahl der Standorte abgeschlossen war, zeigte sich jedoch nach Absprache mit der LfU und Einsicht in deren Akten, dass rund ein Drittel der Messstellen entweder nicht zugänglich oder wegen darin installierter Messgeräte bzw. Pumpen für diese Art der Probennahme ungeeignet waren.

Als Konsequenz mussten alle Probenstellen erneut im Archiv der LfU anhand der Akten überprüft, und bei Nichteignung Ersatz gesucht werden. Dabei wurden nun auch Messstellen aus dem Grundwasserstandsmessnetz bzw. aus der Datenbank der gesamten Messstellen Baden-Württembergs mit rund 50.000 Standorten berücksichtigt, von welchen normalerweise neben der amtlichen Kennzahl und der Bezeichnung nur die Koordinaten bekannt sind.

Die Überarbeitung der Messstellen erwies sich als sehr zeitintensiv und konnte erst Ende Mai 2002 abgeschlossen werden, so dass zeitgleich zum Auswahlverfahren die ersten Probennahmen erfolgten. Abbildung 5 zeigt die ausgewählten Messstellen im Untersuchungsgebiet.

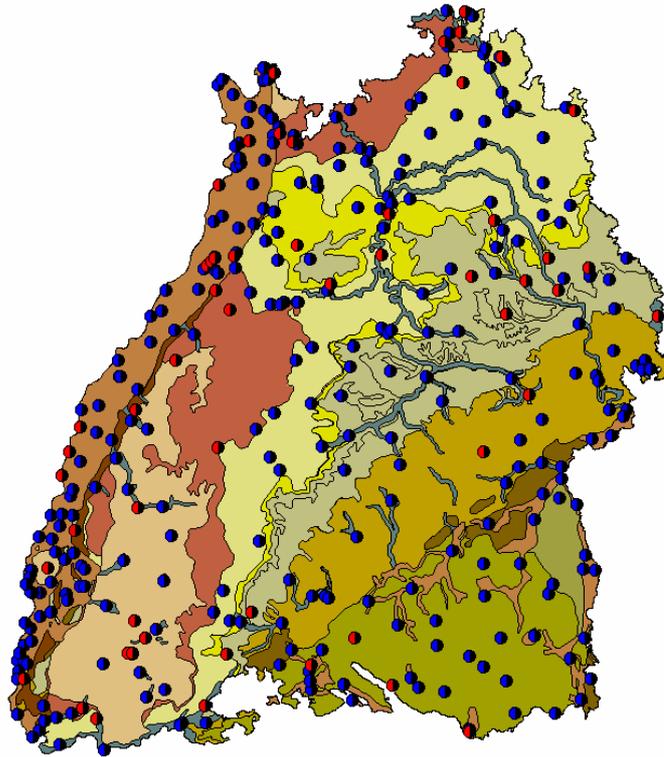


Abb. 5: Verteilung der Messstellen im Untersuchungsgebiet. (Blaue Kreise stellen beprobte Messstellen dar, rote Kreise die ungeeigneten Standorte. Die Standorte sind nach Lage in den Grundwasserlandschaften eingezeichnet.)

Bei diesen ersten Probennahmen stellte sich heraus, dass eine hohe Anzahl an Fremdmessstellen (Standorte aus der Datenbank der gesamten Messstellen Baden-Württembergs) entweder ungeeignet, oder aber zum Zeitpunkt der Probennahme nicht mehr existent waren.

Aufgrund dieser Problematik wurden 115 Messstellen mehr ausgewählt, als ursprünglich vorgesehen waren, um die anzunehmenden Ausfälle zu kompensieren. Zusätzlich wurde bei Entfall eines Standortes in Absprache mit dem jeweiligen Betreiber versucht, einen nahe gelegenen Ersatz zu finden. Dies trug dazu bei, dass die Ausfallsrate geringer als ursprünglich erwartet war. Letztendlich wurden somit 365 Standorte im ersten Durchgang angefahren, von denen 61 Standorte ersatzlos entfielen. Der daraus resultierende Überhang von 54 Messstellen wurde bei der zweiten Probenrunde beibehalten, so dass für diese Untersuchung insgesamt 304 Messstellen zweimal beprobt wurden.

Die nun folgenden Tabellen geben eine Übersicht über die Verteilung der 304 Messstellen auf die einzelnen Naturraumgruppen, die einzelnen Grundwasserlandschaften, sowie einen Überblick über die Verteilung der Messstellen auf die einzelnen Tiefenklassen und deren Zugehörigkeit zu einem der Messnetze.

Tabelle 2 und 3 zeigen in einigen Grundwasserlandschaften (z.B. eiszeitlichen Kiese und Sande des Rheingrabens) und einigen Naturraumgruppen (z.B. Südliches und nördliches Oberrheintiefland) eine gewisse Häufung von Messstellen im Vergleich zu den übrigen Regionen. Da in diesen Gebieten eine besonders hohe Dichte an Messstellen besteht, konnten hier auch regionale Besonderheiten, anthropogene Belastungsquellen, Landnutzung oder eine tiefengeschichtete Probennahme ohne Einflüsse der Geologie des Umfeldes oder verschiedener Naturräume berücksichtigt werden.

Tab. 2: Anzahl der Messstellen in den einzelnen Grundwasserlandschaften. Die quartären, eiszeitlichen Kiese und Sande und die quartären Talfüllungen wurden je nach Region und Lage in einer geologischen Formation unterschieden.

Grundwasserlandschaft	hydraul. Leitfähigkeit	Anzahl Messstellen
(Tief) Buntsandstein	Kluftg.	3
(Tief) Malm (Alpenvorland)	Karstg.	1
(Tief) Muschelkalk	Karstg.	3
(Tief) Quartär (Oberrheingraben)	Lockerg.	5
Buntsandstein & Rötligendes	Kluftg.	17
Quartär Talfüllung (Buntsandstein)	Lockerg.	13
Gipskeuper (Fuß des Keuperberglandes)	Kluftg./Karstg.	10
Quartär Talfüllung (Gipskeuper)	Lockerg.	7
Höherer Keuper (Keuperbergland)	Kluftg.	8
Quartär Talfüllungen (Höherer Keuper)	Lockerg.	1
Kristallin (Schwarzwald, Kaiserstuhl & Odenwald)	Kluftg.	2
Quartär Talfüllung (Kristallin)	Lockerg.	15
Lias & Dogger (Albvorland & Vorbergzone)	Geringl.	4
Quartär Talfüllung (Lias & Dogger)	Lockerg.	6
Malm (Schwäbische Alb)	Karstg.	15
Quartär Talfüllung (Malm)	Lockerg.	10
Muschelkalk & Lettenkeuper	Karstg.	24
Quartär Talfüllung (Muschelkalk & Lettenkeuper)	Lockerg.	17
Quartär Deckenschotter (Iller-Riß-Gebiet)	Kluftg.	2
Quartär eisztl. Kiese & Sande (Alpenvorland, Albsüdrand)	Lockerg.	35
Quartär eisztl. Kiese & Sande (Oberrheingraben)	Lockerg.	94
Quartär Hangschutt	Lockerg.	1
Quartär mächtiger Löß (Vorbergzone)	Geringl.	2
Quartär Talfüllung Löss	Geringl.	1
Quartär Moränen (Alpenvorland)	Geringl.	7
Tertiär (Alpenvorland, Albsüdrand)	Geringl.	1
<b>Insgesamt</b>		<b>304</b>

Tab. 3: Anzahl der Messstellen in den einzelnen Naturraumgruppen.

Naturraumgruppe	Anzahl Messstellen
Donau-Iller-Lech-Platte	23
Fränkisches Keuper-Lias-Land	1
Hochrheingebiet	4
Mainfränkische Platten	3
Mittleres Oberrhein-Tiefland	24
Neckar- und Tauber-Gäuplatten	72
Nördliches Oberrhein-Tiefland	41
Odenwald, Spessart und Südrhön	9
Schwäbische Alb	26
Schwäbisches Keuper-Lias-Land	25
Schwarzwald	18
Südliches Oberrhein-Tiefland	36
Voralpines Hügel- und Moorland	22
<b>Insgesamt</b>	<b>304</b>

Generell wurde bei der erneuten Auswahl der Messstellen auf eine möglichst gute Flächendeckung geachtet. Dies war in einigen Gebieten wie dem Schwarzwald oder dem

Odenwald aufgrund fehlender geeigneter Standorte nicht möglich. Ebenso wurde versucht, neben begleitenden Messstellentransekten entlang größerer Fließgewässer und möglichst flächendeckenden Tiefentransekten auch besondere, regionale Begebenheiten (z.B. Donauversickerung bei Friedingen und Immendingen, Wasserscheiden der Flusseinzugsgebiete, Abflusssituation der Iller entlang des Erolzheimer Feldes, Salzhalden der Kaliindustrie im südlichen Oberrheintiefland oder Salzstöcke im Raum Heilbronn, Festgesteinsabbau usw.) zu berücksichtigen (GEOLOGISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG 1991, LANDESAMT FÜR GEOLOGIE, ROHSTOFFE UND BERGBAU 2000, LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 2001a).

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 bedacht.

Tabelle 4 zeigt die Anzahl der Messstellen nach Zugehörigkeit zu einem Messnetz der LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG. Über diese Einteilung wurde versucht, anthropogene Belastungen, die Einfluss auf die Fauna und deren Vorkommen haben könnten, zu erfassen (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1991). Messstellen des Basismessnetzes und zum Teil die der Wasserversorger stellen weitgehend unbelastetes Grundwasser dar (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 2001 a). Die Zugehörigkeit zum Landwirtschaftsmessnetzes bedeutet neben der Bindung an bestimmte, ertragreiche Böden auch einen erhöhten Nährstoffeintrag. Messstellen aus dem Industriemessnetz unterliegen einem erhöhten Schadstoffeintrag, während Standorte aus dem Siedlungsmessnetz eine Stellung zwischen Landwirtschafts- (z.B. Abwässer) und Industriemessnetz (z.B. Verkehr) einnehmen.

Tab. 4: Anzahl der Messstellen nach Zugehörigkeit zu einem Messnetz.

Messnetz	Anzahl Messstellen
Basismessnetz (Dst=LFUKA)	3
Fremdmessstelle	69
Grobrastermessnetz (alt) (Dst=LFUKA)	37
Grundwasserstandsmessnetz	61
Verdichtungsmessnetz Industrie (Dst=LFUKA)	42
Verdichtungsmessnetz Landwirtschaft (Dst=LFUKA)	57
Verdichtungsmessnetz Siedlungen (Dst=LFUKA)	33
Verdichtungsmessnetz Wasserversorgung (Dst=LFUKA)	2
<b>Insgesamt</b>	<b>304</b>

Tabelle 5 zeigt die Tiefenverteilung der Messstellen. Für diese Studie wurden Messstellen aus allen Tiefen bis 200 m berücksichtigt, um eine mögliche Tiefenverteilung der Tiere untersuchen können.

Tab.5: Anzahl der Messstellen in den einzelnen Tiefenklassen.

Tiefenklasse	Anzahl Messstellen
0 > 20	198
20 > 50	63
50 > 200	42
artesisch	1
<b>Insgesamt</b>	<b>304</b>

## **5. Material und Methoden**

### **5.1 Auswahl der Methode**

Die Wahl der Methode für die faunistischen Probennahmen vor allem tieferer unterirdischer Habitate ist nach wie vor eine schwierige Entscheidung (FRASER & WILLIAMS 1997, DUMAS & FONTANINI 2001), da alle Methoden bestimmte Vor- und Nachteile besitzen und die Festlegung der Methode immer unter Berücksichtigung der Fragestellung erfolgen sollte.

Zur Probennahme der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg wurde ein eigens für diesen Zweck entwickeltes Planktonnetz, der so genannte Netzsammler, 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 Zeitaufwand, so dass eine zweimalige Beprobung von 304 Messstellen innerhalb eines Jahres nicht möglich gewesen wäre.

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

### **5.2 Netzsammler**

Die Methode basiert darauf, dass Grundwassermessstellen bzw. Beobachtungsrohre aufgrund ihres Aufbaus wie Fallen wirken (HAHN 2001). Grundwassermessstellen besitzen ab einer bestimmten Tiefe einen geschlitzten Filterbereich, 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. 7b).

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.

Im einfachsten Fall geschieht dies durch die Bewegung nach unten (positive Tigmotaxis). Somit gelangen sie in den Sumpf, dessen vollwandiges Rohr ein Entkommen in seitlicher Richtung verhindert, die Tiere häufen sich im Sumpf 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. Allerdings weisen diese Autoren darauf hin, dass die Anzahl der Tiere pro Liter in den Messstellen

ungleich höher ist als in den umliegenden Aquiferen. In der Artenzusammensetzung unterscheiden sich Netzsammlerproben nicht von gepumpten Proben (DUMAS et al. 2001, MATZKE & HAHN 2002). Dieser Umstand wird für die Netzsammlermethode 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  $\mu\text{m}$  und einem 50 ml fassenden Zentrifugenröhrchen als Sammelbecher. Zwischen dem Netz und dem Sammelbecher ist im Verschluss ein Filtersystem untergebracht, das dem Quellsammler nachempfunden ist (Abb. 7 a). Der Durchmesser des Netzes beträgt 49 mm, ist also auch für 2 Zoll-Messstellen geeignet.

Bei einem Cvetkov-Netz befindet sich am Boden des Sammelbechers ebenso ein Planktonnetz zum Filtrieren des durchströmenden Wassers. Da dadurch bei der typischen Auf- und Abbewegung des Netzes die Gefahr besteht, den Inhalt des Bechers wieder auszuspülen, benötigt ein derartiger Netztyp zusätzlich noch ein Kugelventil, das dieses Auswaschen verhindert. Beim Netzsammler fließt das Wasser durch das Filtersystem im Verschluss über dem Sammelbecher ab, so dass ein Planktonnetz am Boden des Bechers und auch ein Kugelventil nicht notwendig sind. Der geschlossene Becher eignet sich auch als Transportgefäß für die entnommenen Proben.

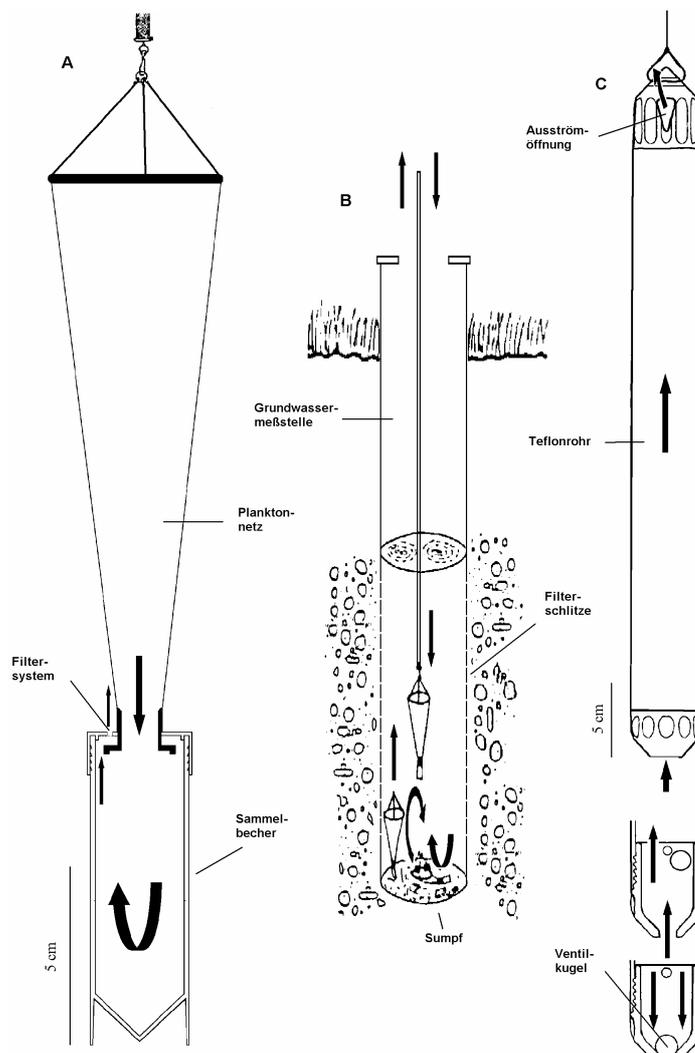


Abb. 7: Schematischer Aufbau eines Netzsammlers (A), der Gebrauch des Netzsammlers (B) und des Aquasamplers (C).

Abbildung 7 b zeigt, wie der Netzsammler zu handhaben ist. Durch Bleigewichte beschwert, wird das Netz mit Schwung in den Sumpf abgesenkt. Es hat sich bewährt, am unteren Ende des Netzes ein 200 g-Gewicht anzubringen, zusätzlich wurde bei Messstellen mit einem Durchmesser von mehr als 2 Zoll ein 100 g-Gewicht am oberen Ring befestigt, damit auch die Einlassöffnung auf den Grund sinkt.

Das Netz wird durch Ziehen der Schnur zehnmal zügig auf- und abbewegt. Durch diese rasche Abfolge der Netzbewegung wird das Sediment des Sumpfes mit den darin befindlichen Tieren in die freie Wassersäule verdrängt, über das Planktonnetz filtrierte, und im Sammelbecher konzentriert.

Zusätzlich wurde bei den Probennahmen das Netz zweimal rasch durch die gesamte Wassersäule gezogen, um auch Tiere, die sich in der Wassersäule oder an der Rohrwandung befanden, durch die entstehende Verwirbelung ins Netz zu überführen.

Mit dem Netzsammler wurde somit die ganze Messstelle mit Schwerpunkt Sumpf beprobt. Eine geschichtete Probennahme mit Informationen über die Tiefenverteilung der Tiere ist mit dieser Methode zwar nicht möglich, ist bei der vorliegenden Fragestellung aber auch nicht notwendig. Angaben zur vertikalen Verteilung konnten jedoch über die Tiefe des Filterbereiches, über welchen die Tiere in die Messstelle gelangen, gemacht werden.

Festzuhalten ist, dass der Netzsammler schnell anzuwenden ist, keinen technischen Aufwand erfordert und somit wenig störungsanfällig und wartungsintensiv ist. Er liefert repräsentative Ergebnisse und höhere Abundanzen, und stellt somit eine sehr gute Alternative zu den verschiedenen Pumpentypen (BOU 1974, POSPISIL 1992, HUMPHREYS 1994, HAHN 2001) dar. 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 (Abb. 8) sind Spezialkonstruktionen der Firma UWITEC (Mondsee, Oberösterreich).



Abb. 8: Für die Probenahme verwendete Seilwinde und Halterungskonstruktionen.

### 5.3 Erfassung der physiko-chemischen Feldparameter

Zur Messung einiger physiko-chemischen Feldparameter (Temperatur, Sauerstoffsättigung, pH-Wert, Leitfähigkeit und Carbonathärte) wurde Wasser mit Hilfe des so genannten Aquasamplers aus der Messstelle entnommen.

Der Aquasampler der Firma Bürkle GmbH (Lörrach) fasst 750 ml und ist ein einfaches Teflon-Rohr, das am oberen Ende zwei seitlich gelegene Ausströmöffnungen und am unteren Ende eine konische Einlassöffnung mit Kugelventil besitzt (Abb. 7c). Beim Absenken des Schöpfers strömt das Wasser von unten in das Rohr, wobei die Schichtung der Wassersäule mehr oder weniger erhalten bleibt. Beim Hochziehen drückt der Wasserwiderstand die Kugel in die konische Öffnung und verschließt den Sammler.

Die physiko-chemischen Feldparameter wurden elektrometrisch mit einem Multi 340i-Universal-Taschenmessgerät der Firma WTW GmbH & Co.KG, Weilheim, bzw. mit einem Carbonat-Schnelltest der Firma Merk AG, Darmstadt, gemessen.

#### **5.4 Durchführung der Probennahme, Freilandarbeiten, Laborarbeit**

Die beiden Probennahmen wurden in den Zeiträumen zwischen 12.11.2001 bis 28.06.2002 bzw. zwischen 8.09.2002 bis 13.12.2002 durchgeführt.

Die Probennahmen erfolgten im Zwei-Wochenrhythmus: 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.

Beim ersten Probenurnus konnte dieser Rhythmus nicht immer eingehalten werden, da die Auswahl der Messstellen zu diesem Zeitpunkt noch nicht abgeschlossen war und von allen Fremdmessstellen und teilweise auch von den Messstellen aus dem Grundwasserstandsmessnetz außer den Koordinaten keine Angaben vorhanden waren.

Diese mussten erst in stundenlangen Telefonaten eruiert werden, wobei die Mithilfe und Unterstützung der Mitarbeiter der LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG, der Gewässerdirektionen und vieler Gemeinden und Wasserversorger an dieser Stelle hervorzuheben ist.

Prinzipiell wurde mit allen Messstellenbetreibern Kontakt aufgenommen, um den Proben-termin abzustimmen. Die Reaktionen auf diese besondere Art der Probennahme fielen größtenteils positiv aus, und es bestand reges Interesse an dieser Untersuchung.

Die so gewonnenen Proben wurden noch am Tag der Probennahme mit einem Stereomikroskop (Olympus SZ40) lebendig aussortiert. Dabei wurden die Tiere nach leicht unterscheidbaren Großgruppen getrennt und entsprechend der Literaturangaben (z.B. ROMEIS 1968, SCHWÖRBEL 1994) mit Alkohol, Formalin, Bouinscher Lösung oder Koenike-Gemisch konserviert. Die unterschiedenen Großgruppen sind in Tabelle 6 zusammengefasst.

Ebenso wurde bei der mikroskopischen Sortierung für die einzelnen Proben die Sedimentmenge bestimmt und Sedimentzusammensetzung geschätzt. Die Sedimentmenge wurde von der Skalierung der 50 ml Zentrifugenröhrchen (Siehe Kapitel 5.2) abgelesen.

Das Sediment selbst wurde nach den Bestandteilen Sand, Feinsand, Schluff, Detritus (Pflanzenreste), Aas (Reste von toten Tieren), Bakterien (makroskopisch oder mikroskopisch erkennbare Bakterienflocken), Ocker (Eisenocker als bakterielles oder isoelektrisches Fällungsprodukt) und sonstiges Sediment (für Besonderheiten) unterschieden. Für jede Probe wurden die einzelnen Bestandteile in Relation zu den übrigen Anteilen derselben Probe nach den Häufigkeitsklassen 0 (fehlend) bis 3 unterschieden. Dabei wurde dem anteilmäßig größten Bestandteil die 3 zugewiesen, dem zweitgrößten Anteil die 2 usw., wobei die Häufigkeitsklassen auch mehrfach pro Probe vergeben werden konnten.

Die Auftrennung der Bestandteile Sand, Feinsand und Schluff erfolgte beim Durchwaschen der Proben. Durch mehrmaliges Dekantieren (rasches Schwenken der Probe in einem Messbecher mit anschließendem Abgießen) der Proben wurde der Anteil des Sandes im Becherglas zurückgehalten, während der Anteil der Fraktion des Schluffs durch das nachfolgende Filtrieren der Probe durch ein 63 µm-Sieb ausgewaschen wurde. In der Probe zurück blieb die Fraktion des Feinsandes mit den übrigen Bestandteilen, deren Anteil durch Schätzung unter dem Stereomikroskop bestimmt wurde.

Die Einteilung der Bestandteile Sand, Feinsand und Schluff erfolgte in Anlehnung an die bestehenden Begriffe (z.B. SCHWÖRBEL 1994) ohne Berücksichtigung der definierten Korngrößen. Sie entspricht jedoch grob der definierten Einteilung und wurde aufgrund der leicht durchzuführenden Trennung durch Dekantieren bzw. Filtrieren getroffen.

Im Anschluss an die Freilandarbeiten wurden die Tiere im Labor bestimmt. In diesem Arbeitsgang war neben der Einarbeitung in die Systematik, Morphologie und in die bestimmungsrelevanten Merkmale auch eine umfangreiche Literaturrecherche enthalten, bei welcher die in Baden-Württemberg und in den angrenzenden Gebieten bekannten bzw. vermuteten Grundwasserarten erfasst wurden.

Bei den Tiergruppen Cyclopoida (Hüpfertlinge), Harpacticoida (Raupenhüpfertlinge) und Ostracoda (Muschelkrebse) konnte dabei auf eine umfangreiche und aktuelle Bestimmungsliteratur (EINSLE 1993, JANETZKY et al. 1996, MEISCH 2003) zurückgegriffen werden. Bei anderen Gruppen wie z.B. den Amphipoda (hier Niphargiden, Höhlenkrebse, SCHELLENBERG 1942 b), Isopoda (Asseln, GRUNER 1965) oder Syncariden (Brunnenkrebse, JAKOBI 1954) mussten die Bestimmungsschlüssel erst durch Neu- oder Wiederbeschreibungen und durch aktuelle Verbreitungsangaben ergänzt werden.

Generell ist nur wenig über die Autökologie und Verbreitung der Grundwassertiere bekannt, sodass zur besseren Übersicht diese Angaben neben aktuellen taxonomischen Problemen direkt im Kapitel 6.1 (faunistische Ergebnisse) bei der Vorstellung der gefundenen Gruppen diskutiert wurden.

Die Erweiterung der Bestimmungsliteratur und das Bestimmen der gefundenen Tiere erwies sich als sehr zeitintensiv und konnte erst im Herbst 2004 abgeschlossen werden.

## 5.5 Statistische Auswertung der Daten

Zunächst wurden die faunistischen Daten (nur die sicher bestimmten Arten und die Gruppe der Nematoden) mit den entsprechenden Daten der einzelnen Standorte und deren chemischen Analysedaten der LfU mit dem Programm SPSS v 12.01 (SPSS CORPORATION) verknüpft und für die einzelnen Fragestellungen aufbereitet. Sämtliche Gemeinschaftsanalysen wurden mit dem Programm Primer v 5 (CLARKE & WARWICK 2001) durchgeführt.

Um den Einfluss dominanter Arten zu reduzieren und die heterogenen Daten vergleichbar zu machen, wurden alle faunistischen Daten der Teilgebiete (z. B. Naturraumgruppen und Grundwasserlandschaften) quadratwurzeltransformiert und mit dem Bray-Curtis-Ähnlichkeitskoeffizienten 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 Ähnlichkeiten der Teilgebiete innerhalb und zwischen den Gruppen ist durchschnittlich gleich.

Zur Beschreibung der Artenzusammensetzung der Teilgebiete und Regionen wurden die ökologischen Indizes **Dominanz** und **Stetigkeit** verwendet.

Die **Dominanz** beschreibt die relative Häufigkeit einer Art im Vergleich zu den übrigen Arten eines Gebietes (UNTERSTEINER 2005) und ergibt sich aus der Formel:

$$D [\%] = \text{Anzahl Individuen einer Art} * 100 / \text{Anzahl der Gesamtindividuen}$$

Mit Hilfe der Stetigkeit wurde die zeitliche Konstanz des Auftretens bestimmter Arten geprüft (BRAUN-BLANQUET 1964). Berechnet wird sie mit der Formel:

$$S [\%] = \text{Auftreten einer Art} / \text{Anzahl der Proben} * 100.$$

Die **BVSTEP**-Methode wurde eingesetzt, um Beziehungen zwischen den faunistischen Ergebnissen und den Umweltparametern bzw. den Messdaten der LfU 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 (BÜHL & ZÖFEL 1995).

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.

## 6. Ergebnisse

### 6.1 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 Terminen besiedelt waren. In Abbildung 9 sind die Messstellen nach diesen drei Kategorien (2x besiedelt, 1x besiedelt, unbesiedelt) nach Symbolen und farblich getrennt eingezeichnet.

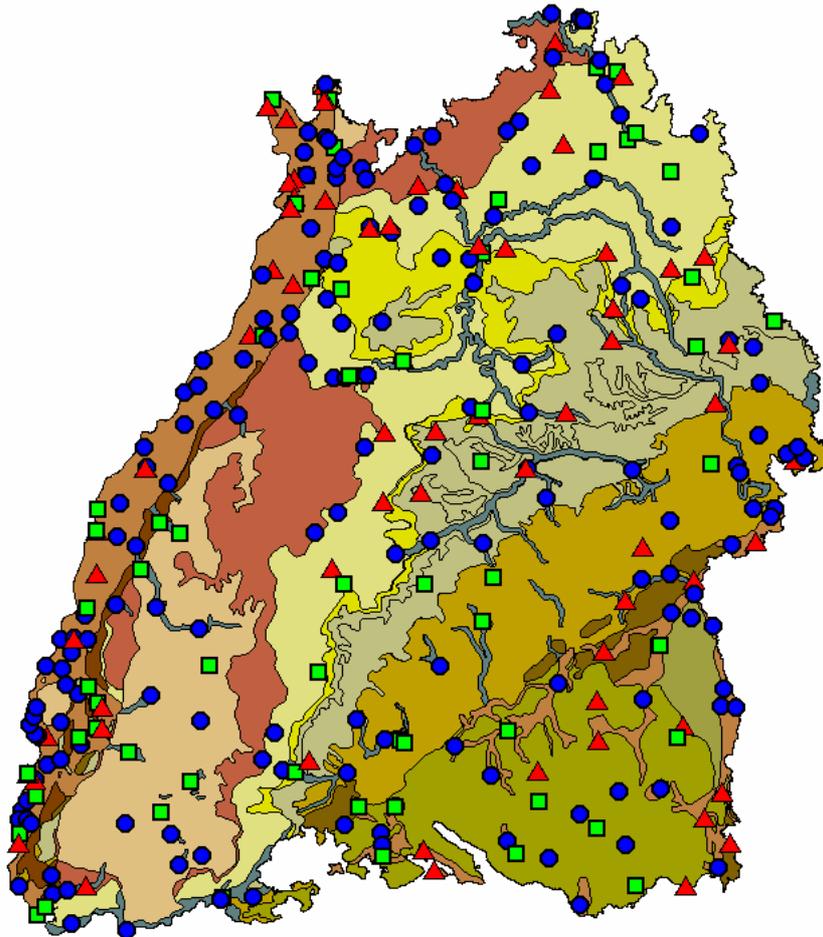


Abb. 9: Beprobte Messstellen in Baden-Württemberg, geordnet nach der Stetigkeit der Besiedlung (blaue Punkte: faunistische Befunde von zwei Terminen; grüne Rechtecke: von einem Termin; rote Dreiecke: keine faunistischen Befunde).

Insgesamt konnten bei den beiden Probenahmerunden 9813 Tiere gefangen werden. Die Zusammensetzung der Fänge ist in der Tabelle 6 und der Abbildung 10 dargestellt.

Bemerkenswert ist der Pegel 108/862-5 (B 8002 LW DISCHINGEN), der sehr dicht besiedelt war und mit 199,72 m den tiefsten Fundort von Grundwassertieren in Europa darstellt.

Die schon beim Aussortieren der Proben verwendeten taxonomischen Großgruppen und Einheiten wurden bei der Darstellung der Ergebnisse beibehalten. Von vielen Grundwasserarten gibt es nur wenige Angaben über Autökologie und Verbreitung, sodass zur besseren Übersicht diese Angaben zusammen mit aktuellen taxonomischen Problemen innerhalb dieser Großgruppen bei der Darstellung der faunistischen Ergebnisse diskutiert wurden.

Bei der Auswertung des tierischen Materials wurden, soweit es möglich war, auch Exuvien (leere Außenschalen z.B. der Krebse) sowie Fragmente von Tieren bestimmt. Die Daten von den erfolgreich bestimmten Tierfragmenten wurden für die biozönotische Auswertung und für die Ergebnisse der Kartierung verwendet, nicht aber für den Abgleich mit den chemischen Parametern.

Die **Krebse (Crustacea)** waren mit einem Anteil von über 82 % an der Gesamtabundanz 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 dominierten die **Hüpfertlinge (Cyclopoida, Copepoda)** mit rund 56 % der Gesamtabundanz und 22 Arten, gefolgt von den **Muschelkrebse (Ostracoda; 9,5 %; 15 Arten)**, **Flohkrebsen (Amphipoda; 5,5 %; 14 Arten)**, **Raupenhüpfertlingen (Harpacticoida, Copepoda; 5,42 %; 17 Arten)**, **Asseln (Isopoda; 5 %; 4 Arten)** und **Brunnenkrebsen (Syncarida; 0,69 %; 5 Arten)**.

Tab. 6: Anzahl an Individuen, prozentualer Anteil der Taxa an der Gesamtabundanz der Fänge und Anzahl der festgestellten Arten im Untersuchungsgebiet.

Gruppe	Taxon	Anzahl Individuen	%	Anzahl Arten
<b>Annelida</b>	Oligochaeta	516	5,26	20
	Polychaeta	40	0,41	1
<b>Crustacea</b>	Ostracoda	936	9,54	15
	Calanoida	3	0,03	1
	Cyclopoida	5530	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	
<b>Sonstiges</b>		166	1,69	
<b>Summe</b>		9813	100	106

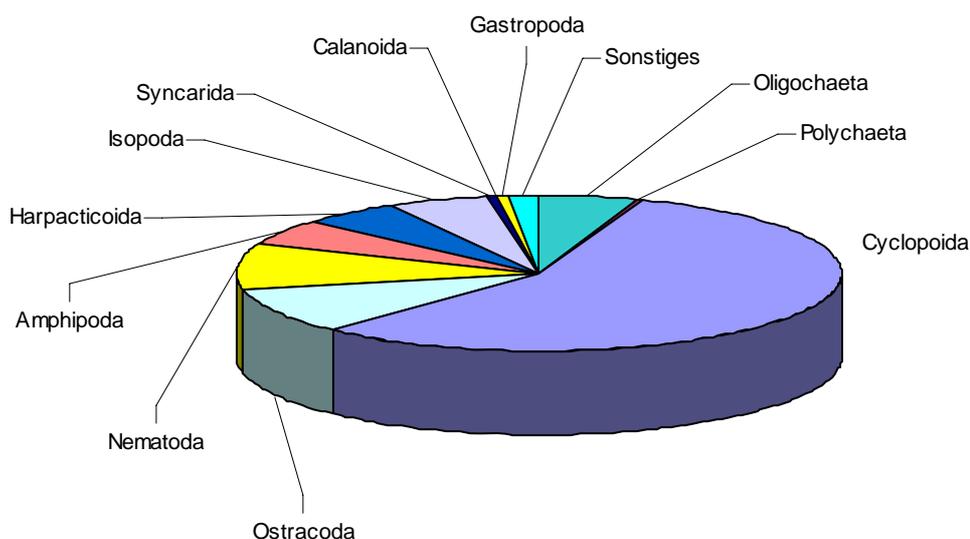


Abb. 10: Prozentuale Anteile der Taxa an der Gesamtabundanz der Fänge.

Als grundwasserfremd (stygoxen) ist die Gruppe der **Calanoida (Copepoda)** mit dem einzigen gefundenen Vertreter *Eudiaptomus gracilis* (ein Fundort) einzustufen. Bei dieser Teilgruppe der Copepoda handelt es sich zumindest bei den mitteleuropäischen Arten um meist rein pelagische Arten der Freiwasserzone stehender Gewässer. Im Mittelmeergebiet gibt es aber auch blinde Höhlenformen (STOCH 1984) wie *Troglo diaptomus sketi*, die jedoch aufgrund ihrer langen Ruderantennen und der damit verbundenen Bewegungsweise auf größere Wasseransammlungen angewiesen sind.

Von den **Wenigborstern (Oligochaeta; 5,26 %)** konnten 20 Arten im Grundwasser des Untersuchungsgebietes gefunden werden. Der einzige mitteleuropäische, limnische Vertreter der **Vielborster (Polychaeta, Archiannelida)**, *Troglochaetus beranecki*, war mit 40 Individuen und 0,41 % der Gesamtabundanz in den Proben vertreten.

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

Unter der Rubrik „**Sonstiges**“ wurden Tiergruppen zusammengefasst, die entweder nicht bestimmt werden konnten, die mengenmäßig nicht relevant erschienen, oder aber als stygoxen bzw. sogar terrestrisch einzustufen sind, jedoch immer wieder in den Proben gefunden werden konnten.

Eine Ausnahme ist die Gruppe der **Fadenwürmer (Nematoda)**. Es handelt sich dabei um eine taxonomisch äußerst schwierige Tiergruppe, die nur von wenigen Spezialisten bestimmt werden kann, und von der es kaum Untersuchungen und Beschreibungen von Arten aus dem Grundwasser gibt. Sie war mit 9,5 % der Gesamtabundanz jedoch sehr häufig in den Proben vertreten, so dass sie als alleinstehendes Taxon bei den Ergebnissen angeführt wird.

Unter Sonstiges wurden 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.

**Milben** konnten an 6 Standorten mit 20 Individuen festgestellt werden, hierbei handelte es sich hauptsächlich um räuberische, terrestrisch lebende Vertreter der Gruppe Gamasina.

Nur in einer Messstelle konnten Tiere der Gattung *Schwiebea* OUDEMANS 1916 (Acari, Astigmata) gefunden werden, eine typische, wenn auch seltene, jedoch im Aussehen kaum verkennbare Milbengruppe des Grundwassers. Sie wurde erst relativ spät entdeckt (FAIN 1982). Die vom Kaiserstuhl stammenden Tiere wurden einem Spezialisten übergeben, ein Ergebnis liegt noch nicht vor.

Von den **Wasserflöhen** konnte nur ein Tier (Exuvie) gefunden werden: *Iliocryptus sordidus*. Dies ist eine hauptsächlich im Litoral (Pflanzenzone am Ufer) lebende Oberflächenform (FLÖBNER 2000), die bei der Auswertung nicht weiter berücksichtigt wurde.

Bei den **Insekten** gibt es nur wenige stygobionte Vertreter (in Europa nur zwei Käferarten der Gattung *Sietitia*, MÖSSLACHER & HAHN 2003). Kiemenatmende Larven z.B. der Familien Ephemeroptera (Eintagsfliegen) oder Plecoptera (Steinfliegen) sind im Grundwasser häufiger anzutreffen und wurden noch mehrere Kilometer von Oberflächengewässer entfernt gefunden (STANFORD & GAUFIN 1974) Doch auch luftatmende Insektenlarven, etwa die Käferlarven *Cyphon palustris* der Familie Helodidae, besiedeln das Grundwasser regelmäßig und oft in

großer Zahl (KLAUSNITZER & POSPISIL 1991), wobei die Modalitäten der Verpuppung im Untergrund bzw. im Boden völlig ungeklärt sind.

In den Proben aus Baden-Württemberg waren Insektenlarven nur selten enthalten (an 9 Standorten mit insgesamt 16 Individuen), es handelte sich um frühe Larvenstadien der Familien Ceratopogonidae (Gnitzen), Chironomidae (Zuckmücken) und Stratiomyidae (Waffenfliegen), die in diesem Stadium nicht weiter bestimmt werden konnten, und auch nicht zu den stygobionten Taxa zählen.

Die übrigen Taxa dieser Rubrik, also Turbellaria, Rotatoria, Protozoa und Larvenstadien wurden nur nach Häufigkeitsklassen erfasst.

Die in den unten folgenden, nach Gruppen getrennten, Artenlisten angeführten Artnamen wurden aus der Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands (MAUCH et al. 2003) entnommen, da in vielen Bestimmungsschlüsseln und Originalbeschreibungen noch veraltete Namen enthalten sind. Stygobionte und stygophile Arten sind in den Artenlisten fett hervorgehoben.

Ebenso in diesen Artenlisten enthalten sind die Anzahl der Proben, in denen die jeweilige Art gefunden werden konnte, und die Anzahl der insgesamt von der jeweiligen Art gefangenen Individuen. Beide Angaben geben einen guten Überblick über die Verbreitung und die Dominanz der Arten im Untersuchungsgebiet. In den Artenlisten nicht enthalten sind juvenile Tiere bzw. Individuen, die aus verschiedensten Gründen nicht bis zur Art bestimmt werden konnten. Aus diesem Grund können die Summenangaben der jeweiligen Gruppen von jenen der Tabelle 6 abweichen.

In einer weiteren Tabelle in den folgenden Unterkapiteln sind die Minimal- und Maximalwerte der gemessenen Feldparameter angegeben, bei welchen die jeweiligen Arten gefunden werden konnten. Diese Angaben sollen veranschaulichen, wie tolerant viele Grundwasserarten gegenüber diesen Parametern sind.

### **6.1.1 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 verteilte Borsten oder Borstengruppen. Zu ihnen gehören hauptsächlich terrestrische Formen (z.B. der Regenwurm, *Lumbricus terrestris*), doch sind auch limnische und einige wenige marine Arten bekannt.

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

Häufigster Vertreter der Oligochaeta war *Dorydrilus michaelsoni* (Vergleich Tab. 7 und Abb. 11), er gilt neben *Haplotaxis gordioides* als stygophil, und ist ein Indikator für nicht bzw. un- bis gering belastetes Wasser (Güteklasse 0-1, HÖRNER et al. 2002).

Von *Haplotaxis gordioides*, welcher immer wieder im Grundwasser in ganz Europa zu finden ist (z.B. THIENEMANN 1912, NOLL & STAMMER 1953, DITTMAR 1955, PRIESEL-DICHTEL 1959, HRABE 1960, WEGELIN 1966, DOBAT 1968, TILZER 1968), wurde bisher angenommen,

dass die Art sauerstoffreiches Wasser bevorzuge (WEGELIN 1966, RONNEBERGER 1975), bei dieser Studie konnte sie jedoch auch an Standorten mit geringer Sauerstoffkonzentration (0,6 mg/l bzw. 5,5 % Sättigung, vergleich Tab. 8) gefunden werden, ein Indiz, dass diese Art weitaus toleranter gegenüber diesem Umweltfaktor ist.

Die übrigen Arten (z. B. *Pristinella bilobata* oder *Potamothenix hammoniensis*) stehen, soweit bekannt, für mäßig belastet bis sogar stark verschmutztes Wasser (HÖRNER et al. 2002, SCHMEDTJE & COLLING 1996). Sie deuten also auf Oberflächenwasserkontakt oder andere Belastungsquellen hin.

Tab. 7: Anzahl der Proben und Gesamtartabundanz der im Untersuchungsgebiet gefundenen Oligochaeta-Arten.

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

Es handelt sich dabei jedoch nur um vereinzelte Funde. Wirklich regelmäßig traten nur die Arten *Dorydrilus michaelsoni*, *Buchholzia appendiculata* (keine Belastungsangaben) und *Tubifex ignotus* in den Proben auf.

*Eiseniella tetraedra* ist der einzige wirklich amphibisch lebender Vertreter der sonst terrestrischen Lumbricidae (WIELAND 1993). Er kommt am Rande von Flüssen, Bächen oder stehender Gewässer vor (GRAEFE 1992), konnte jedoch auch schon in Höhlengewässern gefunden werden (z.B. GRIEPENBURG 1934) und ist auch für das hyporheisches Interstitial typisch (RONNEBERGER 1975, DANIELOPOL 1984).

In der Liste sind auch höhere Taxa enthalten. Die Individuen der Gattungen *Achaeta* und *Marionina* waren derart zerstört, dass eine weitere Bestimmung nicht möglich war. Die juvenilen Tiere wurden soweit wie möglich bestimmt, wobei die Abkürzungen „bif. bo.“ und „pekt. bo.“ für bifide bzw. pektinate Borsten stehen. Die juvenilen Tiere sind also zu Gruppen zu rechnen, zu denen u. a. die Arten *Potamothenix moldaviensis*, *Limnodrilus hoffmeisteri* (bif. bo.) oder *L. claparedeanus* bzw. die Arten *P. hammoniensis*, *Rhyacodrilus coccineus* oder *Tubifex tubifex* (pekt. bo.) gehören.

Ebenfalls zu den Oligochaeta gezählt werden auch die Vertreter der Familie Aelosomatidae, obwohl deren systematische Stellung noch ungeklärt ist (BRINKHURST & JAMIESON 1971, KAESTNER 1982, WESTHEIDE & RIEGER 1996). Die Gattung *Aelosoma* umfasst weltweit 23 Arten (BUNKE 1967). Die vier im Untersuchungsgebiet festgestellten Arten kommen überwiegend im Interstitial (Mesopsammon) von Oberflächengewässern vor (KAESTNER 1982, BUNKE 1967), wurden jedoch auch im Phytal oder im pflanzlichen Detritus im Litoral

und sogar in feuchtem Laub am Rande von Gewässern gefunden (z. B. *A. hyalinum* und *A. niveum*, BUNKE 1967). Aufgrund der Angaben über Fundorte und ökologische Präferenzen sind sie zumindest als stygophil einzustufen.

Tab. 8: Minimaler und maximaler Wert der wichtigsten Feldparameter der Proben, in denen die einzelnen Oligochaetenarten gefunden werden konnten.

Arten		Tiefe (m)	Temp. (°C)	O2 (mg/l)	O2 (%)	C-Härte (mmol/l)	pH-Wert	Leitf. (µS/cm)
<b><i>Aelosoma hemprichi</i></b>	Min	6,87	8,7	1,52	6,94	0,9	6,81	122
	n = 6 Max	45,32	12,3	10,24	94	9,3	8,56	4110
<b><i>Aelosoma hyalinum</i></b>	Min	6,82	8,7	0,52	4,7	0,6	6,81	173
	n = 11 Max	45,32	13,6	8	74,9	9,5	7,57	4110
<b><i>Aelosoma niveum</i></b>	Min	16,05	9,1	0,52	4,7	4,8	6,81	453
	n = 2 Max	22,47	10,7	8	74,9	4,9	7,27	519
<b><i>Aelosoma quaternarium</i></b>		6,61	14,8	0,25	2,6	7,7	6,82	676
	n = 1							
<i>Buchholzia appendiculata</i>	Min	6,87	8,7	1,52	1,79	4	6,82	470
	n = 14 Max	60,35	13,1	9,86	92,6	11,8	7,69	4110
<i>Cernovsvitoviella atrata</i>	Min	9,84	10,8	3,42	31,2	4	7,36	590
	n = 2 Max	15,55	11,5	6,25	58,8	6,7	7,57	934
<b><i>Dorydrilus michaelsoni</i></b>	Min	5,01	8,5	0,4	3,7	0,5	5,97	86
	n = 59 Max	199,32	14,6	10,94	97,6	13,2	8,56	4110
<i>Eiseniella tetraedra</i>		7,02	9,6	1,3	11,7	2	6,46	259
	n = 1							
<i>Fridericia perrieri</i>		4,93	9,6	4,82	65,3	5,7	7,23	590
	n = 1							
<b><i>Haplotaxis gordioides</i></b>	Min	6,47	9,6	0,6	5,5	2	6,46	259
	n = 6 Max	17,09	13	4,75	45,3	7,5	7,19	838
<i>Marionina argentea</i>	Min	6,61	9,6	0,25	2,6	3,7	6,55	460
	n = 3 Max	30,61	14,8	6,9	69	13,2	6,82	1079
<i>Mesenchytraeus armatus</i>	Min	13,33	10,2	1,61	16,2	2,7	7,11	593
	n = 3 Max	19,63	14,2	6,25	63,4	8	7,4	807
<i>Nais variabilis</i>		15,59	11,1	8,44	76,9	0,5	8,32	116
	n = 1							
<i>Potamothrix hammoniensis</i>		4,56	13,8	0,8	7,2	4,4	6,6	469
	n = 1							
<i>Pristinella bilobata</i>		5,11	11,2	4,7	46,5	4,5	7,26	494
	n = 1							
<i>Rhyacodrilus falciformis</i>		7,07	12,3	1,1	10,5	7,8	6,82	1048
	n = 1							
<i>Spirosperma velutinus</i>		6,42	13,9	2,09	20,8	1	7,31	128
	n = 1							
<i>Tubifex ignotus</i>	Min	3,57	4,3	0,54	4,9	0,4	6,58	107
	n = 14 Max	28,69	13,8	10,24	94	13,2	8,56	1232
<i>Uncinaxis uncinata</i>		54,5	12,5	3,39	32,9	6,7	7,09	462
	n = 1							
<i>Vejdovskiella comata</i>		20,8	10,2	5,71	51,6	5,5	6,58	636
	n = 1							

Tabelle 8 gibt eine Übersicht über die Bereiche der physiko-chemischen Feldparameter, in welchen die einzelnen Oligochaetenarten im Untersuchungsgebiet gefunden werden konnten. Nach dieser Tabelle scheint es, dass es keine besonderen Präferenzen der Arten in Bezug auf die Wasserchemie gibt. Einzelfunde (n = 1) sind aus Gründen der Vollständigkeit enthalten, können aber nur bedingt für autökologische Angaben verwendet werden. So kommt die häufigste Oligochaeten-Art, *Dorydrilus michaelsoni*, in einer Tiefe von rund 4 bis 200 m vor, konnte in einem Temperaturbereich von 8,5 bis 14,6 °C gefunden werden, und ist auch im

Bezug auf die übrigen Parameter (Sauerstoff von 0,4 bis 10,94 mg/l, Carbonathärte von 0,5 bis 13,2 mmol/l, pH-Wert zwischen 5,97 und 8,56 und Leitfähigkeit von 86 bis 4110  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) äußerst tolerant.

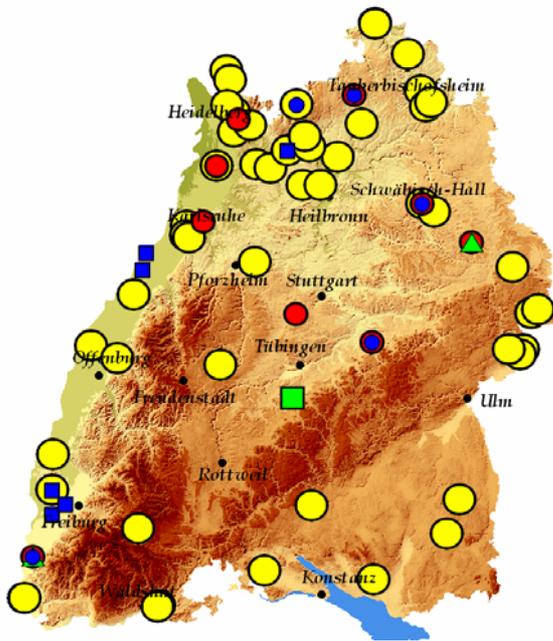


Abb. 11: Verbreitung ausgewählter Oligochaeta-Arten. (● *Aelosoma hemprichi*, ● *Aelosoma hyalinum*, ▲ *Aelosoma niveum*, ■ *Aelosoma quaternarium*, ● *Dorydrilus michaelsoni*, ■ *Haplotaxis gordioides*).

### 6.1.2 Annelida: Polychaeta (Vielborster)

In Mitteleuropa gibt es nur einen limnischen Vertreter dieser sonst überwiegend marinen Gruppe: die stygobionte Art *Troglochaetus beranecki*. Er gilt als echtes Tertiärrelikt (CHAPPUIS 1927, STAMMER 1937, THIENEMANN 1950, NOLL & STAMMER 1953), welches die Eiszeit im Grundwasser überdauert hat. Die kaltstenotherme Art (TILZER 1968) ist im Lückensystem des kontinentalen Grundwassers weit verbreitet, 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 1935, 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).

Tab. 9: Anzahl der Proben und Gesamtabundanz des im Untersuchungsgebiet gefundenen Polychaeten *Troglochaetus beranecki*.

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

Tab. 10: Minimaler und maximaler Wert der wichtigsten Feldparameter der Proben, in denen die Art *Troglochaetus beranecki* gefunden werden konnte.

Arten	Tiefe (m)	Temp. (°C)	O <sub>2</sub> (mg/l)	O <sub>2</sub> (%)	C-Härte (mmol/l)	pH-Wert	Leitf. ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )
<i>Troglochaetus beranecki</i>	Min 5,11	8,3	1,52	6,94	0,5	6,04	92,7
n = 11	Max 68,5	13,7	8,53	76,9	9,3	8,32	4110

*Troglochaetus beranecki* konnte in 11 Proben gefunden werden (Tab. 9). Die Art fehlte bei dieser Untersuchung jedoch im südöstlichen Teil des Landes (Vergleich Abb. 10). Die gemessenen physiko-chemischen Parameter (Tab. 10) bestätigen die vermuteten geringen Ansprüche gegenüber der Hydrochemie des Grundwassers und die Toleranz gegenüber Verschmutzungen (STEENKEN 1998).

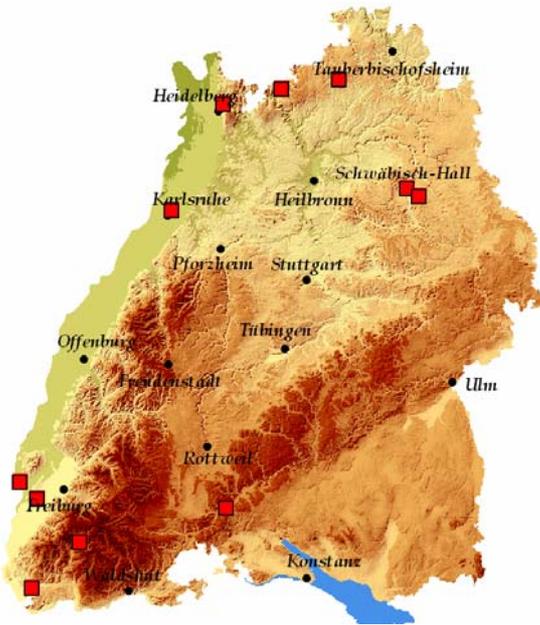


Abb. 12: Verbreitung von *Troglochaetus beranecki* im Untersuchungsgebiet.

### 6.1.3 Crustacea: Ostracoda (Muschelkrebse)

Die Ostracoda sind mit ca. 5000 rezenten Arten eine äußerst artenreiche Gruppe (WESTHEIDE & RIEGER 1996). ILLIES (1978) nennt für das europäische Süßwasser 409 Arten, die in allen aquatischen Lebensräumen vorkommen. Von den in Deutschland vorkommenden 38 Grundwasserarten werden 16 als stygobiont und 22 als stygophil eingestuft (MÖSSLACHER & HAHN 2003).

In Baden-Württemberg konnten 13 Arten nachgewiesen werden (Siehe Tab. 11). Nur zwei von ihnen gelten als stygoxen: *Candona weltneri* und *Pseudocandona insculpta*.

Die nicht weiter bestimmten Tiere der Liste waren entweder juvenil, oder es handelte sich hierbei um unbestimmbare leere Schalen.

Die gefundenen Arten der Gattungen *Fabaeformiscandona* und *Schellencandona* sind stygobiont. Von ihnen gibt es nur wenige Angaben zur Verbreitung und Ökologie.

Unter der Bezeichnung *Fabaeformiscandona bilobata/bilobatoides* wurden hier zwei Arten zusammengefasst: *F. bilobata* KLIE 1938 und *F. bilobatoides* LÖFFLER 1961. Es handelt sich dabei um zwei Arten, deren Weibchen sich nur geringfügig in der Schalenform unterscheiden, die Männchen differieren hingegen sehr deutlich in der Gestaltung der Klammerbeine. Da in den Proben nur sehr wenige oder keine Männchen enthalten waren, wurden die Tiere durch Bestimmung einiger Weibchen auf diese zwei Arten eingegrenzt, und das übrige Material einem Spezialisten übergeben. Ergebnisse liegen leider noch keine vor.

Beide Arten sind ausgesprochen selten, *F. bilobata* wurde bisher nur an wenigen Standorten im Maintal (KLIE 1938b, NOLL & STAMMER 1953) bzw. an wenigen Standorten an Zuflüssen der Donau in Niederösterreich (LÖFFLER 1963, MAMONIER & DANIELOPOL 1988) gefunden. Von *F. bilobatoides* ist nur ein Fundort in der Nähe der Donauversickerung bei Tuttlingen

(LÖFFLER 1961a) bekannt. In dieser Untersuchung wurden diese Arten in 9 Proben, verteilt über das gesamte Untersuchungsgebiet, gefunden (Abb.13).

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

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

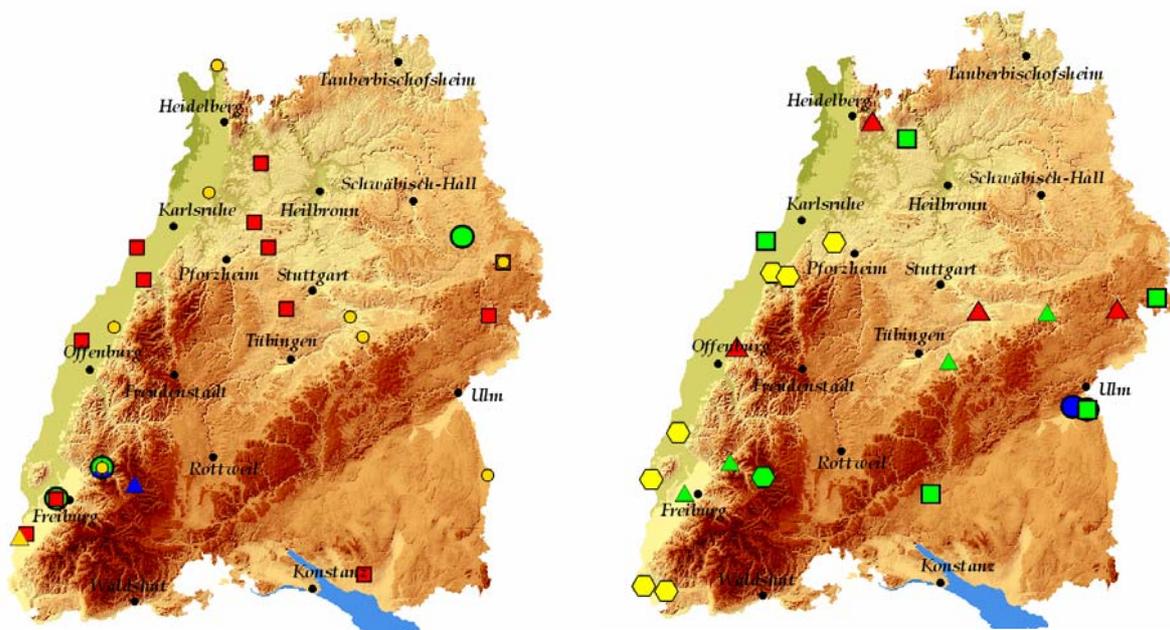


Abb. 13: Verbreitung von ausgesuchten Ostracoda-Arten. (▲ *Cryptocandona kieferi*, ▲ *C. vavrei*, ○ *Fabaeformiscandona bilobata/bilobatooides*, ■ *F. breuli*, ● *F. latens*, ■ *F. wegelini*, ○ *Mixtacandona laisi*, ● *Pseudocandona marchica*, ▲ *Schellencandona insueta*, ● *S. schellenbergi*, ▲ *S. triquetra*).

Von *F. wegelini* und *F. breuli* liegen Funde aus Frankreich, Deutschland und Tschechien (MEISCH 2000), von *F. wegelini* auch aus Österreich. *F. wegelini* erreichte mit 269 Individuen in acht Proben die höchste Abundanz dieser Gruppe. *F. breuli* kam in 13 Proben vor, wenn auch nur in geringeren Abundanzen (Tab. 11)

Ähnlich weit verbreitet wie die beiden oben genannten Arten dürfte auch *F. latens* sein (MEISCH 2000). Sie konnte nur an zwei Standorten in drei Proben im Raum Ulm (Donaeinzugsgebiet) festgestellt werden. *F. latens* gilt als sehr widerstandsfähig und wurde auch schon vereinzelt in Oberflächengewässern gefunden (LÖFFLER 1961b, NÜCHTERLEIN 1969), ihre Zugehörigkeit zu den echten Grundwasserbewohnern ist dennoch unbestritten.

Als *Fabaeformiscandona spec.* wurden Tiere von zwei Standorten aus dem Donaeinzugsgebiet (Heidenheim und Meßkirch) bezeichnet, deren Weibchen sich keiner bekannten Art eindeutig zuordnen ließen. Da jedoch nur insgesamt drei Männchen (für die Bestimmung wichtig) in den Proben enthalten waren, wurden die Tiere einem Spezialisten übergeben. Die Ergebnisse liegen bislang noch nicht vor.

Die drei Arten der Gattung *Schellencandona* sind an wenigen Standorten in geringen Abundanzen gefunden worden. *S. triquetra*, bisher nur aus Belgien, Frankreich und von Standorten bei Bonn (HAINE 1946) und Braunschweig (HUSMANN 1956) bekannt, konnte in der südlichen Oberrheintiefenebene nachgewiesen werden. Der Nachweis von *S. schellenbergi* im Breg-Einzugsgebiet liegt zwischen den bisher bekannten Fundorten in Frankreich (MEISCH 2000), in der Region um den Kaiserstuhl (KLIE 1938 b, c) und dem Raum Bregenz (KLIE 1934).

Als Erweiterung zum bisher bekannten Verbreitungsgebiet gelten auch die Funde von *S. insueta* (siehe Abb.13). Sie war bislang nur aus der Region des Kaiserstuhls und dem Wutacheinzugsgebiet bekannt, konnte jedoch auch in der mittleren Oberrheintiefenebene, an zwei Standorten am Neckar und im Brenz-Einzugsgebiet (Donaeinzugsgebiet) gefunden werden.

Tab. 12: Minimaler und maximaler Wert der wichtigsten Feldparameter der Proben, in denen die einzelnen Arten gefunden werden konnten.

Arten		Tiefe (m)	Temp. (°C)	O2 (mg/l)	O2 (%)	C-Härte (mmol/l)	pH-Wert	Leitf. (µS/cm)
<i>Candona weltneri</i>	Min	5,24	12,7	5,2	52	5,9	7,88	594
	n = 2 Max	5,24	12,7	5,2	52	5,9	7,88	594
<i>Cryptocandona kieferi</i>	Min	5,25	11	0,43	3,9	0,9	6,93	128
	n = 4 Max	13	13,9	6,66	64,4	7,1	7,31	929
<i>Cryptocandona vavrai</i>	Min	3,55	4,3	1,97	19,4	0,3	6,89	85
	n = 4 Max	6,44	13,9	10,28	83,4	1	7,31	154
<i>Fabaeformiscandona bilobata/bilobatoides</i>	Min	4,39	5,8	0,55	5,4	0,3	6,89	85
	n = 9 Max	42,83	15,1	10,28	83,4	8,7	7,3	1300
<i>Fabaeformiscandona breuili</i>	Min	5,62	9,3	0,5	4,4	3,3	6,33	427
	n = 13 Max	54,5	13,3	8,29	79	13,2	7,75	3180
<i>Fabaeformiscandona latens</i>	Min	5,34	9,8	0,4	4,2	3,6	7,11	452
	n = 3 Max	12,47	15,8	4,7	50,4	5,2	7,98	561
<i>Fabaeformiscandona wegolini</i>	Min	5,24	9,8	0,4	4,2	4,7	6,65	457
	n = 8 Max	17,09	12,7	5,2	52	8,4	7,88	858
<i>Mixtacandona laisi</i>	Min	5,54	9,3	0,2	1	2,2	6,17	286
	n = 9 Max	93,17	14,2	8,41	81,4	8,5	7,38	1341
<i>Pseudocandona insculpta</i>	Min	8,48	12	0,65	6,1	5,3	7,13	523
	n = 2 Max	8,56	13,4	1,4	13,8	5,4	7,26	525
<i>Pseudocandona marchica</i>	Min	6,42	9,1	0,43	3,9	0,9	6,93	128
	n = 3 Max	16,05	13,9	2,09	20,8	4,8	7,31	453
<i>Schellencandona insueta</i>	Min	4,39	10,1	0,55	5,4	0,7	5,97	191
	n = 4 Max	11,66	15,1	4,9	44,3	4,8	7,59	663
<i>Schellencandona schellenbergi</i>		3,57	4,3	5,61	47	0,4	7,23	107
	n = 1							
<i>Schellencandona triquetra</i>	Min	9,51	8,9	8,32	77,5	2,3	6,45	313
	n = 2 Max	9,54	10,5	11,25	98,8	3	7,95	320

*Cryptocandona kieferi* ist im Grundwasser von Donau, Rhein und Rhône weit verbreitet, wobei kleine morphologische Unterschiede auf die Existenz von Unterarten hinweisen (MÖSSLACHER & HAHN 2003). Die wenigen Fundorte in Baden-Württemberg beschränken sich auf das Rhein- und Neckareinzugsgebiet.

*Cryptocandona vavrei* ist in ganz Europa verbreitet und gilt als euryöke, stygophile Art. Sie bevorzugt Quellen und mit Quellen verbundene Gewässer, kommt aber ebenso im Interstitial

von Fließgewässern oder in stehenden Gewässern vor. Die beiden Fundorte im Schwarzwald und der bei Adelmansfelden lagen in unmittelbarer Nähe von Fließgewässern.

Die Fundorte von *Mixtacandona laisi* kann man am treffendsten mit punktuell beschreiben. Einzelfunde liegen aus der südlichen Oberrheintiefenebene (KLIE 1938a), von der Ruhr (SCHMIDT 1994), aus der Umgebung von Straßburg (KLIE 1938a) und einzelnen Standorten in Österreich (DANIELOPOL et al. 1993, PRIESEL-DICHTL 1959) vor. Im Untersuchungsgebiet konnte diese Art an 7 Standorten (9 Proben) in der Oberrheintiefenebene in relativ großen Abundanzen festgestellt werden.

Bemerkenswert an einem dieser Fundorte (Pfinztal) ist die Tiefe von 93 m (und auch der 42 m tiefe Fundort von *F. bilobata/bilobatoides* (Lauchheim), siehe Tab. 12), da es bisher schien, dass die Ostracoda oberflächennahes Grundwasser bevorzugen.

#### 6.1.4 Crustacea: Copepoda, Cyclopoida (Hüpfertiere)

Die Copepoda 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). In limnischen Systemen spielen nur drei Taxa eine Rolle: die Cyclopoida, Harpacticoida und die Calanoida. Von den Cyclopoida und Harpacticoida gibt es auch zahlreiche Vertreter im Grundwasser. Im Untersuchungsgebiet konnten 22 Arten (Tab. 13) der Cyclopoida festgestellt werden. Die stygophilen und stygobionten Arten sind durch Fettdruck hervorgehoben, wobei die Einteilung aufgrund der Einstufung von EINSLE (1993), STEENKEN (1998) und GAVIRIA (1998) erfolgte.

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

Artnamen	Anzahl Proben	Anzahl Tiere
<i>Acanthocyclops cf gmeineri</i> POSPISIL 1989	2	2
<i>Acanthocyclops kieferi</i> (CHAPPUIS 1925)	7	78
<i>Acanthocyclops rhenanus</i> KIEFER 1936	94	929
<i>Acanthocyclops robustus</i> (SARS 1863)	4	22
<i>Acanthocyclops sensitivus</i> (GRAETER & CHAPPUIS 1914)	37	152
<i>Acanthocyclops venustus</i> (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
<i>Diacyclops bisetosus</i> (REHBERG 1880)	15	175
<i>Diacyclops crassicaudis</i> (SARS 1863)	6	54
<i>Diacyclops languidoides</i> (LILLJEBORG 1901)	155	1189
<i>Diacyclops languidus</i> (SARS 1863)	2	4
<i>Eucyclops serrulatus</i> (FISCHER 1851)	3	7
<i>Graeteriella (Paragraeteriella) laisi</i> (KIEFER 1936)	7	9
<i>Graeteriella unisetigera</i> (GRAETER 1908)	33	283
<i>Macrocyclus albidus</i> (JURINE 1820)	2	4
<i>Megacyclus viridis</i> (JURINE 1820)	1	1
<i>Paracyclus fimbriatus</i> (FISCHER 1853)	14	38
<i>Thermocyclops crassus</i> (FISCHER 1853)	1	1
<i>Tropocyclops prasinus</i> (FISCHER 1860)	8	51
<b>Insgesamt</b>		<b>3170</b>

Die Cyclopoida sind ein systematisch sehr schwieriges Taxon, da vor allem (aber nicht nur) bei den Grundwasserarten sehr starke Variationen der Merkmale zwischen bzw. auch inner-

halb einzelner Populationen vorkommen können (vgl. EINSLE 1993, STOCH 1995, PESCE 1985 oder POSPISIL & DANIELOPOL 2000).

Die Art *Diacyclops languidoides*, die mit Abstand häufigste und am weitesten verbreitete Art des Untersuchungsgebietes (siehe Abb. 14), gehört zu der systematisch noch nicht geklärten Artengruppe *languidoides/languidus*.

Tab. 14: Minimaler und maximaler Wert der wichtigsten Feldparameter der Proben, in denen die einzelnen Arten gefunden werden konnten.

Arten		Tiefe (m)	Temp. (°C)	O2 (mg/l)	O2 (%)	C-Härte (mmol/l)	pH-Wert	Leitf. (µS/cm)
<b><i>Acanthocyclops cf gmeineri</i></b>	Min	11,24	10	3,21	31,7	5,4	7,24	654
	n = 2 Max	11,25	11,2	5,24	49,9	7,27	7,3	676
<b><i>Acanthocyclops kieferi</i></b>	Min	2,49	11,4	0,89	9,6	5,6	7	495
	n = 7 Max	93,17	16,9	6,92	65,8	8,4	7,43	967
<b><i>Acanthocyclops rhenanus</i></b>	Min	2,49	5,4	0,46	4,3	3,1	6,19	410
	n = 94 Max	199,32	16,6	9,64	89,7	9,2	7,72	2400
<i>Acanthocyclops robustus</i>	Min	10,7	10,2	1,32	11,9	7,1	6,65	775
	n = 4 Max	14,37	13,6	5,14	51,2	8,4	7,15	954
<b><i>Acanthocyclops sensitivus</i></b>	Min	3,86	7,9	1,08	14	0,3	6,47	65
	n = 37 Max	55,03	15,8	8,66	80,8	7,8	7,98	1043
<b><i>Acanthocyclops venustus</i></b>	Min	4,39	8,9	1,05	10,6	1	6,45	128
	n = 22 Max	21,8	14,6	11,25	98,8	8	7,95	876
<i>Acanthocyclops vernalis</i>	Min	5,24	10,8	2,39	23,4	2,9	7,46	565
	n = 3 Max	199,72	12,7	5,85	55,8	6,6	7,88	594
<i>Cyclops strenuus</i>	Min	10,66	10,4	0,62	5,9	6,4	6,65	640
	n = 2 Max	10,7	12,5	1,32	11,9	8,4	6,98	775
<i>Cyclops vicinus</i>		13,14	10,2	4,01	36,1	4,3	6,77	440
	n = 1							
<i>Diacyclops bicuspidatus</i>	Min	10,66	10,4	0,62	5,9	2,9	6,65	565
	n = 4 Max	55,12	12,5	2,39	23,4	8,4	7,59	775
<b><i>Diacyclops bisetosus</i></b>	Min	1,8	8,9	0,4	4,2	2	6,46	259
	n = 15 Max	99,7	15,8	6,9	69	13,2	7,98	2480
<b><i>Diacyclops crassicaudis</i></b>	Min	5,25	8	0,25	2,6	0,2	6,26	51
	n = 6 Max	18,37	15,2	6,59	60,4	8,1	7,58	1032
<b><i>Diacyclops languidoides</i></b>	Min	2,49	4,3	0,2	1	0,2	5,87	58
	n = 155 Max	161,3	16,9	11,25	98,8	10,4	7,98	14960
<b><i>Diacyclops languidus</i></b>	Min	4,39	11	6,12	61,4	5	7,19	593
	n = 2 Max	8,31	14,2	6,38	61,8	6,3	7,47	730
<i>Eucyclops serrulatus</i>	Min	4,87	10,4	1,32	11,9	5,6	6,65	462
	n = 3 Max	54,5	12,5	4,88	48,7	8,4	7,38	775
<b><i>Graeteriella laisi</i></b>	Min	10,15	10,8	1,16	11	3,8	6,33	480
	n = 7 Max	99,7	12,9	8,29	79	7,2	7,66	3180
<b><i>Graeteriella unisetigera</i></b>	Min	5,16	8,7	0,44	3,9	0,5	6,04	156
	n = 33 Max	50,72	13,9	9,48	98,2	13,2	7,73	4110
<i>Macrocyclus albidus</i>	Min	5,24	10,2	4,97	46,7	5,5	7,81	594
	n = 2 Max	5,63	12,7	5,2	52	5,9	7,88	609
<i>Megacyclus viridis</i>		5,24	12,7	5,2	52	5,9	7,88	594
	n = 1							
<i>Paracyclus fimbriatus</i>	Min	5,24	9,3	1,02	9,9	4,9	6,58	516
	n = 14 Max	55,12	12,7	8,66	80,5	7,8	7,88	973
<i>Thermocyclops crassus</i>		13,14	10,2	4,01	36,1	4,3	6,77	440
	n = 1							
<i>Tropocyclops prasinus</i>	Min	4,93	8,9	4,82	52,3	0,5	6,04	156
	n = 8 Max	24,78	13	11,25	98,8	6,7	7,95	923

EINSLE (1993) empfiehlt eine Beschränkung auf die Arten *D. languidoides*, bzw. *D. languidus*, und gibt verbindende Merkmale für alle „Phänotypen“ der Art an. Jene Merkmale wie z.B. das Längen-Breiten-Verhältnis von Furcal-Ästen, dem Endglied des inneren Beines des letzten Beinpaars und dessen Bedornung, die Antennenlänge usw., die bei EINSLE (1993) als besonders variabel erscheinen, sind Grundlage von Beschreibungen vieler neuer Arten oder Unterarten (z.B. GRAETER 1910, KIEFER 1926, GURNEY 1927, KIEFER 1931, KIEFER 1933, STERBA 1955, STERBA 1956, PETKOVSKI 1957, PETKOVSKI 1971, PESCE 1984, PESCE & GALASSI 1985, PESCE & GALASSI 1987, PESCE 1992, PESCE 1994, POSPISIL 1999, STOCH & POSPISIL 2000a, STOCH & POSPISIL 2000b, REID 2001).

In einer experimentellen Studie mit der Art *Paracyclops fimbriatus* hatten STERBA & SCHMIDT (1982) nachgewiesen, dass diese Merkmale stark vom Porenvolumen des Habitates abhängen. In diesem Experiment hatten sie Tiere dieser Art in Sedimenten mit unterschiedlicher Körnung über 7 Generationen gezüchtet, das Ergebnis war eine Reduktion der Körpergröße und eine Verkleinerung der Verhältnisse der oben erwähnten Merkmale bei kleiner werdenden Lückenraum. STERBA & SCHMIDT (1982) postulierten, dass dieses Ergebnis auf andere plastische Arten übertragen werden kann, und somit der Wert vieler Unterarten/Taxone fragwürdig sei, und vielmehr diese Taxa als ökologische Formen betrachtet werden sollten.

Dies gilt speziell für plastische Arten aus unterirdischen Gewässern, wo es zur Einschränkung des Lebensraumes kommt.

Gegen diese Annahme sprechen jedoch für einige Taxa konstant auftretende Merkmale, wie sie bei neueren Artbeschreibungen bzw. Neubeschreibungen Berücksichtigung finden, die mit einer Reduktion der Körpergröße allein nicht erklärbar sind (z.B. Form des Basipoditen am 4. Beinpaar, Dornengruppen am Basalglied der 1. Antenne, Fehlen oder Vorhandensein der Exopoditen-Borste an der 2. Antenne usw., vgl. POSPISIL & STOCH 1999; STOCH & POSPISIL 2000 a, b; STOCH 2001).

Ebenso gegen diese Annahme deutet der Fund von 6 Arten mit konstanten Merkmalskombinationen dieser Artgruppe im selben Untersuchungsareal (Lobau, Österreichischer Nationalpark Donauauen, POSPISIL 1993), und zeigt gleichzeitig, dass die Diversität speziell der Grundwassercyclopoida weit unterschätzt wird (STOCH 2001). Eine Überarbeitung dieser und auch anderer Gruppen wäre notwendig, um Phänotypen und Arten/Unterarten klar voneinander abgrenzen zu können.

In Baden-Württemberg konnten aufgrund der oben genannten Merkmale mindestens drei „Taxa“ von *Diacyclops languidoides* festgestellt werden, eine eindeutige Zuordnung zu einer bestehenden Art/Unterart war jedoch nicht möglich, da es keine aktuellen Beschreibungen aus dem Untersuchungsgebiet gibt, und, wie oben erwähnt, die bestehenden Beschreibungen auf viele Merkmale nicht eingehen.

Für die vier Tiere der Art *Diacyclops languidus*, die an beiden Terminen an ein und dem selben Standort gefunden werden konnten, gilt ähnliches wie für die Art *Diacyclops languidoides*. Sie wurden ebenfalls nicht weiter differenziert.

Interessant erscheinen die zahlreichen Funde der stygobionten Art *Acanthocyclops rhenanus* (zweithäufigste Art im Untersuchungsgebiet). Sie war bisher nur aus der südlichen und mittleren Oberrheintiefenebene bekannt (KIEFER 1957 a und b, EINSLE 1993), konnte aber im Rahmen dieser Untersuchung in ganz Baden-Württemberg nachgewiesen werden (Siehe Abb. 14). Ein weiterer Fund im Seewinkel (Österreich, POSPISIL, pers. Mittl.) lässt vermuten, dass die Art viel weiter verbreitet ist, als bisher angenommen wurde.

Gleiches gilt für die stygobionte Art *Graeteriella (Paragraeteriella) laisi*, die bislang nur von einem Fundort aus dem Raum Straßburg bekannt war. Sie konnte an vier Standorten vom

Bodenseegebiet bis Karlsruhe nachgewiesen werden, wenngleich ihre Fundorte bei dieser Untersuchung auf die unmittelbare Nähe zum Rhein beschränkt blieben (Abb. 14). Ein Fund aus dem Grundwasser in Salzburg (Österreich, POSPISIL pers. Mittl.) deutet auf eine weitere Verbreitung als bisher angenommen hin. In beiden Fällen der österreichischen Funde stehen jedoch noch genauere Untersuchungen der Tiere aus, so dass sichere Angaben zu deren tatsächlicher Verbreitung nicht gemacht werden können.

Bemerkenswert ist auch der Fund von zwei Cyclopoida, die vermutlich der Art *Acanthocyclops gmeineri* angehören. Diese Art galt bisher als endemisch für den Raum Wien (POSPISIL 1989, EINSLE 1993). Die Tiere stimmen mit den Merkmalen der Tiere aus dem Raum Wien größtenteils überein, sind jedoch mit einer Körpergröße von 1 mm kleiner als die österreichischen Funde (1,2 mm), ein genauerer Vergleich mit dem Holotyp steht jedoch noch aus.

Die übrigen stygophilen und stygobionten Arten sind in ganz Mitteleuropa verbreitet, und konnten auch im gesamten Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden.

Die stygoxenen Arten *Acanthocyclops robustus*, *A. vernalis*, *Diacyclops bicuspidatus*, *Eucyclops serrulatus*, *Macrocyclus albidus*, *Megacyclus viridis* und *Paracyclus fimbriatus* gelten als euryöke Arten, die weitgehend unempfindlich gegen Temperatur und Wasserchemismus sind, in allen möglichen Wasseransammlungen gefunden werden können und auch häufig im Grundwasser auftreten (z.B. HAINE 1946, NOLL & STAMMER 1953).

*Cyclops strenuus*, *C. vicinus*, *Thermocyclops crassus* und *Tropocyclops prasinus* hingegen sind ebenfalls als stygoxene Arten zu werten, die einen starken Einfluss von Oberflächen-gewässer indizieren.

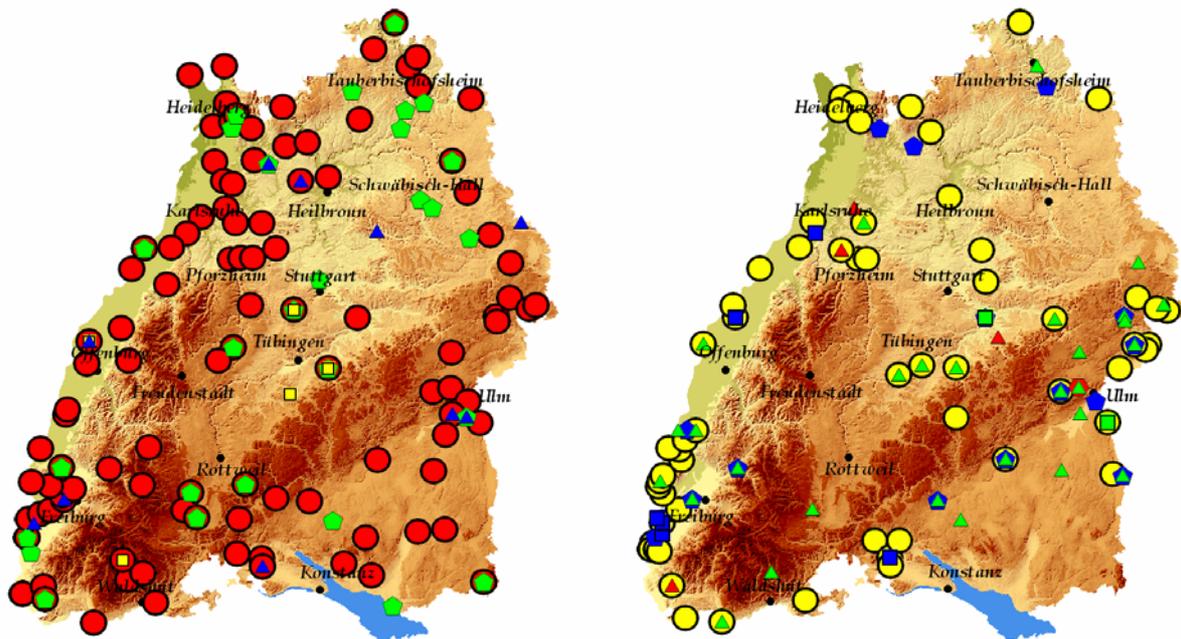


Abb. 14: Verbreitung ausgesuchter Cyclopoida-Arten. (● *Acanthocyclops cf. gmeineri*, ▲ *A. kieferi*, ○ *A. rhenanus*, ▲ *A. sensitivus*, ◆ *A. venustus*, ▲ *Diacyclops bisetosus*, □ *D. crassicaudis*, ● *D. languidoides*, ■ *D. languidus*, ■ *Graeteriella laisi*, ◆ *G. unisetigera*).

In Tabelle 14 sind die chemisch-physikalischen Parameter zusammengefasst, in deren Bereiche die jeweiligen Arten gefunden werden konnten.

### 6.1.5 Crustacea: Copepoda, Harpacticoida (Raupenhüpferlinge)

Harpacticoida, die dritte limnische Gruppe der Copepoda, kommt in allen aquatischen und aquatilen Biotopen vor. Der überwiegende Teil der Arten lebt substratgebunden, d. h. am Gewässerboden oder z. B. an Pflanzen. Dies und der längliche Körperbau, verbunden mit der „stemmschlängelnden“ Bewegungsweise, erleichtert ein Vordringen in den Lückenraum und das Grundwasser, dementsprechend viele stygobionte und stygophile Arten sind bekannt. In Baden-Württemberg konnten 17 Arten festgestellt werden, die meisten davon sind als stygophil und stygobiont einzustufen. Tabelle 15 gibt eine Übersicht der gefundenen Arten, Tabelle 16 zeigt die Bereiche der Feldparameter, in welchen die einzelnen Arten aufgetreten sind.

Tab. 15: Anzahl der Proben und Gesamtabundanz der im Untersuchungsgebiet gefundenen Arten.

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

In dieser Liste enthalten sind auch zwei Taxa, die keiner bestehenden Art zugeordnet werden konnten: *Parapseudoleptomesochra spec.* und *Parastenocaris spec.*

Die Gattung *Parapseudoleptomesochra* hat ihre Hauptverbreitung in Südeuropa, für Mitteleuropa wurde nur eine Art beschrieben: *P. italica* (PESCE & PETKOVSKI 1980). Das Tier aus Baden-Württemberg zeigte jedoch erhebliche Abweichungen von dieser Art, war jedoch in einem schlecht erhaltenen Zustand, so dass erst ein erneuter Fang die tatsächliche Artzugehörigkeit klären könnte.

Auch keiner bestehenden Art zugeordnet werden konnten die 141 Individuen von *Parastenocaris spec.* aus einem Standort in der Nähe von Schwäbisch Hall. Die Tiere wurden an Spezialisten weitergeleitet. Ein Ergebnis liegt noch nicht vor.

Von den stygophilen und stygobionten Arten ist sehr wenig bekannt. Von vielen wird angenommen, daß sie in ganz Mitteleuropa vorkommen (JANETZKY et al. 1996), da nur wenige, weit verstreute Fundorte vorliegen.

Von *Bryocamptus L. echinatus*, *Moraria brevipes* und *Parastenocaris brevipes* sind sogar Funde aus Moospolstern bekannt (LÖFFLER & NEUHUBER 1970, HUSMANN 1975, JANETZKY et al. 1996).

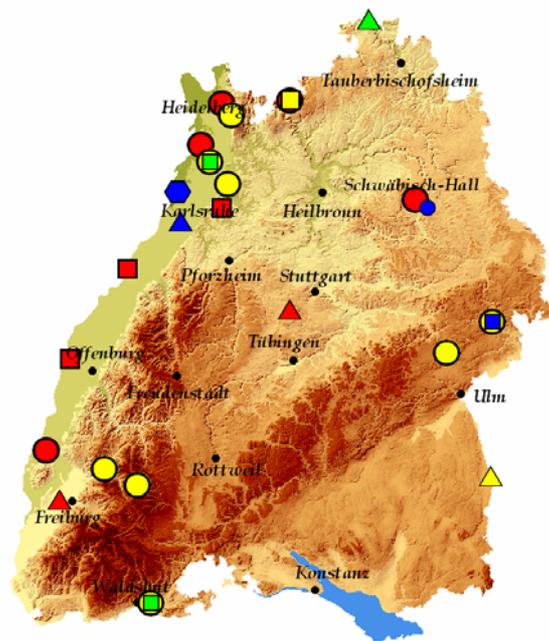


Abb. 15: Verbreitung ausgesuchter Harpacticoida-Arten. (○) *Bryocamptus echinatus*, (▲) *Chappuisius inopinus*, (◻) *C. singeri*, (▲) *Elaphoidella elaphoides*, (◼) *Moraria brevipes*, (●) *M. fontinalis*, (◻) *M. pectinata*, (■) *Nitocrella omega*, (■) *Parastenocaris brevipes*, (●) *P. germanica*, (▲) *P. nollii*, (●) *P. psammica*).

Tab. 16: Minimaler und maximaler Wert der wichtigsten Feldparameter der Proben, in denen die einzelnen Arten gefunden werden konnten.

Arten		Tiefe (m)	Temp. (°C)	O2 (mg/l)	O2 (%)	C-Härte (mmol/l)	pH-Wert	Leitf. (µS/cm)
<i>Bryocamptus L. echinatus</i>	Min	5,27	5,8	1,02	9,9	0,3	6,04	85
	n = 12 Max	55,12	13,7	10,28	83,4	5,9	7,57	1046
<i>Chappuisius inopinus</i>		10,87	12,63	1,31	12,4	8,7	6,74	1153
	n = 1							
<i>Chappuisius singeri</i>	Min	15,59	11,1	8,44	76,9	0,5	8,32	116
	n = 2 Max	15,59	11,2	10,24	94	0,9	8,56	122
<i>Elaphoidella elaphoides</i>	Min	12,87	11,2	4,23	40,7	8,1	7,08	797
	n = 3 Max	13,3	12,1	6,13	60,4	9	7,17	821
<i>Moraria brevipes</i>		5,27	13	4,21	42,1	1,8	7,41	368
	n = 1							
<i>Moraria fontinalis</i>	Min	6,53	7,5	6,18	57,2	4,3	7,29	433
	n = 2 Max	6,55	9,5	6,55	57,5	4,4	7,76	436
<i>Moraria pectinata</i>		14,47	11,2	6,57	64,2	6,7	7,26	768
	n = 1							
<i>Nitocrella omega</i>	Min	6,77	9,6	1,117	10,4	4	7,03	623
	n = 3 Max	49,95	13	5,35	31,7	8,3	7,45	923
<i>Nitocra hibernica</i>		8,45	11,2	0,88	8,6	3,4	6,87	521
	n = 1							
<i>Paracamptus schmeili</i>		20	11,7	6,17	59,3	5,2	7,53	629
	n = 1							
<i>Parastenocaris brevipes</i>	Min	9,84	10,2	3,42	31,2	4	6,58	590
	n = 2 Max	20,8	10,8	5,71	51,6	5,5	7,57	636
<i>Parastenocaris germanica</i>	Min	6,5	9	1,81	17,4	0,9	6,55	122
	n = 2 Max	30,61	13,8	10,24	94	8,3	8,56	1129
<i>Parastenocaris nollii</i>		12,59	11,4	4,97	45,8	6,5	7,09	773
	n = 6							
<i>Parastenocaris psammica</i>		11,14	12	1,65	15,5	6,4	7,21	822
	n = 1							
<i>Parapseudoleptomesochra spec.</i>		6,53	9,5	6,18	57,2	4,3	7,29	436
	n = 1							
<i>Parastenocaris spec.</i>		28,69	11,4	6,74	65,5	6,3	7,27	698
	n = 1							

Als extrem selten einzustufen sind die Arten *Moraria pectinata*, *Parastenocaris psammica* und *Nitocrella omega*. Von den ersten beiden Arten gab es bisher nur einen Fundort aus Frankreich (JANETZKY et al. 1996). Beide Arten konnten jetzt in Baden-Württemberg und auch im Pfälzer Wald (HAHN & MATZKE 2002, MATZKE 2005) nachgewiesen werden. *Nitocrella omega* dürfte in ihrer Verbreitung auf die Oberrheintiefenebene und den angrenzenden Schwarzwald beschränkt sein (KIEFER 1957 a und b, STEENKEN 1998). Auch in dieser Untersuchung konnten keine Nachweise außerhalb dieses Gebietes erbracht werden (Vergleich Abb. 15).

### 6.1.6 Crustacea: Syncarida

Die Syncarida bezeichnet man als lebende Fossilien. Es handelt sich hierbei um eine sehr urtümliche Gruppe der Krebse, die fossil seit dem Karbon bekannt sind. Zu ihnen gehört die Gruppe der Bathynellacea (Brunnenkrebse), deren weltweit vorkommende, rezente Vertreter bis auf wenige Ausnahmen (z.B. im Profundal des Baikalsees) im Grundwasser leben (NOODT 1965). Man nimmt an, dass sie schon sehr früh in das Grundwasser eingewandert sind, und hier ungünstige Perioden überdauert haben, während die Oberflächenformen ausgestorben sind.

Tab. 17: Anzahl der Proben und Gesamtabundanz der im Untersuchungsgebiet gefundenen Syncarida-Arten.

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

Tab. 18: Minimaler und maximaler Wert der wichtigsten Feldparameter der Proben, in denen die einzelnen Arten gefunden werden konnten.

Arten		Tiefe (m)	Temp. (°C)	O2 (mg/l)	O2 (%)	C-Härte (mmol/l)	pH-Wert	Leitf. (µS/cm)
<i>Bathynella chappuisi</i>		8,97	9,3	2,63	25,4	0,4	7,25	61
	n = 1							
<i>Bathynella freiburgensis</i>	Min	9,84	10,8	1,4	13,5	4	6,88	590
	n = 8							
	Max	71,13	13,6	6,26	59,7	7,1	7,57	962
<i>Bathynella natans</i>	Min	9,19	11,1	7,1	64,6	0,5	7,05	116
	n = 4							
	Max	15,59	13	10,24	98,2	5,9	8,56	661
<i>Parabathynella nov. spec.</i>		8,51	15,9	5,88	61,4	8,3	7,1	1060
	n = 1							
<i>Pseudantrobathynella husmanni</i>	Min	10,85	12,63	1,31	12,4	8,7	6,74	1153
	n = 2							
	Max	10,87	13,6	4,04	39,3	8,9	6,83	1232

In Europa kommen Vertreter der Familien Bathynellidae und Parabathynellidae vor, für Deutschland waren bisher nur Vertreter der Bathynellidae bekannt (SCHMINKE 1986, SCHÄFER 1997).

Der Fund eines etwa 3 mm großen Weibchens der Familie Parabathynellidae (*Parabathynella nov. spec.*, Tab. 17) im Raum Weinstetten (Stuttgarter Bucht) ist demnach eine Besonderheit. Das Tier ist der erste Nachweis dieser Familie in Deutschland, und gehört keiner bestehenden Art an (CHO, pers. Mittl.).

Die Tiere der Gattung *Bathynella* wurden lange Zeit als *Bathynella natans* bezeichnet. Erst JAKOBI (1954) differenzierte die Tiere von unterschiedlichen Standorten anhand der

Mandibelform in 4 Rassen. Untersuchungen von SERBAN (1966 a, b) und HUSMANN (1968) führten dazu, dass diese Rassen in den Artstatus gehoben wurden. Genauere Betrachtungen von speziellen Merkmalen (SERBAN 1973, SCHMINKE 1988) führten letztendlich zu einer Aufspaltung in drei Gattungen mit sechs Arten für Deutschland.

In Baden-Württemberg konnten vier der sechs Arten gefunden werden. Eine Übersicht über die physiko-chemischen Parameter gibt Tabelle 18.

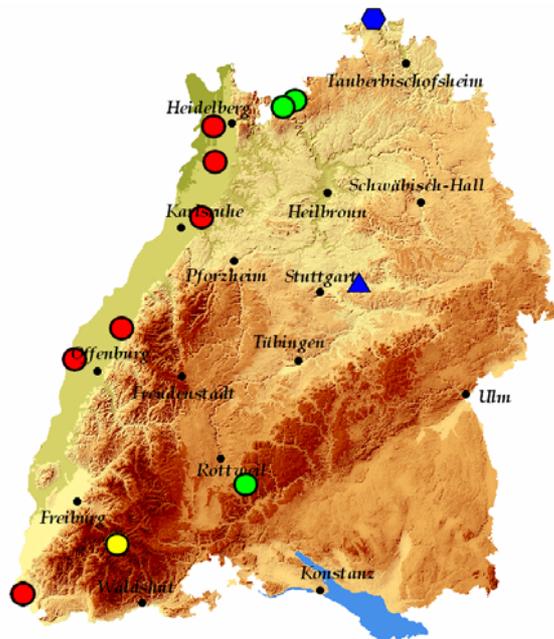


Abb. 16: Verbreitung der im Gebiet gefundenen Syncarida-Arten. (● *Bathynella chappuisi*, ● *Bathynella freiburgensis*, ● *Bathynella natans*, ▲ *Parabathynella nov. spec.*, ● *Pseudanthrobathynella husmanni*).

Auffällig ist die regional begrenzte Verbreitung aller im Untersuchungsgebiet vorkommenden Syncarida-Arten (siehe Abb. 16). *B. chappuisi* trat nur an einem Standort im Schwarzwald auf. *Pseudanthrobathynella 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. Verbreitungsangaben zur Art *B. natans* sind schwierig, da lange Zeit alle Funde dieser Gruppe zu dieser Art gerechnet wurden. In dieser Studie konnte sie nur im Neckareinzugsgebiet gefunden werden, sie ist aber sicherlich weiter verbreitet.

*B. freiburgensis* konnte in der gesamten Oberrheintiefebene gefunden werden, wobei der Verbreitungsschwerpunkt im Norden zu liegen scheint.

### 6.1.7 Crustacea: Amphipoda (Flohkrebse)

Amphipoda sind 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*. Seine nächsten Verwandten (*Eriopisella*, *Eriopisa*; FRIES 1879) stammen aus dem marinen Bereich und zeigen aufgrund ihrer Lebensweise - sie kommen im Kies der Küste vor - bereits Anpassungen an das Leben im Untergrund (SCHELLENBERG 1942 b). *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 Amphipoda gehören mit einer Größe von 0,5 bis zu 3 cm zu den „Riesen“ im mitteleuropäischen Grundwasser. Dementsprechend treten die Tiere mit Vorliebe im Karst und im Schotter der Talfüllungen auf, sind aber nicht auf diese Lebensräume beschränkt. Ihre

Ernährungsweise ist vielfältig. Die Tiere ernähren sich von Detritus und Bakterienaufwuchs, räuberische Lebensweise tritt meist nur fakultativ auf (DANIELOPOL 1983).

Taxonomisch ist diese Gruppe äußerst schwierig zu bearbeiten, und die uneinheitlichen Beschreibungen erschweren es oft, Arten voneinander abzugrenzen. Schon SPANDL (1926) kritisierte die „chaotischen Verhältnisse“, die aus der Beschreibung von Einzelfunden und teils unreifen Tieren als Arten oder Unterarten resultieren.

Tab. 19: Anzahl der Proben und Gesamtabundanz der im Untersuchungsgebiet gefundenen Amphipoda-Arten.

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

In diesem Sinne argumentierte auch SCHELLENBERG (1942 b), der ein umfassendes Bestimmungsbuch der Amphipoda verfasste, und zahlreiche Formen wieder zu einer Art zusammengefasst hat. Dennoch sind in diesem Buch immer noch Unterarten oder Arten, die aufgrund weniger Individuen beschrieben wurden, enthalten. JERSCHE (1963) untersuchte in seiner Studie Massenfänge (1200 Individuen) der Art *Niphargus tatrensis* von wenigen Standorten auf ihre Variabilität.

Die Ergebnisse waren ernüchternd. Er zeigte auf, dass es nicht nur innerhalb einer Population zu erheblichen Variationen der morphologischen Merkmale kommt, sondern, dass es im Laufe der Individualentwicklung auch zu Überschneidungen mit Merkmalen von anderen Arten kommt, die zu Verwechslungen führen können. JERSCHE (1963) empfiehlt als relativ sichere Bestimmungsmerkmale die Bedornung/Bezahnung der Mundwerkzeuge, wobei er selbst hier Schwankungen einräumt, die nicht nur zwischen den Tieren, sondern oft auch zwischen der linken und rechten Seite eines Tieres variieren können.

ESSAFI et al. (1991) untersuchten die Zusammenhänge zwischen der morphologischen Asymmetrie einiger Populationen von *Niphargus rhenorhodanensis* in verschiedenen Karstgebieten und der bevorzugten Bewegungsweise. Die Studie zeigte, dass eine Körper-Asymmetrie tatsächlich von der Seite, auf der sich die Tiere bevorzugt bewegen, abhängig zu sein scheint. Es können jedoch sehr viele Faktoren für diese Präferenz verantwortlich sein, da nicht alle untersuchten Tiere dieses Verhalten zeigen. Genauere Untersuchungen dieses Phänomens sind noch ausständig.

Hinzu kommen die Ergebnisse molekular-phylogenetischer Studien (z.B. BERETTONI et al. 1998, TRONTELJ 2004), die zeigen, dass weit verbreitete Arten wie z. B. *Niphargus aquilex* oder *Niphargus virei* als Komplexe mehrerer Arten mit zum Teil polyphyletischer Abstammung aufzufassen sind. Diese genetischen Untersuchungen dürften neue Bewegung und Transparenz in die Amphipodensystematik bringen.

Als Konsequenz der oben dargelegten Besonderheiten wurden bei dieser Studie Unterarten nicht berücksichtigt, obwohl manche von ihnen aus genetischer Sicht ihre Berechtigung zu

haben scheinen (TRONTELJ 2004). Ein Vergleich mit bisherigen Angaben zur Verbreitung und Ökologie erschien aufgrund des „taxonomischen Chaos“ nicht sinnvoll. Weniger umstritten sind die Vertreter der übrigen Gattungen, obwohl hier ähnliche Probleme vermutet werden.

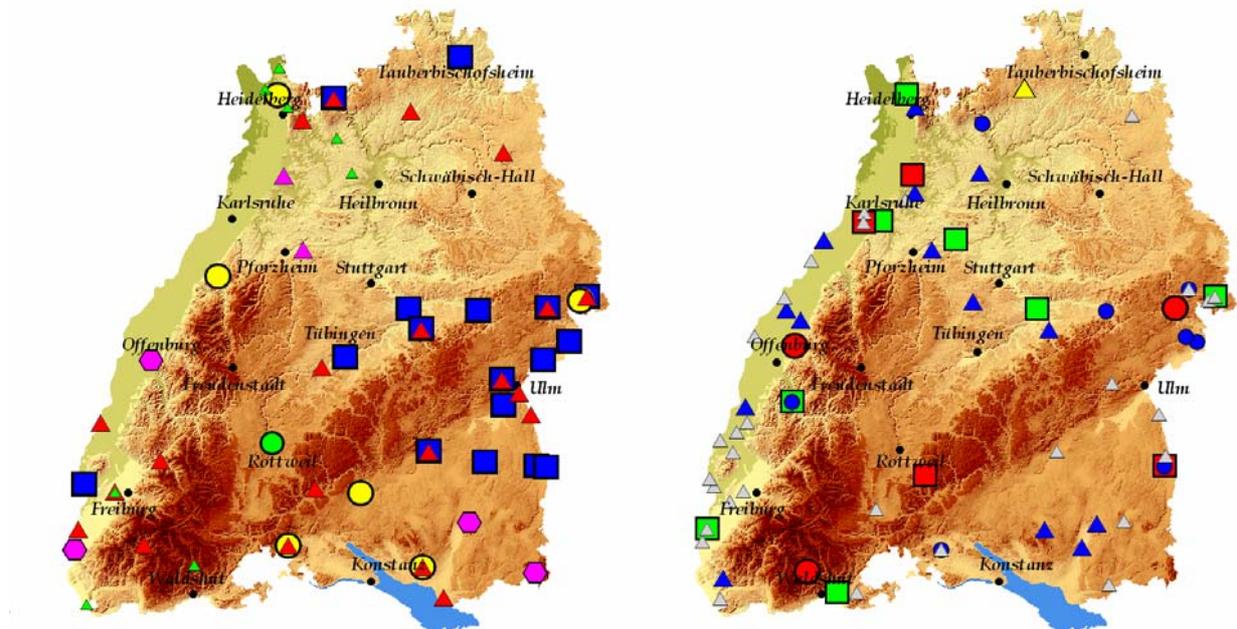


Abb. 17: Verbreitung der gefundenen Amphipoda-Arten. (● *Bogidiella albertimagni*, ▲ *Crangonyx subterraneus*, ● *Microniphargus leruthi*, ▲ *Niphargellus nolli*, ■ *Niphargopsis casparyi*, ▲ *Niphargus aquilex*, ● *N. auerbachi*, ● *N. fontanus*, ■ *N. foreli*, ▲ *N. inopinatus*, ● *N. kieferi*, ■ *N. kochianus*, ▲ *N. laisi*, ▲ *N. tatrensis*).

*Crangonyx subterraneus* und *Niphargopsis casparyi* gelten als weit verbreitet und sind auch im gesamten Untersuchungsgebiet aufgetreten. *N. casparyi* zeigt jedoch eindeutig einen Verbreitungsschwerpunkt im Donaeinzugsgebiet und in den benachbarten Regionen. Massenfunde beider Arten sind keine Seltenheit (SCHELLENBERG 1942 b), und konnten auch in Baden-Württemberg festgestellt werden.

Kritisch zu sehen sind die Funde der Arten *Microniphargus leruthi* und *Niphargellus nolli*. Es handelt sich dabei um zwei sehr kleine Arten (1,8 und 2,8 mm), die aufgrund fehlender Borstenkämme des Mandibelpalpus, eingliedriger Nebengeißel der Antenne und anderer Merkmale als eigenständige Gattungen beschrieben wurden.

JERSCHE (1963) beobachtete bei seinen umfangreichen Untersuchungen der Art *Niphargus tatrensis* einen Wandel genau dieser Merkmale im Laufe der Individualentwicklung. Dies und die geringe Körpergröße der Tiere ließen ihn vermuten, dass es sich hierbei um juvenile Tiere handelt, die „im erwachsenen Zustand einer ganz anderen Art anzugliedern wären“.

Von *N. nolli* liegen auch Funde von eiertragenden Weibchen und von Weibchen mit entleertem Brutsack vor, ein Indiz, dass es sich zumindest um geschlechtsreife Tiere handelt. Ob es sich allerdings um voll ausgewachsene Tiere handelt, oder ob die Merkmale sich mit einer Größenzunahme noch ändern, ist unbekannt.

Über die Gattung *Microniphargus* mit der einzigen Art *M. leruthi* ist wenig bekannt. Funde liegen bisher nur aus der Umgebung von Lüttich (SCHELLENBERG 1934, 1942 b) und von der Weser (HUSMANN 1956) vor. In Baden-Württemberg konnte sie nur an einem Standort am Neckar bei Rottweil gefunden werden.

*M. nolli* hingegen scheint weiter verbreitet zu sein: es sind Fundorte aus dem Raum Aschaffenburg, aus dem Saarland, aus der Gegend von Erlangen (SCHELLENBERG 1942 b) und

von der Weser (HUSMANN 1956, SCHMIDT 1994) bekannt. In Baden-Württemberg trat die Art an mehreren Standorten im Schwarzwald, in der südlichen Oberrheintiefenebene und im nördlichen Neckareinzugsgebiet auf.

Tab. 20: Minimaler und maximaler Wert der wichtigsten Feldparameter der Proben, in denen die einzelnen Arten gefunden werden konnten.

Arten		Tiefe (m)	Temp. (°C)	O2 (mg/l)	O2 (%)	C-Härte (mmol/l)	pH-Wert	Leitf. (µS/cm)
<i>Bogidiella albertimagni</i>	Min	19,45	9,8	3,3	32,2	5,2	6,79	484
	n = 5 Max	35,05	13,6	9,13	87,2	7	7,44	896
<i>Crangonyx subterraneus</i>	Min	3,84	8,9	1,85	17,3	0,3	6,37	87
	n = 26 Max	38,62	13,9	11,25	98,8	8,9	7,95	954
<i>Microniphargus leruthi</i>		7,74	11,7	2,41	23,5	4	7,5	585
	n = 1							
<i>Niphargellus nollii</i>	Min	7,98	6,4	2,28	20,3	0,4	6,04	71
	n = 8 Max	25,96	13,5	8,53	76,6	10,1	8,22	1224
<i>Niphargopsis casparyi</i>	Min	4,39	9,4	2,08	20,8	2,9	6,37	452
	n = 21 Max	161,35	15,8	8,13	79,4	7,7	7,98	876
<i>Niphargus aquilex</i>	Min	2,49	10,3	1,32	11,9	0,6	6,28	173
	n = 16 Max	44,91	14,3	8,16	79,1	9	7,52	821
<i>Niphargus auerbachii</i>	Min	5,51	9,1	0,56	5,4	3,3	6,27	384
	n = 8 Max	47,66	13,8	7	64	9	7,21	858
<i>Niphargus fontanus</i>	Min	5,01	8	3,8	38	0,5	5,97	67
	n = 3 Max	11,67	13,3	8,54	74,2	3,3	7,75	509
<i>Niphargus foreli</i>	Min	4,39	3,5	0,55	5,4	0,4	6,81	100
	n = 10 Max	71,88	15,1	11,25	98,8	7,2	7,95	1081
<i>Niphargus inopinatus</i>	Min	36,56	12,7	5,64	56,5	6,8	7,02	744
	n = 2 Max	36,84	13,2	9,97	97,6	7,8	7,46	750
<i>Niphargus jovanovici var. kieferi</i>	Min	8,87	9,1	2,45	22,4	0,7	7,08	111
	n = 8 Max	161,35	13,9	6,36	62,3	7,2	7,56	814
<i>Niphargus kochianus</i>	Min	9,19	11,1	1,23	11,4	4,9	7,05	661
	n = 4 Max	15,32	13,7	9,48	98,2	6,3	7,34	982
<i>Niphargus laisi</i>	Min	4,72	6,3	1,05	10,6	3	6,45	320
	n = 34 Max	199,32	15,6	9,39	97,6	8,3	7,58	2100
<i>Niphargus tatrensis</i>	Min	10,13	11,9	5,98	57,9	4,7	7,3	722
	n = 2 Max	58,19	12,7	6,65	64,7	7,4	7,31	1046

*Bogidiella albertimagni* dürfte europaweit verbreitet sein (DANCAU & SERBAN 1965, DANIELOPOL et al. 1993, STOCH & MINELLI 2004). Aus Deutschland war sie bisher nur aus dem Rheingraben auf der Höhe von Straßburg (HERTZOG 1933) und von der Weser (HUSMANN 1956) bekannt. Hinzu kommen nun auch Fundorte in der südlichen Oberrheintiefenebene und aus dem Bodenseegebiet.

### 6.1.8 Crustacea: Isopoda (Asseln)

Mit ihren aquatischen und terrestrischen Vertretern sind die Isopoda nach den Ostracoda die artenreichste Gruppe innerhalb der Crustacea. Von den bisher bekannten 173 europäischen Süßwasserasseln leben mehr als 60 % ausschließlich im Grundwasser (MÖSSLACHER & HAHN 2003). Ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt, ähnlich wie bei den Niphargen, im Mittelmeerraum und am Balkan, nach Norden nimmt die Anzahl der Arten ab.

Eine weitere Gemeinsamkeit mit den Niphargen ist der unzureichende Stand der Taxonomie und Systematik. Auch hier wurden zahlreiche Arten und Unterarten beschrieben, deren Status umstritten ist (GRUNER 1965, HENRY 1976).

Die stygobionten Asseln bevorzugen aufgrund ihrer Körpergröße von bis zu 1 cm großlumige Grundwasserleiter. Sie ernähren sich omnivor, bevorzugen jedoch pflanzliches Material. Sie sind somit auf den Eintrag von Oberflächenwasser und den damit eingespülten Detritus angewiesen.

In Baden-Württemberg konnten 4 Arten nachgewiesen werden. Ihre Abundanzen und die Anzahl der Proben ist in der Tabelle 21, die Bereiche der wichtigsten Feldparameter, in welchen die jeweilige Art angetroffen werden konnte, in Tabelle 22 zusammengefasst.

Tab. 21: Anzahl der Proben und Gesamtabundanz der im Untersuchungsgebiet gefundenen Isopoda-Arten.

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

Die häufigste Art des Untersuchungsgebietes war *Proasellus slavus*. Von dieser Art ist bekannt, dass sie nur in größeren Wasseransammlungen vorkommt und das feinere Sandlückensystem meidet (SKET 1963).

Es wird angenommen, daß von dieser Art mindestens zwei Unterarten für Deutschland existieren, *P. slavus slavus* REMY 1948 und *P. slavus nolli* KARAMAN 1952, die sich aufgrund des 4. und 5. Pleopoden unterscheiden (STROUHAL 1958). Beide Formen wurden im gesamten Gebiet gefunden, ebenso Tiere, die eine Mischung dieser Merkmale zeigten. Da der systematische Wert dieses Merkmals unsicher ist, und auch kein Muster in der Verteilung der Formen im Gebiet erkennbar war, wurde auf eine Unterscheidung der Unterarten verzichtet.

Unabhängig vom Status der Unterart ist das Verbreitungsgebiet dieser Gruppe das Donaeinzugsgebiet. Ein Fund in der Freiburger Bucht (STEENKEN 1998) stellte eine geographische Neuentdeckung dar. Dementsprechend ist nicht nur die große Abundanz dieser Art, sondern auch das landesweite Auftreten überraschend.

Tab. 22: Minimaler und maximaler Wert der wichtigsten Feldparameter der Proben, in denen die einzelnen Arten gefunden werden konnten.

Arten		Tiefe (m)	Temp. (°C)	O2 (mg/l)	O2 (%)	C-Härte (mmol/l)	pH-Wert	Leitf. (µS/cm)
<i>Proasellus cavaticus</i>	Min	5,51	7,9	2,53	24,9	0,3	6,27	65
	n = 10 Max	38,62	13,9	8,32	77,5	3,6	7,72	425
<i>Proasellus coxalis</i>	Min	30,6	10,3	3,96	35,8	5	7,24	973
	n = 2 Max	30,6	11,6	5,05	47,5	5,5	7,3	1218
<i>Proasellus slavus ssp.</i>	Min	3,55	4,3	0,43	3,9	0,3	6,46	85
	n = 60 Max	199,32	15,8	11,25	98,8	8	7,98	1054
<i>Proasellus walteri</i>	Min	7,98	6,4	4,35	37,8	0,4	6,38	71
	n = 3 Max	13	14,8	6,11	60,1	6,6	7,39	640

*P. coxalis* und *P. cavaticus* sind in Europa weit verbreitet. *P. coxalis* besitzt noch Augen, die jedoch bei Grundwasserformen keine Pigmente mehr besitzen. Diese Art kommt regelmäßig im Grundwasser und auch in Oberflächengewässern vor (KNORRE 1979), sie zeigt keine besonderen Ansprüche an ihre Umwelt.

*P. cavaticus* ist mit 1 cm eine der größeren Arten unter den mitteleuropäischen Isopoden. Sie bevorzugt, ähnlich wie *P. slavus*, großlumige Grundwasserleiter. Trotz ihrer weiten

Verbreitung scheint sie in Baden-Württemberg auf die Oberrheintiefenebene und den Schwarzwald beschränkt zu sein (Abb. 18).

*P. walteri* ist bisher aus dem Einzugsgebiet der Saône und der Rhône (HENRY 1976), sowie aus der Freiburger Bucht (STEENKEN 1998) und der Schweiz (CHAPPUIS 1948) bekannt. Hinzu kommen nun Fundorte im Schwarzwald und im Neckareinzugsgebiet. Diese lassen darauf schließen, dass die Art weiter verbreitet ist, als bisher angenommen wurde.

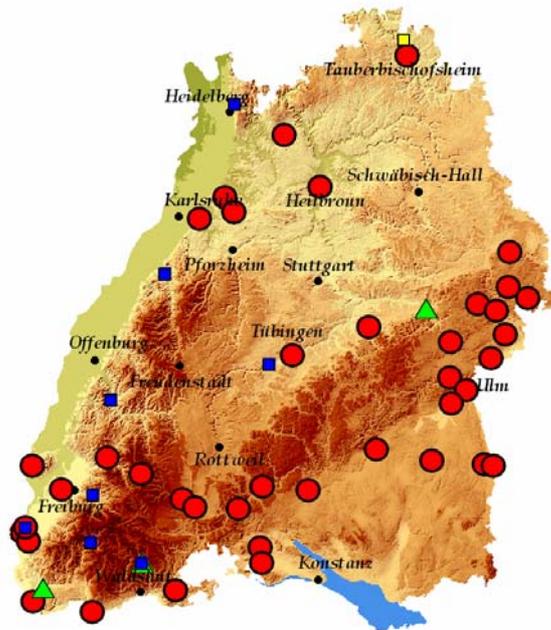


Abb. 18: Verbreitung der im Gebiet gefundenen Isopoda- Arten. (■ *Proasellus cavaticus*, □ *P. coxalis*, ● *P. slavus ssp.*, ▲ *P. walteri*).

### 6.1.9 Mollusca: Gastropoda (Schnecken)

Im Untersuchungsgebiet konnten nur Arten der Gattung *Bythiospeum* gefunden werden (Tab. 23) Es handelt sich um die am weitesten verbreitete Gruppe der stygobionten Gastropoda. Sie sind meist pigmentarm und besitzen nur rudimentäre Augen (MÖSSLACHER & HAHN 2003). Diese Schnecken leben an Steinen sitzend in Spaltengewässer, Höhlenbächen und Quellen (GLÖER 2002), wo ihnen der Untergrund genügend Platz bietet. Sie kommen vorwiegend in Kalkformationen vor, sind aber nicht auf diese beschränkt.

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.

Tab. 23: Anzahl der Proben und Gesamtabundanz der im Untersuchungsgebiet gefundenen *Bythiospeum*-Arten.

Artnamen	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 taxisii</i> (GEYER 1907)	4	15
<b>Insgesamt</b>		<b>46</b>

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.

Tab. 24: Minimaler und maximaler Wert der wichtigsten Feldparameter der Proben, in denen die einzelnen Arten gefunden werden konnten. Von *Bythiospeum st. moenanum* sind trotz zweier Standorten nur je ein Wert der Parameter angeführt, eine Probe enthielt nur die Schale des Tieres, es soll hier jedoch der Bereich angegeben werden, in dem die Art lebend gefunden wurde.

Arten		Tiefe (m)	Temp. (°C)	O2 (mg/l)	O2 (%)	C-Härte (mmol/l)	pH-Wert	Leitf. (µS/cm)
<i>Bythiospeum pellucidum</i>		11,67	13,3	3,8	38	3,3	7,75	509
	n = 1							
<i>Bythiospeum rh. rhenanum</i>	Min	9,54	8,9	5,71	51,6	2,3	6,58	313
	n = 2							
	Max	20,8	10,2	11,25	98,8	5,5	7,95	636
<i>Bythiospeum spec.</i>		11,67	13,3	3,8	38	3,3	7,75	509
	n = 1							
<i>Bythiospeum st. lauterborni</i>		9,84	10,8	3,42	31,2	4	7,57	590
	n = 1	9,84	10,8	3,42	31,2	4	7,57	590
<i>Bythiospeum st. moenanum</i>		10,3	12,7			6,6	7,28	1146
	n = 2							
<i>Bythiospeum st. sterkanium</i>		20	11,7	6,17	59,3	5,2	7,53	629
	n = 1							
<i>Bythiospeum taxi</i>	Min	11,67	11,9	3,8	38	3,3	7,25	509
	n = 4							
	Max	13	13,3	6,66	64,4	6,6	7,75	691

Dafür spricht auch der Fund von drei Tieren aus einer Probe aus Heidenheim, je ein Tier gehört der Art *B. pellucidum* und *B. taxi* an, das dritte Tier stellt eine Übergangsform der beiden Arten dar, die Form wird in der Artenliste als *Bythiospeum spec.* geführt. Die Tiere wurden Spezialisten übergeben, und sind momentan Gegenstand einer genetischen Untersuchung. Ergebnisse liegen bisher noch nicht vor.

In Abbildung 19 sind die Fundorte der einzelnen Arten dargestellt. Sie decken sich gut mit den spärlichen Angaben aus der Literatur (von einigen Arten ist nur der *typus loci* bekannt).

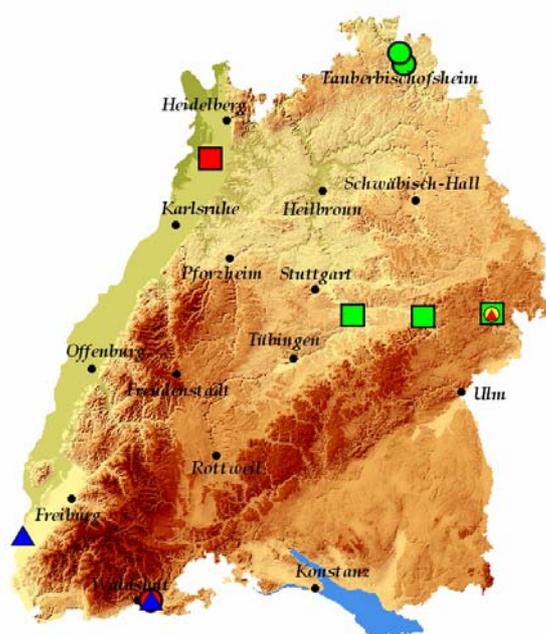


Abb. 19: Verbreitung der im Gebiet gefundenen *Bythiospeum*-Arten. (▲ *B. pellucidum*, ▲ *B. rh. rhenanum*, ● *Bythiospeum spec.*, ■ *B. st. lauterborni*, ● *B. st. moenanum*, ● *B. st. sterkanium*, ■ *B. taxi*).

## 6.2. Ergebnisse der statistischen Auswertung

### 6.2.1 Effizienz der Beprobung

Von den 304 beprobten Messstellen waren 67, also 22 %, ohne jede Besiedlung, und die durchschnittliche Artenzahl über alle Messstellen lag bei 2,3. Hier stellt sich die Frage, ob 304 Messstellen tatsächlich ausreichen, die Diversität der Grundwasserfauna Baden-Württembergs in aussagekräftiger und repräsentativer Weise zu erfassen.

Wie Abbildung 20 zeigt, besteht eine direkte, lineare Abhängigkeit zwischen der Anzahl der in einem Naturraum oder einer Grundwasserlandschaft festgestellten Arten und der Anzahl der dort beprobten Messstellen. Dabei scheint sich selbst bei 40 oder gar 60 Messstellen in einer Landschaftseinheit noch keine Sättigung einzustellen. Dies bedeutet, dass die Zahl der in der jeweiligen Landschaftseinheit ermittelten Arten nicht die tatsächlichen Verhältnisse widerspiegelt, sondern vor allem die Zahl der beprobten Standorte. In anderen Worten: Die Zahl der Arten entspricht ungefähr der Zahl der untersuchten Standorte.

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. Weiterhin ist anzunehmen, dass wohl auch bei den allermeisten anderen Studien die tatsächliche Biodiversität im Grundwasser stark unterschätzt wurde.

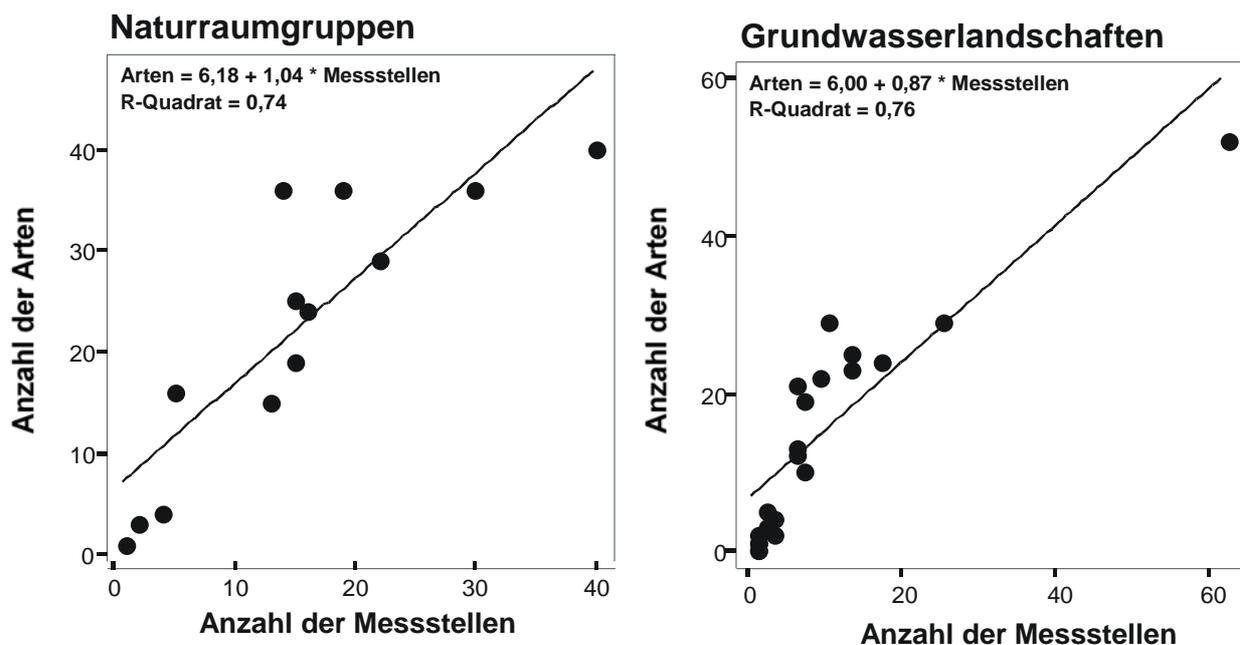


Abb. 20: Streudiagramm der Messstellen pro Landschaftseinheit vs. Anzahl der festgestellten Arten ( $p < 0,001$ ).

Dieser Befund gilt vor allem für die seltenen Arten, während die dominanteren und stetigeren Taxa (Vergleich Tabellen 26, 27, 28, 30, 31, und 33) davon weniger betroffen sein dürften. Solche Arten bestimmen vor allem die Ergebnisse der nachfolgenden Auswertungen, so dass von deren Repräsentativität auszugehen ist.

Wegen der starken Unterschiede in der Besiedlung selbst benachbarter Messstellen, die sich indirekt auch aus der Streuung der Teilgebiete in Abbildung 20 ergibt und die die große Heterogenität des Lebensraums Grundwasser widerspiegeln, war eine Auswertung auf Niveau der einzelnen Messstellen nicht möglich. Das gleiche gilt für die Auswertung auf der Ebene

der 66 Naturräume, in denen im Schnitt nur zwischen 1 und 10, in manchen Naturräumen gar keine Messstellen in der Auswahl enthalten waren.

Für die nachfolgende Auswertung wurden nur die Daten der Messstellen mit einer Tiefe bis 20 m verwendet. Begründet wird diese Vorgehensweise unter Punkt 6.2.5 (Tiefenverteilung der Grundwasserfauna).

### 6.2.2 Naturräumliche Gliederung: Naturraumgruppen, Naturraumregionen und Flusseinzugsgebiete

Eine der zentralen Fragestellungen dieses Projektes war, ob die Grundwasserfauna eine regional-typische Zusammensetzung bzw. Verteilung zeigt. Zu diesem Zweck wurden die ermittelten Daten aller Messstellen der jeweiligen Naturraumgruppen mit einer Tiefe bis zu 20 m über den Mittelwert aggregiert.

Von den faunistischen Daten wurden alle sicher bestimmten Arten inklusive Exuvien sowie die Gruppe der Nematoden herangezogen.

Eine Aggregation über die einzelnen Naturräume erschien nicht sinnvoll, da in vielen Naturräumen nur einzelne oder keine Messstellen in der Auswahl enthalten sind, und daher zu wenige Daten für eine Auswertung vorhanden waren. In der Tabelle 25 sind die Naturraumgruppen mit der jeweiligen Anzahl an Messstellen zusammengefasst. Naturraumgruppen mit weniger als drei Messstellen wurden bei der Auswertung nicht berücksichtigt.

Tab. 25: Anzahl der Messstellen in den einzelnen Naturraumgruppen. Naturraumgruppen mit weniger als drei Messstellen (kursiv dargestellt) wurden bei der Auswertung nicht berücksichtigt.

Naturraumgruppe	Anzahl Messstellen
Voralpines Hügel- und Moorland	12
Donau-Ille-Lech-Platte	16
Schwäbische Alb	14
Schwäb. Keuper-Lias-Land	20
<i>Fränk. Keuper-Lias-Land</i>	1
Neckar- und Tauber-Gäuplatten	41
<i>Mainfränk. Platten</i>	2
Odenwald	4
Schwarzwald	15
Hochrheingebiet	4
Südl. Oberrheintiefland	23
Mittleres Oberrheintiefland	15
Nördl. Oberrheintiefland	31
<b>Insgesamt</b>	<b>198</b>

In Tabelle 26 (aufgrund der Größe aufgeteilt in a und b, der Aufbau entspricht auch den nachfolgenden Dominanz- und Stetigkeitstabellen) sind die wichtigsten Arten in Bezug auf Dominanz (D) und Stetigkeit (S) (Vergleich Kapitel 5.5 Statistische Auswertung) für die einzelnen Naturraumgruppen zusammengefasst. Aus Platzgründen wurden hier nur Arten berücksichtigt, die in einem der Teilgebiete einen Wert von mindestens 5% bei Dominanz oder von mindestens 10% bei Stetigkeit besitzen.

Die Arten wurden in den Tabellen nach Großgruppen zusammengefasst, wobei in den Zeilen der Großgruppe die Anzahl der im gesamten Untersuchungsgebiet gefundenen Arten (in Klammer neben der Großgruppe) bzw. in der entsprechenden Spalte die Anzahl der Arten im jeweiligen Teilgebiet angegeben sind. Aus Gründen der Übersichtlichkeit sind in den

Tabellen nur Werte größer 0,05 eingetragen, Werte kleiner 0,05 wurden in den Tabellen mit \*\*\* und Nullwerte mit --- ersetzt.

Tab. 26a: Dominanz (D) und Stetigkeit (S) der wichtigsten Arten in den jeweiligen Naturraumgruppen. Aus Gründen der Übersichtlichkeit sind in der Tabelle nur Werte  $\geq 0,05$  eingetragen, Werte kleiner 0,05 wurden in der Tabelle mit \*\*\* und Nullwerte mit --- ersetzt, weitere Erklärung siehe Text.

Naturraumgruppen	Voralpines Hügel- und Moorland		Donau-Iller- Lech-Platte		Schwäb. Alb		Schwäb. Keuper-Lias- Land		Neckar- und Tauber- Gäuplatten		Odenwald	
	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S
<b>Arten (Anzahl ges./Teilgebiet)</b>												
<b>Oligochaeta (20)</b>	2		3		4		10		8		4	
<i>Aelosoma hemprichi</i>	---	---	---	---	---	---	1,1	5,3	1,3	2,5	0,7	20,0
<i>Aelosoma hyalinum</i>	---	---	---	---	---	---	2,7	10,6	1,3	5,0	---	---
<i>Buchholzia appendiculata</i>	3,3	7,7	0,8	25,0	---	---	0,4	5,3	0,1	2,5	---	---
<i>Dorydrilus michaelsoni</i>	4,9	15,4	0,8	6,3	0,6	21,4	0,2	5,3	8,3	32,5	34,6	40,0
<i>Haplotaxis gordioides</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	0,1	2,5	---	---
<i>Nais variabilis</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	1,3	20,0
<i>Tubifex ignotus</i>	---	---	---	---	2,9	14,3	0,5	5,3	0,1	2,5	3,3	40,0
<b>Polychaeta (1)</b>	0		0		1		1		1		1	
<i>Troglochaetus beranecki</i>	---	---	---	---	0,2	7,1	2,7	5,3	0,1	2,5	0,7	20,0
<b>Ostracoda (15)</b>	1		4		5		4		2		1	
<i>Cryptocandona kieferi</i>	---	---	---	---	---	---	0,4	10,6	---	---	---	---
<i>Cryptocandona vavrai</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Fabaeformiscandona bilobata/bilobatoides</i>	---	---	0,2	6,3	---	---	7,9	10,6	---	---	---	---
<i>Fabaeformiscandona latens</i>	---	---	11,8	12,5	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Fabaeformiscandona wegelini</i>	---	---	26,1	12,5	1,2	7,1	---	---	0,3	2,5	---	---
<i>Mixtacandona laisi</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Schellencandona insueta</i>	---	---	---	---	0,6	7,1	0,2	5,3	---	---	0,7	20,0
<b>Cyclopoida (22)</b>	4		8		12		8		10		3	
<i>Acanthocyclops kieferi</i>	---	---	---	---	---	---	6,9	5,3	---	---	---	---
<i>Acanthocyclops rhenanus</i>	40,2	23,1	0,8	25,0	1,2	21,4	2,2	15,9	5,0	10,0	5,9	20,0
<i>Acanthocyclops sensitivus</i>	---	---	4,1	37,5	9,8	42,9	2,3	15,9	0,4	7,5	---	---
<i>Acanthocyclops venustus</i>	---	---	2,4	25,0	3,7	21,4	0,2	5,3	0,5	5,0	1,3	20,0
<i>Acanthocyclops vernalis</i>	---	---	---	---	0,5	14,3	---	---	---	---	---	---
<i>Diacyclops bisetosus</i>	0,8	7,7	8,8	12,5	---	---	6,9	5,3	2,5	5,0	---	---
<i>Diacyclops crassicaudis</i>	---	---	---	---	---	---	0,5	10,6	0,1	2,5	---	---
<i>Diacyclops languidoides</i>	32,0	38,5	3,6	43,8	43,1	50,0	1,3	21,2	12,4	45,0	7,2	40,0
<i>Graeteriella unisetigera</i>	---	---	1,2	12,5	---	---	3,4	21,2	4,4	22,5	---	---
<i>Paracyclops fimbriatus</i>	---	---	---	---	0,6	14,3	---	---	1,5	5,0	---	---
<b>Harpacticoida (17)</b>	0		1		2		3		4		3	
<i>Bryocamptus L. echinatus</i>	---	---	---	---	1,7	7,1	---	---	12,1	2,5	---	---
<i>Chappuisius inopinus</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	2,0	20,0
<i>Chappuisius singeri</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	9,2	20,0
<i>Parastenocaris brevipes</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Parastenocaris germanica</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	0,3	2,5	0,7	20,0
<i>Parastenocaris spec.</i>	---	---	---	---	---	---	25,5	5,3	---	---	---	---
<b>Syncarida (5)</b>	0		0		0		0		2		2	
<i>Bathynella freiburgensis</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Bathynella natans</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	0,1	2,5	21,6	40,0
<i>Pseuantrobathynella husmanni</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	4,6	20,0
<b>Amphipoda (14)</b>	6		6		7		5		9		2	
<i>Crangonyx subterraneus</i>	1,6	7,7	0,8	18,8	6,7	35,7	0,2	5,3	0,3	7,5	5,2	40,0
<i>Niphargopsis casparyi</i>	---	---	4,6	37,5	6,0	21,4	10,5	21,2	0,2	2,5	1,3	20,0
<i>Niphargus aquilex</i>	5,7	23,1	---	---	---	---	6,1	5,3	0,9	10,0	---	---
<i>Niphargus auerbachii</i>	0,8	7,7	7,3	6,3	0,9	7,1	---	---	---	---	---	---
<i>Niphargus laisi</i>	1,6	15,4	0,3	12,5	0,3	14,3	---	---	---	---	---	---
<b>Isopoda (4)</b>	1		1		1		2		2		0	
<i>Proasellus cavaticus</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	0,3	2,5	---	---
<i>Proasellus slavus ssp.</i>	2,5	7,7	24,5	50,0	4,2	35,7	3,4	10,6	1,7	12,5	---	---
<b>Gastropoda (7)</b>	0		0		3		1		1		1	
<i>Bythiospeum taxisi</i>	---	---	---	---	0,2	7,1	2,5	10,3	---	---	---	---
<b>Nematoda</b>	3,3	15,4	---	---	3,3	35,7	3,8	15,9	39,6	17,1	---	---

Tab 26b: Dominanz (D) und Stetigkeit (S) der wichtigsten Arten in den jeweiligen Naturraumgruppen. Aus Gründen der Übersichtlichkeit sind in der Tabelle nur Werte  $\geq 0,05$  eingetragen, Werte kleiner 0,05 wurden in der Tabelle mit \*\*\* und Nullwerte mit --- ersetzt, weitere Erklärung siehe Text.

Naturraumgruppen	Schwarzwald		Hochrheingebiet		Südl. Oberrheintiefland		Mittl. Oberrheintiefland		Nördl. Oberrheintiefland		
	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S	
<b>Arten (Anzahl ges./Teilgebiet)</b>											
<b>Oligochaeta (20)</b>	2		0		3		2		6		
<i>Aelosoma hemprichi</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Aelosoma hyalinum</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	0,4	6,7	
<i>Buchholzia appendiculata</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	1,0	6,7	
<i>Dorydrilus michaelsoni</i>	---	---	---	---	0,2	9,1	5,6	20,0	5,0	26,7	
<i>Haplotaxis gordioides</i>	---	---	---	---	1,1	13,6	---	---	0,6	6,7	
<i>Nais variabilis</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Tubifex ignotus</i>	0,9	13,3	---	---	---	---	0,6	6,7	---	---	
<b>Polychaeta (1)</b>	0		0		1		0		1		
<i>Troglochaetus beranecki</i>	---	---	---	---	0,2	9,1	---	---	0,1	3,3	
<b>Ostracoda (15)</b>	6		0		5		4		5		
<i>Cryptocandona kieferi</i>	0,7	6,7	---	---	0,6	4,5	---	---	---	---	
<i>Cryptocandona vavrai</i>	2,2	13,3	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Fabaeformiscandona bilobata/bilobatoides</i>	0,2	6,7	---	---	---	---	1,1	6,7	17,0	6,7	
<i>Fabaeformiscandona latens</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Fabaeformiscandona wegelini</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	0,6	3,3	
<i>Mixtacandona laisi</i>	3,8	6,7	---	---	8,0	13,6	6,7	6,7	2,0	3,3	
<i>Schellencandona insueta</i>	---	---	---	---	---	---	0,6	6,7	---	---	
<b>Cyclopoida (22)</b>	4		3		8		5		10		
<i>Acanthocyclops kieferi</i>	---	---	---	---	1,4	4,5	---	---	---	---	
<i>Acanthocyclops rhenanus</i>	---	---	88,9	50,0	32,1	36,3	6,1	40,0	6,1	20,0	
<i>Acanthocyclops sensitivus</i>	0,4	13,3	3,7	50,0	0,6	9,1	3,9	20,0	---	---	
<i>Acanthocyclops venustus</i>	0,4	6,7	---	---	0,7	9,1	---	---	---	---	
<i>Acanthocyclops vernalis</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Diacyclops bisetosus</i>	---	---	---	---	0,5	4,5	7,2	6,7	---	---	
<i>Diacyclops crassicaudis</i>	8,2	6,7	---	---	---	---	7,2	6,7	---	---	
<i>Diacyclops languidoides</i>	16,8	53,3	0,5	50,0	31,0	54,5	24,4	33,3	18,0	33,3	
<i>Graeteriella unisetigera</i>	---	---	---	---	0,4	13,6	---	---	0,4	3,3	
<i>Paracyclops fimbriatus</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<b>Harpacticoida (17)</b>	1		0		1		2		6		
<i>Bryocamptus L. echinatus</i>	0,4	13,3	---	---	---	---	---	---	6,4	3,3	
<i>Chappuisius inopinus</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Chappuisius singeri</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Parastenocaris brevipes</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	8,6	3,3	
<i>Parastenocaris germanica</i>	---	---	---	---	---	---	1,1	6,7	0,1	3,3	
<i>Parastenocaris spec.</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<b>Syncarida (5)</b>	1		0		1		1		1		
<i>Bathynella freiburgensis</i>	---	---	---	---	0,1	4,5	1,1	13,3	2,5	6,7	
<i>Bathynella natans</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Pseuantrobathynella husmanni</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<b>Amphipoda (14)</b>	6		0		5		4		4		
<i>Crangonyx subterraneus</i>	0,4	6,7	---	---	0,2	9,1	1,7	6,7	---	---	
<i>Niphargopsis casparyi</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Niphargus aquilex</i>	---	---	---	---	0,2	4,5	23,3	13,3	0,1	3,3	
<i>Niphargus auerbachii</i>	0,9	6,7	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Niphargus laisi</i>	---	---	---	---	1,2	31,8	3,9	33,3	0,7	10,0	
<b>Isopoda (4)</b>	3		1		3		0		0		
<i>Proasellus cavaticus</i>	12,6	20,0	---	---	0,1	4,5	---	---	---	---	
<i>Proasellus slavus ssp.</i>	4,6	13,3	6,9	50,0	2,5	22,7	---	---	---	---	
<b>Gastropoda (7)</b>	0		0		1		0		1		
<i>Bythiospeum taxisi</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<b>Nematoda</b>	42,9	33,3	---	---	9,2	27,2	1,1	6,7	13,5	23,3	

Auffällig an der Tabelle 26 sind die generell hohen Werte weniger Arten in den Naturraumgruppen Odenwald und Hochrheingebiet. Sie sind auf die wenigen Probenstandorte in diesem

Gebiet zurückzuführen, zeigen aber auch, dass genau diese Arten bzw. diese Artenzusammensetzung typisch für diese Landschaftseinheiten sind.

Die Oligochaeten spielten im Untersuchungsgebiet nur eine untergeordnete Rolle, einzig die Art *Dorydrilus michaelsoni* erreichte in fast allen Naturraumgruppen nennenswerte Häufigkeiten und trat hier auch stetig auf. Die meisten Arten dieser Gruppe konnten im Schwäbischen Keuper-Lias-Land und in den Necker-Tauber-Gäu-Platten gefunden werden.

*Troglochaetus beranecki*, der einzige limnische Vertreter der Polychaeta (Archiannelida), kam in über der Hälfte der Naturraumgruppen in geringen Abundanzen und geringer Stetigkeit vor. Es ist davon auszugehen, dass diese Art eine landesweite Verbreitung besitzt (Vergleich auch die Fundortangaben im Kapitel 6.1.2), jedoch aufgrund ihrer geringen Dichten in den übrigen Naturraumgruppen nicht erfasst werden konnte.

Von den 14 im Untersuchungsgebiet gefundenen Amphipodenarten waren nur fünf von Bedeutung, die häufigste darunter *Crangonyx subterraneus*. Sie fehlte nur im Hochrheingebiet und im Nördlichen Rheingraben, und zeigte vor allem im Donaeinzugsgebiet (Donau-Iller-Lech-Platten und Schwäbische Alb) und auch im Maingebiet (Odenwald) hohe Stetigkeiten.

Die übrigen vier Arten zeigten ebenso eine gewisse Affinität zu einem rezenten bzw. vergangenen Flusseinzugsgebiet (Vergleich Kapitel 6.2.8). *Niphargopsis casparyi* zeigte in den gleichen Gebieten wie *Crangonyx subterraneus* die höchsten Stetigkeiten, *Niphargus aquilex* und auch *Niphargus laisi* hingegen einen Verbreitungsschwerpunkt im Rheineinzugsgebiet.

Die häufigste Art *Diacyclops languidoides* (Cyclopoida) kam landesweit in zum Teil sehr hohen Dominanzen und ausnahmslos hohen Stetigkeiten vor. Die zweithäufigste Art *Acanthocyclops rhenanus* zeigte ebenso eine landesweite Verbreitung, fehlte jedoch im Schwarzwald, und hatte eindeutig den Verbreitungsschwerpunkt im Süden des Landes (Hochrheingebiet, Voralpines Moor- und Hügelland sowie Südlicher Oberrheingraben), hier erreichte die Art sogar höhere Werte an Dominanz als *Diacyclops languidoides*.

Sechs Arten der Harpacticoiden erreichten relevante, jedoch durchwegs niedrige Werte in den einzelnen Naturraumgruppen bei dieser Auswertung. Am weitesten verbreitet war die euryöke Art *Bryocamptus Limnocamptus echinatus*. Sie ist als stygophil einzustufen und bietet nur einen geringen Wert an Aussagekraft über die typische Artenzusammensetzung der Teilgebiete. *Chappuisius inopinus* und *Chappuisius singeri* kamen nur im Odenwald (Maineinzugsgebiet) vor, und erreichten hier aufgrund der geringen Messstellenanzahl hohe Werte an Stetigkeit. Sie gehören sicher zu den in diesem Gebiet typischen Arten.

*Parastenocaris germanica* war eine der häufigsten Harpacticoidenarten im Untersuchungsgebiet, ihr Schwerpunkt lag eindeutig im Nordenwesten des Landes (Vergleich auch Abbildung 15). Die hohe Dominanz der noch nicht beschriebenen Art *Parastenocaris spec.* ist auf das massenhafte Vorkommen dieser Art an einer Messstelle an beiden Probennahmeterminen zurückzuführen.

Hinter der Bezeichnung *Proasellus slavus ssp.* verstecken sich zwei Unterarten und eine dritte, in ihren Merkmalen als Übergangsform einzustufende Form, alle drei wurden nicht weiter unterschieden (Vergleich auch Kapitel 6.1.8). Dennoch scheint die Artgruppe auf den Südosten des Landes beschränkt zu sein, sie fehlte in der Tabelle 26 im Odenwald und in der mittleren und der nördlichen Oberrheintiefenebene. Die höchsten Abundanzen und Stetigkeiten erreichte sie in den Donau-Iller-Lech-Platten, der Schwäbischen Alb und im Hochrheingebiet. *Proasellus cavaticus* erreichte nur im Schwarzwald und den angrenzenden Naturraumgruppen relevante Werte, der Schwerpunkt lag eindeutig im Schwarzwald.

Von den im Gebiet festgestellten Ostracoden erreichten nur drei Arten höhere Abundanzen: *Fabaeformiscandona wegelini* und *F. latens* in den Donau-Iller-Lech-Platten, und *F. bilobata/bilobatoidea* in der nördlichen Oberrheintiefenebene. Erstgenannte zwei Arten erreichten auch in selber Naturraumgruppe höhere Werte an Stetigkeit. Ebenso die Art

*Schellencondona insueta* im Odenwald. Keine relevanten Werte erreichte diese Gruppe im Voralpinen Moor- und Hügelland und im Hochrheingebiet.

Wie in Kapitel 6.1.6 bereits ausgeführt, zeigten alle im Gebiet gefundenen Syncariden eine regional begrenzte Verbreitung. *Bathynella freiburgensis* trat in der gesamten Oberrheintiefenebene auf, erreichte jedoch nur im mittleren Bereich einen höheren Wert an Stetigkeit. *Bathynella natans* (Neckareinzugsgebiet) und *Pseudantrobathynella husmanni* (Maineinzugsgebiet) zeigten hohe Präsenz im Odenwald, in den übrigen Naturraumgruppen hatten die Syncariden keine Relevanz.

*Bythospeum taxi* war die einzige Art der Gastropoden (Mollusca), die in zwei Naturraumgruppen (Schwäbische Alb und Schwäbisches Keuper-Lias-Land) zu finden war, und hier auch höhere Werte erreicht hat. Die übrigen sechs Arten traten nur an vereinzelten Standorten in geringen Dichten auf.

Die Gruppe der Nematoden war die einzige Tiergruppe, die aufgrund ihrer hohen Dominanz und Stetigkeit für die Auswertung verwendet wurde, obwohl die Tiere nicht auf Artniveau bestimmt wurden. Besonders hohe Dominanz erreicht diese Gruppe in den Neckar-Tauber-Gäuplatten und im Schwarzwald, hohe Stetigkeit ebenso in den Neckar-Tauber-Gäuplatten und in der Schwäbischen Alb. Es ist allerdings nicht bekannt, welche und vor allem wie viele Arten sich hinter diesen Werten verbergen.

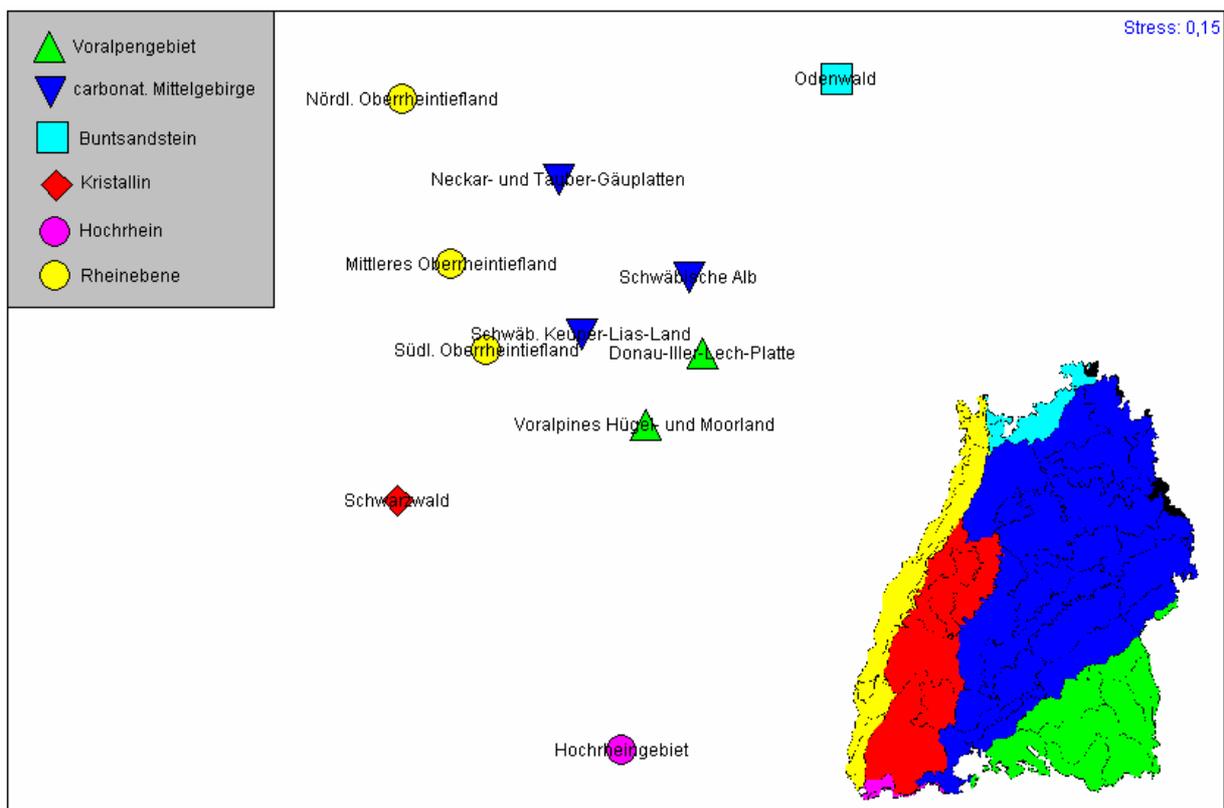


Abb. 21: Ergebnisse der MDS-Analyse der Naturraumgruppen. Die verschiedenen Symbole geben die Zugehörigkeit zu einer Region oder/und geologischen Formation an. Zusätzlich sind die Ergebnisse auf eine Landkarte übertragen dargestellt.

Abbildung 21 zeigt die Resultate der faunistischen MDS-Analyse. Die Symbole zeigen die jeweilige Lage der einzelnen Naturraumgruppen aufgrund ihrer Ähnlichkeit in der Besiedlung zueinander. Je näher zwei Naturraumgruppen in der Abbildung beieinander liegen, desto ähnlicher sind sie sich aufgrund ihres Arteninventars. Ebenfalls ist in Abbildung 21 eine Karte dargestellt, in der die einzelnen Naturraumgruppen je nach Gruppenzugehörigkeit farblich

eingezeichnet sind. Bemerkenswert ist, dass sich die Anordnung der einzelnen Naturraumgruppen der MDS-Analyse sehr gut mit der tatsächlichen Lage in der Karte deckt.

Die verschiedenen Symbole der Abbildung signalisieren zu Naturraumregionen zusammengefasste Naturraumgruppen, die aufgrund ihrer in der Abbildung nahen Lage und deren gemeinsamen Eigenschaften (Region oder geologische Eigenschaften) abgeleitet wurden: So sind die drei Teile der Oberrheintiefenebene als Rheinebene (eiszeitliche Kiese & Sande) zusammengefasst, die Neckar-Tauber-Gäu-Platten, das schwäbische Keuper-Lias-Land und die schwäbische Alb als carbonathaltige Mittelgebirge, und die Donau-Iller-Lech-Platten und das voralpine Moor- und Hügelland als Voralpengebiet.

Schwarzwald und Odenwald weisen zwar als silikatische Mittelgebirge eine gewisse Ähnlichkeit auf, liegen jedoch in der Abbildung weit voneinander getrennt, sind also in ihrer Besiedlung sehr unähnlich. Eine mögliche Erklärung ist der Umstand, dass im Schwarzwald die Messstellen hauptsächlich im Kristallin, im Odenwald hingegen hauptsächlich im Buntsandstein liegen. Doch auch die Zugehörigkeit zu einem unterschiedlichen Flusseinzugsgebiet könnte für diese Trennung verantwortlich sein.

Für die ANOSIM-Analyse wurden daher der Schwarzwald und der Odenwald ähnlich wie der Hochrhein, der in der Abbildung von den übrigen Gruppen weit entfernt liegt, also sich in seiner Besiedlung von den übrigen Gruppen stark unterscheidet, als eigenständige Gruppe betrachtet. Die Naturraumgruppen wurden also den Regionen Voralpengebiet, carbonatische Mittelgebirge, Buntsandstein, Kristallin, Hochrhein und Rheinebene zugeordnet.

Das Ergebnis der ANOSIM bestätigt diese Einteilung, der R-Wert von 0,693 ( $p=0,003$ ) zeigt eine gute Unterscheidbarkeit der Gruppen, wenn auch Überlappungen bestehen.

In Tabelle 27 sind die Dominanz und die Stetigkeit der wichtigsten Arten (alle Arten mit einer Dominanz  $\geq 5\%$  und/oder einer Stetigkeit von  $\geq 10\%$ ) für die einzelnen Naturraumregionen bzw. einzelne Naturraumgruppen zusammengefasst. Der Aufbau der Tabelle ist gleich der vorhergehenden Tabelle (Tabelle 26), die Erklärung zum Aufbau ist ebenfalls bei der vorhergehenden Tabelle im Text zu finden.

Gegenüber der Tabelle 26 nicht verändert haben sich die Werte für Odenwald, Schwarzwald und Hochrheingebiet, da diese Gruppen gleich geblieben sind. Einzig die Artenanzahl der Tabelle hat sich durch die Verschiebungen und Zusammenfassung der übrigen Gruppen reduziert.

Im Voralpengebiet (voralpines Moor- und Hügelland und Donau-Iller-Lech-Platten) erreichten nur noch *Proasellus slavus ssp.* und *Fabaeformiscandona wegelini* Dominanzwerte über 20%. In den Teilgebieten relevante Arten wie *Diacyclops languidoides* und *Acanthocyclops rhenanus* haben an Bedeutung verloren. Die beiden Arten kamen hier zwar noch immer in hoher Stetigkeit vor (42,9% und 25% der Messstellen), erreichten aber nur noch eine Dominanz von 6,8% bzw. 5,2%. Dies gilt für diese beiden Arten auch in den übrigen Teilgebieten.

Hohe Stetigkeiten erreichten im Voralpengebiet auch noch *Niphargopsis casparyi*, *Graeteriella unisetigera* und *Acanthocyclops sensitivus*.

In den carbonatischen Mittelgebirgen erreichte *Diacyclops languidoides* im Vergleich zum Voralpengebiet noch hohe Werte: 18,1% der erfassten Tiere in diesem Gebiet gehören dieser Art an, die in 38,7% der Messstellen dieses Gebietes zu finden war. Gefolgt vom Oligochaeten *Dorydrilus michaelsoni*, der in 22,7% der Messstellen auftrat.

In der Rheinebene dominierten *Diacyclops languidoides* und *Acanthocyclops rhenanus*, gefolgt von den Ostracoden *Fabaeformiscandona bilobata/bilobatoides* und *Mixtacandona laisi*. Im Bezug auf Stetigkeit erreichten wieder *D. languidoides* und *A. rhenanus* die höchsten Werte. Hinzu kommen nun *Niphargus laisi*, *Dorydrilus michaelsoni*, *Proasellus slavus ssp.* und *Mixtacandona laisi*.

Tab 27: Dominanz (D) und Stetigkeit (S) der wichtigsten Arten in den Naturraumregionen. Aus Gründen der Übersichtlichkeit sind in der Tabelle nur Werte  $\geq 0,05$  eingetragen, Werte kleiner 0,05 wurden in der Tabelle mit \*\*\* und Nullwerte mit --- ersetzt, weitere Erklärung siehe Text.

Naturraumregionen	Voralpen- gebiet		carbonat. Mittel- gebirge		Odenwald		Schwarz- wald		Hochrhein		Rhein- ebene	
	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S
<b>Arten (Anzahl ges./Teilgebiet)</b>												
<b>Oligochaeta (20)</b>	<b>3</b>		<b>13</b>		<b>4</b>		<b>2</b>		<b>0</b>		<b>8</b>	
<i>Aelosoma hemprichi</i>	---	---	0,9	2,7	0,7	20,0	---	---	---	---	---	---
<i>Buchholzia appendiculata</i>	1,1	17,3	0,1	2,7	---	---	---	---	---	---	0,4	3,0
<i>Dorydrilus michaelseni</i>	1,3	10,4	4,4	23,3	34,6	40,0	---	---	---	---	2,7	19,4
<i>Nais variabilis</i>	---	---	---	---	1,3	20,0	---	---	---	---	---	---
<i>Tubifex ignotus</i>	---	---	1,0	5,5	3,3	40,0	0,9	13,3	---	---	0,1	1,5
<b>Polychaeta (1)</b>	<b>0</b>		<b>1</b>		<b>1</b>		<b>0</b>		<b>0</b>		<b>1</b>	
<i>Troglochaetus beranecki</i>	---	---	0,7	4,1	0,7	20,0	---	---	---	---	0,2	4,5
<b>Ostracoda (15)</b>	<b>5</b>		<b>8</b>		<b>1</b>		<b>6</b>		<b>0</b>		<b>9</b>	
<i>Cryptocandona vavrai</i>	---	---	---	---	---	---	2,2	13,3	---	---	---	---
<i>Fabaeformiscandona bilobata/bilobatoidea</i>	0,2	3,5	1,8	2,7	---	---	0,2	6,7	---	---	7,1	4,5
<i>Fabaeformiscandona latens</i>	10,5	6,9	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Fabaeformiscandona wegelini</i>	23,2	6,9	0,5	2,7	---	---	---	---	---	---	0,2	1,5
<i>Mixtacandona laisi</i>	---	---	---	---	---	---	3,8	6,7	---	---	5,4	7,5
<i>Schellencandona insueta</i>	---	---	0,2	2,7	0,7	20,0	---	---	---	---	0,1	1,5
<b>Cyclopoida (22)</b>	<b>9</b>		<b>18</b>		<b>3</b>		<b>4</b>		<b>3</b>		<b>16</b>	
<i>Acanthocyclops rhenanus</i>	5,2	24,2	3,3	13,7	5,9	20,0	---	---	88,9	50,0	18,7	29,8
<i>Acanthocyclops sensitivus</i>	3,7	20,7	3,4	16,4	---	---	0,4	13,3	3,7	50,0	0,7	7,5
<i>Acanthocyclops venustus</i>	2,1	13,8	1,3	8,2	1,3	20,0	0,4	6,7	---	---	0,3	3,0
<i>Diacyclops bisetosus</i>	7,9	10,4	2,8	4,1	---	---	---	---	---	---	1,0	3,0
<i>Diacyclops crassicaudis</i>	---	---	0,2	4,1	---	---	8,2	6,7	---	---	0,8	1,5
<i>Diacyclops languidoides</i>	6,8	41,4	18,1	39,7	7,2	40,0	16,8	53,3	0,5	50,0	25,0	40,2
<i>Graeteriella unisetigera</i>	1,1	6,9	3,0	17,8	---	---	---	---	---	---	0,3	6,0
<b>Harpacticoida (17)</b>	<b>1</b>		<b>8</b>		<b>3</b>		<b>1</b>		<b>0</b>		<b>7</b>	
<i>Bryocamptus L. echinatus</i>	---	---	6,5	2,7	---	---	0,4	13,3	---	---	2,6	1,5
<i>Chappuisius inopinus</i>	---	---	---	---	2,0	20,0	---	---	---	---	---	---
<i>Chappuisius singeri</i>	---	---	---	---	9,2	20,0	---	---	---	---	---	---
<i>Parastenocaris germanica</i>	---	---	0,2	1,4	0,7	20,0	---	---	---	---	0,2	3,0
<i>Parastenocaris spec.</i>	---	---	5,9	1,4	---	---	---	---	---	---	---	---
<b>Syncarida (5)</b>	<b>0</b>		<b>2</b>		<b>2</b>		<b>1</b>		<b>0</b>		<b>1</b>	
<i>Bathynella natans</i>	---	---	***	1,4	21,6	40,0	---	---	---	---	---	---
<i>Pseuantiobathynella husmanni</i>	---	---	---	---	4,6	20,0	---	---	---	---	---	---
<b>Amphipoda (14)</b>	<b>8</b>		<b>12</b>		<b>2</b>		<b>6</b>		<b>0</b>		<b>7</b>	
<i>Crangonyx subterraneus</i>	0,9	13,8	2,0	12,3	5,2	40,0	0,4	6,7	---	---	0,3	4,5
<i>Niphargopsis casparyi</i>	4,1	20,7	4,1	11,0	1,3	20,0	---	---	---	---	---	---
<i>Niphargus aquilex</i>	0,6	10,4	1,9	6,9	---	---	---	---	---	---	2,6	6,0
<i>Niphargus auerbachii</i>	6,6	6,9	0,3	1,4	---	---	0,9	6,7	---	---	---	---
<i>Niphargus laisi</i>	0,5	13,8	0,1	2,7	---	---	---	---	---	---	1,3	22,4
<b>Isopoda (4)</b>	<b>1</b>		<b>3</b>		<b>0</b>		<b>3</b>		<b>1</b>		<b>3</b>	
<i>Proasellus cavaticus</i>	---	---	0,1	1,4	---	---	12,6	20,0	---	---	0,1	1,5
<i>Proasellus slavus ssp.</i>	22,0	31,1	2,8	16,4	---	---	4,6	13,3	6,9	50,0	1,2	7,5
<b>Mollusca (7)</b>	<b>0</b>		<b>4</b>		<b>0</b>		<b>0</b>		<b>0</b>		<b>2</b>	
<b>Nematoda</b>	0,4	6,9	21,5	20,6	---	---	42,9	33,3	---	---	10,1	20,9

Abbildung 22 zeigt die MDS von Abbildung 21, deren Symbole jetzt die überwiegende Zugehörigkeit der einzelnen Naturraumgruppen zu einem der großen Flusseinzugsgebiete Baden-Württembergs (graue Linien) wiedergeben. Auch über die Flusseinzugsgebiete ist die Lage der Naturraumgruppen in der MDS gut zu erklären. Die Naturraumgruppen im Neckar- und Donaueinzugsgebiet liegen sehr nahe beieinander, während die übrigen Naturraumgruppen etwas streuen. Interessant ist hierbei neben der Eigenständigkeit des Hochrheins auch die Lage des Schwarzwaldes. Er gehört größtenteils zum Rheineinzugsgebiet, besitzt jedoch auch Anteile am Neckar- und Donaueinzugsgebiet.

Ebenso verhält es sich beim Odenwald: Er gehört teils zum Main Einzugsgebiet, teils zum Neckareinzugsgebiet.

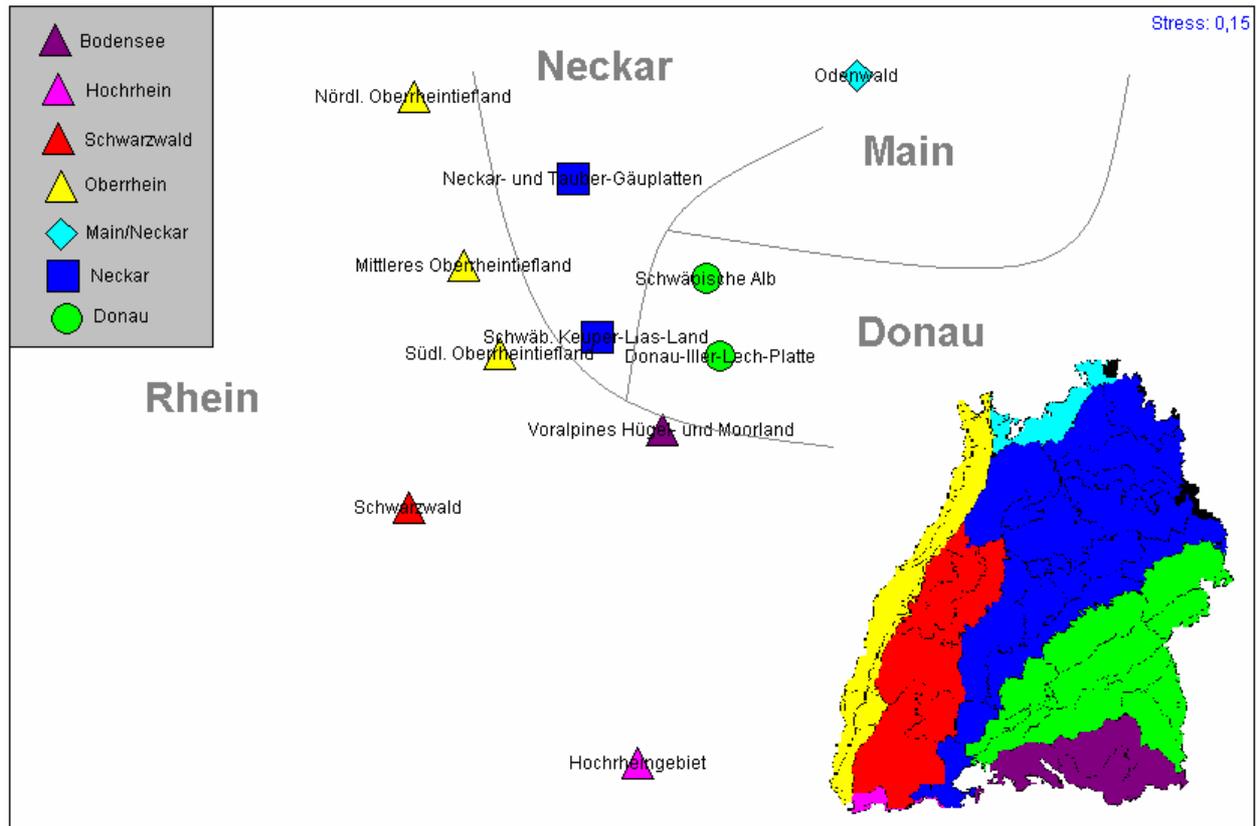


Abb. 22: Ergebnisse der MDS-Analyse der Naturraumgruppen mit Zuordnung zu einem Flusseinzugsgebiet (gekennzeichnet durch die grauen Linien) bzw. einer Region. Zusätzlich sind diese Ergebnisse auf eine Landkarte übertragen dargestellt.

Als kompliziert erweist sich die Situation bei den Neckar-Tauber-Gäu-Platten. Der Großteil des Gebietes gehört zum Neckareinzugsgebiet, der Teil des Taubereinzugsgebietes zum Main, und die südlichste Spitze teils zum Donaugebiet, teils zum Hochrhein. Eine Kontrolle der vorkommenden Arten der Messstellen dieser Teilgebiete erbrachte keine Abweichung vom Neckareinzugsgebiet, so dass hier auf eine Untergliederung verzichtet wurde.

Als eigenständig zu betrachten ist jedoch die Region des Bodenseebeckens. Eine ANOSIM-Analyse der Einteilung nach Flusseinzugsgebieten/Regionen mit den Gruppen Rhein, Hochrhein, Schwarzwald, Bodenseeregion, Neckar, Main-Neckar und Donau zeigt mit einem R-Wert von 0,724 ( $p=0,007$ ) das beste Ergebnis. Diese Gruppen lassen sich klar voneinander trennen, es gibt nur geringe Überlappungen. Die Auswertung ohne eine Unterteilung speziell des Rheineinzugsgebietes erbrachte bei der ANOSIM-Analyse kein eindeutiges Ergebnis.

In diesem Zusammenhang ist erwähnenswert, dass fast alle Arten, die eine regional beschränkte Verbreitung aufwiesen, im Einzugsgebiet des Rheins vorkamen. Die einzige Ausnahme ist *Acanthocyclops gmeineri*, der nur an einer Messstelle, im Donaueinzugsgebiet gelegen, gefunden wurde.

Von besonderem Interesse ist hier auch die Veränderung der Einzugsgebietsgrenzen seit dem Pliozän, die alten Einzugsgebiete werden von manchen Arten des Untersuchungsgebietes immer noch angezeigt. Diese Problematik ist im Kapitel 6.2.9 Biogeographische Aspekte genauer ausgeführt.

Mit einer BVSTEP-Analyse (siehe Kapitel 5.5) wurde untersucht, welche chemisch-physikalischen Parameter am besten mit der bestehenden MDS (Abb. 22) korrelieren, und somit die Verteilung der Fauna beeinflussen könnten. Als Parameter wurden die bei der Probennahme ermittelten Feldparameter, die Sedimentzusammensetzung, sowie die wichtigsten Parameter der chemischen Untersuchungen der LfU vom Herbst 2002 verwendet.

Tab 28: Dominanz (D) und Stetigkeit (S) der wichtigsten Arten in den Flusseinzugsgebieten. Aus Gründen der Übersichtlichkeit sind in der Tabelle nur Werte  $\geq 0,05$  eingetragen, Werte kleiner 0,05 wurden in der Tabelle mit \*\*\* und Nullwerte mit --- ersetzt, weitere Erklärung siehe Text.

Flusseinzugsgebiet	Bodensee		Donau		Neckar		Main/Neckar		Schwarzwald		Hochrhein-gebiet		Oberrhein-gebiet	
	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S
<b>Arten (Anzahl ges./Teilgebiet)</b>	<b>D</b>	<b>S</b>	<b>D</b>	<b>S</b>	<b>D</b>	<b>S</b>	<b>D</b>	<b>S</b>	<b>D</b>	<b>S</b>	<b>D</b>	<b>S</b>	<b>D</b>	<b>S</b>
<b>Oligochaeta (20)</b>	<b>2</b>		<b>6</b>		<b>11</b>		<b>4</b>		<b>2</b>		<b>0</b>		<b>8</b>	
<i>Aelosoma hemprichi</i>	---	---	---	---	1,2	3,4	0,7	20,0	---	---	---	---	---	---
<i>Buchholzia appendiculata</i>	3,3	7,7	0,5	13,3	0,2	3,4	---	---	---	---	---	---	0,4	3,0
<i>Dorydrilus michaelseni</i>	4,9	15,4	0,7	13,3	5,7	23,7	34,6	40,0	---	---	---	---	2,7	19,4
<i>Nais variabilis</i>	---	---	---	---	---	---	1,3	20,0	---	---	---	---	---	---
<i>Tubifex ignotus</i>	---	---	1,2	6,7	0,2	3,4	3,3	40,0	0,9	13,3	---	---	0,1	1,5
<b>Polychaeta (1)</b>	<b>0</b>		<b>1</b>		<b>1</b>		<b>1</b>		<b>0</b>		<b>0</b>		<b>1</b>	
<i>Troglochaetus beranecki</i>	---	---	0,1	3,3	0,9	3,4	0,7	20,0	---	---	---	---	0,2	4,5
<b>Ostracoda (15)</b>	<b>1</b>		<b>7</b>		<b>6</b>		<b>1</b>		<b>6</b>		<b>0</b>		<b>9</b>	
<i>Cryptocandona vavrai</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	2,2	13,3	---	---	---	---
<i>Fabaeformiscandona bilobata/bilobatoides</i>	---	---	0,1	3,3	2,5	3,4	---	---	0,2	6,7	---	---	7,1	4,5
<i>Fabaeformiscandona latens</i>	---	---	7,1	6,7	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Fabaeformiscandona wegelini</i>	---	---	16,2	10,0	0,2	1,7	---	---	---	---	---	---	0,2	1,5
<i>Mixtacandona laisi</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	3,8	6,7	---	---	5,4	7,5
<i>Schellencandona insueta</i>	---	---	0,2	3,3	0,1	1,7	0,7	20,0	---	---	---	---	0,1	1,5
<b>Cyclopoida (22)</b>	<b>4</b>		<b>16</b>		<b>12</b>		<b>3</b>		<b>4</b>		<b>3</b>		<b>16</b>	
<i>Acanthocyclops rhenanus</i>	40,2	23,1	1,0	23,3	4,1	11,9	5,9	20,0	---	---	88,9	50,0	18,7	29,9
<i>Acanthocyclops sensitivus</i>	---	---	6,4	40,0	1,0	10,2	---	---	0,4	13,3	3,7	50,0	0,7	7,5
<i>Acanthocyclops venustus</i>	---	---	2,9	23,3	0,4	5,1	1,3	20,0	0,4	6,7	---	---	0,3	3,0
<i>Diacyclops bisetosus</i>	0,8	7,7	5,3	6,7	3,9	5,1	---	---	---	---	---	---	1,0	3,0
<i>Diacyclops crassicaudis</i>	---	---	---	---	0,2	5,1	---	---	8,2	6,7	---	---	0,8	1,5
<i>Diacyclops languidoides</i>	32,0	38,5	19,3	46,7	8,9	37,3	7,2	40,0	16,8	53,3	0,5	50,0	25,0	40,3
<i>Graeteriella unisetigera</i>	---	---	0,7	6,7	4,1	22,0	---	---	---	---	---	---	0,3	6,0
<b>Harpacticoida (17)</b>	<b>0</b>		<b>3</b>		<b>7</b>		<b>3</b>		<b>1</b>		<b>0</b>		<b>7</b>	
<i>Bryocamptus L. echinatus</i>	---	---	0,7	3,3	8,3	1,7	---	---	0,4	13,3	---	---	2,6	1,5
<i>Chappuisius inopinus</i>	---	---	---	---	---	---	2,0	20,0	---	---	---	---	---	---
<i>Chappuisius singeri</i>	---	---	---	---	---	---	9,2	20,0	---	---	---	---	---	---
<i>Parastenocaris germanica</i>	---	---	---	---	0,2	1,7	0,7	20,0	---	---	---	---	0,2	3,0
<i>Parastenocaris spec.</i>	---	---	---	---	8,1	1,7	---	---	---	---	---	---	---	---
<b>Syncarida (5)</b>	<b>0</b>		<b>0</b>		<b>2</b>		<b>2</b>		<b>1</b>		<b>0</b>		<b>1</b>	
<i>Bathynella natans</i>	---	---	---	---	0,1	1,7	21,6	40,0	---	---	---	---	---	---
<i>Pseudantrobathynella husmanni</i>	---	---	---	---	---	---	4,6	20,0	---	---	---	---	---	---
<b>Isopoda (4)</b>	<b>1</b>		<b>1</b>		<b>3</b>		<b>0</b>		<b>3</b>		<b>1</b>		<b>3</b>	
<i>Proasellus cavaticus</i>	---	---	---	---	0,2	1,7	---	---	12,6	20,0	---	---	0,1	1,5
<i>Proasellus slavus ssp.</i>	2,5	7,7	16,4	43,3	2,2	11,9	---	---	4,6	13,3	6,9	50,0	1,2	7,5
<b>Amphipoda (14)</b>	<b>6</b>		<b>8</b>		<b>9</b>		<b>2</b>		<b>6</b>		<b>0</b>		<b>7</b>	
<i>Crangonyx subterraneus</i>	1,6	7,7	3,2	26,7	0,3	6,8	5,2	40,0	0,4	6,7	---	---	0,3	4,5
<i>Niphargopsis casparyi</i>	---	---	5,2	30,0	3,4	8,5	1,3	20,0	---	---	---	---	---	---
<i>Niphargus aquilex</i>	5,7	23,1	---	---	2,6	8,5	---	---	---	---	---	---	2,6	6,0
<i>Niphargus laisi</i>	1,6	15,4	0,3	13,3	---	---	---	---	---	---	---	---	1,3	22,4
<b>Mollusca (7)</b>	<b>0</b>		<b>3</b>		<b>2</b>		<b>0</b>		<b>0</b>		<b>0</b>		<b>2</b>	
<b>Nematoda</b>	<b>3,3</b>	<b>15,4</b>	<b>1,3</b>	<b>16,7</b>	<b>28,2</b>	<b>17,0</b>	---	---	<b>42,9</b>	<b>33,3</b>	---	---	<b>10,1</b>	<b>20,9</b>

Die besten Korrelationen ( $r = 0,809$ ) werden mit den Parametern pH-Wert, Nitrat und Nitrit, und den Sedimentkategorien Schluff, Detritus, Tierreste, Ocker und „sonstiges Sediment“ erreicht.

In Tabelle 28 sind die Dominanz und die Stetigkeit der wichtigsten Arten (alle Arten mit einer Dominanz  $\geq 5\%$  und/oder einer Stetigkeit von  $\geq 10\%$ ) für die einzelnen Einzugsgebiete bzw. Teilgebiete zusammengefasst. Der Aufbau der Tabelle ist gleich der vorhergehenden Tabellen (Tabelle 26 und 27), die Erklärung zum Aufbau ist bei Tabelle 26 im Text zu finden.

Als typische Arten für das Maineeinzugsgebiet sind nach Tabelle 28 demnach *Chappuisius inopinus*, *Chappuisius singeri* und *Pseudoantrobathynella husmanni* zu nennen.

*Parastenocaris germanica* und *Niphargus aquilex aquilex* scheinen auf das Rheineinzugsgebiet beschränkt zu sein.

Die übrigen Arten, die eindeutig einem Flusseinzugsgebiet zuzuordnen sind, waren hingegen zu selten, um in Bezug auf Dominanz und Stetigkeit auf diesem Auswertungsniveau höhere Werte zu erreichen. Hinzu kommt, dass sich die Flusseinzugsgebietsgrenzen in Baden-Württemberg seit dem Pliozän stark geändert haben. Die alten Einzugsgebiete können jedoch noch aufgrund der Verbreitung mancher, auch seltener Grundwasserarten nachvollzogen werden. Unter dem Kapitel 6.2.8 Biogeographische Aspekte wird auf diese Problematik genauer eingegangen.

### 6.2.3 Geologische Gliederung: Grundwasserlandschaften und hydraulische Leitfähigkeit

Die Ergebnisse aus der Analyse der Daten der einzelnen Naturraumgruppen legen nahe, den Einfluss der Geologie auf die Zusammensetzung der Grundwasserfauna eingehender zu prüfen. Zu diesem Zweck wurden die Fauna-Daten der Grundwassermessstellen (bis 20 m Tiefe) nach Zugehörigkeit zu einer Grundwasserlandschaft über den Mittelwert aggregiert und ausgewertet. Von den faunistischen Daten wurden wieder nur die sicher bestimmten Arten inklusive Exuvien und die Gruppe der Nematoden verwendet.

Tab. 29: Anzahl der Messstellen in den einzelnen Grundwasserlandschaften. Grundwasserlandschaften ohne faunistische Befunde (kursiv) wurden bei der Auswertung nicht berücksichtigt.

Grundwasserlandschaft	Anzahl Messstellen
Quartär, mächtiger Löß (Vorbergzone)	2
Talfüllungen Löß	1
<i>Quartär Hangschutt</i>	1
Quartär eiszl. Kiese & Sande (Alpenvorland)	24
Quartär eiszl. Kiese & Sande (Oberrheingraben)	64
Quartär Moränen (Alpenvorland)	3
Quartär Deckenschotter Iller-Riß-Gebiet	2
Tertiär (Alpenvorland)	1
Malm (Schwäbische Alb)	10
Talfüllungen Malm	10
Lias & Dogger (Albvorland)	3
Talfüllungen Lias & Dogger	6
Höherer Keuper (Keuperbergland)	6
<i>Talfüllungen (Höherer Keuper)</i>	1
Gipskeuper (Fuß des Keuperberglandes)	6
Talfüllungen Gipskeuper	7
Talfüllungen Muschelkalk & Lettenkeuper	17
Buntsandstein & Rotliegendes (östl. Schwarzwald & Odenwald)	7
Talfüllungen Buntsandstein	13
Talfüllungen Kristallin	13
(Tief) Buntsandstein	1
<b>Insgesamt</b>	<b>198</b>

Tabelle 29 zeigt die Anzahl der Messstellen in den einzelnen Grundwasserlandschaften, Grundwasserlandschaften ohne faunistische Befunde (kursiv) wurden bei der Auswertung nicht berücksichtigt.

Tab 30 a: Dominanz (D) und Stetigkeit (S) der wichtigsten Arten in den einzelnen Grundwasserlandschaften. Aus Gründen der Übersichtlichkeit sind in der Tabelle nur Werte  $\geq 0,05$  eingetragen, Werte kleiner 0,05 wurden in der Tabelle mit \*\*\* und Nullwerte mit --- ersetzt, weitere Erklärung siehe Text.

Grundwasserlandschaft	Löß		eisztl. Kiese u. Sande (Donau)		eisztl. Kiese u. Sande (Rhein)		Moränen		Deckenschotter		Malm		Tal-füllungen (Malm)		Lias & Dogger	
	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S
<b>Arten (Anzahl ges./Teilgebiet)</b>	<b>D</b>		<b>S</b>		<b>D</b>		<b>S</b>		<b>D</b>		<b>S</b>		<b>D</b>		<b>S</b>	
<b>Oligochaeta (20)</b>	<b>0</b>		<b>3</b>		<b>8</b>		<b>0</b>		<b>0</b>		<b>2</b>		<b>4</b>		<b>2</b>	
<i>Aelosoma hemprichi</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Aelosoma hyalinum</i>	---	---	---	---	0,2	3,2	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Aelosoma niveum</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Aelosoma quaternarium</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	2,5	33,3
<i>Dorydrius michaelsoni</i>	---	---	1,7	12,5	3,4	19,4	---	---	---	---	1,1	20,0	1,2	20,0	---	---
<b>Polychaeta (1)</b>	<b>0</b>		<b>0</b>		<b>1</b>		<b>0</b>		<b>0</b>		<b>0</b>		<b>1</b>		<b>0</b>	
<i>Troglochaetus beranecki</i>	---	---	---	---	0,1	3,2	---	---	---	---	---	---	0,4	10,0	---	---
<b>Ostracoda (15)</b>	<b>0</b>		<b>5</b>		<b>8</b>		<b>0</b>		<b>2</b>		<b>3</b>		<b>2</b>		<b>0</b>	
<i>Cryptocandona kieferi</i>	---	---	---	---	0,4	1,6	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Cryptocandona vavrai</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Fabaeformiscandona bilobata/bilobatoides</i>	---	---	0,2	4,2	8,9	4,8	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Fabaeformiscandona breuili</i>	---	---	0,1	4,2	0,6	6,5	---	---	---	---	6,1	10,0	---	---	---	---
<i>Fabaeformiscandona latens</i>	---	---	0,1	4,2	---	---	---	---	24,7	50,0	---	---	---	---	---	---
<i>Fabaeformiscandona wegelini</i>	---	---	0,2	4,2	0,3	1,6	---	---	54,5	50,0	---	---	3,3	10,0	---	---
<i>Mixtacandona laisi</i>	---	---	---	---	6,6	6,5	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Pseudocandona marchica</i>	---	---	---	---	0,2	1,6	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Schellencandona insueta</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	1,5	10,0	---	---	---	---
<b>Cyclopoida (22)</b>	<b>1</b>		<b>9</b>		<b>15</b>		<b>0</b>		<b>3</b>		<b>8</b>		<b>12</b>		<b>1</b>	
<i>Acanthocyclops cf. gmeineri</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,8	10,0	---	---
<i>Acanthocyclops kieferi</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Acanthocyclops rhenanus</i>	90,0	100,0	7,0	29,2	6,2	27,4	---	---	---	---	0,4	10,0	2,9	20,0	---	---
<i>Acanthocyclops sensitivus</i>	---	---	4,9	25,0	0,9	8,1	---	---	---	---	15,6	20,0	9,1	40,0	---	---
<i>Acanthocyclops venustus</i>	---	---	2,8	16,7	0,4	3,2	---	---	---	---	7,6	20,0	1,6	10,0	---	---
<i>Diacyclops bisetosus</i>	---	---	0,5	8,3	1,2	3,2	---	---	18,0	50,0	---	---	---	---	---	---
<i>Diacyclops crassicaudis</i>	---	---	---	---	0,9	1,6	---	---	---	---	---	---	---	---	5,0	33,3
<i>Diacyclops languidus</i>	---	---	30,0	50,0	25,2	40,3	---	---	0,4	50,0	33,1	30,0	19,3	60,0	---	---
<i>Diacyclops languidus</i>	---	---	0,1	4,2	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Graeteriella unisetigera</i>	---	---	0,1	4,2	0,4	4,8	---	---	2,4	50,0	0,4	10,0	2,1	10,0	---	---
<b>Harpacticoida (17)</b>	<b>0</b>		<b>1</b>		<b>7</b>		<b>0</b>		<b>0</b>		<b>0</b>		<b>2</b>		<b>0</b>	
<i>Bryocamptus L. echinatus</i>	---	---	---	---	3,3	1,6	---	---	---	---	---	---	4,5	10,0	---	---
<i>Chappuisius inopinus</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Elaphoidella elaphoides</i>	---	---	---	---	0,1	1,6	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Moraria brevipes</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	2,9	10,0	---	---
<i>Moraria fontinalis</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<b>Syncarida (5)</b>	<b>0</b>		<b>0</b>		<b>1</b>		<b>0</b>		<b>0</b>		<b>0</b>		<b>1</b>		<b>0</b>	
<i>Bathynella natans</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,4	10,0	---	---
<i>Parabathynella nov. spec.</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Pseuantrobathynella husmanni</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<b>Amphipoda (14)</b>	<b>1</b>		<b>8</b>		<b>6</b>		<b>1</b>		<b>0</b>		<b>4</b>		<b>5</b>		<b>0</b>	
<i>Crangonyx subterraneus</i>	---	---	1,5	20,8	0,4	4,8	---	---	---	---	5,3	30,0	11,9	30,0	---	---
<i>Niphargellus nollii</i>	---	---	---	---	0,7	6,5	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Niphargopsis casparyi</i>	---	---	5,5	25,0	---	---	---	---	---	---	10,6	10,0	4,5	20,0	---	---
<i>Niphargus aquilex</i>	---	---	0,9	12,5	3,1	4,8	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Niphargus auerbachii</i>	---	---	9,6	12,5	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Niphargus fontanus</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,8	10,0	---	---	---	---
<i>Niphargus foreli</i>	---	---	---	---	0,1	1,6	---	---	---	---	---	---	0,4	10,0	---	---
<i>Niphargus j. var. kieferi</i>	---	---	0,4	8,3	---	---	---	---	---	---	0,4	10,0	---	---	---	---
<i>Niphargus kochianus</i>	---	---	0,4	4,2	0,1	1,6	---	---	---	---	---	---	0,8	10,0	---	---
<i>Niphargus laisi</i>	5,0	50,0	0,5	12,5	1,4	21,0	50,0	33,3	---	---	---	---	0,8	20,0	---	---
<i>Niphargus tatrensis</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<b>Isopoda (4)</b>	<b>1</b>		<b>1</b>		<b>2</b>		<b>0</b>		<b>0</b>		<b>1</b>		<b>1</b>		<b>0</b>	
<i>Proasellus cavaticus</i>	---	---	---	---	0,1	1,6	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Proasellus slavus ssp.</i>	5,0	50,0	29,7	37,5	1,5	6,5	---	---	---	---	1,5	10,0	9,5	40,0	---	---
<i>Proasellus walteri</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<b>Mollusca (7)</b>	<b>0</b>		<b>0</b>		<b>2</b>		<b>0</b>		<b>0</b>		<b>3</b>		<b>0</b>		<b>0</b>	
<i>Bythiospeum pellucidum</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,4	10,0	---	---	---	---
<i>Bythiospeum spec.</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,4	10,0	---	---	---	---
<i>Bythiospeum sterkiatum moenanum</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Bythiospeum taxi</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,4	10,0	---	---	---	---
<b>Nematoda</b>	---	---	1,0	8,3	12,6	21,0	50,0	33,3	---	---	1,1	10,0	6,6	40,0	45,0	33,3

Tab 30 b: Dominanz (D) und Stetigkeit (S) der wichtigsten Arten in den einzelnen Grundwasserlandschaften. Aus Gründen der Übersichtlichkeit sind in der Tabelle nur Werte  $\geq 0,05$  eingetragen, Werte kleiner 0,05 wurden in der Tabelle mit \*\*\* und Nullwerte mit --- ersetzt, weitere Erklärung siehe Text.

Grundwasserlandschaft	Talfüllungen (Lias & Dogger)		Höherer Keuper		Gips-keuper		Tal-füllungen (Gips-keuper)		Tal-füllungen (Muschel-kalk)		Buntsand-stein		Tal-füllungen (Buntsand-stein)		Talfüllungen (Kristallin)	
	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S
<b>Arten (Anzahl ges./Teilgebiet)</b>																
<b>Oligochaeta (20)</b>	2		4		1		5		5		2		4		3	
<i>Aelosoma hemprichi</i>	2,5	16,7	---	---	---	---	---	---	3,2	5,9	---	---	0,3	7,7	---	---
<i>Aelosoma hyalinum</i>	5,0	16,7	7,1	33,3	---	---	---	---	2,8	5,9	---	---	---	---	---	---
<i>Aelosoma niveum</i>	---	---	2,4	16,7	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Aelosoma quaternarium</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Dorydrilus michaelsoni</i>	---	---	---	---	0,9	50,0	2,2	14,3	17,2	41,2	3,0	28,6	17,5	15,4	0,3	7,7
<b>Polychaeta (1)</b>	0		0		1		0		1		0		1		0	
<i>Troglochaetus beranecki</i>	---	---	---	---	1,6	16,7	---	---	0,2	5,9	---	---	0,7	15,4	---	---
<b>Ostracoda (15)</b>	3		2		0		1		1		0		2		6	
<i>Cryptocandona kieferi</i>	0,8	33,3	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,9	7,7
<i>Cryptocandona vavrai</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	2,8	15,4
<i>Fabaeformiscandona bilobata/bilobatoides</i>	18,4	33,3	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,3	7,7
<i>Fabaeformiscandona breuili</i>	---	---	2,4	16,7	---	---	2,8	14,3	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Fabaeformiscandona latens</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Fabaeformiscandona wegelini</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	0,6	5,9	---	---	---	---	---	---
<i>Mixtacandona laisi</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	6,6	15,4	---	---
<i>Pseudocandona marchica</i>	---	---	1,2	16,7	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,3	7,7
<i>Schellencandona insueta</i>	0,4	16,7	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,3	7,7	0,3	7,7
<b>Cyclopoida (22)</b>	8		4		6		5		7		2		5		4	
<i>Acanthocyclops cf. gmeineri</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Acanthocyclops kieferi</i>	15,9	16,7	---	---	1,3	16,7	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Acanthocyclops rhenanus</i>	4,6	33,3	---	---	23,3	16,7	10,7	42,9	41,6	11,8	---	---	9,9	15,4	---	---
<i>Acanthocyclops sensitivus</i>	2,5	33,3	---	---	---	---	2,0	14,3	2,6	17,6	---	---	0,3	7,7	0,6	15,4
<i>Acanthocyclops venustus</i>	0,4	16,7	---	---	---	---	---	---	1,3	11,8	---	---	0,7	7,7	0,6	7,7
<i>Diacyclops bisetosus</i>	---	---	45,9	33,3	0,4	16,7	7,3	14,3	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Diacyclops crassicaudis</i>	0,4	16,7	1,2	16,7	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	10,5	7,7
<i>Diacyclops languidoides</i>	0,8	33,3	5,9	33,3	10,4	66,7	16,0	14,3	3,9	41,2	26,9	42,9	18,9	53,8	14,0	53,8
<i>Diacyclops languidus</i>	1,3	16,7	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Graeteriella unisetigera</i>	2,5	16,7	3,5	33,3	0,1	16,7	3,4	28,6	3,9	17,6	37,3	28,6	2,6	15,4	---	---
<b>Harpacticoida (17)</b>	0		1		2		2		2		1		2		1	
<i>Bryocamptus L. echinatus</i>	---	---	---	---	---	---	40,4	14,3	---	---	---	---	---	---	0,6	15,4
<i>Chappuisius inopinus</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	4,5	14,3	---	---	---	---
<i>Elaphoidella elaphoides</i>	---	---	22,4	16,7	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Moraria brevipes</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Moraria fontinalis</i>	---	---	---	---	0,9	16,7	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<b>Syncarida (5)</b>	0		0		0		1		0		1		1		1	
<i>Bathynella natans</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	10,9	15,4	---	---
<i>Parabathynella nov. spec.</i>	---	---	---	---	---	---	0,3	14,3	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Pseuantrobathynella husmanni</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	10,4	14,3	---	---	---	---
<b>Amphipoda (14)</b>	5		1		2		3		4		2		4		5	
<i>Crangonyx subterraneus</i>	0,4	16,7	---	---	---	---	---	---	0,4	5,9	---	---	2,6	15,4	0,6	7,7
<i>Niphargellus nollii</i>	---	---	---	---	0,1	16,7	---	---	0,2	5,9	---	---	---	---	0,3	7,7
<i>Niphargopsis casparyi</i>	17,2	50,0	---	---	---	---	4,8	14,3	0,4	5,9	---	---	0,7	7,7	---	---
<i>Niphargus aquilex</i>	14,2	16,7	3,5	16,7	0,5	50,0	---	---	---	---	7,5	14,3	---	---	---	---
<i>Niphargus auerbachii</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	1,3	7,7	---	---
<i>Niphargus fontanus</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,6	15,4
<i>Niphargus foreli</i>	2,9	16,7	---	---	---	---	---	---	---	---	1,5	14,3	---	---	1,4	7,7
<i>Niphargus j. var. kieferi</i>	0,4	16,7	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,3	7,7	1,7	7,7
<i>Niphargus kochianus</i>	---	---	---	---	---	---	0,3	14,3	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Niphargus laisi</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Niphargus tatrensis</i>	---	---	---	---	---	---	1,1	14,3	---	---	---	---	---	---	---	---
<b>Isopoda (4)</b>	2		0		0		1		2		1		3		3	
<i>Proasellus cavaticus</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	0,6	5,9	---	---	17,9	7,7	0,9	15,4
<i>Proasellus slavus ssp.</i>	2,9	16,7	---	---	---	---	6,5	28,6	4,3	17,6	1,5	14,3	1,0	7,7	6,0	15,4
<i>Proasellus walteri</i>	0,4	16,7	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,3	7,7	0,3	7,7
<b>Mollusca (7)</b>	1		0		0		0		1		0		0		0	
<i>Bythiospeum pellucidum</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Bythiospeum spec.</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Bythiospeum sterkianum moenanum</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	5,0	11,8	---	---	---	---	---	---
<i>Bythiospeum taxisii</i>	5,9	33,3	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<b>Nematoda</b>	---	---	---	---	45,3	66,7	0,6	28,6	9,5	11,8	1,5	14,3	0,3	7,7	55,3	38,5

In Tabelle 30 sind die Dominanz und die Stetigkeit der wichtigsten Arten (alle Arten mit einer Dominanz  $\geq 5\%$  und/oder einer Stetigkeit von  $\geq 10\%$ ) für die einzelnen Grundwasserlandschaften zusammengefasst, Grundwasserlandschaften mit nur einer Messstelle wurden bei der Berechnung der Dominanz und Stetigkeit nicht berücksichtigt. In der Tabelle nicht enthalten sind grundwasserfremde Arten. Der Aufbau der Tabelle ist gleich der vorhergehenden Tabellen (Tabelle 26, 27 und 28), die Erklärung zum Aufbau ist bei Tabelle 26 im Text zu finden.

Wie im Kapitel 3.2.1 Grundwasserlandschaften bereits ausgeführt, wurden für die Auswertung die Lockergesteinsaquifere (eiszeitliche Kiese und Sande des Rheingrabens und des Donauebietes sowie die landesweit als einheitliche Landschaft betrachteten Talfüllungen) je nach umliegender geologischer Formation oder Flusseinzugsgebiet unterschieden.

Trotz der Unterscheidung zeigten die einzelnen Lockergesteinsaquifere eine sehr ähnliche Besiedlung. In fast allen Talfüllungen kamen z. B. *Dorydrilus michaelsoni*, *Crangonyx subterraneus*, *Acanthocyclops rhenanus*, *Acanthocyclops sensitivus*, *Acanthocyclops venustus* und *Diacyclops languidoides* vor, manche Arten davon fehlten in einzelnen Teilgebieten, gesamt gesehen war die Besiedlung jedoch recht ähnlich.

Auch Arten, die regional begrenzt auftraten, zeigten einen Bezug zu Lockergesteinsaquiferen. *Proasellus cavaticus* oder *Mixtacandona laisi*, beide beschränkt auf das Gebiet des Schwarzwaldes, kamen hauptsächlich in Proben aus Talfüllungen und eiszeitlichen Kiesen und Sanden im Schwarzwald und den angrenzenden Naturraumgruppen bzw. Grundwasserlandschaften vor. Auffällig war auch, dass erstgenannte Arten auch vermehrt im Karst zu finden waren, die Besiedlung der Lockergesteinsaquifere und der Karstgrundwasserleiter also auch dem Arteninventar des Karstes sehr ähnlich waren.

Daher wurden für die folgenden Auswertungsschritte die Grundwasserlandschaften in übergeordnete Gruppen je nach Grundwasserführung, Wasserzügigkeit und Wasserwegsamkeit (hydraulische Leitfähigkeit) einer der Kategorien (in Reihenfolge des zunehmenden Porenvolumens) Geringleiter, Lockergestein, Kluftgestein und Karst zugeordnet.

Die Zuordnung erfolgte aufgrund der Angaben aus der Hydrogeologischen Karte Baden-Württembergs (GEOLOGISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG 1985).

Unter der Bezeichnung Geringleiter wurden die Grundwasserlandschaften Quartärer (mächtiger) Löß, Talfüllungen Löß, Quartäre Moränen, Tertiär und Lias & Dogger zusammengefasst, unter Lockergestein alle Talfüllungen und die eiszeitlichen Kiese und Sande, als Kluft bezeichnet wurden die Quartären Deckenschotter, der Höhere Keuper und der Tiefe Buntsandstein. Die Quartären Deckenschotter des Iller-Riß-Gebietes bestehen aus sehr grobkörnigem Material, das eher das Porenvolumen und die Leitereigenschaften von Kluftgestein zeigen. Als Karst eingestuft sind die Grundwasserlandschaften Malm und Gipskeuper. Der Gipskeuper zeigt im ausgelaugten Zustand Verkarstungserscheinungen (GEOLOGISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG 1985), da für diese Auswertung nur Messstellen mit einer Tiefe bis 20 m berücksichtigt wurden, kann diese Grundwasserlandschaft näherungsweise als Karstleiter betrachtet werden.

Die Abbildung 23 zeigt die Ergebnisse aus der MDS-Analyse. Die verschiedenen Symbole und Farben zeigen die Zugehörigkeit zu einer der Kategorien der hydraulischen Leitfähigkeit. Vergleicht man die Lage der einzelnen Grundwasserlandschaften in der Abbildung der MDS, so ergeben sich keinerlei räumliche, geologische oder geochemische Zusammenhänge.

Sehr deutlich gliedern sich jedoch die Grundwasserlandschaften nach der hydraulischen Leitfähigkeit. Links und rechts liegen die Gruppen der Kluftgrundwasserleiter und der Geringleiter, die geringleitenden Formationen streuen stärker aufgrund der geringen Abundanzen und Artzahlen in den einzelnen Grundwasserlandschaften.

Ausnahmslos alle Lockergesteinsleiter, unabhängig von der sie umgebenden Geologie liegen in dieser MDS sehr nahe beieinander. Sie weisen also, wie schon aufgrund der Angaben in der Tabelle 30 vermutet, eine sehr ähnliche Besiedlung auf.



Tab 31: Dominanz (D) und Stetigkeit (S) der wichtigsten Arten in den einzelnen Kategorien der hydraulischen Leitfähigkeit. Aus Gründen der Übersichtlichkeit sind in der Tabelle nur Werte  $\geq 0,05$  eingetragen, Werte kleiner 0,05 wurden in der Tabelle mit \*\*\* und Nullwerte mit --- ersetzt, weitere Erklärung siehe Text.

Hydraulische Leitfähigkeit	Geringleiter		Lockergestein		Kluft		Karst	
	D	S	D	S	D	S	D	S
<b>Arten (Anzahl ges./Teilgebiet)</b>								
<b>Oligochaeta (20)</b>	3		15		5		2	
<i>Aelosoma hyalinum</i>	---	---	0,7	2,6	0,9	12,5	---	---
<i>Buchholzia appendiculata</i>	5,9	9,1	0,4	5,2	---	---	---	---
<i>Dorydrius michaelseni</i>	---	---	5,0	18,3	0,3	12,5	0,9	31,3
<i>Marionina argentea</i>	27,9	9,1	***	0,7	---	---	---	---
<i>Tubifex ignotus</i>	---	---	0,6	4,6	1,1	12,5	---	---
<b>Polychaeta (1)</b>	0		1		0		1	
<i>Troglochaetus beranecki</i>	---	---	0,1	3,9	---	---	1,2	6,3
<b>Ostracoda (15)</b>	0		14		4		3	
<i>Fabaeformiscandona latens</i>	---	---	***	0,7	17,9	6,3	---	---
<i>Fabaeformiscandona wegeli</i>	---	---	0,4	2,6	39,6	6,3	---	---
<b>Cyclopoida (22)</b>	2		22		5		10	
<i>Acanthocyclops rhenanus</i>	26,5	18,2	10,2	22,9	---	---	18,3	12,5
<i>Acanthocyclops sensitivus</i>	---	---	2,5	15,7	---	---	3,4	12,5
<i>Acanthocyclops venustus</i>	---	---	1,1	7,8	---	---	1,7	12,5
<i>Diacyclops bisetosus</i>	---	---	1,1	3,3	19,2	18,8	0,3	6,3
<i>Diacyclops languidoides</i>	---	---	19,8	43,8	4,9	43,8	15,4	43,8
<i>Graeteriella unisetigera</i>	---	---	1,3	8,5	6,1	31,3	0,2	12,5
<i>Paracyclops fimbriatus</i>	---	---	0,1	0,7	2,5	6,3	0,2	12,5
<b>Harpacticoida (17)</b>	0		12		2		2	
<i>Parastenocaris spec.</i>	---	---	---	---	---	---	11,7	6,3
<b>Syncarida (5)</b>	0		4		1		0	
<b>Amphipoda (14)</b>	1		13		2		6	
<i>Crangonyx subterraneus</i>	---	---	1,4	10,5	---	---	1,2	18,8
<i>Niphargus aquilex</i>	---	---	2,0	4,6	1,3	12,5	0,4	18,8
<i>Niphargus laisi</i>	5,9	27,3	0,6	11,8	---	---	---	---
<b>Isopoda (4)</b>	1		3		1		1	
<i>Proasellus slavus ssp.</i>	1,5	9,1	8,7	17,0	0,2	6,3	0,3	6,3
<b>Mollusca (7)</b>	0		4		0		3	
<b>Nematoda</b>	27,9	18,2	10,6	19,0	0,2	6,3	35,6	31,3

In den Kluftleitern konnten 20 Arten festgestellt werden. Höhere Werte erreichten hier nur *Aelosoma hyalinum*, *Graeteriella unisetigera* und *Elaphoidella elaphoides*. Alle diese Arten kommen jedoch auch in mindestens einen anderen Leitertyp vor.

Hingegen gibt es nur wenige Arten, die auf die Geringleiter beschränkt sind (Insgesamt nur 7 Arten). Hohe Werte erreichten hier nur die Gruppe der Nematoden und die Oligochaetenart *Marionina argentea*, Tiere also, die aufgrund ihrer langgestreckten, drehrunden Körperform für diesen Lebensraum prädestiniert sind. Hohe Dominanz erreichte auch die Art *Acanthocyclops rhenanus*, und auch größere Arten wie *Niphargus laisi* und *Proasellus slavus ssp.* traten in größerem Umfang in den Proben auf. Diese Arten traten jedoch auch in mindestens einem anderen Leitertyp auf.

Generell kommen in den Kompakt- und Kluftleiter weniger Arten vor als in den Karst- und Lockergesteinsleitern, so dass die beiden Leitertypen keine so klare Gruppenstellung einnehmen (Vergleich auch Abbildung 23).

## 6.2.4 Gliederung nach der regionalen Geologie

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

Tab. 32: Anzahl der Messstellen in den einzelnen regionalen geologischen Formationen. Gebiete mit nur einer Messstelle bzw. zwei Messstellen, jedoch nur einem faunistischen Befund (kursiv) wurden bei der Auswertung nicht berücksichtigt.

regionale Geologie	Anzahl Messstellen
Voralpines Moor- u. Hügelland - eiszeitliche Kiese u. Sande	9
Voralpines Moor- u. Hügelland - Moränen	2
<i>Voralpines Moor- u. Hügelland - Tertiär</i>	1
Donau-Ille-Lech-Platten - eiszeitliche Kiese u. Sande	14
<i>Donau-Ille-Lech-Platten - Quartärer Deckenschotter</i>	2
<i>Schwäbische Alb - eiszeitliche Kiese u. Sande</i>	2
Schwäbische Alb - Malm	3
Schwäbische Alb - Talfüllung Malm	9
<i>Schwäbisches Keuper-Lias-Land - Malm</i>	1
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>	2
<i>Schwäbisches Keuper-Lias-Land - Gipskeuper</i>	2
Schwäbisches Keuper-Lias-Land - Talfüllung Gipskeuper	3
<i>Fränkisches Keuper-Lias-Land - Höherer Keuper</i>	1
Neckar-Tauber-Gäuplatten - Malm	5
<i>Neckar-Tauber-Gäuplatten - Talfüllung Malm</i>	1
<i>Neckar-Tauber-Gäuplatten - Lias u. Dogger</i>	1
<i>Neckar-Tauber-Gäuplatten - Höherer Keuper</i>	1
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	6
Neckar-Tauber-Gäuplatten - Talfüllung Buntsandstein u. Rotliegendes	3
<i>Neckar-Tauber-Gäuplatten - Tief Buntsandstein</i>	1
<i>Mainfränkische Platten - Talfüllung Buntsandstein u. Rotliegendes</i>	2
Odenwald - Buntsandstein u. Rotliegendes	2
Odenwald - Talfüllung Buntsandstein u. Rotliegendes	2
<i>Schwarzwald - Talfüllung Buntsandstein u. Rotliegendes</i>	3
Schwarzwald - Talfüllung Kristallin	12
<i>Hochrheingebiet - Talfüllung Muschelkalk u. Lettenkeuper</i>	1
<i>Hochrheingebiet - Talfüllung Buntsandstein u. Rotliegendes</i>	1
<i>Hochrheingebiet - eiszeitliche Kiese u. Sande</i>	2
Südl. Oberrheintiefland - Quartär Löß	2
<i>Südl. Oberrheintiefland - Talfüllung Löß</i>	1
Südl. Oberrheintiefland - eiszeitliche Kiese u. Sande	18
<i>Südl. Oberrheintiefland - Gipskeuper</i>	1
<i>Südl. Oberrheintiefland - Talfüllung Buntsandstein u. Rotliegendes</i>	1
Mittl. Oberrheintiefland - eiszeitliche Kiese u. Sande	14
<i>Mittl. Oberrheintiefland - Talfüllung Kristallin</i>	1
<i>Nördl. Oberrheintiefland - Quartär Hangschutt</i>	1
Nördl. Oberrheintiefland - eiszeitliche Kiese u. Sande	30
<b>Insgesamt</b>	<b>198</b>

Bei dieser Kombination, genannt regionale Geologie, wurden gleiche Grundwasserlandschaften nach ihrer Lage in den einzelnen Naturraumgruppen unterschieden

(Zusammenstellung siehe Tabelle 31), und über den Mittelwert auf das betreffende Teilgebiet aggregiert.

Tab 33 a: Dominanz (D) und Stetigkeit (S) der wichtigsten Arten in den einzelnen Kategorien der regionalen Geologie. Aus Gründen der Übersichtlichkeit sind in der Tabelle nur Werte  $\geq 0,05$  eingetragen, Werte kleiner 0,05 wurden in der Tabelle mit \*\*\* und Nullwerte mit --- ersetzt, weitere Erklärung siehe Text.

regionale Geologie	Voralp. Moor & Hügelland - eiszl. Kiese & Sande		Voralp. Moor & Hügelland - Moränen		Donau-ller-Lech-Pi. - eiszl. Kiese & Sande		Schw. Alb - Malm		Schw. Alb - Taifüllung Malm		Schw. Keuper-Lias-Land - Lias & Dogger		Schw. Keuper-Lias-Land - Taifüllung Lias & Dogger		Schw. Keuper-Lias-Land - Höherer Keuper		Schw. Keuper-Lias-Land - Taifüllung Gipskeuper		Neckar- und Tauber Gäupl. - Malm		Neckar- und Tauber Gäupl. - Gipskeuper			
	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S
<b>Arten (Anzahl ges./Teilgebiet)</b>																								
<b>Oligochaeta (20)</b>	1		0		3		1		4		2		2		4		2		2		1			
<i>Aelosoma hemprichi</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	2,5	16,7	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Aelosoma hyalinum</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	5,0	16,7	5,6	25,0	---	---	---	---	---	---	
<i>Aelosoma niveum</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	3,7	25,0	---	---	---	---	---	---	
<i>Aelosoma quaternarium</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	2,5	50,0	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Dorydrilus michaelsoni</i>	5,2	22,2	---	---	1,6	8,3	0,4	33,3	1,4	22,2	---	---	---	---	---	---	---	---	---	18,2	20,0	1,5	66,7	
<i>Haplotaxis gordioides</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<b>Polychaeta (1)</b>	0		0		0		0		1		0		0		0		0		0		0			
<i>Troglochaeta beranecki</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	0,5	11,1	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<b>Ostracoda (15)</b>	1		0		4		3		2		0		3		1		0		0		0			
<i>Cryptocandona kieferi</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,8	33,3	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Cryptocandona vavrai</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Fabaeformiscandona bilobata/bilobatoidea</i>	---	---	---	---	0,4	8,3	---	---	---	---	---	---	---	18,4	33,3	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Fabaeformiscandona breuili</i>	0,9	11,1	---	---	---	---	6,3	33,3	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Fabaeformiscandona latens</i>	---	---	---	---	0,2	8,3	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Fabaeformiscandona vegelini</i>	---	---	---	---	0,4	8,3	0,0	---	3,8	11,1	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Mixtacandona laisi</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Pseudocandona marchica</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	1,9	25,0	---	---	---	---	---	---	
<i>Schellencandona insueta</i>	---	---	---	---	---	---	1,6	33,3	---	---	---	---	---	0,4	16,7	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Schellencandona triquetra</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<b>Cyclopoidea (22)</b>	4		0		8		7		11		1		8		3		3		2		3			
<i>Acanthocyclops cf. gmeineri</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	1,0	11,1	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Acanthocyclops kieferi</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	15,9	16,7	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Acanthocyclops rhenanus</i>	42,2	33,3	0,0	0,0	1,6	33,3	0,4	33,3	3,4	22,2	---	---	4,6	33,3	---	---	1,9	33,3	---	---	---	---		
<i>Acanthocyclops sensitivus</i>	---	---	---	---	6,8	41,7	16,3	66,7	10,6	44,4	---	---	2,5	33,3	---	---	13,5	33,3	---	---	---	---		
<i>Acanthocyclops venustus</i>	---	---	---	---	4,7	33,3	7,9	66,7	1,9	11,1	---	---	---	0,4	16,7	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Diacyclops bisetosus</i>	0,9	11,1	---	---	0,6	8,3	---	---	---	---	---	---	---	---	70,4	25,0	---	---	---	---	0,9	33,3		
<i>Diacyclops crassicaudis</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	5,0	50,0	0,4	16,7	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Diacyclops languidoides</i>	33,6	55,6	---	---	5,1	41,7	33,7	33,3	10,1	55,6	---	---	0,8	33,3	7,4	25,0	---	---	18,2	40,0	3,7	66,7		
<i>Diacyclops languidus</i>	---	---	---	---	0,2	8,3	---	---	---	---	---	---	---	1,3	16,7	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Graeteriella laisi</i>	0,9	11,1	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Graeteriella unisetigera</i>	---	---	---	---	0,2	8,3	0,0	0,0	0,0	0,0	---	---	2,5	16,7	3,7	25,0	19,2	33,3	9,1	20,0	---	---		
<b>Harpacticoida (17)</b>	0		0		1		0		2		0		0		0		1		0		0			
<i>Bryocampus L. echinatus</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	5,3	11,1	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Chappuisius inopimus</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Chappuisius singeri</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Moraria brevipes</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	3,4	11,1	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Parastenocaris brevipes</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Parastenocaris germanica</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<b>Syncarida (5)</b>	0		0		0		0		0		0		0		0		0		0		0			
<i>Bathynella freiburgensis</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Bathynella natans</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Parabathynella nov. spec.</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Pseudantrobathynella hummanni</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<b>Amphipoda (14)</b>	6		1		6		4		4		0		5		0		1		1		2			
<i>Bogidiella albertmagni</i>	0,9	11,1	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Crangonyx subterraneus</i>	1,7	11,1	---	---	1,6	25,0	4,8	33,3	13,9	33,3	---	---	0,4	16,7	---	---	---	---	18,2	40,0	---	---		
<i>Niphargellus nollii</i>	---	---	---	---	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,2	33,3	
<i>Niphargopsis casparvi</i>	---	---	---	---	7,8	41,7	11,1	33,3	5,3	22,2	---	---	---	17,2	50,0	---	---	32,7	33,3	---	---	---	---	
<i>Niphargus aquilex</i>	6,0	33,3	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	14,2	16,7	---	---	---	---	---	0,7	66,7	
<i>Niphargus auerbachii</i>	0,9	11,1	---	---	14,6	8,3	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Niphargus fontanus</i>	---	---	---	---	---	---	0,8	33,3	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Niphargus foreli</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	0,5	11,1	---	---	---	2,9	16,7	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Niphargus j. var. kieferi</i>	0,9	11,1	---	---	0,4	8,3	0,4	33,3	---	---	---	---	---	0,4	16,7	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Niphargus kochianus</i>	---	---	---	---	0,6	8,3	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Niphargus laisi</i>	0,9	11,1	50,0	50,0	0,6	16,7	---	---	1,0	22,2	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Niphargus tatrensis</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<b>Isopoda (4)</b>	1		0		1		1		1		0		2		0		1		0		0			
<i>Proasellus cavaticus</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Proasellus coxalis</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Proasellus slavus ssp.</i>	2,6	11,1	---	---	48,5	58,3	1,6	33,3	11,1	44,4	---	---	2,9	16,7	---	---	23,1	33,3	---	---	---	---		
<i>Proasellus walteri</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,4	16,7	---	---	---	---	---	---	---	---	
<b>Mollusca (7)</b>	0		0		0		3		0		0		1		0		0		0		0			
<i>Bythiospeum pellicudum</i>	---	---	---	---	---	---	0,4	33,3	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Bythiospeum spec.</i>	---	---	---	---	---	---	0,4	33,3	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Bythiospeum sterktanum moenanum</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	
<i>Bythiospeum taxisi</i>	---	---	---	---	---	---	0,4	33,3	---	---	---	---	---	5,9	33,3	---	---	---	---	---	---	---	---	
<b>Nematoda</b>	2,6	11,1	50,0	50,0	---	---	---	---	7,7	44,4	45,0	50,0	---	---	---	---	1,9	33,3	27,3	20,0	92,5	66,7		

Tab 30 b: Dominanz (D) und Stetigkeit (S) der wichtigsten Arten in den einzelnen Kategorien der regionalen Geologie. Aus Gründen der Übersichtlichkeit sind in der Tabelle nur Werte  $\geq 0,05$  eingetragen, Werte kleiner 0,05 wurden in der Tabelle mit \*\*\* und Nullwerte mit --- ersetzt, weitere Erklärung siehe Text.

regionale Geologie	Neckar- und Tauber Gäupl. - Talfüllung Gipskeuper		Neckar- und Tauber Gäupl. - Talfüllung Muschelkalk & Lettenkeuper		Neckar- und Tauber Gäupl. - Buntsandstein & Rotliegendes		Neckar- und Tauber Gäupl. - Talfüllung Buntsandstein		Odenwald - Buntsandstein		Odenwald - Talfüllung Buntsandstein		Schwarzwald - Talfüllung Kristallin		Südl. Oberhessland - Loß		Südl. Oberhessland - eiszt. Kiese & Sande		Mittl. Oberhessland - eiszt. Kiese & Sande		Nördl. Oberhessland - eiszt. Kiese & Sande	
	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S	D	S
<b>Arten (Anzahl ges/Teilgebiet)</b>	<b>3</b>		<b>5</b>		<b>1</b>		<b>1</b>		<b>2</b>		<b>4</b>		<b>2</b>		<b>0</b>		<b>3</b>		<b>2</b>		<b>6</b>	
<b>Oligochaeta (20)</b>																						
<i>Aelosoma hemprichi</i>	---	---	6,0	6,3	---	---	---	---	---	---	0,7	50,0	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Aelosoma hyalinum</i>	---	---	5,2	6,3	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,4	6,7
<i>Aelosoma niveum</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Aelosoma quaternarium</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Doridrilus michaelsoni</i>	2,6	25,0	32,3	43,8	1,9	16,7	3,2	33,3	6,7	100,0	37,7	50,0	---	---	---	---	0,4	11,1	5,1	14,3	5,0	26,7
<i>Haplotaxis gordioides</i>	---	---	0,4	6,3	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	1,8	16,7	---	---	0,6	6,7
<b>Polychaeta (1)</b>																						
<i>Troglochaetus beranecki</i>	0	1	6,3	0	0	0	0	0	0,7	50,0	0	0	0	0	0,2	5,6	---	---	0,1	3,3	---	
<b>Ostracoda (15)</b>																						
<i>Cryptocandona kieferi</i>	1	1	0	0	0	0	0	1	5	0	5	0	5	3	5	---	---	---	---	---	---	---
<i>Cryptocandona vavrai</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	2,9	16,7	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Fabaeformiscandona bilobata/bilobatoides</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,3	8,3	---	---	---	---	---	---	1,1	7,1	17,0	6,7
<i>Fabaeformiscandona breuili</i>	3,3	25,0	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,2	5,6	1,7	7,1	0,6	6,7
<i>Fabaeformiscandona latens</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Fabaeformiscandona wegelini</i>	---	---	1,2	6,3	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,6	3,3
<i>Mixtacandona laisi</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	13,1	11,1	6,8	7,1	2,0	3,3
<i>Pseudocandona marchica</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,3	8,3	---	---	---	---	0,6	5,6	---	---	---	---
<i>Schellencandona insueta</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,7	50,0	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Schellencandona triquetra</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	8,4	5,6	---	---	---	---
<b>Cyclopoida (22)</b>																						
<i>Acanthocyclops cf. gmeineri</i>	4	7	2	3	0	3	4	1	7	5	9	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Acanthocyclops kieferi</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Acanthocyclops rhenanus</i>	12,2	50,0	0,4	6,3	---	67,7	33,3	---	6,5	50,0	---	---	90,0	100,0	6,4	27,8	6,2	42,9	6,1	20,0	---	---
<i>Acanthocyclops sensivivus</i>	---	---	1,6	12,5	---	3,2	33,3	---	---	---	0,6	16,7	---	---	1,0	11,1	4,0	21,4	---	---	---	---
<i>Acanthocyclops venustus</i>	---	---	2,4	12,5	---	---	---	---	1,4	50,0	0,6	8,3	---	---	1,2	11,1	---	---	---	---	---	---
<i>Diaicyclops bisetosus</i>	8,6	25,0	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,8	5,6	7,3	7,1	---	---	---	---
<i>Diaicyclops crassicaudis</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	10,6	8,3	---	---	---	---	7,3	7,1	---	---	---	---
<i>Diaicyclops languidoides</i>	18,8	25,0	6,9	37,5	34,6	50,0	12,9	33,3	---	8,0	100,0	14,1	58,3	---	---	35,7	55,6	24,9	35,7	18,0	33,3	
<i>Diaicyclops languidus</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Graeteriella laisi</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,1	3,3
<i>Graeteriella unisetigera</i>	0,7	25,0	7,3	18,8	48,1	33,3	---	---	---	---	---	---	---	---	0,4	11,1	---	---	---	0,4	3,3	
<b>Harpacticoida (17)</b>																						
<i>Bryocampus L. echinatus</i>	1	2	0	0	0	1	2	1	0	1	2	1	0	1	2	6	---	---	---	---	---	---
<i>Chappuisius inopinus</i>	47,4	25,0	---	---	---	---	---	---	20,0	100,0	---	---	0,6	16,7	---	---	---	---	---	---	6,4	3,3
<i>Chappuisius singeri</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	10,1	50,0	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Moraria brevipes</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Parastenocaris brevipes</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	8,7	3,3
<i>Parastenocaris germanica</i>	---	---	1,6	6,3	---	---	---	---	---	---	0,7	50,0	---	---	---	---	---	---	1,1	7,1	0,1	3,3
<b>Syncarida (5)</b>																						
<i>Bathynella freiburgensis</i>	1	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Bathynella natans</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	23,9	100,0	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Parabathynella nov. spec.</i>	0,3	25,0	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Pseudobathynella husmanni</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	46,7	100,0	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<b>Amphipoda (14)</b>																						
<i>Bogidiella albertimagni</i>	2	4	2	1	0	2	5	1	4	3	4	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Crangonyx subterraneus</i>	---	---	0,8	6,3	---	---	---	---	5,8	100,0	0,6	8,3	---	---	0,4	11,1	1,7	7,1	---	---	---	---
<i>Niphargellus noli</i>	---	---	0,4	6,3	---	---	---	---	---	---	0,3	8,3	---	---	0,4	11,1	---	---	---	---	1,1	6,7
<i>Niphargopsis casparvi</i>	---	---	0,8	6,3	---	---	---	---	1,4	50,0	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Niphargus aquilex</i>	---	---	---	---	9,6	16,7	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	23,7	14,3	0,1	3,3
<i>Niphargus auerbachii</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Niphargus fontanus</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,3	8,3	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Niphargus foreli</i>	---	---	---	---	1,9	16,7	---	---	---	---	1,4	8,3	---	---	0,4	5,6	---	---	---	---	---	---
<i>Niphargus j. var. kieferi</i>	---	---	---	---	---	3,2	33,3	---	---	---	1,7	8,3	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Niphargus kochianus</i>	0,3	25,0	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,1	3,3
<i>Niphargus laisi</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	5,0	50,0	1,4	27,8	4,0	35,7	0,7	10,0
<i>Niphargus tatrensis</i>	1,3	25,0	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<b>Isopoda (4)</b>																						
<i>Proasellus cavaticus</i>	1	2	1	1	0	0	3	1	2	0	0	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Proasellus cavalis</i>	---	---	1,2	6,3	---	---	---	---	---	---	0,9	16,7	---	---	0,2	5,6	---	---	---	---	---	---
<i>Proasellus slavus ssp.</i>	3,6	25,0	2,0	12,5	1,9	16,7	9,7	33,3	---	---	6,0	16,7	5,0	50,0	4,1	22,2	---	---	---	---	---	---
<i>Proasellus walteri</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	0,3	8,3	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<b>Mollusca (7)</b>																						
<i>Bythiospeum pellucidum</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	---	---	---	---	---	---
<i>Bythiospeum spec.</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Bythiospeum sterkianum moenanum</i>	---	---	9,3	12,5	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<i>Bythiospeum taxisi</i>	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<b>Nematoda</b>	0,3	25,0	17,7	12,5	1,9	16,7	---	---	---	---	---	---	55,7	41,7	---	---	15,6	27,8	1,1	7,1	13,5	23,3

Dieses Auswertungsniveau liegt zwischen den Naturraumgruppen bzw. Grundwasserlandschaften und dem Niveau der einzelnen Messstellen, es untergliedert nochmals die zuvor getroffenen Einteilungen, fasst jedoch auch Messstellen der betreffenden Kategorien zusammen. Eine Auswertung auf dem Niveau der Einzelmessstellen war hingegen nicht möglich, da auch Messstellen, die direkt nebeneinander lagen, oft so unterschiedlich besiedelt waren, dass die Ergebnisse zu weit streuen würden.

Über die Einteilung nach der regionalen Geologie ist es jedoch möglich, gleiche, jedoch nicht zusammenhängende Grundwasserlandschaften wie z.B. den Buntsandstein der Neckar-Tauber-Gäuplatten und des Odenwaldes zu unterscheiden.

Tabelle 32 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.

Auch für die Einheiten der regionalen Geologie wurden die Dominanz und Stetigkeit berechnet, sie sind für die wichtigsten Arten (alle Arten mit einer Dominanz  $\geq 5\%$  und/oder einer Stetigkeit von  $\geq 10\%$ ) in der Tabelle 33 zusammengefasst. Der Aufbau der Tabelle ist gleich der vorhergehenden Tabellen (Tabelle 26, 27, 28, 30, 31 und 33), die Erklärung zum Aufbau ist bei Tabelle 26 im Text zu finden.

Auf diesem Niveau der Auswertung, da es die kleinstmögliche Auflösung vor den Einzelstandorten darstellt, traten immer mehr Arten mit regional begrenztem Auftreten und auch seltene Arten in den Vordergrund. Dazu gehörten z. B. die Arten *Acanthocyclops gmeineri*, *Acanthocyclops kieferi*, *Graeteriella laisi*, *Parastenocaris germanica*, *Parastenocaris brevipes*, *Bathynella freiburgensis*, *Bathynella natans*, *Parabathynella nov. spec.*, *Pseudantrobathynella husmanni*, *Fabaeformiscandona latens*, *Mixtacandona laisi* oder *Bythiospeum sterkianum*.

Zu den bisher nicht zu unterscheidenden Gebieten gehörten der Buntsandstein und dessen Talfüllungen im Odenwald und in den Neckar-Tauber-Gäu-Platten. Interessanterweise fand sich hier nur eine Art, *Dorydrilus michaelsoni*, die in allen vier Teilgebieten relevante Werte erreichte. Neben *Diacyclops languidoides*, der häufigsten Art des Untersuchungsgebietes, welche auch in drei der vier genannten Teilgebiete vorkam, kamen nur noch *Proasellus slavus ssp.* (Neckar-Tauber-Gäu-Platten) und *Acanthocyclops rhenanus* (Talfüllungen Buntsandstein) in zwei der vier Teilgebieten vor, die übrigen Arten, die höhere Werte an Dominanz und Stetigkeit erreichten, taten dies nur in einem der Teilgebiete.

Dies soll zeigen, dass auf diesem Niveau der Auswertung die Streuung der Ergebnisse schon sehr stark ist. Das nächstmögliche Niveau der Einzelstandorte würde aufgrund der Heterogenität der Besiedlung der Messstellen keine Gemeinsamkeiten mehr erfassen können.

In der Abbildung 24 sind die Ergebnisse der MDS-Analyse dargestellt. Die verschiedenen Symbole zeigen die Zugehörigkeit der regionalen Geologie zu einer der 4 Kategorien der hydraulischen Leitfähigkeit, analog den Grundwasserlandschaften.

Auf diesem Niveau der Auswertung streuen die einzelnen Kategorien wie Geringleiter oder Kluffleiter, die MDS liefert jedoch immer noch brauchbare Ergebnisse (Stress = 0,19). Eine deutliche Trennung nach der hydraulischen Leitfähigkeit besteht weiterhin (ANOSIM; R-Wert = 0,598,  $p=0,001$ ), wobei die Überlappungen der Gruppen im Vergleich zu den Abbildungen 22 und 23 zunehmen.

Ähnlich wie in der vorangegangenen Abbildung 23 sind die Karstgebiete wieder in der Nähe der Lockergesteinsleiter angeordnet. Zusätzlich liegt nun auch Buntsandstein & Rotliegendes der Neckar-Tauber-Gäu-Platten nahe den Lockergesteinsleitern.

Die besten Korrelationen der BVSTEP-Analyse (0,641) ergeben wieder die hydraulische Leitfähigkeit, die Sauerstoffsättigung, der Anteil an Detritus und Tierresten, sowie der Sedimentkategorie „sonstiges Sediment“. Feinanteile wie Feinsand und Schluff, die beim vorhergehenden Auswertungsschritt noch gut korrelierten, spielen nun keine Rolle mehr.

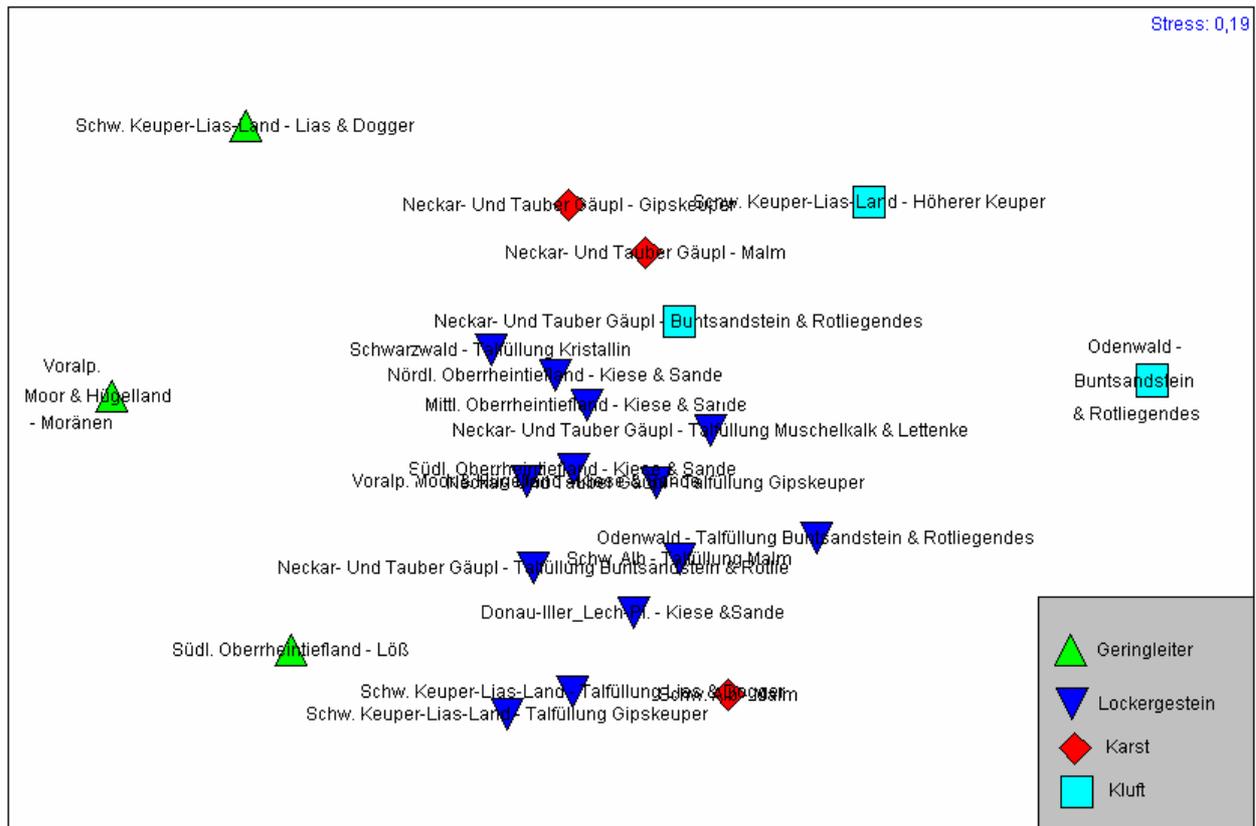


Abb. 24: Ergebnisse der MDS-Analyse der regionalen geologischen Formationen. Die verschiedenen Symbole zeigen die Zugehörigkeit zu einer der 4 Kategorien der hydraulischen Leitfähigkeit an.

Eine Unterscheidung der Teilgebiete nach Naturraumgruppen (R-Wert = 0,111;  $p=0,224$ ) und Grundwasserlandschaften (R-Wert = 0,315;  $p=0,062$ ) ist nicht möglich, da naturräumliche und hydrogeologische Effekte durch die hydraulische Leitfähigkeit, d. h. die Struktur der Grundwasserleiter überlagert werden. Allerdings lässt Abbildung 24 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 oberrheinischen Naturräume oder für die Talfüllungen des Gipskeupers und des Lias & Dogger im Schwäbischen Keuper-Lias-Land.

### 6.2.5 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 wurde zusätzlich die Zugehörigkeit der Messstellen der einzelnen Tiefenklassen zu einer der 4 Kategorien der hydraulischen Leitfähigkeit berücksichtigt. Die Daten wurden nach dieser Einteilung zu den Klassen und Kategorien über den Mittelwert aggregiert. Tabelle 34 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.

Tab. 34: Anzahl der Messstellen nach Zugehörigkeit zu einer Tiefenklasse und einer Kategorie der hydraulischen Leitfähigkeit.

Tiefenklassen und hydraulische Leitfähigkeit	Anzahl Messstellen
0>20, Geringl.	16
0>20, Locker	155
0>20, Kluft	15
0>20, Karst	10
20>50, Geringl.	5
20>50, Locker	33
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
<b>Insgesamt</b>	<b>304</b>

Die Abbildung 25 zeigt die Ergebnisse der MDS-Analyse. Die verschiedenen Symbole geben die Zugehörigkeit der einzelnen Datengruppen zu den Tiefenklassen an.

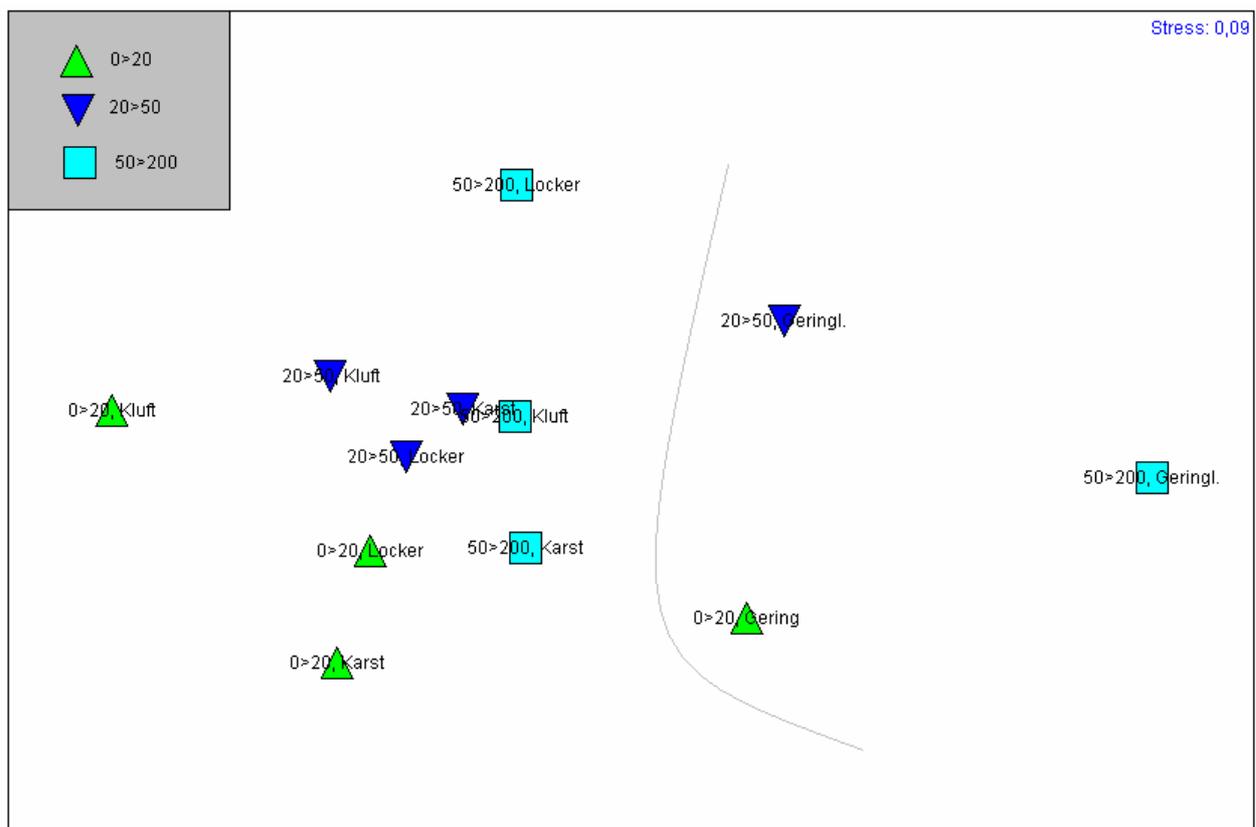


Abb. 25: Ergebnisse der MDS-Analyse der nach Tiefenklassen und hydraulischer Leitfähigkeit gruppierten Daten. Die verschiedenen Symbole zeigen die Zugehörigkeit zu einer der drei Tiefenklassen an. Die graue Linie trennt die drei Tiefenklassen der Geringleiter von den übrigen Leitertypen.

In dieser Abbildung 25 sind die geringleitenden Formationen aller Tiefen deutlich von den übrigen hydraulischen Gruppen getrennt (Siehe graue Linie in der Abbildung), genau wie bei den vorausgegangenen Abbildungen 22, 23 und 24. 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 zeigte die besten Korrelationen ( $r = 0,787$ ) mit den Parametern hydraulische Leitfähigkeit, Sauerstoffsättigung, dem Anteil an Schluff, Detritus und Tierresten sowie der Kategorie „sonstige Sedimente“. Hinzu kamen als abiotische Parameter der Spektrale Absorptionskoeffizient (SAK 436) und der Gehalt an Kalium.

Ebenso gut korrelierten die biotischen Faktoren Abundanz, Anzahl an Arten und der Diversitätsindex (Shannon & Wiener) mit der MDS-Analyse der faunistischen Daten.

In Abbildung 26 sind ausgewählte Parameter der BVSTEP-Analyse graphisch dargestellt. Zum Vergleich wird links oben nochmals die MDS aus Abbildung 25 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. Mit zunehmender Tiefe gehen die Besiedlungsdichte und die Anzahl der Arten deutlich zurück.

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

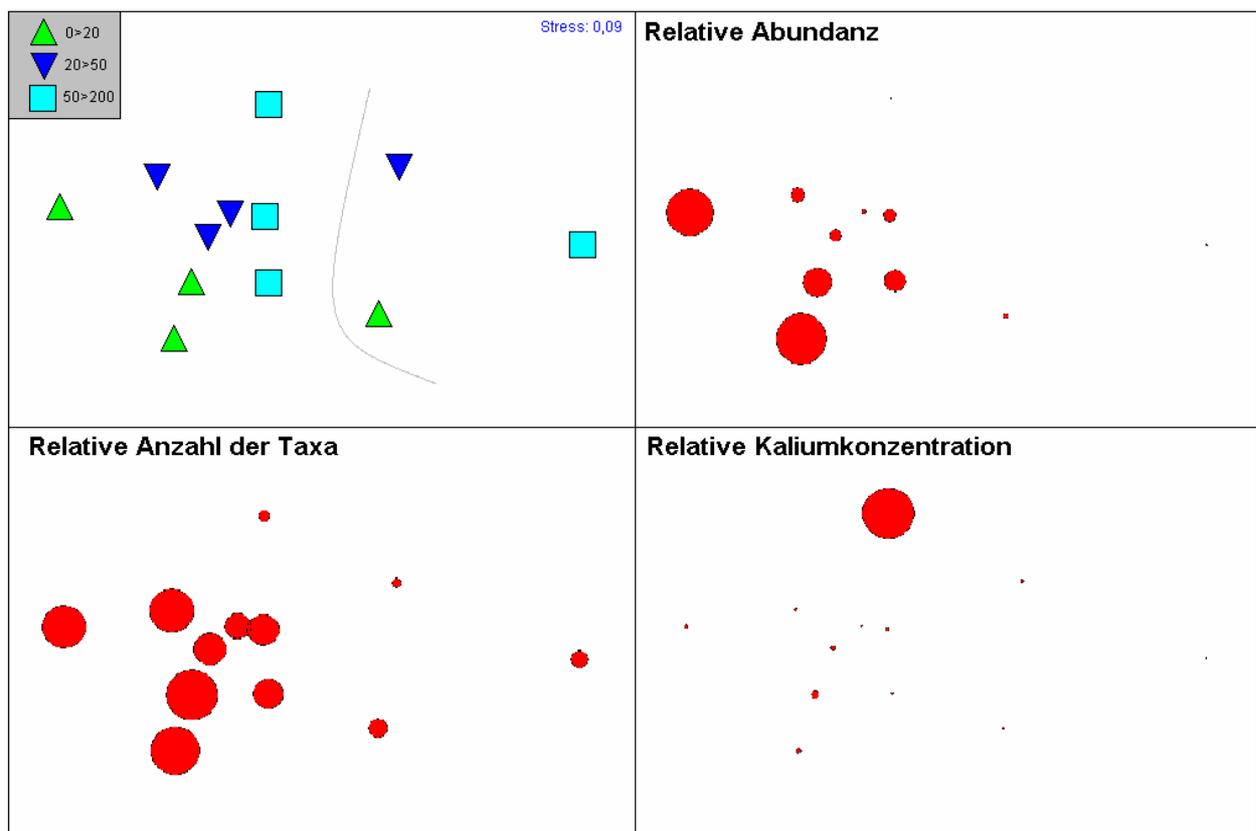


Abb. 26: MDS ausgewählter Parameter der BVSTEP-Analyse. (Links oben die verkleinerte MDS von Abb. 25, die Abbildungen rechts und unterhalb zeigen die gleiche MDS mit den Parametern Abundanz, Anzahl an Taxa und die Kaliumkonzentration. Die Größe der Kreise spiegelt die relative Größe der Werte für die einzelnen Gruppen wider.

In Abbildung 27 sind die Ergebnisse der Box-Plot-Analysen dargestellt, die aufgrund der oben beschriebenen Ergebnisse zusätzlich durchgeführt wurden. Die ersten beiden Boxplots (Abb. 27 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.

Eine Überprüfung mit dem U-Test ergab signifikante Unterschiede ( $p < 0,001$ ,  $n = 521$ ) der drei 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:  $p > 0,05$ ).

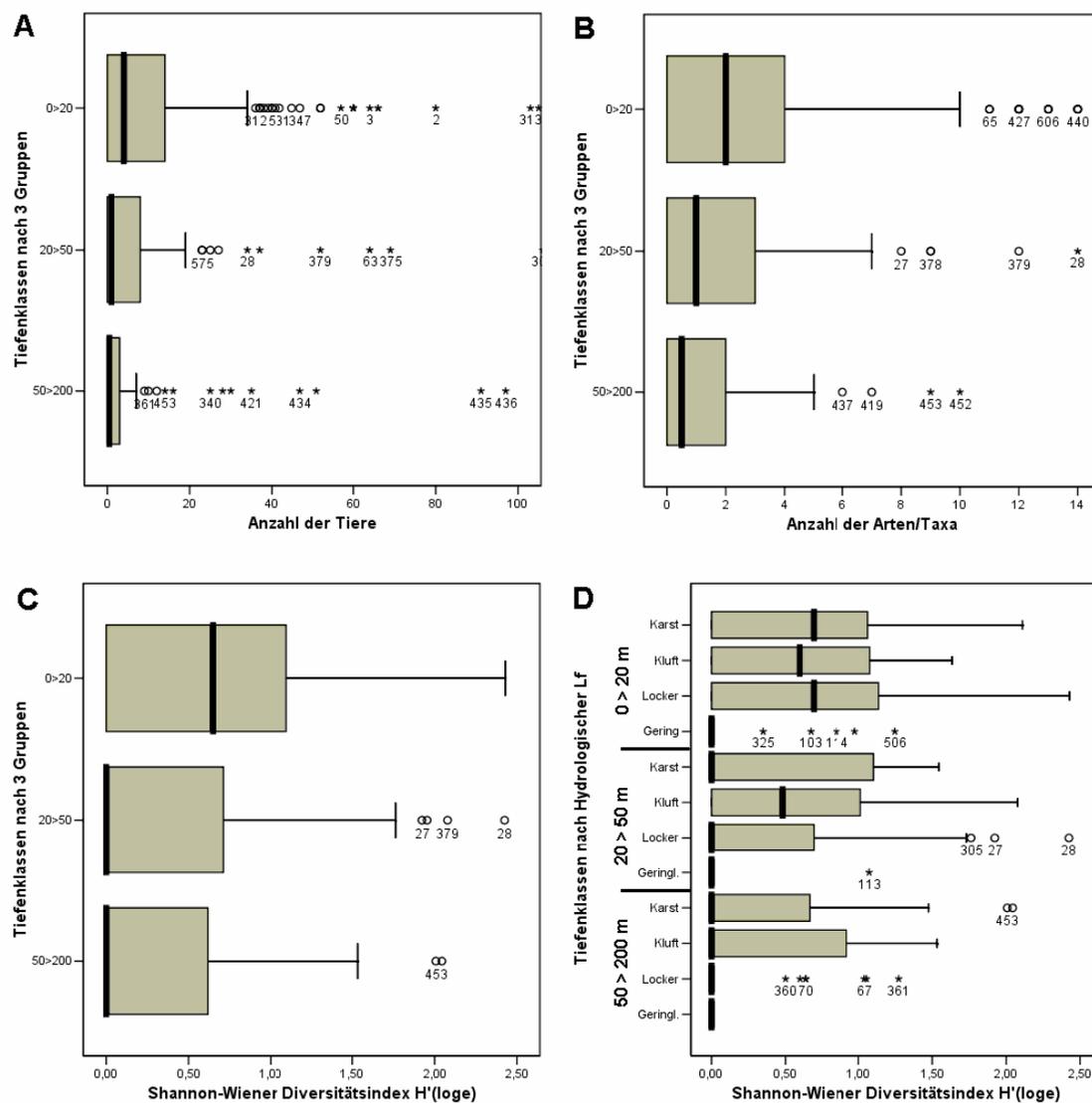


Abb. 27: Ergebnisse der Box-Plot-Analysen. Die einzelnen Darstellungen zeigen die Abundanzen (A), Anzahl der Taxa (B) und die Diversität (Shannon & Wiener, C) der 3 Tiefenklassen, Abb. D die Diversität in Bezug auf Tiefenklassen und hydraulischer Leitfähigkeit (Kreise symbolisieren Extremwerte, Sternchen Ausreißer).

Abbildung 27 D zeigt den Diversitätsindex der unterschiedlichen Tiefenklassen in Abhängigkeit von der hydraulischen Leitfähigkeit. Die Grundwasserleiter der Tiefenklasse 0>20 zeigen eine annähernd gleiche Diversität, während sie bei den tieferen Klassen weit streut bzw. stark abnimmt.

Eine Ausnahme war der seichte Geringleiter, der wie die übrigen Geringleiter eine sehr niedrige Diversität aufwies. Die Geringleiter 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:  $p<0,001$ ;  $n=607$ ).

Aufgrund der signifikanten Unterschiede zwischen den seichten, bis 20 m Tiefe reichenden Messstellen und den tieferen Standorten wurden bei den übrigen Auswertungsschritten nur die Messstellen bis zu einer Tiefe bis 20 m berücksichtigt.

## 6.2.6 Bedeutung von Hydrochemie und Belastungsparameter

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

Die Tabelle 35 zeigt eine Übersicht der erfassten Parameter, Tabelle 32 eine Übersicht über die einzelnen Teilmessnetze des Grundwasserbeschaffenheitsnetzes.

Tab. 35: Übersicht über die im Rahmen des Grundwasserüberwachungsprogrammes erfassten Parameter (LfU 1991).

<b>Parametergruppe "VO" ("Vor-Ort-Parameter")</b>	<b>PAK:</b>
Farbe qualitativ, Trübung qualitativ, Geruch qualitativ, Temperatur, Elektrische Leitfähigkeit (bei 25°C), pH-Wert, Sauerstoff, Sauerstoffsättigung	Fluoranthen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(a)pyren, Benzo(ghi)perylene, Indeno(1,2,3-cd)pyren
<b>Parametergruppe "G" (=physikalisch-chemische Vollanalyse)</b>	<b>LHKW:</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	Trichlormethan, 1,1,1-Trichlorethan, Trichlorethen, Tetrachlorethen, Dichlormethan, Tetrachlormethan, cis-1,2-Dichlorethen
<b>Parametergruppe "K" („Kurz“)</b>	<b>PBSM1:</b>
Temperatur, Elektrische Leitfähigkeit (bei 25°C), pH-Wert, Säurekapazität bis pH 4,3, Summe Erdalkalien (Gesamthärte), SAK-254, Nitrat	Atrazin, Simazin, Terbutylazin, Metolachlor, Metazachlor, Desethylatrazin, Desisopropylatrazin, Desethylterbutylazin, Propazin, Bromacil, Hexazinon, Metalaxyl
<b>Parametergruppe "LHKW-7"</b>	<b>Parametergruppe "SM-8"</b>
Trichlormethan, 1,1,1-Trichlorethan, Trichlorethen, Tetrachlorethen, Dichlormethan, Tetrachlormethan, cis-1,2-Dichlorethen	Arsen, Blei, Cadmium, Chrom gesamt, Nickel, Quecksilber, Zink, Kupfer
<b>Parametergruppe "PAK nach TrinkwV"</b>	<b>Parametergruppe "BTXE"</b>
Fluoranthen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(a)pyren, Benzo(ghi)perylene, Indeno(1,2,3-cd)pyren	Benzol, Toluol, o-Xylol, m-Xylol, p-Xylol, Ethylbenzol
<b>Parametergruppe "PBSM-1"</b>	<b>Parametergruppe "PAK nach EPA"</b>
Atrazin, Simazin, Terbutylazin, Metolachlor, Metazachlor, Desethylatrazin, Desisopropylatrazin, Desethylterbutylazin, Propazin, Bromacil, Hexazinon, Metalaxyl	Fluoranthen, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(a)pyren, Benzo(ghi)perylene, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Acenaphthylen, Acenaphthen, Fluoren, Phenanthren, Anthracen, Benzo(a)anthracen, Pyren, Chrysen, Dibenzo(a,h)anthracen, Naphthalin
<b>Parametergruppe "PBSM-2"</b>	<b>Parametergruppe "PBSM-3"</b>
2,4-D, Mecoprop, Dichlorprop, Bentazon	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 "Z" („Zusatz“, =TrinkwV, Anlage 2)</b>	<b>Parametergruppe "PBSM-4"</b>
Arsen, Blei, Cadmium, Chrom gesamt, Cyanid gesamt, Fluorid, Nickel, Nitrit, Quecksilber	Chlortoluron, Diuron, Isoproturon, Linuron, Methabenzthiazuron

Zusätzlich wurden im Herbst 2002 speziell für diese Studie jene Standorte (mit wenigen Ausnahmen), die nicht dem Beschaffenheitsmessnetz angehören (Grundwasserstandsmessnetz 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 zu den einzelnen Standorten. Die Mittelwertbildung geschah, da die faunistischen und hydrochemischen Probenahmen nicht zeitgleich erfolgten. In der Regel lagen, auch im Herbst 2002, mehrere Wochen bis Monate zwischen den Probenahmen.

Für die meisten Parameter (Feldparameter bzw. 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 wenige Parameter waren durch einen Korrelationskoeffizienten  $\geq 0,2$  mit den Faunadaten (der Abundanz, den Taxa- und Artenzahlen) verbunden (Tab. 36), jedoch sind diese Korrelationen zu gering, um damit belastbare Aussagen zu machen.

Tab. 36: Korrelationen zwischen faunistischen und hydrochemischen Parametern. Dargestellt sind alle Korrelationen  $\geq 0,2$  (Ausnahme: Methaben. Erklärung siehe Text). Spearman-Rangkorrelationstest. Die hydrochemischen Daten wurden über die einzelnen Standorte gemittelt.

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

Auch für die Belastungsparameter konnten keine sinnvollen Korrelationen festgestellt werden. Wo eine stärkere Korrelation vorlag, wie bei Dimefuron, waren die Stichprobenzahlen ( $n = 19$  von insgesamt 305 Messstellen) zu gering, um irgendeine Aussagekraft zu haben. Stellvertretend sind in Abbildung 28 Streudiagramme von Sauerstoff und Methaben vs. Abundanz mit Regressionsgerade dargestellt. Das sehr niedrige  $r^2$  weist darauf hin, dass kein belastbarer Zusammenhang zwischen den getesteten Substanzen und der Fauna besteht.

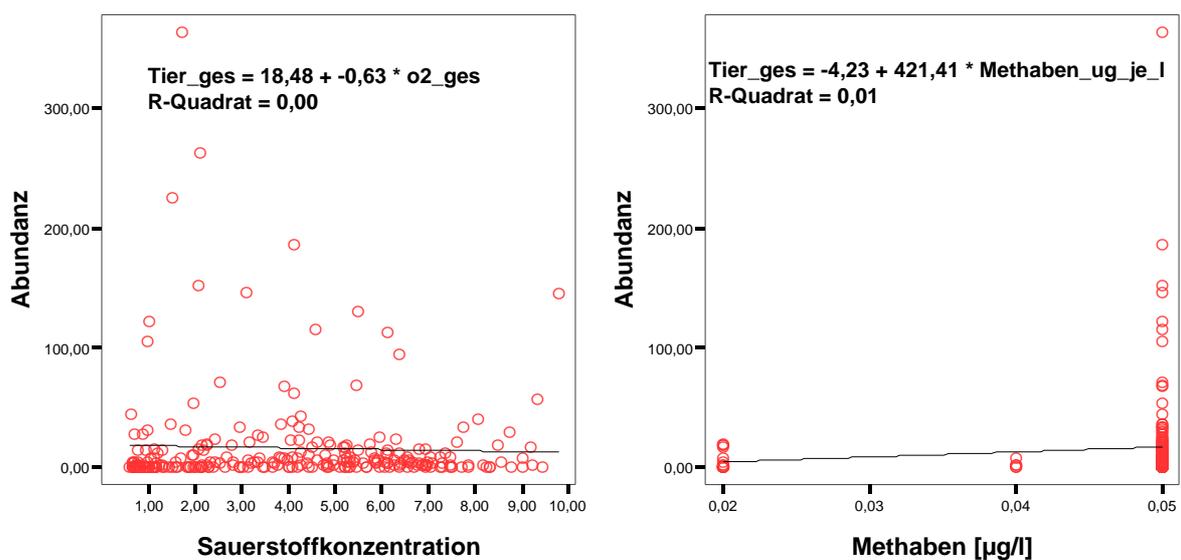


Abb. 28: Streudiagramme von Sauerstoff und Chlortoluron vs. Abundanz mit Regressionsgerade

## 6.2.7 Einfluss der Landnutzung

Der Einfluss der Landnutzung auf die Grundwasserfauna ist eine zentrale Fragestellung. Sie umfasst alle Auswirkungen auf den Grundwasserkörper, die vom Menschen verursacht wurden und werden, und ist somit der Schlüssel für den Erhalt und den Schutz eines intakten Ökosystems, das uns auch als Trinkwasserquelle dient.

Um den Einfluss der Landnutzung zu prüfen, wurde auf die Analyseergebnisse des Messnetzes der LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERGS zurückgegriffen, da hier Daten von mindestens 5 oder mehr Jahren vorliegen, und die Zuordnung zu einem der Messnetze als Belastungskriterium sinnvoll erschien.

Die Verursacher und auch grob die chemischen Belastungsparameter sind hier zu einheitlichen Gruppen zusammengefasst. Tabelle 37 zeigt die Verteilung und Anzahl der Messstellen auf die einzelnen Messnetze.

Tab. 37: Anzahl der Messstellen in den einzelnen Messnetzen.

Messnetz LfU	Anzahl Messstellen
Fremdmessstelle	67
Basismessnetz	3
Grundwasserstandsmessnetz	67
Grobrastermessnetz	31
Verdichtungsmessnetz Industrie	44
Verdichtungsmessnetz Wasserversorger	2
Verdichtungsmessnetz Landwirtschaft	57
Verdichtungsmessnetz Siedlungen	33
<b>Insgesamt</b>	<b>304</b>

Als unbeeinflusst bzw. gering beeinflusst wurden die Messstellen des Basismessnetzes und der Wasserversorger eingestuft, während Messstellen aus dem Landwirtschaftsmessnetz als nährstoffbelastet gelten. Messstellen aus dem Industriemessnetz stehen für Schadstoffeintrag, die Messstellen aus dem Siedlungsmessnetz liegen in ihren Belastungen zwischen Landwirtschaft (z.B. Abwässer) und Industrie (Versiegelte Böden, Verkehr).

Messstellen aus dem Grobrastermessnetz bilden im Gütemessnetz der LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERGS eine eigene Kategorie, da sie aufgrund ihrer Heterogenität der Analysedaten keinem anderen Messnetz zugeordnet werden können.

Da für die Messstellen aus dem Grundwasserstandsmessnetz und der Fremdmessstellen keine Anhaltspunkte für die Zugehörigkeit vorliegen, und somit sehr viele faunistische Daten für diese Auswertung nicht verwendet werden konnten, wurde zumindest für die Grobrastermessstellen eine Zuordnung anhand von Schlüsselparametern (Pflanzenschutzmittel, Bor, Nitrat, CKW's) versucht.

Die Auswertung (MDS, ANOSIM, BVSTEP) erbrachte keine statistisch belegbaren Ergebnisse. Basismessnetz und Messstellen der Wasserversorger nehmen zwar eine Sonderstellung ein, die jedoch einerseits auf die wenigen vorliegenden Daten zurückzuführen ist und andererseits auf einer dünnen Besiedlung weniger Arten basieren. Wirklich anthropogen unbelastete Grundwässer findet man hauptsächlich in tiefen und alten Grundwasservorkommen, die von einem möglichen Einfluss aufgrund der langen Erneuerungsrate geschützt sind. Diese Wässer zeichnen sich jedoch durch hohe Mineralisierung und sehr geringem Anteil an organischen Kohlenstoffgehalt aus, zwei Faktoren also, die eine Besiedlung nicht fördern.

Die Messstellen der Belastungskategorien hingegen zeigen keine signifikanten Unterschiede in Abundanz, Anzahl an Taxa und Diversität. Die Gruppen sind in sich und untereinander zu ähnlich, um sie anhand der Besiedlung zu unterscheiden. Es sind dies auch sehr grobe Einteilungen. Sie umfassen die Verursacherquellen, nicht jedoch die Intensität der Belastung. Wie weit der Einfluss von hydraulischer Leitfähigkeit, Geologie und Einzugsgebiet die Landnutzung überlagert, ist ohne die Berücksichtigung aller Messstellen nicht abzuschätzen.

Ein zweiter Ansatz, den Einfluss der Landnutzung zu ermitteln, wurde über die Zuordnung der Lage der Messstellen zu Nutzungsflächen anhand von Kartenmaterial versucht. Dieser Ansatz berücksichtigte nun alle Messstellen, doch erwies sich die Zuordnung fallweise als sehr schwierig bzw. unmöglich.

Nicht alle Beeinflussungen sind aus den Karten ersichtlich. Vermutlich spielen sie jedoch eine wesentliche Rolle, so dass auch dieser Ansatz keine verwertbaren Ergebnisse brachte.

## 6.2.8. Biogeographische Aspekte: Pliozäne Flusseinzugsgebiete und Eiszeiten

### 6.2.8.1 Pliozäne Flusseinzugsgebiete

Wie schon im Kapitel 6.2.2 dargelegt, lassen sich die Verbreitungsmuster auf den Auswertungsniveau der Naturraumgruppen sehr gut durch Zugehörigkeit zu einem Flusseinzugsgebiet erklären. Das beste Ergebnis brachte jedoch die Untergliederung der Teileinzugsgebiete von Rhein, Neckar und Main, und vor allem die Unterscheidung der Regionen des Rheins (Bodenseeregion, Hochrheingebiet und Rheingraben). Diese Unterscheidung zeigte vor allem, dass die rezenten Einzugsgebiete eine eher untergeordnete Rolle spielen. Entscheidend sind offensichtlich die alten, pliozänen Grenzen (Vergleich Kapitel 3.4.1), die durch die Trennung des Rheingebiets in Teilregionen erfasst werden konnten.

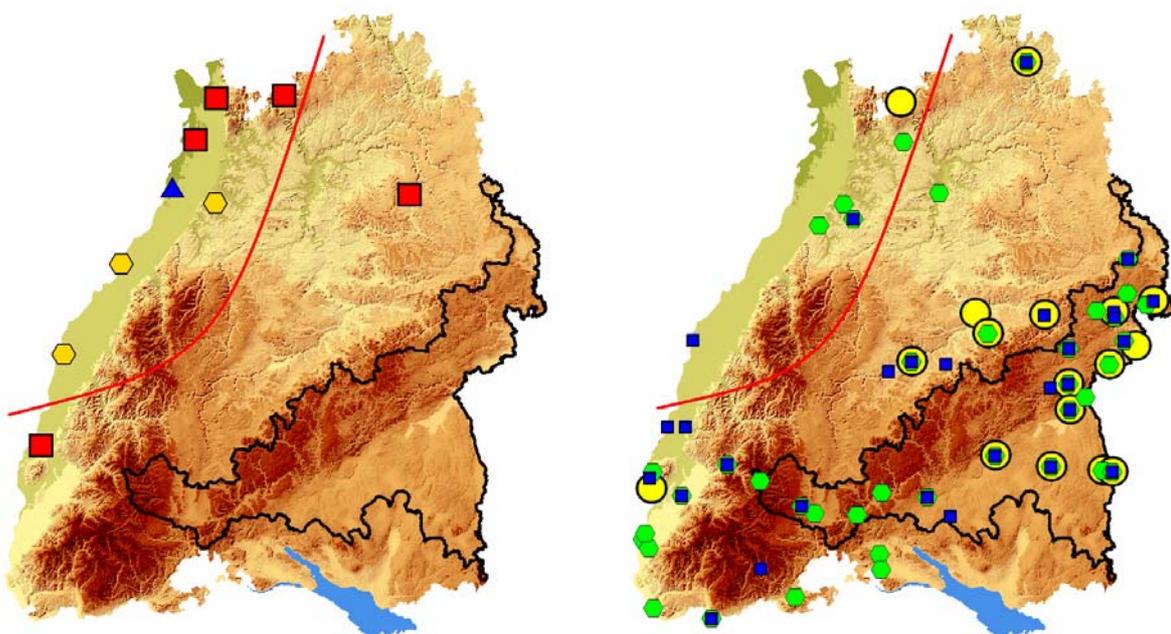


Abb. 29: Verbreitung von ausgewählten Arten im Untersuchungsgebiet. Die schwarze Linie zeigt das rezente Donaueinzugsgebiet, die rote Linie die Grenze des pliozänen Rheins. (Arten des pliozänen Rheineinzugsgebietes: *Nitocrella omega*, *Parastenocaris germanica*, *Parastenocaris psammica*. Arten des pliozänen Donaueinzugsgebietes: *Acanthocyclops sensitivus*, *Niphargopsis casparyi*, *Proasellus slavus ssp.*)

Von den 74 stygophilen bzw. stygobionten Arten, die bei dieser Kartierung erfasst werden konnten, zeigten die meisten eine landesweite Verbreitung, nur die wenigsten Arten sind in ihrer Verbreitung regional begrenzt. Abbildung 29 zeigt exemplarisch für noch weitere Arten die Fundorte von *Nitocrella omega*, *Parastenocaris germanica*, *Parastenocaris psammica* (pliozäner Rhein), *Acanthocyclops sensitivus*, *Proasellus slavus ssp.* und *Niphargopsis casparyi* (pliozäne Donau), deren Verbreitung noch den pliozänen Flusseinzugsgebieten entspricht.

#### **6.2.8.2 Eiszeiten**

Wie bereits im Kapitel 3.4.2 erwähnt, war vor allem der Süden des Untersuchungsgebiets (Voralpines Hügel- und Moorland, Teile der Donau-Iller-Lech-Platten und des Schwarzwaldes) direkt von den Vereisungen der quartären Kälteperioden betroffen (siehe auch Abb. 5). Zur Überprüfung, ob sich die Eiszeiten auch auf die Biozönosen des Grundwassers im Untersuchungsgebiet ausgewirkt haben, wurden die faunistischen Daten der Messstellen je nach ihrer Lage innerhalb oder außerhalb der maximalen Vereisung während der Würm-, der Riß- oder einer älteren Eiszeit miteinander verglichen.

Der Vergleich brachte keine signifikanten Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen den vereisten und nicht vereisten Gebieten. Es konnten keine Auswirkungen der letzten Eiszeiten auf die Besiedlung des Grundwassers im Untersuchungsgebiet festgestellt werden.

## 7. Diskussion

Bei dieser Untersuchung konnten insgesamt 106 Arten in Baden-Württemberg festgestellt werden. Von diesen wie auch von allen anderen Grundwasserarten ist meist nur wenig bekannt, sodass Angaben aus der Literatur über Ökologie, Verbreitung und taxonomische Probleme zum besseren Verständnis bei der Darstellung der Großgruppen (siehe Kapitel 6.1) diskutiert wurden.

### 7.1 Effizienz der Beprobung

Wie im Kapitel 6.2.1 (statistischen Ergebnisse) bereits dargestellt, wird vermutet, dass die Artenzahl im Grundwasser stark unterschätzt wurde. 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 benachbarten Grundwasserleitern besonders hoch ist (GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003, HAHN 2004 a und b). Auf diesen Umstand wird in weiterer Folge noch genauer eingegangen.

Ein weiterer Grund ist in der Art der verwendeten Messstellen zu suchen. Bei dieser Studie wurde ausschließlich auf Grundwassermessstellen und Beobachtungsrohre bestehender Messnetze zurückgegriffen. Diese Messnetze wurden nach wasserwirtschaftlichen, nicht jedoch nach ökologischen Gesichtspunkten eingerichtet. Nur selten wurden Messstellen in den ökotonalen Randbereichen der Grundwasserleiter angelegt. Dementsprechend wenige solcher 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.

### 7.2 Naturräumliche Gliederung: Naturraumgruppen, Naturraumregionen und Flusseinzugsgebiete

Anhand der faunistischen Daten wurden die einzelnen Naturraumgruppen mit der MDS (Abb. 21) bei bemerkenswerter Deckung mit deren tatsächlicher topographischer Lage abgebildet. Die Arten der Gemeinschaft spiegeln offensichtlich die naturräumlichen Begebenheiten des Untersuchungsgebietes wider.

Dabei vollzieht sich der Wechsel der Artenzusammensetzung nicht abrupt an den Grenzen der Teilgebiete, vielmehr sind diese Übergänge fließend. Die Berechnungen der Dominanz und Stetigkeit der einzelnen Arten (Tab. 26) belegen dies. Häufige Arten wie z.B. *Diacyclops languidoides* sind in allen Teilgebieten mit hoher Dominanz und Stetigkeit zu finden, können jedoch in manchen Teilgebieten von anderen Arten (z.B. *Acanthocyclops rhenanus* im Hochrheingebiet) übertroffen werden. Andere häufige Arten wie *Proasellus slavus ssp.* fehlen in einigen Teilgebieten (hier im Norden des Landes), und seltene Arten wie *Chappuisius singeri* oder *Parastenocaris germanica* sind in ihrem Auftreten auf einzelne oder wenige Teilgebiete beschränkt. Dieses Mosaik an dominanten und stetigen Auftreten oder Fehlen der Arten spiegelt die topografischen Begebenheiten des Untersuchungsgebietes wider.

Die beiden übergeordneten Einteilungen nach Naturraumregion oder Flusseinzugsgebiet sind nach einer Überprüfung mit der ANOSIM-Analyse ( $R = 0,693$  bzw.  $0,724$ ) beide zulässig. Die Untergliederung der Teileinzugsgebiete und vor allem des Rheineinzugsgebietes in Bodenseeregion, Hochrheingebiet und Rheingraben zeigte jedoch, dass offensichtlich die pliozänen Einzugsgebiete entscheidend sind. Denn erst durch diese Untergliederung konnten Teilgebiete des Rheins, die vormals der Donau angehörten, als eigenständige Gebiete ausgewertet werden.

Die Auswertung ohne eine Unterteilung speziell des Rheineinzugsgebietes erbrachte kein eindeutiges Ergebnis. Die rezente Hydrographie spielt demnach nur eine untergeordnete Rolle.

Die von der BVSTEP-Analyse am besten mit der faunistischen MDS korrelierenden abiotischen Parameter können 4 Kategorien zugeordnet werden: der Landnutzung, der Grundwasserleiterstruktur, der Nahrungsverfügbarkeit und der Hydrogeologie. Alle vier Kategorien, sie werden im Folgenden noch genauer erörtert, ergeben sich aus den geologischen/regionalen Eigenschaften der einzelnen Teilgebiete von Abbildung 21.

Unter den Begriff Landnutzung können die Parameter Nitrat und Nitrit zusammengefasst werden. Als Hauptquellen für Nitrat im Grundwasser nennt die LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERGS (LfU 2001 b) die Ausbringung von Gülle und Mineraldünger, sowie menschliche und tierische Abfälle und Fäkalien, Kläranlagenabläufe, industrielle Emissionen und atmosphärische Deposition. Eine Anreicherung durch natürliche, geogene und biogene Prozesse spielt eine untergeordnete Rolle. Besonders hohe Belastungen treten in Gebieten mit Sonderkulturen wie Wein-, Gemüse- und Obstanbau auf (GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003).

Nitrit ist ein Zwischenprodukt bei der mikrobiellen Umsetzung der Stickstoffverbindungen, deren Umsetzungsprozesse stark vom Sauerstoffgehalt abhängen (z. B. DVWK 1988, SCHWÖRBEL 1996, HÖLTING 1996): Bei der im oxischen Milieu stattfindenden Nitrifikation wird Ammonium über die Zwischenstufe Nitrit zu Nitrat oxidiert, bei der im anoxischen Milieu stattfindenden Nitratatmung wird Nitrat entweder zu Ammonium („Nitratammonifikation“) oder zu elementarem Stickstoff („Denitrifikation) reduziert. Nitrit ist im Allgemeinen in unbelasteten Gewässern oder Grundwässern 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 über die Nutzung selbst, die neben der Düngung auch einen Eintrag an organischem Material und die Belüftung der Böden mit sich bringt. Zu ähnlichen Ergebnissen kommen auch SCHMIDT et al. (eingereicht) für ein westaustralisches Einzugsgebiet.

Die Sedimentkategorien Ocker und Schluff beeinflussen negativ die hydraulischen Eigenschaften der Grundwasserleiter. Beide verstopfen das Lückensystem.

Die Entstehung von Eisenocker (Eisenoxydhydrat) erfolgt durch die Fällung von zweiwertigen, löslichen 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 (1946) 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 1996 b), da sie den Leiter kolmatieren und damit den hydrologischen Austausch 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. Dadurch werden diese Strukturen mit einem Eisenfilm überzogen, der die Atmung unterbindet (HAHN 1996 b).

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 Feinanteiles der Porenraum geringer wird und die hydraulische Leitfähigkeit abnimmt.

Der partikuläre organische Kohlenstoff, der näherungsweise durch die Menge an Detritus, Tierresten und der Kategorie „sonstige Sediment“ erfasst wurde, dürfte die Nahrungsverhältnisse im Untergrund recht gut widerspiegeln.

Viele Autoren (z. B. GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003) bezeichnen den gesamten vorhandenen Pool an partikularem organischen Material (particular organic matter, POM) als Detritus. In dieser Studie wurde der Detritus nach drei Komponenten je nach Herkunft unterschieden, nämlich pflanzliche Reste, tierische Reste und Fäces. Detritus 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) und ausgeschiedenen Fäces (sonstiges Sediment) im Grundwasserleiter selbst. 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 Detritus-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, MÖSSLACHER 2003, HAHN 2004 a, HAHN & MATZKE 2005).

Der pH-Wert wird hauptsächlich durch die Geologie des Untergrundes bestimmt, ist also ein Effekt der Hydrogeologie (HÖLTING 1996, GRIEBLER & MÖSSLACHER 2003).

Die Tabellen mit den minimalen und maximalen Werten der wichtigsten Feldparameter im Kapitel 6.1 zeigen für die einzelnen Arten im Schnitt einen pH-Bereich von 6 bis 8, nur in vereinzelt Fällen von 5,87 bzw. 8,56. Aufgrund der hohen Toleranz der Grundwasserorganismen gegenüber der Hydrochemie (z.B. HUSMANN 1956, WEGELIN 1966, RONNEBERGER 1975, PLENET et al. 1995, HAHN & FRIEDRICH 1999, DUMAS et al. 2001) ist anzunehmen, dass es hier keine direkten Auswirkungen des pH-Wertes auf die Fauna gibt.

Die MDS der Abbildung 21 zeigt jedoch eine Ballung der carbonatischen Mittelgebirge und der von ihnen beeinflussten, benachbarten Naturraumgruppen, während die pufferarmen, silikatischen Naturraumgruppen eine Randstellungen einnehmen. Der pH-Wert spiegelt hier vermutlich naturräumliche Unterschiede wieder, nicht jedoch einen direkten Zusammenhang mit der Fauna. Dies dürfte auch der Grund für die von der BVSTEP-Analyse gefundenen Zusammenhänge sein.

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 Naturraumregion als übergeordneter Faktor die Verteilung der Arten.

### **7.3 Geologische Gliederung: Grundwasserlandschaften und hydraulische Leitfähigkeit**

Die Analyse der faunistischen Daten die Bedeutung der Hohlräume für die Besiedlung des Grundwassers. Dabei scheint die Beschaffenheit des Leiters und seine Struktur Einfluss auf die Artenzusammensetzung zu haben, nicht jedoch die Geologie selbst. Auf ein ähnliches Ergebnis kam Ronneberger (1975) bei seinen Untersuchungen über die Grundwasserfauna des Saale-Einzugsgebietes.

Grundsätzlich ähneln die Befunde zu den Effekten der Hydrogeologie den Ergebnissen der Auswertung der naturräumlichen Gliederung, in der auch die Leiterstruktur als einer der Schlüsselparameter für die Verteilung der Arten charakterisiert wurde.

Bei dieser Auswertung zeigte sich zusätzlich, dass die von Hydrogeologen getroffene Einteilung der Leitertypen nach der hydraulischen Leitfähigkeit (HÖLTING 1996) auch auf die Grundwasserfauna übertragbar ist (ANOSIM:  $R = 0,578$ ;  $p = 0,001$ ; siehe auch Abbildung 23). Die Einteilung ergibt sich aus der Größe der Hohlräume in den Leitern, die sich direkt vor allem auf die größeren Taxa als limitierend auswirkt (STRAYER et al. 1997, MÖSSLACHER 1998, HAHN 2006 a, HAHN & FUCHS eingereicht). Ebenso wirkt sich die Größe des Porenraums auch auf die Hydrodynamik aus, die letztendlich den Stoff- und Energiefluss beeinflusst (GIBERT et al. 1997, GIBERT 2001) und somit die ganze Zönose.

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, HAHN 2006 a).

Bei entsprechend guter Nährstoff- und Sauerstoffversorgung ist es sogar grundwasserfremden 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 (2006 a) 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 der 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 auch bei der Auswertung der Naturraumgruppen waren hier die Leiterstruktur und die Nährstoffversorgung Schlüsselfaktoren für die Verteilung der Fauna, was die Bedeutung dieser beiden Faktoren unterstreicht.

Die Überprüfung mittels einer ANOSIM-Analyse zeigte eine gute Unterscheidbarkeit der vier Leitertypen ( $R = 0,578$ ;  $p = 0,001$ ) anhand deren Besiedlung, jedoch auch deutliche Überlappungen der Gruppen. Diese bestehen aufgrund des ähnlichen Inventar an dominanten und stetigen Arten (s. Tab. 30 und 31) der Lockergesteinsleiter und des Karstes. Beide

Leitertypen sind in der Abbildung 23 eine eng beieinander liegende Gruppe, die sich kaum trennen lässt.

Aufgrund der großen Bedeutung des hydrologischen Austausches ist auch hier der Einfluss von Oberflächenwasser zu vermuten. Lockergesteinsleiter begleiten in der Regel Fließgewässer, und stehen über das hyporheische Interstitial mit ihnen in Kontakt und engen 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 kommt. Dessen Einfluss ist ebenso sehr stark ausgeprägt.

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 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 23) 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 (Vergleich auch Kapitel 7.5). Es tritt hier eine im Vergleich zu den anderen Leitern verarmte Gemeinschaft auf (Siehe auch Tabelle 26) und ist sicherlich eine Folge der geringen Porengröße und des verminderten hydrologischen Austauschs (STRAYER et al. 1997, MÖSSLACHER 1998, DATRY et al. 2005, HAHN & FUCHS eingereicht). Denn diese beeinflussen auch den Eintrag von Nahrung und Sauerstoff.

Im Gegensatz dazu weisen die Kluffleiter eigene Faunenelemente auf, die in den anderen Leitertypen fehlen oder nur eine untergeordnete Rolle spielen (Siehe Tabelle 26). Die trotz dieser Eigenständigkeit der Fauna auftretende Streuung der Teilgebiete in der MDS (Abbildung 23) ist vermutlich auf die Isoliertheit 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 (Vergleich auch Kapitel 7.2).

Es ergibt sich also ein ähnliches Bild wie bei der vorhergehenden Auswertung, hydraulische Leitfähigkeit (Leiterstruktur) und hydraulischer Austausch bestimmen die mittel- und kleinräumige Verteilung der Arten, die Geologie hat nur über die Leiterstruktur Einfluss auf die Besiedlung. Und auch hier wirken überregionale Faktoren wie die Flusseinzugsgebiete auf Besiedlung ein.

## 7.4 Gliederung nach der regionale Geologie innerhalb der Naturraumgruppen

Die Artenzusammensetzung der Teilgebiete zeigt bei der Auswertung der regionalen Geologie immer noch deutlich die Zugehörigkeit zu einem der vier Leitertypen (siehe MDS Abbildung 24). Auch auf diesem Niveau der Auswertung ist die Struktur des Leiters für das Vorkommen oder Fehlen von Arten verantwortlich. Die Abbildung zeigt jedoch auch eine Zunahme der Streuung gegenüber der vorhergehenden Auswertung.

Die regionale Geologie ist eine Kombination aus den Naturraumgruppen und der Geologie und steht von den möglichen Betrachtungsebenen vor der der Einzelmessstelle. Wie in Kapitel 6.2.4 bereits geschildert, ist die Besiedlung der Einzelmessstellen für eine Auswertung zu heterogen, selbst eng beieinander liegende Messstellen mit 1 m Tiefenunterschied zeigten eine andere Artenzusammensetzung. Hinzu kommt das geklumpte („patchy“) Auftreten der Tiere (MÖSSLACHER 2003, HAHN 2004 a), wie der hohe Anteil an Messstellen (23 %), die nur an einem der beiden Probennahmen besiedelt waren, belegt (siehe Kapitel 6.1). HAHN (2004) führt dies auf die kleinräumige Heterogenität dieses Lebensraumes zurück, die auch von anderen Autoren (z. B. NOODT 1952, RONNEBERGER 1975, MÖSSLACHER 1998, GIBERT & DEHARVENG 2002, HAHN & MATZKE 2005) beschrieben wurde. Denn die kleinräumigen Gegebenheiten bestimmen letztendlich die Lebensbedingungen für die Tiere. Diese orientieren sich an dem hydraulischen Austausch, denn stärkerer Austausch bedeutet bessere Versorgung mit Nahrung und Sauerstoff, wie in den vorhergehenden Kapiteln bereits dargelegt wurde, und wie 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 24.

Ein Einfluss der Flusseinzugsgebiete ist jedoch auch hier zu erkennen. Die aluvialen Leiter des Rheins (die eiszeitlichen Kiese und Sande des Rheingrabens und des Voralpine Moor- und Hügellandes sowie die Talfüllungen des Schwarzwaldes, s.a. Tab. 33) zeigen ein ähnliches Arteninventar, sie liegen in der MDS sehr nahe beieinander. Ebenso besteht eine Ähnlichkeit der Teilgebiete des Donaeinzugsgebietes (schwäbische Alb und deren Talfüllungen und die eiszeitlichen Kiese und Sande der Donau-Iller-Lechplatten) und deren angrenzenden Regionen.

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

## 7.5 Tiefenverteilung der Grundwasserfauna

Die Auswertung der Tiefenverteilung der Grundwasserfauna erbrachte zweierlei Ergebnisse: Auch die Tiefenverteilung der Grundwasserfauna ist von der hydraulischen Leitfähigkeit abhängig, und mit zunehmender Tiefe nimmt die Anzahl der Arten und deren Abundanz markant ab.

Die Abhängigkeit von der hydraulischen Leitfähigkeit zeigten die Ergebnisse der BVSTEP-Analyse ( $r = 0,787$ ). Davon abhängig waren die auch bei anderen Auswertungsschritten gut korrelierenden Faktoren hydraulische Leitfähigkeit, Sauerstoffsättigung und dem Anteil an Schluff, Detritus, Tierresten und sonstige Sedimente. Neu hinzukommen nun der spektrale Absorptionskoeffizient (SAK 436), der Gehalt an Kalium und die biotischen Faktoren Abundanz, Anzahl an Arten und der Diversitätsindex (Shannon & Wiener).

Während der spektrale Absorptionskoeffizient auftretende Färbungen im Grundwasser detektiert, die wiederum auf eindringendes huminstoffhaltiges oder tontrübes Oberflächenwasser weisen (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERGS 2001 b), also ein Maß für den hydrologischen Austausch darstellen, handelt es sich bei der Kaliumkonzentration um eine Scheinkorrelation. 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 (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERGS 2001 b). Abbildung 25 und 26 zeigen den bestehenden Zusammenhang: die größten Kaliumkonzentrationen bestehen in den Lockergesteinleitern zwischen 50 und 200m. In dieser Kategorie sind ausschließlich Messstellen im Rheingraben zusammengefasst, die meisten davon im südlichen und mittleren Teil. Hier befinden sich auch größere, tief unterirdisch liegende Kalisalzstöcke (z. B. LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERGS 1985), die diesen Zusammenhang plausibel erklären.

Die biotischen Faktoren Abundanz, Anzahl an Arten und der Diversitätsindex (Shannon & Wiener) wurden mit den Abbildungen 26 und 27 graphisch dargestellt. Diese Abbildungen zeigen eine deutliche Abnahme dieser Parameter mit zunehmender Tiefe, wobei hier alle Tiefenklassen der Geringleiter abseits dieses Tiefengradienten liegen (MDS Abbildung 25 und 26). Sie nehmen, wie auch Abbildung 27 D zeigt, über alle Tiefen aufgrund ihres geringen Diversitätsindex, der geringen Abundanzen und der geringen Anzahl an Arten eine Sonderstellung ein (Vergleich auch Kapitel 7.3).

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. Diese Abnahme war signifikant. Ein U-Test ergab signifikante Unterschiede ( $p < 0,001$ ,  $n = 521$ ) der drei biotischen Kenngrößen zwischen den seichten Messstellen bis 20 m und den mittleren Messstellen zwischen 20 und 50 m, während sich die mittleren und die tiefen Messstellen (50 – 200 m) nicht signifikant unterscheiden.

Diese Ergebnisse 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 2006 a), 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 unter anderem auch die reiche Besiedlung der in dieser Studie tiefsten Messstelle (200 m) in der schwäbischen Alb. Vielmehr nimmt der Eintrag von Nährstoffen und Sauerstoff von der Oberfläche mit der Tiefe ab (DATRY et al. 2005, HAHN 2006 a).

Ein Extrembeispiel stellen tiefe, und alte Grundwässer mit langer Erneuerungsrate dar. Sie sind in der Regel hoch mineralisiert, und nahezu frei an organischem Kohlenstoff und

Sauerstoff (z. B. LfU 1985). Die Metazoen fehlen hier meist. Ein Umstand, der die Bedeutung des hydrologischen Austausches unterstreicht.

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 als Folge des geringer werdenden hydraulischen Austauschs markant ab. Es gibt deshalb signifikante Unterschiede zwischen den seichten und mittleren Messstellen, nicht jedoch zwischen den mittleren und tiefen Messstellen. Aufgrund dieser Ergebnisse erschien es sinnvoll und gerechtfertigt, für die Auswertungen nur die Daten der Messstellen bis 20 m Tiefe zu verwenden.

## **7.6 Bedeutung der Hydrochemie und der Belastungsparameter**

Wie in Kapitel 6.2.6 dargestellt, konnte für die meisten Parameter weder ein Einfluss auf Abundanz und Artenzahlen, noch auf einzelne Arten festgestellt werden. Nur sehr wenige Parameter waren durch einen Korrelationskoeffizienten  $\geq 0,2$  mit den Faunadaten verbunden. Sauerstoff, der gemeinhin als Schlüsselparameter für Gewässerorganismen gilt, hat offensichtlich kaum Bedeutung für die Grundwasserfauna, solange die Konzentration über 1 mg/l liegt (Vergleich auch Kapitel 7.3). Nur unterhalb dieser Grenze wirkt sich der Sauerstoff limitierend auf die Besiedlung aus (HAKENKAMP & PALMER 2000, HAHN 2006 a). 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. 31). Im Übergangsbereich zwischen reduzierenden und oxidischen Milieu fallen beide Metalle als Hydroxide (Ocker) aus. Ocker gilt als besiedlungsfeindliches Substrat (PARSONS 1968, LETTERMANN & MITSCH 1978, SCULLION & EDWARDS 1980, SODE 1983, WESTERMANN 1990, EJBYE-ERNST & LARSEN 1991, RIBE AMT 1991, HAHN 1996 b, HAHN & PREUB 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 zum einen in der relativen Toleranz von Grundwasserorganismen gegenüber dem Wasserchemismus (z.B. HUSMANN 1956, WEGELIN 1966, RONNEBERGER 1975, PLENET et al. 1995, HAHN & FRIEDRICH 1999, DUMAS et al. 2001) begründet liegen, zum anderen aber bei vielen Belastungsparametern methodische Ursachen haben. Obwohl sich an den einzelnen Messstellen über die Jahre die Konzentrationen der Belastungsparameter in der Regel nur unwesentlich verändert haben, könnte in der zeitlichen Trennung der faunistischen und hydrochemischen Beprobung eine Ursache für die schwachen oder fehlenden Korrelationen liegen.

Vor allem aber wurden die Belastungsparameter mit verschiedenen Methoden mit unterschiedlicher Genauigkeit bestimmt und lagen meist unter der Nachweisgrenze, so dass dann der Mittelwert zwischen 0 und Nachweisgrenze in der Datenbank vorliegt. Besonders deutlich wird diese Problematik am Beispiel von Methaben (Abb. 28), wo sehr viele Werte bei 0,05 µg/l liegen.

Neuere Daten wurden in Folge mit feineren Methoden ermittelt, so dass jetzt auch eine Anzahl von Messwerten unter 0,05 µg/l erfasst wurden. Dies führte im Korrelationstest zu den vermeintlich positiven Korrelationen zwischen Fauna und Schadstoff.

Tatsächlich ist jedoch anzunehmen, dass sehr wohl Zusammenhänge zwischen Grundwasserfauna und der Stärke der Kontamination besteht. 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 Belastungen reagieren (SCHÄFER et al. 2001, MATZKE et al. 2005). So scheinen bei zunehmender Belastungen durch AKW zuerst die Crustaceen auszufallen und dann die Nematoden und Oligochaeten. Dagegen treten Nematoden an LCKW / PCE- kontaminierten Standorten nur in geringsten Abundanzen auf, ebenso wie die Parastenocaridae (Crustacea). Oligochaeten und einzelne Cyclopidenarten (Crustacea) scheinen hingegen deutlich höhere Konzentrationen dieses Schadstoffs zu tolerieren (MATZKE 2005). Die Perspektiven für ein faunistisch begründetes Altlastenmonitoring sind vor diesem Hintergrund durchaus viel versprechend.

## **7.7 Einfluss der Landnutzung**

Die Auswertung der Daten hinsichtlich der Effekte der Landnutzung auf die Besiedlung ergab keine direkten Zusammenhänge. Dies ist möglicherweise auf den Untersuchungsansatz zurückzuführen, da, wie bereits geschildert, aufgrund fehlender Angaben zu den Einzelstandorten ein großer Teil der Messstellen zur Analyse der Landnutzungseffekte nicht verwendet werden konnte. Hinzu kommt die geringe Auflösung des Auswertungsansatzes. Es wurden mit der Zugehörigkeit zu einem Messnetz nur Parametergruppen berücksichtigt, nicht jedoch die Art und Intensität der Einflüsse. Ebenso wenig die für die Besiedlung entscheidenden Bedingungen wie Leiterstruktur und hydraulischer Austausch, wie sich in den vorhergehenden Kapiteln gezeigt hat. Eine detailliertere Auswertung würde jedoch den Rahmen dieser Arbeit sprengen.

Die Auswertung auf dem Niveau der Naturraumgruppen und auch die Ergebnisse anderer Studien (z. B. SCHMIDT et al, eingereicht) zeigen jedoch, das es sehr wahrscheinlich Effekte der Landnutzung auf die Grundwasserfauna gibt.

## **7.8 Biogeographische Aspekte: Pliozäne Flusseinzugsgebiete und Eiszeiten**

### **7.8.1 Pliozäne Flusseinzugsgebiete**

Im Rahmen der Kartierung der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg konnten 106 Arten festgestellt werden, davon sind 74 als stygophil bzw. stygobiont einzustufen. Die meisten dieser Arten treten im gesamten Gebiet auf, nur wenige zeigen ein regional begrenztes Vorkommen.

Nach ihrer Verbreitung lässt sich die Grundwasserfauna im Gebiet 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, postglaziale Wiederbesiedlung.

Die Verschiebung sehr großer Teile der pliozänen Donau mitsamt der vorkommenden Grundwasserarten zum Rheinsystem erklärt das weitgehende Fehlen endemischer Arten im heutigen Donaueinzugsgebiet. 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, 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 von *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) sowie des Höhlenflohkrebs (Niphargidae) *Niphargellus noll* (Abb. 17) und des Brunnenkrebsses (Bathynellidae, Syncarida) *Bathynella freiburgensis* (Abb. 16) beschränken sich 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* (siehe Abb. 14). Die Art wurde an der Blau im Donaueinzugsgebiet festgestellt, und 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, Abb. 29 und 17) genannt. Diese Art konnte im rezenten Donaueinzugsgebiet, im südlichen Oberrheintiefland, dem oberen Neckareinzugsgebiet sowie im Mainereinzugsgebiet festgestellt werden.

Ähnliches gilt für die Art *Acanthocyclops sensitivus*, sie galt lange Zeit als Rheinendemit, wurde jedoch später mit Zunahme der Fundorte außerhalb des Rheineinzugsgebietes als europaweit vorkommende Art eingestuft (s. a. KIEFER 1964 EINSLE 1993, GAVIRIA 1998). Diese Fundorte (vergl. auch Abb. 29) liegen vor allem im rezenten Donaueinzugsgebiet [Lech (TILZER 1967, FUCHS & HAHN 2004), Salzburger Becken (PRIESEL-DICHTL 1959) bis in den Wiener Raum (KIEFER 1964, DANIELOPOL 1983, EINSLE 1993, POSPISIL 1994, 1999, MOOG et al. 1995)].

Funde dieser Art im Gebiet der pliozänen Donau [Bregenzer Raum (PESTA 1934) und Main (KIEFER 1938, NOLL 1939, NOLL & STAMMER 1953, Enright 2000)], weisen *Acanthocyclops sensitivus* jedoch als typischen Vertreter der Urdonau aus.

Die wenigen Fundorte außerhalb des Urdonaeinzugsgebiets (Abb. 29) 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 Funde der Tiere aus der *Proasellus slavus*-Gruppe (Asseln, Isopoda, s. Abb. 29). *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). In dieser Studie zeigte sich, dass *Proasellus slavus* der häufigste Vertreter der Isopoden im Untersuchungsgebiet ist. Neben den bekannten Unterarten *P. s. nollii* und *P. s. slavus* trat auch eine bis jetzt noch unbekannte dritte Form auf. Alle drei Formen konnten im gesamten Untersuchungsgebiet gefunden werden, wenngleich der Schwerpunkt im pliozänen Donau-Einzugsgebiet lag (ebenso der Fund von STEENKEN (1998), der durch diese Untersuchung bestätigt werden konnte).

Weitere Funde aus Bayern (Lecheinzugsgebiet und innerhalb des Mainzugsgebietes im Raum Aschaffenburg, FUCHS & HAHN 2004) bestätigen den Befund, dass es sich auch hierbei um eine typische Art des pliozänen Donaeinzugsgebietes handelt.

### **Arten mit noch ungeklärter Zuordnung**

Als bisher endemisch für den Rhein bzw. den Oberrheingraben galten die beiden Hüpferlingsarten (Cyclopoida, Copepoda) *Acanthocyclops rhenanus* und *Graeteriella (Paragraeteriella) laisi* (siehe auch Abb. 14).

Die Untersuchung in Baden-Württemberg brachte auch hier überraschende Ergebnisse: *Acanthocyclops rhenanus* ist neben *Diacyclops languidoides* die zweithäufigste Art in Baden-Württemberg, sie konnte im gesamten Gebiet festgestellt werden, 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.

Ebenso die Art *Graeteriella (Paragraeteriella) laisi*, die bislang nur aus dem Grundwasser im Bereich von Straßburg bekannt war (EINSLE 1993). Sie konnte in dieser Untersuchung nicht nur im bekannten Gebiet, sondern im Oberen Rheingraben von der Freiburger Bucht bis nördlich von Karlsruhe sowie 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.

## 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 Arten eine reliktdäre Verbreitung, oft in Form von Inselformen, zeigen.

Diese Verbreitungsmuster lassen für diese Arten eine sehr geringe Ausbreitungsfähigkeit vermuten.

### 7.8.2 Eiszeiten

Auf keinem anderen Erdteil hatten die quartären Eiszeiten so dramatische Auswirkungen auf Fauna und Flora wie in Europa (THIENEMANN 1950). Durch die Ost-West-Orientierung der Alpen blieb ein Rückzug in südliche Gebiete und eine darauf folgende Wiederbesiedlung stark eingeschränkt. Die Folge war ein Aussterben vieler Arten und eine Verarmung einer ganzen Bioregion.

Ebenso betroffen war der Lebensraum Grundwasser von dieser Klimakatastrophe. Die deutliche Abnahme der Artenzahl vom Süden nach Norden zeigt dies (THIENEMANN 1950). Während in den nicht vereisten Gebieten des Südens eine artenreiche Gemeinschaft mit einem hohen Anteil an Endemiten und zahlreichen Tertiärrelikten zu finden ist, ist der europäische Mittelgebirgsraum, während der Eiszeit eine Kältsteppe, bereits deutlich artenärmer. Im Norden, im Bereich des ehemaligen Eispanzers, kommen nur noch wenige Grundwasserarten vor.

Von einigen Arten ist eine Resistenz gegen Erfrieren (z. B. *Parastenocaris glacialis*, HUSMANN 1973) oder die Ausbildung von Dauerstadien (JANETZKY et al. 1996) bekannt, so dass sie die ungünstigen Perioden überdauern konnten. Auch konnten die Tiere nach den Eiszeiten entlang der großen Flusssysteme aus dem Süden in die ehemaligen vereisten Gebiete einwandern.

Dass diese Gebiete dennoch artenarm sind, führt NOODT (1952) auf die enge Bindung vieler Arten an bestimmte Biotope zurück. Durch die Zerstörung dieser Biotope durch die Eismassen sei eine Wiederbesiedlung vieler Taxa nicht mehr möglich gewesen.

Die Ausdehnung der vereisten Regionen war im Untersuchungsgebiet hingegen klein genug, damit nach dem Rückzug der Gletscher eine vollständige Wiederbesiedlung stattfinden konnte. Es konnten keine Unterschiede zwischen vereisten und eisfreien Gebieten gefunden werden.

## 7.9 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 b) und HAHN & FUCHS (eingereicht) vorgeschlagene, hierarchische Gliederung an:

Kleinräumig ist der **hydrologische Austausch** am jeweiligen Standort entscheidend. Er bestimmt die Versorgung der Grundwassertiere mit Nährstoffen und Sauerstoff, und damit auch die Artenzusammensetzung der Messstellen.

Auf Landschaftsebene ist die **hydraulische Leitfähigkeit** und die Zugehörigkeit zu einem der vier Leitertypen für die Verteilung der Arten entscheidend. Der hydraulische Austausch ist eine Folge der Leiterstruktur und wird von der Geologie bestimmt.

Großräumig beeinflussen die **hydrographischen und biogeographischen 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 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 aufwendig und kann nur in Ausnahmefällen routinemäßig erfolgen.

## 8. Danksagung

Diese Untersuchung war nur durch die engagierte Unterstützung möglich, die ich durch zahlreiche Personen erfahren habe:

Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. E. Friedrich und Herrn Dr. H.J. Hahn, die meine Arbeit von Beginn an begleitet und mit großem Einsatz unterstützt haben, und Frau Prof. Dr. A. Stippoweit für die Bereitschaft, diese Arbeit zu begutachten.

Ich danke der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LFU), insbesondere den Herren K.-P. Barufke, S. Heidland und D. Kaltenbach für die exzellente Zusammenarbeit und Herrn Prof. Dr. H. J. Seng (LfU) für das Interesse und die Offenheit, mit der er das Thema Grundwasserfauna aufgegriffen und diese Studie auf den Weg gebracht hat.

Für die Überprüfung und die Mithilfe bei der Bestimmung des Tiermaterials bin ich den nachfolgend genannten Herren zu großem Dank verpflichtet: Dr. Joo-Lae Cho (Daejon, Südkorea, Syncariden), Prof. Dr. D. Danielopol (Mondsee, Ostrakoden), Dr. S. Gavieria (Wien, Oligochaeten), Dr. Th. Glatzel (Oldenburg, Harpacticoiden), Dr. K. Groh (Hackenheim, Mollusken), Dr. R. Gerecke (Tübingen, Milben), Dr. P. Martin (Kiel, Milben), Dr. C. Meisch (Luxemburg, Ostrakoden), Dr. P. Rumm (München, Syncariden), Prof. Dr. Boris Sket (Laibach, Amphipoden) und Dr. P. Trontelj (Laibach, Amphipoden).

Den vielen Mitarbeitern der Wasserversorger und der baden-württembergischen Gewässerdirektionen, die mir bei der Messstellenrecherche und bei der Probennahme geholfen und in großzügiger Weise alle relevanten Daten zur Verfügung gestellt haben, sei an dieser Stelle ebenfalls herzlich gedankt.

Nicht zuletzt aber gilt mein Dank den Mitarbeitern der Arbeitsgruppe Grundwasserökologie an der Universität in Landau. Mit ihrer steten Hilfsbereitschaft und ihrer Flexibilität haben sie sehr zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen.

## 9. Literaturverzeichnis

- BERETTONI, S., MATHIEU, J. & HERVANT, F. (1998): Genetic variation in the stygobite amphipod *Niphargus rhenorhodanensis*: Comparison of four hyporheic populations of the Rhône and the Ain Rivers (France). - Arch. Hydrobiol. **142**: 485-492.
- 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, Ditributional, and Ecological Synthesis of the World Fauna Inhabiting Subterranean Waters (Including the Marine Interstitial), Leiden.
- BOU, C. (1974): Les méthodes de récolte dans les eaux souterraines interstitielles. - Ann. Speleol. **29**: 611-619.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie (Grundzüge der Vegetationskunde). - Springer, Wien, New York, 3. Aufl., 865 S.
- 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, Bonn.
- BUNKE, D. (1967): Zur Morphologie und Systematik der Aeolosomatidae BEDDARD 1895 und Potamodrilidae nov. fam. (Oligochaeta). - Zoologische Jahrbücher, Abteilung für Systematik **94**: 187-368.
- 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.
- CHAPPUIS, P. A. (1948): Copépodes, Syncarides et Isopodes des eaux phréatiques de Suisse. - Rev. Suisse Zool **55**: 549-566.
- 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.
- DANCAU, D. & SERBAN, E. (1965) : La présence de *Bogidiella albertimagni* Hertzog 1933 en Roumanie et quelques remarques sur les espèces européennes du genre. - International Journal of Speleology **1**: 339-348.

- 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.
- DANIELOPOL, D. L. (1984): Ecological investigations on the alluvial sediments of the Danube in the Vienna area - A phreatobiological project. - *Verhandlungen/Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* **22**: 1755-1761.
- DANIELOPOL, D. L., HANDL, M. & YIN, Y. (1993): Benthic ostracods in the pre-alpine deep lake Mondsee: Notes on the origin and distribution. - In: MCKENZIE, K. G. AND JONES, P. J. (Eds.): *Ostracoda in the Earth and Life Sciences. Proceedings of the 11th International Symposium on Ostracoda, Warrnambool, Victoria, Australia*: 465-480, Rotterdam.
- 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, 2 Bände).
- DITTMAR, H. (1955): Ein Sauerlandbach. Untersuchungen an einem Wiesen-Mittelgebirgsbach. - *Arch. Hydrobiol.* **50**: 305-552.
- DOBAT, K. (1968): Mitteilungen über die aquatile Fauna einiger Höhlen der schwäbischen Alb. - *Mitt. Verb. dt. Höhlen- und Karstforscher* **14**: 31-33.
- DOBAT, K. (1975): Die Höhlenfauna der Schwäbischen Alb mit Einschluß des Dinkelbergs, des Schwarzwaldes und des Wutachgebietes. - *Jahreshefte 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 S.
- ENRIGHT, J. B. (2000): Historischer Artenbestandsvergleich und Populationsentwicklung der Grundwasserfauna der Umgebung von Aschaffenburg unter Berücksichtigung schadstoffbelasteter Brunnen. - Unveröffentl. Bericht für das Bayerische Landesamt für Wasserwirtschaft, München.
- ESSAFI, K., MATHIEU, J. & LEGAY, J. M. (1991): Asymmetries and locomotor behaviour for *Niphargus* (stygobiont amphipods). - *Stygologia* **6**: 91-95.
- FAIN, A. (1982): Cinq espèces du genre *Schwiebea* Oudemans, 1916 (Acari, Astigmata) dont trois nouvelles découvertes dans des sources du sous-sol de la ville de Vienne (Autriche) au cours des travaux du métro. - *Acarologia* **23**: 359-371.
- 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: 1-50.
- FLÖBNER, D. (2000): Die Haplopoda und Cladocera Mitteleuropas, Leiden.
- FRASER, B. G. & WILLIAMS, D. D. (1997): Accuracy and precision in sampling hyporheic fauna. - *Can. J. Aquat. Sci.* **54**: 1135-1141.
- FRIES, K. VON (1879): Mitteilungen aus dem Gebiete der Dunkelfauna I: *Gammarus* (*Niphargus*) *puteanus* Koch. - *Zoologischer Anzeiger* **2**: 33-38 et 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.
- GEYER, O. & GWINNER, M. (1986): Geologie von Baden-Württemberg. – E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 3. Aufl., 472 S.
- GIBERT, J. & DEHARVENG, L. (2002): Subterranean Ecosystems: 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. (Eds.): Groundwater ecology, a tool for management of water resources. - Office for Official Publications of the European Community, Luxemburg: 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 S.
- 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 Eisenoxidation 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.
- GLÖER, P. (2002): Die Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas – Bestimmungsschlüssel, Lebensweise, Verbreitung. - Hackenheim.
- GRADMANN, R. (1931): Süddeutschland.
- GRAEFE, U. (1992): Zersetzergesellschaften als Standortzeiger - Vorschlag für ein Klassifikationssystem auf der Grundlage von Zootaxozönosen. - Redemanuskript eines Vortrages, gehalten auf der Tagung der Gesellschaft für Ökologie in Osnabrück.
- GRAETER, E. (1910): Die Copepoden der unterirdischen Gewässer. - Archiv für Hydrobiologie **6**: 1 - 152.
- GRIEBLER, C. & MÖSSLACHER, F. (2003): Grundwasserökologie. - UTB-Facultas Verlag, Wien, 495 S.
- GRIEBLER, C. (2003): Mikroorganismen in Grundwasserökosystemen. - In: GRIEBLER, C. & MÖSSLACHER, F. (Hrsg.): Grundwasserökologie. UTB-Facultas Verlag, Wien: 75-158.
- GRIEPENBURG, W. (1934): Die Berghäuser Höhle bei Schwelm in Westfalen. - Mitt. Höhlen- u. Karstforsch. **1934**: 33-39.
- 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), G. Fischer, Jena, 149 S.
- GURNEY, R. (1927): Some Forms of *Cyclops* allied to *C. Languidoides*, SARS, with Notes on *C. minutus*, CLAUS. - Ann. Mag. Nat. Hist. **9**: 497-509.
- 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. - Limnologica **35 (1-2)**: 31-44.
- HAHN, H. J. & PREUB, G. (1996): Eine Hyporheische Verockerungszone als Teil des Oberflächenwasser-Grundwasser-Boden-Ökotonen der Wieslauter - Mitt. d. Pollichia **83**: 209-242.

- HAHN, H. J. (1996 a): Literaturstudie zum Thema Grundwasser – Unveröff. Bericht für das Landesamt für Umwelt- und 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“, Dordrecht: 201-206.
- HAHN, H. J. (2003): Eignen sich Fallen zur repräsentativen Erfassung aquatischer Meiofauna im Hyporheischen Interstitial und im Grundwasser? - *Limnologica* **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: Ott, J. (Hrsg.): Biodiversität im Biosphärenreservat Naturpark Pfälzerwald: 66 -78.
- HAHN, H. J. (2005): Unbaited traps – a new method of sampling stygofauna. - *Limnologica* **35** (4): 248-261.
- HAHN, H. J. (2006 a): A first approach to a quantitative ecological assessment of groundwater habitats: The GW-Fauna-Index. – *Limnologica* **36**: 119-137.
- HAHN, H. J. (2006 b): Lassen sich Grundwasserbiotope klassifizieren? - Deutsche Gesellschaft f. Limnologie (DGL), Tagungsbericht 2005 (Karlsruhe), Weißensee-Verlag, Berlin, in Druck.
- HAINE, 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. - Academic Press, San Diego: 307 – 336.
- HENRY, J. P. (1976): Recherches sur les Asellidae hypogés 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. I. 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 S.

- HÖRNER, K., MOOG, O. & SPORKA, F. (2002): Oligochaeta. - In: MOOG, O. (2002) (Hrsg.): Fauna Aquatica Austriaca - Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs. - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien: 17-18.
- HRABĚ, K. (1960): Oligochaeta limnicola from the collection of Dr. S. HUSMANN. - Puhl. Fac. Sci. Univ. Brno **415**: 245-277.
- HUMPHREYS, W. F. (1994): The subterranean fauna in the Cape Range coastal plain, northwestern Australia. - The Australian Heritage Commission and the Western Australian Heritage Committee, Report. Perth, Australia.
- HUSMANN, S. (1956): Untersuchungen über die Grundwasserfauna zwischen Harz und Weser. - Archiv für Hydrobiologie **52**: 1-184.
- HUSMANN, S. (1968): Ökologie, Systematik und Verbreitung zweier in Norddeutschland sympatrisch lebender Bathynella-Arten (Crustacea, Syncarida). - International Journal of Speleology **3**: 111-145.
- 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. Limnol. **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. - Otto Salle Verlag, Frankfurt/Main, 5. Aufl, 516 S.
- ILLIES, J. (1967): Limnofauna Europaea. - Stuttgart.
- ILLIES, J. (1978): Limnofauna Europaea. - Stuttgart.
- JAKOBI, H. (1954): Biologie, Entwicklungsgeschichte und Systematik von *Bathynella natans* Vejd. - 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.
- JERSCHE, G. (1963): Zur Artfrage und Variabilität von *Niphargus tatrensis*. - Zeitschrift für zoologische Systematik und Evolutionsforschung **1**: 240-276.
- KAESTNER, A. (1982): Lehrbuch der speziellen Zoologie I: Wirbellose Tiere 3: Mollusca, Sipunculida, Echiurida, Annelida, Onychophora, Tardigrada, Pentastomida. - 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 Entomostrakenfauna des Schluchseemoores und seiner Umgebung. - Beiträge zur naturwissenschaftlichen Erforschung Badens Vereins **11**: 173-188.
- KIEFER, F. (1936 a): Ein neuer Cyclopide (Crustacea Copepoda) aus dem Grundwasser der oberrheinischen Tiefebene. - Zoologischer Anzeiger **113**: 84-87.
- KIEFER, F. (1936 b): Ein weiterer neuer Cyclopide 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.
- KLAUSNITZER, B. & POSPISIL, P. (1991): Larvae of *Cyphon* sp. (Coleoptera, Helodidae) in Ground Water. - Aquatic Insects **13**: 161-165.
- KLIE, W. (1934): Zwei neue subterrane Ostracoden der Gattung *Candona*. - Zoologischer Anzeiger **106**: 193-199.
- 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) *Candona bilobata*, ein neuer Muschelkrebs aus dem Grundwasser des unteren Maintals. - Zoologischer Anzeiger **128**: 216-220.
- KLIE, W. (1938 c): 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, Gustav Fischer Verlag, Jena, 230 S.
- 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.
- KNOWLES, R. (1981): Denitrification. - In: PAUL, E. A. & LADD, J. N. (Hrsg.): Soil biochemistry **5**: 326-369.
- KNOWLES, R. (1982): Denitrification. - Microbiol. Rev. **5**: 43-70.

- KOMÁREK, J. (1954): Herkunft der Süßwasser-Endemiten des dinarischen Gebirges, 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.
- LANDESAMT FÜR GEOLOGIE, ROHSTOFFE UND BERGBAU (LGRB) (2000): Abgrenzung von Grundwassereinheiten in Baden-Württemberg, Freiburg.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (LfU) (Hrsg.) (1991): Grundwasserüberwachungsprogramm – Beprobung von Grundwasser - Literaturstudie; Karlsruhe.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (LfU) (Hrsg.) (1996): Grundwasserüberwachungsprogramm – Projektbericht, Karlsruhe.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (LfU) (Hrsg.) (2000): Grundwasserüberwachungsprogramm – Leitfaden für Probennahme und Analytik von Grundwasser, Karlsruhe.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (LfU) (Hrsg.) (2001 a): Grundwasserüberwachungsprogramm – Geogen geprägte Beschaffenheit des Grundwassers (Hintergrundwerte 1985 – 1991), Karlsruhe.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (LfU) (Hrsg.) (2001 b): Atlas des Grundwasserzustandes in Baden-Württemberg, 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 Donaeinzugsgebietes. - *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.
- L'VOVICH, M. I. (1974): World water resources and their future. – *Mysl. Moskau* (in Russisch, engl. Zusammenf.).
- MALARD, F. H. (2003): *Sampling Manual for the Assessment of Regional Groundwater Biodiversity*, Lyon.
- MALARD, F. H. & HERVANT, F. (1999): Oxygen supply and the adaptations of animals in groundwater. - *Freshwater Biology* **41**: 1-30.

- 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.
- 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. (2005): Untersuchungen zum Verhalten von Grundwasserfauna in Altlastflächen mit vorangegangenem Vergleich unterschiedlicher Sammeltechniken. – Dissertation an der Universität Koblenz-Landau (eingereicht am Campus Landau).
- MATZKE, D. & HAHN, H. J. (2002): Vergleich der Grundwasserfauna in Lockergesteins- und in Kluftgrundwasserleitern unter vergleichender Anwendung unterschiedlicher Sammeltechniken. - Unveröffentl. Bericht DFG (Deutsche Forschungsgemeinschaft): Abschlußbericht Projekt Az HA 3214/1-1.
- MATZKE, D., HAHN, H. J., RAMSTÖCK, A. & ROTHER, K. (2005): Bewertung von Altlasten im Grundwasser mit biologischen Methoden - erste Ergebnisse. - *Grundwasser* 1: 25-34.
- MAUCH, E., SCHMEDTJE, U., MAETZE, A. & FISCHER, F. (2003): Taxaliste der Gewässerorganismen Deutschlands zur Kodierung biologischer Befunde. - *Informationsberichte Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München* [1/03]: 1-388.
- 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).
- MOOG, O. (EDS.) (1995): Fauna Aquatica Austriaca. Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs. - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- MÖSSLACHER, F. & HAHN, H. J. (2003): Die Fauna. - In: GRIEBLER, C. & MÖSSLACHER, F. (Hrsg.): Grundwasser-Ökologie. - UTB-Facultas Verlag, Wien, 495 S.
- MÖSSLACHER, F. (1998): Subsurface-dwelling 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, 495 S.
- MÜHLMANN, H. (1942): Die rezente Metazoenfauna der Harzer Höhlen und Bergwerke. - Zoogeographica **4** (2): 187 - 251
- NOLL, W. & STAMMER, H. J. (1953): Die Grundwasserfauna des Untermaingebietes von Hanau bis Würzburg mit Einschluß des Spessarts.
- NOLL, W. (1939): Die Grundwasserfauna des Maingebietes. - Mitteilungen des Naturwissenschaftlichen Museums der Stadt Aschaffenburg: 3-13.
- 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.
- NÜCHTERLEIN, H. (1969): Süßwasserostracoden aus Franken. Ein Beitrag zur Systematik und Ökologie der Ostracoden. - Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie **54**: 223-287.
- PARSONS, J. (1968): The effects of acid strip-mine effluents on the ecology of a stream. - Arch. Hydrobiol. **68** (1): 25-50.
- PESCE, G. & GALASSI, D. (1985): Due nuovi Diacyclops del complesso "languidoides" (Copepoda: Cyclopidae) di acque sotterranee di sardegna e considerazioni sul significato evolutivo dell' antenna nei copepodi stigobionti. - Bolletino del Museo civico di Storia naturale di Verona **12**: 411-418.
- PESCE, G. & GALASSI, D. (1987): New or rare species of *Diacyclops* KIEFER, 1927 (Copepoda, Cyclopoida) from different groundwater habitats in Italy. - Hydrobiologia **148** (5): 103-114.
- PESCE, G. & PETKOVSKI, T. (1980): *Parapseudoleptomesochra italica* n. sp., a new Harpacticoid from subterranean waters of Italy (Crustacea, Copepoda, Ameridae). - Fragmenta Balcanica, Musei Macedonici Scientiarum Naturalium **11** (5): 33-41.
- PESCE, G. (1984): *Diacyclops languidoides nagysalloensis* KIEFER - Ciclopoide nuovo per la Fauna Italiana, e note sullo status tassonomico del complesso "languidoides" in Italia. - Bolletino del Museo civico di Storia naturale di Verona **2**: 333-337.
- PESCE, G. (1985): The groundwater fauna of Italy: a synthesis. - Stygologia **1** (2): 129-159.
- PESCE, G. (1992): Cyclopids from the ground waters of Turkey, an description of *Diacyclops languidoides anatolicus* n. ssp. - Fragmenta entomologica, Roma **24** (1): 1-12.
- PESCE, G. (1994): The genus *Diacyclops* KIEFER in Italy: a taxonomic, ecological and biogeographical up-to-date review (Crustacea Copepoda Cyclopidae). - Arthropoda Selecta **3**: 3-4.
- PESTA, O. (1934): Alpine Tümpel und ihre limnologische Kennzeichnung. - Sitzungsberichte der Akademie der Wissenschaften Wien, Mathematisch-naturwissenschaftliche Klasse, Abt. I, **148**: 341-352.
- PETKOVSKI, T. (1957): Beitrag zur Kenntnis der jugoslawischen Cyclopiden. - Acta Musei Macedonici Scientiarum Naturalium **2** (1/12): 1-31.
- PETKOVSKI, T. (1971): Einige neue und seltene subterrane Cyclopiden (Crustacea Copepoda) aus Jugoslawien. - Acta Musei Macedonici Scientiarum Naturalium **12** (5): 77-114.

- PLÉNET, S., GIBERT, J. & MARMONIER, P. (1995): Biotic and abiotic interactions between surface and interstitial systems in rivers. - *Ecography* **18**: 296-309.
- POSPISIL, P. & DANIELOPOL, D. L. (2000): Diversity of groundwater dwelling Cyclopoida (Crustacea, Copepoda) in a Danube wetland in Austria. - *Vie et Milieu* **50**: 137-150.
- POSPISIL, P. & STOCH, F. (1999): Two new species of the *Diacyclops languidoides*-group (Copepoda, Cyclopoida) from groundwaters of Austria. - *Hydrobiologia* **412**: 165-176.
- 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 (Eds.): *Groundwater Ecology*: 347-366.
- POSPISIL, P. (1999): *Acanthocyclops sensitivus* (GRAETER & CHAPPUIS, 1914) (Copepoda: Cyclopoida) in Austria. - *Annales de Limnologie* **35** (1): 49-55.
- POSPISIL, P., ROUCH, R. & BOU, C. (1999): High amphipoda species richness in the Nert groundwater system (Southern France). - *Crustaceana*, **72**: 863-882.
- 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 micro-organisms in the ecological connectivity of running waters. - *Freshwater Biol.* **40**: 453-495.
- REID, J. (2001): A human challenge: discovering and understanding continental copepod habitats. - *Hydrobiologia* **453/454**: 201-226.
- REMANE, A. (1952): Die Besiedlung des Sandbodens im Meere und die Bedeutung der Lebensformtypen für die Ökologie. - *Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft* (= *Zoologischer Anzeiger*, Supplementband 16, 1951): 327-359.
- REMY, P. (1948): Un aselle obscuricole nouveau de Slvequie: *Asellus (Proasellus) slavus* n. sp. - *Bull. Soc. Sci. Nancy N.S.* **7**: 55-56.
- RIBE AMT (1991): Okkersforkomsters miljoemaessige, landbrugsmaessige og samfunds-oekonomiske betydning. - Ribe Amt, Ribe Dänemark, 54 S.
- ROMEIS, B. (1968) *Mikroskopische Technik*. - R. Oldenbourg Verlag, München, 16. Auflage, 757 S.
- RONNEBERGER, D. (1975): Zur Kenntnis der Grundwasserfauna des Saale-Einzugsgebietes (Thüringen). - *Limnologica* **9** (3): 323-419.
- ROUCH, R. (1986): Copepoda: Les harpacticoides souterrains des eaux douces continentales. - In: Botosaneanu, L. (ed.): *Stygofauna mundi*. J. Brill/Dr. W. Backhuys, Leiden, 321-355.

- RUMM, P.; SCHMIDT, H.; SCHMINKE, H. K. (1997): Organismenaustrag aus Langsam-sandfiltern. - Gas- u. Wasserfach/Wasser, Abwasser **138**: 355 – 361.
- 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. (1934): Eine neue Amphipodengattung aus einer belgischen Höhle, nebst Bemerkungen über die Gattung *Crangonyx*. - Zoologischer Anzeiger **106**: 215-218.
- 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 Meeresteile nach ihren Merkmalen und ihrer Lebensweise (40. Teil), G. Fischer, Jena, 250 S.
- SCHMEDITZ, U. & COLLING, M. (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. - Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (4/96), München.
- SCHMIDT, H. (1994): Untersuchungen zum Faunenspektrum, zur Besiedlungs- und Vertikalverteilung der Metazoen in einem Langsam-sandfilter unter besonderer Berücksichtigung der Harpacticoida, Ostracoda und Cladocera. - Dissertation an der Carl von Ossietzky Universität, Oldenburg.
- SCHMINKE, H. K. & GLATZEL, T. (1988): Besonderheiten und ökologische Rolle der Grundwassertiere. - Z. dt. geol. Ges. **139**: 382-392.
- SCHMINKE, H. K. (1986): Syncarida. - In: BOTOSANEANU, L.: Stygofauna Mundi. A Faunistic, Distributional and Ecological Synthesis of the World Fauna Inhabiting Subterranean Waters. – Leiden: 389-404.
- SCHMINKE, H. K. (1988): Eine neue Gattung der grundwasserbewohnenden Bathynellacea aus Deutschland (Crustacea, Malacostraca, Bathynellidae). - Stygologia **4**: 17-25.
- SCHREPFER, H. (1936): Der Südwesten. - In: KLUTE, F. VON (Hrsg.): Handbuch der Geographischen Wissenschaft. - Bd: Das Deutsche Reich.
- SCHWOERBEL, J. (1994): Methoden der Hydrobiologie – Süßwasserbiologie. - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- 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 macro-invertebrate fauna of a small river in the South Wales coalfield. - *Freshw. Biol.* **10** : 141-162.
- SERBAN, E. (1966 a): Contribution à l'étude de *Bathynella* d'Europe: *Bathynella natans* VEJDOVSKY, un dilemme à résoudre. - *International Journal of Speleology* **2**: 115-132.
- SERBAN, E. (1966 b) Nouvelles contributions à l'étude de *Bathynella (Bathynella) natans* VEJDOVSKY et *Bathynella (Antrobathynella) stammeri* JAKOBI. - *International Journal of Speleology* **2**: 207-221.
- SERBAN, E. (1973): Sur les problèmes de la taxonomie des Bathynellidae (Podophallocarida Bathynellacea). - Livre du cinquantenaire de l'Institut de Spéologie "Emile Racovitza", Editura Academiei Republicii Socialiste Romania, Bukarest: 199-217.
- 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.
- SPANDL, H. (1926): Die Tierwelt der unterirdischen Gewässer. - *Späleologische Monographien* 11, Wien.
- 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 Höhlenarchannelidae *Troglochaetus beranecki* in Schlesien. - *Zoologischer Anzeiger*, **118**: 265-268.
- STANFORD, J. A. & GAUFIN, A. R. (1974): Hyporheic Communities of two Montana Rivers. - *Science, New Series* **185**: 700-702.
- STEENKEN, B. (1998): Die Grundwasserfauna: Ein Vergleich zweier Grundwasserlandschaften in Baden-Württemberg. - *Ecomed, Landsberg*.
- STERBA, O. & SCHMIDT, L. (1982): Experimentelle Auswertung einiger morphologischer Merkmale der Cyclopiden (Copepoda, Cyclopoida). - *Vestnik Ceskoslovenske Spolecnosti Zoologicke* **46**: 70-75.
- STERBA, O. (1955): Beitrag zur Kenntnis der Cyclopidenfauna der Umgebung von Brünn und aus Südmähren. - *Vestnik Ceskoslovenske Spolecnosti Zoologicke* **19**: 354-364.
- STERBA, O. (1956): Einige seltene und neue Krustentiere in den Karstgewässern der Tschechoslowakei. - *Biologia Bratislava* **11**: 385-403.
- STOCH, F. & MINELLI, A. (2004): The project 'Checklist of the species of the Italian fauna'. - *Atti Convegno "La conoscenza botanica e zoologica in Italia: dagli inventari al monitoraggio"*. Università di Roma "La Sapienza", 14 dicembre 2001. Ministero dell'ambiente e della Tutela del Territorio, Rom: 5-15.
- STOCH, F. & POSPISIL, P. (2000 a): The *Diacyclops languidoides*-group (Copepoda: Cyclopoida) in Austria, with redescription of *Diacyclops cohabitatus* MOCHENKO 1980. - *Annales de Limnologie* **36**:21-29.

- STOCH, F. & POSPISIL, P. (2000 b): Redescription of *Diacyclops disjunctus* (Thallwitz, 1927) from Austria, with remarks on the *Diacyclops languidoides*-group in Europe (Copepoda, Cyclopoida, Cyclopidae). - *Crustaceana* **73**: 469-478.
- 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.
- STOCH, F.(1995): The ecological and historical determinants of Crustacean diversity in groundwaters, or: why are there so many species? - *Mémoires de Biospéologie* **22**: 139-160.
- STOCH, F. (2001): How many species of *Diacyclops*? New taxonomic characters and species richness in a freshwater cyclopid genus (Copepoda, Cyclopoida). - *Hydrobiologia* **453/454**: 525-531.
- STRAYER, D.L. (1994): Limits to Biological Distributions. – In: GIBERT, J., DANIELOPOL, D. & STANFORD (Eds): *Groundwater Ecology*. - San Diego Academic Press Inc., U.S: 287-310.
- 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.
- STROUHAL, H. (1958): *Asellus (Proasellus)* im nördlichen Österreich (Isopoda, Asellota). - *Ann. Naturwiss. Mus. Wien* **62**: 263-283.
- THIENEMANN, A. (1912): *Der Bergbach des Sauerlandes. Faunistisch-biologische Untersuchungen*. - *Internat. Rev. Hydrobiol./Biol. Suppl.* **4**: 1-125.
- THIENEMANN, A. (1925): *Die Binnengewässer Mitteleuropas. Die Binnengewässer* **1**. - Schweizerbart, Stuttgart, 255 S.
- THIENEMANN, A. (1950): *Die Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. Versuch einer historischen Tiergeographie*. - *Die Binnengewässer* **18**, XVI, 809 S.
- THOME, K. N. (1998): *Einführung in das Quartär: das Zeitalter der Gletscher*. - Springer Verlag Berlin Heidelberg, 287 S.
- TILZER, M. (1967): *Acanthocyclops (Rhenocyclops) 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.
- TRONTELJ, P. (2004): Ein molekularer Beitrag zur Taxonomie problematischer Süßwasser-Invertebraten. – In: *Regierung von Schwaben (Hrsg.): Biologische Gewässeruntersuchung und Bewertung. - Symposium zur Feier des 70. Geburtstages von Dr. Erik Mauch am 6. Oktober in Augsburg*: 11-15.
- UHLMANN, D. & HORN, W. (2001): *Hydrobiologie der Binnengewässer*. – Ulmer Verlag, Stuttgart, 528 S.
- UNTERSTEINER, H. (2005): *Biostatistik – Datenauswertung mit Excel und SPSS*. - Facultas Universitätsverlag, Wien, 212 S.

- 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 Makrobenthozönosen von unversauerten, versauerten, eisenbelasteten, und zeitweise trockenfallenden Waldbergbächen im Hils (Weser-Leine-Bergland, Südniedersachsen). – In: Deutsche Gesellschaft f. Limnologie (DGL): *Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung in Essen*: 371-375.
- WESTHEIDE, W. & RIEGER, R. (1996): *Spezielle Zoologie 1: Einzeller und wirbellose Tiere*, Stuttgart.

# Lebenslauf



## Persönliche Daten

Name	Andreas Fuchs
Anschrift	Queichstraße 7 76833 Siebeldingen
Telefon/Fax	06341/280-156 0160/95334258
E-Mail	<a href="mailto:fuchs@uni-landau.de">fuchs@uni-landau.de</a>
Geburtsdaten	25.11.1972 4020 Linz
Familienstand	Ledig
Staatsbürgerschaft	Österreich
Präsenzdienst	Grundwehrdienst beim Armeefernmeldebataillon Wien

## Schulbildung

1979 – 1983	Volksschule Weitra
1983 – 1992	Bundesgymnasium- und Bundesrealgymnasium Gmünd
Juni 1992	Matura (Abitur)

## Studium

1993 – 1997	Biologie an der Universität Wien
Juni 1997	1. Diplomprüfung und Abschluss des Studiums Biologie
Mai 1999	Beginn Studienrichtung Zoologie und Limnologie Beginn Diplomarbeit über Grundwasserorganismen (mit chem. Begleituntersuchungen im Jahresverlauf)
Juni 2001	Abschluss des Studiums Zoologie und Limnologie Zusätzliche Lehrveranstaltungen aus dem Bereich Umweltchemie und Laborsicherheit

## Studienbegleitende Tätigkeiten

1997 – 2000	Tutorium für die Bestimmungsübungen der heimischen Copepoden und Cladoceren
1998 – 2000	Tutorium für die Praktika „Umweltchemie“ 1 und 2 am Institut für anorganische Chemie Wien
1998 – 2000	zahlreiche Werkverträge am Institut für anorganische Chemie (Strömungs- und Temperaturabhängigkeit der Phosphorrücklösung aus Gewässersedimenten im Nationalpark Donauauen, Überwachung des Tagesgangs ausgewählter chemischer Parameter in Kleingewässern)

Oktober 1999

des Nationalpark Seewinkel, Schwermetallbelastung von Sedimenten und die Akkumulation in ausgewählten benthischen Tiergruppen im Nationalpark Donauauen) und am Institut für Limnologie (Kartierung der Feinsedimentauflage der Gewässer im Nationalpark Donauauen, Bestimmung der Korngröße und des organischen Anteils von Sedimenten aus dem Nationalpark Donauauen, Bestimmung von Kleinkrebsen aus den Nationalparks Donauauen, Seewinkel und Hohe Tauern).  
Elektrofischereikurs Bundesamt für Wasserwirtschaft

### **Zusätzliche Tätigkeiten**

April 1995 – Juni 1998

Gemeinderat der Stadt Weitra

März 2003 – Dezember 2005

Mitglied des Fachbereichsrates des Fachbereichs 7 der Universität Landau

Juli 2004 – November 2005

Mitglied im Promotionsausschuss der Fachbereiche 3 und 7 der Universität Koblenz-Landau

Seit Jänner 2005

Mitglied im Habilitationsausschuss der Fachbereiche 3 und 7 der Universität Koblenz-Landau