

INVERTEBRATEN IN TRINKWASSERVERTEILUNGSSYSTEMEN

Lebensraum, Verbreitung, Nahrungsbeziehungen

vorgelegt von:

Dipl.-Biol.

Ute Michels

geb. in Stollberg/Erzgebirge

von der Fakultät III - Prozesswissenschaften
der Technischen Universität Berlin
zur Erlangung des akademischen Grades

Doktor der Naturwissenschaften

-Dr. rer. nat.-

genehmigte Dissertation

Promotionsausschuss:

Vorsitzender: Prof. Dr. rer. nat. Ulrich Szewzyk

Gutachter: PD Dr. rer. nat. Günter Gunkel

Gutachter: Prof. Dr.-Ing. Martin Jekel

Gutachter: Prof. Dr. rer. nat. Gerhard Maier

Tag der wissenschaftlichen Aussprache: 11.07.2017

Berlin 2018

DANKSAGUNG:

Die vorliegende Arbeit wäre ohne vielfältige Unterstützung aus dem universitären, beruflichen und familiären Umfeld nicht möglich gewesen. Ich bedanke mich an dieser Stelle bei

- Dr. rer. nat. Günter Gunkel für die Betreuung dieser Arbeit, für die Übernahme des Erstgutachtens, für viele konstruktive Anregungen und Hinweise und seine stete Bereitschaft zur Diskussion der Thematik,
- Prof. Dr. Martin Jekel für seine Begutachtung dieser Arbeit,
- Prof. Dr. Gerhard Maier für die Übernahme des Zweitgutachtens und seine Hinweise zur Bestimmung und Ökologie der Crustacea,
- Prof. Dr. Szewzyk für die Leitung des Prüfungsausschusses,
- den Mitarbeiterinnen von Aqualytis, Simona Münnich und Jessica Polak für die akribische mikroskopische Analyse vieler Proben und ihre Kommentare bzw. Hinweise bei methodischen Fragestellungen,
- Michael Scheideler als Partner im Kompetenzteam „Invertebraten im Trinkwasser“ für die kollegiale Zusammenarbeit und seine Bereitschaft zur Diskussion „tierischer“ Sachverhalte,
- den Partnern und Kollegen des Forschungsprojektes „Entwicklung eines mobilen Probeentnahme- und Messsystems für Invertebraten in Trinkwasserverteilungssystemen“ für die engagierte Mitwirkung am Forschungsprojekt und nicht zuletzt
- den Kollegen und Geschäftspartnern aus der Wasserversorgung für Ihr Vertrauen, für die Möglichkeiten der Untersuchung und die technische Unterstützung bei der Errichtung und dem Betrieb von Messstellen.

Mein besonderer Dank gilt meinem Ehemann Michael Albert für seine Geduld und sein Verständnis dafür, dass diese Arbeit viel von unserer gemeinsamen Zeit brauchte.

ERKLÄRUNG

Hiermit erkläre ich an Eides statt,

- dass ich die vorgelegte Dissertation selbständig und ohne unzulässige fremde Hilfe angefertigt und verfasst habe, dass alle Hilfsmittel und sonstigen Hilfen angegeben und dass alle Stellen, die ich wörtlich oder dem Sinne nach aus anderen Veröffentlichungen entnommen habe, kenntlich gemacht worden sind;
- dass die Dissertation in der vorgelegten oder einer ähnlichen Fassung noch nicht zu einem früheren Zeitpunkt an der Technischen Universität Berlin oder einer anderen in- oder ausländischen Hochschule als Dissertation eingereicht worden ist.

Berlin, den 22.5.2017

Ute Michels

KURZFASSUNG

Das zentrale Thema der vorliegenden Dissertation ist das Vorkommen von wirbellosen Tieren in Trinkwasserverteilungssystemen. Die vorgestellten Auswertungen basieren auf Untersuchungen in verschiedenen Trinkwassernetzen im Zeitraum 2003–2015, die überwiegend im Rahmen wasserwirtschaftlicher Monitoring-Programme durchgeführt wurden. Einige Daten wurden im Rahmen des vom Bundesministerium für Wissenschaft und Technik (BMWT) geförderten Forschungsprojektes „Entwicklung eines mobilen Probeentnahme- und Messsystems für Invertebraten in Trinkwasserverteilungssystemen“ erhoben. Die wesentlichen Ziele der Dissertation waren:

- die qualitative und quantitative Beschreibung der Lebensgemeinschaft wirbelloser Tiere in Trinkwasserverteilungssystemen,
- die Charakterisierung des Lebensraumes Trinkwasser und seines Einflusses auf die Lebensgemeinschaft der Invertebraten und
- die Erarbeitung einer Modellvorstellung zum Stoff- und Energiefluss innerhalb der Invertebraten-Gesellschaft.

In den untersuchten Trinkwasserverteilungssystemen wurden 14 Tiergruppen mit einer variablen Artenvielfalt registriert. Schalenamöben, Rädertierchen, Ruderfußkrebse, Fadenwürmer und Wasserasseln gehörten mit einer Nachweishäufigkeit von mehr als 60 % zum typischen Fauneninventar der Trinkwassernetze. In Abhängigkeit von der angewandten Probeentnahmemethode wurden Individuen mit Körpergrößen von 30 μm – 11 mm registriert. Auf Grund dieses erheblichen Größenspektrums wurden die Tiergruppen den Kategorien Makroorganismen ($> 2000 \mu\text{m}$), Meiofauna (100–2000 μm) und Mikrofauna ($< 100 \mu\text{m}$) zugeordnet. Die in den Trinkwasserverteilungssystemen festgestellten Individuendichten wirbelloser Tiere umfassten mit < 100 bis > 1 Million Tieren pro m^{-3} Rohrleitungsvolumen ein breites Spektrum. Der für die Biomasse ermittelte Wertebereich lag zwischen 0,001 und fast 100 mg m^{-3} . Die quantitativen Merkmale waren wiederum abhängig von der Probeentnahmemethode (insbesondere von der zur Filtration verwendeten Maschenweite). Mit der Probeentnahmemethode F2 100+55¹ wurden im Median 4.723 Individuen m^{-3} und 7,2 mg m^{-3} ermittelt. Die ermittelten Besiedelungsdichten und Biomassen verschiedener Versorgungssysteme waren unterschiedlich. Die Medianwerte der Individuendichten aller mit F2 100+55 untersuchten Versorgungssysteme betragen zwischen 600 und 58.500 Individuen m^{-3} ; für die Biomasse wurden Werte zwischen 0,07 und 63 mg m^{-3} ermittelt. Das Temperaturspektrum (lokale/temporale Unterschiede), die Strömungsverhältnisse und die partikulären Ablagerungen waren wesentliche Charakteristika des Lebensraumes der Invertebraten. Vor allem (feinkörnige) Ablagerungen bewirkten eine räumliche Strukturierung der Lebensgemeinschaft. Aus den Wertegradienten der Parameter Partikelvolumen, Strömungsgeschwindigkeit und Temperatur ließ sich eine Präferenzzone für die Invertebraten-Gesellschaft konstruieren. Diese befand sich tendenziell in der Nähe von Wasserwerken/Versorgungsleitungen. Die als Nahrungsgrundlage in Frage kommenden Feinpartikel lagerten sich teilweise in erheblichen Mengen in den Rohrleitungen ab. Durchschnittlich wurden 6,6 mL m^{-3} (Median) ermittelt; dies entsprach einem Anteil am Sedimentationsvolumen (Median) von 20 %. Traten Wasserasseln auf, waren deren Kotpellets ein wesentlicher Bestandteil der feinpartikulären Ablagerungen. Die Anteile am feinpartikulären Sediment betragen 6 % (Median); das entsprach einem Volumen von 0,17 mL m^{-3} (Median). Saisonale Temperaturveränderungen und damit verbundene Prozesse (Biofilmbildung, Partikeleintrag) führten zu Veränderungen der Invertebraten-Gesellschaft. Auf einen erhöhten Trinkwasserverbrauch im Sommer mit einem entsprechend höheren Partikeleintrag in die Trinkwasserverteilung folgte ein Anstieg von Individuendichten und Biomassen im Herbst. Die infolge des Klimawandels nachweisbare Erwärmung von Boden und Grundwasser war auch im Rohrleitungssystem nachweisbar und ermöglichte Wasserasseln die Ausbildung von drei Generationen (Vermehrungsphasen) pro Jahr. Die externe Beeinflussung der Entwicklung wirbelloser Tiere in der Trinkwasserverteilung ist für die Praxis der Wasserversorgung von großer Relevanz. Der Stoff- und Energietransfer einer Wirbellosengemeinschaft in Trinkwasserverteilungen lässt sich über Biomasse-/Abundanz-Größenspektren verdeutlichen. Mittels Biomasse-Größenspektren war es möglich, die Struktur der Wirbellosengemeinschaft verschiedener Versorgungssysteme zu vergleichen. Aus den Analyseergebnissen zu Abundanz und Biomasse von Invertebraten ließ sich die konkrete Nahrungssituation der Invertebraten beurteilen und die Bedeutung einer eventuell vorhandenen externen Kohlenstoffquelle für die Invertebraten-Gemeinschaft darstellen.

¹ : Filtration über 100 und 55 μm

ABSTRACT

The central theme of this dissertation is the presence of invertebrates in drinking water distribution systems. The presented analyses are based on investigations in various drinking water networks during the 2003-2015 period, primarily conducted as part of water management monitoring programs. Some data was collected in the framework of the "Development of a mobile sampling and measuring system for invertebrates in drinking water distribution systems" research project which was funded by the Federal Ministry of Science and Technology (Bundesministerium für Wissenschaft und Technik BMWT). The main objectives of the dissertation were:

- the qualitative and quantitative description of the biocoenosis of invertebrate animals in drinking water distribution systems,
- the characterisation of the drinking water environment and its influence on the biocenosis of invertebrates and
- the development of a model concept on material and energy flow within the invertebrate community.

Fourteen animal groups with variable biodiversity were registered in the drinking water distribution systems which were examined. The amoeba, rotifers, copepods, nematodes and water isopods were among the typical fauna inventory of drinking water networks with a detection frequency of more than 60%. Depending on the method of sample extraction used, individuals were registered with body sizes of 30 μm – 11 mm. Due to this significant size spectrum, the animal groups were assigned to the categories of macroorganisms ($> 2000 \mu\text{m}$), meiofauna (100–2000 μm) and microfauna ($< 100 \mu\text{m}$).

The individual densities of the invertebrate animals observed in drinking water distribution systems comprised a wide range with < 100 to > 1 million animals per m^{-3} piping volume. The range of values determined for the biomass ranged from 0.001 to almost 100 mg m^{-3} . The quantitative characteristics were in turn dependent on the sample collection method (in particular on the mesh size used in the filtration). Using the sample collection method F2 100+55², 4,723 individuals m^{-3} and 7.2 mg m^{-3} were determined in the median. The measured colonisation densities and biomasses of different supply systems were different. The median values of the individual densities of all supply systems examined with F2 100+55 amounted to between 600 and 58,500 individuals m^{-3} ; for the biomass, values ranging from 0.07 to 63 mg m^{-3} were determined.

The temperature range (local/temporal differences), the currents and particulate deposits were essential characteristics of the habitat of the invertebrates. Above all (fine-grained) deposits led to a spatial structuring of the community. From the parameter of the particle volume value gradient, flow rate and temperature, a preference zone was constructed for the invertebrate community. This tended to be in the vicinity of waterworks/supply lines.

The fine particles which are considered as a source of food were deposited in the pipelines in part in considerable quantities. On average, 6.6 mL m^{-3} (median) was identified; this corresponded to a sedimentation volume proportion (median) of 20%. If water isopods were present, their faeces pellets were an integral part of the fine particulate debris. The share of the fine particulate sediment amounted to 6% (median); this corresponded to a volume of 0.17 mL m^{-3} (median).

Seasonal temperature changes and related processes (biofilm formation, particle entry) resulted in changes in the invertebrate community. The increased consumption of drinking water in the summer with a correspondingly higher particle intake in the drinking water distribution was followed by an increase in individual densities and biomass in autumn. The identifiable warming of soil and ground water as a result of climate change was also demonstrable in the pipeline system and allowed water isopods to form three generations (propagation phases) per year.

The external influence on the development of invertebrate animals in the drinking water distribution is of greater relevance for the practice of the water supply. The material and energy transfer of an invertebrate community in drinking water distributions can be illustrated through biomass / abundance size spectra. Using biomass size spectra, it was possible to compare the structure of the invertebrate community of different supply systems. From the results of the analysis on the abundance and biomass of invertebrates, the concrete food situation of the size classes of invertebrates could be evaluated and the importance of an eventual existing external carbon source for the invertebrate community demonstrated.

² : Filtration over 100 and 55 μm

ABKÜRZUNGEN UND GLOSSAR

Begriff bzw. Abkürzung	Erläuterung/Bedeutung
adult	erwachsen
AOC	Assimilierbarer organischer Kohlenstoff
BDOC	Biologisch abbaubarerer organischer Kohlenstoff
Benthal	der Gewässergrund – die Bodenzone eines Gewässers
(epi)-benthisch	in/auf der Bodenzone eines Gewässers lebend
BFR	Biofilm-Bildungs-Rate
Biozönose	Gemeinschaft von Organismen verschiedener Arten in einem abgrenzbaren Lebensraum
Ciliata	Wimpertierchen
Cladocera	Blattfußkrebse
Copepoda	Ruderfußkrebse
Copepodit	spätes, den erwachsenen Tieren ähnliches Larvenstadium bei Ruderfußkrebsen
Cyclopoida	Hüpfertinge
Detritus	Zerfallende/sich zersetzende organische Partikel
DOC/DOM	Gelöster organischer Kohlenstoff/gelöste organische Substanz
DVGW	Deutscher Verein des Gas- und Wasserfachs
epilithisch	auf Steinen lebend
Food-web	Nahrungsnetz
Gastrotricha	Bauchhärlinge
Habitat	Summe aller abiotischen Faktoren, die über ihre Struktur, ihre chemische / physikochemische Wirkung und/oder ihre Dynamik die Ausprägung einer Lebensgemeinschaft beeinflussen.
Halacarida	Unterordnung der Wassermilben
Harpacticoida	Raupenhüpfertinge
Hermaphroditismus	Vermehrung über Zwitter bzw. doppelgeschlechtliche Individuen
Hydracarina	Wassermilben
Invertebraten	vielzellige Tiere ohne Wirbelsäule (wirbellose Tiere)
KMnO ₄	Kalium-Permanganat
Makroinvertebraten	wirbellose Tiere >2 mm
Makrophyten	Höhere Wasserpflanzen
Meiofauna	mehrzellige wirbellose Tiere von $\geq 100 \mu\text{m}$ bis 1 mm
Metazoa	mehrzellige Tiere

Migration	über den normalen Aktionsraum hinausgehende Ortsveränderungen von Organismen (WIKIPEDIA, 2017)
Nauplius	Frühes Larvenstadium bei Ruderfußkrebsen
Nematoda	Fadenwürmer
NPOC	Nicht ausblasbarer organischer Kohlenstoff (entspricht dem gesamten organischen Kohlenstoff ohne flüchtige Verbindungen)
Oligochaeta	Gliederwürmer oder Wenigborster
Oostegite	lappenartige Anhänge der Beine im Bereich des Rumpfes, die einen Brutraum bilden
o-Phosphat	ortho-Phosphat: Salze der Orthophosphorsäure (H ₃ PO ₄)
Ostracoda	Muschelkrebse
Parthenogenese	eingeschlechtliche Fortpflanzung bzw. Junfernzeugung
Pellets	Kotpartikel
POC/POM	Partikulärer organischer Kohlenstoff/Partikuläre organische Substanz
Rotifera	Rädertierchen
Tardigrada	Bärteirchen
Testacea	Schalenamöben
TOC/TOM	Gesamter organischer Kohlenstoff/gesamte organische Substanz
Turbellaria	Strudelwürmer
WRRL	EU-Wasserrahmenrichtlinie

INHALT

1	Einführung und wissenschaftliche Zielstellung	1
1.1	Historie	1
1.2	Die Lebensgemeinschaft in Trinkwasserverteilungssystemen	2
1.2.1	Makroinvertebraten	3
1.2.2	Meiofauna	5
1.2.3	Mikroinvertebraten	7
1.3	Ökologie	9
1.3.1	Die Trinkwasserverteilung als Lebensraum	9
1.3.2	Nahrungsgrundlagen und Food-web	10
1.4	Erfassung und Bewertung	14
1.4.1	Methoden der Probeentnahme und Probenbearbeitung	14
1.4.2	Einordnung und Bewertung	15
1.5	Wissenschaftliche Zielstellung	17
2	Material und Methoden	19
2.1	Untersuchungsgebiete und Zeitraum der Untersuchungen	19
2.2	Datengewinnung aus Trinkwasserverteilungssystemen	21
2.2.1	Biologische Daten	21
2.2.2	physikochemische Daten und Begleitparameter	28
2.2.3	Statistische Datenanalyse	30
3	Ergebnisse	31
3.1	Der Lebensraum Trinkwasserverteilung (abiotische Randbedingungen)	31
3.1.1	Wasserbewegung/Fließgeschwindigkeit	31
3.1.2	Partikeltransport in Trinkwasserverteilungssystemen	33
3.1.3	Wassertemperaturen (zeitliche und räumliche Variabilität)	39
3.2	Die Lebensgemeinschaft in Trinkwasserverteilungssystemen	43
3.2.1	Wichtige Arten und Tiergruppen	43
3.2.2	Quantitative Kenngrößen – Abundanzen und Biomasse	51
3.2.3	Zeitliche und räumliche Verteilung der Biozönose	55
3.2.4	Analyse der Trinkwasserbiozönose	65
4	Diskussion	75
4.1	Die Biologische Trinkwasserqualität	75
4.1.1	Qualitativer Aspekt	76
4.1.2	Quantitativer Aspekt	78
4.1.3	Möglichkeiten der Bewertung	82
4.2	Struktur und Funktion der Lebensgemeinschaft	85

4.2.1	Lebensraumstrukturen	85
4.2.2	Stoff- und Energiefluss	86
5	Schlussfolgerungen und weiterer Forschungsbedarf.....	93
6	Verzeichnisse.....	96
6.1	Literaturverzeichnis	96
6.2	Publikationsliste	107
6.2.1	Vorveröffentlichungen	107
6.2.2	Weitere Veröffentlichungen	107
6.3	Abbildungsverzeichnis.....	109
6.4	Tabellenverzeichnis	111

1 EINFÜHRUNG UND WISSENSCHAFTLICHE ZIELSTELLUNG

1.1 HISTORIE

„Lebewesen sind seit alters her in Trink- und Brauchwässern beobachtet worden...“ beginnt BEGER (1966) das Kapitel „Historischer Rückblick“ im „Leitfaden für Trink- und Brauchwasserbiologie“ und verweist in diesem Zusammenhang auf Beobachtungen/Untersuchungen aus vorchristlicher und mittelalterlicher Zeit. „Der Gedanke jedoch die Güte des Wassers in gesetzmäßige Beziehungen [...] zu den in ihm lebenden Organismen zu bringen und diese Erfahrungen zur Trink- und Brauchwasserbeurteilung einzusetzen, stammt erst aus der Mitte des vergangenen Jahrhunderts.“³ (BEGER, 1966). Die ersten grundlegenden Veröffentlichungen zu dieser Thematik stammen von HASSALL (1850) in London und später von COHN (1853) in Breslau. Der Grund für die trinkwasserbiologischen Untersuchungen waren in beiden Städten vorangegangene Choleraepidemien. Ohne vom anderen zu wissen, forschten beide Wissenschaftler an einer Klassifizierung des Verschmutzungsgrades des Trinkwassers unter besonderer Berücksichtigung der darin vorkommenden Organismen (BEGER, 1966). Cohn gelang es über die Untersuchung des Breslauer Brunnenwassers (COHN, 1853) wesentliche Grundlagen der hygienischen Beurteilung von Trinkwasser zu erarbeiten. Die im Trinkwasser vorhandenen Organismen haben für Cohn eine Indikatorfunktion „...[dass] Organismen des Trinkwassers nicht wohl an sich einen nachhaltigen Einfluss auf das Leben des Menschen, der sie genießt, ausüben, als vielmehr ein Anzeichen sind, dass das Wasser [...] eine der Gesundheit nicht zuträgliche Beschaffenheit besitzt.“ Darüber hinaus stellt er einen Zusammenhang zu bestimmten Wasserinhaltsstoffen her: „Wenn das Wasser nicht eine gewisse Menge organischer Substanz enthält, so werden keine Infusorien entstehen und die großen Rädertiere und Daphnien müssten dann verhungern.“ BEGER (1966) belegt die Entwicklung der Trinkwasserbiologie als Forschungsgegenstand in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts mit einer Vielzahl von Veröffentlichungen sowie Lehrbüchern. In einer Zeit, in der die Förderung und Verteilung des Wassers noch technische Herausforderungen darstellten, geriet die Besiedelung der Leitungen der zentralen Wasserversorgung mit mikro- und makroskopisch sichtbaren Tieren in den Fokus der Wissenschaft (SCHREIBER & SCHOENEN, 1996). Laut BEGER (1966) fanden die biologischen Erkenntnisse schnell Eingang in Fach- und Lehrbücher für Techniker und Hygieniker. Die biologische Trinkwasseruntersuchung wurde damit zu einem wesentlichen Bestandteil der Trinkwasserbeurteilung (BEGER, 1966).

Die ersten trinkwasserbiologischen Arbeiten zielten primär auf hygienische Fragestellungen ab. Im Zuge der Zentralisierung der Wasserversorgung ergänzten zunehmend technisch motivierte Fragestellungen die biologische Forschung. Hierzu gehören neben den biologischen Aspekten der Eisen- und Manganoxidation (HÄSSELBARTH & LÜDEMANN, 1971) auch Untersuchungen zur Korrosion und zur Filtration über Sand/Kies sowie Aktivkohle (BICHAI, BARBEAU & PAYMENT, 2008; HUSMANN, 1982; O`CONNOR, HASH & EDWARDS, 1975). Das im deutschsprachigen Raum in den 1960-er Jahren vorhandene Fachwissen zur Trinkwasserbiologie wurde vor allem von KOLKWITZ (1911) und BEGER (1966) erarbeitet und zusammengetragen. Der 1966 in zweiter Auflage erschienene „Leitfaden der Trink- und Brauchwasserbiologie“ (BEGER,

³ gemeint ist das 19. Jahrhundert

1966) befasst sich mit der Biologie sämtlicher, bis dahin erprobter Aufbereitungsverfahren, den Techniken zur Probengewinnung und -analyse sowie der Beurteilung der erhobenen Daten.

Mit der Weiterentwicklung der Aufbereitungstechnik und der bis heute gängigen Praxis, eine hygienische Beurteilung von Trinkwasser ausschließlich unter mikrobiologisch-chemischen Gesichtspunkten durchzuführen (s. Kapitel 4.1), gerieten die biologischen Aspekte der Wasseraufbereitung aus dem Fokus der Wasserwirtschaft. „Insgesamt fällt auf, dass die Thematik nach dem Zweiten Weltkrieg nahezu keine Rolle mehr spielt, und das gilt bis heute.“ (SCHREIBER & SCHOENEN, 1996). Laut SCHREIBER & WESTPHAL (2002) markieren die 1960-er Jahre einen Bruch in der Auseinandersetzung mit der Biologie der Wasserversorgung. Dieser Bruch bezog sich primär auf die hygienische Relevanz trinkwasserbiologischer Untersuchungen. Die „technische Bedeutung“ tierischer Organismen beispielsweise für die Langsandsandfiltration (RUMM, SCHMIDT & SCHMINKE, 1997; WESTPHAL, 1996), die Gewinnung von Uferfiltrat (WESTPHAL, 1996) oder die Besiedelung von Aktivkohlefiltern (SCHREIBER, SCHOENEN & TRAUNSPURGER, 1997) blieb weiterhin Gegenstand der angewandten limnologischen Forschung. UHLMANN (1988), SCHREIBER & WESTPHAL (2002) sowie RÖSKE & UHLMANN (2005) fassten den Kenntnisstand zusammen und dokumentierten die wesentlichen Veröffentlichungen der praxisbezogenen Forschung. Einige für die Praxis der Wasserversorgung bedeutende biologische Aspekte wurden darüber hinaus 1997 als Technische Mitteilung (W 271) in das technische Regelwerk des Deutschen Vereins des Gas- und Wasserfachs (DVGW) aufgenommen (DVGW, 1997). Die Autoren folgen mit ihrer Darstellung der Sichtweise von „Fluch und Segen“, indem die Organismen in Wasseraufbereitungsanlagen unter den Aspekten ihrer „Leistungen“ in Prozessen der Wasseraufbereitung und den Problemen bei „unerwünschten Massenentwicklungen“ abgehandelt werden. Bis heute fehlt eine wertfreie Darstellung des Vorkommens wirbelloser Tiere in der Wasseraufbereitung und -verteilung in ihrem ökologischen Kontext.

1.2 DIE LEBENSGEMEINSCHAFT IN TRINKWASSERVERTEILUNGSSYSTEMEN

Die Darstellung tierischer Organismen in Systemen der Trinkwasserverteilung erfolgt häufig bei einer Beschreibung von „Störfällen“ mit Hinweisen für eine Beseitigung dieser „Kalamitäten“. Trinkwasserverteilungssysteme gerieten infolge des (massenhaften) Auftretens von Makroinvertebraten (mit dem bloßen Auge sichtbare wirbellose Tiere wie Wasserasseln, Brunnenkrebse und Gliederwürmer) in die Schlagzeilen der Presse (MAZ. 2009; MAZ. 2009; MAZ. 2000); einige Fälle wurden auch in Fachzeitschriften der Wasserwirtschaft beschrieben (z.B. MEWIUS, 1982; SCHWARTZ et al., 1966). Eine Auswertung der aktuellen Literatur und von verfügbaren, nicht veröffentlichten Daten zeigt, wirbellose Tiere können in unterschiedlicher qualitativer und quantitativer Ausprägung das gesamte System der Wasserverteilung besiedeln. In den Systemen werden Einzeller, kleine Mehrzeller bis hin zu makroskopisch sichtbaren Invertebraten registriert.

1.2.1 MAKROINVERTEBRATEN

In den meisten Fällen waren **Wasserasseln (*Isopoda, Asellidae*)** der Stein des Anstoßes; seit den 1930-er Jahren wird immer wieder v.a. über das Vorkommen von *Asellus aquaticus* in Trinkwasserverteilungssystemen berichtet. Beispielsweise waren 1947 in Amsterdam (VAN HEUSDEN, 1948), 1951–1955 in Coventry (HOLLAND, 1956) und 1956/1957 in Gloucester und Farington (HART, 1957; TURNER, 1956) Maßnahmen zur Bekämpfung von Wasserasseln erforderlich. SCHWARTZ et al. (1966) berichten ausführlich über das Vorkommen der Tiere und die Maßnahmen zur Bekämpfung. Aktuellere Nachweise sind in den Veröffentlichung von DVGW (1997) und MEWIUS (1982) verzeichnet. Neuere Untersuchungen in verschiedenen Trinkwasserverteilungssystemen in den Niederlanden und Deutschland belegen eine nahezu ubiquitäre Verbreitung von *Asellus aquaticus* in Trinkwassernetzen; in den Niederlanden waren 97 % von 36 Verteilungssystemen besiedelt, in Deutschland wurde eine Besiedelung in 53 % von 240 untersuchten Messstellen festgestellt (GUNKEL et al., 2010; VAN LIEVERLOO et al., 2012). Neben der Wasserassel wurde (wesentlich seltener) auch die Höhlenassel (*Proasellus cavaticus*) in Trinkwasserverteilungssystemen nachgewiesen (MAYER, 2013; MICHELS, eigene Untersuchungen).

Wasserasseln gehören zu den Krebsen. Die im Benthos von Binnengewässern lebenden Tiere werden zwischen 1 mm und 20 mm groß, können nicht schwimmen und bewegen sich mit Hilfe ihrer acht Beinpaare schreitend fort. Ihr natürlicher Lebensraum sind stehende Gewässer und Gewässerbereiche mit geringer Strömung. Durch ihr thigmotaktisches Verhalten (Festhaltereflex) können sie sich vor dem Verdriften schützen. TITZE & GUNKEL (2012) analysierten in einer Versuchsanlage die Verfrachtung und Migration von *Asellus aquaticus* in Rohrleitungssystemen. Wasserasseln wandern mit und gegen die Strömung und können aktiv Rohrnetze besiedeln. Strömungsgeschwindigkeiten von $> 5 \text{ cm s}^{-1}$ (180 m h^{-1}) verhindern eine Wanderung gegen die Strömung; Werte von $> 10 \text{ cm s}^{-1}$ (360 m h^{-1}) können zum Verdriften der Tiere (sog. katastrophale Drift) führen. Untersuchungen zu Strömungsverhältnissen in verschiedenen Trinkwasserverteilungssystemen belegen Bedingungen, die eine ungehinderte Ausbreitung der Wasserasseln in großen Teilen der Netze vor allem in den Nachtstunden erlauben (RICHARD & KORTH, 2010; RIPL & UHL, 2013).

Wasserassel und Höhlenassel ernähren sich von toter organischer Substanz (Detritus) und sind in der Lage, sich ein breites Spektrum an Nahrungsressourcen zu erschließen. MOOG (1995) beschreibt für *Asellus aquaticus* drei Ernährungsformen (Zerkleinerer, Detritusfresser und Weidegänger), **ohne Präferenzen** für eine der Formen. Im natürlichen Lebensraum gelten Falllaub bzw. abgestorbene Pflanzenteile als die bevorzugten Nahrungsquellen, wobei die anhaftenden Bakterien und Pilze ein wesentlicher Bestandteil der Nahrung sind (BLOOR, 2011; GRACA, MALTBY & CALOW, 1993; WEICHBRODT, 2001). In Trinkwasserverteilungssystemen kommen somit vor allem Bakterien und Pilze der Biofilme und (sich in Zersetzung befindende) organische Ablagerungen als Hauptnahrungsquellen in Betracht (MAYER, 2013; TITZE & GUNKEL, 2013).

Wasserasseln vermehren sich ausschließlich geschlechtlich; für eine erfolgreiche Besiedelung neuer Lebensräume (z.B. Trinkwassersysteme) muss eine Mindestanzahl von Tieren vorhanden sein, die eine erfolgreiche Verbindung männlicher und weib-

licher Tiere garantiert⁴. Wasserasseln betreiben Brutpflege. Die Weibchen bilden einen Brutsack aus, in den sie bis zu 100 Eier ablegen. Die maximal 50 Jungtiere verbleiben bis zur vollständigen Entwicklung in dem Brutsack (WESENBERG-LUND, 1939). In Mitteleuropa bilden Wasserasseln i.d.R. zwei Generationen pro Jahr aus, wobei die überwinterten Tiere bei entsprechend niedrigen Temperaturen eine Diapause einlegen (ADCOCK, 1979; CHAMBERS, 1977).

Die Gruppe der **Gliederwürmer (*Oligochaeta*)** ist vergleichsweise artenreich in Trinkwasserverteilungssystemen vertreten (siehe Abbildung 1.1). Die bekannten Arten sind zwischen 1 und 10 mm groß. Sehr häufig werden kleinere Arten aus den Familien der Naididae (*Nais communis*, *Nais variabilis*, *Stylaria lacustris*, *Chaetogaster sp.*), Enchytraeidae (*Enchytraeus sp.*, *Marionina sp.*) und Aelosomatidae (*Aelosoma sp.*) nachgewiesen (DVGW, 1997; VAN LIEVERLOO, VAN DER KOOIJ & HOOGENBOEZEM, 2002). Verbraucherbeschwerden resultieren meist aus der Anwesenheit größerer Tiere z.B. aus den Familien der Tubificidae (z.B. *Tubifex tubifex*) und Lumbriculidae (z.B. *Stygodrilus heringianus*). Ihre Anwesenheit spricht für das Vorhandensein größerer Mengen organischer Ablagerungen in den betroffenen Rohrleitungssystemen (KEMPER, 1931; VAN LIEVERLOO, VAN DER KOOIJ & HOOGENBOEZEM, 2002). Der größte, bisher in Trinkwassersystemen nachgewiesene Wurm ist der Brunnendrahtwurm (*Haplotaxis gordioides*). Der im Grundwasser lebende, bis 10 cm lange Wurm ist vor allem aus Brunnenstuben und Quelfassungen seltener aus Anlagen der Trinkwasserverteilung bekannt (DVGW, 1997).



Abbildung 1.1: Gliederwürmer (*Oligochaeta*) aus Trinkwasserverteilungssystemen. Teichschlange (*Stylaria lacustris*) links, *Stygodrilus heringianus* rechts

Wenigborster gehören im natürlichen Lebensraum zur benthischen Lebensgemeinschaft. Sie graben in Sedimenten und ernähren sich von organischem Detritus und/oder leben in und von Biofilmen auf Hartsubstraten und pflanzlichen Oberflächen. In Trinkwasserverteilungssystemen bilden somit organische Ablagerungen und Biofilme eine geeignete Nahrungsquelle. Oligochaeten vermehren sich als Zwitter geschlechtlich über (befruchtete) Eier. Für einige Familien ist darüber hinaus die ungeschlechtliche Vermehrung über Teilung durch Bildung von Tierketten (Naididae) oder Abschnürung (Lumbriculidae) von Bedeutung (TIMM, 2009; WESENBERG-LUND,

⁴ Die Fertilität bei weiblichen Wasserasseln ist nur von kurzer Dauer und die männlichen Tiere tragen die Weibchen bis zum Zeitpunkt der Befruchtung eine Zeit lang mit sich herum (Präcopula) (MOMMERTZ (1993).

1939). Ähnlich den Wasserasseln schützen sich auch Oligochaeten vor dem Verdriften, *Nais* und *Aelosoma* sollen sich mit Hilfe des Clitellums oder der Mundöffnung an (Rohr)-oberflächen festhalten können (VAN LIEVERLOO, VAN DER KOOIJ & HOOGENBOEZEM, 2002). Weitere Tiergruppen mit makroskopisch sichtbaren Arten in Trinkwasserverteilungssystemen sind Flohkrebse (Amphipoda, z.B. der Höhlenflohkrebs – *Niphargus aquilex*) und Zuckmücken (Chironomidae). In Anlage 1 sind Informationen zu diesen und weiteren Tiergruppen in Form von Steckbriefen aufgeführt.

1.2.2 MEIOFAUNA

Grund- und Oberflächenwässer werden von einer Vielzahl kleiner wirbelloser Tiere sowie von Einzellern besiedelt. Daher ist die Wahrscheinlichkeit hoch, dass einige dieser Arten auch in Trinkwassersysteme gelangen und sich dort vermehren. Aufgrund ihrer geringen Körpergröße (< 1 mm) können Verbraucher diese Organismen i.d.R. nicht sehen; daher sind sie kaum Gegenstand von Beschwerden. Das DVGW-Regelwerk (DVGW, 1997) beschreibt beispielsweise das Vorkommen von Ruderfußkrebse (Copepoden) in Partikelfiltern von Hausinstallationen, das von den Kunden eines Wasserversorgers bemerkt wurde. Meist werden diese Organismen bei Routinekontrollen oder Untersuchungen mit dem Fokus auf Makroinvertebraten registriert (DOZSA-FARKAS, 1965; GUNKEL et al., 2010; VAN LIEVERLOO et al., 2012).

Nematoden (Fadenwürmer) sind mit durchschnittlich 1–3 mm deutlich kleiner als Wenigborster und Wasserasseln und i.d.R. farblos. Da einige Arten parasitisch leben bzw. für parasitische Erkrankungen des Menschen verantwortlich sind, sind sie dennoch häufig Anlass trinkwasserbiologischer Untersuchungen (z.B. DOZSA-FARKAS, 1965). Der Nachweis einer „frei lebenden“ (nicht-parasitären) Nematoden-Art führte in den USA zu umfangreichen (Nach)untersuchungen. Als klar wurde, dass die Trinkwasserverteilungen vieler Großstädte zwar von zahlreichen Nematoden besiedelt sind, aber keine parasitären Formen vorkommen, änderte sich der Schwerpunkt der Untersuchungen in Richtung der Analyse eines potentiellen Beitrags der Fadenwürmer (Carrier-Funktion) beim Eintrag pathogener Bakterien in die Trinkwassersysteme (CHANG, WOODWARD & KABLER, 1960). Durch die Ingestion der Bakterien werden diese resistent gegenüber Infektionsmaßnahmen. Beim Übergang dieser „infizierten“ Würmer in die Trinkwassersysteme besteht ein gewisses Risiko für die Endverbraucher zu erkranken. CHANG, WOODWARD & KABLER (1960) konnten im Laborversuch belegen, dass einige Pathogene (*Shigella*, *Salmonella*) mehrere Tage in *Cheilobus quadrilabatus* und/oder *Diplogaster nudicapitatus* überleben können. Das Risiko, auf diesem Weg zu erkranken, wurde jedoch als äußerst gering eingeschätzt. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen auch SMERDA, JENSEN & ANDERSON (1971). Die Bedenken vor einem von Nematoden ausgehenden gesundheitlichen Risiko ließen sich jedoch nie ausräumen, daher folgte eine Vielzahl weiterer Untersuchungen (BICHAI, BARBEAU & PAYMENT, 2009, 2008).

Nematoden gehören mit 11.000 bekannten Taxa zu den artenreichsten Gruppen der Wirbellosen, wobei mit einer Vielzahl noch nicht bekannter bzw. beschriebener Arten zu rechnen ist (TRAUNSPURGER, 2000). Die Vermehrung der meisten Arten erfolgt geschlechtlich, darüber hinaus sind Hermaphroditismus und Parthenogenese bekannt. In Laborexperimenten ermittelte Generationszeiten variieren zwischen 13 und 60 Tagen mit durchschnittlich 10 Generationen im Jahr. In Feldstudien wurden dagegen auch Generationszeiten von mehreren Monaten beobachtet. Weit verbreitete Süßwasserarten (z.B. *Monhystera paludicola*, *Tobrilus gracilis* und *Tobrilus medius*) bil-

den in Abhängigkeit von der Wassertemperatur nur ein bis vier Generationen im Jahr aus. Nematoden können verschiedene Nahrungsformen verwerten und sind in allen Trophiestufen vertreten. Den größten Anteil im Süßwasser machen die Bakterien- und Detritusfresser („deposit-feeder“ und „epistrate-feeder“ nach TRAUNSPURGER, 1989) aus. Die verschiedenen Ernährungstypen unterscheiden sich durch ihre Mundwerkzeuge (z.B. Vorhandensein von Zähnen) und die damit verbundene Größe der ingestierbaren Nahrungspartikel. Darüber hinaus kommen Allesfresser, räuberisch lebende Arten und Pflanzenfresser mit speziellen Anpassungen der Mundwerkzeuge vor (WESENBERG-LUND, 1939). GIÈRE (2009) ordnet den Ernährungstypen bestimmte Habitate zu. Danach leben die meisten „deposit-feeder“ in eher homogenen, feinkörnigen Habitaten, wohingegen „epistrate-feeder“ heterogenere Habitatstrukturen bevorzugen.

Ruderfußkrebse (Copepoden) gehören zu den häufig in Trinkwassersystemen nachgewiesenen Tiergruppen. VAN LIEVERLOO et al. (2012) konnten Copepoden bei Hydrantenuntersuchungen in 87 % aller Messstellen nachweisen. Die Anwesenheit aller Entwicklungsstadien (Larven (Nauplien), Jungtiere (Copepodide), Adulte) belegt, dass sich die Tiere in Rohrleitungssystemen vermehren können (z.B. VAN LIEVERLOO et al., 2004). Die in Trinkwasserverteilungssystemen registrierten Ruderfußkrebse gehören bis auf wenige Ausnahmen zu den Ordnungen Harpacticoida und Cyclopoida.

Diese Ordnungen können prinzipiell in allen aquatischen Biotopen leben, wobei verschiedene Gewässer- bzw. Biotoptypen von spezifischen Artengemeinschaften besiedelt werden (JANETZKY, ENDERLE & NOODT, 1996). Das Vorkommen von Harpacticoida in Fließgewässern wird durch die Fließgeschwindigkeit, das Substrat und die Makrophyten-Vegetation bestimmt (JANETZKY, ENDERLE & NOODT, 1996). Als typische Benthosbewohner nehmen Harpacticoida vor allem organischen Detritus sowie die an dessen Abbau beteiligten Bakterien und Pilze auf (JANETZKY, ENDERLE & NOODT, 1996), in lotischen Habitaten (z.B. Fließgewässern) sind darüber hinaus Bakterien und Pilze in Biofilmen wesentliche Nahrungsbestandteile (SCHMID-ARAYA & SCHMID, 2000).

Während die Mundgliedmaßen der cyclopoiden Nauplien auf die Filtration von Partikeln spezialisiert sind, besitzen die Copepodite und adulten Tiere der Cyclopoida Mundgliedmaßen zum Ergreifen und Kauen von Beutetieren bzw. Nahrungspartikeln (FRYER, 1957a). Substratgebundene Arten können sogar Oligochaeten und Insektenlarven packen (Beutegreifer). Nahrungsexperimente belegen, dass neben Rotifera, Ciliaten und weiteren Einzellern auch „weiche“ Cladoceren erbeutet werden (1975; BRANDL & FERNANDO, 1974). Cyclopoida sind meist omnivor; sie bevorzugen tierische Nahrung können jedoch ohne Nachteile zu pflanzlichen Komponenten wechseln (ADRIAN, 1988; FRYER, 1957b; PARK, CHANG & SHIN, 2005).

Alle Copepoden sind getrenntgeschlechtlich, die Fortpflanzung erfolgt meist sexuell. Bei den Harpacticoida ist eine parthenogenetische Vermehrung bisher von drei Arten bekannt, die bei der verbreiteten Art *Canthocamptus staphylinus* nur lokal begrenzt auftritt. Bis zum erwachsenen Tier werden sechs Larven- und fünf Copepodit-Stadien durchlaufen (EINSLE, 1993; JANETZKY, ENDERLE & NOODT, 1996). Die Anzahl der Vermehrungszyklen reicht von monozyklisch (eine Generation pro Jahr) bis zu polyzyklisch (mehrere Generationen pro Jahr). Die Fortpflanzung kann ganzjährig erfolgen oder auf bestimmte Zeiträume beschränkt sein (EINSLE, 1993; JANETZKY, ENDERLE & NOODT, 1996).

Blattfußkrebse oder Wasserflöhe (Cladocera) sind in Trinkwasserverteilungen ebenfalls weit verbreitet. Bei Hydrantenuntersuchungen in den Niederlanden wurden sie an 69 % der untersuchten Messstellen festgestellt (VAN LIEVERLOO et al., 2012). Die Bedingungen der Trinkwassernetze bieten vor allem benthisch lebenden Taxa einen adäquaten Lebensraum. Zu den häufig nachgewiesenen Taxa gehören die Gattungen *Alona* und *Chydorus* (SMALLS & GREAVES, 1968). In den mitteleuropäischen Binnengewässern leben etwa 90 Cladoceren-Arten. Sie können alle Arten von Wasseransammlungen besiedeln, lediglich im Freiwasser schnell fließender Gewässer vermögen sie sich nicht zu halten. Vor allem als Filtrierer im Freiwasser von Seen und Teichen bekannt, sind die meisten Arten jedoch im Litoral der Gewässer zu Hause. Daher gibt es neben Arten mit planktischer Lebensweise zahlreiche epibenthische bzw. epilithische Arten (FLÖBNER, 2000; WESENBERG-LUND, 1939).

Die 200–500 µm großen Cladoceren im Trinkwasser ernähren sich von organischem Detritus, den sie mit Hilfe ihres beweglichen Hinterleibs (Postabdomen mit Krallen und Borstenkamm) aufwirbeln und über die Filterborsten der Blattfußpaare „einsammeln“ (Substratfiltrierer; WESENBERG-LUND, 1939). Zusammen mit dem die Tiere umhüllenden Chitinpanzer bilden die Blattfußpaare einen Apparat, der Wasser einsaugt, Partikel herausfiltert, Nahrung zu den Mundwerkzeugen schiebt und den Wasserstrom wieder ausleitet.

Die Vermehrung der Cladoceren erfolgt sowohl sexuell als auch parthenogenetisch. Die Weibchen produzieren überwiegend Subitaneier, aus denen parthenogenetisch ausschließlich Weibchen hervorgehen. Unter bestimmten Umweltbedingungen entstehen parthenogenetisch Männchen, gleichzeitig bringen die Weibchen Dauereier hervor, die befruchtet werden müssen (WESENBERG-LUND, 1939).

Weitere Tiergruppen in Trinkwasserverteilungssystemen sind Gastrotricha (Bauchhärlinge), Turbellaria (Strudelwürmer), Tardigrada (Bärtierchen) und Ostracoda (Muschelkrebse). In Anlage 1 sind Informationen zu diesen und weiteren Tiergruppen in Form von Steckbriefen aufgeführt.

1.2.3 MIKROINVERTEBRATEN

Rädertierchen (Rotifera) stehen auf Grund ihrer geringen Körpergröße (0,04–2 mm) nicht im Fokus trinkwasserbiologischer Untersuchungen, obwohl sie in allen Anlagen der Wasserversorgung und Verteilung anzutreffen sind (GUNKEL et al., 2010). In Talsperren-Wasserversorgungen können sie „in erheblichen Mengen auf die Reinwasserseite gelangen“ (BERNHARDT, LÜSSE & CLASEN, 1989; DVGW, 1997). In den Niederlanden waren in Reinwasserproben verschiedener Wasserwerke Rotifera in 76 % der Messstellen vorhanden, durchschnittlich wurden 65 Individuen m⁻³ festgestellt (VAN LIEVERLOO et al., 2014). Zu den Taxa, die sich in Trinkwasserverteilungssystemen erfolgreich vermehren können, gehören *Lecane* und *Colurella*, ca. 70 µm große Tierchen (SCHREIBER & SCHOENEN, 1996; MICHELS eigene Daten). Die Arten beider Gattungen haben als Voraussetzung für eine Besiedelung von Trinkwassernetzen eine benthische Lebensweise (VAN LIEVERLOO et al., 2014).

Rädertierchen ernähren sich überwiegend von organischen Partikeln (Algen, Bakterien, Detritus), es gibt jedoch auch räuberische Formen. Mit Hilfe des Räderorgans werden Wasserstrudel erzeugt und die Nahrungspartikel so zum Mund transportiert. Das Räderorgan dient gleichzeitig dem „Gleitschwimmen“ auf Unterlagen oder dem rotierenden Schwimmen im freien Wasser (WALLACE & RICCI, 2002). Die Vermehrung der Rädertierchen erfolgt meist parthenogenetisch; aus diploiden Eiern entwickeln

sich ausschließlich Weibchen. Unter bestimmten Umweltbedingungen kommt es zur Entwicklung von Männchen und zur Ablage von haploiden Eiern, die befruchtet werden. Unter extremen/ungünstigen Umweltbedingungen können Dauerstadien ausgebildet werden (WALLACE & RICCI, 2002).

Trinkwassersysteme werden auch von einer Vielzahl von **Einzellern (Protozoen)** besiedelt. Diese Organismen wurden in Anlagen der Wasseraufbereitung (SCHREIBER & WESTPHAL, 2002), in Trinkwasserbehältern (z.B. SCHREIBER & SCHOENEN, 1996) und in der Trinkwasserverteilung (GUNKEL et al., 2010; MICHELS et al., 2013b) nachgewiesen. Auch bei Biofilmuntersuchungen wird häufig auf die Anwesenheit von Protozoen und deren Rolle bei der Dezimierung von Mikroben hingewiesen (FLEMMING, 2003a; PEDERSEN, 1990).

Von den vorkommenden Taxa sind **Schalenamöben (Testacea)** auf Grund ihrer Größe (50–150 µm) und der Nachweismöglichkeit in fixierten Proben am besten untersucht (HEYNIG, 1977b). Gut dokumentierte Nachweise aus Trinkwasserverteilungen gibt es für die Städte Budapest (TÖRÖK, 1954) und Halle (HEYNIG, 1977a). Bei den sieben Jahre dauernden Untersuchungen wurden 22 verschiedene Arten festgestellt; besonders häufig bzw. regelmäßig waren die Gattungen *Arcella*, *Centropyxis* und *Euglypha* vertreten (s. Abbildung 1.2).

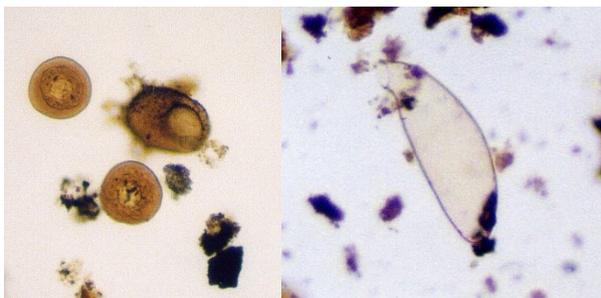


Abbildung 1.2: Protozoen aus Trinkwasserverteilungssystemen – *Arcella* sp. und *Centropyxis* sp. (links, ca. 100 bzw. 120 µm), *Cyphoderia ampulla* (rechts, ca. 120 µm)

Schalenamöben leben in einem aus einer organischen Matrix bestehenden Gehäuse, das mit Plättchen aus Kieselsäure oder Fremdmaterialien verstärkt sein kann. Charakteristische Organellen der Amöben sind bewegliche Fortsätze des Zellkörpers. Diese Pseudopodien dienen der Nahrungsaufnahme, indem sie Nahrungspartikel umfließen, und der Fortbewegung. Schalenamöben ernähren sich sowohl von flüssigen Stoffen bzw. Makromolekülen als auch von organischen Partikeln oder kleinen Beutetieren (WALL et al., 2010). Die Vermehrung erfolgt durch Zellteilung. Ein Teilprojekt eines Forschungsvorhabens zu Biofilmen in Trinkwasserverteilungssystemen (FLEMMING, 2003b) befasste sich mit **freilebenden Amöben** (nicht parasitäre Arten). In nahezu allen untersuchten Trinkwasserverteilungssystemen (n=18) wurden freilebende Amöben in Dichten von 1–200 Individuen L⁻³ nachgewiesen. Aufgrund potentiell pathogener Arten (z.B. *Acanthamoeba* sp.), aber auch von Arten, die als Wirtsorganismen für eine intrazelluläre Bakterienvermehrung in Frage kommen (z.B. *Hartmanella* sp., *Vanella* sp. und *Vahlkampfia* sp.) haben Amöben eine besondere hygienische Bedeutung (HOFFMANN & MICHEL, 2003). Eine Studie belegt nicht nur die ubiquitäre Verbreitung der freilebenden Amöben in Trinkwasserverteilungen, sondern auch, dass sich „die Verteilungssysteme bezüglich einiger konstant nachzuweisender Arten als hoch produktiv“ erweisen. *Acanthamoeba* sp. wurden in sieben Systemen nachgewiesen, Wirtsamöben mit intrazellulärer Bakterienvermehrung in

fünf Verteilungssystemen (HOFFMANN & MICHEL, 2003). Auch in Biofilmpopulationen auf verschiedenen Werkstoffen für Hausinstallationen wurden freilebende Amöben regelmäßig festgestellt (SZEWZYK & RÖDER, 2010).

1.3 ÖKOLOGIE

1.3.1 DIE TRINKWASSERVERTEILUNG ALS LEBENSRAUM

Die qualitative und quantitative Ausprägung (Artenreichtum, Individuendichte, Dominanzverhältnisse zwischen den Arten) biologischer Gemeinschaften (Biozönose) wird maßgeblich vom Lebensraum (Habitat) bestimmt. Das Habitat steht für die Summe aller abiotischen Faktoren, die über ihre Struktur, ihre chemische/physikochemische Wirkung und/oder ihre Dynamik die Ausprägung einer Lebensgemeinschaft beeinflussen.

Den strukturellen Rahmen von Trinkwasserverteilungssystemen bilden Rohrleitungen aus unterschiedlichen Materialien in variabler Dimensionierung. Das aufbereitete Trinkwasser wird über Verästelungsnetze oder ringförmig vermaschte Systeme zum Endverbraucher transportiert. Trinkwassernetze können riesige Dimensionen annehmen; die Länge aller Trinkwasserleitungen in Deutschland beträgt schätzungsweise 530.000 km (OTILLINGER & SZYMANSKY, 2015). Die Haupt- und Versorgungsleitungen bestehen im Bundesdurchschnitt zu 53 % aus metallischen Werkstoffen (Guss, Stahl), zu 39 % aus Kunststoffen (Polyethylen (PE), Polyvinylchlorid (PVC)) und zu 9 % aus Faserzement (FZ). In Abbildung 1.3 sind die Anteile der Materialien und der Nenndurchmesser der bestehenden Trinkwassernetze in Deutschland dokumentiert (Stand 2010, Daten aus DIETZSCH & WALTHER, 2014).

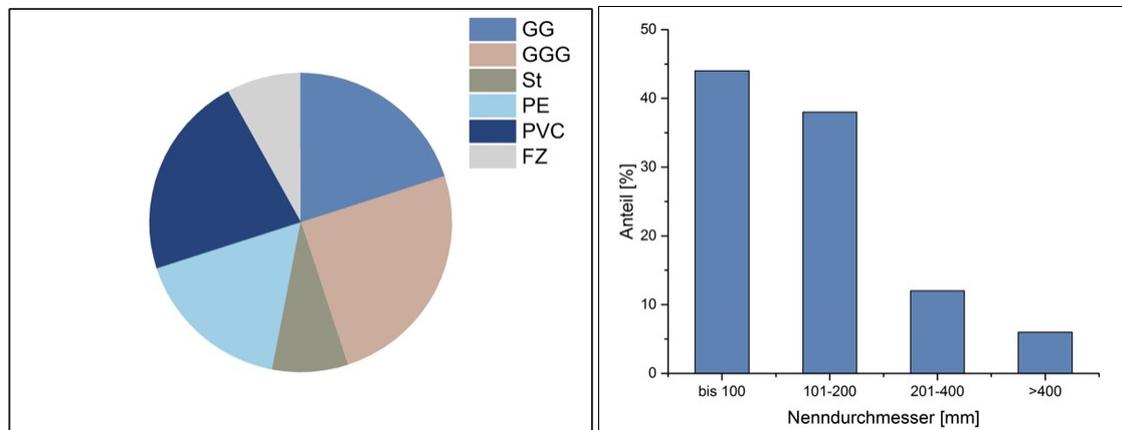


Abbildung 1.3: Prozentualer Anteil von Materialien und Nenndurchmesser in Trinkwassernetzen im bundesdeutschen Durchschnitt (aus DIETZSCH & WALTHER, 2014)

Legende: GG – Grauguss, GGG – duktiler Grauguss, St – Stahl, PE – Polyethylen, PVC – Polyvinylchlorid, FZ – Faserzement

Mit zunehmendem Alter verändern einige Materialien (z.B. ungeschützte Stahl- und Graugussleitungen) ihre (innere) Struktur infolge Korrosion und der damit verbundenen Bildung von Inkrustationen. Die durch Inkrustationen vergrößerte innere Oberfläche der Rohrleitung bietet für biologische Gemeinschaften zusätzliche Ansatzflächen und/oder „Schutzräume“.

Die chemischen/physikochemischen Wirkungen auf die Biozönose gehen vom Trinkwasser aus. Der in der Trinkwasserverordnung (BMG, 2001) festgelegte Rahmen für die erlaubten chemischen Komponenten des Trinkwassers ermöglicht den meisten

Invertebraten des Süßwassers eine ungehinderte Entwicklung (VAN LIEVERLOO, VAN DER KOOIJ & HOOGENBOEZEM, 2002). Selbst Desinfektionsmittel werden heute in Konzentrationen eingesetzt, die eine Entwicklung wirbelloser Tiere zulässt (VAN LIEVERLOO et al., 2014; VAN LIEVERLOO, VAN DER KOOIJ & HOOGENBOEZEM, 2002). Das Gleiche gilt für die physikochemischen Eigenschaften des Trinkwassers, wie pH-Wert und Temperatur. Die Einhaltung der Vorgaben der Trinkwasserverordnung (BMG, 2001) für die Wassertemperaturen sichert optimale Lebensbedingungen für eine Vielzahl von Arten. Die chemische Zusammensetzung des Trinkwassers kann durch chemische (z.B. Fällung, Korrosion) oder biologische Prozesse (z.B. Oxidationsprozesse) im Rohrleitungssystem verändert werden und sich fördernd oder begrenzend auf die Wirbellosengemeinschaft auswirken.

In natürlichen Gewässern hat die Bewegung des Wassers einen erheblichen Einfluss auf die Struktur der Lebensgemeinschaften; die Charakterisierung von Fließgewässergesellschaften nach „Biozönotischen Regionen“ ist ein Ergebnis dieser Strukturierung (ILLIES, 1961). Typische (durchschnittliche) Fließgeschwindigkeiten in konventionellen Trinkwasserverteilungssystemen bewegen sich zwischen $< 0,01 \text{ m s}^{-1}$ und $0,5 \text{ m s}^{-1}$ (VAN DER KOOIJ & VAN DER WIELEN, 2014); nach (VREEBURG, 2014) betragen selbst die Maximalgeschwindigkeiten nur wenige cm s^{-1} .

1.3.2 NAHRUNGSGRUNDLAGEN UND FOOD-WEB

Die qualitative und quantitative Verfügbarkeit von Nahrung ist ein wesentlicher Einflussfaktor für die Ausprägung der Invertebraten-Gemeinschaft in der Trinkwasserverteilung.

In diesem Zusammenhang sind **Biofilme** bedeutend, die von Protozoen abgeweidet werden (FLEMMING, 2003a; PEDERSEN, 1990). Biofilme sind in allen Trinkwassersystemen vorhanden. In der Wasseraufbereitung sind sie als Destruenten organischer Stoffe sogar erwünscht, in der Trinkwasserverteilung und -speicherung dagegen als Quelle für Wiederverkeimung, Habitat für hygienisch relevante Organismen oder als Ursache für Korrosion und Bildung von Geruchsstoffen dagegen unerwünscht, aber nicht vermeidbar (FLEMMING, 1998).

Im DVGW Arbeitsblatt W 270 (DVGW, 2007) als „Oberflächenbesiedelung“ und „Oberflächenbewuchs“ bezeichnet, bestehen Biofilme generell aus einer Matrix extrazellulärer polymerer Substanzen (EPS) mit eingebetteten Mikroorganismen. Die Matrix enthält Polysaccharide, Proteine, Glykoproteine und andere stark wasserhaltige Polymere (WINGENDER et al., 2003) und bietet den eingebetteten Mikroorganismen beispielsweise Schutz (z.B. vor Amöben). Die Mikrogen-Gemeinschaften in den Biofilmen sind heterogen; die Bakteriendichte und -diversität hängt vom Material, auf dem der Biofilm aufwächst, und von der Zusammensetzung des umgebenen Wassers ab (BENÖLKEN et al., 2010; WINGENDER et al., 2003).

Die Ausprägung von Biofilmen reicht von einer dünnen, fleckig ausgebildeten ein- bis zweilagigen Besiedelung bis zu einem flächendeckenden Bewuchs von mehr als 5 mm Dicke. Bisherige Untersuchungen zeigen Besiedelungsdichten von 10^5 – 10^9 Zellen cm^{-2} (BENÖLKEN et al., 2010; FLEMMING, 2003a). Schon bei einem gering ausgeprägten Biofilm mit 10^6 Zellen cm^{-2} befinden sich in einer Trinkwasserverteilung mit 1.500 km Rohrleitungslänge und einem durchschnittlichen Rohrrinnendurchmesser von 200 mm 10^{16} Bakterienzellen im System. Bei einem Durchschnittsgewicht einer

Zelle von 10^{-6} μg beträgt die oberflächengebundene Biomasse 10 kg (FLEMMING, 2003a). In deutlich ausgeprägten Biofilmen mit einer Schichtdicke von 50–100 μm wurden 10^{11} Zellen cm^{-2} registriert.

Das Ausmaß der Biofilmbildung ist abhängig von einer (mikrobiologisch) verwertbaren Kohlenstoffquelle entweder aus dem Aufwuchsträger (i.d.R. die Rohrleitung) oder aus dem umgebenden Wasser sowie von weiteren anorganischen Mikronährstoffen (z.B. ortho-Phosphat (o-Phosphat)). Untersuchungen von BENÖLKEN et al. (2010) belegen, dass bei guter Verfügbarkeit von organischem Kohlenstoff aus dem Werkstoff des Aufwuchsträgers der Gehalt an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) des umgebenden Wassers von untergeordneter Bedeutung ist. Darüber hinaus kann die Phosphat- und Stickstoff-Konzentration des Wassers das Ausmaß einer Biofilmbildung limitieren. Das mikrobiologische Wachstum nimmt bei $10 \mu\text{g L}^{-1}$ o-Phosphat im Trinkwasser (MIETTINEN, VARTIAINEN & MARTIKAINEN, 1997) und im Biofilm erheblich zu (LEHTOLA, MIETTINEN & MARTIKAINEN, 2002).

Eine weitere Nahrungsquelle für die Invertebraten-Gesellschaft sind **organische Ablagerungen** (POM) in Trinkwassernetzen. Das in die Trinkwasserverteilung eingespeiste Reinwasser enthält i. d. R. partikuläre Substanzen. Die Menge der eingetragenen Partikel hängt von der Art und Qualität der Wasseraufbereitung ab (RICHARD & KORTH, 2010; RIPL & UHL, 2010). Darüber hinaus können Partikel durch Korrosion, Flockungs-/Fällungsreaktionen und/oder durch externen Eintrag über Arbeiten am Rohrnetz in die Trinkwasserverteilung gelangen (RIPL & UHL, 2010). POM haben neben ihrer Funktion als potentielle Nahrungsquelle für Organismen eine besonderer Bedeutung für die mikrobiologische Qualität und das Vorkommen hygienisch relevanter Bakterien (KORTH et al., 2008; ZACHEUS et al., 2001). Der organische Anteil von Ablagerungen in Trinkwasserverteilungssystemen beträgt zwischen 14 und 48 % bezogen auf die Trockenmasse (RICHARD & KORTH, 2010; RIPL & UHL, 2012; VREEBURG, 2007).

Erste Hypothesen zum Food-web in Trinkwasserverteilungssystemen finden sich bei VAN LIEVERLOO, VAN DER KOOIJ & HOOGENBOEZEM (2002) (Abbildung 1.4). Die Entwicklung der Invertebraten-Biozönose hängt demnach in erster Linie vom Eintrag gelöster organischer Stoffe (DOM) und POM mit dem Trinkwasser ab. Die DOM bestimmen das Ausmaß des Biofilmwachstums an den Wänden sowie um abgelagerte Partikel am Boden der Rohrleitungen. POM werden von größeren Invertebraten (z.B. Oligochaeten) als Nahrung genutzt und dienen als Aufwuchsträger für Biofilme. Einzeller und Rotifera verwerten als Konsumenten 1. Ordnung die Bakterien im Biofilm und können ihrerseits von größeren Wirbellosen gefressen werden.

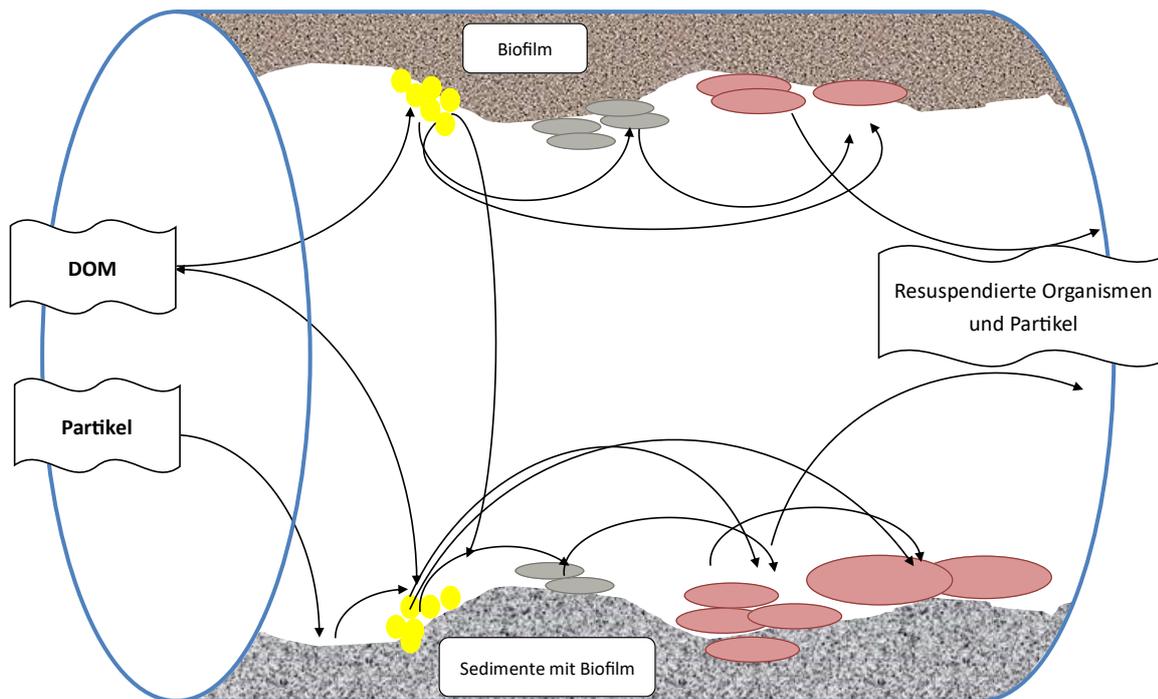


Abbildung 1.4: Food-web in Rohrleitungssystemen (Hypothesen). (nach VAN LIEVERLOO, VAN DER KOOIJ & HOOGENBOEZEM, 2002) **Legende:** ● Bakterien, ● Einzeller, ● Mehrzeller in verschiedenen Größenklassen, DOM: gelöste organische Substanz

Untersuchungen aus den Niederlanden, Dänemark und Norddeutschland analysierten auf der Basis der oben formulierten Hypothesen potenzielle Korrelationen zwischen verschiedenen Parametern. RIPL et al. (2011) und VAN LIEVERLOO et al. (2012) entdeckten einen positiven Zusammenhang zwischen der Biofilm-Bildungs-Rate (BFR), dem nicht ausblasbaren Kohlenstoff (NPOC), dem Permanganat-(KMnO₄)-Index sowie dem partikulären organischen Kohlenstoff (POC) und der Anwesenheit von Wasserasseln/Invertebraten in der Trinkwasserverteilung. Bei (VAN LIEVERLOO et al., 2012) korrelierte die Biomasse (Summe aller Invertebraten) mit der BFR, dem KMnO₄-Index und dem NPOC (Korrelationskoeffizienten nach Pearson R²=0,55–0,63). Zwischen den Individuendichten einiger Tiergruppen und den genannten Parametern waren dagegen kaum Abhängigkeiten erkennbar. Die Parameter BFR, NPOC und KMnO₄-Index charakterisieren daher eher die Nahrungsgrundlage für Bakterien in Biofilmen als für die Invertebraten-Gemeinschaft. Die Autoren gehen davon aus, dass Mikroorganismen und POM in Biofilmen/losen Ablagerungen die Basis eines Food-web in der Trinkwasserverteilung bilden. RIPL et al. (2011) fanden einen Zusammenhang zwischen dem Eintrag an POM mit dem Trinkwasser und der Abundanz von *Asellus aquaticus* im Rohrleitungssystem. Bei CHRISTENSEN et al. (2011) war die Anwesenheit von *Asellus aquaticus* in Trinkwasserverteilungssystemen an eine Mindestmenge von losen Ablagerungen im System gekoppelt. MAYER (2013) untersuchte die Nahrungsgrundlage von *Asellus aquaticus* und *Proasellus cavaticus* aus Trinkwasserverteilungssystemen über Desoxyribonukleinsäure-(DNA)-Analysen des Darminhalts. Zu den Nahrungskomponenten gehörten neben verschiedenen Bakterientaxa vor allem Schlauchpilze (*Ascomycota*) und Protozoen. Diese Arbeiten geben erste Hinweise auf die im Rohrleitungssystem für Invertebraten zur Verfügung stehenden Nahrungsquellen, zeigen jedoch auch den derzeit noch geringen Kenntnisstand über Nahrungspräferenzen und die Entwicklungsmöglichkeiten der einzelnen Taxa in diesen Systemen.

Die Möglichkeit, das Wachstum/die Entwicklung wirbelloser Tiere in der Trinkwasserverteilung extern zu beeinflussen, ist für die Praxis der Wasserversorgung von besonderer Relevanz. Dazu müssen funktionale Zusammenhänge, wie der Stoff-, Biomasse- und Energietransfer im Ökosystem, analysiert und quantifiziert werden. In der ökologischen Forschung gibt es dazu verschiedene Vorgehensweisen; neben der Analyse von

- einzelnen Nahrungsbeziehungen (Nahrungsnetztheorie),
- Stoffwechselprozessen wie Produktion und Respiration sowie deren Ergebnis (Wachstum) für Arten und Tiergruppen und/oder
- komplexen Stoffflüssen zwischen Organismengruppen untereinander und zwischen Organismen und ihrer Umwelt

können über die Analyse von **Größenspektren**

- Strukturen von Lebensgemeinschaften beschrieben und verglichen werden,
- funktionelle Zusammenhänge zwischen den Taxa einer Lebensgemeinschaft dargestellt,
- Energieflüsse im System abgeschätzt und
- Weitergabe-Effizienzen zwischen trophischen Ebenen berechnet werden (LANG, 1997, GAEDKE, 1995, TREBILCO et al., 2013).

Als Größenspektren werden lineare Regressionen von Körpergewichts-Klassen (Klassen individueller Biomassen) mit

- der Abundanzsumme je Körpergewichts-Klasse (Abundanz-Spektren) oder
- der Biomasse je Körpergewichts-Klasse (Biomasse-Spektren)

bezeichnet. Alle in einer Lebensgemeinschaft vorhandenen Individuen werden unabhängig von ihrer taxonomischen Zuordnung und ihrer funktionalen Stellung im System in Körpergewichts-Klassen eingeteilt. Die Darstellung erfolgt üblicherweise in Form von $\log_2(x;y)$ - oder $\log_{10}(x;y)$ -Diagrammen (GAEDKE, 1992a). Die Verwendung von Körpergewichts-Klassen als strukturierende Faktoren für Ökosysteme basiert auf allometrischen Zusammenhängen zwischen dem Körpergewicht und verschiedenen physiologischen Prozessen (Nahrungsaufnahme, Wachstum, Vermehrung). Die Analyse von Lebensgemeinschaften auf der Grundlage von Größenspektren hat auf Grund ihrer einfachen Anwendbarkeit Vorteile gegenüber anderen Methoden (z.B. Analyse von binären Nahrungsnetzen, komplexe Netzwerktheorie (TREBILCO et al., 2013, QUINONES, 1994, RODRIGUEZ, 1994).

Der Stofftransfer und Energiefluss in Lebensgemeinschaften wird klassisch in Form trophischer Pyramiden beschrieben. Im ökologischen Kontext beschreiben sowohl trophische Pyramiden als auch Größenspektren die Effizienz des Übergangs von Biomasse und Energie von den kleinsten bis zu den größten Organismen der Gemeinschaft; als alternativen Darstellungen liefern sie dieselbe Information und sind ineinander umwandelbar (TREBILCO et al., 2013).

Unter der Voraussetzung, dass innerhalb einer Biozönose Energie von einem trophischen Niveau/einer Größenklasse zum/zur nächsten weitergegeben wird, entstehen auf Grund der Energieverluste zwischen den einzelnen Niveaus Energie-/Biomassepyramiden (TREBILCO et al., 2013). Im Gegensatz dazu veranschaulichen inverse Pyramiden einen (scheinbaren) Energiegewinn zwischen einzelnen trophischen Niveaus respektive Größenklassen. Derartige Strukturen wurden z.B. in planktischen Gemeinschaften beobachtet, wo die Biomasse des heterotrophen Zooplank-

tons, die des Phytoplanktons übersteigt (BUCK, CHAVEZ & CAMPBELL, 1996), weil alternative Nahrungsquellen (z.B. erhebliche Mengen an Falllaub) zur Verfügung stehen (TREBILCO et al., 2013).

1.4 ERFASSUNG UND BEWERTUNG

1.4.1 METHODEN DER PROBEENTNAHME UND PROBENBEARBEITUNG

Zur qualitativen und quantitativen Untersuchung von tierischen Organismen in Trinkwasserverteilungssystemen existieren bislang kaum verbindliche bzw. standardisierte Verfahren (MICHELS, GUNKEL & SCHEIDELER, 2016; VAN LIEVERLOO et al., 2012; VAN LIEVERLOO et al., 2004), darüber hinaus fehlen vergleichende methodische Untersuchungen. Für solche Untersuchungen müssen die Tiere aus den Systemen möglichst **unversehrt** und in einer für das Habitat **repräsentativen (qualitativ und quantitativ) Zusammensetzung** gewonnen werden. Auf Grund der „Unzugänglichkeit“ des Systems kann die Probeentnahme nicht mit gebräuchlichen Methoden der Untersuchung von Oberflächengewässern erfolgen. Die sich am Boden und an den Wänden von Rohrleitungssystemen befindenden Organismen müssen mit geeigneten Verfahren remobilisiert werden, um sie anschließend aus dem System austragen zu können (MICHELS et al., 2013b; MICHELS, GUNKEL & SCHEIDELER, 2016). Die quantitative Analyse von Invertebraten in der Trinkwasserverteilung kann über zwei Verfahren erfolgen, die sich gegenseitig ergänzen und in Kombination verwendet werden. Partikelfilter werden ähnlich den normalen Rohrleitungen von Wasserasseln und anderen Kleinstorganismen besiedelt. Die im Filter lebenden Tiere können über ein (kräftiges) Rückspülen der Filter ausgetragen und somit einer Untersuchung zugänglich gemacht werden. Weitaus häufiger werden die Proben jedoch über Hydranten gewonnen. Dabei werden die im Rohrleitungssystem lebenden Tiere über die Erzeugung einer Fließgeschwindigkeit mit ausreichender hydraulischer Wirkung in dem zu untersuchenden Netzabschnitt von den Wänden abgelöst, ins Freiwasser transportiert, über geeignete Netze zurückgehalten und einer Untersuchung zugänglich gemacht. Bei beiden Methoden ist es erforderlich, große Wassermengen zu filtrieren und das Filtrat mikroskopisch zu untersuchen. Mit einer Filtration des Wassers über handelsübliche Planktonnetze nach Beprobung über Hydranten sind jedoch keine quantitativen Aussagen möglich, da die Tiere beim Auftreffen auf die Gaze zerschlagen werden können. Die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse kann darüber hinaus durch eine fehlende quantitative Ablösung der Tiere von den Rohrwandungen und durch die Scherkräfte während der Filtration (Deformation oder Zerstörung der zu analysierenden Tiere) eingeschränkt sein. In vielen Fällen wird daher mit Filtrierapparaturen gearbeitet, bei denen die Druckentlastung erst nach dem Filtrationsschritt erfolgt (DVGW 1997); wirkungsvoller und schonender sind drucklos arbeitende Filterapparaturen (SCHEIDELER, GUNKEL & MICHELS, 2013). Die Maschenweiten der verwendeten Filter variieren von 10–500 µm, wobei ein Kompromiss zwischen der Möglichkeit, große Volumenströme/Wassermengen zu filtrieren, und der möglichst vollständigen Erfassung der vorhandenen Organismen gefunden werden muss. Bei neuen Techniken erfolgt die Filtration zweistufig nach Aufteilung des Volumenstroms mittels Stromteiler. Bei der von SCHEIDELER, GUNKEL & MICHELS (2013) entwickelten Filtrierapparatur (NDHD-S2) werden standardmäßig Filter mit den Maschenweiten von 100 und 25 µm nach Aufteilung des Volumenstromes (1:10) verwendet, wodurch die Filtration großer Wassermengen (> als 20 m³) aus großen Volumenströmen

(70 m³ h⁻¹) möglich wird. VAN LIEVERLOO et al. (2012) verwendeten für ihre von 1993–1995 durchgeführten Untersuchungen ebenfalls eine Filtrierapparatur mit integriertem Stromteiler – die Filtration erfolgt hier über Filter mit Maschenweiten von 500 und 100 µm. In den von CHRISTENSEN et al. (2011) dokumentierten Untersuchungen erfolgte die Filtration von 1 m³ Wasser aus dem Hydranten im Labor bei entsprechend geringen Filtrationsgeschwindigkeiten (2–10 l/min) unter Inkaufnahme des damit verbundenen hohen logistischen Aufwandes und des enormen Zeitaufwandes.

Die mikroskopische Analyse der Filtrerrückstände erfolgt entsprechend der gängigen limnologischen Praxis. Angaben zur Richtigkeit und Reproduzierbarkeit solcher Untersuchungen wurden von MICHELS, GUNKEL & SCHEIDELER (2016) dokumentiert. In einer speziell für die Entnahme, Analyse und Bewertung von Invertebraten aus Trinkwasserverteilungssystemen erarbeiteten Verfahrensvorschrift werden diese Erkenntnisse berücksichtigt (MICHELS et al., 2013b).

Über die Untersuchung von Partikelfiltern lassen sich zeitliche Änderungen der Invertebraten-Biomasse im Leitungsnetz verfolgen. Sie sind somit zur Kontrolle der Wirksamkeit von Maßnahmen und zum Langzeit-Monitoring der Invertebraten-Gemeinschaft geeignet. Bei regelmäßiger Untersuchung und möglichst kurzen Beprobungsintervallen (14 Tage) sind qualitative/halbquantitative Aussagen über die Invertebraten-Biozönose möglich.

1.4.2 EINORDNUNG UND BEWERTUNG

Aus juristischer Sicht ist der Gehalt an Invertebraten im Trinkwasser nicht geregelt. Der Passus in der EG-Trinkwasserrichtlinie von 1980, nachdem im Trinkwasser keine geformten Elemente (Algen, Parasiten und "Animalcula") enthalten sein dürfen, wurde bei der Neufassung der Richtlinie gestrichen und durch einen Hinweis auf die humanpathogene Protozoen-Gattung *Cryptosporidium* ersetzt (SCHREIBER & WESTPHAL, 2002). Im Technischen Regelwerk W 271 (DVGW, 1997) werden zwei qualitätsrelevante Aspekte (unerwünschte Bakterienvermehrung, Zehrung von Desinfektionsmitteln) infolge des gehäuftem Auftretens von Invertebraten thematisiert. Das Umweltbundesamt weist in einer Stellungnahme darauf hin, dass „gehäuftes Auftreten [...] als Hinweis auf ein verstärktes Wiederverkeimungspotential zu bewerten ist.“ (UBA, 2004). Die allgemein-hygienischen Aspekte trinkwasserbiologischer Untersuchungen werden im gesamten europäischen Raum nicht in verbindlichen Regelwerken umgesetzt. VAN LIEVERLOO et al. (2014) schlussfolgern (für die Niederlande), dass es derzeit keine Anzeichen für eine gesundheitliche Beeinträchtigung durch das Vorkommen von Invertebraten in der Trinkwasserverteilung gibt. Trotzdem können Wirbellose Gegenstand von Verbraucherbeschwerden sein, die von den Medien verbreitet, zur Verunsicherung der Verbraucher führen.

Die Auseinandersetzung über die hygienische Relevanz von Invertebraten in Trinkwassersystemen wird seit der Etablierung der Mikrobiologie in die wasserwirtschaftliche Praxis geführt. Laut aktueller Auffassung besitzen Organismen (außer Bakterien und Viren) nur als echte Krankheitserreger eine hygienische Bedeutung. Dabei konstatierten TIEMANN & GÄRTNER bereits 1889: „...Mit zunehmender Zahl der Organismen nimmt die Ansehnlichkeit und Appetitlichkeit, kurz die Beschaffenheit [des Trinkwassers] ab.“ Und KOLKWITZ erklärte 1911: „Ihre Bedeutung [der Organismen] liegt vielfach darin, dass sie ein Urteil über die allgemeine Beschaffenheit des Wassers gestatten. [...] gibt ihr Studium Aufklärung über [...] die Frage, ob etwa das

untersuchte Wasser mit vermeidbaren Fremdkörpern über Gebühr belastet ist.“. Der eindimensionale Umgang mit der Thematik führt dazu, dass das Wissen um die ubiquitäre Verbreitung von wirbellosen Tieren in Trinkwassersystemen bei den Praktikern und Fachleuten der Wasserversorgung kaum präsent ist. Nach einer Studie der Universität Landau (ROTHHAAR, 2011) fühlten sich lediglich 6 % von 206 nach dem Zufallsprinzip ausgewählten Wasserversorgern aus Hessen in der Lage, ihre Kunden zu diesem Thema kompetent zu beraten; weitere 20 % bewerteten ihre Kompetenz bezüglich dieses Themas als befriedigend. RÖBNER befasste sich schon 1966 mit den Gründen für diese Defizite: „Die auftretenden biologischen Phänomene werden streng werksintern behandelt, eine Folge der [...] Reaktion der Öffentlichkeit, wenn der Gebrauch des Trinkwassers durch lebendorganische Einflüsse eingeschränkt ist. Hinzu kommt eine gewisse Unsicherheit der Fachleute in der Wasserversorgungspraxis und der Aufsichtsbehörden, sobald sie mit biologischen Problemen konfrontiert werden.“ Eine kontinuierliche Forschung auf dem Gebiet der Trinkwasserbiologie findet bis heute nicht statt, „aller Erkenntnisfortschritt ist [...] mehr als sonst üblich dem Engagement einzelner Bearbeiter und Versorgungsunternehmen zu verdanken.“ (SCHREIBER & SCHOENEN, 1996).

In Deutschland fehlt bis heute ein geeignetes und verbindliches Vergleichs- und/oder Bewertungssystem zur Einordnung von Befunden in eine unter vergleichbaren Bedingungen erworbene Datenbasis. Die Variationsbreite der qualitativen/quantitativen Ausprägung von wirbellosen Tieren in Trinkwasserverteilungssystemen ist nicht dokumentiert. Diese Lücke erschwert die quantitative Einordnung von Befunden (Was ist viel, was ist wenig?) und die Abschätzung der Erforderlichkeit/Dringlichkeit von Maßnahmen. Erste Ansätze eines solchen Systems wurden von VAN LIEVERLOO, VAN DER KOOIJ & HOOGENBOEZEM (2002) und MICHELS & GUNKEL (2013) dokumentiert. Beide Ansätze beruhen auf statistischen Lagemaßen (Perzentilen) für eine definierte Datenbasis. Auf dieser Grundlage kann eine Einordnung neuer Daten in die Kategorien „erhöht“, „hoch“ und „sehr hoch“ (VAN LIEVERLOO, VAN DER KOOIJ & HOOGENBOEZEM, 2002) bzw. „sehr geringes“, „geringes“, „mittleres“, „hohes“ oder „sehr hohes“ (MICHELS & GUNKEL, 2013) Vorkommen von Invertebraten erfolgen. Während bei VAN LIEVERLOO, VAN DER KOOIJ & HOOGENBOEZEM (2002) die Einordnung nach tiergruppenbezogenen Individuendichten erfolgt, aggregieren MICHELS & GUNKEL (2013) verschiedene Merkmale zu einem multimetrischen Index.

1.5 WISSENSCHAFTLICHE ZIELSTELLUNG

Nach mehr als 15 Jahren Arbeit in der wasserwirtschaftlichen Praxis mit Schwerpunkt wirbellose Tiere in Trinkwasserverteilungssystemen kann die Autorin der vorliegenden Dissertation die Darstellung von RÖBNER (1966) und SCHREIBER & SCHOENEN (1996) insofern bestätigen, als dass die Unsicherheit im Umgang mit der tierischen Besiedlung von Rohrnetzen noch immer groß ist. Die Tatsache, dass tierische Organismen die Systeme der Trinkwasserverteilung besiedeln, ist zwar bei vielen Wasserversorgern bekannt, nicht aber welche Arten und Tiergruppen vorhanden sein können und vor allem nicht, in welchen Größenordnungen diese das Rohrnetz besiedeln. Neben methodischen Untersuchungen zur Erfassung und Bewertung der Invertebraten-Gesellschaft fehlen vor allem Kenntnisse über die (technischen) Möglichkeiten der Einflussnahme.

Die Ziele der vorliegenden Arbeit wurden aus den aktuellen Erfordernissen der wasserwirtschaftlichen Praxis abgeleitet; folgende Thesen bzw. Fragestellungen waren Ausgangspunkt der Untersuchungen:

Wirbellose Tiere in Trinkwasserverteilungssystemen sind keine Ausnahme, sondern die Regel.

Trinkwasserverteilungen werden von einer Vielzahl verschiedener Tiere in variablen Individuendichten besiedelt. Der regelmäßige Nachweis und die Vielzahl bisher in Trinkwassernetzen nachgewiesener Arten/Tiergruppen lässt vermuten, dass es sich nicht um zufällige Nachweise oder um Einträge als Folge technischer Unzulänglichkeiten handelt, sondern dass sich in Trinkwasserverteilungen (stabile) Lebensgemeinschaften wirbelloser Tiere entwickeln. Ein wesentliches Ziel dieser Arbeit ist die qualitative (vorkommende Arten und Tiergruppen) und quantitative Beschreibung (Individuendichten, Biomasse, Größenstrukturen) dieser Lebensgemeinschaft in ihrer zeitlichen und räumlichen Ausprägung.

Das Ausmaß einer Besiedlung mit wirbellosen Tieren ist abhängig

- ***von der Art und Verfügbarkeit von Nahrung (biotische Randbedingung) und***
- ***von technischen Merkmalen der Rohrleitungssysteme als abiotische Faktoren.***

Die Frage nach den Nahrungsgrundlagen ist für „betroffene“ Wasserversorger von besonderer Bedeutung, da sich über eine Verminderung von Nahrungsgrundlagen das Ausmaß der Wirbellosengemeinschaft in Trinkwassernetzen nachhaltig vermindern ließe. Im Rahmen dieser Arbeit wird vor allem die Möglichkeit geprüft, auf Basis von Routineuntersuchungen in Trinkwassernetzen Erkenntnisse über die Art und die Verwertung von Nahrung innerhalb der Wirbellosengemeinschaft zu gewinnen.

Erkenntnisse über die Bedeutung technischer Randbedingungen in Rohrleitungssystemen für die Ausprägung der Invertebratengesellschaft sind für die Planung von Untersuchungen ebenso essentiell wie für die Konzeption von Maßnahmen zur Eindämmung derselben. In dieser Arbeit geht es um die Darstellung von Zusammenhängen zwischen den Strukturen der Invertebraten-Gemeinschaft und Umweltbedingungen wie Strömung, Temperatur oder die Ablagerung von Partikeln.

Die Qualität des Trinkwassers wird durch die Lebenstätigkeit wirbelloser Tiere (z.B. durch Ausscheidung von Kot) beeinflusst.

In dieser Arbeit wird die Bedeutung von Kotpellets der Wasserassel als Bestandteil organischer Ablagerungen im Rohrnetz analysiert.

Der regelmäßige Nachweis wirbelloser Tiere und ihr Einfluss auf die Trinkwasserqualität erfordert eine Bewertung der Befunde.

Hier geht es vor allem um die Erarbeitung und Diskussion von Möglichkeiten einer Bewertung der **Biologischen Trinkwasserqualität** im Kontext zur aktuellen Trinkwasserverordnung und der Wasserrahmenrichtlinie.

Der Fokus dieser Arbeit liegt auf **Trinkwasserverteilungssystemen**. Aufgrund ihrer Ausdehnung (laut Schätzungen beträgt die Länge des Trinkwassernetzes in Deutschland ca. 530.000 km; (DVGW, 2015) und ihrer unmittelbaren Nähe zum Verbraucher haben diese Wasserkörper eine immense Bedeutung. Das Risiko einer Veränderung der Trinkwasserqualität auf dem Transportweg zum Verbraucher steigt mit jedem Kilometer Rohrleitung.

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 UNTERSUCHUNGSGEBIETE UND ZEITRAUM DER UNTERSUCHUNGEN

Die Untersuchungen zum Vorkommen wirbelloser Tiere in Trinkwasserverteilungssystemen wurden im Zeitraum 2003–2015 durchgeführt. Die Grundlage der Auswertungen bildeten Analysendaten aus der Beprobung von Hydranten (n=831) und Partikelfiltern (n=727; Tabelle 2.1 und Tabelle 2.2).

Die **Hydrantenproben** stammten aus 14 verschiedenen Trinkwasserverteilungssystemen, die meist untersucht wurden, um einmalig Besiedelungsdichten von Invertebraten in der Trinkwasserverteilung zu erfassen. In der Mehrzahl der Fälle waren die Probestellen repräsentativ für ein (Teil)Versorgungsgebiet, so dass Analysen zur räumlichen Verteilung der Wirbellosenfauna möglich waren. In vier Versorgungssystemen erfolgte darüber hinaus ein Verlaufsmonitoring, so dass für ausgewählte Messstellen (Hydranten) mehrere Daten vorlagen (GWT-5E, GWT-5K, GWT-15B und GWT-15N).

Insgesamt 10 Versorgungsgebiete lagen in der Ökoregion **Norddeutsches Tiefland**; hier wird Grundwasser aus Porengrundwasserleitern gewonnen und konventionell aufbereitet. Vier Versorgungsgebiete befanden sich in der Ökoregion **Zentrale Mittelgebirge**; in drei dieser Gebiete wird Grundwasser aus Karst- bzw. Kluftgrundwasserleitern aufbereitet, ein Wasserversorger nutzt Talsperrenwasser als Rohwasser (Tabelle 2.1).

Tabelle 2.1: Hydrantenuntersuchungen Legende: TG – Teilgebiet; GCH – Gesamtcharakteristik, GW – Grundwasser RM – räumliches Monitoring; ZM – zeitliches Monitoring; F1, F2 – Filterapparaturen (s. Kapitel 2.2.1.1) Ökoregion Norddeutsches Tiefland; **Ökoregion Zentrale Mittelgebirge**

Bezeichnung der Versorgungsgebiete	Anzahl Probestellen	Anzahl Proben	Zeitraum der Untersuchung	Rohwasserquelle	Art der Auswertung	Apparatur zur Probenahme
GWT-5	58	197	2003–2015	Grundwasser	GCH	F2
TG: GWT-5E	15	60	2014–2015		RM, ZM	F2
TG: GWT-5K	15	58	2014–2015		RM, ZM	F2
GWT-11	49	62	2005–2006	Grundwasser, z.T. GW-Anreicherung	GCH	F2
GWT-15	58	281	2009–2015	Grundwasser	GCH	F2
TG: GWT-15B	53	231	2009–2015		RM, ZM	F2
TG: GWT-15N	15	44	2012–2015		RM, ZM	F2

Bezeichnung der Versorgungsgebiete	Anzahl Probe-stellen	Anzahl Proben	Zeitraum der Unter-suchung	Rohwasserquelle	Art der Auswertung	Apparatur zur Probe-nahme
GWT-17	7	11	2009	Grundwasser	GCH, RM	F2
GWT-22	16	16	2009	Grundwasser	GCH, RM	F2
GWT-28	15	15	2010 und 2014	Grundwasser	GCH	F2
GWT-31	16	16	2010	Grundwasser	GCH, RM	F2
GWT-36	16	16	2010	Grundwasser	GCH, RM	F2
GWT-38	31	31	2011	Grundwasser	GCH	F2
GWT-38	51	122	2012–2015		GCH	F1
GWT-44	18	18	2014	Grundwasser	GCH	F1
OWM-27	10	10	2010 und 2014	Talsperrenwasser	GCH	F1/F2
GWM-9	15	15	2004	Grundwasser	GCH	F2
GWM-39	20	20	2011-2012	Grundwasser	GCH	F1/F2
GWM-42	17	17	2012	Grundwasser	GCH	F1

Einige der Untersuchungen wurden im Rahmen des vom Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie geförderten Forschungsprojektes: „Entwicklung eines mobilen Probeentnahme- und Messsystems für Invertebraten in Trinkwasserverteilungssystemen“ durchgeführt. Kooperationspartner des Forschungsprojektes waren TU Berlin, PD Dr. G. Gunkel, TU Dresden, Prof. W. Uhl, AquaLytis, Dipl.-Biol. Ute Michels und Scheideler Verfahrenstechnik GmbH, Dipl.-Ing M. Scheideler. Für Teilprojekte und Ergebnisse s. MICHELS et al. (2013a).

Untersuchungen von **Partikelfiltern** dienten ausschließlich der Beobachtung qualitativer/quantitativer Veränderungen von Invertebraten im Rohrleitungssystem in Form eines zeitlichen Monitorings. Ziel der Untersuchungen war die Überwachung der vorhandenen Invertebraten-Zönose; in einigen Teilgebieten war die Analyse mit einer Erfolgskontrolle der technologischen Maßnahmen in Wasserwerken verbunden. Grundlage der hier vorgestellten Auswertungen waren Daten (n=727) von sechs Partikelfiltern aus drei Versorgungssystemen, die über mehrere Jahre kontinuierlich beobachtet wurden. Die in der Ökoregion „Norddeutsches Tiefland“ liegenden Trinkwasserverteilungssysteme bereiten Grundwasser aus Porengrundwasserleitern konventionell (mehrstufige Filtration nach Belüftung bzw. Flockung und Filtration) auf (Tabelle 2.2).

Tabelle 2.2: Partikelfilteruntersuchungen. Legende: ZM – zeitliches Monitoring; Ökoregion Norddeutsches Tiefland

Bezeichnung des Versorgungsgebietes	Anzahl Probestellen	Anzahl Proben	Turnus/Zeitraum der Untersuchung	Rohwasserquelle/ Wasseraufbereitung	Auswertung
GWT-5 GWT-5Lin GWT-5Frei	2	312 109	monatlicher bis 14-tägiger Turnus 2002–2014 2008–2013	Grundwasser/ Filtration nach Belüftung	ZM
GWT-15 GWT-15Bre GWT-15Vor	2	96 96	quartalsweiser bis 14-tägiger Turnus 2009–2014	Grundwasser/ Filtration nach Belüftung	ZM
GWT-26 GWT-26Hen GWT-26Fal	2	56 58	monatlicher Turnus 2010–2014 2010–2014	Grundwasser/ Filtration nach Belüftung	ZM

2.2 DATENGEWINNUNG AUS TRINKWASSERVERTEILUNGSSYSTEMEN

2.2.1 BIOLOGISCHE DATEN

2.2.1.1 PROBEENTNAHME AUS HYDRANTEN

Bei der Probeentnahme aus Hydranten wurde mit Filtrierapparaturen (**F1** und **F2**) gearbeitet, mit denen unter den Bedingungen des vorhandenen Netzdrucks ein hoher Wasserdurchsatz bei gleichzeitiger schonender Filtration der Wirbellosen möglich war. **Die Apparatur F1** erlaubte die drucklose Filtration großer Wassermengen über Niederdruck-Hochdurchsatz-Filter (NDHD-Filter; s. Abbildung 2.1). Über einen Stromteiler wurde der Volumenstrom vor Beaufschlagung der Filter aufgeteilt, so dass parallel mit zwei verschiedenen Filtern und Maschenweiten (100 und 25 µm) gearbeitet werden konnte. Die beiden Teilströme entsprachen 9/10 und 1/10 des gesamten Volumenstroms. Der 9/10-Teilstrom war mit einem 100 µm-Filter ausgestattet, um die Individuendichte der Makroinvertebraten zu bestimmen. Mit dem 25 µm-Filter im 1/10-Teilstrom wurden neben Mikroinvertebraten auch Ablagerungen (Nahrungsgrundlage) sowie Fäzes von Makroinvertebraten erfasst (SCHEIDELER, GUNKEL & MICHELS, 2013).

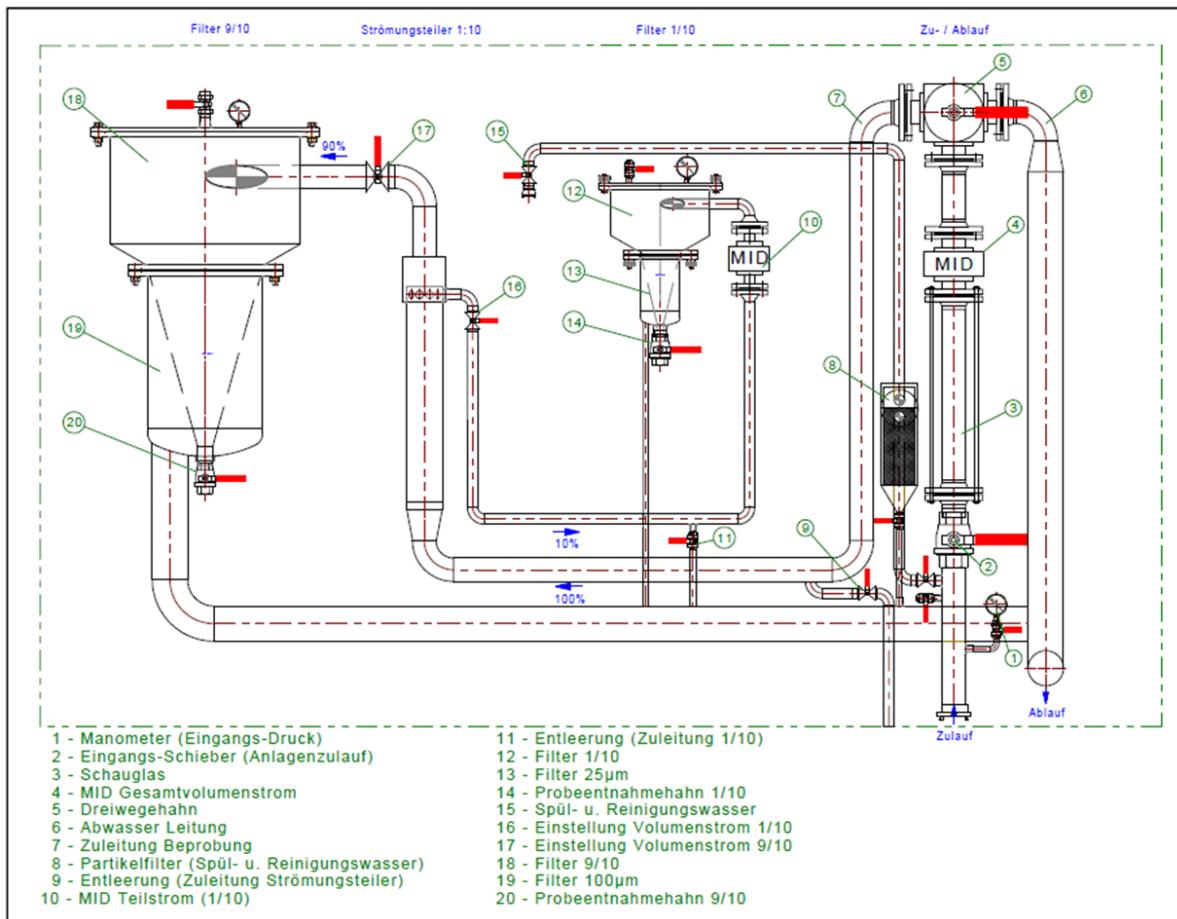


Abbildung 2.1: Schematische Darstellung und Funktionsweise der Filtrierapparatur F1. (aus SCHEIDLER, GUNKEL & MICHELS, 2013)

Im Folgenden wird die Vorgehensweise bei der Probeentnahme beschrieben.

Positionierung der Apparatur und Inbetriebnahme: Die Probeentnahmeapparatur wurde im Bereich des für die Probeentnahme vorgesehenen Hydranten positioniert, wobei die allgemeinen Regeln der Arbeits- und Verkehrssicherheit zu beachten waren (s. Abbildung 2.2). Weiter musste die schadlose Ableitung des im Rahmen der Probeentnahme zu filtrierenden Wassers gewährleistet sein. Die Inbetriebnahme begann mit dem Anschluss eines Doppelstandrohres an den zu beprobenden Hydranten. Bevor das Standrohr mittels Trinkwasserschläuche (B-Kupplung) mit der Probeentnahmeapparatur verbunden wurde, war der Hydrant kurz (5–10 s) zu spülen. Die Verbindung von Trinkwasserschlauch mit der Apparatur erfolgte über einen mit einer B-Kupplung ausgerüsteten Anschlussbogen (90°). Das Filtrat der Probe wurde über einen 90° Anschlussbogen abgeführt. Nach der Einrichtung der erforderlichen Verbindungen wurde die Anlage langsam mit Wasser gefüllt.



Abbildung 2.2: Filtrierapparatur F1. (Foto: M. Scheideler)

Entnahme der Proben: Um eine Vergleichbarkeit der Proben zu gewährleisten, war es erforderlich, diese mit gleichen Spülgeschwindigkeiten zu entnehmen. In Abhängigkeit vom Innendurchmesser der zu untersuchenden Leitung wurde der Gesamtvolumenstrom auf eine Spülgeschwindigkeit von ca. 1 m s^{-1} (tolerierbarer Bereich: $0,5\text{--}1,5 \text{ m s}^{-1}$) in dem zu beprobenden Leitungsabschnitt eingestellt. Die Volumenströme für den 9/10- und 1/10 Teilstrom wurden in Abhängigkeit vom Gesamtstrom geregelt. Nach der Filtration von insgesamt ca. 1 m^3 Wasser (Spüldauer ca. 3 min) wurde der Durchfluss durch die Anlage gestoppt und die Unterproben (100 μm - und 25 μm -Filter) entnommen. Der zu untersuchende Filterrückstand befand sich im unteren Teil der Filter (Entnahmestutzen) und konnte durch Öffnen eines Ablasshahns in die Probeflaschen überführt werden. Die Filter wurden vor der Überführung des Filtrerrückstandes in die Probengefäße mit Hilfe von Reinigungslanzen gespült, um eventuell im Filtergewebe noch haftende Partikel/Tiere abzuspülen und in den Entnahmestutzen zu transportieren. Die Teilproben wurden separat in beschriftete Probeflaschen überführt und sofort konserviert, d.h. mit Formaldehyd (37 %-ig, Endkonzentration 4 %) oder Ethanol (Endkonzentration 70 %) versetzt, und für den Transport ins Labor vorbereitet. Verstopfte einer der Filter vor Beendigung der Filtration von 1 m^3 (erkennbar am Anstieg des Filterinhalts), wurde die Filtration unterbrochen und eine erste Teilprobe der Unterprobe entnommen.

Die Entnahme der Proben wurde generell von Mitarbeitern der Firma Scheideler Dienstleistungen durchgeführt.

Die von der DNWAB GmbH (Dahme-Nuthe Wasser-, Abwasserbetriebsgesellschaft mbH) gebaute **Apparatur F2** entspricht dem im DVGW -Hinweis W271 (DVGW, 1997) empfohlenen Gerät zum Einsatz in Trinkwasserverteilungssystemen (Abbildung 2.3). Sie enthält einen Filter mit einer Maschenweite von 100 μm und ermöglicht ein schonendes Abfiltrieren von Wirbellosen aus Trinkwasserverteilungssystemen, da die Druckentlastung erst nach dem Filtrationsschritt erfolgt.

Im Folgenden wird die Vorgehensweise bei der Probeentnahme beschrieben.

Positionierung der Apparatur und Inbetriebnahme: Die Probeentnahmeapparatur wurde im Bereich des für die Probeentnahme vorgesehenen Hydranten positioniert, wobei wiederum auf die Einhaltung der allgemeinen Regeln der Arbeits- und Verkehrssicherheit und auf eine schadlose Ableitung des filtrierten Wassers zu achten war (Abbildung 2.3). Die Inbetriebnahme begann mit dem Anschluss eines Doppelstandrohres an den zu beprobenden Hydranten. Vor der Verbindung des Standrohrs über einen Trinkwasserschlauch mit C-Kupplung mit der Probeentnahmeapparatur wurde der Hydrant kurz (5–10 s) gespült. Nach Einrichtung der erforderlichen Verbindungen wurde die Anlage zunächst langsam mit Wasser gefüllt und entlüftet. Durch Öffnen des Abflusshahns (Pfeil in Abbildung 2.3) begann der Filtrationsprozess. Das Filtrat der Probe wurde über einen 90° Anschlussbogen abgeführt.

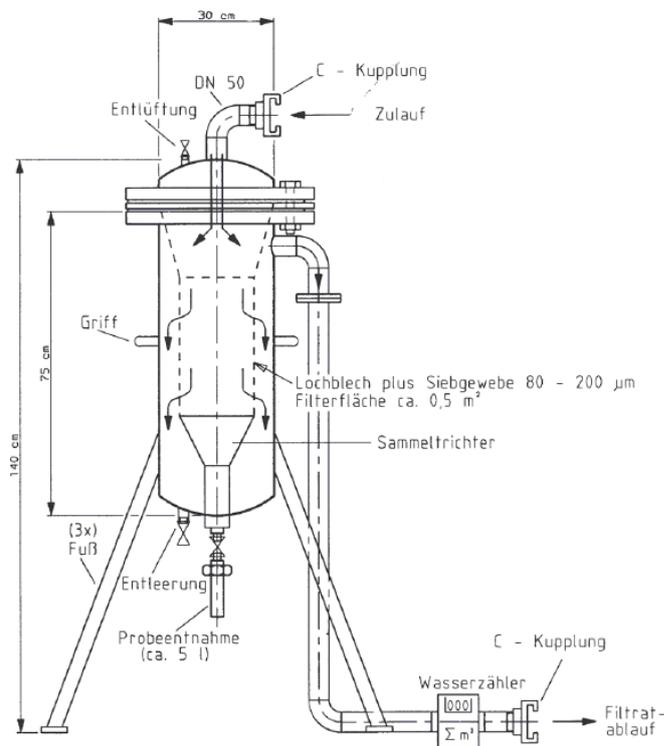


Abbildung 2.3: Schematische Darstellung und Funktionsweise der Filtrierapparatur F2. (Zeichnung links aus DVGW, 1997), Pfeil - Abflusshahn

Entnahme der Proben: Da eine Messung und Einstellung des Volumenstromes nicht möglich war, erfolgte die Probeentnahme unter möglichst vollständiger Ausnutzung des vorhandenen Netzdruckes. Bei möglichst vollständig geöffnetem Hydranten wurde 1 m^3 Wasser filtriert und die hierfür erforderliche Zeit gemessen. Aus dem pro Zeiteinheit filtrierten Wasservolumen und dem Querschnitt des zu beprobenden Rohrleitungsabschnittes konnte die Fließgeschwindigkeit während der Probenahme berechnet werden. Nach Filtration von ca. 1 m^3 Wasser insgesamt (Spüldauer ca. 3 min) wurde der Durchfluss durch die Anlage gestoppt und die Probe entnommen. Der zu untersuchende Filtrerrückstand befand sich im Sammeltrichter des Filters und konnte durch Öffnen eines Abflusshahns in die Probeflasche überführt werden. Vor Überführung des Filtrerrückstandes in das Probengefäß wurde der Filter gespült (z.B. mittels einer mit dem Doppelstandrohr verbundenen Gardena-Düse), um eventuell im Filtergewebe noch haftende Partikel/Tiere abzuspielen und in den Sammeltrichter

zu transportieren. Um ein möglichst vollständiges Bild der tierischen Besiedelung zu erhalten, wurde der Filtratablauf über ein Planktonnetz mit der Maschenweite von 55 µm geleitet. Zum schonenden Abfiltrieren der Mikroinvertebraten befand sich das Planktonnetz zu zwei Dritteln in einem mit Wasser gefüllten Behälter. Die Proben einer Probennahmestelle wurden vereint oder separat in beschriftete Probeflaschen überführt. Noch vor Ort wurden alle Proben konserviert, d.h. mit Formaldehyd (37 %-ig, Endkonzentration 4 %) oder Ethanol (Endkonzentration 70 %) versetzt und für den Transport ins Labor vorbereitet.

Die Probeentnahme erfolgte durch bzw. mit Unterstützung von Mitarbeitern von AquaLytis sowie teilweise in Zusammenarbeit mit Mitarbeitern verschiedener Wasserversorgungsunternehmen.

Vergleichbarkeit der Daten

Grundlage der hier dokumentierten Auswertungen bildeten Untersuchungen in verschiedenen Trinkwassernetzen zu verschiedenen Zeitpunkten (Zeiträumen) und unter verschiedenen inhaltlichen Gesichtspunkten (Tabelle 2.1, Tabelle 2.2). Die Auswahl von Probestellen und Messzeiträumen musste die Vergleichbarkeit der Daten gewährleisten ohne die Möglichkeit der Auswertung unter verschiedenen Aspekten zu verhindern. Da die mikroskopische Aufarbeitung der Proben stets entsprechend der gängigen limnologischen Praxis für die Aufarbeitung von Zooplanktonproben erfolgte (s. Kapitel 2.2.1.3), lag der Fokus auf vergleichbaren Grundsätzen/Prinzipien der Probeentnahme.

- Zur Entnahme der Proben wurden grundsätzlich die Filtrierapparaturen **F1** und **F2** verwendet, die eine schonende Filtration wirbelloser Tiere ermöglichen.
- Die Probenahmebedingungen waren vergleichbar hinsichtlich folgender Parameter:
 - angestrebte Fließgeschwindigkeit im Rohrleitungsabschnitt während der Probeentnahme von 1 m s^{-1} (Werte zwischen $0,6\text{--}1,5 \text{ m s}^{-1}$ werden toleriert, s. SCHEIDELER, GUNKEL & MICHELS, 2013)
 - filtriertes Wasservolumen von $1\text{--}3 \text{ m}^{-3}$

2.2.1.2 PROBEENTNAHME AUS PARTIKELFILTERN

Da der technische/apparative Aufwand für Untersuchungen an Hydranten relativ hoch ist, wurden für ein kontinuierliches Monitoring auch handelsübliche Partikelfilter für Hausinstallationen genutzt (Abbildung 2.4). Eigene Untersuchungen zeigen, dass diese Partikelfilter ähnlich den „normalen“ Rohrleitungen aktiv von Wasserasseln und anderen Kleinstorganismen besiedelt werden, d.h. die Zusammensetzung der Invertebraten-Gemeinschaft resultiert primär aus der Verfügbarkeit von Nahrung und anderen Umweltparametern und ist unabhängig vom Volumen des durchströmenden Wassers. Die auch als Feinfilter für Hausinstallationen bezeichneten Geräte stehen als austauschbare Filterkartuschen oder als rückspülbare Feinfilter zur Verfügung.

Die hier vorgestellten Analysenergebnisse stammen aus Partikelfilterproben mit rückspülbaren Filtern verschiedener Fabrikate und Hersteller. Die Maschenweite der eingebauten Feinfilter betrug 50 µm. Die Filter für ein langfristiges Monitoring wurden meist direkt in die Hausanschlussleitung eines Endverbrauchers installiert und über einen Schacht zugänglich/beprobbar gemacht, teilweise befanden sich die Partikelfilter auch in Kellerräumen im Bereich des Hausanschlusses.



Abbildung 2.4: Rückspülbare Partikelfilter: a) Einbau im Bereich von Hausanschlüssen (Mitte und rechts) bzw. b) Einbau direkt in der Hausanschlussleitung, zugänglich über einen Schacht (links)

Die **Entnahme der Proben** erfolgte durch kräftiges, impulsartiges Rückspülen der Partikelfilter bei gleichzeitiger Filtration des Rückspülwassers über ein in einem Wassereimer positioniertes Planktonnetz (Maschenweite des Planktonnetzes: 55 μm ; Volumen des Rückspülwassers: 20 L). Der Rückstand im Planktonnetz/Netzbecher wurde nach mehrmaligem Spülen in ein Probengefäß überführt und fixiert (mit Formaldehyd Endkonzentration 4 % oder Ethanol Endkonzentration 70 %).

Die Beprobung von Partikelfiltern wurde auch von Mitarbeiterinnen von AquaLytiS (S. Münnich und J. Polak) durchgeführt.

2.2.1.3 MIKROSKOPISCHE ANALYSE

Die Proben wurden im Labor bearbeitet, wobei die in den Proben enthaltenen Tiere unter optischer Vergrößerung bestimmt, vermessen und gezählt wurden. Die systematische Analyse der Tiere erfolgte mindestens bis zur Tiergruppe; bei Wasserasseln wurden darüber hinaus das Geschlecht und bei weiblichen Tieren die Häutungsstadien bestimmt. Weitere wesentliche Bestandteile der Proben (z.B. Kotpellets von Asseln) wurden klassifiziert und in ihrer Quantität abgeschätzt. Ab 2011 wurden die Kotpellets gezählt und vermessen.

Für die mikroskopische Untersuchung standen Stereomikroskope (Olympus SZX 16 und Olympus SZ 40), Umkehrmikroskope (Olympus IMT-2 und CKX41 mit Durchlicht, Dunkelfeldfeld, Phasenkontrast und Differentialinterferenzkontrast (DIC; nur IMT-2)) sowie ein Durchlichtmikroskop (Olympus BX 40 mit Durchlicht, Dunkelfeldfeld und Phasenkontrast) zur Verfügung.

Makroinvertebraten

Unter Makroinvertebraten werden alle Tiere verstanden, die mit bloßem Auge unterscheidbar sind; ihre Größe beträgt i.d.R. mehr als 2 mm. Die Analyse von Makroinvertebraten erfolgte bei Probenahme mit F1 für alle Unterproben (100 μm -Unterprobe und 25 μm -Unterprobe) und bei Probeentnahme mit F2 für die gesamte Probe.

Vorgehensweise: Der gesamte Inhalt einer Unterprobe wurde gleichmäßig auf Petrischalen verteilt und unter dem Stereomikroskop durchmustert (mindestens 12-fache Vergrößerung). Alle Makroinvertebraten wurden bestimmt, gezählt und in Größenklassen von einem Millimeter eingeteilt. Zusätzlich wurde (sofern möglich) bei adulten Tieren der Gattungen *Asellus* und *Proasellus* das Geschlecht bestimmt. Bei weiblichen Wasserasseln wurde außerdem über die Größe der Oostegite das Häutungsstadium bzw. die Geschlechtsreife definiert. Eier oder Embryonen, die sich im Brutraum oder in der Probe befanden, wurden ebenfalls gezählt. Da Makroinvertebraten im Zuge der Probeentnahme deformiert werden können, wurden die (frisch abgetrennten) Köpfe von Wasserasseln ebenfalls gezählt und vermessen (Kopfbreite). Auf der Grundlage einer für *Asellus aquaticus* ermittelten Beziehung

Formel 2-1: Beziehung zwischen Kopfbreite und Körperlänge bei *Asellus aquaticus*

$$\text{Länge} = 6,266 \text{ Kopfbreite} - 0,594$$

zwischen Kopfbreite und Länge der Tiere (Formel 2-1) konnte die ursprüngliche Körpergröße der Tiere ermittelt werden.

Meiofauna und Mikroinvertebraten

Unter Meiofauna und Mikroinvertebraten werden alle Tiere verstanden, die nur unter einer optischen Vergrößerung unterscheidbar sind; ihre Größe beträgt i.d.R. weniger als 2 mm. Die Tiergruppen wurden nach Probenahme mit F1 ausschließlich in der 25 µm-Unterprobe (1/10tel) und nach Probenahme mit F2 in der gesamten Probe analysiert.

Vorgehensweise: Die Analyse und Quantifizierung erfolgte in 5 mL-Planktonkammern mit Hilfe eines inversen Mikroskops. Planktonkammern ermöglichen die Arbeit mit definierten Aliquoten und über den Sedimentiervorgang findet eine Anreicherung der Partikel auf dem Kammerboden statt. Für die Analysen mussten die Proben i.d.R. verdünnt werden, damit die Organismen/Partikel möglichst einschichtig auf dem Kammerboden sedimentieren und damit gut erkennbar sind. Aus den verdünnten Proben wurden Aliquote von 5 mL entnommen und zügig in Röhrenkammern (Firma Hydrobios) überführt. Nach einer Sedimentationszeit von ca. 20–30 min wurden die Organismen bei 100-facher Vergrößerung bestimmt, gezählt und mit einem kalibrierten Messokular vermessen.

Die mikroskopischen Analysen wurden auch von Mitarbeiterinnen von AquaLytis (S. Münnich und J. Polak) durchgeführt.

2.2.1.4 AUSWERTUNG DER DATEN

Nach Bestimmung und Vermessung aller Individuen wurden die Daten in einer speziell für die Bearbeitung trinkwasserbiologischer Fragestellungen entwickelten ACCESS-Datenbank gespeichert. Die Datenbank erlaubte die Verknüpfung und weitere Auswertung des großen Datenbestandes.

Für alle Taxa wurden zunächst die Individuenzahl und die durchschnittliche Körperlänge (teilweise auch Körperbreite bzw. -durchmesser) ermittelt, um daraus ein spezifisches Biovolumen und die Biomasse zu berechnen. Die Berechnung der Biovolumina bzw. Biomassen erfolgte nach HOEHN, KETELAARS & EWIG (1998) sowie TÜMPLING & FRIEDRICH (1999) und/oder auf der Grundlage eigens erstellter Länge-

Gewichts-Beziehungen (s. Anlage 2). Einige Auswertungen erforderten die Angabe individueller Körpergewichte in μm Kohlenstoff (C) Individuum⁻¹. Die Berechnung erfolgte nach Formel 2-2 (GAEDKE, 1992b).

Formel 2-2: Umrechnung des Trockengewichtes (TM) in organischen Kohlenstoff (C)

$$C = 0,5 TM$$

2.2.2 PHYSIKOCHEMISCHE DATEN UND BEGLEITPARAMETER

2.2.2.1 MESSUNGEN IM RAHMEN VON HYDRANTEN- UND PARTIKELFILTER-UNTERSUCHUNGEN

Die Messung physikochemischer Parameter (Wassertemperatur, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit) während der Beprobung von **Hydranten** erfolgte i. d. R. nach Abschluss des Filtrationsvorganges mittels WTW-Sonden (SenTix940-3 für pH-Wert und Wassertemperatur sowie TetraCon925 für die elektrische Leitfähigkeit). In Einzelfällen wurde die Messung der Wassertemperatur vor Beginn der Filtration vorgenommen.

Die Messung physikochemischer Parameter während der Beprobung von **Partikelfiltern** erfolgte nach Abschluss des Rückspülvorgangs mit den oben genannten WTW-Sonden.

Die Messungen wurden von Mitarbeiterinnen von AquaLytis (S. Münnich und J. Polak) vorgenommen.

2.2.2.2 MESSUNGEN IM RAHMEN VON SPÜLUNGEN

Im Versorgungsgebiet GWT-15B konnten im März und im September 2014 Temperaturdaten während betriebsbedingter Spülmaßnahmen gewonnen werden. Die höhere Messwertdichte erlaubte ein genaueres Bild der Temperaturverhältnisse im Rohrleitungssystem. Die Messung der Temperatur erfolgte zu Beginn und am Ende einer Spülung durch Mitarbeiter der Firma Hammann GmbH. Die Daten des direkt in die Saug-Spülapparatur integrierten Sensors wurden digital erfasst und in den Spülprotokollen dokumentiert.

2.2.2.3 PARTIKELGEHALT UND TRÜBUNG

Mit der vorhandenen Technik zur Probeentnahme an Hydranten war eine direkte Messung von Trübung und Partikelkonzentration des zu filtrierenden Wassers nicht möglich. Mit der Einschränkung, dass kleinste Partikel in Abhängigkeit der Maschengröße die verwendeten Filter passieren konnten, ließen sich über

- das Sedimentationsvolumen (Absetzbare Stoffe in Anlehnung an DIN 38409 H9 (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V., 1980)) und
- das Determinationsvolumen

der Probe Informationen zum Trübstoff- bzw. Partikelgehalt im untersuchten Rohrabschnitt gewinnen.

Das **Determinationsvolumen** war das für die Verdünnung einer Probe (z. B. aus einem Hydranten) notwendige Volumen an Wasser, bei dem die Probe mikroskopierbar wurde, d.h. bei dem die Partikel/Organismen bei Verwendung von 5 mL Röhrenkammern mit einem Durchmesser von 23 mm einschichtig am Kammerboden sedimentierten. Je mehr Partikel bzw. Trübstoffe in einer Probe enthalten waren, umso höher war das für die Verdünnung erforderliche Volumen. Um den subjektiven Einfluss des Untersuchers zu minimieren, wurden die mikroskopischen Untersuchungen von Probeserien stets von derselben Bearbeiterin vorgenommen.

Absetzbare Stoffe sind nach DIN 38409 H9 (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V., 1980) der Volumenanteil einer Probe, der sich aus einem Probevolumen von 1000 mL nach einer Sedimentationszeit von 120 min abgesetzt hat. Die Bestimmung erfolgte mittels Imhoff-Trichter. Um einen möglichst großen Anteil der in der Rohrleitung vorhandenen Partikel zu erfassen, wurde das Sedimentationsvolumen bei Probeentnahme mit F1 für die 25 µm Unterprobe und bei Probeentnahme mit F2 für die gesamte Probe bestimmt.

Vorgehensweise: Einfüllen der Probe in das Absetzgefäß (Imhoff-Trichter) → Auffüllen auf 1000 mL → nach 1 h Sedimentationszeit: Lösen der an der Behälterwand anhaftenden Partikel durch dreimaliges Drehen um die Längsachse → Ablesen des Volumens nach insgesamt 120 min.

Zusätzlich zur oben beschriebenen Vorgehensweise wurde für drei Probeserien in 2015 das Volumen grober (zumeist anorganischer Partikel, im Trichter deutlich als Kies, Sand und/oder gelöste Verkrustungen erkennbar) und feiner (zu dieser Fraktion gehören auch alle POM) Partikel separat als „Grobfraktion“ und „Feinfraktion“ erfasst. Der Trübstoffgehalt einer Probe und damit die zur Verdünnung erforderliche Wassermenge ist offenbar abhängig vom Volumen feiner Partikel; zwischen dem Determinationsvolumen und der Feinfraktion bestand ein positiver Zusammenhang ($R^2=0,90$, $n=46$). Auf der Grundlage dieses Zusammenhangs konnte das Sedimentationsvolumen der Feinfraktion für weitere Probeserien berechnet werden:

Formel 2-3: Beziehung zwischen Determinationsvolumen (DV) und dem Sedimentationsvolumen der Feinfraktion (FF); $r^2=0,90$, $p=0,05$

$$FF = 0,0086 * DV - 2,0517$$

Die Bestimmung des Determinationsvolumens und der Absetzbaren Stoffe erfolgte von Mitarbeiterinnen von AquaLytis (S. Münnich und J. Polak).

In einer Vielzahl von Proben wurden **Kotpellets von Wasserasseln** registriert. Beginnend in 2011 wurden die Pellets durch Zählen und Vermessen quantifiziert. Die Ermittlung des Volumens und der Trockenmasse ist in Kapitel 2.2.1.3 sowie in Anlage 2 beschrieben.

Detaillierte Untersuchungen zum **Partikeleintrag** und zur **Ablagerungssituation/Ablagerungsbildung** in der Trinkwasserverteilung GWT-15B erfolgten 2010/2011 im Rahmen des o.g. Forschungsprojektes „Entwicklung eines mobilen Probeentnahme- und Messsystems für Invertebraten in Trinkwasserverteilungssystemen“ durch den Kooperationspartner TU Dresden. Ergebnisse und Details zur Vorgehensweise finden sich in RIPL & UHL (2012, 2013).

2.2.3 STATISTISCHE DATENANALYSE

Die Daten wurden mit dem Tabellen-Kalkulationsprogramm EXCEL sowie den Statistikprogrammen CAPCA 3.03 sowie XLSTAT Version 2016.03.30882 analysiert. Beide Programme sind als Add-In direkt über EXCEL zu bedienen. Boxplots wurden mit dem Programm Origin Pro (Version 2016) erstellt.

Im Rahmen der Auswertungen kamen sowohl univariate (z.B. Korrelation, Regression) als auch multivariate Verfahren (Hauptkomponentenanalyse, Korrespondenzanalyse) zum Einsatz. Wesentliche Randbedingungen der durchgeführten Analysen sowie eine ggf. erforderliche Transformation und/oder Standardisierung der Daten werden direkt mit der Interpretation der Analyseergebnisse beschrieben. Die Grundlagen und Ergebnisse der statistischen Analysen sind in Anlage 3 dargestellt.

3 ERGEBNISSE

3.1 DER LEBENSRAUM TRINKWASSERVERTEILUNG (ABIOTISCHE RANDBEDINGUNGEN)

3.1.1 WASSERBEWEGUNG/FLIEßGESCHWINDIGKEIT

Wasserströmung und -bewegung beeinflussen die qualitative und quantitative Ausprägung von Lebensgemeinschaften in aquatischen Systemen sowohl indirekt (durch Transport und Verteilung von Nahrung im System) als auch direkt. In Trinkwasserverteilungssystemen ergeben sich Wasserströmungen in Abhängigkeit von der Struktur des Rohrleitungssystems (z.B. Verknüpfungen, Durchmesser, Rauheiten) aus dem Verbrauch von Wasser sowie aus Wasserverlusten in der Rohrleitung. Das resultierende räumliche und zeitliche Muster der Strömungen lässt sich mit Hilfe hydraulischer Netzmodelle darstellen. Im Rahmen des in Kapitel 2.2.2.3 bereits erwähnten Forschungsprojektes wurden vom Projektpartner TU Dresden für das Versorgungsgebiet GWT-15B hydraulische Untersuchungen mit Hilfe der Rohrnetzmodellierungssoftware „Stanet“ durchgeführt (RIPL & UHL, 2012, 2013). Abbildung 3.1 und Abbildung 3.2 zeigen die räumliche Verteilung durchflussstarker und schwach durchströmter Netzbereiche.



Abbildung 3.1: Mittlere tägliche Strömungsgeschwindigkeiten im Verteilungsnetz GWT-15B. Skalierung der Achsen – 0,5 km; aus RIPL & UHL (2013)

Die Ergebnisse der Untersuchungen lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- In den hydraulisch am stärksten belasteten Leitungen traten mittlere tägliche Strömungsgeschwindigkeiten von maximal $0,4 \text{ m s}^{-1}$ auf. Diese in Abbildung 3.1 rot markierten Leitungen lagen alle in unmittelbarer Nähe zum Wasserwerk. Mit zunehmender Entfernung zum Wasserwerk nahm die mittlere tägliche Strömungsgeschwindigkeit ab und erreichte in den Randbereichen des Verteilungsnetzes nur noch Werte von weniger als $0,02 \text{ m s}^{-1}$.
- Die an einem Durchschnittstag maximal erreichten Geschwindigkeiten (nicht dargestellt) traten zur Stunde des maximalen täglichen Verbrauchs um 8 Uhr

morgens auf und betragen das 1,7-Fache der mittleren täglichen Geschwindigkeit (Maximalwert: $0,68 \text{ m s}^{-1}$).

- In einigen der durchflussstarken Rohrleitungen waren generell keine laminaren Strömungsbedingungen⁵ zu verzeichnen (gepunktete Linien in Abbildung 3.2). In den anderen Leitungen herrschten zumindest teilweise laminare Bedingungen vor, in den rot markierten Leitungen sogar zu 100 %.

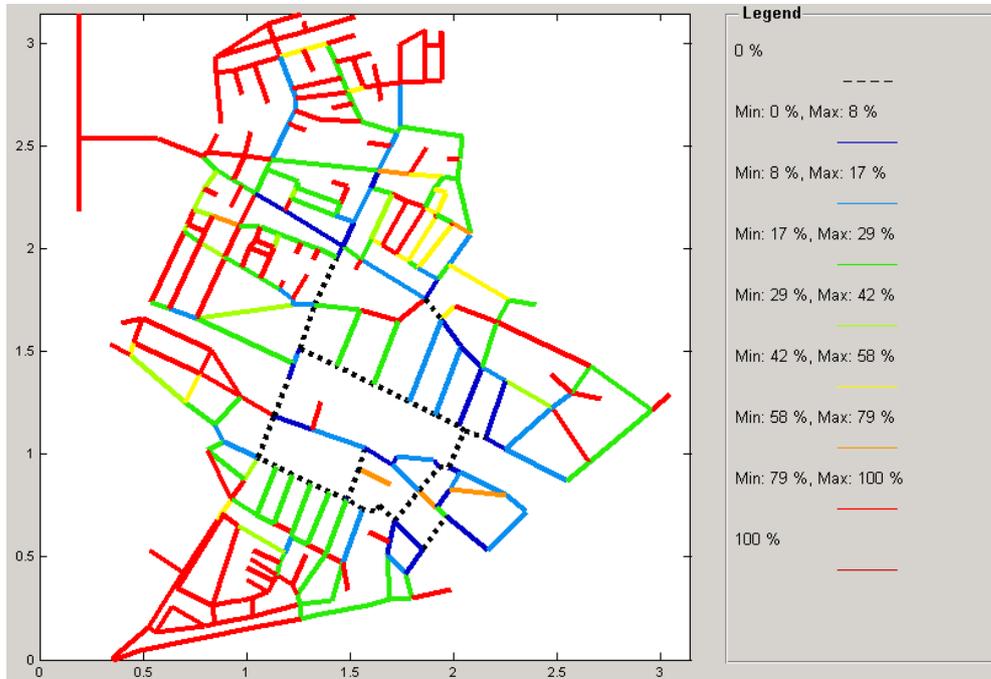


Abbildung 3.2: Zeitanteil mit laminaren Strömungsbedingungen im Verteilungsnetz GWT-15B an den täglichen hydraulischen Bedingungen. Skalierung der Achsen – 0,5 km; aus RIPL & UHL (2013)

Im Vergleich zu natürlichen Gewässern waren die beobachteten Fließgeschwindigkeiten im Trinkwassernetz GWT-15B gering, sie entsprachen in etwa den durchschnittlichen Strömungsbedingungen in Fließgewässern der norddeutschen Tiefebene (Abbildung 3.3, BROCK et al., 2005).

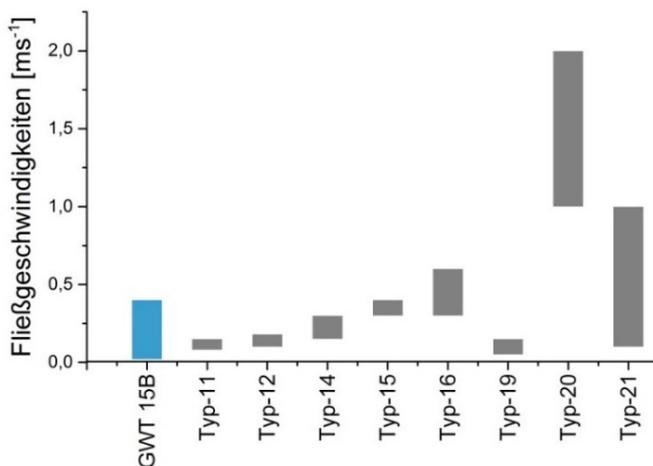


Abbildung 3.3: Mittlere tägliche Strömungsgeschwindigkeiten in der Trinkwasserverteilung von GWT-15B (blau) im Vergleich mit längsprofilgemittelten Strömungsgeschwindigkeiten in den Fließgewässertypen des Landes Brandenburg (grau). (Daten aus BROCK et al., 2005; RIPL & UHL, 2012)

⁵ Strömungsbedingungen im Hauptstrom einer Rohrleitung

3.1.2 PARTIKELTRANSPORT IN TRINKWASSERVERTEILUNGSSYSTEMEN

Quantität und Qualität

Partikuläre Ablagerungen in Trinkwasserverteilungssystemen bestimmen neben den Rohrleitungen und den ggf. vorhandenen Inkrustationen die Struktur des Lebensraums für wirbellose Tiere und können darüber hinaus als Nahrungsquelle dienen. Dabei hat nicht nur die Menge, sondern auch die Qualität der partikulären Ablagerungen Einfluss auf die Ausbildung der Wirbellosengemeinschaft. Die seit 2011 in verschiedenen Versorgungssystemen durchgeführten Untersuchungen (n=160) fanden Ablagerungsmengen (Sedimentationsvolumina) zwischen einem und mehreren 100 mL m⁻³.

Die durchgeführten Untersuchungen ließen eine Differenzierung des Sedimentationsvolumens in

- grobe, zumeist anorganische Partikel (Sand, gelöste Verkrustungen),
- Kotpellets von Wasserasseln und
- feine Partikel (organisch und anorganisch)⁶

zu. Während grobpartikuläre Ablagerungen allenfalls für eine Strukturierung des Lebensraumes sorgen, dienen feine Partikel (inklusive Kotpellets) primär als Nahrungsgrundlage für Wirbellose. Abbildung 3.4 zeigt die Charakteristika der Sedimentationsvolumina in verschiedenen Versorgungssystemen.

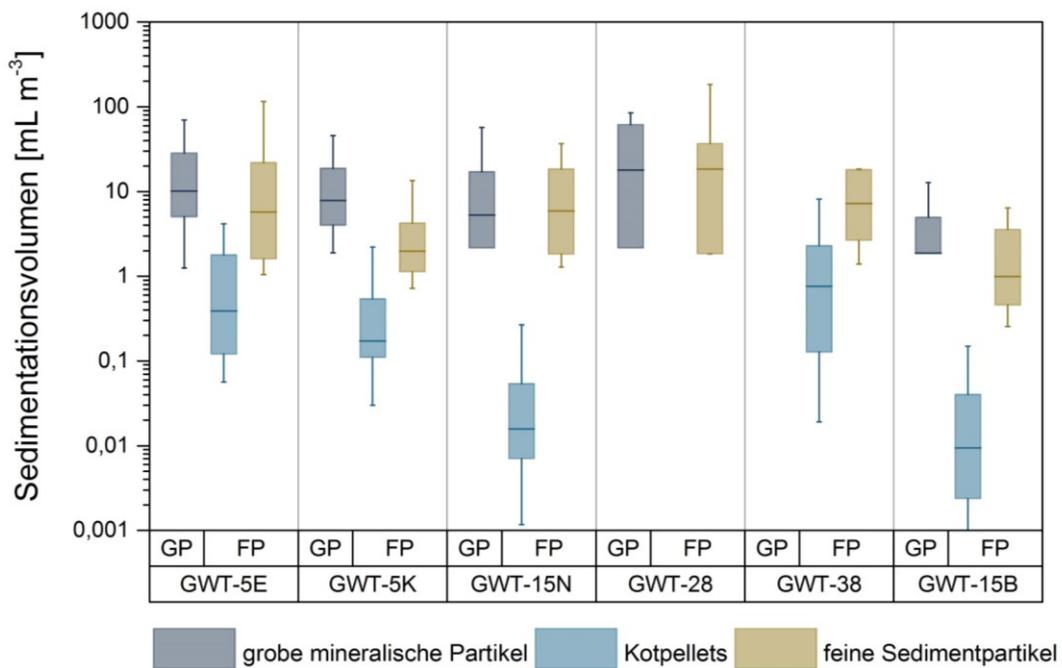


Abbildung 3.4: Zusammensetzung der Sedimentationsvolumina in verschiedenen Versorgungsgebieten. GP – Grobpartikel; FP – Feinpartikel; Boxplot mit 25–75 Perzentil in der Box, 10–90 Perzentilen in den Whiskern, Medianlinie (für n s. Tabelle 2.1)

Feine Sedimentpartikel können in erheblichem Ausmaß in den Rohrleitungen abgelagert sein, ihr durchschnittlicher Anteil am Sedimentationsvolumen betrug 20 % (Median; 10–90 Perzentile: 11–69 %; n=126), das Volumen durchschnittlich 6,6 mL m⁻³ (Median; 10–90 Perzentile: 1–67 mL m⁻³; n=126). Die

⁶ berechnet aus dem Determinationsvolumen s. Kapitel 2.2.2.3

Sedimentationsvolumina in den einzelnen Versorgungssystemen waren abhängig von den im Rohrnetz verwendeten Materialien und der Rohrnetzpflege. Besonders hohe Mengen feinpartikulärer Ablagerungen wurden für GWT-28 (Grundwassernutzung) mit durchschnittlichen 15 mL m^{-3} (Median) festgestellt.

Beim Vorhandensein von Wasserasseln waren **Kotpellets** ein wesentlicher Bestandteil der feinpartikulären Ablagerungen. In den durchgeführten Untersuchungen betrug der durchschnittliche Anteil von Kotpellets am feinpartikulären Sediment 6 % (Median; 10–90-Perzentile: 11–69 %; $n=144$) und das absolute Volumen $0,17 \text{ mL m}^{-3}$ (Median; 10–90-Perzentile: $0,3\text{--}28 \text{ mL m}^{-3}$; $n=144$). Überdurchschnittlich hohe Werte respektive Anteile wurden in Verteilungssystemen mit einer starken Wasserassel-Population registriert (GWT-5E und K, GWT-38, Abbildung 3.4).

Der **Anteil von POM** an den partikulären Ablagerungen in der Trinkwasserverteilung GWT-15B wurde im Rahmen des Forschungsprojektes „Entwicklung eines mobilen Probeentnahme- und Messsystems für Invertebraten in Trinkwasserverteilungssystemen“ vom Forschungspartner TU Dresden, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Professur Wasserversorgung, untersucht. In den analysierten Rohrleitungen waren durchschnittlich 26 mg m^{-2} (Median, Spannweite $8\text{--}163 \text{ mg m}^{-2}$) POM abgelagert, der durchschnittliche POM-Anteil an den Ablagerungen lag bei 16 % (Median, Spannweite $9\text{--}70 \%$; Abbildung 3.5, Abbildung 3.6; RIPL & UHL, 2012).

Räumliche Verteilung in Trinkwassernetzen

Im oben genannten Forschungsprojekt befasste sich die TU Dresden auch mit der komplexen Fragestellung der Ablagerungssituation respektive Ablagerungsbildung.

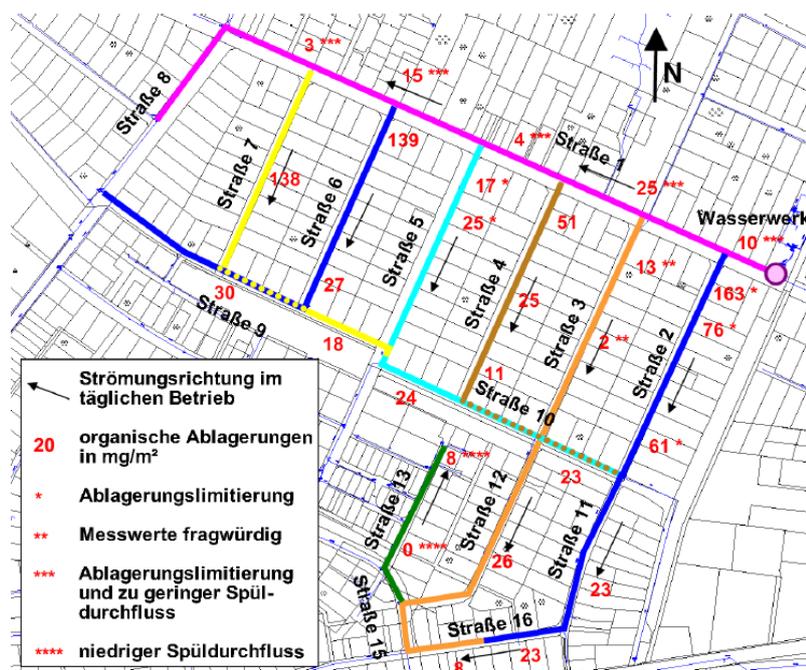


Abbildung 3.5: Menge partikulärer organischer Ablagerungen im Untersuchungsgebiet GWT-15B nach 6,5-monatigem Betrieb (aus: RIPL & UHL, 2012). Legende: farbige Linien - Spülstrecken

Die Ergebnisse der im Zeitraum 09/2010–03/2011 in einem Teilgebiet von GWT-15B durchgeführten Untersuchungen zu Ablagerungen organischer Feststoffe ließen sich wie folgt zusammenfassen:

1. Die Menge der aus dem Wasserwerk eingetragenen und in den Leitungen abgelagerten POM nahm in Abhängigkeit von den Strömungsbedingungen mit zunehmender Entfernung zum Wasserwerk ab (Abbildung 3.5);
2. POM sedimentierten aufgrund ihrer geringeren Dichte langsamer und wurden somit weiter transportiert als anorganische partikuläre Stoffe, so dass der **POM-Anteil** an der Gesamtheit der ausgebildeten Ablagerungen mit zunehmender Entfernung zum Wasserwerk zunahm (Abbildung 3.6).

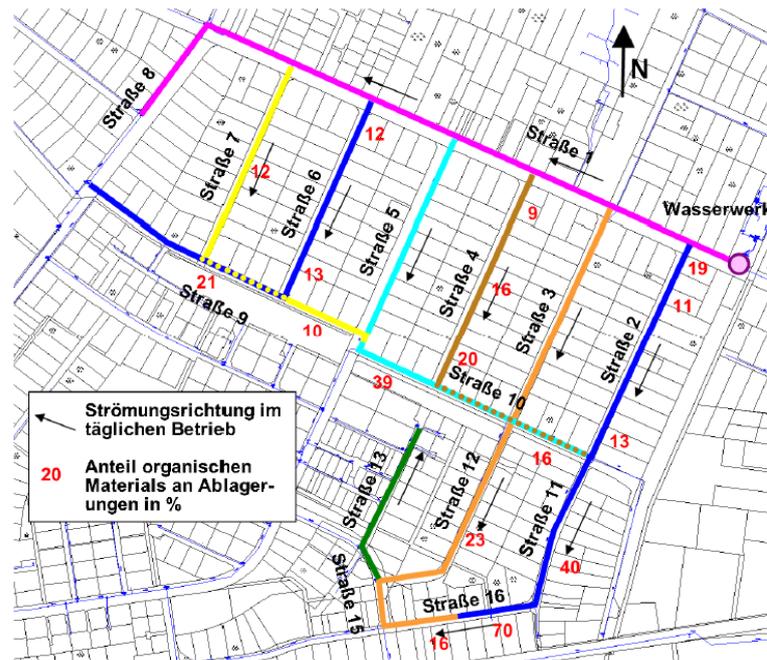


Abbildung 3.6: Anteil organischen Materials (POM-Anteil) an der Gesamtheit vorhandener Ablagerungen im Versorgungsgebiet GWT-15B (aus: RIPL & UHL, 2012)

Die Ablagerungsbildung im gesamten Versorgungsgebiet wurde auf Grundlage der im Teilgebiet erhobenen Daten mit Hilfe eines dynamischen Wassergütemodells (RIPL & UHL, 2010) berechnet. Grundsätzlich ist die Ausbildung von Ablagerungen in Trinkwasserverteilungsnetzen das Ergebnis zweier Prozesse:

1. Dem Eintrag von Partikeln in das Verteilungsnetz (Partikelfracht): Mit steigender Partikelfracht nimmt die Ablagerungsbildung zu, da sich pro Zeiteinheit mehr Partikel ablagern können. Wichtige Eintragsprozesse sind die Korrosion metallischer Leitungen sowie der Eintrag mit dem Trinkwasser am Wasserwerksausgang.
2. Den maximal an einem Tag vorherrschenden Strömungsgeschwindigkeiten: Mit steigender Strömungsgeschwindigkeit nimmt die Menge partikulärer Ablagerungen ab.

Die Ergebnisse der Modellierung zeigten, dass nur maximal 30 % der am Wasserwerk eingetragenen Partikel die Randbereiche des Verteilungsnetzes erreichten; in den nördlichen Endsträngen waren es nur 5 %. Damit lagerten sich mehr als 70 % der an einem Tag eingetragenen Partikel im Zentrum des Verteilungsnetzes ab und die Ge-

schwindigkeit der Ablagerungsbildung sank mit der Entfernung vom Wasserwerk. Abbildung 3.7 zeigt die Ablagerungsbildung für das Verteilungsnetz (GWT-15B).

In den Leitungen in unmittelbarer Nähe zum Wasserwerk war die Geschwindigkeit der Ablagerung des organischen Materials auf Grund der höchsten Feststofffracht mit maximal $10 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$ am größten. Außerhalb eines Radius von ca. 1 km sank die Geschwindigkeit auf ca. $0,5\text{--}3 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$. Weiter entfernte Bereiche zeigten eine noch langsamere Bildung organischer Ablagerungen ($< 0,5 \text{ mg m}^{-2}\text{d}^{-1}$).



Abbildung 3.7: Ablagerungsbildung (durch am Wasserwerk eingetragene Partikel) innerhalb eines Tages. Legende: Roter Kreis: Wasserwerk, Skalierung der Achsen – 0,5 km (aus: RIPL & UHL, 2013)

Die eigenen Untersuchungen zum Sedimentationsvolumen im Versorgungsgebiet GWT-5E und GWT-5K zeigten eine ähnliche Verteilung der abgelagerten Partikel im Netz: mit zunehmender Entfernung vom Wasserwerk sank tendenziell die Menge der im Rohrnetz abgelagerten Feinpartikel (Abbildung 3.8, Abbildung 3.9).

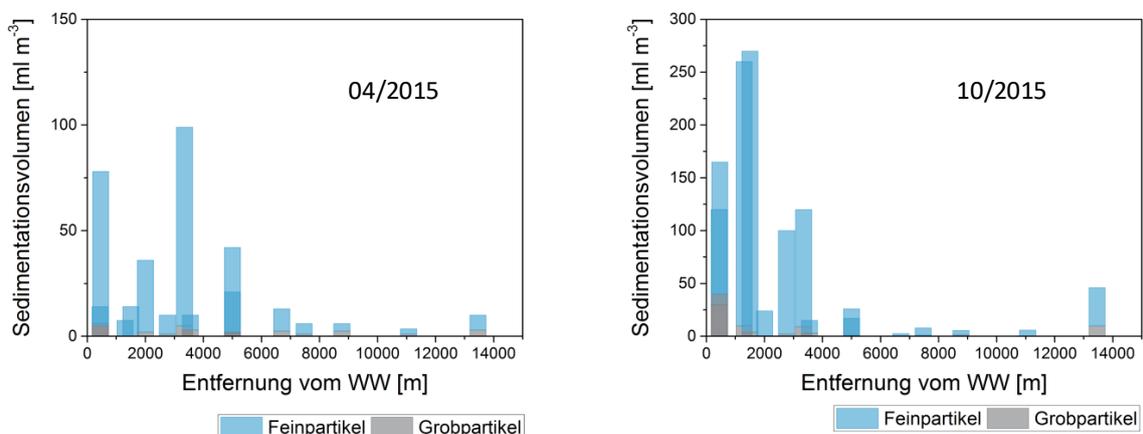


Abbildung 3.8: Partikuläre Ablagerungen in Abhängigkeit von der Entfernung zum Wasserwerk in der Trinkwasserverteilung GWT-5E im April (links) und Oktober (rechts) 2015 (unterschiedliche Skalierung der y-Koordinate)

Das für POM typische Ablagerungsverhalten wurde in der Trinkwasserverteilung GWT-5E allerdings von einer Partikelbildung durch Korrosion überlagert. Im Bereich um das Wasserwerk gab es noch viele Gussleitungen, die durch Korrosionsprozesse erheblich zur Partikelproduktion und Ablagerungsbildung beitrugen. Die detektierten Ablagerungsmengen resultierten somit nur zum Teil aus dem Eintrag (organischer) Partikel aus dem Wasserwerk. Erst ab einer Entfernung von ca. 5 km vom Wasserwerk kam es zu einem deutlichen Rückgang feinputikulärer Ablagerungen (Abbildung 3.8). Im Gegensatz dazu waren im Versorgungsgebiet GWT-5K die feinputikulären Ablagerungen bereits ab einer Entfernung von ca. 1,5 km tendenziell rückläufig (Abbildung 3.9).

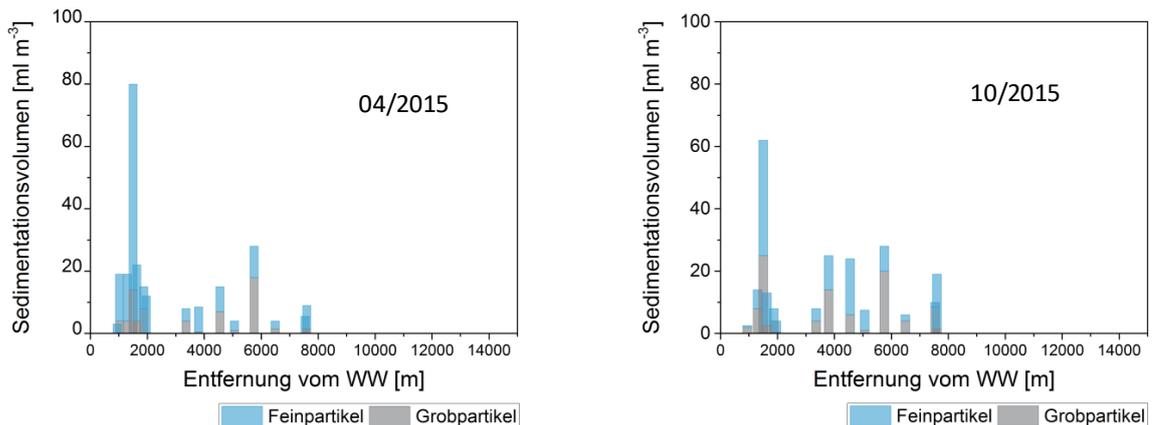


Abbildung 3.9: Partikuläre Ablagerungen in Abhängigkeit von der Entfernung zum Wasserwerk in der Trinkwasserverteilung GWT-5K im April (links) und Oktober (rechts) 2015

Die Bildung organischer Ablagerungen über den Partikeleintrag mit dem Reinwasser (RIPL & UHL, 2012, RICHARD & KORTH, 2010), sind als Nahrungskomponenten für wirbellose Tiere von besonderer Bedeutung. Dieser Input verbleibt fast vollständig im Trinkwassernetz, während DOC mit der fließenden Welle transportiert und nur zu einem geringen Teil für die Biofilmbildung verbraucht werden (s.a. Kapitel 3.2.4.2). In die Trinkwasserverteilung GWT-5E wurde im Sommer 2015 auf Grund einer erhöhten Wasserabgabe im Vergleich zu 2014 mehr POC eingetragen. Die aus den Monatswerten berechnete Jahresfracht an POC betrug 730 kg a^{-1} für 2015 im Vergleich zu 660 kg a^{-1} für 2014. Die Untersuchungsergebnisse zu Feinputikeln zeigten im Oktober 2015 eine deutlich erhöhte Ablagerungsbildung im 5 km-Radius um das Wasserwerk der Trinkwasserverteilung, die größten Ablagerungsmengen wurden in 0,5–3,5 km Entfernung vom Wasserwerk detektiert (Abbildung 3.8). Im gleichen Zeitraum wurde ein Anstieg der Individuendichte von Wasserasseln sowie ihrer Kotpellets in ähnlichen Bereichen des Rohrnetzes registriert. Die höchste Individuendichte der Wasserasseln lag im Bereich von 0,5–2 km Entfernung vom Wasserwerk, die Dichte abgelagerter Kotpellets war zwischen 1,5 und 3 km Entfernung vom Wasserwerk am höchsten. Die Ergebnisse verdeutlichen die Bedeutung dieser Ablagerungen für die Entwicklung von Wasserasseln in der Trinkwasserverteilung GWT-5E, ihre generelle Eignung als Nahrungsgrundlage wird in Kapitel 3.2.3.2 untersucht.

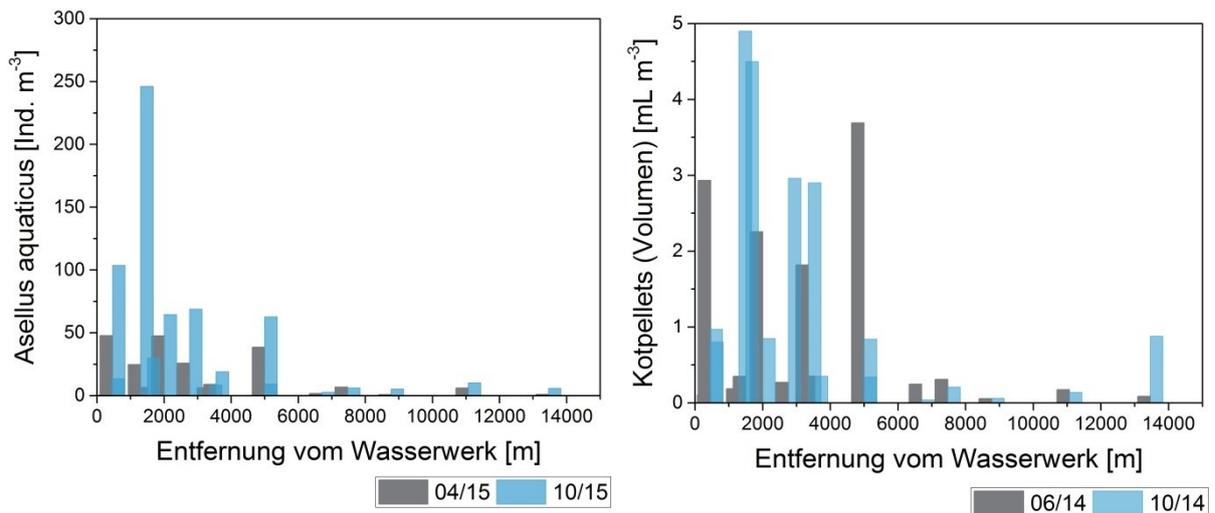


Abbildung 3.10: Individuendichte von Wasserasseln (links) und Anzahl von Kotpellets (rechts) in Abhängigkeit von der Entfernung zum Wasserwerk in der Trinkwasserverteilung GWT-5E

Die Lage der Maxima der Wasserassel-Individuendichte und der Kotpellet-Dichte im Netz waren nicht identisch; Wasserasseln befanden sich tendenziell näher zum Wasserwerk. Kotpellets wurden demnach mit dem Trinkwasserstrom verfrachtet. Ein auf die Individuendichte der Wasserasseln bezogener Pellet-Index (Anzahl Kotpellets/Individuum) beschreibt die (Re)Mobilisierbarkeit von Kotpartikeln in den Netzen. Im GWT-5E nahm der Pellet-Index bis zu einer Entfernung von ca. 3,5 km zu. Mit zunehmender Entfernung vom Wasserwerk gingen dann die Werte kontinuierlich (zum Zeitpunkt 06/2014) oder abrupt (zum Zeitpunkt 10/2014) wieder zurück (Abbildung 3.11).

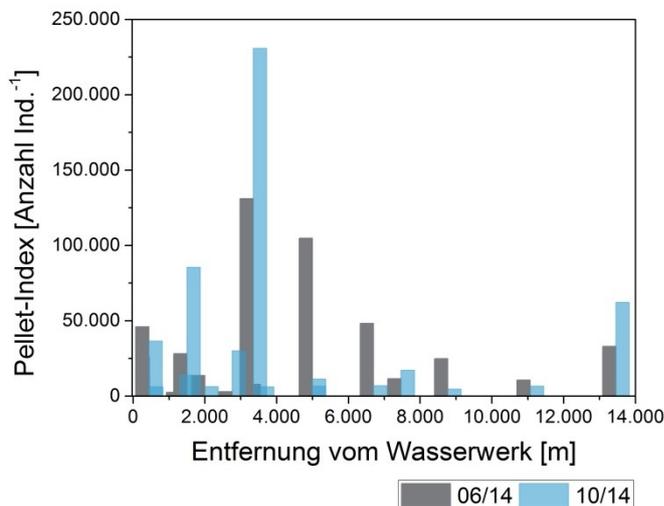


Abbildung 3.11: Pellet-Index in Abhängigkeit von der Entfernung zum Wasserwerk in der Trinkwasserverteilung GWT-5E

Auf Grund ihrer Größe kam es erst bei Strömungsbedingungen, die zur Ausbildung einer laminaren Grenzschicht von maximal 0,5 mm führten, zur Remobilisierung von Asselkot-Pellets (RIPL & UHL, 2012); bei einem Rohrdurchmesser von 0,1 m muss der Durchfluss dafür ca. $15 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ betragen. Die Transportreichweite der Kotpellets ist unter laminaren Strömungsbedingungen gering, eine entsprechende Abschätzung über die Stokesche Sinkgeschwindigkeit ergab für ein Kotpartikel von $100 \text{ }\mu\text{m}$ Länge bei einer Strömungsgeschwindigkeit von $0,02 \text{ m s}^{-1}$ eine Transportreichweite von nur

einem Meter (RIPL & UHL, 2012). Die Strömungsbedingungen im GWT-5E ließen eine Verfrachtung von Kotpartikeln über längere Distanzen zu. Das Maximum der Individuen-basierten Dichte von Asselkot-Pellets befand sich in einer Entfernung von 3–5 km vom Wasserwerk und damit ca. 2 km weiter in Richtung Peripherie des Netzes im Vergleich zum Bereich mit der höchsten Konzentration an Wasserasseln.

3.1.3 WASSERTEMPERATUREN (ZEITLICHE UND RÄUMLICHE VARIABILITÄT)

Die Ganglinien des saisonalen Temperaturverlaufs in den Trinkwasserverteilungssystemen wurden über Messungen in Partikelfiltern ermittelt. Abbildung 3.12 zeigt den durchschnittlichen Jahresgang der Wassertemperatur sowie die Schwankungsbreite der Temperaturdaten im Partikelfilter GWT-5Lin. Der Auswertung lagen insgesamt 252 Messwerte aus dem Zeitraum 2002–2014 zu Grunde. Die Temperaturganglinien verschiedener Partikelfilter diverser Trinkwasserverteilungen (Grundwasser als Rohwasserquelle) waren sehr ähnlich; die durchschnittliche Temperatur betrug an allen untersuchten Standorten 12 °C (11,7–12,5 °C), der Schwankungsbereich variierte je nach Standort und lag maximal zwischen 4 und 21 °C. Im Vergleich zu den in BROCK et al. (2005) dargestellten Temperaturbereichen für verschiedene Fließgewässertypen des Landes Brandenburg (in Abhängigkeit vom Fließgewässertyp werden Wertebereiche zwischen 4–12 °C und 0–24 °C angegeben), sind die festgestellten Temperaturamplituden mit denen vieler Fließgewässer vergleichbar.

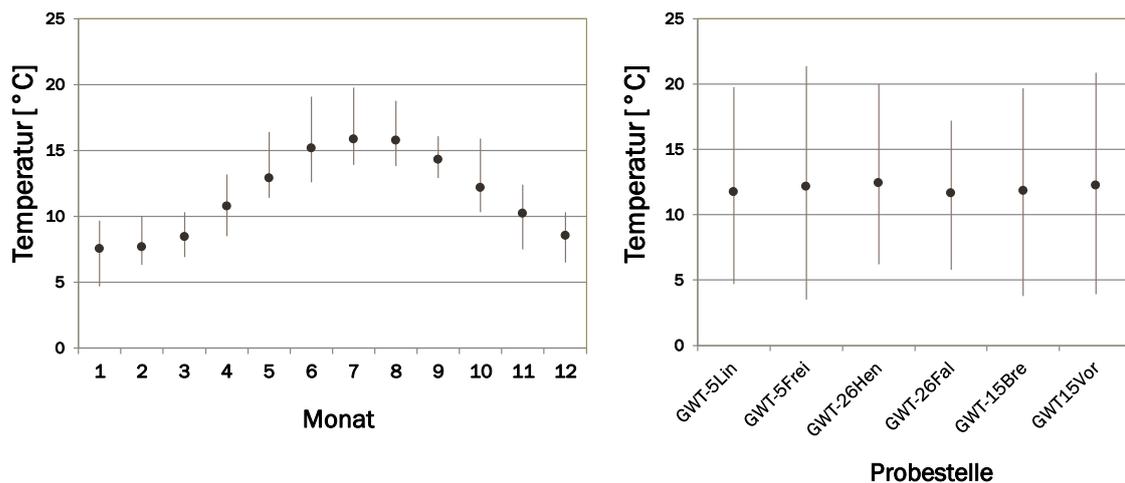


Abbildung 3.12: Jahresgang der Wassertemperatur im Partikelfilter GWT-5 Lin (links); Mittelwert und Schwankungsbreite der Wassertemperaturen in verschiedenen Partikelfiltern (rechts)
Legende: Punkte – Mittelwerte, senkrechte Linien – Bereich zwischen Maximum und Minimum; Datengrundlage s. Tabelle 2.2

Die Wassertemperatur und deren Verlauf wird in erster Linie durch die Bodentemperatur bestimmt, deren Einfluss mit zunehmender Entfernung des Messpunktes vom Wasserwerk zunimmt. In Abbildung 3.13 sind die durchschnittlichen Temperaturganglinien (Monatsmittel) der Bodentemperatur in 2 m Tiefe (Werte von 1895–2014 aus PIK, 2015) den Ganglinien der Wassertemperatur (Monatsmittel) verschiedener Untersuchungsstandorte (Partikelfilter) gegenüber gestellt. Der Partikelfilter GWT-5Lin lag ca. 2 km vom Wasserwerk entfernt; seine Amplitude des durchschnittlichen Temperaturverlaufs (2002–2014; 252 Werte) war geringer als die des Messpunktes GWT-5Frei (2008–2014; 109 Werte), einem ca. 6 km vom Wasserwerk entfernt installierten Partikelfilter (Abbildung 3.13).

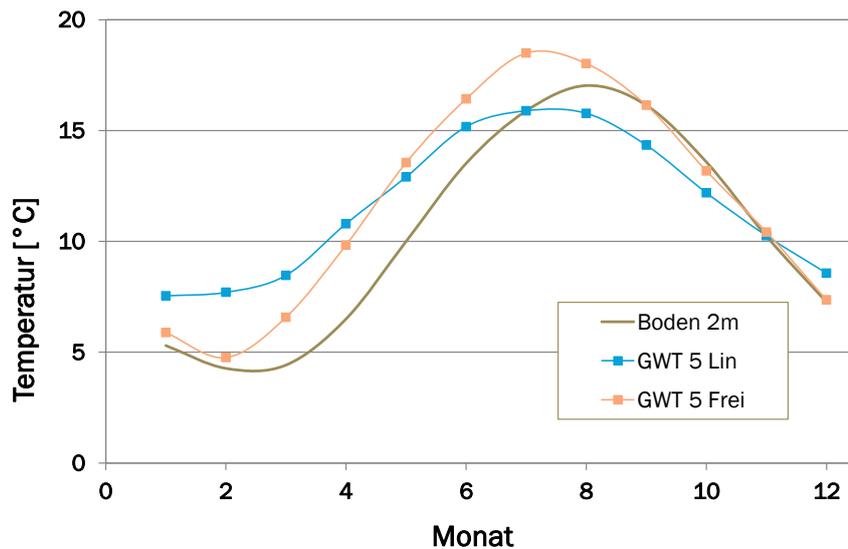


Abbildung 3.13: Jahresganglinien der Durchschnittstemperaturen des Bodens in 2 m Tiefe sowie der Wassertemperatur in den Partikelfiltern GWT-5 Lin und GWT-5 Frei. (Bodentemperaturen aus PIK, 2015)

Die Temperaturverhältnisse in Trinkwasserverteilungssystemen sind keineswegs homogen, sondern hängen von der Entfernung der Rohrleitungen vom Wasserwerk bzw. der Länge des jeweiligen Fließweges ab. Im Rahmen von Spülungen konnten in den Zeiträumen 24.3.–2.4. 2014 und 15.9.–25.9. 2014 für das Verteilungssystem GWT-15B nahezu flächendeckend Temperaturdaten aufgezeichnet werden.

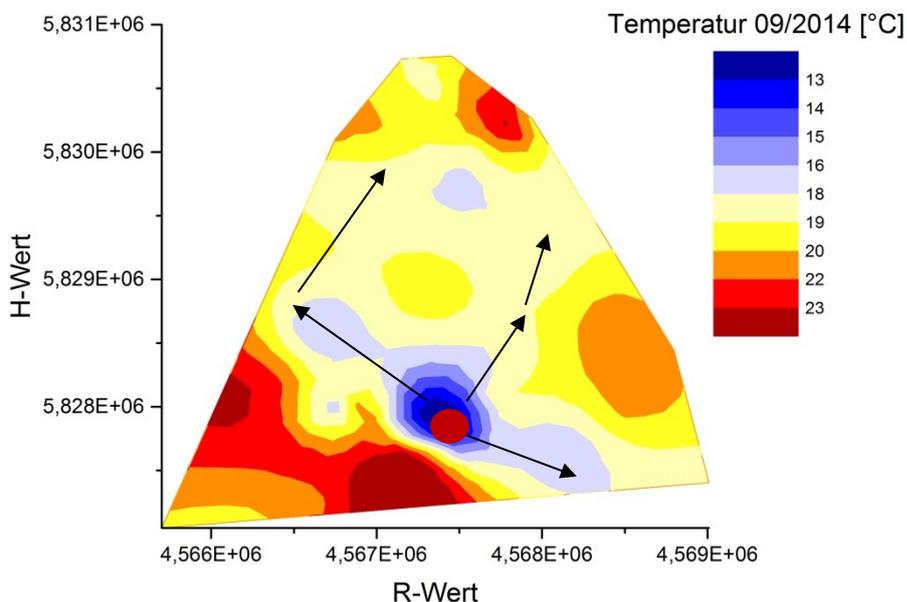


Abbildung 3.14: Temperaturverteilung Ende September 2014 im Trinkwassersystem GWT-15B. Legende: Roter Punkt – Wasserwerk; Pfeile – Haupttransportwege; R-Wert-Rechts-Wert; H-Wert – Hoch-Wert; Gauss-Krüger-Koordinaten

Die Isoliniendarstellung zeigt deutlich die Bedeutung der Bodentemperatur für die Temperatur des Trinkwassers (Abbildung 3.14). Mit zunehmender Entfernung vom Wasserwerk glich sich die Temperatur der Bodentemperatur an; im September 2014

hatte das aus größeren Tiefen gewonnene und aufbereitete Trinkwasser am Wasserwerksausgang eine Temperatur von ca. 12 °C, auf dem Fließweg in die Peripherie des Verteilungsnetzes wurde es auf ca. 21 °C (90-Perzentil) erwärmt. Die Hauptverteilungswege des Trinkwassers waren durch vergleichsweise geringe Temperaturdifferenzen zum aufbereiteten Trinkwasser gekennzeichnet.

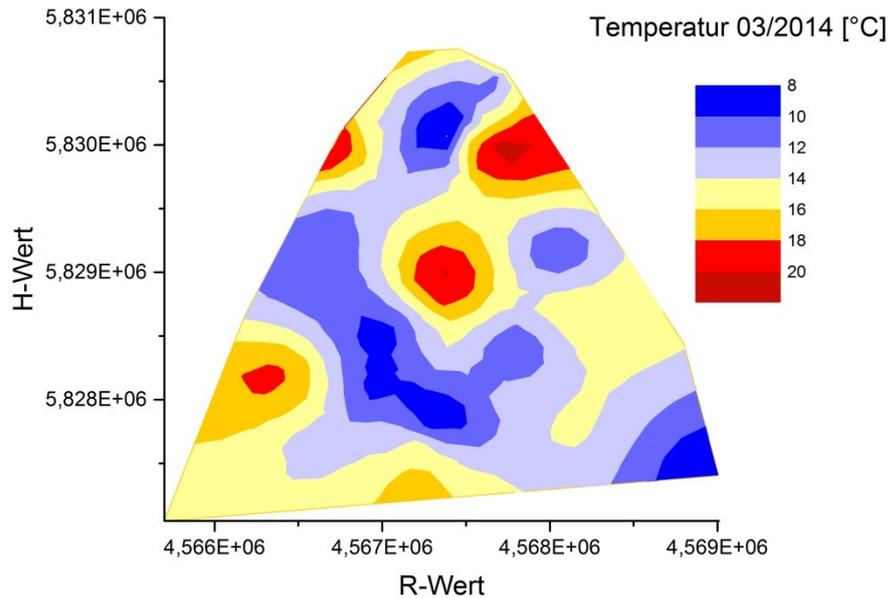


Abbildung 3.15: Temperaturverteilung im März 2014 im Trinkwassersystem GWT-15B. Legende: R-Wert-Rechts-Wert; H-Wert – Hoch-Wert; Gauss-Krüger-Koordinaten

Im März ergab sich dagegen ein anderes Bild (Abbildung 3.15). Das aufbereitete Wasser hatte zu diesem Zeitpunkt eine Temperatur von ca. 10 °C. Die Bodentemperaturen lagen innerhalb des Siedlungsraumes über der des Trinkwassers am Wasserwerksausgang, was tendenziell zu einer Erwärmung des Trinkwassers auf dem Verteilungsweg führte. Außerhalb des dichten Siedlungsraumes, insbesondere im Norden und Südosten, lagen die Bodentemperaturen unter der Trinkwassertemperatur am Wasserwerksausgang. In diesen Bereichen des Leitungsnetzes wurden niedrigere Wassertemperaturen im Vergleich zum Wasserwerksausgang festgestellt.

Auf Grundlage der im September 2014 erhobenen Temperaturdaten wurde die Temperaturverteilung für alle Transport und Versorgungsleitungen in Abhängigkeit von der Wasserförderung (25, 50 und 100 m³ h⁻¹) mit Hilfe eines hydraulischen Modells prognostiziert (RIPL, 2015, unveröffentlichte Daten). Die Simulationsergebnisse bestätigten die Bedeutung der Bodentemperatur für die Temperatur des Trinkwassers; selbst bei konstant hoher Wasserförderung von 100 m³ h⁻¹ erwärmte sich das Trinkwasser im Netz um mehr als 10 °C. Abbildung 3.16 zeigt das Simulationsergebnis für eine durchschnittliche Wasserabgabe von 50 m³ h⁻¹. Die für das konkrete Leitungsnetz prognostizierten Daten zeigen eine Erhöhung der Wassertemperatur auf 20 °C und mehr in der Peripherie des Leitungsnetzes.

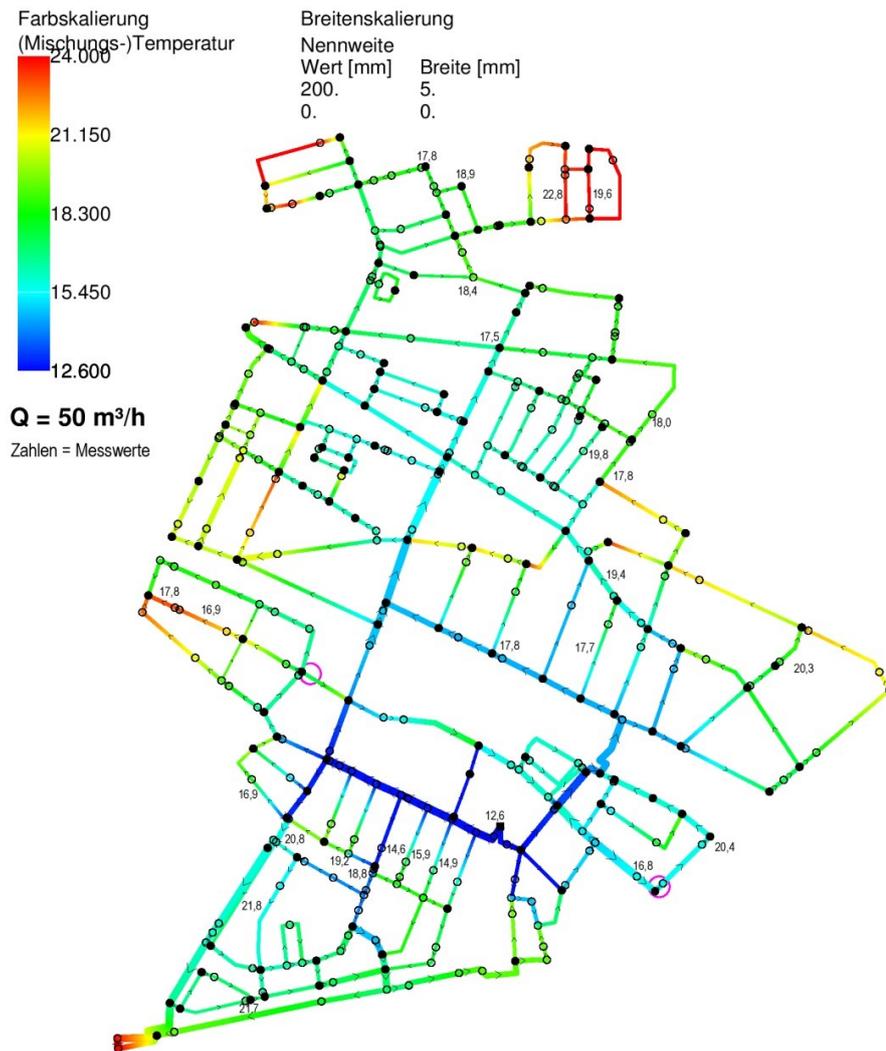


Abbildung 3.16: Prognostizierter Temperaturverlauf in der Trinkwasserverteilung GWT-15B für September 2014. RiPL, 2015 (unveröffentlichte Daten) (Q – durchschnittliche Förderung des Wasserwerkes)

3.2 DIE LEBENSGEMEINSCHAFT IN TRINKWASSERVERTEILUNGSSYSTEMEN

3.2.1 WICHTIGE ARTEN UND TIERGRUPPEN

In den untersuchten Trinkwasserverteilungssystemen wurden 14 Tiergruppen mit mehr oder weniger vielen Arten registriert. Wie auch in natürlichen Gewässerökosystemen kamen nicht alle nachgewiesenen Arten/Taxa in allen Rohrnetzbereichen vor. Vielmehr gab es auch in Trinkwasserverteilungssystemen ubiquitär verbreitete Tiergruppen und solche, die weniger häufig angetroffen wurden. Für ökologische Fragestellungen ist die Stetigkeit einer Art bzw. Tiergruppe ein bewährtes Kriterium der qualitativen Beschreibung von Lebensgemeinschaften. Die Stetigkeit beschreibt, wie oft ein Taxon in Bezug zur Gesamtzahl untersuchter Probestellen im Untersuchungsraum (räumlich oder zeitlich) vorkommt.

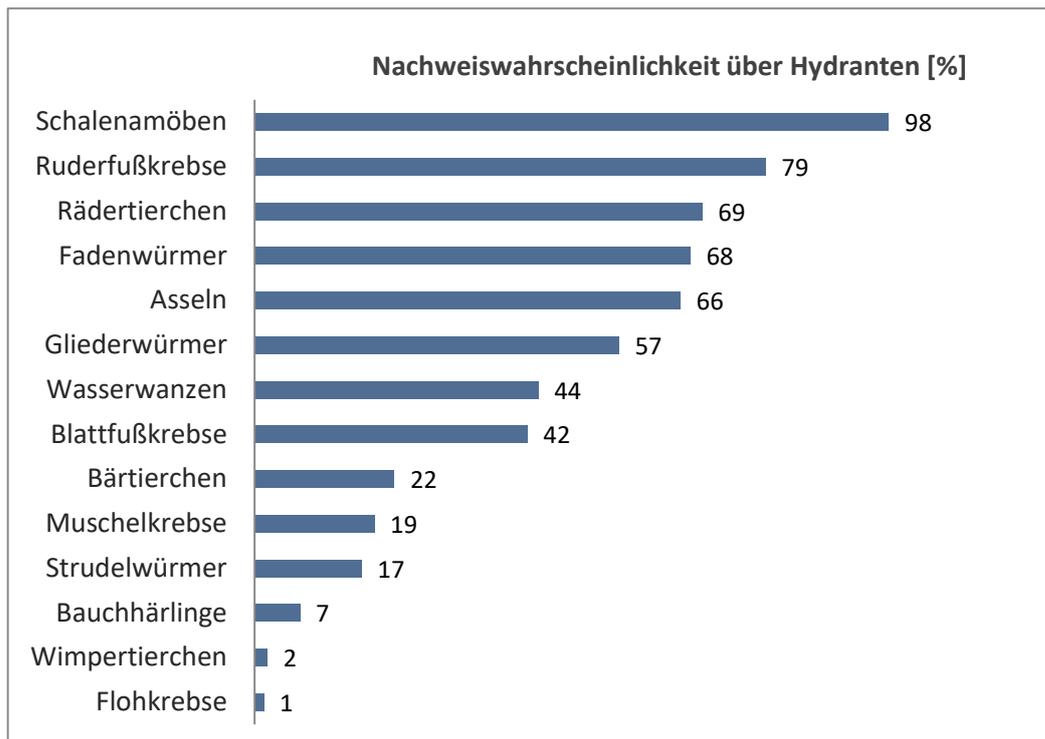


Abbildung 3.17: Nachweiswahrscheinlichkeit der in Trinkwasserverteilungssystemen vorkommenden Tiergruppen. (F1 100+25 und F2 100+55, alle Daten, s.a. MICHELS, GUNKEL & SCHEIDELER, 2016)

Schalenamöben, Rädertierchen, Ruderfußkrebse und Fadenwürmer waren ubiquitär in den Systemen der Trinkwasserverteilung vorhanden bzw. gehören damit zum typischen Fauneninventar solcher Rohrleitungssysteme. Darüber hinaus wurden jedoch auch makroskopisch sichtbare Organismen (Wasserasseln, Gliederwürmer) an vielen Messstellen registriert, ihre Nachweiswahrscheinlichkeit betrug 66 bzw. 57 % (Abbildung 3.17).

Die Zuverlässigkeit des Nachweises der Taxa/Tiergruppen ist abhängig von der Probenahmemethode. Mikroskopisch kleine aber hochabundante Taxa wie Schalenamöben und Rädertierchen werden mit einer feinmaschigen Filtration repräsentativ erfasst; die Nachweiswahrscheinlichkeit seltenerer Taxa wie Blattfußkrebse ist dagegen bei Verwendung größerer Maschenweiten der Filter signifikant höher (Abbildung 3.18, MICHELS, GUNKEL & SCHEIDELER, 2016).

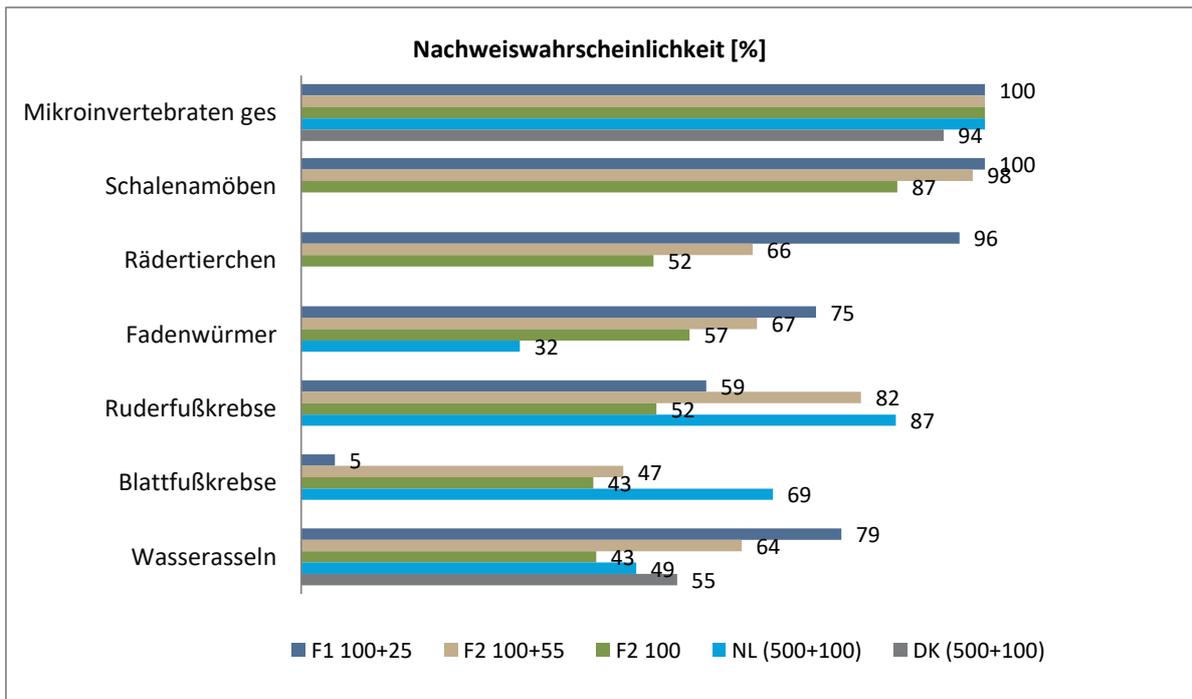


Abbildung 3.18: Nachweiswahrscheinlichkeit von ubiquitär in Trinkwasserverteilungssystemen vorkommenden Tiergruppen in Abhängigkeit von der Methodik der Probeentnahme (Filtrationsschritt) und im europäischen Vergleich. Legende: NL – VAN LIEVERLOO et al., 2004 und 2012; DK – CHRISTENSEN et al., 2011; s.a. MICHELS, GUNKEL & SCHEIDELER, 2016

Je feinmaschiger die Filtration, umso höher ist der Trübstoffgehalt der Probe und umso mehr Verdünnungs- und Teilungsschritte sind vor einer mikroskopischen Analyse erforderlich. Damit sinkt jedoch generell die Nachweiswahrscheinlichkeit, da wenig abundante Taxa u.U. nicht in den analysierten Teilproben vorhanden sind.

3.2.1.1 MAKROINVERTEBRATEN

Zu den Makroinvertebraten gehören alle Taxa, deren Individuen auf Grund ihrer Größe von mehr als 2 mm ohne optische Hilfsmittel wahrgenommen werden können. In Trinkwassernetzen kommen vor allem Wasserasseln und Gliederwürmer vor.

Als „**Wasserasseln**“ werden umgangssprachlich die zu den Gattungen *Asellus* und *Proasellus* gehörenden Arten bezeichnet; beide Gattungen gehören taxonomisch zur Ordnung der *Isopoda* (Klasse: *Malacostraca* – höhere Krebse). In Trinkwassersystemen wurden bislang zwei Arten, *Asellus aquaticus* (Gemeine Wasserassel) und *Proasellus cavaticus* (Höhlenassel) nachgewiesen. Während *Asellus aquaticus* in den untersuchten Trinkwasserverteilungen ubiquitär verbreitet war (Nachweishäufigkeit 66 %), lebte *Proasellus cavaticus* in nur zwei der untersuchten Netze. Die Verbreitung von *Proasellus cavaticus* im Trinkwasser hing stark von der Rohwasserquelle ab, an beiden Standorten wurde (zumindest teilweise) Grundwasser aus Kluftgesteinen aufbereitet. Das Auftreten von *Asellus aquaticus* war dagegen unabhängig von der Rohwasserquelle.

Wasserasseln wurden in Dichten von 1–533 Individuen m^{-3} (*Asellus aquaticus*) bzw. 1–21 Individuen m^{-3} (*Proasellus cavaticus*) festgestellt, durchschnittlich (Median) waren es 7 bzw. 2 Individuen m^{-3} . In 50 % aller Nachweise lag die Dichte von *Asellus aquaticus* zwischen 2 und 20 Individuen m^{-3} (25–75-Perzentile). Im Vergleich zur Dichte der Gesamtbesiedelung mit Invertebraten war der Anstieg der Verteilungsfunktion der beiden Assel-Arten auf einem niedrigeren Niveau vergleichbar (Abbildung 3.19).

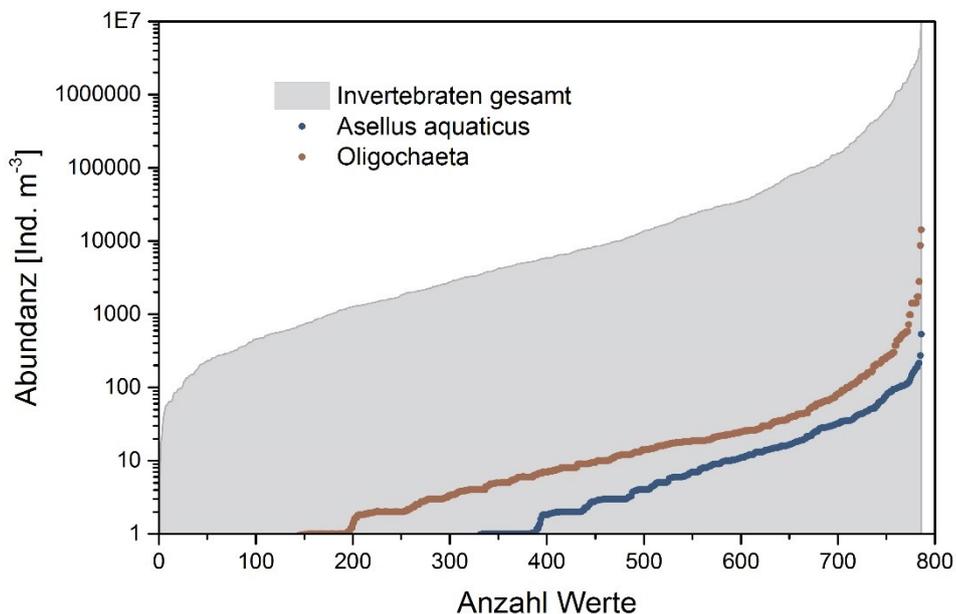


Abbildung 3.19: Kumulierte Häufigkeitsverteilung der Individuendichten der Makroinvertebraten *Asellus aquaticus* und *Oligochaeta* in Trinkwasserverteilungen im Vergleich zur Gesamtbesiedelungsdichte (n=786, F1 100+25 und F2 100+55)

In einzelnen Versorgungssystemen unterschieden sich die durchschnittlichen Besiedelungsdichten von Wasserasseln jedoch um ein Vielfaches (Medianwerte 3–90 Ind. m^{-3} ; Abbildung 3.20). Die im Untersuchungszeitraum festgestellten Maximalwerte von > 500 Individuen m^{-3} entsprachen Größenordnungen, die auch in natürlichen Gewässern angetroffen wurden.

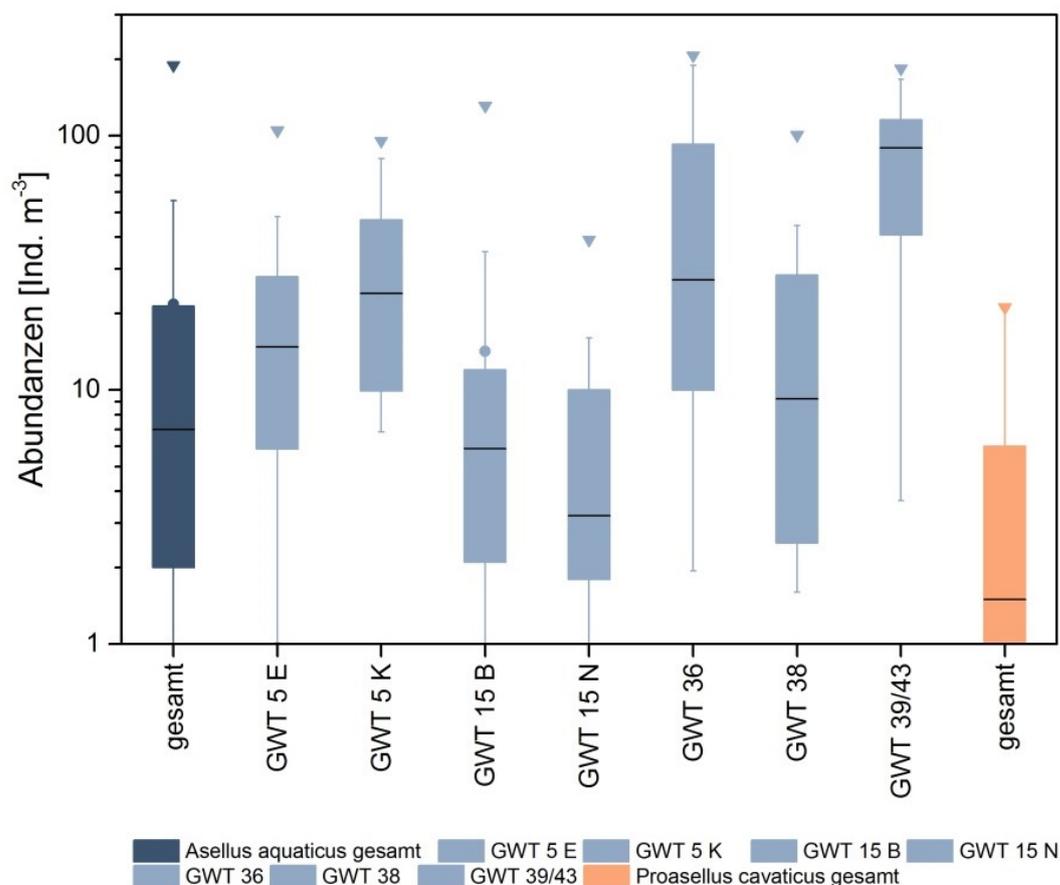


Abbildung 3.20: Individuendichten von *Asellus aquaticus* (blau) und *Proasellus cavaticus* (braun) in Trinkwasserverteilungssystemen Boxplots: Box – 25–75-Perzentile; Linie – Median; Punkte – Mittelwert; Whiskerenden – 10–90-Perzentile; Dreiecke – 99- Perzentil; Datengrundlage F1 100+25 und F2 100+55, Tabelle 2.1)

Im Vergleich zu den Isopoda kamen *Oligochaeta* (Gliederwürmer oder Wenigborster) in einer höheren Diversität in Trinkwassernetzen vor; im Rahmen dieser Untersuchungen wurden neun Arten/Taxa registriert (s.a. Anlage 1). Da viele Individuen im fixierten Zustand nicht und/oder nur im geschlechtsreifen Zustand bis zur Art bestimmbar waren, ist davon auszugehen, dass die Artenvielfalt in den untersuchten Trinkwasserverteilungen noch höher war. Die meisten Individuen waren nur wenige Millimeter groß und gehörten den Familien der Naididae und Enchytraeidae an. *Nais variabilis*, *Nais communis*, *Marionina sp.* und *Enchytraeus sp.* waren die am häufigsten nachgewiesenen Taxa.

Oligochaeten wurden in Dichten von 0,3–1.400 Individuen m^{-3} (Rohrleitungsvolumen) nachgewiesen (F2 100+55, $n=370$); durchschnittlich (Median) waren es 6 Individuen m^{-3} (25–75-Perzentile: 2–22 Individuen m^{-3} ; Abbildung 3.21). Die Häufigkeitsverteilung der Individuendichten verlief bis zum 80-Perzentil weniger steil im Vergleich zur Gesamtbesiedelung; in nur 10% der Proben wurden Besiedelungsdichten > 100 Individuen m^{-3} festgestellt (Abbildung 3.19).

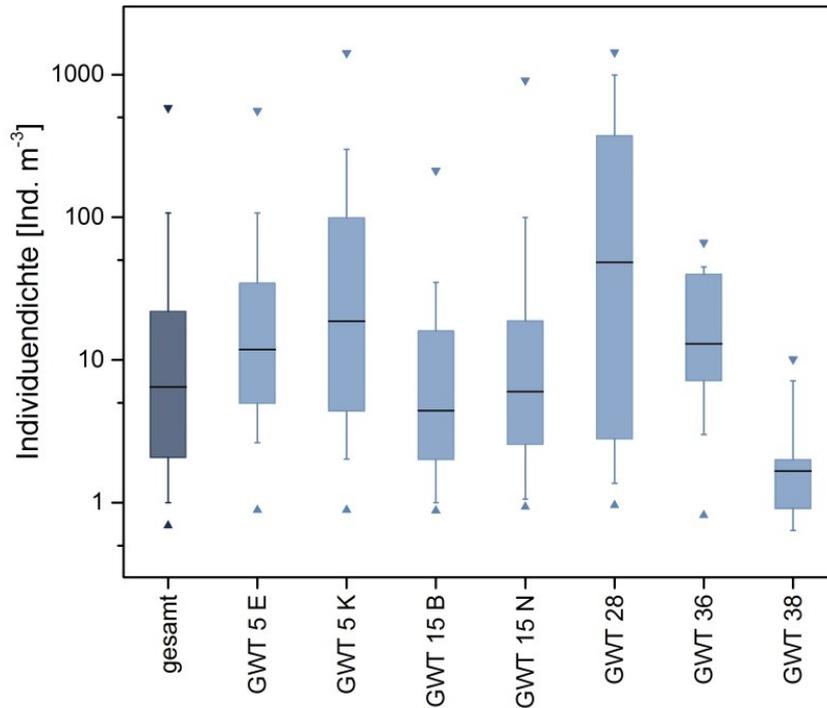


Abbildung 3.21: Individuendichten von Gliederwürmern (*Oligochaeta*) in Trinkwasser-verteilungssystemen. (Boxplots: Box – 25-75-Perzentile; Linie – Median; Whiskerenden – 10-90-Perzentile; Dreiecke – 99- Perzentil; Datengrundlage F2 100+55, Tabelle 2.1)

Bezogen auf einzelne Versorgungssysteme wurden Medianwerte zwischen 2 und 49 Individuen m⁻³ ermittelt (Abbildung 3.21), in fast allen Trinkwassernetzen wurden mindestens an einzelnen Messstellen Besiedelungsdichten von > 100 Individuen m⁻³ registriert.

Weitere, weniger häufig nachgewiesene Tiergruppen der Makroinvertebraten waren Amphipoda (z.B. Brunnenkrebse) und Zuckmücken (Chironomidae).

3.2.1.2 MEIOFAUNA

Unter Meiofauna werden mikroskopisch kleine, bewegliche (mobile), am/im Gewässergrund lebende Tiere zusammengefasst (GIERE, 2009). Formale Größenangaben zu dieser Tiergruppe orientieren sich an den zur Beprobung verwendeten Netzen/Sieben; häufig liegt der Größenbereich zwischen 63, 44 bzw. 31 μm und 500 μm . In dieser Arbeit wird der Begriff Meiofauna für Tiergruppen der Metazoa (Mehrzeller) $< 2 \text{ mm}$ und $> 100 \mu\text{m}$ verwendet. Auf Grund ihrer hohen Nachweiswahrscheinlichkeit waren vor allem Fadenwürmer (Nematoden), Ruderfußkrebse (Copepoden), Blattfußkrebse (Cladocera) und Wassermilben (Hydracarina) in den untersuchten Trinkwasserverteilungssystemen relevant (Abbildung 3.17).

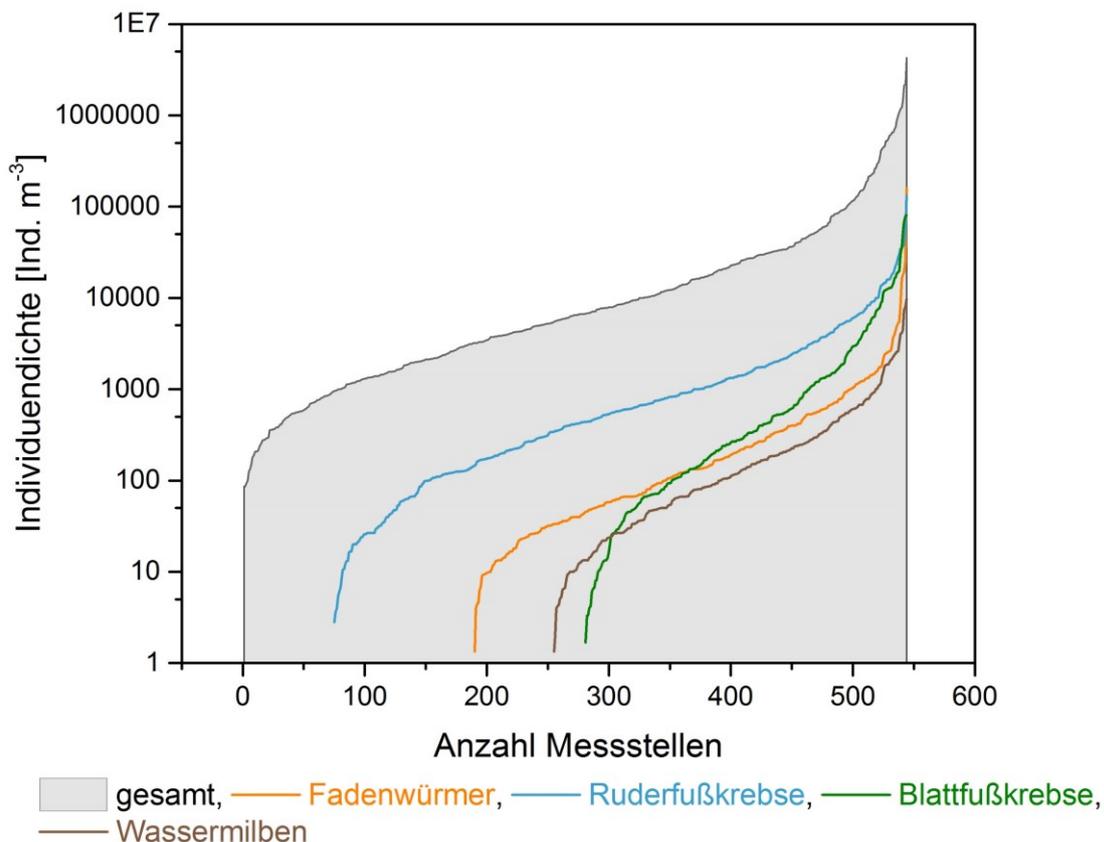


Abbildung 3.22: Kumulierte Häufigkeitsverteilung der Individuendichten ausgewählter Tiergruppen der Meiofauna. (Datengrundlage F2 100+55, Tabelle 2.1)

Im Vergleich zur Dichte der Gesamtbesiedelung mit Invertebraten ist der Anstieg der Verteilungsfunktion für die Tiergruppen Ruderfußkrebse, Fadenwürmer und Wassermilben auf einem niedrigeren Niveau vergleichbar, für Blattfußkrebse hat die Verteilungsfunktion der Individuendichte einen steileren Anstieg (Abbildung 3.22).

Bei den **Fadenwürmern** können große Individuen noch mit bloßem Auge wahrgenommen werden. Mehr als 50 % der in den Trinkwassernetzen registrierten Individuen wiesen aber eine Körpergröße von weniger als 300 μm auf. 96 % der Einzeltiere waren weniger als 1 mm groß waren, maximal wurden 4 mm erreicht. Die Besiedlungsdichte der Nematoden lag durchschnittlich bei 133 Individuen m^{-3} (Median; 25–75-Perzentil: 43–420 Individuen m^{-3} ; Abbildung 3.23). Fadenwürmer wurden nur als Tiergruppe insgesamt erfasst.

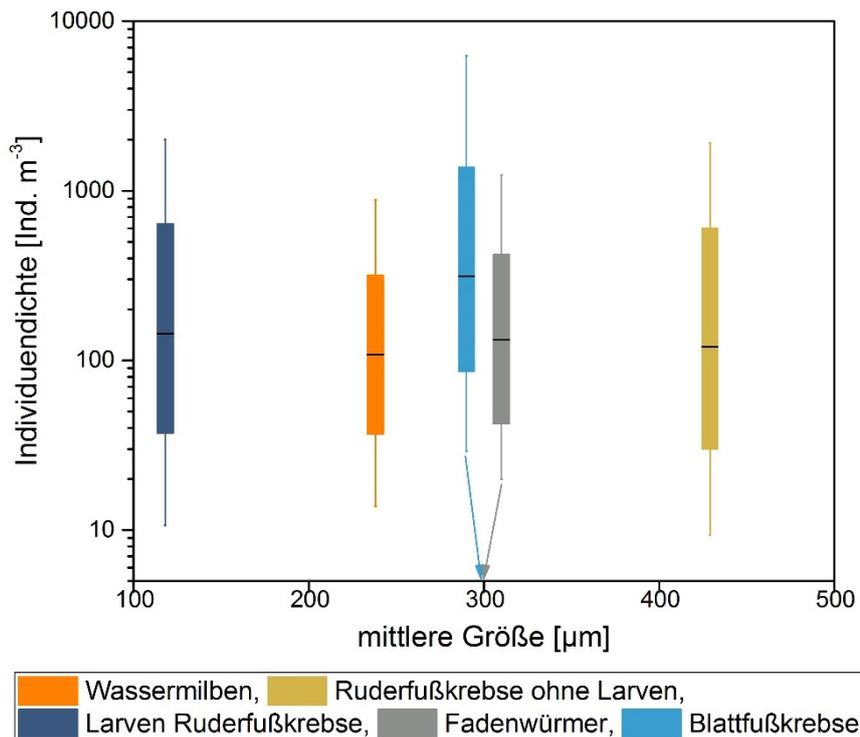


Abbildung 3.23: Individuendichten (Boxplots) ausgewählter Tiergruppen der Meiofauna. (Boxplots: Box – 25-75-Perzentile; Linie – Median; Whiskerenden – 10-90-Perzentile; Datengrundlage F2 100+55, Tabelle 2.1)

Ruderfußkrebse wurden in ca. 80 % aller Proben nachgewiesen; die Tiergruppe kam in allen untersuchten Trinkwassernetzen vor. Die nachgewiesenen Individuen gehörten zu den Ordnungen der Cyclopoida (Hüpfertinge) und Harpacticoida (Rauenhüpfertinge). Häufig nachgewiesene Arten waren *Paracyclops fimbriatus*, *Eucyclops serrulatus* und *Acanthocyclops robustus*⁷ (Cyclopoida) sowie *Nitocra hibernica* (Harpacticoida⁸). Alle Arten sind im Benthos/Litoral stehender und fließender Gewässer weit verbreitet und gehören zu den Arten mit breiter ökologischer Valenz.

Ruderfußkrebse bilden im Verlaufe ihrer Entwicklung verschiedene Larven- und Jugendstadien (Nauplien und Copepodite) aus; entsprechend groß war das Körpergrößenspektrum. Die mittlere Größe (Median) aller Individuen betrug 247 µm; ohne Berücksichtigung der Larvenstadien waren es 429 µm. Cyclopoida waren zwischen 350 und 1200 µm lang, für Harpacticoida wurden Werte zwischen 190 und 990 µm festgestellt (jeweils ohne Nauplien).

Die Besiedlungsdichten der Ruderfußkrebse betragen durchschnittlich 582 Individuen m⁻³ (Median; 25–75-Perzentil: 162–1.750 Individuen m⁻³; Abbildung 3.23).

Die Nachweishäufigkeit von **Blattfußkrebsen** betrug fast 50 % bezogen auf alle Einzelproben und 70 % bei Betrachtung einzelner Versorgungssysteme. Die untersuchten Trinkwassernetze wurden im Wesentlichen von drei Arten besiedelt, *Alona guttata*, *Alona protzi* und *Chydorus sphaericus*. Alle Arten gehören zur Familie der Chydoridae. *Chydorus sphaericus* lebt natürlicherweise sowohl im Plankton als auch

⁷ nur in Trinkwassernetzen mit Oberflächenwasser als Rohwasserquelle

⁸ Harpacticoida wurden i.d.R. nur als Gruppe erfasst

im litoralen Benthos und gehört zu den weit verbreiteten Taxa. *Alona guttata* besiedelt überwiegend die Feinsedimente im Litoral von Seen. Bemerkenswert waren die Nachweise von *Alona protzi*, einer in Deutschland seltenen Art mit Vorkommensschwerpunkt im hyporheischen Interstitial (Kiesbett) in Tiefen zwischen 30 und 60 cm (VAN DAMME, BRANCELJ & DUMONT, 2009). *Alona protzi* wurde fast ausschließlich in Trinkwasserverteilungssystemen nahe der Nord- sowie Ostseeküste nachgewiesen.

Blattfußkrebse waren im Mittel knapp 300 µm groß (Median; 25–75-Perzentile: 250–350 µm). Die mittlere Individuendichte (Median) betrug 310 Individuen m⁻³ (25–75-Perzentile: 90–1.350 Individuen m⁻³; Abbildung 3.23).

Die nur als Tiergruppe erfassten **Süßwassermilben** gehörten alle zur Familie der Halacaridae. Die Arten dieser Familie besiedeln im Süßwasser das Benthos und das Interstitial und/oder leben im Grundwasser (MARTIN, GERECKE & RUMM, 2007). Im Gegensatz zu den oft bunt gefärbten Hydrachnidia besitzen sie kein an flugfähige Insekten gebundenes, parasitäres Larvenstadium und können somit auch unterirdische Lebensräume besiedeln. Derzeit sind sechs mit Grundwasserlebensräumen assoziierte Gattungen der Halacaridae bekannt (MARTIN, GERECKE & RUMM, 2007). Süßwassermilben ernähren sich als einzige Tiergruppe der Lebensgemeinschaft in Trinkwasserverteilungen überwiegend räuberisch (u.a. von Kleinkrebsen, Gliederwürmern), aber auch von frischem Aas oder Eiern (MARTIN, GERECKE & RUMM, 2007; SABATINO et al., 2002).

Halacaridae wurden in mehr als 40 % aller Hydrantenproben registriert und waren in allen untersuchten Trinkwasserverteilungen vorhanden. Die Individuen waren im Mittel 240 µm groß und kamen in Besiedlungsdichten von 109 Individuen m⁻³ (Median; 25–75-Perzentile: 40–310 Individuen m⁻³; Abbildung 3.23) vor.

Weitere, weniger häufig in Trinkwassernetzen registrierte Tiergruppen der Meiofauna waren Bärtierchen (*Tardigrada*), Muschelkrebse (*Ostracoda*), Strudelwürmer (*Turbellaria*) und Bauchhärlinge (*Gastrotricha*) (s.a. Anlage 1).

3.2.1.3 MIKROINVERTEBRATEN

Der Begriff Mikroinvertebraten wird in dieser Arbeit für Einzeller (Protozoa) sowie für Rädertierchen (Rotifera) verwendet.

Rädertierchen wurden in allen Trinkwasserverteilungen und in fast 70 % aller Einzelproben nachgewiesen. Zu den häufig vorkommenden Gattungen gehörten *Lecane (Monostyla)*, *Lecane flexilis Gr.*, *Mytilina* und *Colurella* sowie nicht näher bestimmbare Taxa bdelloider Rädertierchen. Alle Taxa haben eine überwiegend benthische Lebensweise bzw. sind mit Hart- oder Weichsubstraten assoziiert.

Die Rotifera waren zwischen 80 und 120 µm groß. Die Besiedlungsdichten betragen durchschnittlich 150 Individuen m⁻³ (Median; 25–75-Perzentil: 60–500 Ind. m⁻³). Die kumulierte Häufigkeitsverteilung der Individuendichten von Rädertierchen verlief ähnlich der Verteilungsfunktion für alle Wirbellosen auf einem niedrigeren Niveau (Abbildung 3.24).

Schalenamöben (Testacea) waren ubiquitär in Trinkwasserverteilungssystemen verbreitet, ihre Nachweiswahrscheinlichkeit betrug fast 100 %. Sie kamen im Vergleich zu den anderen Gruppen in den höchsten Individuendichten vor. Die Häufigkeitsverteilung der Individuendichte aller Invertebraten wurde primär von den

Testacea bestimmt (Abbildung 3.24). Durchschnittlich betrug die Dichte in den Proben 3.500 Individuen m^{-3} (Median; 25–75-Perzentil: 900–15.500 Individuen m^{-3}).

Die Testacea kamen in vergleichsweise hoher Diversität in Trinkwassernetzen vor, zu den häufig nachgewiesenen Taxa gehören *Arcella sp.*, *Centropyxis aculeata* und *Centropyxis kahli*, *Diffflugia sp.*, *Euglypha sp.* sowie *Cyphoderia ampulla*.

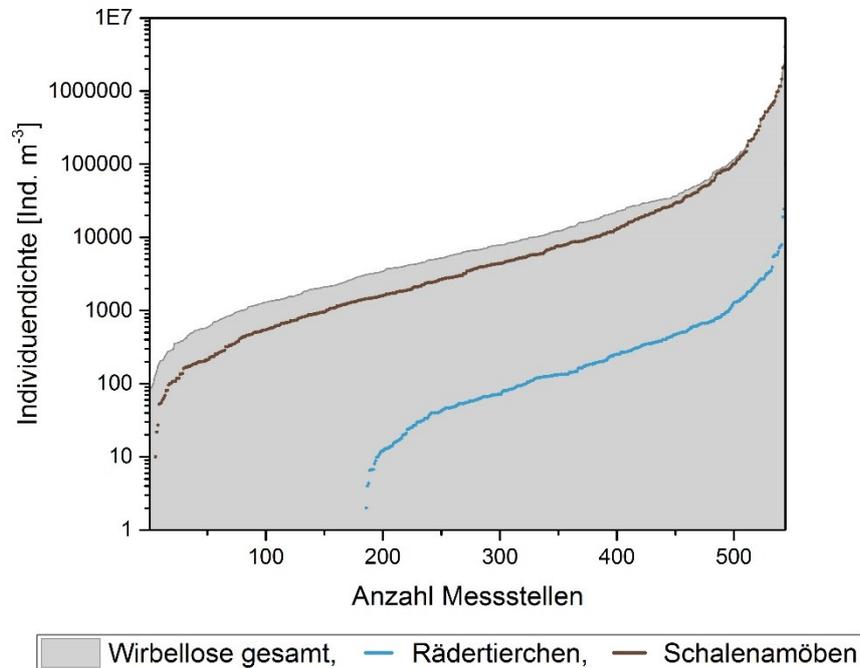


Abbildung 3.24: Kumulierte Häufigkeitsverteilung der Individuendichten von Rädertierchen und Schalenamöben (Datengrundlage F2 100+55, Tabelle 2.1)

3.2.2 QUANTITATIVE KENNGRÖßEN – ABUNDANZEN UND BIOMASSE

Die in den Trinkwasserverteilungssystemen festgestellten **Individuendichten** wirbelloser Tiere umfassten einen großen Wertebereich von weniger als 100 bis zu mehr als 1 Million Tieren pro m^3 Rohrleitungsvolumen. Der für die **Biomasse** ermittelte Wertebereich lag zwischen 0,001 und fast 100 mg m^{-3} (Abbildung 3.25). Die Abbildung zeigt die mit der Methode F2 100+55 erhaltenen Werte für die Individuendichten und die zugehörigen Biomassen (Log_{10} skalierte Daten). Da alle Daten mit der gleichen Methodik gewonnen wurden, veranschaulicht die Abbildung die Variabilität und die Häufigkeitsstruktur der Merkmale Individuendichte und Biomasse in Systemen der Trinkwasserverteilung. Bei linearer Skalierung würden die Häufigkeiten beider Merkmale eine linksschiefe Verteilung zeigen, d.h. es wurden überwiegend geringe Individuendichten/Biomassen detektiert. Dies wird auch an der großen Differenz zwischen Mittelwert und Median deutlich. Während die durchschnittliche Dichte (Mittelwert) 70.269 Individuen m^{-3} betrug, waren in 50 % der Proben weniger als 4.723 Individuen m^{-3} (Median) vorhanden. Für die Biomasse betrug der Mittelwert 7,2 mg m^{-3} und der Median 0,98 mg m^{-3} .

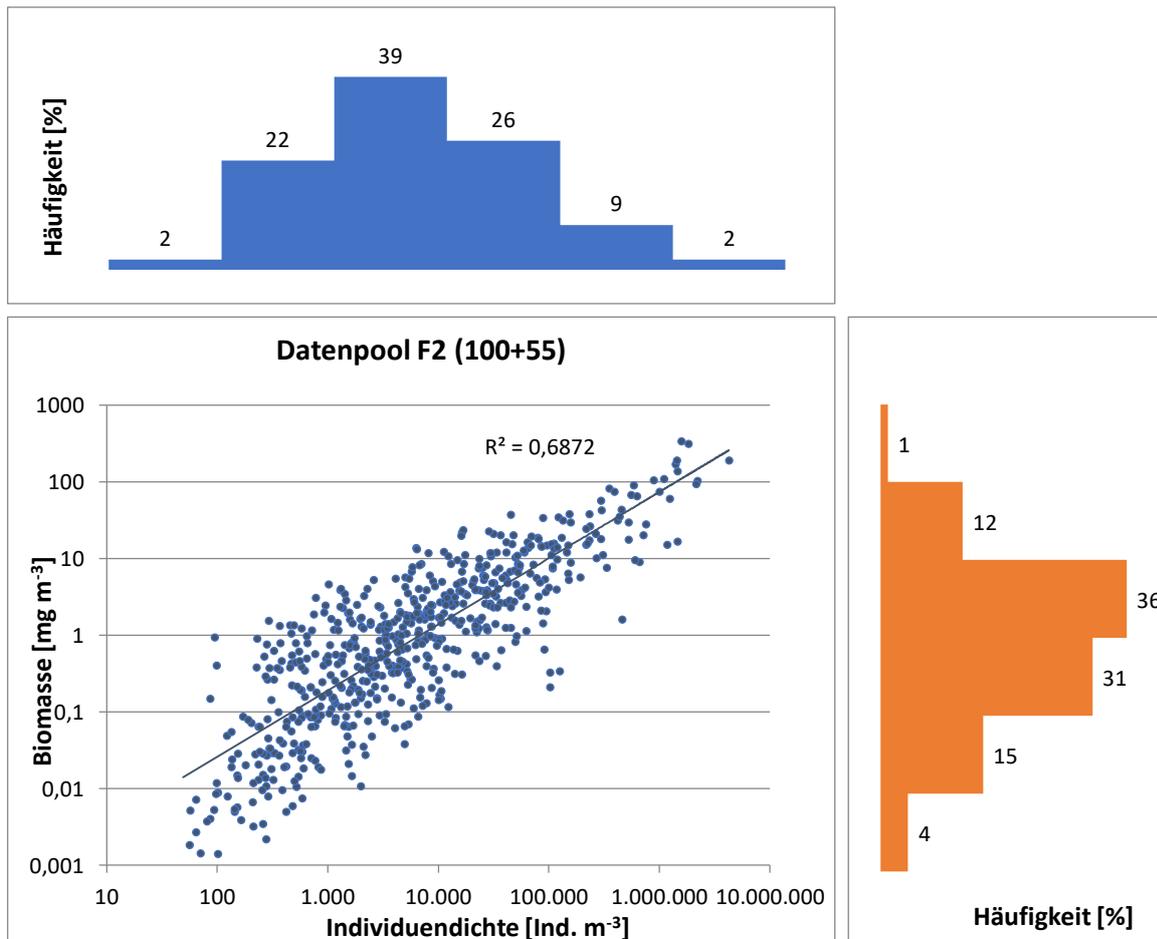


Abbildung 3.25: Korrelation von Individuendichte und Biomasse der mit dem Probenahme-system F2 (100+55) gewonnenen Daten. (n=630, p=0,05)

Die logarithmierten Daten von Individuendichte und Biomasse zeigten eine signifikant positive Korrelation (Maßkorrelationskoeffizient nach Pearson $R^2=0,69$). Dieser enge Zusammenhang konnte nicht erwartet werden, da sich die Tiergemeinschaften aus Taxa unterschiedlicher Größe zusammensetzten und vor allem kleine Arten in sehr hohen Individuendichten vorkamen. Die Korrelation weist auf eine strukturierte Lebensgemeinschaft mit komplexen Beziehungen/Interaktionen sowohl zwischen den Arten/Individuen als auch zwischen der Biozönose und den (Nahrungs)ressourcen hin. Eine Erhöhung der Nahrungsressourcen förderte mit hoher Wahrscheinlichkeit die Vermehrung *aller* nachgewiesenen Taxa (s.a. Kapitel 3.2.4).

Die Invertebraten-Gesellschaften verschiedener Versorgungssysteme waren sehr unterschiedlich ausgeprägt. Die Medianwerte der Dichten aller mit F2 100+55 untersuchten Versorgungssysteme betragen zwischen 600 und 58.500 Individuen m⁻³, für die Biomasse wurden Werte zwischen 0,07 und 63 mg m⁻³ ermittelt. Auch die Variabilität der Daten innerhalb eines Versorgungssystems konnte mehrere Zehnerpotenzen betragen (Abbildung 3.26).

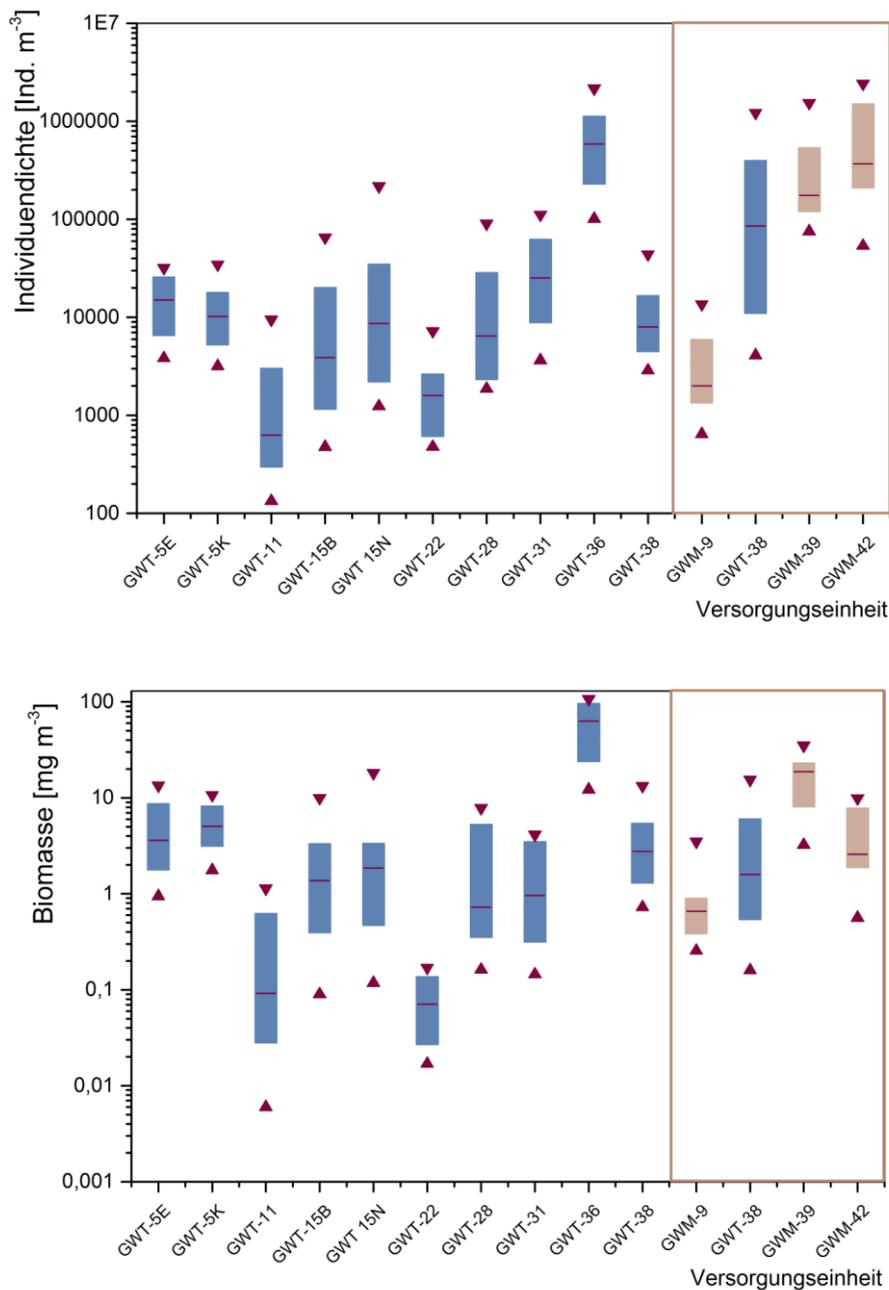


Abbildung 3.26: Individuendichte (oben) und Biomasse (unten) wirbelloser Tiere in Trinkwasserverteilungen. Legende: Box – 25–75-Perzentil; Linie in der Box – Median; Dreiecke oberhalb und unterhalb der Box – 10 bzw. 90 Perzentil; blau – Norddeutsches Tiefland, Grundwasser aus Lockergestein; hellbraun – Mittelgebirge, Grundwasser aus Karst-, Kluftgestein; Methode F2 100+55; brauner Rahmen – Methode F1 100+25

Die Spannweite der dargestellten Daten veranschaulicht die enorme Variabilität der Trinkwasserbiozöosen, zeigt aber auch die Problematik einer Interpretation von auf der Basis unterschiedlicher Probenahmemethoden entstandener Daten. Der im Rahmen der Untersuchungen im Versorgungsgebiet GWT-38 erfolgte Wechsel der Probenahmetechnik war in diesen Untersuchungsergebnissen deutlich erkennbar: Die 2011 mit der Methode F2 100+55 gemessenen Individuendichten lagen deutlich unter den Ergebnissen der in den Folgejahren mit Methode F1 100+25 durchgeführten Untersuchungen (Abbildung 3.26). Neben den Bedingungen im Rohrleitungssystem selbst

waren somit die Technik der Probeentnahme und die Methodik der Probenbearbeitung ausschlaggebend für die Messergebnisse. Mit feiner werdenden Filtern erhöhte sich die nachweisbare Besiedelungsdichte. Die Medianwerte der Besiedelungsdichten bei Filtration mit 100 μm , 100+55 μm bzw. 100+25 μm betragen 340, 6.500 bzw. 100.300 Individuen m^{-3} (Abbildung 3.27, MICHELS, GUNKEL & SCHEIDELER, 2016). CHRISTENSEN et al. (2011) verwendeten Filter mit 500 μm Maschenweite und detektierten entsprechend geringe Individuendichten (Abbildung 3.27 links, schwarze Rauten). Die Ergebnisse der Datengrundlage „64“ waren deutlich niedriger in Vergleich zu allen anderen Methoden, der Median der Besiedelungsdichte lag hier bei 153 Ind. m^{-3} . Für die Erhebung dieser Daten wurde ein Planktonnetz mit 64 μm Maschenweite verwendet und bei der Probeentnahme (Filtration von 10 m^3) sowie bei der Auswertung wurde anders vorgegangen (die mikroskopische Analyse erfolgte komplett unter einem Stereomikroskop, Rädertierchen und Schalenamöben blieben unberücksichtigt). Ein Vergleich mit anderen Daten war somit nicht möglich.

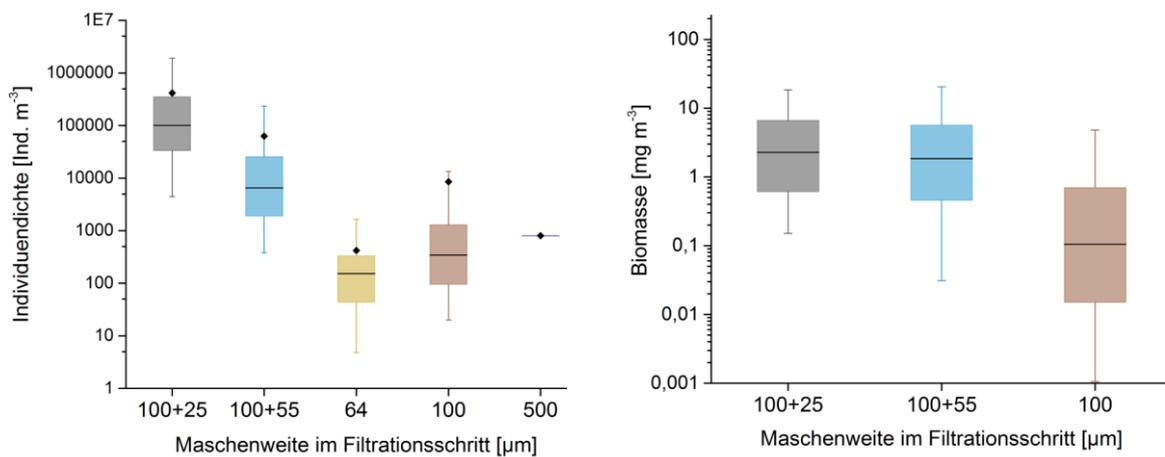


Abbildung 3.27: Individuendichten und Biomassen wirbelloser Tiere in Rohrleitungsabschnitten in Abhängigkeit von der Probenahmemethode. Legende: Box – 25-75-Perzentil; Whisker – 5-95-Perzentil; schwarze Linie – Median; schwarze Rauten – Mittelwert; 100+25, 100+55 s. Tabelle 2.1; 64 – Filtration über ein Planktonnetz mit einer Maschenweite von 64 μm (Daten SCHÖNTHAL, unveröff.); 500 – Filtration über 500 μm , Daten aus CHRISTENSEN et al. (2011)

Deutliche Unterschiede ergeben sich auch beim Vergleich der ermittelten Biomassen, die Medianwerte betragen bei Verwendung der Maschenweiten von 100 μm , 100+55 μm und 100+25 μm jeweils 0,1, 1,8 und 3 mg m^{-3} (Abbildung 3.27). Größere Maschenweiten selektieren die spezifisch schwereren Organismen, so dass die Biomassedifferenzen zwischen den Verfahren nicht so hoch ausfallen.

3.2.3 ZEITLICHE UND RÄUMLICHE VERTEILUNG DER BIOZÖNOSE

3.2.3.1 SAISONALITÄT

Für die weitere Charakterisierung der Struktur und Entwicklung der Invertebraten-Gemeinschaft in Trinkwasserverteilungssystemen wurden die Daten hinsichtlich ihrer zeitlichen/saisonalen Entwicklungsmuster ausgewertet. Dabei sollten zunächst die (zeitlich regelmäßige) Ausbildung von Entwicklungspeaks und/oder Trends quantitativer Merkmale der Lebensgemeinschaft im Jahresverlauf auf der Grundlage aller Hydrantenuntersuchungen analysiert werden (F2 100+55, n=759, s.a. Kapitel 2.1). Abbildung 3.28 zeigt die mittleren Besiedelungsdichten (Median) einzelner Tiergruppen im Jahresverlauf im Vergleich zur mittleren Besiedelungsdichte und den 10- sowie 90-Perzentilen für die Lebensgemeinschaft insgesamt.

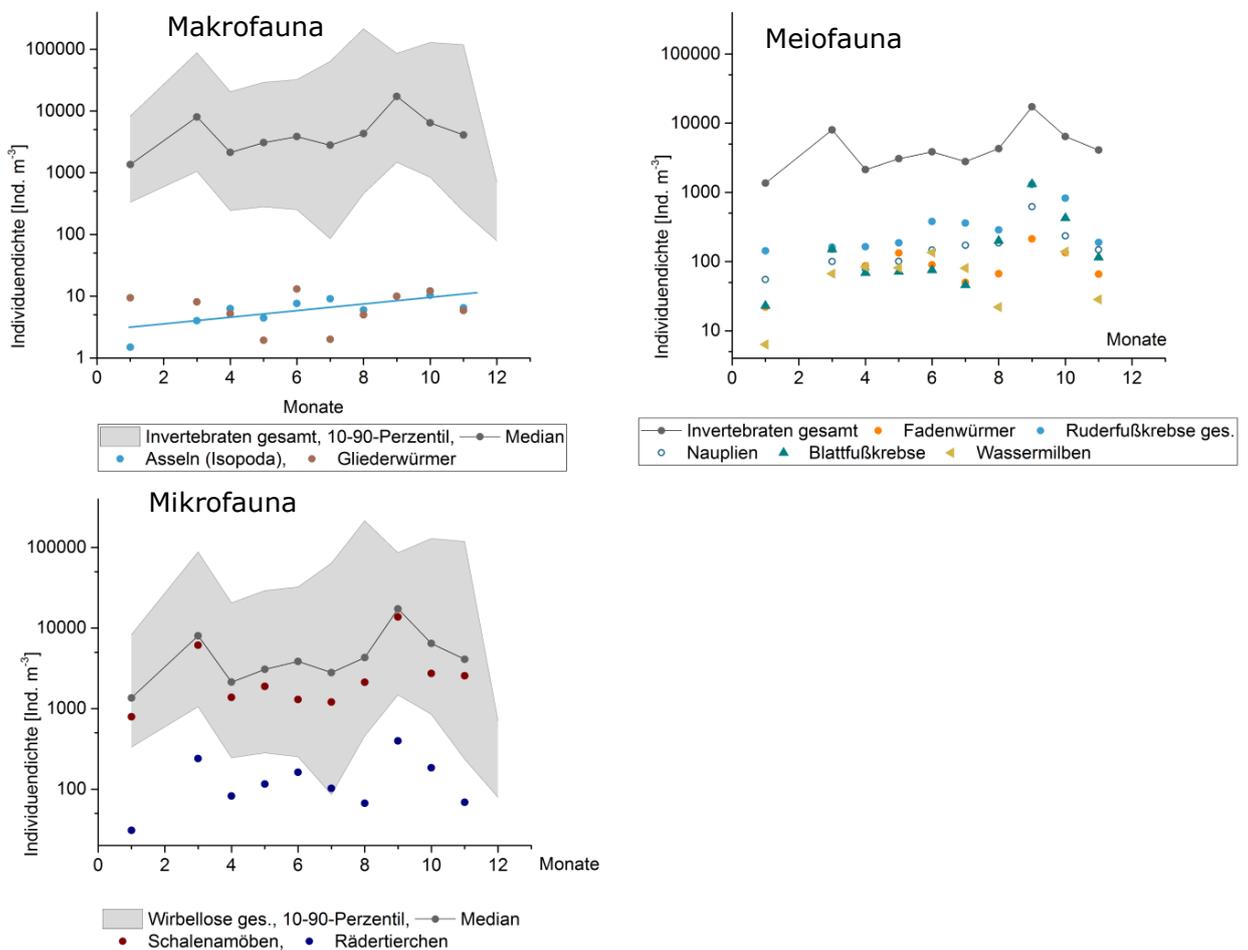


Abbildung 3.28: Saisonale Entwicklung der Individuendichte wirbelloser Tiere in Trinkwasserverteilungssystemen auf der Basis von Hydrantenuntersuchungen. (F2 100+55, n=759). Oben links – Makroinvertebraten, oben rechts – Meiofauna, unten links – Mikroinvertebraten. Legende: Icons – Medianwerte, graue Fläche -10-90-Perzentil

Die Auswertungen ergaben für die **Makro- und Meiofauna** tendenziell einen Anstieg der Abundanz zum Jahresende (bis September bzw. Oktober). Dieser jahreszeitliche Verlauf ließ sich mit statistischen Tests (Korrelation der monatlichen Medianwerte im zeitlichen Verlauf) nicht bzw. nur teilweise absichern. Getestet wurde darüber hinaus die Ähnlichkeit der zeitlich „benachbarten“ monatlich gruppierten Da-

tensätze mit einem parameterfreien Testverfahren⁹ (H-Test, für einzelne Testergebnisse s.a. Anlage 3.) Die Entwicklung der Besiedelungsdichte im Jahresverlauf (monatliche Medianwerte) konnte nur für die Wasserasseln statistisch gesichert und in Form einer Regressionsgeraden dargestellt werden (Abbildung 3.28, Gerade in Abbildung oben links):

Formel 3-1: Korrelation der monatlichen Medianwerte im zeitlichen Verlauf. Y – Besiedelungsdichte [Ind. m⁻³], X – Monate; r²= 0,59; p= 0,005

$$Y = 2,29 + 0,67 * X$$

Für die Lebensgemeinschaft insgesamt und für die Tiergruppen der **Mikro-invertebraten** gab es tendenziell zwei Entwicklungspeaks (März und September). Die statistischen Tests (H-Test) zeigten signifikante Unterschiede jedoch nur zwischen den Datenreihen der Lebensgemeinschaft insgesamt für die Monate Januar bis April und für November. Die für die Auswertung zur Verfügung stehende Datengrundlage war sehr heterogen, insbesondere standen nicht aus allen Versorgungssystemen Daten für alle Monate zur Verfügung. Die Daten für Monate mit geringer Datengrundlage stammten z. T. von einzelnen bis wenigen Versorgungssystemen.

Im nächsten Schritt wurde untersucht, ob sich für konkrete Versorgungsgebiete saisonale Muster der Wirbelosengemeinschaften darstellen ließen. Grundlage der Auswertungen waren langjährige Datenreihen (14-tägige und/oder monatliche Untersuchungen) von Partikelfiltern aus verschiedenen Versorgungsgebieten (hier: GWT-5Lin, GWT-26Frei und GWT-26Hen).

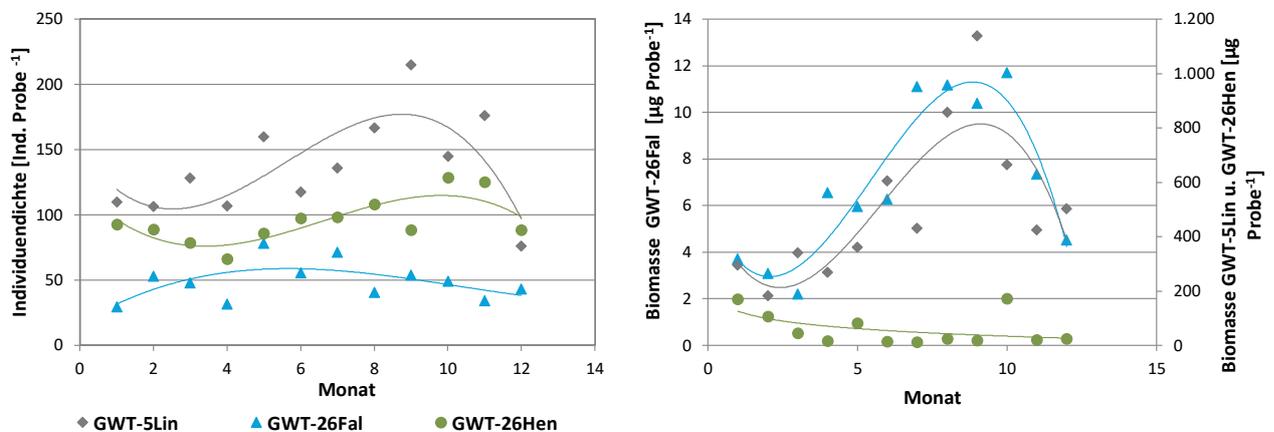


Abbildung 3.29: Saisonale Entwicklung der Individuendichte (links) und Biomasse (rechts) wirbelloser Tiere in Trinkwasserverteilungssystemen auf der Basis von Partikelfilteruntersuchungen. (Datengrundlage und Regressionsgleichungen s. Anlage 3)

Einige Partikelfilteranalysen (GWT-5Lin und GWT-26Fal) zeigten tendenziell einen Anstieg der Individuendichte und der Biomasse (Median der Monatswerte) bis zum Oktober mit einem anschließenden Abfall bis zum Jahresende und folgten damit dem bei Hydrantenuntersuchungen festgestellten jahreszeitlichen Verlauf (Abbildung 3.29). Ein solcher Trend war jedoch nicht für alle Partikelfilterstandorte nachweisbar (z.B.: GWT-26Hen). Die für GWT-5Lin und GWT-26Fal deutliche Zunahme der Invertebraten-Biomasse im Herbst war auf vermehrte Nachweise von Wasserasseln in

⁹ Die Monate Februar und Dezember konnten nicht in die statistischen Tests einbezogen werden, da die Anzahl der Daten hierfür zu gering war (n<10).

diesem Zeitraum (2. Vermehrungsphase) zurückzuführen. In GWT-26Hen wurden nur selten Makroinvertebraten registriert.

Abbildung 3.30 zeigt den jahreszeitlichen Verlauf der Individuendichte sowie Biomasse in den Jahren 2012 und 2013 (dargestellt als gleitende Mittelwerte) im Partikelfilter GWT-5Lin. Während sich in 2012 der oben beschriebene Verlauf in Form eines Entwicklungsmaximums im September/Oktober gut nachvollziehen ließ, wurden im Sommer 2013 mehrere kleinere Peaks registriert.

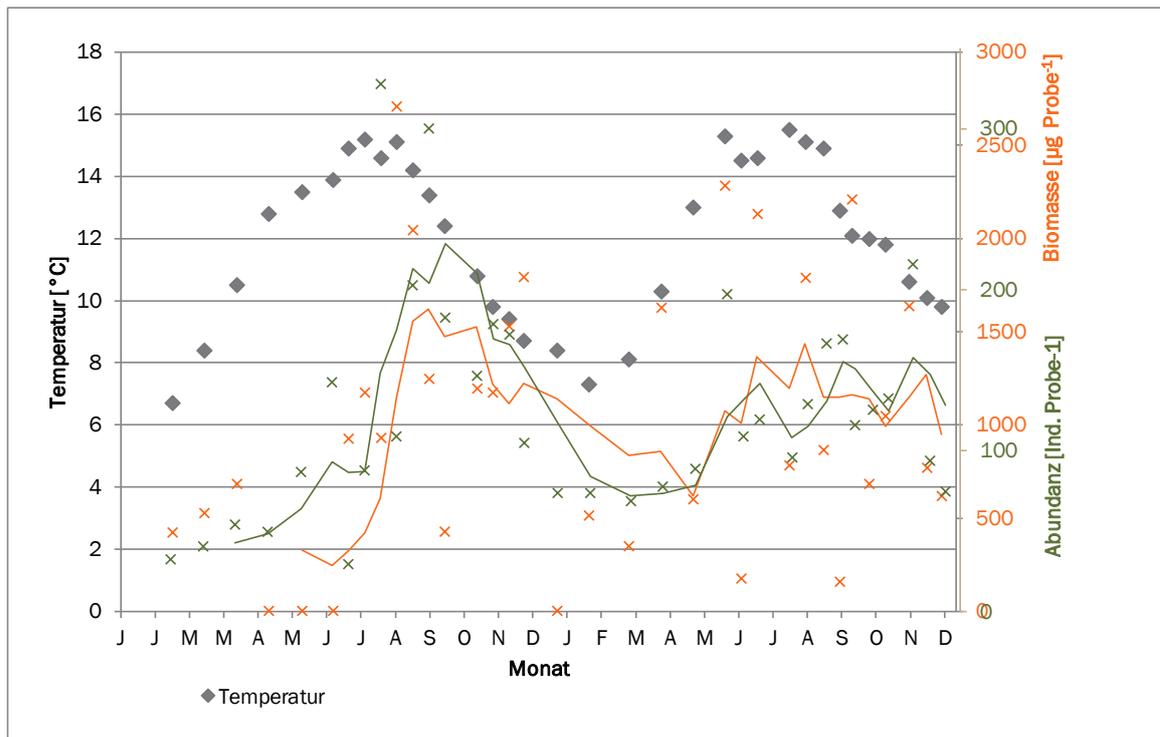


Abbildung 3.30: Saisonale Entwicklung von Individuendichte und Biomasse wirbelloser Tiere im Partikelfilter GWT-5Lin im Zeitraum 2012 und 2013 (farbige Linien - gleitende Mittel nach $y = (x_1 + 2 \cdot x_2 + x_3) / 4$)

Auf Grund ihrer Bedeutung für die Trinkwasserqualität wurde die saisonale Entwicklung von **Wasserasseln** differenziert untersucht. Die Besiedlungsdichte von *Asellus aquaticus* unterliegt am natürlichen Standort saisonalen Schwankungen, die vom Zeitraum der Reproduktionsphasen und dem Reproduktionserfolg bestimmt werden. In Mitteleuropa finden i. d. R. zwei Reproduktionszyklen (Frühjahrs- und Herbstgeneration) statt (ADCOCK, 1979; CHAMBERS, 1977; ØKLAND, 1978). Zur Reproduktion von Wasserasseln in Trinkwassernetzen gibt es noch keine systematischen Untersuchungen. Die Analyse der Vermehrungszyklen ist in diesen Systemen von großer Bedeutung, da Wasserasseln hier keine natürlichen Feinde haben und die Individuendichte somit maßgeblich von der Zahl möglicher Reproduktionszyklen und dem Vermehrungserfolg abhängt. Die hier vorgenommenen Auswertungen basieren auf 504 Hydrantenuntersuchungen (Einzelproben, in denen Wasserasseln nachgewiesen wurden; Methode F2 100+55 und F1 100+25) im Zeitraum 2002–2015 (Tabelle 3.1).

Tabelle 3.1: Datengrundlage der Populationsanalyse von Wasserasseln in Trinkwasserverteilungssystemen

Monat	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Anzahl ausgewerteter Proben	12	0	37	34	41	45	49	41	20	79	91	58
Anzahl Wasserasseln	58		1421	212	1317	740	1348	737	393	2416	2706	1447

Die Körpergröße der in Trinkwassernetzen registrierten Wasserasseln betrug zwischen 1 und 11 mm, damit waren die Individuen im Vergleich zu Populationen im natürlichen Lebensraum durchschnittlich etwas kleiner (WESENBERG-LUND, 1939). Die (1–3 mm großen) Jungtiere werden ab einer Körpergröße von ca. 4 mm geschlechtsreif. Die Weibchen entwickeln dann einen Brutraum für die befruchteten Eier. Die Embryonen verbleiben bis zu einer Größe von ca. 1 mm im Brutraum und verlassen diesen als voll entwickelte Individuen.

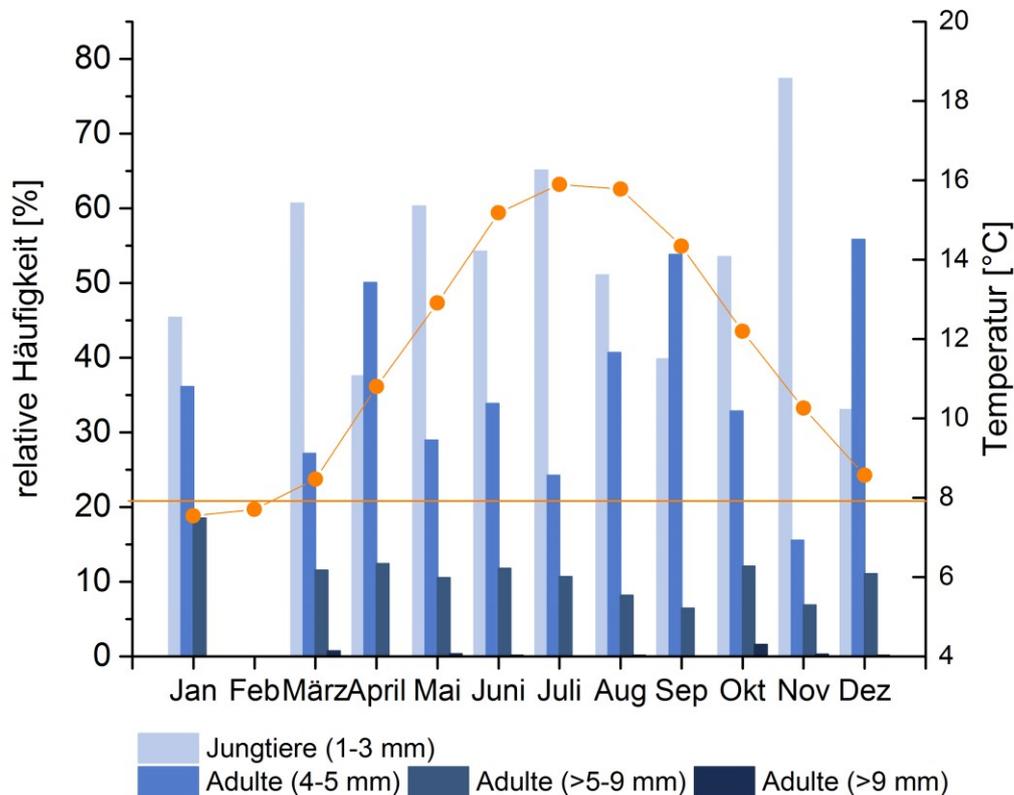


Abbildung 3.31: Relative Häufigkeiten einzelner Größenklassen von *Asellus aquaticus* im saisonalen Kontext. Punkt-Linien-Diagramm: durchschnittliche Wassertemperatur; gelbe Linie – Mindesttemperatur zur Fortpflanzung (nach ØKLAND, 1978)

Abbildung 3.31 verdeutlicht die Entwicklung von *Asellus aquaticus* im Jahresverlauf: Während in den Zeiträumen März, Mai bis Juli und Oktober/November Jungtiere in der Population dominierten, hatten im April, August/September sowie Dezember/Januar die adulten Tiere die höchsten Anteile an der Besiedlungsdichte. Der Wechsel zwischen Adult- und Juvenil-Stadien vollzog sich dreimal im Jahresverlauf: Die im Dezember/Januar geschlechtsreifen Weibchen reproduzierten sich im

Januar/März, im April geschlechtsreif gewordene Weibchen vermehrten sich im Zeitraum Mai bis Juli. Die im (Februar)/März geborenen Tiere entwickelten sich auf Grund der niedrigeren Temperaturen langsamer und erreichten ihre Geschlechtsreife im Vergleich zur Sommer- und Herbstgeneration nicht zeitgleich, so dass sich die Vermehrungsphase über einen längeren Zeitraum erstreckte. Die aus dieser Generation heranwachsenden Tiere erlangten im Zeitraum August/September ihre Geschlechtsreife und brachten zumeist im Oktober/November ihre Jungen zur Welt.

Der Rückgang des Anteils an Jungtieren bei gleichzeitiger Zunahme geschlechtsreifer Tiere im Dezember und die von Jungtieren geprägte Population im Januar und März **belegen die hohe Wahrscheinlichkeit eines dritten Vermehrungszyklus in Rohrleitungssystemen**. Diese These wird durch eine differenzierte Betrachtung verschiedener Entwicklungsstadien weiblicher Tiere und deren relative Anteile gestützt (Abbildung 3.32). Hohe Anteile geschlechtsreifer und trächtiger Weibchen wurden in den Zeiträumen Mai–Juli und Oktober–November sowie im Januar detektiert.

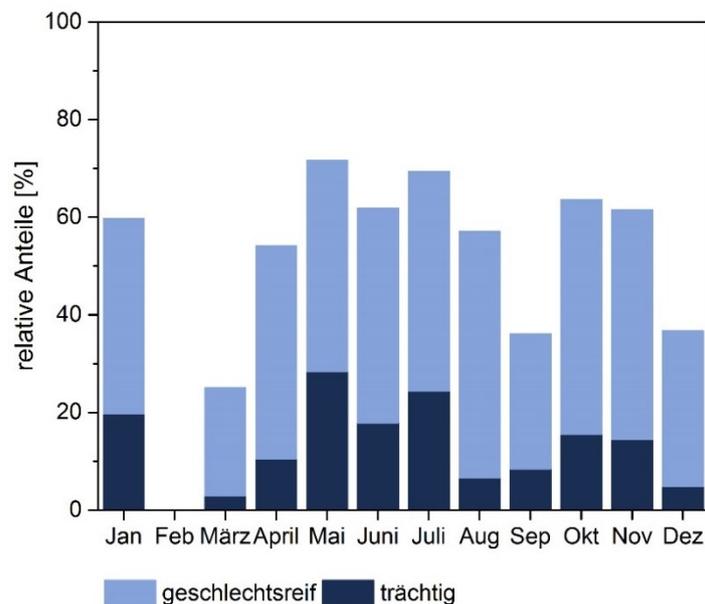


Abbildung 3.32: Entwicklungsstadien weiblicher Tiere von *Asellus aquaticus* (prozentualer Anteil an der Individuendichte weiblicher Tiere) im saisonalen Kontext.

Die Entwicklung der Population in den Wintermonaten konnte allerdings nicht zweifelsfrei belegt werden, da insbesondere für die Monate Januar und Februar nur wenige Daten zur Verfügung standen.

Eine dritte Vermehrungsphase von Wasserasseln in Trinkwasserverteilungen ist mit hoher Wahrscheinlichkeit bereits die Regel und nicht die Ausnahme.

Günstig für die Vermehrung von Wasserasseln sind milde Winter und/oder Rohrnetzbereiche mit vergleichsweise hohen Wassertemperaturen im Zeitraum Januar–März. Angesichts langfristig steigender Bodentemperaturen und den damit verbundenen höheren Temperaturen im Rohrleitungssystem finden Wasserasseln zunehmend günstige Entwicklungsbedingungen vor (Abbildung 3.33).

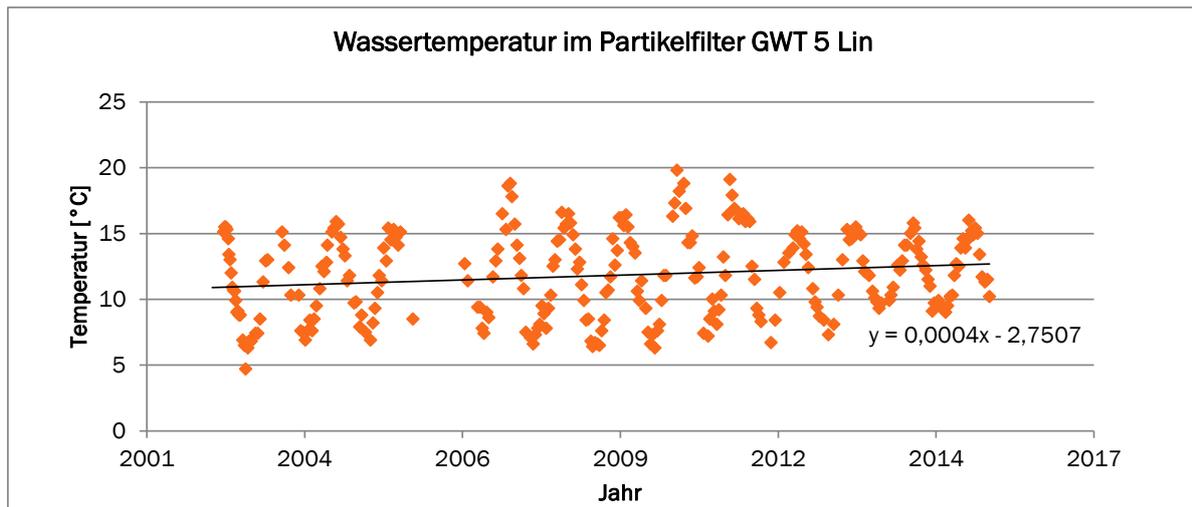


Abbildung 3.33: Wassertemperatur im Partikelfilter GWT-5Lin.

Dieser Trend der Temperaturentwicklung zeigte sich auch in den untersuchten Trinkwassernetzen. Im Partikelfilter GWT-5Lin betrug der Temperaturanstieg im Zeitraum von zehn Jahren (2004–2014) 1,4 °C (Jahresmittelwerte). Die für eine Entwicklung von Eiern und Embryonen erforderliche Mindesttemperatur von 7/8 °C (ØKLAND, 1978) wurde 2013 und 2014 in den Wintermonaten dauerhaft überschritten.

3.2.3.2 RÄUMLICHE VERTEILUNG

Individuendichten und Biomassen wirbelloser Tiere variierten innerhalb eines Verteilungssystems meist erheblich, ohne ein deutlich erkennbares „strukturierendes Element“. Abbildung 3.34 zeigt die Besiedlungsdichte von Makroinvertebraten (hier: *Asellus aquaticus*) im Verteilungssystem GWT-15B im September 2011. Das Leitungssystem befand sich zum Zeitraum der Untersuchungen in einem (z.B. durch regelmäßige Spülungen) unbeeinflussten Zustand. Im Rahmen der Untersuchungen wurden 0–84 Individuen m^{-3} (Median 11 Individuen m^{-3}) Rohrleitungsinhalt festgestellt. Die Varianz der Individuendichte für die anderen Invertebraten und deren Biomassen war ähnlich hoch (270–600.000 Individuen m^{-3} bzw. 0,04–16,2 $\mu g m^{-3}$).



Abbildung 3.34: Räumliche Verteilung von Makroinvertebraten (hier *Asellus aquaticus*) in GWT-15B im September 2011.

In natürlichen Lebensgemeinschaften des Makro- und Mikrobenthos werden großräumige Verteilungsmuster (Entfernungen im Meter- bis Kilometerbereich) vor allem von physikalischen (z.B. Fließgeschwindigkeit) und/oder chemischen Faktoren (z. B. Ablagerungen) bestimmt (GIERE, 2009). Wie Untersuchungen in GWT-15B zeigten, existierten für die Fließgeschwindigkeiten sowie für die Menge/Qualität vorhandener Ablagerungen Gradienten entlang des Fließweges vom Wasserwerk bis zu den Endverbrauchern. Auf der Grundlage von Analysen in sechs Trinkwassernetzen (GWT-5E und GET-5K; GWT-15B und GWT-15N; GWT-28 und GWT-36) wurde untersucht (n=213; Hydrantenuntersuchungen mit F2 100+55), ob die Besiedelungsdichte/Biomasse wirbelloser Tiere ähnliche Verteilungsmuster ergab.

Die Analyseergebnisse umfassten Wertebereiche von 300–4.200.000 Individuen m^{-3} (Abbildung 3.35) bzw. 0,01–190 mg^{-3} (Biomasse, nicht dargestellt), die Messpunkte waren 100–13.500 m vom Wasserwerk entfernt (Abbildung 3.35).

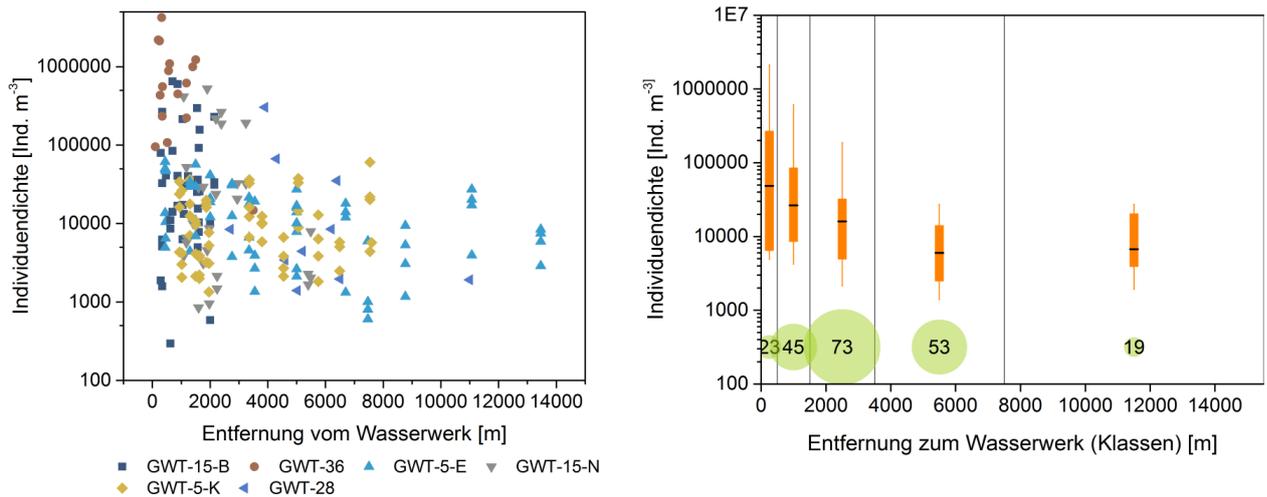


Abbildung 3.35: Besiedlungsdichten von Invertebraten in Trinkwassernetzen in Abhängigkeit von der Entfernung der Messstelle zum Wasserwerk. Links - Einzelwerte, rechts - Boxplots mit Median und 10 bzw. 90-Perzentilen (Whiskerenden). Grüne Kreise: Anzahl der Datensätze je Entfernungsklasse

Die durch die Darstellung von Einzelwerten angedeutete Tendenz einer höheren Besiedlungsdichte wirbelloser Tiere in Wasserwerksnähe (Abbildung 3.35, links) wird durch Aggregation der Daten in Entfernungsklassen deutlicher: Trotz unterschiedlicher Rohwassersituationen und Netzcharakteristika nahm sowohl die Individuendichte als auch die Biomasse (nicht dargestellt) von Invertebraten mit zunehmender Entfernung vom Wasserwerk ab (Abbildung 3.35, rechts).

Strukturierende Faktoren

Als direkt strukturierende Faktoren kommen neben der Verfügbarkeit von Nahrung in den verschiedenen Netzbereichen auch die Wassertemperatur, die Fließgeschwindigkeit des Wassers und das Material der Rohrleitungen in Betracht. Über Korrelationsanalysen wurde ein möglicher Zusammenhang zwischen der quantitativen Ausprägung der Invertebraten-Gemeinschaft und verschiedenen Faktoren untersucht. Wie in Kapitel 3.1.2 dargestellt, erfolgt die Ablagerung von Partikeln primär in den wasserwerksnahen Bereichen eines Verteilungssystems. Da das POM eine wesentliche Nahrungsquelle für Invertebraten darstellt, ist eine höhere Invertebraten-Individuendichte in diesen Bereichen wahrscheinlich. Abbildung 3.36 zeigt die Werte für **feinpartikuläre Ablagerungen (FA)** in Beziehung zur Anzahl wirbelloser Tiere am Messpunkt (n=213; die Datensätze entsprechen denen in Abbildung 3.35).

Die im Log_{10} -skalierten Diagramm positionierten Datensätze zeigten eine tendenzielle Zunahme der Individuendichten (AB) mit steigenden Volumina feinpartikulärer Ablagerungen (FA) (Formel 3-2):

Formel 3-2: Korrelation der Individuendichte mit der Menge feinpartikulärer Ablagerungen.

$$\text{Log}_{10}(\text{AB}) = 3,613 + 0,459 * \text{Log}_{10}(\text{FA})$$

Ein ähnlicher Zusammenhang existierte auch zwischen FA und der Biomasse wirbelloser Tiere. Der statistische Zusammenhang der Daten war in beiden Fällen erwartungsgemäß schwach. Der Korrelationskoeffizient nach Pearson betrug (nach Log_{10} -Transformation aller Daten) $R^2=0,44$ ($p=0,05$) für den Zusammenhang

zwischen FA und der Individuendichte sowie $R^2=0,30$ ($p=0,05$) für den Zusammenhang FA und Biomasse. Auch die Korrelationsmatrix standardisierter Daten (z-Transformation) ergab nur schwache Zusammenhänge mit Korrelationskoeffizienten zwischen $R^2=0,3$ und $R^2=0,4$ (Anlage 3).

Die Ausprägung der Invertebraten-Gesellschaft hing offensichtlich nicht von einem (Haupt-)Faktor ab, sondern war das Resultat verschiedener Prozesse bzw. Einflussfaktoren. Mit Hilfe multivariater statistischer Verfahren sollten daher die in den Daten vorhandenen Informationen auf wesentliche Zusammenhänge reduziert und visualisiert werden. Mittel der Wahl waren Ordinationsverfahren, die die Ähnlichkeit von Aufnahmewerten (hier Messstellen bzw. Messungen) beschreiben und vorhandene Gradienten in Koordinatensystemen visualisieren können.

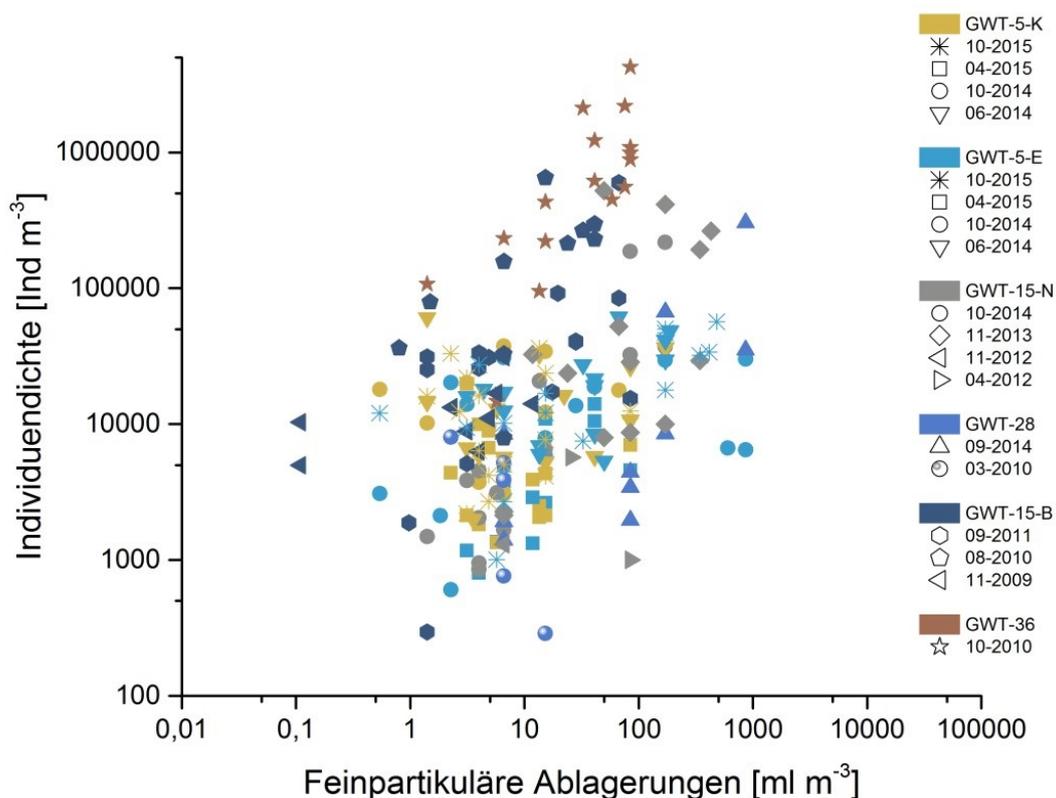


Abbildung 3.36: Feinpartikuläre Ablagerungen in Beziehung zur Abundanz wirbelloser Tiere. (Datengrundlage Tabelle 2.1)

Eine **Hauptkomponentenanalyse** sollte für die in Abbildung 3.36 dargestellten Datensätze die wichtigsten Gradienten/Zusammenhänge extrahieren. Folgende Parameter gingen in die Analyse mit ein:

- Individuendichte (Ind) und Biomasse (BM) insgesamt,
- Sedimentationsvolumen (SV),
- das Volumen feinpartikulärer Ablagerungen (FA),
- die Entfernung zum Wasserwerk (Entf WW)
- die Wassertemperatur (T).

Danach konnte die Varianz in den Daten über sechs Faktoren (F1–F6) beschrieben werden; über F1 und F2 wurde insgesamt 64 %, über F1, F2 und F3 80 % der Vari-

anz erklärt (Abbildung 3.37, rechts). Faktor 1 (Achse F1) korrelierte sowohl mit dem Volumen abgelagerter Partikel ($R^2=0,78$ (FA) und $R^2=0,77$ (SV)) als auch mit quantitativen Merkmalen (Individuendichte/Biomasse) der Lebensgemeinschaft. Die Auswertungen zeigen weiterhin, dass beide Datenpaare (FA und SV) redundante Informationen enthielten, das Volumen partikulärer Ablagerungen wurde über eine der beiden Variablen ausreichend beschrieben. Die Temperatur korrelierte primär mit F2, die „Entfernung zum Wasserwerk“ mit F2 und F4. Aus der Analyse ergab sich folgende Reihung der Einflussfaktoren für das räumliche Vorkommen von Invertebraten in Trinkwasserverteilungssystemen:

Feinpartikuläre Ablagerungen/Sedimentationsvolumen

>> **Temperatur**

> **Entfernung zum Wasserwerk**

Die Anordnung der Aufnahmewerte (Messungen) im Koordinatensystem F1 und F2 zeigt darüber hinaus Unterschiede in der Ausprägung der Gradienten zwischen einzelnen Versorgungssystemen: Während die Aufnahmewerte aus GWT-5E sich über den gesamten Bereich der Achse F1 erstreckten, waren die Aufnahmewerte von GWT-15B auf einen Bereich zwischen -2,5 und 0,5 der Achse F1 begrenzt.

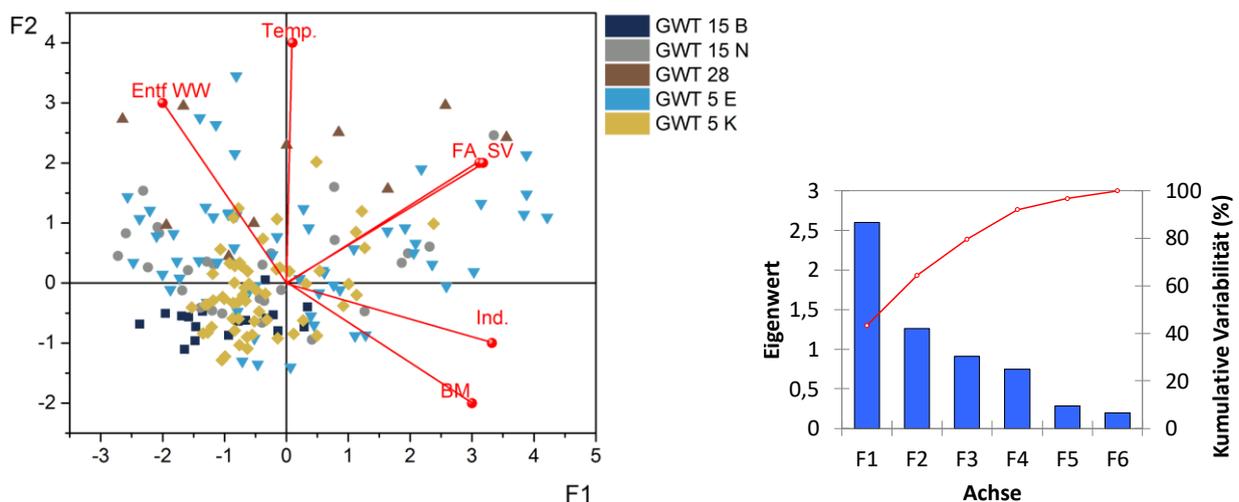


Abbildung 3.37: Hauptkomponentenanalyse des Datensatzes aus fünf Trinkwasserverteilungssystemen. Biplot (links) und Eigenwerte sowie kumulierte Varianz der Faktoren F1 bis F6 (rechts)

Der strukturierende Effekt der Variablen kann damit in verschiedenen Verteilungssystemen unterschiedlich stark ausgeprägt sein. Die anzuwendenden Maßnahmen zur Verminderung von Invertebraten müssen somit im Einzelfall verifiziert werden.

In einem zweiten Schritt wurde daher die Ähnlichkeit der über die Individuendichten einzelner Arten/Taxa beschriebenen Messungen/Messstellen (Aufnahmewerte) im Verteilungssystem GWT-5E im Oktober 2015 mit einer **Korrespondenzanalyse** analysiert. Anschließend (post hoc) erfolgte die Interpretation der strukturierenden Faktoren über eine Korrelationsanalyse der Aufnahmewerte mit den Standortmerkmalen FA, SV, T und Entf WW. Die Individuendichten gingen \log_{10} -transformiert in die Berechnungen ein, die Standortdaten wurden standardisiert (z-Transformation).

Nach der Korrespondenzanalyse wurde die Varianz der Daten über 14 Faktoren beschrieben, F1 und F2 erklärten gemeinsam 46 % der Varianz; über F1–F3 konnten 60 % der Varianz interpretiert werden (Abbildung 3.38).

Post hoc wurden die Ordinationswerte der Messungen (hier Messstellen) für alle Faktoren mit Standortmerkmalen korreliert, um vorhandene Zusammenhänge aufzuzeigen. Die Korrelationsmatrix (Pearson mit $p=0,05$) zeigte nur für den Faktor F1 (Achse F1) signifikante Zusammenhänge mit den Standortmerkmalen: FA ($R^2=0,86$), SV ($R^2=0,85$), Entf WW ($R^2=0,76$) und T ($R^2=0,65$). Alle weiteren Faktoren (Achsen) und folglich mehr als zwei Drittel der Varianz waren über die erhobenen Standortmerkmale nicht erklärbar (s.a. Anlage 3).

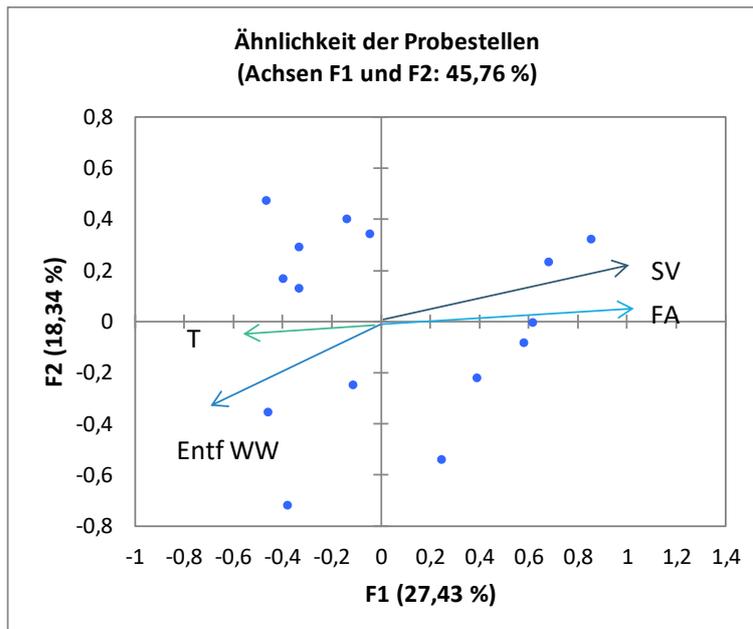


Abbildung 3.38: Korrespondenzanalyse von Daten aus GWT-5E (15 Datensätze, Oktober 2015). Darstellung der Aufnahmewerte (hier Messstellen) im Koordinatensystem der Faktoren F1 und F2, die Vektoren kennzeichnen die Wirkung der Standortmerkmale

3.2.4 ANALYSE DER TRINKWASSERBIOZÖNOSE

3.2.4.1 GRÖßENSTRUKTUR

Das Größenspektrum der in den Trinkwasserverteilungssystemen lebenden Invertebraten war beachtlich, im Rahmen der Untersuchungen wurden Individuen mit Körperlängen von 30 μm bis 11 mm registriert. Die schematische Einteilung aller Einzelindividuen ergab eine zahlenmäßige Dominanz sehr kleiner Tiere (Abbildung 3.39). Die durchschnittliche Individuendichte (Mittelwert) von Tieren der Größenklasse 50–100 μm (Schalenamöben, Rädertierchen) betrug ca. 35.000 Ind. m^{-3} , was einem Anteil von 75 % an der Gesamt-Individuenzahl entsprach. Deutlich seltener waren Individuen der Größenklasse 100–200 μm (z.B. Cladoceren, Larven von Copepoden); mit durchschnittlich 7.750 Individuen m^{-3} (17 % Gesamt-Individuenzahl). Den geringsten Anteil an der Gesamt-Individuenzahl (1 %) hatten Organismen/Taxa mit einer Körpergröße von 800 μm .

Während für die Individuendichten mit zunehmender Körpergröße eine kontinuierliche Abnahme zu verzeichnen war, wurde bei der Biomasse ein Minimum bei einer

Körpergröße von ca. 1600 µm detektiert (Abbildung 3.39). Dieser Einschnitt, der Tiergruppen der Meiofauna (z.B. Blattfuß- und Ruderfußkrebse) von Tiergruppen der Makrofauna (z.B. Wasserasseln) trennt, ließ sich auch in verschiedenen Untersuchungen zur benthischen Fauna beobachten (GIERE, 2009). Der Autor führte diesen auf die unterschiedliche Lebensweise und Mobilität dieser Großgruppen zurück.

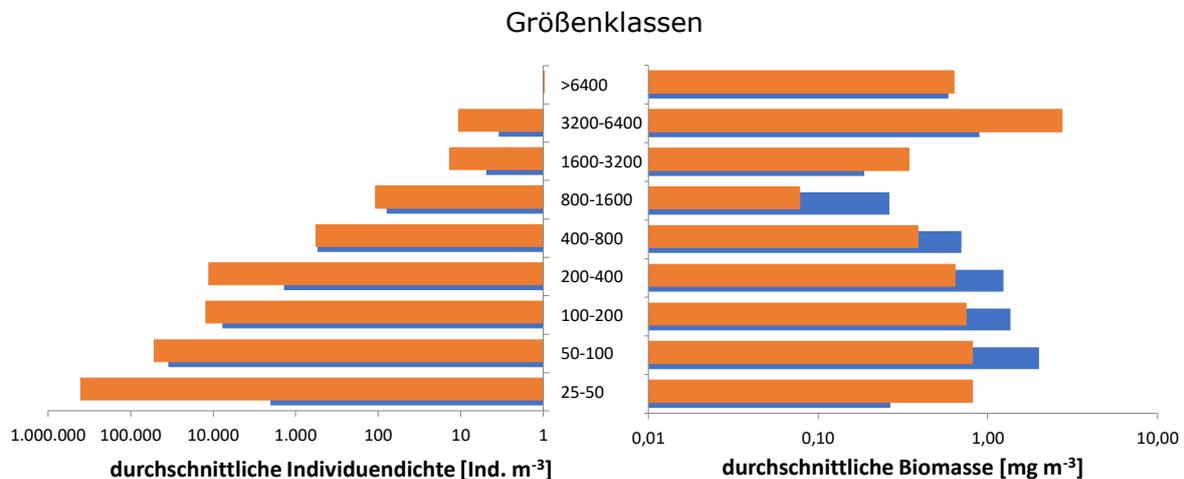


Abbildung 3.39: Individuendichte und Biomasse einzelner Größenklassen der Invertebraten-Gemeinschaft in Trinkwasserverteilungen. Legende: blau – Methode F2 100+55; hellrot – Methode F1 100+25, Achsen Log₁₀-skaliert

Die Analyse der Diversität in den Größengruppen (Abbildung 3.40) ergab, dass bis zu einer Größe von 200 µm (d.h. innerhalb der untersten drei Größengruppen) Scharnamöben mit jeweils mehr als 90 % Anteil die Zoozönose sowohl zahlenmäßig als auch hinsichtlich der Biomasse dominierten. Die vergleichbar kleinen Rädertiere spielten auf Grund geringer Individuendichten nur eine untergeordnete Rolle. Mit zunehmender Körpergröße nahm die Diversität der registrierten Tiergruppen zu. In der Größengruppe um 100 µm fanden sich neben Rädertierchen auch Bauchhärlinge (Gastrotricha), kleine Vertreter der Bärtierchen (Tardigrada), Wassermilben (Hydracarina), Fadenwürmer (Nematoda) sowie Larven von Ruderfußkrebsen (Copepoda). In den Größengruppen bis 200 µm sowie bis 400 µm erreichte die Diversität vorkommender Tiergruppen mit neun Taxa (Abbildung 3.40) das Maximum.

Als aspektbestimmend wurden je Größengruppe ein bis zwei Tiergruppen identifiziert (Abbildung 3.40): Im Größenbereich 200–400 µm und 400–800 µm bestimmten Kleinkrebse (Blatt- und Ruderfußkrebse) das Bild der Lebensgemeinschaft. Zwischen 800 und 1600 µm dominierten wurmartige Lebensformen (Fadenwürmer und Wenigborster (Oligochaeta)) und im Bereich ab 1,6 mm Isopoda (v.a. Wasserasseln). Bei den Isopoda war die Dominanz im Jugendstadium auf deren vergleichsweise hohe Biomasse zurückzuführen (nicht dargestellt); in der Größengruppe ab ca. 3 mm waren Isopoda auch die am häufigsten nachgewiesenen Tiere.

GK [μm]	25-50	50-100	100-200	200-400	400-800	800-1600	1600-3200	3200-6400	>6400
Wasser-asseln						2	33	80	83
Glieder-würmer						8	55	20	17
Faden-würmer				9	34	79	12		
Ruderfuß-krebse			4	29	64	11			
Blattfuß-krebse			2	56					
Schalen-amöben	100	99	92						

Abbildung 3.40: Aspektbestimmende Tiergruppen in Größenklassen: prozentuale Anteile an der Individuendichte. Alle Angaben in %, GK - Größenklasse

3.2.4.2 STOFF- UND ENERGIETRANSFER

Über die Analyse der Größenstruktur einer Lebensgemeinschaft lassen sich funktionale Zusammenhänge (z.B. Nahrungs- und Energiefluss) darstellen und analysieren.

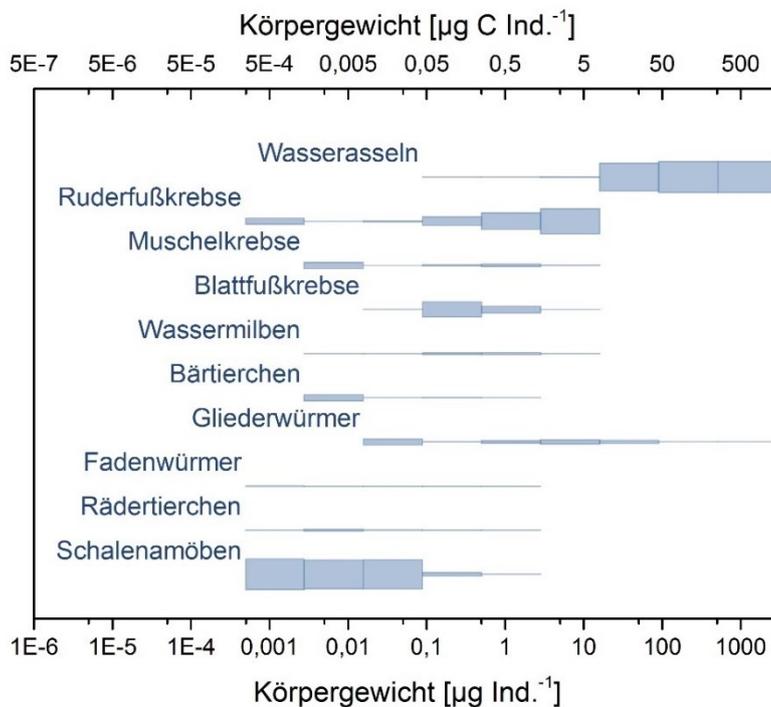


Abbildung 3.41: Körpergewichte einiger Tiergruppen der Invertebraten-Gesellschaft in Trinkwasserversorgungssystemen in Körpergewichts-Klassen. Die Segmentierung der Balken entspricht der Klasseneinteilung, die Breite der Balken repräsentiert den Anteil der Tiergruppe an der Gesamt-Individuendichte einer Körpergewichts-Klasse

Grundlage von Größenspektren sind allerdings keine Körpergrößen, sondern das Körpergewicht der Organismen als dreidimensionale Größe. Alle in einer Lebensgemeinschaft vorhandenen Individuen werden hierfür unabhängig von ihrer taxonomischen Zuordnung und ihrer funktionalen Stellung im System in Körpergewichtsklassen eingeteilt (Abbildung 3.41, Tabelle 3.2).

Tabelle 3.2: Körpergewichtsklassen (Trockengewicht) für Invertebraten in Trinkwasserverteilungen

Körpergewichtsklasse	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Körpergewicht [$\mu\text{g Ind.}^{-1}$]	< 0,0028	0,0028 - < 0,016	0,016 - < 0,09	0,09 - 0,5	0,5 - 2,8	2,8 - 16	16 - 90,5	90,5 - 512	512 - 2896	> 2896
Körpergewicht [$\mu\text{g C Ind.}^{-1}$]	< 0,0014	0,0014 - < 0,008	0,008 - < 0,04	0,04 - < 0,25	0,25 - < 1,41	1,41 - < 8	8 - < 45	45 - < 256	256 - < 1448	> 1448
Log ₂ Klassenmittel [$\mu\text{g C Ind.}^{-1}$]	-10,3	-7,8	-5,3	-2,8	-0,3	2,2	4,7	7,2	9,7	11,4

Als Größenspektren werden lineare Regressionen von Körpergewichtsklassen mit

- der Abundanzsumme je Körpergewichtsklasse (Abundanz-Spektren) oder
- der Biomasse je Körpergewichtsklasse (Biomasse-Spektren)

bezeichnet. In ungestörten Systemen folgt die Abundanzsumme als Funktion der individuellen Körpergewichtsklasse der Form einer Geraden mit einer Steigung von nahe -1 (bei Log₂(x;y)-Darstellung), Biomasse-Spektren ergeben Geraden mit einer Steigung knapp unter 0, d.h. in allen Körpergewichtsklassen finden sich ähnliche Biomassewerte (GAEDKE, 1992b; TREBILCO et al., 2013).

Die Steigung der Geradengleichungen beschreibt dabei die **Effizienz des Übergangs von Biomasse und Energie** von den kleinsten bis zu den größten Organismen der Gemeinschaft und damit auch zwischen den vorhandenen trophischen Niveaus. Abweichungen von der Normalform in Form steilerer (negativer) Anstiege weisen auf ineffiziente Übergänge zur nächst höheren Ebene bzw. auf eine schlechte **Nahrungsverwertung** hin. Bezogen auf die Nahrungssituation der Lebensgemeinschaften in Trinkwasserverteilungssystemen bedeutet ein steilerer (negativer) Anstieg der Gerade eine geringere Verwertbarkeit der Nahrungsgrundlage (geringere Nahrungsqualität). Ein flacherer negativer Anstieg in Abundanz-Spektren und/oder ein positiver Anstieg in Biomasse-Spektren deuten an, dass in höheren Körpergewichtsklassen mehr Biomasse gebildet wird, als für den Ausgangspunkt ermittelt. Solche Abweichungen können messtechnisch (z.B. unvollständige Erfassung der Organismengesellschaft) oder durch Störungen im System (externe Eingriffe in die Lebensgemeinschaft) bedingt sein.

Die Lage der Geraden im Koordinatensystem wird darüber hinaus vom Schnittpunkt mit der y-Achse (b) bestimmt. Übertragen auf die Lebensgemeinschaft in Trinkwasserverteilungen beschreibt dieser Wert das **Niveau der Nahrungsbeziehungen** bzw. die initial notwendige Nahrungsmenge.

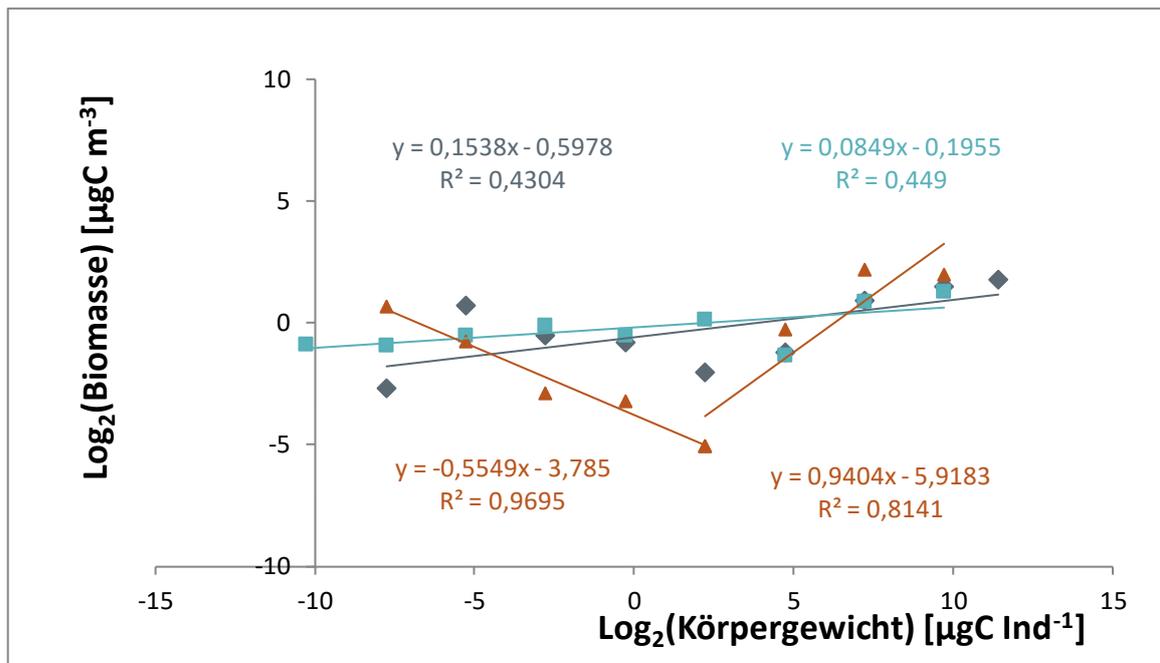
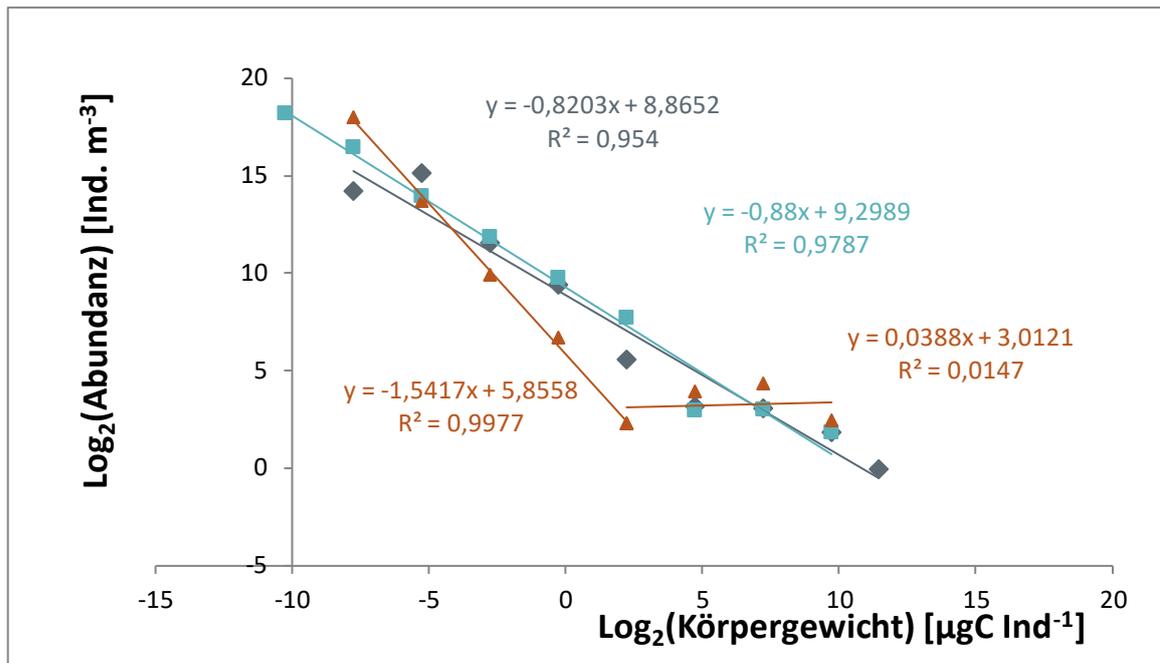


Abbildung 3.42: Größenspektren des gesamten Datenbestandes getrennt nach Probenahmeverfahren als Abundanz-Spektren (oben) und Biomasse-Spektren (unten). Legende: blau – F1 100+25, grau – F2 100+55, braun – F 100

Die **Abundanz-Spektren** des gesamten Datensatzes (F1 100+25 – n=197; F2 100+55 – n=772; F 100 – n=90) zeigten für F1 und F2 eine kontinuierliche Abnahme der Abundanzen mit zunehmender Körpergewichts-Klasse (Abbildung 3.42). Die linearen Abhängigkeiten waren für alle mit den Methoden F1 100+25 und F2 100+55 gewonnenen Daten hochsignifikant ($R^2=0,98$ ($p=6,7E-7$) für F1 100+25 und $R^2=0,95$ ($p=5,0E-5$) für F2 100+55). Die Geradengleichung für die mit F1 100+25 gewonnenen Daten kam mit einer Steigung von -0,88 der Ideallinie im ungestörten System am nächsten (Formel 3-3, Abbildung 3.42).

Formel 3-3: Geradengleichungen der Abundanzspektren des gesamten Datenbestandes getrennt nach Probenahmeverfahren

$$F1\ 100+25: \text{Log}_2(\text{Abundanz}) = \text{Log}_2(\text{Körpergewichts-Klasse}) * -0,88 + 9,29 \quad (R^2 = 0,98)$$

$$F2\ 100+55: \text{Log}_2(\text{Abundanz}) = \text{Log}_2(\text{Körpergewichts-Klasse}) * -0,82 + 8,86 \quad (R^2 = 0,95)$$

$$F1\ \text{und}\ F2: \text{Log}_2(\text{Abundanz}) = \text{Log}_2(\text{Körpergewichts-Klasse}) * -0,86 + 9,12 \quad (R^2 = 0,97)$$

$$F\ 100\ \text{Körpergewichtsklassen}\ 1-6: \text{Log}_2(\text{Abundanz}) = \text{Log}_2(\text{Körpergewichts-Klasse}) * -0,54 + 5,86 \quad (R^2 = 0,99)$$

$$F100\ \text{Körpergewichtsklassen}\ 6-9: \text{Log}_2(\text{Abundanz}) = \text{Log}_2(\text{Körpergewichts-Klasse}) * 0,04 + 3,01 \quad (R^2 = 0,015)$$

Der (negative) Anstieg des Abundanz-Spektrums der mit Methode F2 100+55 gewonnenen Daten war zwar etwas flacher im Vergleich zur Methode F1 100+25; die Unterschiede zwischen beiden Methoden waren jedoch nicht relevant, die Signifikanz des aus beiden Datensätzen resultierenden Abundanz-Spektrums war mit einem $R^2 = 0,97$ hoch (Formel 3-3).

Das Abundanz-Spektrum für F 100 wurde über zwei Geradengleichungen beschrieben; bis zu einer Körpergewichts-Klasse von 5 μg (Klassenmittel) fiel die Gerade des Abundanz-Spektrums steil ab und stieg danach mit zunehmender Körpergröße wieder an (Formel 3-3). Die Steigung der ersten Gleichung ($m = -1,54$; Körpergewichts-Klassen 1–6) war im Vergleich zu F2 ($m = -0,82$) und F1 ($m = -0,88$) größer. Auf Grund der hohen Fallzahlen (ausgewertete Einzelproben) für alle Probenahmetechniken waren die Ursachen der Unterschiede mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht durch unterschiedliche Datengrundlagen bedingt, sondern eher methodisch begründet: Die Größe eines Individuums ist nur eine Dimension seines Körpergewichtes. Lange schlanke Organismen und gedrungene Formen können gleich schwer sein. Schlanke Organismen mit hoher Eigenbeweglichkeit (z.B. Oligochaeten, Copepoden) können sich aber bei einer größeren Maschenweite des Filters einer Probeentnahme entziehen und z.B. den 100 μm -Filter passieren. Da größere Tiere in deutlich geringeren Individuendichten vorhanden waren, fielen solche Verluste deutlicher „ins Gewicht“. Ab einem Körpergewicht von ca. 90 μg (z.B. Wasserasseln ab 3 mm Länge) waren die Abundanzen je Körpergewichts-Klasse für die Methoden der Probeentnahme wieder ähnlich. Bemerkenswert war auch eine Abweichung **aller** Abundanzwerte bei der Körpergewichts-Klasse 16–90,5 μg . Ab dieser Körpergewichts-Klasse wurden die Proben nicht mehr in Planktonkammern mittels Umkehrmikroskop, sondern in Petrischalen unter einem Stereomikroskop analysiert. Möglicherweise kamen in diesem Grenzbereich Minderbefunde vor.

Auch das **Biomassespektrum** von F1 100+25 kommt dem Idealfall einer linearen Abhängigkeit mit einem Anstieg nahe Null am nächsten. Die ermittelte Geradengleichung hat einen Anstieg von 0,085; die Regression ist jedoch statistisch nicht signifikant ($R^2 = 0,45$, $p = 0,045$).

Formel 3-4: Geradengleichungen der Biomasse-Spektren des gesamten Datenbestandes getrennt nach Probenahmeverfahren

$$F1\ 100+25: \text{Log}_2(\text{Biomasse}) = \text{Log}_2(\text{Körpergewichts-Klasse}) * 0,085 - 0,2 \quad (R^2=0,45)$$

$$F2\ 100+55: \text{Log}_2(\text{Biomasse}) = \text{Log}_2(\text{Körpergewichts Klasse}) * 0,15 - 0,6 \quad (R^2=0,43)$$

$$F\ 100\ \text{Körpergewichtsklassen 1-6: } \text{Log}_2(\text{Biomasse}) = \text{Log}_2(\text{Körpergewichts-Klasse}) * -0,55 - 3,78 \quad (R^2=0,97)$$

$$F\ 100\ \text{Körpergewichtsklassen 6-9: } \text{Log}_2(\text{Biomasse}) = \text{Log}_2(\text{Körpergewichts-Klasse}) * 0,95 - 5,9 \quad (R^2=0,81)$$

Mit größer werdender Maschenweite im Filtrationsschritt wurde der Zusammenhang zunehmend V-förmig mit einem Biomasse-Minimum bei einer Körpergewichts-Klasse von 5 µg (Klassenmittel; Gliederwürmer, adulte Ruderfußkrebse, Wassermilben, kleinste Jungtiere von Wasserasseln). Dies war wieder für die mit Methode F 100 erhaltenen Ergebnisse besonders deutlich: das Biomassenspektrum war hier in Form zweier Geradengleichungen darstellbar mit jeweils signifikantem Ergebnis (Formel 3-4, Abbildung 3.42).

Die Geraden der Biomasse-Spektren des gesamten Datenbestandes (F1 100+25, F2 100+55) hatten eine positive Steigung von 0,085 bzw. 0,15 (Formel 3-4). Dieser „Energiegewinn“ war nicht über den Energiefluss durch die Biozönose allein zu erklären. Vielmehr war das Vorhandensein einer **nicht-biologischen Nahrungsquelle** (z.B. POM und/oder DOM) wahrscheinlich, die nicht im Abundanz- und Biomasse-Spektrum erfasst wurde (s.a. Kapitel 4.2.2). **Für die Beurteilung der Nahrungssituation in der Trinkwasserverteilung kann eine positive Steigung der Gerade des Biomasse-Spektrums auf das Vorhandensein einer zusätzlichen Nahrungsquelle im System hinweisen.**

Für fünf Versorgungssysteme (GWT-28, GWT-15N, GWT-36, GWT-38 und GWT-5E) wurden beispielhaft die Abundanz- und Biomasse-Spektren verglichen. Die Auswertungen ergaben deutliche Unterschiede sowohl bei der Steigung der Gerade als auch bei ihrem Schnittpunkt mit der y-Achse.

In der Trinkwasserverteilung **GWT-28** wurden die steilsten negativen Anstiege sowohl für das Abundanz- als auch das Biomasse-Spektrum ermittelt (Abbildung 3.43, Abundanzspektrum in Anlage 4). Die über zehn im gesamten System verteilte Messpunkte untersuchte Trinkwasserverteilung (Methode F2 100+55) beherbergte eine aus überwiegend kleinen Individuen bestehende Invertebraten-Gesellschaft. Die durchschnittlichen Werte für die Besiedlungsdichte/Biomasse betragen 43.530 Individuen m⁻³ bzw. 2,92 mg m⁻³. Makroinvertebraten waren ausschließlich in Form von Oligochaeten vorhanden, Wasserasseln kamen nicht vor. Der Anteil der Makroinvertebraten an der Gesamtabundanz und -biomasse betrug durchschnittlich 0,4 bzw. 16 %.

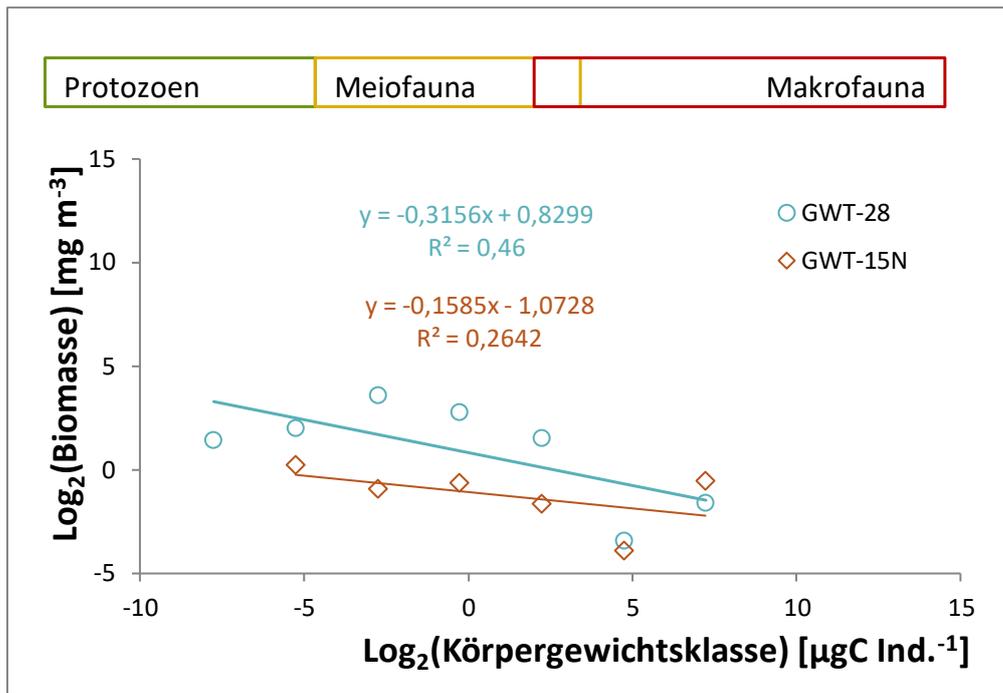


Abbildung 3.43: Biomasse-Spektrum für GWT-28 und GWT-15N

Das Trinkwasserverteilungssystem **GWT-15N** wurde 2014 und 2015 über jeweils 15 Hydranten auf Invertebraten untersucht (Methode F2 100+55). Die durchschnittlichen Werte für die Individuendichte (33.751 Individuen m⁻³) und die Biomasse (2,9 mg m⁻³) der Invertebraten-Gesellschaft zeigten ähnliche Größenordnungen wie in GWT-28. Jedoch spielten Makroorganismen (Oligochaeten und Wasserasseln) in dieser Lebensgemeinschaft eine größere Rolle. Ihr Anteil an der Gesamtbesiedlungsdichte und Biomasse betrug 0,2 bzw. 27 %. Die für die Geraden ermittelte Steigung war sowohl für das Abundanz- als auch für das Biomasse-Spektrum steiler als die theoretische Normalform. Die Schnittpunkte mit der y-Achse lagen bei GWT-15N deutlich unterhalb der für GWT-28 ermittelten Werte (Abbildung 3.43, Abundanz-Spektrum in Anlage 4).

Beide Systeme waren durch ihre Abweichungen von der theoretischen Normalform durch eine geringere Effizienz des Stoff- und Energieflusses gekennzeichnet, wobei die Energieeffizienz in GWT-28 im Vergleich zu GWT-15N auf Grund des steileren negativen Geradenanstiegs im Biomasse-Spektrum geringer war. Trotz des höheren Inputs an Nahrung (höherer Schnittpunkt mit der y-Achse) schienen in GWT-28 die Ressourcen für die Ausbildung einer stabilen Population größerer Invertebraten (z. B. Wasserasseln) zu fehlen. In GWT-15N war dies, wenn auch auf vergleichsweise geringem Niveau, möglich.

In GWT-36 waren die ermittelten Werte für die Abundanz und Biomasse aller Wirbellosen im Vergleich zu GWT-28 und GWT-15N deutlich höher (durchschnittlich 967.000 Individuen m⁻³ bzw. 64 mg m⁻³). Auch Makroorganismen (Gliederwürmer, Wasserasseln) waren mit durchschnittlich 6.530 Individuen m⁻³ zahlreich vorhanden. Die Anteile an der Gesamtabundanz und -biomasse betragen 0,02 % bzw. 33 %. Als Besonderheit im Vergleich zu den anderen untersuchten Trinkwasserverteilungen präsentierten sich die Größenspektren zweigeteilt (Abbildung 3.44, Abundanz-Spektrum in Anlage 4). Die Wasserasseln (letzte zwei bzw. drei Körpergewichts-

Klassen) schienen von den Stoff- und Energieflüssen der restlichen Lebensgemeinschaft abgekoppelt zu sein; für diese Körpergewichts-Klassen war vor allem im Biomasse-Spektrum ein anderer linearer Zusammenhang mit deutlich positivem Anstieg erkennbar. Die Entwicklung der Makroorganismen und insbesondere die der Wasserasseln war in diesem System möglicherweise von einer weiteren Nahrungsquelle abhängig, die auf der Basis von Organismen-Größenspektren nicht darstellbar war (s. a. Kapitel 4.2.2). Denkbar wären vor allem organische Partikel (POM), die mit dem Trinkwasser in das Verteilungssystem eingetragen werden.

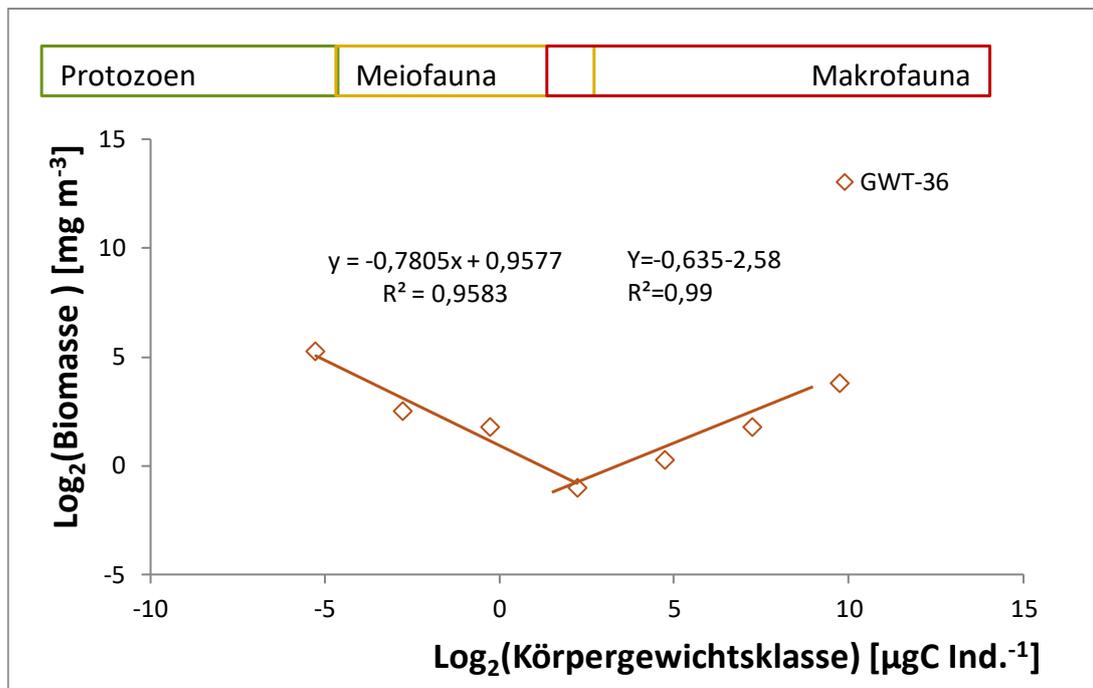


Abbildung 3.44: Biomasse-Spektrum für GWT-36

Über eine Darstellung körpergewichtsbasierter Biomassen in Form klassischer (Trophie)Pyramiden lassen sich Nahrungs- und Energieflüsse ebenfalls erklären. Unter der Voraussetzung, dass innerhalb einer Biozönose Energie von einem trophischen Niveau/einer Größenklasse zum/zur nächsten weitergegeben wird, entstehen auf Grund der Energieverluste zwischen den einzelnen Niveaus Energie-/Biomassepyramiden (TREBILCO et al., 2013). In Trinkwassernetzen sollte der, über die **mikrobiologische Nahrungskette** (DOC → Bakterien/Biofilme → Invertebraten, s. Kapitel 4.2.2) verlaufende Stoffumsatz als Biomasse-Größen-Pyramide darstellbar sein, da es infolge von Respirationsprozessen zu Energie- bzw. Stoffverlusten zwischen den einzelnen Kompartimenten der Nahrungskette kommt. Je flacher die Pyramide ansteigt, umso schlechter ist der Stoff- und Energietransfer zwischen den Gliedern der Nahrungskette. Abbildung 3.45 zeigt die Biomasse-Größen-Pyramiden für die Lebensgemeinschaften in den Trinkwassernetzen GWT-28 und GWT-15N.

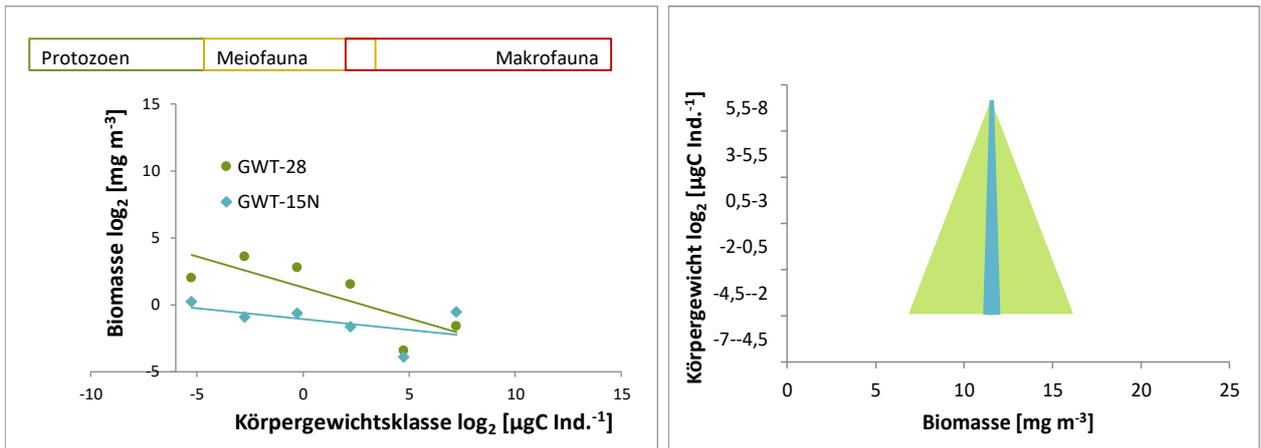


Abbildung 3.45: Vom Biomasse-Spektrum zur Biomasse-Pyramide – am Beispiel der Invertebraten-Gemeinschaften der Verteilungssysteme GWT-28 (hellgrün) und GWT-15N (blau)

Im Gegensatz dazu kann ein Stoffumsatz über die **Detritus-Nahrungskette** (POC → Invertebraten, s. Kapitel 4.2.2) zu einer inversen Pyramide führen. Je breiter die Pyramide nach oben wird, umso bedeutsamer sind allochthone (organische) Partikel für die Invertebraten-Gemeinschaft. Beispiele hierfür waren die Lebensgemeinschaften in den Trinkwassernetzen GWT-5E und GWT-38 (Abbildung 3.46).

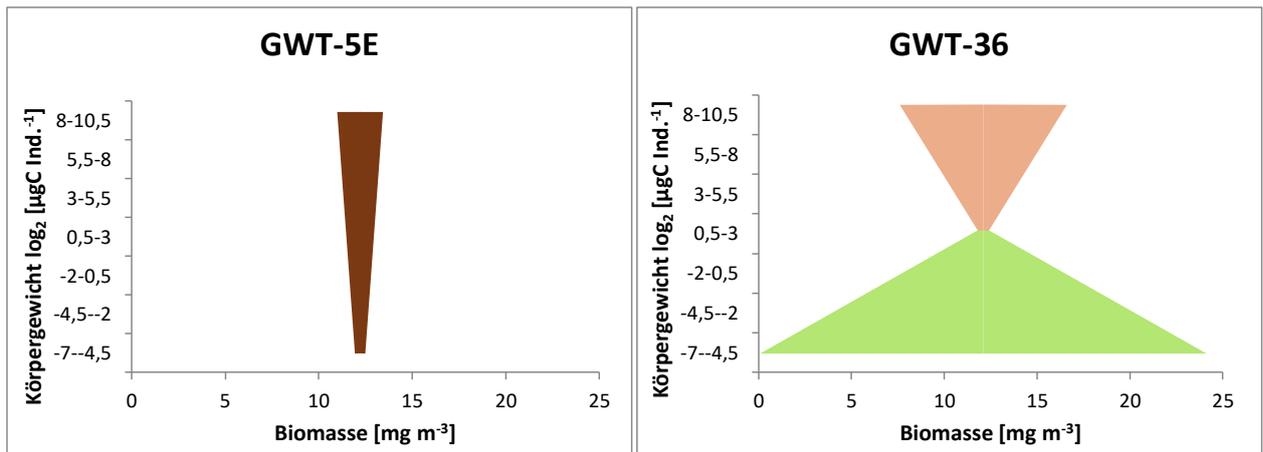


Abbildung 3.46: Inverse Biomassepyramiden der Invertebraten-Gemeinschaften aus GWT-5E und GWT-36.

Ein Sonderfall war das Versorgungssystem GWT-36 mit einer doppelten Pyramide. Hier wurden DOM und POM parallel verstoffwechselt, die mikrobiologische- und Detritus-Nahrungskette schienen voneinander entkoppelt zu sein.

4 DISKUSSION

Wirbellose Tiere waren mit großer Vielfalt (13 Tiergruppen) und in beachtlichen Größenordnungen (100 bis > 1 Mio. Individuen m^{-3} bzw. 0,001 bis fast 100 $mg\ m^{-3}$)¹⁰ in den untersuchten Trinkwasserverteilungssystemen vorhanden. Mit einer Nachweiswahrscheinlichkeit von mehr als 60 % waren Schalenamöben, Rädertierchen, Fadenwürmer und Ruderfußkrebse als ubiquitär einzustufen; ohne optische Hilfsmittel sichtbare Tiere wie Wasserasseln und Gliederwürmer waren in mehr als 50 % der Rohrleitungssysteme vorhanden. Detailliertere Analysen von Größenverteilungen, Individuendichten und Biomassen zeigen die Existenz stabiler Strukturen innerhalb dieser Lebensgemeinschaften. Die Daten belegen: Invertebraten sind kein Zufallsprodukt, sondern ein wesentlicher Bestandteil dieser Systeme und sollten in die Bewertung der Trinkwasserqualität einbezogen werden.

Die Entwicklung wirbelloser Tiere in Trinkwasserversorgungssystemen kann Größenordnungen annehmen, die eine Verminderung der Individuendichte und Biomasse erforderlich macht. Die nachhaltigste Methode ist die Minimierung ihrer Nahrungsgrundlagen. Dazu sind Kenntnisse über die Nahrungsbeziehungen im jeweiligen System unverzichtbar. Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchungen belegen, dass sich auf der Grundlage von Individuendichten und Biomassen der vorkommenden Größenklassen der Invertebraten die Bedeutung grundlegender Nahrungskomponenten abschätzen lässt.

In den folgenden Kapiteln sollen daher die Themen **biologische Trinkwasserqualität** und **Nahrungsbeziehungen** in der Trinkwasserverteilung ausführlicher diskutiert werden.

4.1 DIE BIOLOGISCHE TRINKWASSERQUALITÄT

Der Begriff **Trinkwasserqualität** ist in Deutschland im Gesetz zur Verhütung und Bekämpfung von Infektionskrankheiten beim Menschen – Infektionsschutzgesetz – im Abschnitt Wasser unter § 37 definiert: „Wasser für den menschlichen Gebrauch muss so beschaffen sein, dass durch seinen Genuss oder Gebrauch eine Schädigung der menschlichen Gesundheit, insbesondere durch Krankheitserreger, nicht zu besorgen ist.“ (DEUTSCHER BUNDESTAG, 2000). Mit dem Fokus auf den **Besorgnisgrundsatz einer Schädigung der menschlichen Gesundheit** ist vom Bundesministerium für Gesundheit das „Gesetz über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch, Trinkwasserverordnung“ ausgestaltet worden (BMG, 2001). Neben allgemeinen Anforderungen „...rein und genusstauglich“ (BMG, 2001) zu sein, sind im Gesetzestext konkrete Anforderungen für die mikrobiologische und chemische Qualität des Wassers verzeichnet.

Bevor Trinkwasser über Verteilungssysteme zum Verbraucher transportiert wird, wird es Oberflächen- und/oder Grundwasserkörpern entnommen und aufbereitet. Die Beurteilung dieser Wasserkörper ist im europäischen Rahmen über die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) (EU PARLAMENT UND EU RAT, 2000) geregelt und wird in Deutschland u.a. im Wasserhaushaltsgesetz (DEUTSCHER BUNDESTAG, 2009) umgesetzt. In der WRRL wird ein **ganzheitlicher Ansatz** unter Einbeziehung **biologischer**, hydromorphologischer und chemischer **Qualitätskomponenten** zur Bewertung des ökologischen Zustandes verwendet. Verschiedene biologische Qualitätskompo-

¹⁰ alle Untersuchungsmethoden

zenten (Organismengruppen bzw. Lebensgemeinschaften) bestimmen dabei maßgeblich den ökologischen Zustand (Qualität) von Oberflächenwasserkörpern; neben der Besiedlungsdichte gehören auch Artenvielfalt und spezifische Zusammensetzung einer Lebensgemeinschaft zu den relevanten Bewertungskriterien. Auch für Grundwasserkörper sollen künftig biologische Qualitätskomponenten in die Bewertung des Wasserzustands eingeschlossen werden (GRIEBLER et al., 2014).

Anders als bei der (gesetzlich geregelten) Bewertung der Trinkwasserqualität, wo das Medium Wasser im Mittelpunkt der Bewertung steht, wird mit Umsetzung der WRRL der gesamte Wasserkörper betrachtet. Beispielsweise werden in Trinkwasseranalysen ausschließlich im Freiwasser vorhandene Mikroben und im Wasser gelöste Stoffe analysiert, wogegen die Untersuchung von Wasserkörpern auch Tiergruppen umfasst, die zwar im Wasser leben, aber nicht bzw. nur zeitweise im Freiwasser vorhanden sind. Unabhängig von ihrer gesundheitlichen Relevanz spielen somit alle in dieser Arbeit untersuchten Tiergruppen für die Qualität des Trinkwassers per se keine Rolle, da sie nicht im Freiwasser leben und nur zufällig in „normalen“ Wasserproben vorhanden sind. Die aktuell übliche Vorgehensweise (Analyse des Wassers und nicht des Wasserkörpers) hat große Nachteile, da im Falle von Grenzwertüberschreitungen (z.B. Legionellen) Ursachen und erforderliche Maßnahmen aus der reinen Wasseranalyse i.d.R. nicht abgeleitet werden können und Elemente einer ganzheitlichen Untersuchung des Wasserkörpers (z.B. Trinkwasserverteilung, Analyse einzelner Rohrnetzbereiche) im Nachhinein nachgeholt werden müssen. Die Bewertung der **biologischen Trinkwasserqualität** gewährleistet dagegen einen ganzheitlichen Ansatz, indem sowohl **verschiedene biologische Qualitätskomponenten** als auch sämtliche Wasserkörper in die Beurteilung einbezogen werden. Statt einer rein mikrobiologischen Beurteilung werden bei einem solchen Ansatz weitere in Trinkwassersystemen lebende Tiergruppen einbezogen und im **gesamten System der Wasserversorgung** von der Wassergewinnung über die Wasseraufbereitung bis zum Transport des Trinkwassers untersucht und bewertet. Der Fokus dieser Arbeit lag auf den Systemen der Trinkwasserverteilung. Die besondere Bedeutung dieser Wasserkörper resultiert aus ihrer Ausdehnung (Die Länge des Trinkwassernetzes in Deutschland liegt Schätzungen zufolge bei ca. 530.000 km; (DVGW, 2015)) und aus ihrer unmittelbaren Nähe zum Verbraucher. Das Risiko einer Veränderung der Trinkwasserqualität auf dem Transportweg zum Verbraucher steigt mit jedem Kilometer Rohrleitung.

4.1.1 QUALITATIVER ASPEKT

Seit den Entdeckungen von Robert Koch und Louis Pasteur, dass bestimmte Krankheiten von Mikroorganismen verursacht werden und dass deren rasante Ausbreitung auf den Genuss von kontaminiertem Wasser zurückgeführt werden kann, wird die biologische Trinkwasserqualität auf den mikrobiologischen Aspekt reduziert. Daher wurden und werden Methoden entwickelt, die es ermöglichen, entsprechende Krankheitserreger frühzeitig zu erkennen bzw. über Indikatoren mögliche Gefährdungen anzuzeigen (VAN DER KOOIJ & VAN DER WIELEN, 2014). Wissenschaftliche Arbeiten zu wirbellosen Tieren konzentrieren sich vor allem auf ihr direktes Gesundheitsgefährdungspotenzial und/oder auf ihre Funktion als Wirtsorganismus oder Carrier für pathogene Mikroorganismen (BICHAI, BARBEAU & PAYMENT, 2008; CHANG, WOODWARD & KABLER, 1960; CHRISTENSEN et al., 2013; CHRISTENSEN et al., 2012; LEVY, HART & CHEETHAM, 1986). Freilebende Amöben stehen beispielsweise im Fokus der angewandten Forschung, da

- einige Arten „eine medizinische Relevanz als obligate bzw. fakultative wasserbürtige Krankheitserreger besitzen“ (z.B. Spezies der Gattungen *Acanthamoeba*, *Balamuthia* und *Negleria* als Erreger der Amöben-Meningoencephalitis und/oder der Acanthamöben-Keratitis) und
- eine Vielzahl von Amöben als Wirtsorganismen für pathogene Bakterien dienen (HOFFMANN & MICHEL, 2003).

Pathogene Organismen benötigen Wirtsorganismen und/oder Carrier, da sie im Lebensraum (Trink)Wasser nicht heimisch sind, sich hier aus eigener Kraft nicht vermehren/verbreiten können und somit auf längere Sicht hier nicht überleben würden. Der qualitative Aspekt der biologischen Trinkwasserqualität muss daher

- über die Erfassung gesundheitsschädigender/krankmachender Organismen hinausgehen; die Vielfalt und Quantität in Trinkwassersystemen vorhandener Wirbelloser kann auch im Sinne der Trinkwasserverordnung nicht ohne Auswirkung auf die Trinkwasserqualität sein, „die Grenzen zwischen natürlich und unästhetisch [...] und zwischen Unvermeidbarem und Versäumnissen liegen nahe beieinander“ (RÖBNER, 1966), und
- die Möglichkeiten einer biologischen Indikation, wie sie beispielsweise für die Bewertung ökologischer Zustände in der WRRL verankert sind (z.B. BIRK & HERING, 2006), für Trinkwassersysteme nutzen.

CHRISTENSEN et al. (2011) sowie VAN LIEVERLOO et al. (2012) und (2014) beschreiben signifikante Zusammenhänge zwischen der gesamten Wirbellosengesellschaft sowie spezieller Tiergruppen mit quantitativen/qualitativen Charakteristika in Trinkwasserverteilungssystemen abgelagerter Sedimente. Im Umkehrschluss sind Systemzustände in Trinkwasserverteilungen über die Analyse der Invertebraten-Gesellschaft qualitativ/quantitativ darstellbar. Ähnlich der Vorgehensweise bei der Erarbeitung einer Methodik zur Bewertung des ökologischen Zustands von Gewässern gemäß WRRL dokumentieren MICHELS & GUNKEL (2013) die Möglichkeiten einer Beurteilung des biologischen Zustands von Rohrleitungssystemen mit Hilfe biologischer Parameter/Kriterien. Gemäß Trinkwasserverordnung (BMG, 2001) ergibt sich ein Informationsbedarf für den Wasserversorger über die Qualitätsmerkmale

- **Reinheit/Genusstauglichkeit** des Trinkwassers,
- die Einhaltung **mikrobiologischer** und
- **chemischer Anforderungen**. Von Bedeutung sind darüber hinaus
- **Indikatorparameter** zur Absicherung dieser Qualitätsmerkmale.

Ergänzend zu den mikrobiologischen und chemischen Parametern ließen sich Informationen zu diesen Aspekten aus biologischen Untersuchungen gewinnen (Tabelle 4.1, MICHELS & GUNKEL, 2013).

Tabelle 4.1: Informationsgehalt biologischer Proben aus Trinkwasserverteilungssystemen. (aus MICHELS & GUNKEL, 2013, ergänzt)

Qualitätsmerkmal	Biologische Bewertungskriterien
Reinheit (z.B. Ästhetik)	<ul style="list-style-type: none"> • Individuendichte und Biomasse von Makroinvertebraten • Größe der Makroinvertebraten • Arten/Tiergruppen der Makroinvertebraten

Qualitätsmerkmal	Biologische Bewertungskriterien
Genusstauglichkeit	<ul style="list-style-type: none"> • Arten/Tiergruppen der Makroinvertebraten (z.B. Anteil an Nematoden) • Arten/Tiergruppen der Mikroinvertebraten (z.B. Anteil an Amöben) • Individuendichte von Protozoen/Amöben
mikrobiologische Anforderungen	<ul style="list-style-type: none"> • Individuendichte von Protozoen/Amöben • Biomasse der Invertebraten-Gesellschaft
Indikatorparameter z.B. für	
die Einhaltung allgemein anerkannter Regeln der Technik	<ul style="list-style-type: none"> • Biomasse der Invertebraten Gesellschaft • Vorkommen und Masse von Kotpellets • Arten/Tiergruppen der Makroinvertebraten
Ausmaß und räumliche Verteilung organischer Ablagerungen	<ul style="list-style-type: none"> • Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft • Ernährungstypen in der Lebensgemeinschaft (Anteile und räumliche Verteilung) • Anteil Sedimentfresser/Sedimentbewohner
Biofilmbildung	<ul style="list-style-type: none"> • Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft • Ernährungstypen in der Lebensgemeinschaft (Anteile und räumliche Verteilung) • Anteil Biofilmbewohner
mikrobiologische Stabilität des Trinkwassers	<ul style="list-style-type: none"> • Biomasse der Invertebraten-Gesellschaft • Vorkommen und Masse von Kotpellets • Individuendichte von Protozoen/Amöben

Ein entscheidender Vorteil biologischer Analysen ist die (zeitliche) Integration des Gewässerzustands über einen längeren Zeitraum gegenüber der Momentaufnahme einer chemischen Analyse. Aus einem Analyseergebnis (Individuendichte und/oder Biomasse vorhandener Arten) sind über die Berücksichtigung der ökologischen Eigenschaften der Arten/Tiergruppen weitere Charakteristika des Zustands eines Wasserkörpers darstellbar. Solche weiterführenden Beurteilungen sind mit chemischen Analysen und mit der Suche nach Krankheitserregern nur sehr eingeschränkt möglich (Tabelle 4.1). Von besonderer Bedeutung sind dabei

- die Stellung von Arten/Tiergruppen im Stoff- und Energiefluss, (s.a. Kapitel 3.2.4),
- Ernährungstypen/Nahrungspräferenzen und
- Präferenzen für Mikrohabitate.

Arten und/oder Artengruppen können somit als Indikatoren für bestimmte Systemzustände in der Wasseraufbereitung und -verteilung, beispielsweise für Aussagen zur Ablagerungssituation oder zur (mikrobiologischen) Stabilität des Trinkwassers, genutzt werden.

4.1.2 QUANTITATIVER ASPEKT

Eine Bewertung der biologischen Trinkwasserqualität muss neben dem qualitativen Ansatz, z.B. der Erfassung potentiell gesundheitsgefährdender Organismen oder besonders großer (unappetitlicher) Taxa, die Quantität (Individuendichten und Biomasse) der biologischen Lebensgemeinschaften berücksichtigen. Eigenen Untersuchungen zufolge können die Dichten zwischen 400 und 230.000 Individuen m⁻³ (Rohrleitungsvolumen)¹¹ betragen. In einem Rohrleitungsabschnitt mit einem Nenn-

¹¹ F2 100+55; n=544; 5-95-Perzentil

durchmesser DN100 leben demzufolge 3–2.000 Individuen m^{-1} (bezogen auf die Länge der Rohrleitung) bzw. 10–6.000 Individuen m^{-2} (bezogen auf die innere Oberfläche). Die (biologische) organische Trockenmasse variiert von 0,03–20 $mg\ m^{-3}$ (siehe Fußnote 11). Bei einem 50 %igen Kohlenstoffanteil an der Trockenmasse (GAEDKE, 1992a) ergeben sich Werte für den POC von 0,015–10 $mg\ m^{-3}$ bzw. $\mu g\ L^{-1}$ (s.a. MICHELS, GUNKEL & SCHEIDELER, 2016).

Ähnliche Untersuchungen aus den Niederlanden und Dänemark zeigen für Makroorganismen (Wasserasseln und Gliederwürmer) ähnliche Größenordnungen, wogegen für kleinere Wirbellose (Meiofauna und Mikroorganismen) deutlich geringere Individuendichten ermittelt wurden (Tabelle 4.2).

Tabelle 4.2: Besiedlungsdichten und Biomassen wirbelloser Tiere in Trinkwasserverteilungssystemen. Ergebnisse von Hydrantenuntersuchungen. Legende: Mittelwert (Maximum); ohne Quellenangabe – eigene Untersuchungen

Taxa	Individuendichte / Biomasse	Anzahl Werte	Quelle
Wirbellose gesamt	62.600 (4.250.000) Ind. m^{-3} 6 (190) $mg\ m^{-3}$	544	
Mikroinvertebraten ¹²	800 (9.000) Ind. m^{-3}	31	CHRISTENSEN et al., 2011
Asellus sp.	20 (530) Ind. m^{-3} 4 (60) $mg\ m^{-3}$	544	
	4 (14) Ind. m^{-3}	31	CHRISTENSEN et al., 2011
	37 (1500) Ind. m^{-3}	178	VAN LIEVERLOO et al., 2014
Ruderfußkrebse (Copepoda)	2.600 (130.000) Ind. m^{-3} 0,8 (30) $mg\ m^{-3}$	544	
	280 Ind. m^{-3}	178	VAN LIEVERLOO et al., 2014
Blattfußkrebse (Cladocera)	3.000 (81.000) Ind. m^{-3} 0,7 (25) $mg\ m^{-3}$	544	
	350 (14.000) ¹³ Ind. m^{-3}	178	VAN LIEVERLOO et al., 2014
Gliederwürmer (Oligochaeta)	100 (14.000) Ind. m^{-3} 0,15 (9) $mg\ m^{-3}$	544	
	135 (9.900) Ind. m^{-3}	178	VAN LIEVERLOO et al., 2014

¹² : Tiere kleiner 2 mm sowie alle Annelida (Würmer)

¹³ : Cladoceren und Copepoden

Die ermittelten Besiedelungsdichten und Biomassen variieren in Abhängigkeit von der Art der Probeentnahme. Vergleiche zwischen verschiedenen Techniken zeigen, dass bei Hydrantenuntersuchungen, die auf einer Remobilisierung der Organismen durch Erzeugung eines Flusses (hydraulische Wirkung) beruhen, generell nur ein Teil der vorhandenen Tiere erfasst werden. Die **Remobilisierung der Tiere aus dem Rohrleitungsabschnitt** beeinflusst damit entscheidend das quantitative Ergebnis (MICHELS et al., 2013b, MICHELS, GUNKEL & SCHEIDELER, 2016). Der Anteil remobilisierbarer Individuen ist

- unabhängig von der Spülgeschwindigkeit ($0,5-1,5 \text{ ms}^{-1}$),
- **abhängig** vom Material der Rohrleitung,
- für einzelne Tiergruppen verschieden und
- bei Wasserasseln von der Art/Menge vorhandener Ablagerungen (d.h. der Vorbehandlung der Rohrleitung) abhängig (MICHELS et al., 2013b).

VAN LIEVERLOO et al. (2004) kamen zu ähnlichen Ergebnissen. Tendenziell können sich Makroinvertebraten (Oligochaeta und Isopoda) besser vor einer hydraulisch bedingten Verfrachtung schützen als kleinere Arten/Tiergruppen (Meiofauna und Mikroinvertebraten). Die Besiedelungsdichten in Trinkwasserverteilungssystemen sind demnach doppelt so hoch (Mikroorganismen und Meiofauna) bzw. 2–4-fach höher (Makroinvertebraten) als die Analysenergebnisse (VAN LIEVERLOO et al., 2004, MICHELS et al., 2013b).

Nach der Remobilisierung müssen die Organismen durch **Filtration** zurückgehalten werden. Die Maschenweite der verwendeten Filter bestimmt den Ausschnitt der Tiergesellschaft, der im Labor analysiert werden kann (MICHELS, GUNKEL & SCHEIDELER, 2016), und somit auch das qualitative/quantitative Analysenergebnis. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen wurden Filter mit Maschenweiten von 100, 55 und 25 μm verwendet. Zu den mit der verwendeten Probenahmetechnik daher nicht quantitativ erfassbaren Tiergruppen gehören freilebende (nicht parasitäre) Amöben und Flagellaten (Geißeltierchen). Quantitative Angaben aus Trinkwasserverteilungssystemen zu diesen Taxa machen VALSTER et al. (2009). In zwei holländischen Trinkwasserverteilungen wurde die Amöbe *Hartmannella vermiformis* im Wasser mit Besiedelungsdichten von $0,5-815 \text{ Zellen L}^{-1}$ und im Biofilm-Belag eines Verteilungssystems mit durchschnittlich $4 \text{ Individuen cm}^{-2}$ nachgewiesen. Bezogen auf ein Trinkwasserrohr mit einem Nenndurchmesser von 100 mm sind das fast 2 Mio. Tiere m^{-3} einer einzigen Art. HOFFMANN & MICHEL (2003) wiesen freilebende Amöben in 17 von 18 untersuchten Trinkwasserverteilungssystemen in Besiedelungsdichten von $1-200 \text{ Amöben L}^{-1}$ und $2->300 \text{ Amöben cm}^{-2}$ nach. Dies entspricht Werten zwischen 800.000 und 117 Mio. Amöben m^{-3} in einem Trinkwasserrohr mit einem Nenndurchmesser von 100 mm. AMBLARD et al. (1996) fanden in einem Trinkwasserbehälter durchschnittlich $190 \text{ Amöben L}^{-1}$, $900 \text{ Ciliaten L}^{-1}$ und $51.500 \text{ heterotrophe Flagellaten L}^{-1}$ im Zufluss zum Behälter und $1310 \text{ Amöben L}^{-1}$, $1900 \text{ Ciliaten L}^{-1}$ und $45.500 \text{ heterotrophe Flagellaten L}^{-1}$ im Wasser des Behälters selbst. Diese Angaben können zwar nicht 1:1 auf Trinkwasserverteilungen übertragen werden, sie beschreiben jedoch die Größenordnungen, in denen diese Tiergruppen auch in Trinkwasserverteilungssystemen vorhanden sein können.

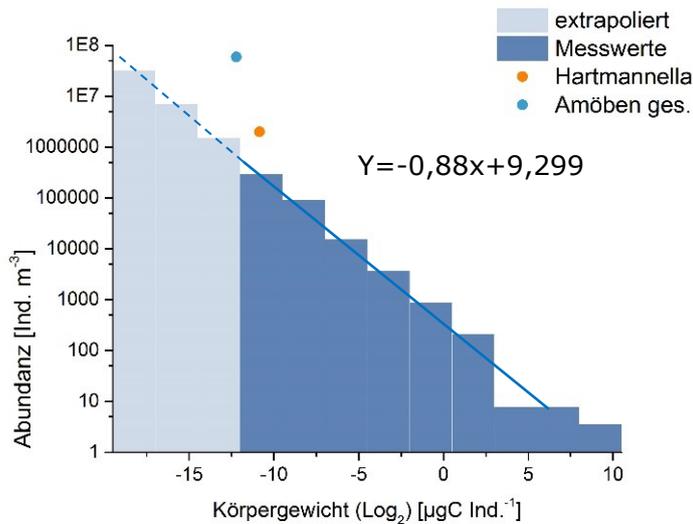


Abbildung 4.1: Abundanz-Spektrum des Datenbestandes (Probenahmeverfahren F1 100+25) mit extrapolierten Individuendichten für Körpergewichts-Klassen zwischen $1,35 \text{ E-}06$ und $2,44 \text{ E-}04 \text{ µgC Ind.}^{-1}$. Blaue Linie – Regressionsgerade, gestrichelt – extrapoliertes Bereich; Daten für *Hartmannella vermiformis*¹⁴ aus VALSTER et al. (2009), für Amöben ges. aus HOFFMANN & MICHEL (2003)

Durch Extrapolation der Abundanz- und Biomasse-Spektren (s. Abbildung 3.42 und Kapitel 3.2.4.2) lassen sich die Größenordnungen der „fehlenden“ Größenklassen bzw. Tiergruppen abschätzen (Abbildung 4.1 und Abbildung 4.2).

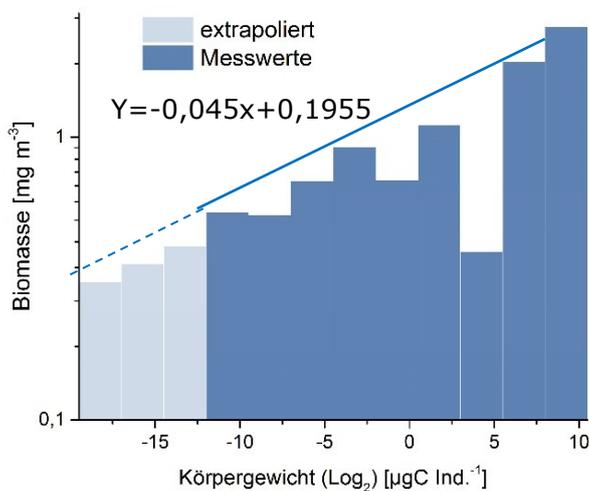


Abbildung 4.2: Biomasse-Spektrum des Datenbestandes (Probenahmeverfahren F1 100+25) mit extrapolierten Biomassen für Körpergewichts-Klassen zwischen $1,35 \text{ E-}06$ und $2,44 \text{ E-}04 \text{ µgC Ind.}^{-1}$. Blaue Linie – Regressionsgerade, gestrichelt – extrapoliertes Bereich

Nach dieser Hochrechnung des Tierbestandes (bis zur Körpergewichts-Klasse heterotropher Flagellaten) konnten mit den in der vorliegenden Untersuchung eingesetzten Verfahren zur Probeentnahme nur geringe (Individuen)Anteile der tatsächlich vorhandenen Tiergemeinschaft erfasst werden. Nach Probeentnahme mit dem Verfahren F1 100+55 wurden theoretisch nur 0,8 % der vorhandenen Individuendichte

¹⁴ ; Die Berechnung des Körpergewichts für *Hartmannella vermiformis* erfolgte nach Angaben aus PAGE (1976)

mikroskopisch nachgewiesen, nach Probeentnahme mit F2 100+55 lag der Anteil bei 0,1 % und mit F2 100 bei 0,04 %. Bezogen auf die Biomasse war mit den Verfahren F1 100+25 und F2 100+55 ca. 90 % der vorhandenen Biomasse nachweisbar und mit F2 100 ca. 85 %. Ähnliche Relationen fanden auch SCHEIDELER, GUNKEL & MICHELS (2013) bei einer Hydrantenbeprobung und anschließender Filtration des Wassers über einen Kaskadenfilter mit Maschenweiten von 200, 100, 25 und 10 µm. Fast 60 % der registrierten Individuen des Spülwassers waren kleiner als 25 µm, der entsprechende Biomasseanteil betrug dagegen nur 5 %.

Aussagen zur **Individuendichte** wirbelloser Tiere in Trinkwasserverteilungen sind somit nur unter Angabe der zur Probeentnahme bzw. Filtration verwendeten Maschenweiten respektive der Angabe der hiermit nachweisbaren Tiergruppen sinnvoll. Für die Erfassung der **Biomasse** gelten im Prinzip zwar ähnliche Einschränkungen, allerdings können bei Verwendung von Filtersystemen mit Maschenweiten von mindestens 100 µm ca. 80 % der tatsächlich vorhandenen Invertebraten-Biomasse registriert werden. In eine Bewertung der biologischen Trinkwasserqualität sollten sowohl Individuendichten als auch Biomassen einfließen, über die Biomasse und deren Kohlenstoffgehalt lässt sich darüber hinaus eine Verbindung zum POC-Gehalt im Rohrnetzsystem herstellen.

4.1.3 MÖGLICHKEITEN DER BEWERTUNG

Auf Grund des Fehlens von belastbaren Daten zur hygienischen Relevanz wirbelloser Tiere in Trinkwassersystemen ist derzeit keine Bewertung der gesundheitlichen Risiken über Grenz bzw. Richtwerte möglich. Mit einem modular aufgebauten Bewertungssystem können erhobene Daten in eine definierte Datengrundlage eingeordnet, Systemzustände der Wasseraufbereitung und -verteilung beurteilt und die Dringlichkeit von Maßnahmen abgeschätzt werden.

In den Niederlanden wurden 1993 zunächst für Trinkwasser aus Oberflächenwasser Bezugswerte festgelegt, die die Anzahl vorkommender Invertebraten in Abhängigkeit von ihrer Körpergröße (groß > 2 mm; klein 0,5–2 mm; sehr klein < 0,5 mm) klassifizieren. Über drei Klassengrenzen (erhöht, hoch und sehr hoch) können die Befunde den Systemzuständen „geringes bis normales Vorkommen“, „erhöhtes Vorkommen“ oder „sehr hohes Vorkommen“ zugeordnet werden (VAN LIEVERLOO, VAN DER KOOIJ & HOOGENBOEZEM, 2002). Bei der Festlegung der Klassengrenzen für Wasserasseln wurde die Korrelation zwischen der Anzahl von Verbraucherbeschwerden und der Individuendichte im Rohrleitungssystem berücksichtigt. JEURISSEN & VERMAERCKE (1990) entwickelten einen biologischen Index zur Bewertung der Wasserqualität in Trinkwasserleitungen. Die auf die (innere) Oberfläche der Rohrleitung bezogenen Individuendichten verschiedener taxonomischer Einheiten wurden in ähnlicher Weise wie bei VAN LIEVERLOO, VAN DER KOOIJ & HOOGENBOEZEM (2002) klassifiziert, zusätzlich können die Einzelwerte zu einem Gesamtindex aggregiert werden.

Zweifelsohne ist es statistisch möglich, Korrelationen zwischen der Anzahl von Verbraucherbeschwerden und der Zahl nachgewiesener Wasserasseln darzustellen, um auf dieser Grundlage ein System von Benchmarks aufzubauen. Damit ließe sich möglicherweise das Beschwerdemanagement optimieren, Aussagen zur Qualität des Trinkwassers lassen sich damit jedoch nicht treffen. Bei Vorliegen einer signifikanten Korrelation müssen ausreichend Daten, d.h. Verbraucherbeschwerden vorliegen, so dass es ohnehin erforderlich wäre, den Ursachen einer derart hohen Besiedelung nachzugehen und Gegenmaßnahmen zu ergreifen. Zum Vergleich: Im Falle des

Trinkwasserverteilungssystem GWT-5E gab es innerhalb von 5 Jahren nur zwei aktenkundige Beschwerden wegen des Vorkommens von Wasserasseln, obwohl diese in Besiedlungsdichten von 6 bis 34 Ind. m⁻³ Rohrleitungsvolumen (25-75-Perzentil, n = 55) vorkamen.

Unabhängig von möglicherweise vorhandenen gesundheitlichen Risiken und der Zahl registrierter Verbraucherbeschwerden ist eine vergleichende **Einordnung** von Befunden in eine definierte Datenbasis (vorhandene Daten zur Individuendichte/Biomasse) möglich (MICHELS & GUNKEL, 2013). Die Wertebereiche der aktuell vorhandenen Daten von Individuendichten und Biomassen wirbelloser Tiere in der Trinkwasserverteilung lassen eine Skalierung der jeweiligen Datenmenge zu; auf Grund der stets linksschiefen Verteilung der Werte (s. Kapitel 3.2.2) sollte dies über statistische Lagemaße (z.B. Perzentile) erfolgen. MICHELS & GUNKEL (2013) beschrieben eine fünfstufige Klassifizierung mit Klassengrenzen beim 20-, 40-, 60- und 80-Perzentil. Grundsätzlich ist jede Art von Skalierung möglich, denkbar wäre auch eine siebenstufige Skala (fünfstufig mit Zwischenstufen) ähnlich der Klassifizierung im Saprobiensystem (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V., 2004).

Ein Nachteil eines solchen relativen Bewertungssystems ist vor allem seine Dynamik: Infolge der zunehmenden Datenbasis verschieben sich ggf. die Klassengrenzen, so dass in regelmäßigen Abständen eine Anpassung erfolgen muss¹⁵. Darüber hinaus deckt die Datenbasis nicht den tatsächlich vorhandenen Wertebereich ab, da die Analyse von Invertebraten in Trinkwasserverteilungen derzeit nicht zwingend bzw. nur bei massiven Verbraucherbeschwerden durchgeführt wird.

Bei Erweiterung/Anpassung der Datengrundlage ist die Entwicklung eines „absoluten“ Maßstabs für die Skalierung des Datenbereichs möglich. In Anlehnung an das Vorgehen bei der Entwicklung von Bewertungskriterien und deren Skalierung im Rahmen der WRRL (MEIER, 2008) können die 5- und 95-Perzentilwerte als Ankerpunkte fungieren, zwischen denen die eigentlichen Klassengrenzen liegen. In Abbildung 4.3 ist ein Wertesystem am Beispiel der Individuendichte von Makroinvertebraten (Methode F2 100+55) dargestellt. Die Perzentilwerte basieren auf den Datensätzen/Proben, in denen Makroinvertebraten nachgewiesen wurden (88 % von 532 Datensätzen). Bei Berücksichtigung aller Nullwerte (Proben ohne Makroinvertebraten) ergeben sich niedrigere Klassengrenzen von 2, 8, 18 und 45 Ind. m⁻³ (20-, 40-, 60- und 80-Perzentil).

¹⁵ Derzeit werden alle, mit vergleichbarer Methodik produzierten Daten in einer Datenbank gespeichert und dienen als Grundlage für das Bewertungssystem.

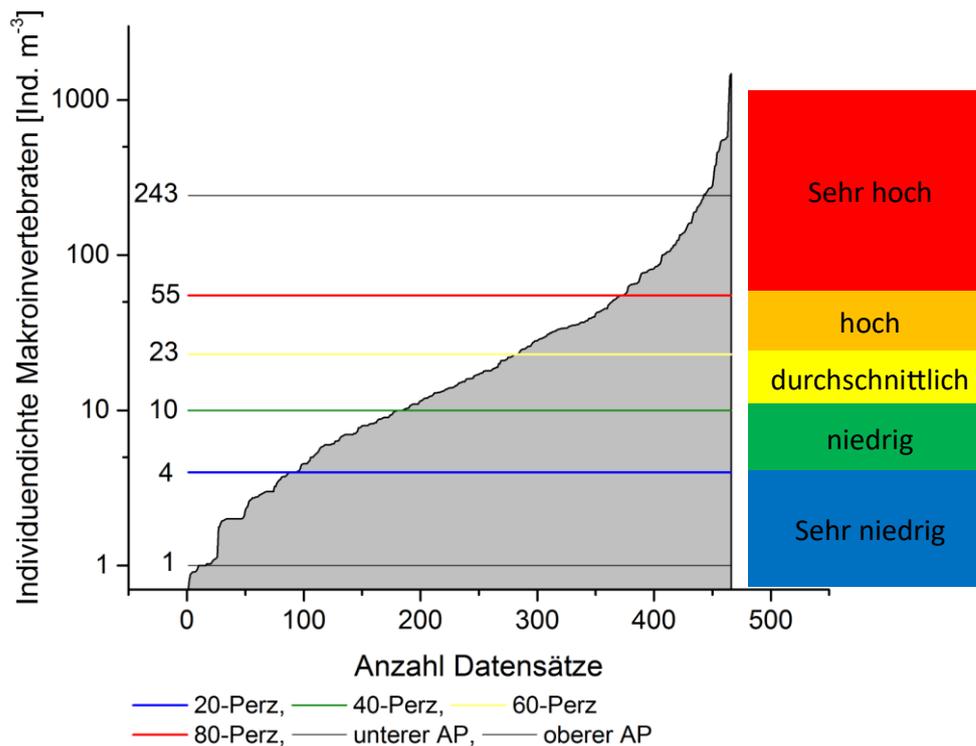


Abbildung 4.3: Individuendichte von Makroinvertebraten – Einordnung von Daten. Legende: Perz – Perzentil, AP – Ankerpunkt, Zahlenwerte – Individuendichten [Ind. m⁻³]

Grundsätzlich lassen sich alle Bewertungskriterien (z.B. aus Tabelle 4.1) skalieren, so dass über die Analyse von Invertebraten verschiedene Aspekte betrachtet und indexiert werden können. Über eine Gewichtung und Aggregation können die Einzelergebnisse zu einer Gesamtaussage zusammengefasst werden. Aktuelle Bewertungs- bzw. Klassifizierungsverfahren basieren auf multimetrischen Indizes (DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V., 2011), über die mehrere (Einzel)Indizes zu einem Gesamtindex aggregiert werden (z.B. MEIER, 2008; MICHELS & GUNKEL, 2013).

Der Informationsgehalt biologischer Analysen aus Trinkwasserverteilungssystemen lässt sich über Module zu Themen/Aspekten entsprechend Tabelle 4.1 zusammenfassen, aus denen wiederum Handlungsempfehlungen ableitbar sind. Auf Basis dieser Module lässt sich eine Gesamtbewertung in Form eines Multimetrischen Index (MMI) ableiten (Abbildung 4.4).

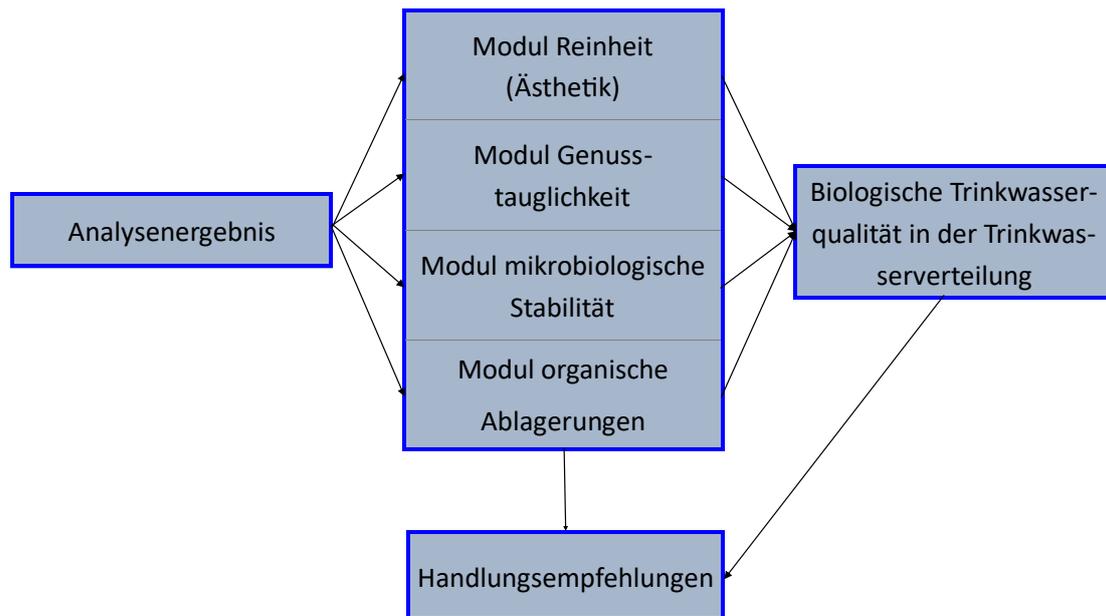


Abbildung 4.4: Bewertungsablauf eines modularen Bewertungsansatzes für Trinkwasser-verteilingssysteme

4.2 STRUKTUR UND FUNKTION DER LEBENSGEMEINSCHAFT

4.2.1 LEBENSRAUMSTRUKTUREN

Die Fließgeschwindigkeiten und Temperaturen in den untersuchten Trinkwasser-netzen entsprachen denen vieler Fließgewässer im Land Brandenburg (BIRNER et al., 2015). Diese Bedingungen waren weder begrenzend für Stoffwechselaktivitäten noch für das Wachstum/die Ausbreitung im Leitungsnetz (GUNKEL et al., 2010; TITZE & GUNKEL, 2012). Den größten Beitrag an der räumlichen Strukturierung der Lebens-gemeinschaft hatten mit Sicherheit Einflussfaktoren für die Bildung und den Trans- port von Partikeln. Prinzipiell halten sich Invertebraten in Trinkwasserverteilungs- systemen bevorzugt dort auf, wo

- ausreichend Nahrung vorhanden ist, d.h. größere Mengen an Partikeln abge- lagert sind,
- moderate Strömungsgeschwindigkeiten und
- ausreichend hohe Temperaturen vorherrschen.

Diese Merkmale sind in Trinkwasserverteilungen folgendermaßen verteilt:

- Die durchschnittliche/maximale Strömungsgeschwindigkeit nimmt in Richtung Peripherie der Leitungsnetze ab (RICHARD & KORTH, 2010, RIPL et al., 2014, RIPL & UHL, 2012).
- Mit dem Reinwasser eingetragene Partikel lagern sich dort ab, wo auf Grund der Strömungsbedingungen ein Weitertransport nicht möglich ist (RICHARD & KORTH, 2010, RIPL & UHL, 2012, RIPL & UHL, 2010). Dies ist i.d.R. dort der Fall, wo Versorgungsleitungen von Hauptleitungen abzweigen. Partikelbildung durch Korrosion findet meist im Zentrum der Versorgungsgebiete statt, da in diesen Bereichen noch vermehrt ungeschützte Stahl- und Gusseleitungen vorhanden sind. Für die Erweiterung der Trinkwassernetze werden seit einigen Jahren

überwiegend inerte Kunststoffmaterialien verwendet (DVGW, 2015; VREEBURG, 2007).

- Die jährliche Temperaturamplitude nimmt in Richtung der Peripherie der Leitungsnetze zu (s. Kapitel 3.1.3).

Aus der räumlichen Verteilung dieser Merkmale lässt sich für die Invertebraten-Gesellschaft eine Referenzzone konstruieren. Im Gegensatz zur Vorstellung, dass Invertebraten vor allem in „Totzonen“ in der Peripherie der Netze vorkommen (EVINS, 2004), liegt der tatsächliche Verbreitungsschwerpunkt in unmittelbarer Nähe zum Wasserwerk (Abbildung 4.5).

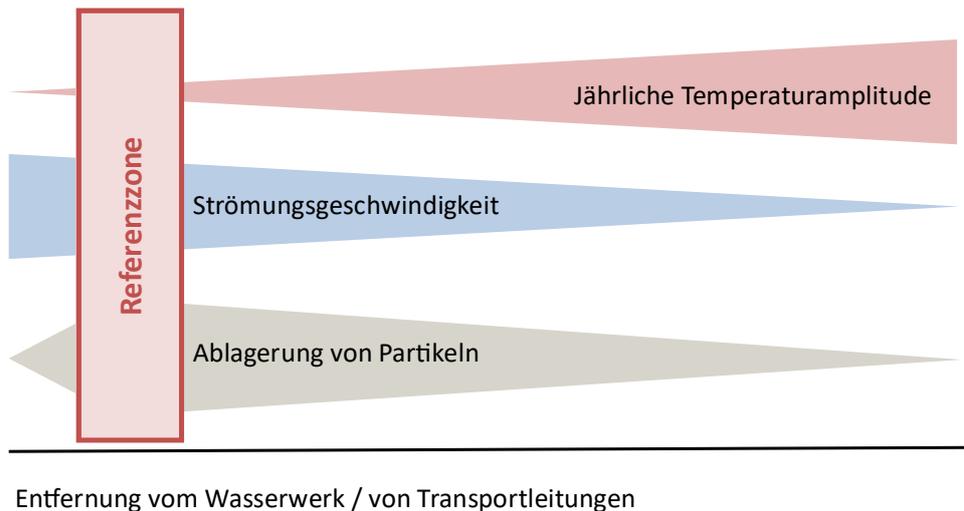


Abbildung 4.5: Räumliche Ausprägung von Lebensraumstrukturen in Trinkwasserverteilungssystemen und optimale Lebensbedingungen für Invertebraten

4.2.2 STOFF- UND ENERGIEFLUSS

Invertebraten-Gesellschaften in Trinkwasserverteilungssystemen entstehen nicht zufällig oder durch Unachtsamkeit beim Aufbau und Betrieb von Trinkwassernetzen. Die Gemeinschaft der Wirbellosen ist vielmehr das Ergebnis der hier vorherrschenden Umweltbedingungen. Die Vielfalt und Quantität vorkommender Taxa spricht für ein komplexes Beziehungsnetz zwischen belebter und unbelebter Umwelt sowie zwischen den Organismengruppen. Die Minimierung der **Nahrungsgrundlagen** der Lebensgemeinschaft in Trinkwasserverteilungssystemen ist die nachhaltigste Möglichkeit, ihre Entwicklung zu hemmen. Dazu bedarf es aber genauer Kenntnisse zu den Nahrungsbeziehungen bzw. zum Stoff- und Energiefluss im jeweiligen System. Im Vergleich zu Oberflächengewässern ist das Wissen über die Struktur dieser Nahrungsnetze in Trinkwasserverteilungssystemen noch lückenhaft (EVINS, 2004).

Der klassische ökologische Ansatz gruppiert die Organismen nach Art/Herkunft der genutzten Energie in autotrophe Produzenten sowie heterotrophe Konsumenten und Destruenten. Der Energiefluss/Wirkungsgrad des „Energieübergangs“ zwischen diesen trophischen Ebenen kann in Form von Energiepyramiden und (Stoff)Flussdiagrammen dargestellt werden. Trinkwasserverteilungssysteme sind heterotrophe Systeme, da in ihnen Organismen, die zur autotrophen Produktion von organischem Kohlenstoff befähigt sind, weitestgehend fehlen. Die heterotrophen

Organismen sind auf den permanenten Eintrag von **organischem Kohlenstoff** angewiesen.

Der Input organischer Stoffe in die Trinkwasserverteilung erfolgt

- mit dem Trinkwasser aus der Wasseraufbereitung,
- bei Einspeisung von „Fremdwasser“ und
- mit Bodenpartikeln bei Havarien oder Netzerweiterung.

Bei sachgemäßem Betrieb der Trinkwassernetze ist der Eintrag organischer Stoffe über das Trinkwasser aus der Wasseraufbereitung quantitativ besonders bedeutsam (EVINS, 2004; VAN LIEVERLOO et al., 2012).

Das Trinkwasser enthält organische Stoffe in gelöster Form (DOM, DOC) oder als Partikel (POM, POC). Organische Kohlenstoffverbindungen spielen in der routinemäßig durchzuführenden Trinkwasseranalytik nur eine Rolle, wenn „eine Schädigung der menschlichen Gesundheit [...] zu besorgen ist“ (DEUTSCHER BUNDESTAG, 2000).

Gelöste organische Stoffe (DOM) bilden die Nahrungsgrundlage für die bakterielle Gemeinschaft, die in Trinkwasserverteilungssystemen in Form von Biofilmen feste Oberflächen (Rohrwandungen, Sedimentpartikel) überziehen. Neben Bakterien haben auch einige heterotrophe Flagellaten eine osmotrophe Lebensweise, die sie zur Aufnahme von DOM befähigt (ARNDT et al., 2000). Die Bedeutung dieser Organismengruppe in Trinkwassersystemen ist noch weitgehend unbekannt. Das Ausmaß der Biofilmbildung wird von der DOM-Konzentration und von der Verwertbarkeit des DOM für die Bakterien beeinflusst. Die Abbaubarkeit der unter dem Kürzel DOM zusammengefassten organischen Stoffe hängt von der chemischen Zusammensetzung und Struktur (z.B. der Molekülgröße) ab. Der mikrobiologisch abbaubare Anteil am DOC wird auch als BDOC¹⁶ oder AOC¹⁷ (assimilierbarer organischer Kohlenstoff) bezeichnet. Einen Überblick über die Analyseverfahren und Spannbreiten der Werte aus Trinkwasserverteilungen in den USA gibt LECHEVALLIER (2014). Für den AOC wurden Werte zwischen 20 und 214 μgL^{-1} (Median – 100 μgL^{-1} , n=94) ermittelt; für den BDOC lagen die Werte zwischen 0 und 1,7 mgL^{-1} (Median – 0,38 mgL^{-1} , n=30). Als Grenzkonzentrationen für ein mikrobiologisch stabiles Trinkwasser wurden 10 μgL^{-1} für den AOC und 0,15 mgL^{-1} für den BDOC angegeben. Im Vergleich dazu betragen AOC-Konzentrationen in natürlichen Grundwässern meist < 20–30 μgL^{-1} (GRIEBLER et al., 2014), bei durchschnittlichen DOC-Konzentrationen von 1–2 mgL^{-1} entspricht das weniger als 2 % des organischen Kohlenstoffs, der für eine mikrobielle Verwertung zur Verfügung steht. Auf Grund des geringen Anteils von mikrobiologisch verwertbarem Kohlenstoff im Trinkwasser führen FLEMMING (2003a) und WINGENDER et al. (2003) die Biofilm-Bildung in Trinkwasserverteilungssystemen auch auf „biologisch verwertbare Materialien, die von der Aufwuchsfläche abgegeben werden“ zurück. Besiedelbare Oberflächen einer Trinkwasserverteilung sind nach spätestens 18 Monaten von einem mehr oder weniger dicken Biofilm mit Bakteriendichten zwischen 10^6 und 10^7 Zellen cm^{-2} überzogen.

Bislang wurde nur unzureichend untersucht, welcher Anteil des DOC während des Transports durch die Trinkwasserverteilung mikrobiell verstoffwechselt wird. Während

¹⁶ : Zur Bestimmung des BDOC wird die Wasserprobe mit den autochton vorhandenen Mikroorganismen inkubiert, der BDOC ist die Differenz zwischen dem DOC der Ausgangsprobe und dem DOC der Probe nach der Inkubationszeit.

¹⁷ : Zur Bestimmung des AOC wird der Abbau des DOC nach Zugabe definierter Bakterienkulturen gemessen und über Standardansätze mit Acetat als Nahrungsquelle in Kohlenstoffäquivalente umgerechnet.

des Transports wird theoretisch ein Teil der organischen Stoffe sorbiert, in Biomasse inkorporiert und/oder durch Abbau von Biomasse wieder freigesetzt. Diese Stoffzirkulation wird in der Ökologie als „nutrient spiraling“ bezeichnet (GRIEBLER & MÖSSLACHER, 2003). Welche Prozesse mit welcher Intensität in Trinkwasserverteilungssystemen ablaufen, ist noch weitgehend unerforscht. Nur für drei Wasserversorger waren DOC-Analysen im Wasseraufbereitungs- und -verteilungssystem verfügbar (Tabelle 4.3).

Tabelle 4.3: DOC-Konzentrationen (Angaben in mg L⁻¹) im System der Wasseraufbereitung und -verteilung für drei Versorgungsgebiete. (Unveröffentlichte Daten der Wasserversorger)

Verteilungssystem	Rohwasser	Reinwasser	Trinkwassernetz
GWT-15	2,8 (Mischrohrwasser)	2,4 (Filterablauf)	2,7 -3,0 (n=3)
GWT-38		2,6-2,8 (Reinwasser von 4 Wasserwerken)	2,5 (n=1)
GWT-36	1,7 (Mischrohrwasser)	1,5 (Wasserwerksausgang)	1,5 (n=1)

Die Analysen zeigten keine signifikanten Veränderungen des DOC während seines Transports zum Endverbraucher; von einem (leichten) Rückgang über gleichbleibende Konzentrationen bis zu einer leichten Zunahme war alles möglich. Insgesamt schien nur ein geringer Anteil des DOC im Reinwasser in die Nahrungskette zu gelangen. Möglicherweise hat die Elution von (bioverfügbarem) DOC aus den in Verteilungsnetzen verwendeten Materialien eine größere Bedeutung für die Entwicklung von Biofilmen (BENÖLKEN, 2011).

Neben dem DOC wird **organischer Kohlenstoff auch in partikulärer Form (POC)** in Trinkwassernetze eingetragen. Über die Größenordnungen des Eintrags gibt es bislang kaum Angaben. Die vorliegenden Analysen einiger Wasserversorger zeigten Werte zwischen 0 und 0,7 mg L⁻¹ (Tabelle 4.4). Diese Daten sind mit Werten aus Veröffentlichungen von RIPL & UHL (2012) und RIPL et al. (2014) zur POC-Konzentrationen im Trinkwasser am Wasserwerksausgang vergleichbar.

Tabelle 4.4: POC-Konzentrationen im Trinkwasser (Wasserwerksausgang) für drei Versorgungsgebiete. (unveröffentlichte Daten der Wasserversorger)

Verteilungssystem	Trinkwasser am Wasserwerksausgang Mittelwert (Min-Max) [mgL ⁻¹]	Anzahl Werte
GWT-15	0,2 (0-0,7)	41
GWT-38	0,16 (0,11-0,2)	5 (Einzelwerte von 5 Wasserwerken)
GWT-36	(0,1-0,9)	3

Trinkwasser am Wasserwerksausgang enthält bis zu 500 Partikel mL⁻¹ in unterschiedlicher Größe und aus unterschiedlichen Quellen (RIPL et al., 2014). 99 % der Partikel sind 1–140 µm groß, i.d.R. sind 90 % der Partikel < 5 µm (RIPL et al., 2014, RIPL & UHL, 2012).

Quellen des Eintrags sind (s.a. VREEBURG, 2007 und dort zitierte Quellen):

- Partikel aus dem Rohwasser (unvollständiger Rückhalt in der Aufbereitung),
- Partikel, die im Prozess der Aufbereitung gebildet werden (z.B. Oxidhydrate aus dem Flockungsprozess und/oder Partikel aus Filtrationsprozessen), und
- Partikel, die im Aufbereitungsprozess zudosiert werden (z.B. Aktivkohle).

POM im Sinne geeigneter Nahrungsquellen für Wirbellose entstehen durch Flockungs- und Fällungsprozesse, durch die Bildung von Biofilmen sowie durch den organischen Detritus in Filtern der Wasseraufbereitung. Der vorhandene POM-Pool stammt aber nicht ausschließlich aus externen Quellen, sondern entsteht auch in Trinkwasserverteilungssystemen selbst. Bei der Bildung (organischer) Partikel spielen Flockungs-, Fällungs- und Korrosionsprozesse ebenso eine Rolle wie das Absterben von Tieren und die Bildung von Kotpartikeln (VREEBURG, 2007, RICHARD & KORTH, 2010). Von besonderer Bedeutung ist die Bildung von Biofilmen, die quasi auf allen festen Oberflächen erfolgt: Die Transformation von gelösten (anorganischen und organischen) Stoffen zu POM durch Mikroorganismen ist auch in natürlichen Gewässern durch die Bindung von Nahrung/Energie bedeutsam und wird in diesen Systemen als „Microbial Loop“ bezeichnet (SCHWOERBEL & BRENDENBERGER, 2012). Eigene Untersuchungen in regelmäßig (halbjährlich) gespülten Trinkwassernetzen belegen überdurchschnittliche Individuendichten wirbelloser Tiere in ungeschützten Stahlleitungen im Vergleich zu anderen Rohrleitungsmaterialien. Neben dem unvollständigen Austrag von Tieren und Nahrung auf Grund der Inkrustationen kommt auch die Partikelbildung infolge Korrosion als „Nahrungslieferant“ in Frage. Partikuläre Eisenverbindungen werden wie andere Feststoffe von Mikroorganismen als Ansatzfläche genutzt und mit Biofilmen überzogen (SCHREIBER & WESTPHAL, 2002) und werden so „maskiert“ von Substratfressern ingestiert.

Den eigenen Untersuchungen zufolge bildeten Kotpartikel von Wasserasseln einen bedeutenden Anteil an Ablagerungen in Trinkwasserverteilungen. Ihr Volumenanteil lag zwischen 11 und 69 % (1–67 mL m⁻³ – 10–90-Perzentil, n=126, s.a. Kapitel 3.1.2). TITZE & GUNKEL (2013) stellten eine hohe Persistenz der Kotpartikel fest: erst nach ca. 6 Wochen konnten an den in Säulen, die ständig von Trinkwasser durchströmt wurden, gehälterten Kotpartikel Alterungserscheinungen in Form von schleimigen Überzügen sowie Pilzhypen festgestellt werden. In den Sedimenten von Bächen bleiben Kotpartikel (z.B. von Bachflohkrebsen) je nach Temperatur 40 (bei 20 °C) bis 80 Tage (bei 4–10 °C) erhalten (JOYCE & WOTTON, 2008) und fungieren als Nahrungsressource für Mikroben und Invertebraten (SCHWOERBEL & BRENDENBERGER, 2012).

Anders als im Falle von DOM unterliegen die mit dem Trinkwasser eingetragenen sowie in den Trinkwasserversorgungssystemen produzierten POM in weit geringerem Maße dem Transport durch das Verteilungsnetz. Nach RIPL & UHL (2012) erreichen maximal 30 % der eingetragenen Partikel die Peripherie des Trinkwassernetzes, so dass von einer Akkumulation in der Trinkwasserverteilung ausgegangen werden muss. Der Anteil der organischen Ablagerungen an allen Ablagerungen in Trinkwassernetzen beträgt zwischen 14 und 48 % (CARRIERE et al., 2005, RICHARD & KORTH, 2010, VREEBURG, 2007).

Eine besondere Form des POM-Eintrags ist der **Eintrag von wirbellosen Tieren** mit dem Reinwasser. In allen im Rahmen dieser Arbeit untersuchten Verteilungssystemen war dieser Input als Nahrungsgrundlage für die Lebensgemeinschaft im

Rohrnetz weitgehend ohne Bedeutung. Mit dem Reinwasser wurden durchschnittlich 200 Individuen m^{-3} eingetragen (17 Wasserwerke, $n=428$), dies entsprach einem POC von $2,8E-04 \text{ mg L}^{-1}$. Im Vergleich zum Gesamteintrag an POC ($0,1-0,9 \text{ mg L}^{-1}$) ist dieser Input vernachlässigbar.

Die Organismen der Wirbellosengemeinschaft der Trinkwassernetze verwerten die Bestandteile des POM-Pools in Abhängigkeit von ihren Mundwerkzeugen und von der Technik der Nahrungsaufnahme verschieden:

- Sedimentfresser konsumieren ein Gemisch aus Bakterien, Organismenresten und anderen abgelagerten POM (z.B. Gliederwürmer, Fadenwürmer, Ruderfußkrebse (Harpacticoida), Wasserasseln, Brunnenkrebse; MOOG, 1995, TRAUNSPURGER, 1989, JANETZKY, ENDERLE & NOODT, 1996),
- Weidegänger schaben, kratzen oder bürsten (im weiteren Sinne) Biofilme von festen Oberflächen ab (z.B. Wasserasseln, Schalenamöben, Ruderfußkrebse (Harpacticoida); MOOG, 1995, JANETZKY, ENDERLE & NOODT, 1996),
- Filtrierer filtrieren suspendierte Partikel z.T. nach vorangegangenem Aufwirbeln des Sediments (Larven der Ruderfußkrebse, Blattfußkrebse; JANETZKY, ENDERLE & NOODT, 1996, FLÖBNER, 2000) und
- Zerkleinerer/Greifer ergreifen einzelne Partikel/Organismen und/oder zerbeißen ihre Beute (z.B. Ruderfußkrebse (Copepoden); EINSLE, 1993).

Generell kann die Nahrungsaufnahme durch geeignete Strategien optimiert werden (z.B. durch das Aufsuchen besonders günstiger Nahrungsangebote; (SCHWOERBEL & BRENDENBERGER, 2012). Zur Ernährungsweise vieler in Trinkwassersystemen vorkommender Arten liegen in der Literatur kaum Angaben vor. Charakteristisch für die Lebensgemeinschaft scheint ihre Fähigkeit zur Anpassung an unterschiedliche Nahrungsquellen zu sein. Nach MOOG (1995) verfügt beispielsweise die Wasserassel (*Asellus aquaticus*) über Mechanismen der Nahrungsaufnahme, wie sie für Weidegänger (Abweiden von Biofilmen), für Zerkleinerer (Zerkleinern von Grobdetritus) und/oder für Sedimentfresser typisch sind. Eine ähnliche Flexibilität bei der Nahrungsaufnahme ist auch für *Niphargus sp.* und für Hüpferlinge (*Cyclopoida*) dokumentiert (MOOG, 1995, EINSELE, 1993). Ein weiteres Merkmal der Lebensgemeinschaft scheint das Fehlen von obligaten Räubern zu sein. Taxa mit räuberischer Lebensweise gibt es bei den Fadenwürmern (Nematoda), Ruderfußkrebsen (insbesondere Cyclopoida) und Wassermilben (Hydracarina). In Untersuchungen aus der Bodenzone zweier Fließgewässer gehörten allerdings bis zu 75 % der Nematoden-Taxa zum Ernährungstyp der Substratfresser (TRAUNSPURGER, 2002), carnivore Nematoden waren nur in geringen Anteilen vorhanden. Ähnliche Verhältnisse sind auch in Trinkwasserverteilungen wahrscheinlich. Die bislang im Trinkwasser nachgewiesenen Copepoden (Ruderfußkrebse) gelten mehrheitlich als omnivor (EINSLE, 1993), was im Falle von Trinkwasserverteilungen bedeutet, dass die Tiere auch Detritus als Nahrungsquelle nutzen können. Auch bei den bislang nachgewiesenen Milben (ausschließlich Halacarida) kann eine omnivore Lebensweise nicht ausgeschlossen werden (BARTSCH, 2007).

Eine Systematisierung der Nahrungsbeziehungen und/oder des biologischen Stoffkreislaufs in Form klassischer Nahrungsketten ist für die Lebensgemeinschaft in Trinkwassernetzen schwer möglich. Die Arten und Tiergruppen sind über eine Vielzahl von Nahrungsbeziehungen miteinander vernetzt: Die Wasserassel (*Asellus aquaticus*) ernährt sich beispielsweise von Bakterien aus Biofilmen, von toten Tieren bzw. deren

„Bruchstücken“ und von allochthonen organischen Partikeln. Exkremente und Kadaver der Asseln bilden wiederum die Nahrungsgrundlage für Bakterien, Mehrzeller und für eigene Artgenossen. Für Lebensgemeinschaften im Grundwasser und im hyporheischen Interstitial wird das Nahrungsgefüge nicht nur durch die klassische „Fraßnahrungskette“, sondern auch durch die **mikrobielle Nahrungskette** und die **Detritus-Nahrungskette** beschrieben. Die Fraßnahrungskette ist in diesem System sogar kaum von Bedeutung (BERKHOFF et al., 2015; BRUNKE et al., 2015). Die mikrobielle Nahrungskette beschreibt den auf DOM basierenden Stoff- und Energiefluss, die Detritus-Nahrungskette die Verwertung von (totem) organischem Material. Detailuntersuchungen zum Kohlenstoff-Fluss zeigen beispielsweise für den (von hyporheischen Habitaten dominierten) osthessischen Breitenbach eine Verquickung beider Nahrungsketten, da die Makrofauna ihren Kohlenstoff-Bedarf zu einem Drittel direkt aus der bakteriellen Biomasse deckt und/oder Protozoen und die Meiofauna auch (tote) POM konsumieren.

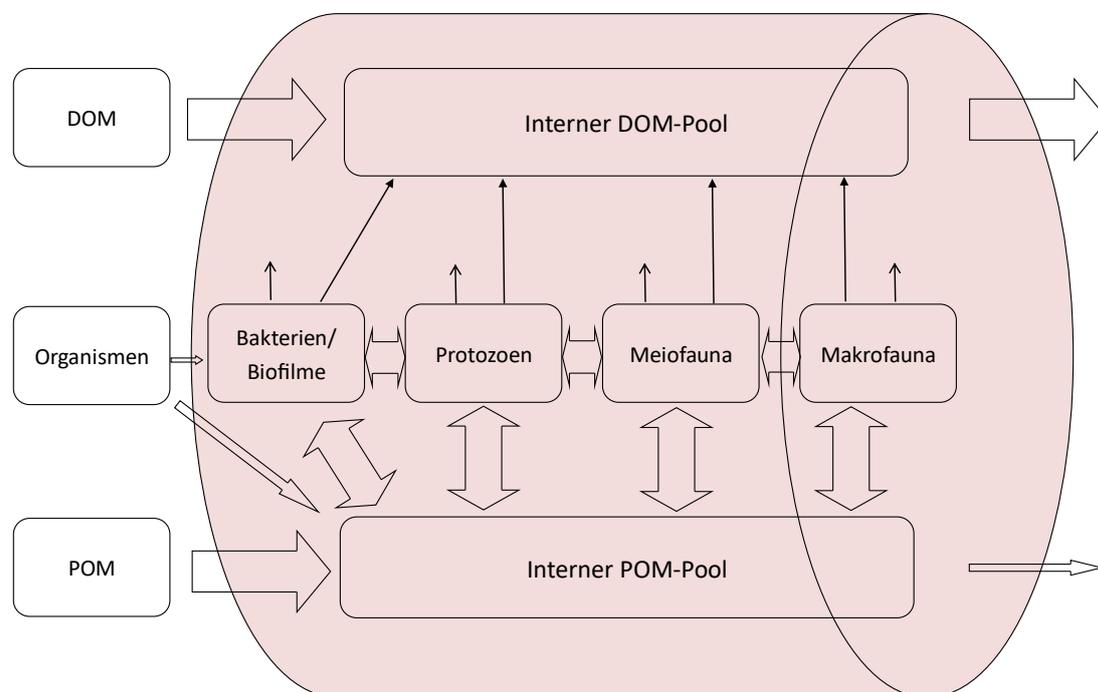


Abbildung 4.6: Biologischer Stoffkreislauf und Energiefluss in Trinkwasserverteilungssystemen. Die Dicke der Pfeile zeigt die relative Bedeutung des Zusammenhangs, einfache Pfeile symbolisieren den Stoff- bzw. Energieverlust durch Respiration

Innerhalb dieser Lebensgemeinschaft und auch in der von Trinkwasserverteilungssystemen nehmen unterschiedlich große, organische Partikel (u.a. Bakterien, bakterielle Biofilme, tote Organismen, tierischer Detritus, Kot) eine zentrale Rolle ein. Die Variabilität des Partikelgemischs sichert letztlich die biologische Verwertbarkeit aller Nahrungsbestandteile. Die Verwertbarkeit der Nahrung beruht primär auf dem Inventar an Verdauungsenzymen der Organismen und auf essentiellen biochemischen Komponenten der Nahrung (z.B. Aminosäuren, Vitaminen), was i. d. R. eine Aufnahme unterschiedlicher Nahrungsqualitäten erfordert (SCHWOERBEL & BRENDLBERGER, 2012). Eine wichtige Rolle spielen dabei Mikroorganismen, durch die der Proteingehalt organischer Partikel durch die Bildung von Biofilmen auf deren Oberfläche zunimmt (SCHWOERBEL & BRENDLBERGER, 2012). Die Aufnahme von Kotpartikeln dient bei juvenilen Wasserasseln (*Asellus aquaticus*) als zusätzliche Nahrungsquelle (WEICHBRODT, 2001). Die quantitative Verwertbarkeit hängt von der Individuendichte

und dem Größenspektrum vorhandener Organismen ab, denn „die Greifbarkeit der Nahrung ist bestimmt durch die Größe und Form der Nahrungsbrocken (Prinzip der adäquaten Brockengröße)“ (SCHWOERBEL & BRENDELBERGER, 2012). Die Komplexität der Nahrungsbeziehungen und Stoffkreisläufe in Trinkwasserverteilungen zeigt Abbildung 4.6.

Der konkrete Stoff- und Energietransfer einer Wirbellosengemeinschaft in Trinkwasserverteilungen lässt sich über **Biomasse-/Abundanz-Größenspektren** verdeutlichen (s.a. Kapitel 3.2.4.2). In der Auswertung verschiedener Studien zum Meiobenthos postuliert GIERE (2009), dass die verschiedenen Größenspektren das Ergebnis wechselseitiger Beeinflussung zwischen „großen“ und „kleinen“ Benthosbewohnern sind. Die verschiedenen (Größen)gruppen besetzen verschiedene ökologische Nischen, um Konkurrenz und Fraßdruck zu vermeiden. Eine gleichmäßige Verteilung konkurrierender Spezies entlang einer „Ressourcen-Achse“ führt zu einer optimalen Ausnutzung der Ressourcen und zu einer Verminderung der Konkurrenz zwischen den Arten. Die Organismengruppen finden quasi ihre ökologische Nische entlang eines Größengradienten (GAEDKE, 1992a).

Bei Betrachtung der Biozönose-Strukturen und funktionalen Zusammenhänge stellt sich die Lebensgemeinschaft in der Trinkwasserverteilung als komplexes und vernetztes System dar. Der Übergang von Biomasse und Energie von kleinen zu großen Organismen erfolgt kontinuierlich über das gesamte Körpergewichts-Spektrum der erfassten Tiere. Es treten keine Lücken, d.h. keine Körpergewichts-Klassen ohne nachweisbare Individuen und Biomasse auf. Mit den verfügbaren Methoden der Probeentnahme wurde nur ein Teil des vorhandenen Organismenspektrums erfasst. Bis zum theoretischen „Ausgangspunkt der Besiedelung“, den Bakterien (auf organischen Kohlenstoff (C) bezogenes Körper-Gewichts-Klassenmittel = $1,8E-8 \mu\text{gC Ind.}^{-1}$)¹⁸ gibt es theoretisch weitere fünf Klassen, in die beispielsweise Amöben und heterotrophe Flagellaten eingruppiert werden. Durch Extrapolation der Geraden (F1 100+25) lassen sich die fehlenden Werte ermitteln, in der Körpergewichts-Klasse von Bakterienzellen sind danach 7,5 Mrd. Zellen m^{-3} vorhanden (s.a. Abbildung 4.1).

¹⁸ : eine Bakterienzelle enthält $10^{-14} \text{ gC Ind.}^{-1}$ (GAEDKE (1992b))

5 SCHLUSSFOLGERUNGEN UND WEITERER FORSCHUNGSBEDARF

Auf Grund ihres unvermeidbaren und ubiquitären Vorkommens sind wirbellose Tiere ein wesentlicher **Qualitätsfaktor für das Trinkwasser**. Invertebraten sollten daher in ihrer qualitativen und quantitativen Ausprägung regelmäßig analysiert und bewertet werden.

- Wirbellose Tiere sind mit großer Vielfalt (13 Tiergruppen) und in beachtlichen Größenordnungen (100 bis > 1 Mio. Individuen m^{-3} bzw. 0,001 bis fast 100 $mg\ m^{-3}$) in Trinkwasserverteilungssystemen vorhanden. Ihr Vorkommen beruht primär nicht auf Versäumnissen/technischen Unzulänglichkeiten beim Aufbau und Betrieb von Trinkwassernetzen. Die Gemeinschaft der Wirbellosen ist vielmehr das Ergebnis der günstigen Umweltbedingungen bzw. Nahrungsgrundlagen.
- Für die Erfassung und Analyse von Invertebraten in Trinkwassersystemen bedarf es standardisierter Vorgehensweisen und verbindlicher Regularien zur Durchführung dieser Untersuchungen. Für Verfahrens-/Analysevorschriften zur Untersuchung von Invertebraten in Trinkwasserverteilungssystemen stehen etablierte Methoden zur Verfügung (SCHEIDELER, GUNKEL & MICHELS, 2013, MICHELS et al., 2013b). Ein wichtiger Schritt ist die Aufnahme der Thematik in das DVGW-Regelwerk mit der Erarbeitung des DVGW-Arbeitsblattes W271 (DVGW, 2017a, in Vorbereitung), in dem wichtige Erkenntnisse der vorliegenden Forschungsarbeit berücksichtigt wurden.
- Weitere Arbeiten sollten die Weiterentwicklung von Untersuchungsmethoden für unterschiedliche Fragestellungen (z.B. Vorbereitung von Maßnahmen zur Minimierung der Invertebraten und/oder zur Erfolgskontrolle) beinhalten.
- Die Beurteilung der biologischen Trinkwasserqualität erfordert ein geeignetes und verbindliches Vergleichs- und/oder Bewertungssystem. Grundlage sollte ein über die Beurteilung des Wassers an sich hinausgehender Ansatz sein, indem sowohl biologische Qualitätskomponenten (Tiergruppen, Arten) als auch der Wasserkörper berücksichtigt werden.
- Mit Hilfe eines modular aufgebauten Bewertungssystems ist neben einer vergleichenden Einordnung auch eine Abschätzung gesundheitlicher Risiken, eine Beurteilung von Systemzuständen der Wasseraufbereitung und -verteilung sowie eine Bewertung der Dringlichkeit von Maßnahmen möglich. Die Weiterentwicklung des Bewertungssystems sollte folgende Punkte berücksichtigen:
 - Für den Wasserkörper „Trinkwasserverteilung“ ist eine Erweiterung der Datenbasis notwendig, um Systemzustände, wie die Nutzung von Quellwasser und/oder Oberflächenwasser als Rohwasserquelle, zu erfassen, die im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht oder nur in geringerem Maße berücksichtigt werden konnten. Auf dieser Grundlage wäre eine Festlegung von Ankerpunkten und eine absolute Skalierung möglich.
 - Alle weiteren Wasserkörper/Kompartimente der Wasseraufbereitung sollten in ähnlicher Weise in die Bewertung der biologischen Trinkwasserqualität einbezogen werden. Der Ausgangspunkt einer entsprechenden Datenbasis ist in DVGW (2017a, in Vorbereitung) dokumentiert.

- Der Multimetrische Bewertungsindex sollte für alle Wasserkörper/Kompartimente ständig durch Anpassung und Verifizierung der Bewertungskriterien weiterentwickelt werden. Dazu gehören beispielsweise die Analyse und Implementierung von Zusammenhängen zwischen dem Vorkommen und der Spezifikation von Invertebraten und gesundheitlich relevanten Befunden von Trinkwasseruntersuchungen (z.B. Vorkommen von *Pseudomonas aeruginosa*, als einer der wichtigsten fakultativen Krankheitserreger).

Die wichtigsten Einflussfaktoren für die Ausprägung und (räumliche) Strukturierung von Invertebraten in Trinkwasserverteilungssystemen sind:

Feinpartikuläre Ablagerungen >> Wassertemperatur

- Feinpartikuläre Ablagerungen sind als wesentliche Nahrungsgrundlage und Lebensraumstruktur von besonderer Bedeutung für die Trinkwasserbiozönose.
- Die Temperatur des Trinkwassers liegt fast ganzjährig in einem für die Invertebraten-Gesellschaft optimalen Bereich. Temperaturen von > 10 °C im Winter begünstigen polyvoltine Entwicklungszyklen (z.B. für Wasserasseln).
- Die in Trinkwassernetzen üblicherweise vorherrschenden Fließgeschwindigkeiten sind kein begrenzender/strukturierender Faktor für die Verbreitung und Entwicklung von Invertebraten in Verteilungssystemen.
- Wirbellose Tiere sind nicht gleichmäßig in Rohrleitungssystemen verteilt, aus den räumlichen Gradienten von Temperatur, Fließgeschwindigkeit des Wassers und Partikeldeposition entsteht in (unmittelbarer) Nähe zum Wasserwerk bzw. zu Transportleitungen eine Referenzzone, in der die vergleichsweise höchsten Individuendichten der Invertebraten-Gemeinschaft zu erwarten sind.

Die Vielfalt und Quantität vorkommender Arten und Tiergruppen in Trinkwasserverteilungssystemen deutet auf eine **strukturierte Lebensgemeinschaft mit komplexen Interaktionen** sowohl zwischen belebter und unbelebter Umwelt als auch zwischen den Organismen selbst hin.

Der Stoff- und Energietransfer für die Wirbellosengemeinschaft in Trinkwasserverteilungen lässt sich über **Biomasse-/Abundanz-Größenspektren** verdeutlichen. Mittels Biomasse-Größenspektren ist es möglich, die Struktur der Wirbellosengemeinschaft verschiedener Versorgungssysteme zu vergleichen, die Auswirkungen technischer Maßnahmen (z.B. Rohrnetzspülungen) zu bewerten und verschiedene Systemzustände von Versorgungssystemen bzw. ihre Auswirkungen auf die Invertebraten-Gesellschaft zu beschreiben.

- Aufgrund der Möglichkeit, aus den Analyseergebnissen direkt auf die konkrete Nahrungssituation im Trinkwassernetz zu schließen, haben Biomasse-/Abundanz-Größenspektren in diesem Kontext eine besondere Bedeutung. Im Einzelfall kann auch das potentielle Vorhandensein einer externen Kohlenstoffquelle für die Invertebraten-Gemeinschaft detektiert werden.

- Um Biomasse-Größenspektren als Instrumentarium zur Bewertung der biologischen Trinkwasserqualität zu nutzen, sind weitere Untersuchungen mit folgenden Schwerpunkten erforderlich:
 - methodische Fragestellungen, wie die (quantitative) Analyse sehr kleiner Invertebraten-Taxa (Amöben, Flagellaten) zur Quantifizierung der mikrobiologischen Nahrungskette und
 - grundlegende Zusammenhänge, wie den Zusammenhang zwischen Partikelgröße und Nahrungsaufnahme verschiedener Invertebraten-Taxa zur Beschreibung der Detritus-Nahrungskette.

6 VERZEICHNISSE

6.1 LITERATURVERZEICHNIS

- ADCOCK, J. A. (1979): Energetics of a population of the isopod *Asellus aquaticus*: Life history and production. *Freshwater Biology*, 9(4), 343–355.
- ADRIAN, R. (1988): Untersuchungen zur herbivoren und carnivoren Ernährungsweise von *Cyclops kolensis* und *C. vicinus* (Crustacea, Copepoda). Dissertation. Berlin. Freie Universität. 188 S.
- AMBLARD, C., BOURDIER, G., CARRIAS, J.-F., MAURIN, N. & QUIBLIER, C. (1996): Evolution saisonniere de la structure des communautés microbiennes dans un reservoir d'eau potable. *Water Research*, 30, 613–624.
- ARNDT, H., DIETRICH, D., AUER, B., CLEVEN, E.-J., GRÄFENHAHN, T., WEITERE, M. & MYLNIKOV, A. (2000): Functional diversity of heterotrophic flagellates in aquatic ecosystems. In: B.S.C. LEADBEATER & J.C. GREEN (Hg.): *The flagellates. Unity, diversity, and evolution*, London, New York: Taylor & Francis. ISBN: 0-7484-0914-9, 240–268.
- ARNDT, H., SCHMIDT-DENTER, K., AUER, B. & WEITERE, M. (2003): Protozoans and Biofilms. In: W.E. KRUMBEIN, D.M. PATERSON & G.A. ZAVARZIN (Hg.): *Fossil and recent biofilms. A natural history of life on Earth*, Dordrecht, Boston: Kluwer Academic Publishers. ISBN: 1-402-01597-6, 161–179.
- BALSAMO, M. & TODARO, A. M. (2002): Gastrotricha. In: S.D. RUNDLE (Hg.): *Freshwater meiofauna. Biology and ecology*, Leiden: Backhuys. ISBN: 90-5782-109-5, 45–61.
- BARTSCH, I. (2007). Chelicerata: Araneae. *Acari*. Spektrum Akademischer Verlag. Heidelberg. ISBN: 978-3-8274-1693-3.
- BEGER, H. (1966). Leitfaden der Trink- und Brauchwasserbiologie. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart.
- BENÖLKEN, J. K., DORSCH, T., WICHMANN, K. & BENDINGER, B. (2010): Praxisnahe Untersuchungen zur Kontamination von Trinkwasser in halbtechnischen Trinkwasser-Installationen. In: H.-C. FLEMMING (Hg.): *Vermeidung und Sanierung von Trinkwasser-Kontaminationen durch hygienisch relevante Mikroorganismen aus Biofilmen der Hausinstallation*, Mühlheim an der Ruhr: IWW, 102–181.
- BENÖLKEN, J.K. (2011). Praxisnahe Untersuchungen in halbtechnischen Versuchsanlagen zur Kontamination von Trinkwasser in Haus-Installationen. Shaker. Aachen. ISBN: 978-3-8322-9788-6.
- BERKHOFF, S. E., BORK, J., HAHN, H. J., MARXSEN, J., SCHMIDT, S. I. & SPENGLER, C. (2015): Das Grundwasser: Strukturen, Prozesse, Funktionen. In: H. BRENDELBERGER, P. MARTIN, M. BRUNKE & H.J. HAHN (Hg.): *Grundwassergeprägte Lebensräume*, Stuttgart: Schweizerbart. ISBN: 978-3-510-53012-0, 11–48.
- BERNHARDT, H., LÜSSE, B. & CLASEN, J. (1989): Entnahme von Zooplankton durch Flockung und Filtration. *Aqua*, 38, 23–31.
- BGBI I 2001, 959, Änderung durch Art. 263 V v. 25.11.2003.

- BICHAI, F., BARBEAU, B. & PAYMENT, P. (2008): Protection of waterborne pathogens by higher organisms in drinking-water. *A review Can. J. Microbiol.*, 54, 209–524.
- BICHAI, F., BARBEAU, B. & PAYMENT, P. (2009): Protection against UV-Desinfection of *E. coli* bacteria and *B. subtilis* spores ingested by *C. elegans* nematodes. *Water Research*, 43, 3397–3406.
- BIRK, S. & HERING, D. (2006): Direct comparison of assessment methods using benthic macroinvertebrates: a contribution to the EU Water Framework Directive intercalibration exercise. *Hydrobiologia*, 401–415.
- BIRNER, T., OELZE, A., DAACKE, U. von, HERMSDORF, A. & KUNZE, J. (2015): Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit im Land Brandenburg 2006-2012. LANDESAMT FÜR UMWELT (Hg.). Potsdam. 114 S.
- BLOOR, M. C. (2011): Dietary Preference of *Gammarus pulex* and *Asellus aquaticus* during a Laboratory Breeding Programme for Ecotoxicological Studies. *International Journal of Zoology*, 2011(6), 1–5.
- BMG (2001). Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch - Trinkwasserverordnung. *TrinkwV 2001*.
- BRANDL, Z. & FERNANDO, C. H. (1974): Feeding of the copepod *Acanthocyclops vernalis* on the Cladoceran *Ceriodaphnia reticulata* under laboratory conditions. *Canadian Journal of Zoology*, 52, 99–105.
- BRANDL, Z. & FERNANDO, C. H. (1975): Investigations on the feeding of carnivorous cyclopoids. *Verh. internat. Verein. Limnol.*, 19, 2959–2965.
- BRENDELBERGER, H., MARTIN, P., BRUNKE, M. & HAHN, H.J. (Hg.) (2015): Grundwassergeprägte Lebensräume. Stuttgart. Schweizerbart. ISBN: 978-3-510-53012-0.
- BROCK, R., BRAUN, P., FELDMANN, A., FISZKAL, B., HAHN, S., HANUSCHKA, E., HORNBOKEN, M., KRONE, A., MÜHLBERG, A., PÄTZOLD, J., PREIß, S., SCHENK, R., SCHÖNFELDER, J., WIEMANN, O., WÜNSCH, S., ZIMMERMANN, F. & HERRMANN, B. (2005): Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (Hg.). Potsdam. 133 S.
- BRUNKE, M., MUTZ, M., MARXSEN, J., SCHMIDT, C., SCHMIDT, S. & FLECKENSTEIN, J. H. (2015): Das hyporheische Interstitial von Fließgewässern: Strukturen, Prozesse und Funktionen. In: H. BRENDELBERGER, P. MARTIN, M. BRUNKE & H.J. HAHN (Hg.): *Grundwassergeprägte Lebensräume*, Stuttgart: Schweizerbart. ISBN: 978-3-510-53012-0, 133–214.
- BUCK, K. R., CHAVEZ, F. P. & CAMPBELL, L. (1996): Basin-wide distribution of living carbon components and the inverted trophic pyramid of the central gyre of the North Atlantic Ocean, summer 1993. *Aquatic Microbial Ecology*, 10(3), 283–298.
- CHAMBERS, M. R. (1977): A comparison of the population ecology of *Asellus aquaticus* (L.) and *Asellus meridianus* RAC. in the reed beds of the Tjeukemeer. *Hydrobiologia*, 53, 147–154.
- CHANG, S. L., WOODWARD, R. L. & KABLER, P. W. (1960): Survey of Free-Living Nematodes and amoebas in Municipal Supplies. *Journal of American Water Works Association*, 52, 613–618.
- CHRISTENSEN, S. C., ARVIN, E., NISSEN, E. & ALBRECHTSEN, H.-J. (2013): *Asellus aquaticus* as a Potential Carrier of *Escherichia coli* and Other Coliform Bacteria into Drinking

Water Distribution Systems. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 10(3), 845–855.

CHRISTENSEN, S. C., NISSEN, E., ARVIN, E. & ALBRECHTSEN, H.-J. (2011): Distribution of *Asellus aquaticus* and microinvertebrates in a non-chlorinated drinking water supply system - effects of pipe material and sedimentation. *Water Research*, 45, 3215–3224.

CHRISTENSEN, S. C., NISSEN, E., ARVIN, E. & ALBRECHTSEN, H.-J. (2012): Influence of *Asellus aquaticus* on *Escherichia coli*, *Klebsiella pneumoniae*, *Campylobacter jejuni* and naturally occurring heterotrophic bacteria in drinking water. *Water research*, 46(16), 5279–5286.

COHN, F. (1853): Über lebendige Organismen im Trinkwasser. *Zeitschrift für Klin. Medizin*, 4(4), 229–237.

DEUTSCHER BUNDESTAG (2000). Gesetz zur Verhütung und Bekämpfung von Infektionskrankheiten beim Menschen. *Infektionsschutzgesetz - IfSG*.

DEUTSCHER BUNDESTAG (2009). Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts. *Wasserhaushaltsgesetz - WHG*.

DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V. (DIN) (1980): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H); Bestimmung des Volumenanteils der absetzbaren Stoffe in Wasser und Abwasser (H9). Beuth Verlag. Berlin, (38409-9).

DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V. (DIN) (2004): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M) – Teil 1: Bestimmung des Saprobienindex in Fließgewässern (M 1). Beuth Verlag. Berlin, (38410).

DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V. (DIN) (2011): Wasserbeschaffenheit - Anleitung zur Planung und Erstellung Multimetricer Indices. Beuth Verlag. Berlin, (16151).

DIETZSCH, F. & WALTHER, G. (2014): Netz- und Schadensstatistik Wasser. Ergebnisse aus den Jahren 2010 bis 2012. *energie / wasser-praxis*, 48–55.

DOZSA-FARKAS, K. (1965): Über die Fauna des Budapestser Leitungswassers mit besonderer Berücksichtigung der Nematoden. *Opusc. Zool. Budapest*, 2, 173–181.

DVGW (1997): Tierische Organismen in Wasserversorgungsanlagen. Technische Mitteilung Hinweis W 271. ZfGW-Verlag. Frankfurt, (W 271).

DVGW (2007): Vermehrung von Mikroorganismen auf Werkstoffen für den Trinkwasservereich. ZfGW-Verlag. Frankfurt, (W 270).

DVGW (2015). Branchenbild der deutschen Wasserwirtschaft 2015. Wirtschafts- u. Verlagsges. Gas u. Wasser. Bonn. ISBN: 978-3-89554-208-4.

DVGW (2017a, in Vorbereitung). DVGW Arbeitsblatt W 271: Invertebraten in Wasserversorgungsanlagen - Vorkommen und Empfehlungen zur Vermeidung. *W 271*.

DVGW (2017b, in Vorbereitung). DVGW-Information Wasser Nr. 91: Fallbeispiele und Steckbriefe von Invertebraten in Wasserversorgungsanlagen. *DVGW-Information Wasser Nr. 91*.

- EINSLE, U. (1993). Crustacea: Copepoda: Calanoida und Cyclopoida. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, Jena, New York.
- EU PARLAMENT UND EU RAT (2000). Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. *Wasserrahmenrichtlinie - WRRL*.
- EVINS, C. (2004): Small animals in drinking water distribution systems. In: R. AINSWORTH (Hg.): *Safe Piped Water: managing microbial water quality in piped distribution systems.*, London: IWA Publishing. ISBN: 924156251, 101–120.
- FLEMMING, H.-C. (1998): Biofilme in Trinkwassersystemen - Teil 1 Übersicht. *gwf - Wasser / Abwasser*, 139, 65–71.
- FLEMMING, H.-C. (2003a): Erfassung des Kontaminationspotenzials von Biofilmen in der Verteilung von Trinkwasser. In: H.-C. FLEMMING (Hg.): *Erfassung des Wachstums und des Kontaminationspotentials von Biofilmen in der Verteilung von Trinkwasser. Ergebnisse eines Verbundprojektes gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung*, Mülheim an der Ruhr: Institut für Wasserforschung gemeinnützige GmbH, 1–26.
- FLEMMING, H.-C. (Hg.) (2003b): Erfassung des Wachstums und des Kontaminationspotentials von Biofilmen in der Verteilung von Trinkwasser. Mülheim an der Ruhr. Institut für Wasserforschung gemeinnützige GmbH.
- FLÖBNER, D. (2000). Die Haplopoda und Cladocera (ohne Bosminidae) Mitteleuropas. Backhuys. Leiden.
- FRYER, G. (1957a): The feeding mechanism of some freshwater Cyclopoid Copepods. *Proc. Zool. Soc. London*, 129, 1–25.
- FRYER, G. (1957b): The food of some freshwater Cyclopoid Copepods and its ecological significance. *J. Anim. Ecol.*, 26, 263–286.
- GAEDKE, U. (1992a): Identifying ecosystem properties: a case study using plankton biomass size distribution. *Ecological Modelling*, 63, 277–298.
- GAEDKE, U. (1992b): The size distribution of plankton biomass in a large lake and its seasonal variability. *Limnology and Oceanography*, 37, 1202–1220.
- GALASSI, D., MARMONIER, P., DOLE-OLIVIER, M.-J. & RUNDLE, S. (2002): Microcrustacea. In: S.D. RUNDLE (Hg.): *Freshwater meiofauna. Biology and ecology*, Leiden: Backhuys. ISBN: 90-5782-109-5, 135–175.
- GIERE, O. (2009). Meiobenthology. *The microscopic motile fauna of aquatic sediments*. Springer. Berlin, London. ISBN: 978-3-540-68657-6.
- GRACA, M. A. S., MALTBY, L. & CALOW, P. (1993): Importance of fungi in the diet of *Gammarus pulex* and *Asellus aquaticus*: feeding strategies. *Oecologia*, 93, 139–144.
- GRIEBLER, C. & MÖSSLACHER, F. (2003). Grundwasser-Ökologie. Facultas. Wien. ISBN: 3-8252-2111-3.
- GRIEBLER, C., STEIN, H., HAHN, H.-J., STEUBE, C., KELLERMANN, C., FUCHS, A., BERKHOFF, S. & BRIELMANN, H. (2014): Bewertung biologischer Bewertungsmethoden und -kriterien für Grundwasserökosysteme. UMWELTBUNDESAMT (Hg.). Dessau. 215 S.

GUNKEL, G., MICHELS, U., SCHEIDELER, M. & RIPL, K. (2010): Vorkommen und Bedeutung von Kleintieren in Trinkwasserverteilungssystemen - Maßnahmen zu deren Regulierung. *3R*, 716–724.

HAHN, H. J. (2002): Grundwasser: Leben in ewiger Dunkelheit: Der vergessene Lebensraum. *Biologie in unserer Zeit*, 32(2), 110–117.

HART, K. M. (1957): Living Organisms in Public Water Mains. *Journal of the Institution of Municipal Engineers*, 324–333.

HASSALL, A.H. (1850): Memoir on the organic analysis or microscopic examination of the water supplied to the inhabitants of London and the suburban districts. London, 230–235.

HÄSSELBARTH, K. & LÜDEMANN, D. (1971): Die biologische Enteisung und Entmanganung. *Vom Wasser*, 38, 233–251.

HEYNIG, H. (1977a): Organismen im Leitungswasser der Stadt Halle (Saale) unter besonderer Berücksichtigung von Testacea und Crustacea. *Acta hydrochim. hydrobiol.*, 5(2), 179–183.

HEYNIG, H. (1977b): Rhizopoden (Testaceen) und andere Organismen in verschiedenen Anlagen der Trinkwasserversorgung im Bezirk Halle (DDR). *Acta hydrochim. hydrobiol.*, 5(3), 315–318.

HOEHN, E., KETELAARS, H. & EWIG, B. (1998): Erfassung und Bewertung von Planktonorganismen. *ATT Technische Informationen*, (7), 1–151.

HOFFMANN, R. & MICHEL, R. (2003): Auftreten von obligat und fakultativ pathogenen Organismen in Trinkwasser-Biofilmen: Freilebende Amöben (FLA). In: H.-C. FLEMMING (Hg.): *Erfassung des Wachstums und des Kontaminationspotentials von Biofilmen in der Verteilung von Trinkwasser. Ergebnisse eines Verbundprojektes gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung*, Mühlheim an der Ruhr: Institut für Wasserforschung gemeinnützige GmbH, 216–232.

HOLLAND, G. J. (1956): The Eradication of *Asellus aquaticus* from Water Supply Mains. *Journal of the Institution of Water Engineers*, 10, 221.

HUSMANN, S. (1982): Aktivkohlefilter als künstliche Biotope stygophiler und stygobionter Grundwassertiere. *Archiv für Hydrobiologie*, 1(4), 139–155.

ILLIES, J. (1961): Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 46(2), 205–213.

JANETZKY, W., ENDERLE, R. & NOODT, W. (1996). Crustacea: Copepoda: Gelyelloida und Harpacticoida. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart, Jena, New York.

JEURISSEN, B. & VERMAERCKE, H. (1990): De biotische leidingnet-index: een methode voor de kwaliteitsbeoordeling van leidingwater. *Water (B)*, 55, 264–271.

JOYCE, B. & WOTTON, R. S. (2008): Shredder fecal pellets as stores of allochthonous organic matter in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 27(3), 521–528.

KEMPER, H. (1931): Freilebende Würmer in einer Wasserversorgungsanlage. *Kleine Mitteilungen des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene*, 7, 279.

- KOLASA, J. (2002): Microturbellaria. In: S.D. RUNDLE (Hg.): *Freshwater meiofauna. Biology and ecology*, Leiden: Backhuys. ISBN: 90-5782-109-5, 1–14.
- KOLKWITZ, R. (1911): Biologie des Trinkwassers, Abwassers und der Vorfluter. In: M. RUBNER, V.M. GRUBER & M. FICKER (Hg.): *Handbuch der Hygiene - Wasser und Abwasser*, Stuttgart: S. Hirzel Verlag.
- KORTH, A., PETZOLD, H., BÖCKLE, K. & HAMBSCH, B. (2008): Coliforme Bakterien in Trinkwasserverteilungssystemen - Vorkommen, Anreicherung und Vermehrung. *energie / wasser-praxis*, 4, 40–44.
- KRÜGER, F. (1941): Eine parthenogenetische Chironomide als Wasserleitungsschädling. *Die Naturwissenschaften*, 29(36-37), 556–558.
- LECHEVALLIER, M. W. (2014): Measurement of Biostability and impacts on water treatment in the US. In: D. VAN DER KOOIJ & P.W. VAN DER WIELEN (Hg.): *Microbial Growth in Drinking-Water Supplies*, London, New York: IWA Publishing. ISBN: 9781780400402, 33-56.
- LEHTOLA, M. J., MIETTINEN, I. T. & MARTIKAINEN, P. J. (2002): Biofilm formation in drinking water affected by low concentrations of phosphorus. *Canadian Journal of Microbiol.*, 45, 494–499.
- LEVY, R. V., HART, F. L. & CHEETHAM, R. D. (1986): Occurance and public health significance of invertebrates in Drinking Water Systems. *Journal of American Water Works Association*, 9, 105–110.
- LIEDER, U. (1996). Crustacea: Cladocera/Bosminidae. G. Fischer. Heidelberg. ISBN: 3-437-25028-0.
- MARTIN, P., GERECKE, R. & RUMM, P. (2007): Acari (Milben). In: H.K. SCHMINKE (Hg.): *Grundwasserfauna Deutschlands. Ein Bestimmungswerk*, Hennef. ISBN: 978-3-939057-44-4, 295–344.
- MAYER, M. (2013): Zur Ernährungsweise von Isopoden in Trinkwasserverteilungssystemen. Dissertation. Berlin. Technische Universität. 94 S.
- MAZ (2000): Die Wasserassel in der Kaffeetasse. MAZ.
- MAZ (2009): Das Zähneputzen fällt aus - Ursache für belastetes Wasser in Brieselang noch unklar. MAZ.
- MAZ (2009): Keine Entwarnung bei verschmutztem Wasser in Brieselang. Leitungen werden gespült. MAZ.
- MEIER, C. (2008): Die Bewertung der Degradation deutscher Fließgewässer mit dem Makrozoobenthos. Dissertation. Universität Duisburg-Essen. 147 S.
- MEWIUS, W. (1982): Wasserasselbekämpfung im Trinkwasserrohrnetz. *Fachliche Berichte der Hamburger Wasserwerke*, 1, 50–51.
- MICHELS, U. & GUNKEL, G. (2013): Multimetrischer Bewertungsindex für Invertebraten in Trinkwasserverteilungssystemen. In: U. MICHELS, G. GUNKEL, M. SCHEIDELER & K. RIPL (Hg.): *Invertebraten im Trinkwasser - Probenahme, Analytik, Bewertung*, Berlin: Eigenverlag der Technischen Universität. ISBN: 978-3-7983-2573-3, 83–96.
- MICHELS, U., GUNKEL, G. & SCHEIDELER, M. (2016): Nachweis wirbelloser Tiere in der Trinkwasserverteilung – ein Methodenvergleich. *energie / wasser-praxis*, (12), 98–104.

- MICHELS, U., GUNKEL, G., SCHEIDELER, M. & RIPL, K. (Hg.) (2013a): Invertebraten im Trinkwasser - Probenahme, Analytik, Bewertung. Berlin. Eigenverlag der Technischen Universität. ISBN: 978-3-7983-2573-3.
- MICHELS, U., POLAK, J., GUNKEL, G. & SCHEIDELER, M. (2013b): Repräsentative Beprobung von Trinkwasserverteilungssystemen. In: U. MICHELS, G. GUNKEL, M. SCHEIDELER & K. RIPL (Hg.): *Invertebraten im Trinkwasser - Probenahme, Analytik, Bewertung*, Berlin: Eigenverlag der Technischen Universität. ISBN: 978-3-7983-2573-3, 48–62.
- MIETTINEN, I. T., VARTIAINEN, T. & MARTIKAINEN, P. J. (1997): Phosphorus and bacterial growth in drinking water. *Appl. Environ. Microbiol.*, 63, 551–562.
- MOMMERTZ, S. (1993). Untersuchungen zum Sexualverhalten von *Asellus aquaticus* L. Verlag Shaker. Aachen. ISBN: 3-86111-778-9.
- MOOG, O. (1995). Fauna Aquatica Austriaca. *Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft (Österr.). Wasserwirtschaftskataster. ISBN: 3-85174-001-7.
- NELSON, D. R. & MCINNES, S. J. (2002): Tardigrada. In: S.D. RUNDLE (Hg.): *Freshwater meiofauna. Biology and ecology*, Leiden: Backhuys. ISBN: 90-5782-109-5, 177–215.
- O'CONNOR, J. T., HASH, L. & EDWARDS, A. B. (1975): Deterioration of water quality in distribution systems. *Journal of American Water Works Association*, 67, 113–116.
- ØKLAND, K. (1978): Life History and Growth of *Asellus aquaticus* in Relation to Environment in a Eutrophic Lake in Norway. *Hydrobiologia*, 59, 243–259.
- OTILLINGER, F. & SZYMANSKY, V. (2015): Die deutsche Wasserwirtschaft - leistungsfähig, zuverlässig, nachhaltig. *Kommunalwirtschaft*, (7-8).
- PAGE, F.C. (1976). An Illustrated key to Freshwater and Soil Amoebae. Titus Wilson & Son Ltd. Kendal.
- PARK, S.-H., CHANG, C.-Y. & SHIN, S.-S. (2005): A new culture system for in situ observation of the growth and development of *Eucyclops serrulatus* (Copepoda: Cyclopoida). *The Korean Journal of Parasitology*, 43(4), 141–147.
- PEDERSEN, K. (1990): Biofilm development on stainless steel and PVC surfaces in drinking water. *Water Research*, 24, 239–243.
- PIK (2015): Klimazeitreihen, Bodentemperatur. <https://www.pik-potsdam.de/services/klima-wetter-potsdam/klimazeitreihen/bodentemperatur>.
- RICHARD, S. & KORTH, A. (2010): Minimierung sedimentbürtiger Gütebeeinträchtigungen durch modellgedützten Rohrnetzbetrieb. TECHNOLOGIEZENTRUM WASSER (Hg.). Dresden. 227 S.
- RIPL, K., SLAVIK, I., EDEL, T., OLTMANN, J. & UHL, W. (2014): Modellbasierte Spülplanoptimierung für Trinkwasserverteilungsnetze am Beispiel des Netzes eines niedersächsischen Wasserverbandes. *gwf - Wasser / Abwasser*, 1194–1203.
- RIPL, K., SLAVIK, I., UHL, W., MICHELS, U., TITZE, D., GUNKEL, G. & SCHEIDELER, M. (2011): Sampling of *Asellus aquaticus* (water lice) in a drinking water distribution system and consequences for drinking water supply: *Proc. of conf. "Computation of control in the Water Industry"*. Exeter (UK). Sept. 5-7. ISBN: 0-9539140-6-2.

- RIPL, K. & UHL, W. (2010): Minimierung sedimentbürtiger Gütebeeinträchtigungen durch modellgestützten Rohrnetzbetrieb. Entwicklung eines Transportmodells für amorphe Verbindungen. TECHNISCHE UNIVERSITÄT DRESDEN (Hg.). Dresden.
- RIPL, K. & UHL, W. (2012): Entnahme, Analyse, Modellierung und Bewertung von Ablagerungen in Trinkwasserverteilungssystemen. TECHNISCHE UNIVERSITÄT (Hg.). Dresden. 137 S.
- RIPL, K. & UHL, W. (2013): Partikuläre organische Stoffe als Nahrungsquelle für Invertebraten - Modellierung der Ablagerung in einem Trinkwasserverteilungssystem. In: U. MICHELS, G. GUNKEL, M. SCHEIDELER & K. RIPL (Hg.): *Invertebraten im Trinkwasser - Probenahme, Analytik, Bewertung*, Berlin: Eigenverlag der Technischen Universität. ISBN: 978-3-7983-2573-3, 30–47.
- RÖSKE, I. & UHLMANN, D. (2005). Biologie der Wasser- und Abwasserbehandlung. UTB. Stuttgart. ISBN: 3-8252-8300-3.
- RÖBNER, F. X. (1966): Organismen in den technischen Anlagen der Wasserversorgung. *Neue DELIWA-Zeitschrift*, 3, 93–102.
- ROTHHAAR, A. (2011): Tierische Organismen in Trinkwasserversorgungssystemen. Eine Umfrage bei hessischen Wasserversorgern. Wissenschaftliche Prüfungsarbeit. Landau. Universität Koblenz-Landau. 78 S.
- RUMM, P., SCHMIDT, H. & SCHMINKE, H. K. (1997): Organismenaustrag aus Langsandsfiltern. *gwf - Wasser / Abwasser*, 138, 355–361.
- SABATINO, A. Di, MARTIN, P., GERECKE, R. & CICOLANI, B. (2002): Hydrachnida (water mites). In: S.D. RUNDLE (Hg.): *Freshwater meiofauna. Biology and ecology*, Leiden: Backhuys. ISBN: 90-5782-109-5, 105–133.
- SCHEIDELER, M. & GUNKEL, G. (2010): Neue Behandlungstechnologie für Trinkwasserverteilungssysteme bei Besiedlung mit Invertebraten, insbesondere Wasserasseln. *gwf - Wasser / Abwasser*, 181(2), 176.
- SCHEIDELER, M., GUNKEL, G. & MICHELS, U. (2013): Entwicklung eines mobilen Probenahme- und Messsystems für Invertebraten in Trinkwasserverteilungssystemen. In: U. MICHELS, G. GUNKEL, M. SCHEIDELER & K. RIPL (Hg.): *Invertebraten im Trinkwasser - Probenahme, Analytik, Bewertung*, Berlin: Eigenverlag der Technischen Universität. ISBN: 978-3-7983-2573-3, 3–29.
- SCHMID-ARAYA, J. M. & SCHMID, P. E. (2000): Trophic relationships: integrating meiofauna into a realistic benthic food web. *Freshwater Biology*, 44(1), 149–163.
- SCHREIBER, H. & SCHOENEN, D. (1996): Tierische Organismen in Wasserversorgungsanlagen. gefördert durch den DVGW - Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches. HYGIENE-INSTITUT (Hg.). Bonn. 147 S.
- SCHREIBER, H., SCHOENEN, D. & TRAUNSPURGER, W. (1997): Invertebrate colonization of granular activated carbon filters. *Water Research*, 31(4), 743–748.
- SCHREIBER, H. & WESTPHAL, B. (2002): Organismen in Trinkwasseranlagen. In: K. HÖLL & A. GROHMANN (Hg.): *Wasser, Nutzung im Kreislauf, Hygiene, Analyse und Bewertung.*, Berlin, New York: De Gruyter. ISBN: 9783110129311, 495–514.
- SCHWARTZ, H., KUCERA, R., KLAPPER, H., KRAMER, W. & SCHUSTER, W. (1966): Erfahrungen bei der Bekämpfung von *Asellus aquaticus* in den Wasserversorgungsanlagen der Stadt Magdeburg. *Fortschritte der Wasserchemie und ihrer Grenzgebiete*, 4, 96–127.

- SCHWOERBEL, J. (1994). Methoden der Hydrobiologie, Süßwasserbiologie. Fischer. Stuttgart [u.a.]. ISBN: 9783827408495.
- SCHWOERBEL, J. & BRENDELBERGER, H. (2012). Einführung in die Limnologie. *Stoffhaushalt - Lebensgemeinschaften - Technologie*. Spektrum Akademischer Verlag. Heidelberg, Neckar. ISBN: 978-3-8274-2153-1.
- SMALLS, I. C. & GREAVES, G. F. (1968): A Survey of Animals in Distribution Systems. *Proc. Soc. Water Treatment and Examination*, 50–186.
- SMERDA, S. M., JENSEN, H. J. & ANDERSON, A. W. (1971): Escape of Salmonellae for Chlorination during Ingestion by *Pristionchus Iheritieri* (Nemtoða: Diplogasterinae). *Journal Nematology*, 3(3), 201–204.
- STREBELE, H. & KRAUTER, D. (2006). Das Leben im Wassertropfen. *Mikroflora und Mikrofauna des Süßwassers. Ein bestimmungsbuch*. Kosmos. ISBN: 978-3-440-10807-9.
- SZEZYK, U. & RÖDER, R. (2010): Untersuchung der Auswirkung von Desinfektionsmaßnahmen auf die Biofilm-Population unter besonderer Berücksichtigung der Ansiedlung und Vermehrung hygienisch relevanter Mikroorganismen. In: H.-C. FLEMMING (Hg.): *Vermeidung und Sanierung von Trinkwasser-Kontaminationen durch hygienisch relevante Mikroorganismen aus Biofilmen der Hausinstallation*, Mühlheim an der Ruhr: IWW, 330–389.
- TIEMANN, F. & GÄRTNER, A. (1889). Die chemische und mikroskopisch-bakteriologische Untersuchung des Wassers. F. Vieweg & Söhne. Braunschweig.
- TIMM, T. (2009): A guide to the freshwater Oligochaeta and Polychaeta of Northern and Central Europe. *Lauterbornia*, 1–235.
- TITZE, D. & GUNKEL, G. (2012): Entwicklung eines mobilen Probenahme- und Messsystems für Invertebraten und partikuläre Belastungen in Trinkwasser-Verteilungssystemen. Abschlussbericht zum Kooperationsprojekt KF 2058602RH9 der Arbeitsgemeinschaft industrieller Forschungsvereinigungen (AiF). TECHNISCHE UNIVERSITÄT (Hg.). Berlin. 46 S.
- TITZE, D. & GUNKEL, G. (2013): Kotpellets der Wasserassel als Indikator für die Besiedlung von Trinkwasser-Versorgungsgebieten. In: U. MICHELS, G. GUNKEL, M. SCHEIDELER & K. RIPL (Hg.): *Invertebraten im Trinkwasser - Probenahme, Analytik, Bewertung*, Berlin: Eigenverlag der Technischen Universität. ISBN: 978-3-7983-2573-3, 63–82.
- TÖRÖK, P. (1954): Mikroorganismen aus dem Wasser ungarischer Wasserleitungen. *Acta Microbiol. (Budapest)*, 1, 223–241.
- TRAUNSPURGER, W. (1989): Systematik und Ökologie der Nematoden des Königssees. Dissertation. München. Ludwigs-Maximilians Universität. 305 S.
- TRAUNSPURGER, W. (2000): The biology and ecology of lotic nematodes. *Freshwater Biology*, 44, 29–45.
- TRAUNSPURGER, W. (2002): Nematoda. In: S.D. RUNDLE (Hg.): *Freshwater meiofauna. Biology and ecology*, Leiden: Backhuys. ISBN: 90-5782-109-5, 63–104.

- TREBILCO, R., BAUM, J. K., SALOMON, A. K. & DULVY, N. K. (2013): Ecosystem ecology: size-based constraints on the pyramids of life. *trends in Ecology & Evolution*, 28, 423–431.
- TÜMPLING, W. von & FRIEDRICH, G. (1999). Methoden der Biologischen Wasseruntersuchung. *Biologische Wasseruntersuchung*. Gustav Fischer Verlag. Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm.
- TURNER, M. E. D. (1956): Asellus aquaticus in an public Water Supply Distribution System. *Proc. Soc. Water Treatment and Examination*, 5, 67.
- UBA (2004): Stellungnahme der Trinkwasserkommission zum Vorkommen von Oligochaeten und anderen Kleintieren in Wasserversorgungsanlagen. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, (3), 302.
- UHLMANN, D. (1988). Hydrobiologie. Ein Grundriss für Ingenieure und Naturwissenschaftler. VEB G. Fischer Verlag. Jena.
- VALSTER, R. M., WULLINGS, B. A., BAKKER, G., SMIDT, H. & VAN DER KOOIJ, D. (2009): Free-living Protozoa in Two Unchlorinated Drinking Water Supplies, Identified by Phylogenetic Analysis of 18S rRNA Gene Sequences. *Appl. Environ. Microbiol.*, 75(14), 4736–4746.
- VAN DAMME, K., BRANCELJ, A. & DUMONT, H. J. (2009): Adaptations to the hyporheic in Aloninae (Crustacea: Cladocera): allocation of Alona protzi Hartwig, 1900 and related species to Phreatalona gen. nov. *Hydrobiologia*, 618(1), 1–34.
- VAN DER KOOIJ, D. & VAN DER WIELEN, P. W. (2014): Microbial Growth in Drinking-Water Supplies - General Introduction. In: D. VAN DER KOOIJ & P.W. VAN DER WIELEN (Hg.): *Microbial Growth in Drinking-Water Supplies*, London, New York: IWA Publishing. ISBN: 9781780400402, 1–32.
- VAN HEUSDEN, G. P. (1948): Asellus aquaticus in het Amsterdamse Leidignet. *Water (NL)*, 32, 109–113.
- VAN LIEVERLOO, H., VAN DER KOOIJ, D. & HOOGENBOEZEM, W. (2002): Invertebrates and Protozoa (Free-Living) in Drinking Water Distribution Systems. In: G. BITTON (Hg.): *Encyclopedia of Environmental Microbiology*, Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, Inc. ISBN: 0471263397, 1718–1733.
- VAN LIEVERLOO, H. J., HOOGENBOEZEM, W., VEENEDAL, G. & VAN DER KOOIJ, D. (2014): Invertebrates in drinking water distribution systems. In: D. VAN DER KOOIJ & P.W. VAN DER WIELEN (Hg.): *Microbial Growth in Drinking-Water Supplies*, London, New York: IWA Publishing. ISBN: 9781780400402, 239–260.
- VAN LIEVERLOO, J. H. M., BOSBOOM, D. W., BAKKER, G. L., BROUWER, A. J., VOOGT, R. & DE ROOS, JOSJE E.M. (2004): Sampling and quantifying invertebrates from drinking water distribution mains. *Water Research*, 38(5), 1101–1112.
- VAN LIEVERLOO, J. H. M., HOOGENBOEZEM, W., VEENENDAAL, G. & VAN DER KOOIJ, D. (2012): Variability of invertebrate abundance in drinking water distribution systems in the Netherlands in relation to biostability and sediment volumes. *Water Research*, 4918–4932.
- VREEBURG, J. H. (2014): Optimisation of design and operation of distribution systems to preserve water quality and maintain customer satisfaction. In: D. VAN DER KOOIJ &

- P.W. VAN DER WIELEN (Hg.): *Microbial Growth in Drinking-Water Supplies*, London, New York: IWA Publishing. ISBN: 9781780400402, 401–421.
- VREEBURG, J.H.G. (2007): Discolouration in drinking water systems: a particular approach. Dissertation. Delft. Technische Universität. 182 S.
- WALL, A. A. J., GILBERT, D., MAGNY, M. & MITCHELL, E. A. D. (2010): Testate amoeba analysis of lake sediments: impact of filter size and total count on estimates of density, species richness and assemblage structure. *Journal of Paleolimnology*, 43(4), 689–704.
- WALLACE, R. L. & RICCI, C. (2002): Rotifera. In: S.D. RUNDLE (Hg.): *Freshwater meiofauna. Biology and ecology*, Leiden: Backhuys. ISBN: 90-5782-109-5, 15–44.
- WEICHBRODT, S. (2001): Ernährungsökologische Untersuchungen an *Asellus aquaticus* (Isopoda) und *Gammarus pulex* (Amphipoda). Diplomarbeit. Kiel. Christian-Albrechts-Universität. 62 S.
- WESENBERG-LUND, C. (1939). *Biologie der Süßwassertiere : wirbellose Tiere*. Verlag von Julius Springer. Wien. ISBN: 3-7682-1340-4.
- WESENBERG-LUND, C. (1943). *Biologie der Süßwasserinsekten*. Cramer (u.a.). Braunschweig (u.a.). ISBN: 3-7682-1281-5.
- WESTPHAL, B. (1996): Planktonalgen und Metazoen in Trinkwasserversorgungsanlagen. *gwf - Wasser / Abwasser*, 137, 271–275.
- WIKIPEDIA (2017): Migration -- Wikipedia, Die freie Enzyklopädie. <https://de.wikipedia.org/w/index.php?title=Migration&oldid=162277970>.
- WINGENDER, J., DANNEHL, A., BRESSLER, D. & FLEMMING, H.-C. (2003): Charakterisierung von Biofilmen in Trinkwasserverteilungssystemen. In: H.-C. FLEMMING (Hg.): *Erfassung des Wachstums und des Kontaminationspotentials von Biofilmen in der Verteilung von Trinkwasser. Ergebnisse eines Verbundprojektes gefördert durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung*, Mühlheim an der Ruhr: Institut für Wasserforschung gemeinnützige GmbH, 27–85.
- ZACHEUS, O. M., LEHTOLA, M. J., KORHONEN, L. K. & MARTIKAINEN, P. J. (2001): Soft Deposits, the key site for microbial growth in drinking water distribution network. *Water Research*, 35(7), 1757–1765.
- ZETTLER, M.L. & ZETTLER, A. (2017). *Marine and freshwater Amphipoda from the Baltic Sea and adjacent territories*. ConchBooks. Harxheim. ISBN: 978-3-939767-74-9.

6.2 PUBLIKATIONSLISTE

6.2.1 VORVERÖFFENTLICHUNGEN

Im Bearbeitungszeitraum der Dissertation wurden folgende Veröffentlichungen erstellt:

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

GUNKEL, GÜNTER; SCHEIDELER, MICHAEL; MICHELS, UTE (2015): Invertebrates in Drinking Water Distributions Systems. *gwf - Wasser / Abwasser* 156, S. 52–55.

MICHELS, UTE; GUNKEL, GÜNTER; SCHEIDELER, MICHAEL (2014): Im Fokus der Wasserversorger - die biologische Trinkwasserqualität. *Vom Wasser* 112, S. 93–95.

MICHELS, U. & GUNKEL, G. (2013): Multimetrischer Bewertungsindex für Invertebraten in Trinkwasserverteilungssystemen. In: U. MICHELS, G. GUNKEL, M. SCHEIDELER & K. RIPL (Hg.): *Invertebraten im Trinkwasser - Probenahme, Analytik, Bewertung*, Berlin: Eigenverlag der Technischen Universität. ISBN: 978-3-7983-2573-3, 83–96.

MICHELS, U., GUNKEL, G., SCHEIDELER, M. & RIPL, K. (Hg.) (2013): *Invertebraten im Trinkwasser - Probenahme, Analytik, Bewertung*: Berlin. Eigenverlag der Technischen Universität Berlin. ISBN: 978-3-7983-2573-3.

MICHELS, U., POLAK, J., GUNKEL, G. & SCHEIDELER, M. (2013): Repräsentative Beprobung von Trinkwasserverteilungssystemen. In: U. MICHELS, G. GUNKEL, M. SCHEIDELER & K. RIPL (Hg.): *Invertebraten im Trinkwasser - Probenahme, Analytik, Bewertung*, Berlin: Eigenverlag der Technischen Universität. ISBN: 978-3-7983-2573-3, 48–62.

SCHEIDELER, M., GUNKEL, G. & MICHELS, U. (2013): Entwicklung eines mobilen Probenahme- und Messsystems für Invertebraten in Trinkwasserverteilungssystemen. In: U. MICHELS, G. GUNKEL, M. SCHEIDELER & K. RIPL (Hg.): *Invertebraten im Trinkwasser - Probenahme, Analytik, Bewertung*, Berlin: Eigenverlag der Technischen Universität. ISBN: 978-3-7983-2573-3, 3–29.

Als Mitglied des DVGW-Arbeitskreises „Tierische Organismen in Wasserversorgungsanlagen“:

DVGW (2017a, in Vorbereitung). DVGW Arbeitsblatt W 271: Invertebraten in Wasserversorgungsanlagen - Vorkommen und Empfehlungen zur Vermeidung. W 271.

DVGW (2017b, in Vorbereitung). DVGW-Information Wasser Nr. 91: Fallbeispiele und Steckbriefe von Invertebraten in Wasserversorgungsanlagen. *DVGW-Information Wasser Nr. 91*.

6.2.2 WEITERE VERÖFFENTLICHUNGEN

SEITZ, GUNTER; MICHELS, UTE; KLIMA, MARTINA (2014): First indigenous finding of *Simulium maculatum* (Meigen 1804) in the river Oder. In: *Lauterbornia* 77, S. 71–75.

RIPL, K., SLAVIK, I., UHL, W., MICHELS, U., TITZE, D., GUNKEL, G. & SCHEIDELER, M. (2011): Sampling of *Asellus aquaticus* (water lice) in a drinking water distribution system and

consequences for drinking water supply: *Proc. of conf. "Computation of control in the Water Industry"*. Exeter (UK). Sept. 5-7. ISBN: 0-9539140-6-2.

HENDRICH, LARS; MICHELS, UTE (2011): Ein weiterer Nachweis des seltenen aquatischen Rüsselkäfers *Bagous elegans* (Fabricius, 1801) aus Brandenburg (Coleoptera, Curculionidae). In: *Märkische Entomologische Nachrichten* 13 (2), S. 181–187.

GUNKEL, G., MICHELS, U., SCHEIDELER, M. & RIPL, K. (2010): Vorkommen und Bedeutung von Kleintieren in Trinkwasserverteilungssystemen - Maßnahmen zu deren Regulierung. *3R*, 716–724.

MICHELS, UTE (2005): *Limnomysis benedeni* (Crustacea: Mysidacea) neu für die Untere Oder in Polen. In: *Lauterbornia* 55, S. 83–87.

6.3 ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1.1: Gliederwürmer (Oligochaeta) aus Trinkwasserverteilungssystemen...	4
Abbildung 1.2: Protozoen aus Trinkwasserverteilungssystemen –	8
Abbildung 1.3: Prozentualer Anteil von Materialien und Nenndurchmesser in Trinkwassernetzen im bundesdeutschen Durchschnitt	9
Abbildung 1.4: Food-web in Rohrleitungssystemen (Hypothesen).	12
Abbildung 2.1: Schematische Darstellung und Funktionsweise der Filtrierapparatur F1.	22
Abbildung 2.2: Filtrierapparatur F1.	23
Abbildung 2.3: Schematische Darstellung und Funktionsweise der Filtrierapparatur F2.	24
Abbildung 2.4: Rückspülbare Partikelfilter	26
Abbildung 3.1: Mittlere tägliche Strömungsgeschwindigkeiten im Verteilungsnetz GWT-15B.	31
Abbildung 3.2: Zeitanteil mit laminaren Strömungsbedingungen im Verteilungsnetz GWT-15B an den täglichen hydraulischen Bedingungen.....	32
Abbildung 3.3: Mittlere tägliche Strömungsgeschwindigkeiten in der Trinkwasserverteilung von GWT-15B (blau) im Vergleich mit längsprofilgemittelten Strömungsgeschwindigkeiten in den Fließgewässertypen des Landes Brandenburg (grau).....	32
Abbildung 3.4: Zusammensetzung der Sedimentationsvolumina in verschiedenen Versorgungsgebieten.	33
Abbildung 3.5: Menge partikulärer organischer Ablagerungen im Untersuchungsgebiet GWT-15B nach 6,5-monatigem Betrieb.....	34
Abbildung 3.6: Anteil organischen Materials (POM-Anteil) an der Gesamtheit vorhandener Ablagerungen im Versorgungsgebiet GWT-15B.....	35
Abbildung 3.7: Ablagerungsbildung (durch am Wasserwerk eingetragene Partikel) innerhalb eines Tages.	36
Abbildung 3.8: Partikuläre Ablagerungen in Abhängigkeit von der Entfernung zum Wasserwerk in der Trinkwasserverteilung GWT-5E	36
Abbildung 3.9: Partikuläre Ablagerungen in Abhängigkeit von der Entfernung zum Wasserwerk in der Trinkwasserverteilung GWT-5K	37
Abbildung 3.10: Individuendichte von Wasserasseln (links) und Anzahl von Kotpellets (rechts) in Abhängigkeit von der Entfernung zum Wasserwerk in der Trinkwasserverteilung GWT-5E	38
Abbildung 3.11: Pellet-Index in Abhängigkeit von der Entfernung zum Wasserwerk in der Trinkwasserverteilung GWT-5E	38
Abbildung 3.12: Jahresgang der Wassertemperatur im Partikelfilter GWT-5 Lin (links); Mittelwert und Schwankungsbreite der Wassertemperaturen in verschiedenen Partikelfiltern (rechts)	39
Abbildung 3.13: Jahresganglinien der Durchschnittstemperaturen des Bodens in 2 m Tiefe sowie der Wassertemperatur in den Partikelfiltern GWT-5 Lin und GWT-5 Frei.	40
Abbildung 3.14: Temperaturverteilung Ende September 2014 im Trinkwassersystem GWT-15B.	40
Abbildung 3.15: Temperaturverteilung im März 2014 im Trinkwassersystem GWT- 15B.	41

Abbildung 3.16: Prognostizierter Temperaturverlauf in der Trinkwasserverteilung GWT-15B für September 2014.	42
Abbildung 3.17: Nachweiswahrscheinlichkeit der in Trinkwasserverteilungssystemen vorkommenden Tiergruppen.	43
Abbildung 3.18: Nachweiswahrscheinlichkeit von ubiquitär in Trinkwasserverteilungssystemen vorkommenden Tiergruppen in Abhängigkeit von der Methodik der Probeentnahme (Filtrationsschritt) und im europäischen Vergleich.	44
Abbildung 3.19: Kumulierte Häufigkeitsverteilung der Individuendichten der Makroinvertebraten <i>Asellus aquaticus</i> und <i>Oligochaeta</i> in Trinkwasserverteilungen im Vergleich zur Gesamtbesiedelungsdichte	45
Abbildung 3.20: Individuendichten von <i>Asellus aquaticus</i> (blau) und <i>Proasellus cavaticus</i> (braun) in Trinkwasserverteilungssystemen	46
Abbildung 3.21: Individuendichten von Gliederwürmern (<i>Oligochaeta</i>) in Trinkwasserverteilungssystemen.	47
Abbildung 3.22: Kumulierte Häufigkeitsverteilung der Individuendichten ausgewählter Tiergruppen der Meiofauna.	48
Abbildung 3.23: Individuendichten (Boxplots) ausgewählter Tiergruppen der Meiofauna.	49
Abbildung 3.24: Kumulierte Häufigkeitsverteilung der Individuendichten von Rädertierchen und Schalenamöben.	51
Abbildung 3.25: Korrelation von Individuendichte und Biomasse der mit dem Probenahmesystem F2 (100+55) gewonnenen Daten	52
Abbildung 3.26: Individuendichte (oben) und Biomasse (unten) wirbelloser Tiere in Trinkwasserverteilungen.	53
Abbildung 3.27: Individuendichten und Biomassen wirbelloser Tiere in Rohrleitungsabschnitten in Abhängigkeit von der Probenahmemethode.	54
Abbildung 3.28: Saisonale Entwicklung der Individuendichte wirbelloser Tiere in Trinkwasserverteilungssystemen auf der Basis von Hydrantenuntersuchungen.	55
Abbildung 3.29: Saisonale Entwicklung der Individuendichte (links) und Biomasse (rechts) wirbelloser Tiere in Trinkwasserverteilungssystemen auf der Basis von Partikelfilteruntersuchungen.	56
Abbildung 3.30: Saisonale Entwicklung von Individuendichte und Biomasse wirbelloser Tiere im Partikelfilter GWT-5Lin im Zeitraum 2012 und 2013	57
Abbildung 3.31: Relative Häufigkeiten einzelner Größenklassen von <i>Asellus aquaticus</i> im saisonalen Kontext.	58
Abbildung 3.32: Entwicklungsstadien weiblicher Tiere von <i>Asellus aquaticus</i> (prozentualer Anteil an der Individuendichte weiblicher Tiere) im saisonalen Kontext.	59
Abbildung 3.33: Wassertemperatur im Partikelfilter GWT-5Lin.	60
Abbildung 3.34: Räumliche Verteilung von Makroinvertebraten (hier <i>Asellus aquaticus</i>) in GWT-15B im September 2011.	61
Abbildung 3.35: Besiedelungsdichten von Invertebraten in Trinkwassernetzen in Abhängigkeit von der Entfernung der Messstelle zum Wasserwerk.	62
Abbildung 3.36: Feinpartikuläre Ablagerungen in Beziehung zur Abundanz wirbelloser Tiere.	63
Abbildung 3.37: Hauptkomponentenanalyse des Datensatzes aus fünf Trinkwasserverteilungssystemen.	64

Abbildung 3.38: Korrespondenzanalyse von Daten aus GWT-5E (15 Datensätze, Oktober 2015).	65
Abbildung 3.39: Individuendichte und Biomasse einzelner Größenklassen der Invertebraten-Gemeinschaft in Trinkwasserverteilungen.	66
Abbildung 3.40: Aspektbestimmende Tiergruppen in Größenklassen: prozentuale Anteile an der Individuendichte.	67
Abbildung 3.41: Körpergewichte einiger Tiergruppen der Invertebraten-Gesellschaft in Trinkwasserversorgungssystemen in Körpergewichts-Klassen.	67
Abbildung 3.42: Größenspektren des gesamten Datenbestandes getrennt nach Probenahmeverfahren.....	69
Abbildung 3.43: Biomasse-Spektrum für GWT-28 und GWT-15N	72
Abbildung 3.44: Biomasse-Spektrum für GWT-36.....	73
Abbildung 3.45: Vom Biomasse-Spektrum zur Biomasse-Pyramide.....	74
Abbildung 3.46: Inverse Biomassepyramiden der Invertebraten-Gemeinschaften aus GWT-5E und GWT-36.....	74
Abbildung 4.1: Abundanz-Spektrum des Datenbestandes (Probenahmeverfahren F1 100+25) mit extrapolierten Individuendichten	81
Abbildung 4.2: Biomasse-Spektrum des Datenbestandes (Probenahmeverfahren F1 100+25) mit extrapolierten Individuendichten	81
Abbildung 4.3: Individuendichte von Makroinvertebraten – Einordnung von Daten. 84	
Abbildung 4.4: Bewertungsablauf eines modularen Bewertungsansatzes für Trinkwasserverteilungssysteme.....	85
Abbildung 4.5: Räumliche Ausprägung von Lebensraumstrukturen in Trinkwasserverteilungssystemen und optimale Lebensbedingungen für Invertebraten	86
Abbildung 4.6: Biologischer Stoffkreislauf und Energiefluss in Trinkwasserverteilungssystemen.	91

6.4 TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 2.1: Hydrantenuntersuchungen.....	19
Tabelle 2.2: Partikelfilteruntersuchungen. Legende: ZM – zeitliches Monitoring; Ökoregion Norddeutsches Tiefland.....	21
Tabelle 3.1: Datengrundlage der Populationsanalyse von Wasserasseln in Trinkwasserverteilungssystemen	58
Tabelle 3.2: Körpergewichtsklassen (Trockengewicht) für Invertebraten in Trinkwasserverteilungen	68
Tabelle 4.1: Informationsgehalt biologischer Proben aus Trinkwasserverteilungssystemen.	77
Tabelle 4.2: Besiedlungsdichten und Biomassen wirbelloser Tiere in Trinkwasserverteilungssystemen.	79
Tabelle 4.3: DOC-Konzentrationen (Angaben in mg L ⁻¹) im System der Wasseraufbereitung und -verteilung für drei Versorgungsgebiete.	88
Tabelle 4.4: POC-Konzentrationen im Trinkwasser (Wasserwerksausgang) für drei Versorgungsgebiete.	88

ANLAGEN

ANLAGE 1: TIERGRUPPEN IN TRINKWASSERVERTEILUNGSSYSTEMEN

ANLAGE 1.1: MAKROINVERTEBRATEN

ISOPODA (WASSERASSELN)



Wasserasseln:

Asellus aquaticus (links, ca. 8 mm Foto H. Jaksch)

Proasellus cavaticus (rechts, ca. 6 mm; Foto: C. Grabow)

Allgemeine Merkmale	Im Naturraum bis 20 mm große, dorsoventral abgeplattete Krebse mit 7 Paar morphologisch gleichen Beinen. Die Weibchen der Wasserassel betreiben Brutpflege und entwickeln an den mittleren Brustbeinen breite übereinander greifende Blätter, die einen Brutraum begrenzen. In den Brutraum werden bis zu 100 Eier abgelegt aus denen nach 3 bis 6 Wochen maximal 50 Jungtiere schlüpfen. In Mitteleuropa entwickeln sich 2 Generationen pro Jahr.
Natürlicher Lebensraum	Stehende und langsam fließende Gewässer, zwischen Wasserpflanzen und Falllaub
Nahrung und Vermehrung	Nahrung: organischer Detritus (Falllaub, abgestorbene Makrophyten), Biofilme von lebenden Pflanzen und Detrituspartikeln, Kotpartikel, Kannibalismus unter extremen Bedingungen Vermehrung: geschlechtlich mit Brutpflege
Taxa in der Trinkwasserverteilung	Asellus aquaticus, Proasellus cavaticus
Größenordnungen in der Trinkwasserverteilung	Nachweiswahrscheinlichkeit über Hydrantenuntersuchungen: 60 % Individuendichten (Median/Mittelwert): 7/21 Ind. m ⁻³ ; n = 544 Mittlere Körpergröße: 3 mm; n = 22.000 Quelle: eigene Untersuchungen
Bedeutung im Trinkwasser	Makroskopisch sichtbare Tiere, Indikator für Biofilme und Ablagerungen organischer Partikel in Trinkwasserverteilungssystemen
Literatur	(ADCOCK, 1979; BLOOR, 2011; CHAMBERS, 1977; CHRISTENSEN et al., 2013; CHRISTENSEN et al., 2012; CHRISTENSEN et al., 2011; DVGW, 2017b, in Vorbereitung; GUNKEL et al., 2010; MEWIUS, 1982; MICHELS et al., 2013a; MOMMERTZ, 1993; SCHEIDELER & GUNKEL, 2010; TITZE & GUNKEL, 2013; VAN LIEVERLOO et al., 2014; VAN LIEVERLOO et al., 2012; VAN LIEVERLOO et al., 2004; VAN LIEVERLOO, VAN DER KOOIJ & HOOGENBOEZEM, 2002; WEICHBRODT, 2001; WESENBERG-LUND, 1939)

AMPHIPODA (FLOHKREBSE)



Niphargus sp. (ca. 9 mm)

Allgemeine Merkmale	Seitlich abgeplattete, bis 2 cm große Krebse mit 7 Paar morphologisch unterschiedlich ausgebildeten Beinpaaren. Die in Trinkwasserverteilungssystemen nachgewiesene Art der Gattung Niphargus (Höhlenflohkrebse) ist farblos und erscheint durchsichtig bis weißlich. Ein wesentliches Kennzeichen der Gattung ist neben der schlanken Körperform das Fehlen von Augen.
Natürlicher Lebensraum	Quellen, Brunnen, Grundwasser, Hyporrhaisches Interstitial der Fließgewässer
Nahrung und Vermehrung	Nahrung: Detritus, Bakterien, kleinere Invertebraten Vermehrung: geschlechtlich, die Weibchen betreiben Brutpflege
Taxa in der Trinkwasserverteilung	<i>Niphargus aquilex</i> Quelle: eigene Untersuchungen
Größenordnungen in der Trinkwasserverteilung	Nachweiswahrscheinlichkeit über Hydrantenuntersuchungen): 1 % Individuendichten: Datengrundlage zu gering mittlere Körpergröße: 0,5 mm; n = 100 Quelle: eigene Untersuchungen
Bedeutung im Trinkwasser	Bisher nur wenige Nachweise in Trinkwasserverteilungssystemen
Literatur	(BRENDELBERGER et al., 2015; DVGW, 2017b, in Vorbereitung; HAHN, 2002; ZETTLER & ZETTLER, 2017)

OLIGOCHAETA (WENIGBORSTER, GLIEDERWÜRMER)



Nais sp. (ca. 5 mm)
Foto: H. Wenzel

Allgemeine Merkmale	Die Wenigborster sind eine zu den Ringelwürmern (Annelida) gehörende Ordnung, deren meist drehrunder Körper in bis zu 600 gleiche Segmente unterteilt ist. Die äußere Ringelung und die innere Segmentierung entsprechen sich exakt. Einige Organe sind von der Segmentierung nicht betroffen (z.B. Längsgefäße des Blutkreislaufs und der Darmkanal) andere wiederholen sich von Segment zu Segment (z.B. Ringmuskulatur und die Ringgefäße des Blutgefäßsystems).
Natürlicher Lebensraum	Gewässer aller Art (Süßwasser) und Boden; in Gewässern im Bodensediment (v.a. Tubificidae) und im Biofilm (z.B. Naididae)
Nahrung und Vermehrung	Nahrung: organischer Detritus, Biofilm, Bakterien Vermehrung: geschlechtlich, Hermaphroditismus
Taxa in der Trinkwasserverteilung	Enchytraeus sp., Marionina div. sp., Nais communis, Nais variabilis, Stylaria lacustris, Stylodrilus heringianus, Tubifex tubifex, Chaetogaster sp. Quelle: Eigene Untersuchungen
Größenordnungen in der Trinkwasserverteilung	Nachweiswahrscheinlichkeit über Hydrantenuntersuchungen): 60 % Individuendichten (Median/Mittelwert): 15/24 Ind. m ⁻³ ; n = 786 mittlere Körpergröße: 1 mm; n = 25.000 Quelle: eigene Untersuchungen
Bedeutung im Trinkwasser	Makroskopisch sichtbare Tiere, Indikatoren für Biofilm und organische Ablagerungen in der Trinkwasserverteilung
Literatur	(KEMPER, 1931; STREBELE & KRAUTER, 2006; TIMM, 2009; UBA, 2004; WESENBERG-LUND, 1939)

CHIRONOMIDAE (ZUCKMÜCKEN)



Zuckmückenlarve

(Foto: By Frank Fox
(<http://www.mikrofoto.de>) [CC BY-SA 3.0
de

Allgemeine Merkmale	Die Zuckmücken, kleine flugfähige Insekten mit nur wenigen mm Körpergröße, sind eine sehr artenreiche Tiergruppe. Viele Arten besitzen wasserlebende Larven- und Puppenstadien, die auch in Trinkwassersystemen vorhanden sein können. Die schlanken, wurmförmigen Larven besitzen eine chitinisierte Kopfkapsel, zwei sog. Scheinfüßchen am Vorderkörper und Nachschieber am Abdomen.
Natürlicher Lebensraum wasserlebender Arten	am Boden von Gewässern, auf Steinen und Wasserpflanzen
Nahrung und Vermehrung	Nahrung: organischer Detritus, Algen, räuberisch, parasitär Vermehrung: geschlechtlich über Eier, Larven- und Puppenstadien, bei einigen Arten auch Parthenogenese
Taxa in der Trinkwasserverteilung	<i>Limnophyes asquamatus</i> (eigene Untersuchungen), <i>Paratanytarsus grimmii</i> (KRÜGER, 1941)
Größenordnungen in der Trinkwasserverteilung	Nachweiswahrscheinlichkeit über Hydrantenuntersuchungen): < 1 % Individuendichten: Datengrundlage zu gering Körpergröße: bis 5 mm Quelle: eigene Untersuchungen
Bedeutung im Trinkwasser	Makroskopisch sichtbare Tiere (durch dunklen wurmartigen Habitus), parthenogenetische Arten können in Trinkwasserverteilungen massenhaft vorkommen
Literatur	(DVGW, 2017b, in Vorbereitung; KRÜGER, 1941; WESENBERG-LUND, 1943)

ANLAGE 1.2: MEIOFAUNA

COPEPODA (RUDERFUßKREBSE)



Acanthocyclops robustus
(links, ca. 0,9 mm)
Chappuisius sp. (rechts, ca.
0,5 mm)

Allgemeine Merkmale	Bis 2 mm große Krebse, die in einen aus Cephalothorax und Thorax bestehenden Vorderkörper und ein Abdomen (Hinterleib) gegliedert sind. In Trinkwasserverteilungen wurden bislang Tiere aus den Untergruppen der Hüpferlinge (Cyclopoida), mit deutlichen Übergängen zwischen Vorderkörper und Abdomen, und der Raupenhüpferlinge (Harpacticoida) mit einem gleichmäßigen Übergang zwischen den Körperteilen, beobachtet. Am Kopf befinden sich jeweils zwei Antennenpaare, die Sinnesorgane tragen und zur Steuerung und zum Balancieren dienen können.
Natürlicher Lebensraum	Freiwasser- und Bodenzone von Gewässern, Interstitial, Grundwasser
Nahrung und Vermehrung	Nahrung: Algen, Detritus, räuberisch Vermehrung: geschlechtlich über Eier, Nauplius-Larven, Copepodidstadien
Taxa in der Trinkwasserverteilung	<i>Paracyclops fimbriatus</i> , <i>Eucyclops serrulatus</i> , <i>Acanthocyclops robustus</i> , <i>Nitocra hibernica</i> , <i>Chappuisius sp.</i> (eigene Untersuchungen)
Größenordnungen in der Trinkwasserverteilung	Nachweiswahrscheinlichkeit über Hydrantenuntersuchungen): 73 % Individuendichten (Median/Mittelwert): 570/2.580 Ind. m ⁻³ ; n = 473 mittlere Körpergröße: 430 µm (ohne Nauplien), 120 µm (Nauplien) n = 15.500/12.700 Quelle: eigene Untersuchungen
Bedeutung im Trinkwasser	In Partikelfiltern ggf. sichtbar durch dunkle, sich „hüpfend“ fortbewegende Tiere, Verwerter organischer Ablagerungen und/oder Biofilmen
Literatur	(DVGW, 2017b, in Vorbereitung; EINSLE, 1993; GALASSI et al., 2002; GIERE, 2009; JANETZKY, ENDERLE & NOODT, 1996; STREBELE & KRAUTER, 2006; WESENBERG-LUND, 1939)

CLADOCERA (BLATTFUßKREBSE)



Alona guttata (links,
ca 0,3 mm)

Chydorus sphaericus
(rechts, ca. 0,25 mm)

Allgemeine Merkmale	Kleine Krebse mit Kopfschild und zweiklappiger Schale, die den seitlich zusammengedrückten Körper umhüllt. Fünf oder sechs Blattfußpaare erzeugen zusammen mit der Schale einen Wasserstrom und filtrieren daraus Nahrungspartikel. Am Kopf inserieren zwei Antennenpaare, von denen das 2. Paar, meist groß und muskulös ausgebildet, der Fortbewegung dient. Ein beweglicher, mit zwei Krallen und Borsten bestückter Hinterleib reinigt die Filterbeine und kann zum Abkratzen von Oberflächen eingesetzt werden.
Natürlicher Lebensraum	Fast alle Arten von Gewässern, meist ufernah in der Boden- bzw. Pflanzenzone, auch im Freiwasser
Nahrung und Vermehrung	Nahrung: Detritus, Algen, Biofilme, wenige räuberische Arten Vermehrung: Parthenogenese und geschlechtlich über Eier und Jungtiere
Taxa in der Trinkwasserverteilung	<i>Chydorus sphaericus</i> , <i>Alona guttata</i> , <i>Alona protzi</i> (eigene Untersuchungen)
Größenordnungen in der Trinkwasserverteilung	Nachweiswahrscheinlichkeit über Hydrantenuntersuchungen): 38 % Individuendichten (Median/Mittelwert): 300/2.900 Ind. m ⁻³ ; n = 267 Mittlere Körpergröße: 300 µm, n = 9.900 Quelle: eigene Untersuchungen
Bedeutung im Trinkwasser	Verwerter von organischer Ablagerungen und Biofilmen
Literatur	(DVGW, 2017b, in Vorbereitung; FLÖBNER, 2000; GALASSI et al., 2002; LIEDER, 1996; STREBELE & KRAUTER, 2006; WESENBERG-LUND, 1939)

OSTRACODA (MUSCHELKREBSE)



Muschelkrebs, nicht determiniert

Foto: zituba - <http://www.seppl-mikroskopie.de.vu> (selbst fotografiert), CC BY-SA 3.0, <https://de.wikipedia.org/w/index.php?curid=3667885>

Allgemeine Merkmale	Die deutsche Bezeichnung für die meist zwischen 0,5 und 2 mm großen Krebstiere resultiert aus deren zweiteiliger äußerer Hülle, die die Tiere wie eine Muschel umschließt. Die äußere Hülle wird von Hautfalten gebildet, die aus Chitin bestehen und weitere Einschlüsse (z.B. Kalk) haben können. Die Fortbewegung erfolgt kriechend und schwimmend (nur über kurze Distanzen).
Natürlicher Lebensraum	Bodenzone von Gewässern, im Litoral, gern in Bereichen mit Wasserpflanzen und Falllaub
Nahrung und Vermehrung	Nahrung: pflanzlicher und tierischer Detritus, Algen, Blätter Vermehrung: geschlechtlich und durch Parthenogenese, Entwicklung über Eier und Naupliuslarven
Taxa in der Trinkwasserverteilung	nicht näher determiniert
Größenordnungen in der Trinkwasserverteilung	Nachweiswahrscheinlichkeit über Hydrantenuntersuchungen): 19 % Individuendichten (Median/Mittelwert): 34/1.200 Ind. m ⁻³ ; n = 132 Mittlere Körpergröße: 320 µm, n = 1.085 Quelle: eigene Untersuchungen
Bedeutung im Trinkwasser	Nicht bekannt
Literatur	(DVGW, 2017b, in Vorbereitung; GALASSI et al., 2002; GIERE, 2009; STREBELE & KRAUTER, 2006; WESENBERG-LUND, 1939)

NEMATODA (FADENWÜRMER)



Nematode, (ca. 3 mm;
Foto H. Wenzel)

Allgemeine Merkmale	Fadenförmige, drehrunde, in Gewässern meist nur wenige Millimeter große Würmer. Sie agieren äußerst lebhaft mit schlängelnden, peitschenden Bewegungen. Fadenwürmer sind eine sehr artenreiche Tiergruppe und auf Grund ihrer äußerst ähnlichen Körperform nur schwer unterscheidbar. Die Tiere besitzen eine mehrschichtige, sehr widerstandsfähige Haut (Kutikula), die vor einer Vielzahl von äußeren Einflüssen schützt (z.B. Desinfektionsmittel). Bei einem sehr ähnlichen äußeren Habitus unterscheiden sich die Arten v.a. in Differenzierungen im Bereich der Mundhöhle: Reibflächen, Zähne, Greifhaken, Stilette oder Kanülen zeigen, dass sich Nematoden sehr unterschiedliche Nahrungsquellen erschließen können.
Natürlicher Lebensraum	Gewässer aller Art, meist am Grund; Böden
Nahrung und Vermehrung	Nahrung: pflanzlicher und tierischer Detritus, Aas, Algen, Bakterien, Biofilme, Pflanzenzellen Vermehrung: geschlechtlich über Eier
Taxa in der Trinkwasserverteilung	nicht determiniert (für eigene Untersuchungen), Umfangreiche Artenlisten s. CHANG, WOODWARD & KABLER (1960)
Größenordnungen in der Trinkwasserverteilung	Nachweiswahrscheinlichkeit über Hydrantenuntersuchungen): 72 % Individuendichten (Median/Mittelwert): 133/1.100 Ind. m ⁻³ ; n = 357 mittlere Körpergröße: 300µm; n = 18.000 Quelle: eigene Untersuchungen
Bedeutung im Trinkwasser	Große Tiere sind makroskopisch sichtbar auf Grund sehr auffälliger Bewegungen; Indikator für organische Ablagerungen und/oder Biofilme; hygienische Relevanz durch das Inkorporieren pathogener Bakterien
Literatur	(BICHAI, BARBEAU & PAYMENT, 2008; CHANG, WOODWARD & KABLER, 1960; DVGW, 2017b, in Vorbereitung; GIERE, 2009; STREBELE & KRAUTER, 2006; 2002; TRAUNSPURGER, 2000; WESENBERG-LUND, 1939)

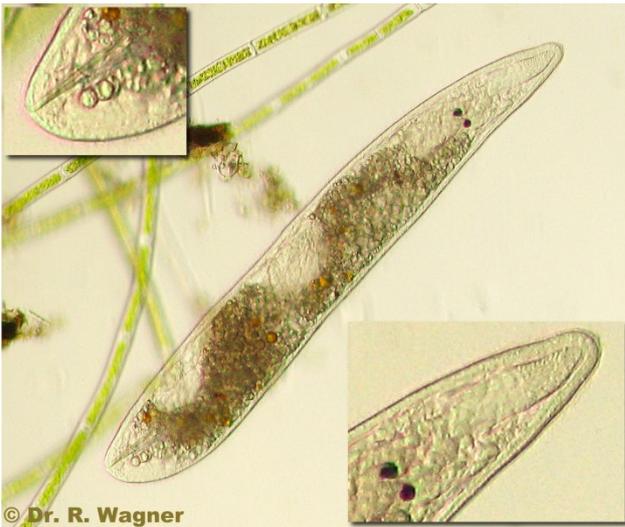
HYDRACARINA (WASSERMILBEN)



Soldanellonyx sp.
(links, ca. 0,3 mm)
nicht determiniert
(rechts, ca. 0,3 mm)

Allgemeine Merkmale	Süßwassermilben gehören zur Klasse der Spinnentiere, sie sind meist von ovaler Körpergestalt. Am sackförmigen Körper, dem sog. Idiosoma inserieren 4 Beinpaare, im Kopfbereich (Gnathosoma) befinden sich die Mundwerkzeuge. Von den zwei im Süßwasser lebenden Großgruppen der Milben wurden bislang nur Tiere aus der Gruppe der Halacarida im Trinkwasser nachgewiesen.
Natürlicher Lebensraum	In der Bodenzone der Gewässer, hyporrhisches Interstitial, Grundwasser
Nahrung und Vermehrung	Nahrung: überwiegend räuberische Lebensweise Vermehrung: geschlechtlich über Eier und Larven
Taxa in der Trinkwasserverteilung	Nur in Einzelfällen bestimmbar: Soldanellonyx sp. (Quelle: eigene Untersuchungen)
Größenordnungen in der Trinkwasserverteilung	Nachweiswahrscheinlichkeit über Hydrantenuntersuchungen): 46 % Individuendichten (Median/Mittelwert): 114/420 Ind. m ⁻³ ; n = 293 mittlere Körpergröße: 240 µm; n = 4.400 Quelle: eigene Untersuchungen
Bedeutung im Trinkwasser	Nicht bekannt
Literatur	(BARTSCH, 2007; MARTIN, GERECKE & RUMM, 2007; SABATINO et al., 2002)

TURBELLARIA (STRUDELWÜRMER)



Gyathrix hermaphrodites (Foto R. Wagner)

Allgemeine Merkmale	Kleine, meist dorsoventral abgeplattete Würmer. Der kontraktionsfähige, bewimperte Körper besitzt oft zwei Augen und ist nicht segmentiert. Strudelwürmer gehören zu den entwicklungsgeschichtlich niederen Tieren mit einem einfachen Körperbau bestehend aus einem Hautmuskelschlauch, Mund, Darm und einem einfachen Gehirn. Hautzellen produzieren als Schutz vor Verletzungen und Verpilzung einen (giftigen) Schleim, die Tiere haben dadurch nur wenige Fraßfeinde
Natürlicher Lebensraum	Am Grund von Gewässern, zwischen Detritus und unter Steinen
Nahrung und Vermehrung	Nahrung: meist räuberische Lebensweise, Detritus, Bakterien, einzellige Algen Vermehrung: Strudelwürmer sind Zwitter und vermehren sich hermaphroditisch
Taxa in der Trinkwasserverteilung	Nur in Einzelfällen bestimmbar: <i>Gyathrix hermaphrodites</i> (eigene Untersuchungen)
Größenordnungen in der Trinkwasserverteilung	Nachweiswahrscheinlichkeit über Hydrantenuntersuchungen): 17 % Individuendichten (Median/Mittelwert): 56/214 Ind. m ⁻³ ; n = 118 mittlere Körpergröße: 250 µm; n = 600 Quelle: eigene Untersuchungen
Bedeutung im Trinkwasser	Nicht bekannt
Literatur	(GIERE, 2009; KOLASA, 2002; STREBELE & KRAUTER, 2006; WESENBERG-LUND, 1939)

Tardigrada (Bärtierchen)



Bärtierchen, nicht determiniert
(Foto: R. Wagner)

Allgemeine Merkmale	Bärtierchen haben einen zylindrisch geformten, aus 4 Körpersegmenten bestehenden Körper, der bauchseitig abgeflacht sein kann. Der Körper wird von 4 Paar Beinen getragen, die mit verschiedenartigen Klauen bewehrt sein können. Eine besondere Eigenschaft der Tiere ist ihre Fähigkeit zur Kryptobiose: Bei ungünstigen Lebensbedingungen (z.B. Trockenheit) geben die Tiere Wasser ab und kontrahieren in Form tonnenförmiger Überdauerungsstadien. Diese Stadien sind ca. 10 Jahre lebensfähig und können sich innerhalb von nur 30 min. zum normalen Tier verwandeln (STREBELE & KRAUTER, 2006).
Natürlicher Lebensraum	Am Grund von Gewässern (in der Litoralzone), in Moospolstern, in Flechtenlagern, in Wasseransammlungen von Blattrosetten
Nahrung und Vermehrung	Nahrung: Bakterien, Pilze, Pflanzenzellen Vermehrung: geschlechtlich und parthenogenetisch
Taxa in der Trinkwasserverteilung	Nur in Einzelfällen bestimmbar: <i>Dactylobiotus sp.</i> (eigene Untersuchungen)
Größenordnungen in der Trinkwasserverteilung	Nachweiswahrscheinlichkeit über Hydrantenuntersuchungen): 22 % Individuendichten (Median/Mittelwert): 36/144 Ind. m ⁻³ n = 154 mittlere Körpergröße: 240 µm; n = 1.300 Quelle: eigene Untersuchungen
Bedeutung im Trinkwasser	Verwertung von Bakterien und Pilzen, typischer Bewohner von Filtern in der Wasseraufbereitung
Literatur	(GIERE, 2009; NELSON & MCINNES, 2002; STREBELE & KRAUTER, 2006)

GASTROTRICHA (BAUCHHÄRLINGE)

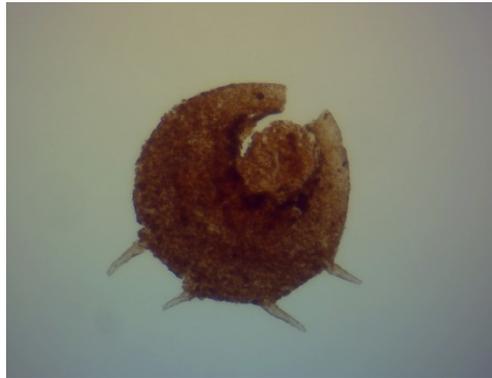


Chaetonotus sp. (ca. 120 µm
Foto R. Wagner)

Allgemeine Merkmale	Kleine, langgestreckte und bewimperte Tiere, meist mit stachelartigen Zehenfortsätzen am Körperende. Die Wimpern dienen vor allem der Fortbewegung: die Tiere bewegen sich meist kriechend fort, können aber auch kurze Strecken schwimmen.
Natürlicher Lebensraum	Am Grund von Gewässern, häufig im Litoral
Nahrung und Vermehrung	Nahrung: Bakterien, Detritus, Ciliaten, Algen, Flagellaten Vermehrung: parthenogenetisch über Eier und Jungtiere
Taxa in der Trinkwasserverteilung	Unbekannt
Größenordnungen in der Trinkwasserverteilung	Nachweiswahrscheinlichkeit über Hydrantenuntersuchungen: 7 % Individuendichten (Median/Mittelwert): 200/2.000 Ind. m ⁻³ n = 50 mittlere Körpergröße: 150 µm; n = 430 Quelle: eigene Untersuchungen
Bedeutung im Trinkwasser	Unbekannt
Literatur	(BALSAMO & TODARO, 2002; GIÈRE, 2009; STREBELE & KRAUTER, 2006; WESENBERG-LUND, 1939)

ANLAGE 1.3: MIKROINVERTEBRATEN

TESTACEA (SCHALENAMÖBEN)

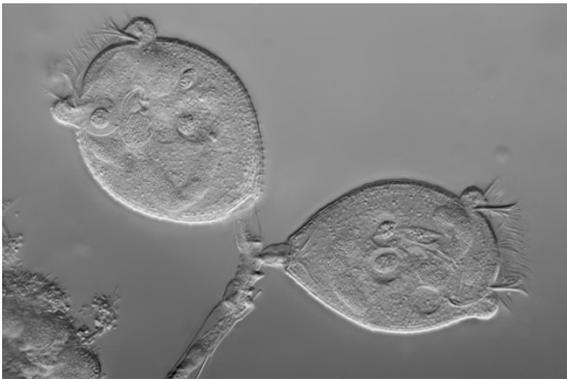


Euglypha acanthophora
(links, ca. 30 µm; Foto:
R. Wagner)

Centropyxis aculeata
(rechts, ca. 110 µm)

Allgemeine Merkmale	Schalenamöben sind Einzeller und leben in einem aus chitinartigen Gerüsteiweißen bestehenden Gehäuse, das mit Plättchen aus Kieselsäure oder Fremdmaterialien verstärkt sein kann. Charakteristische Organellen der Amöben insgesamt sind bewegliche Fortsätze des Zellkörpers, die sog. Pseudopodien. Diese Pseudopodien können Nahrungspartikel umfließen und der Fortbewegung dienen und sind bei den verschiedenen Arten von sehr unterschiedlicher Gestalt.
Natürlicher Lebensraum	Süßwasser, Moospolster,
Nahrung und Vermehrung	Nahrung: flüssige Stoffe bzw. Makromoleküle, organische Partikel, Bakterien, kleine Beutetiere; Vermehrung: Zellteilung
Taxa in der Trinkwasserverteilung	Verschiedene Arten von <i>Arcella</i> , <i>Centropyxis</i> , <i>Euglypha</i> , <i>Diffugia</i> ; <i>Cyphoderia ampulla</i> Quelle: (eigene Untersuchungen)
Größenordnungen in der Trinkwasserverteilung	Nachweiswahrscheinlichkeit über Hydrantenuntersuchungen: 93 % Individuendichten (Median/Mittelwert): 3.500/57.600 Ind. m ⁻³ ; n = 539 Körpergröße: 70 µm (Mittelwert), 50 µm (median); (n = 120.000) Quelle: eigene Untersuchungen
Bedeutung im Trinkwasser	Dezimierung von Bakterien in Biofilmen, freilebende Amöben sind von hygienischer Relevanz bei Vorkommen von: <ul style="list-style-type: none"> • potentiell pathogenen Arten wie <i>Acanthamoeba sp.</i> • Arten, die als Wirtsorganismen für eine intrazelluläre Bakterienvermehrung in Frage kommen (z.B. <i>Hartmanella</i>, <i>Vanella</i> und <i>Vahlkampfia</i>)
Literatur	(ARNDT et al., 2003; DVGW, 2017b, in Vorbereitung; GIERE, 2009; HEYNIG, 1977b; HOFFMANN & MICHEL, 2003; PAGE, 1976; STREBELE & KRAUTER, 2006; WALL et al., 2010; WESENBERG-LUND, 1939)

CILIATA (WIMPERTIERCHEN)



Vorticella sp.

Foto: By Frank Fox (<http://www.mikro-foto.de>) [CC BY-SA 3.0 de]

Allgemeine Merkmale	Wimperntierchen sind Einzeller, deren Körperoberfläche ganz oder teilweise mit Wimpern (Cilien) bedeckt ist. Die Cilien dienen der Fortbewegung und/oder dem Herbeistrudeln von Nahrung. Ciliaten gelten als die höchstorganisierten Einzeller. In der Trinkwasserverteilung wurden sowohl freilebende (vagile) als auch festsitzende (sessile) Taxa nachgewiesen
Natürlicher Lebensraum	Alle Arten von Gewässern, feuchte Erde, an und in Wirtsorganismen
Nahrung und Vermehrung	Nahrung: Bakterien, Flagellaten, Amöben, Algen, Pilze Vermehrung: ungeschlechtlich durch Teilung, geschlechtlich durch Konjugation ¹⁹
Taxa in der Trinkwasserverteilung	unbekannt
Größenordnungen in der Trinkwasserverteilung	Nachweiswahrscheinlichkeit über Hydrantenuntersuchungen: 2 % Individuendichten: Datengrundlage zu gering mittlere Körpergröße: 50 µm; n = 908 Quelle: eigene Untersuchungen
Bedeutung im Trinkwasser	Dezimierung von Bakterien in Biofilmen
Literatur	ARNDT et al., 2003; DVGW, 2017b, in Vorbereitung; GIÈRE, 2009; STREBELE & KRAUTER, 2006; WESENBERG-LUND, 1939

¹⁹ : Austausch von Genmaterial mittels sog. Plasmabrücke, die zwischen zwei Individuen ausgebildet wird.

ROTIFERA (RÄDERTIERCHEN)



Lecane lunaris (Foto: R. Wagner)

Allgemeine Merkmale	Rädertierchen gehören auf Grund ihres Körperbaus zu den Schlauchwürmern; ihr Körper ist in Kopf, Rumpf und Fußabschnitt gegliedert. Am Kopf befinden sich unterschiedlich gestaltete bewegliche Wimpernkranze (Wimpernorgan), die dem Heranstrudeln von Nahrung und der Fortbewegung dienen. Der Rumpfabschnitt kann Versteifungen besitzen bzw. komplett verpanzert sein. Wichtigstes Organ des Rumpfes ist der Kaumagen (Mastax), mit dem Nahrungspartikel ergriffen und zerkleinert werden. Sofern die Arten einen Fuß besitzen, wird dieser mit Hilfe von Zehen als Steuer- und Haftorgan verwendet.
Natürlicher Lebensraum	Alle Arten von Gewässern und Wasseransammlungen (vor allem im Süßwasser)
Nahrung und Vermehrung	Nahrung: meist Algen und/oder Detritus, einige Arten sind Räuber Vermehrung: geschlechtlich und durch Parthenogenese
Taxa in der Trinkwasserverteilung	<i>Lecane lunaris</i> -Gruppe, <i>Lecane flexilis</i> -Gruppe, <i>Lepadella sp.</i> , <i>Mytilina sp.</i> , <i>Colurella sp.</i> , verschiedene Arten aus der Ordnung der Bdelloidea (Egelrädertiere)
Größenordnungen in der Trinkwasserverteilung	Nachweiswahrscheinlichkeit über Hydrantenuntersuchungen): 75 % Individuendichten (Median/Mittelwert): 150/940 Ind. m ⁻³ ; n = 362 mittlere Körpergröße: 80 µm; n = 24.500 Quelle: eigene Untersuchungen
Bedeutung im Trinkwasser	Verwerter von Bakterien und kleinen Detrituspartikeln
Literatur	(GIERE, 2009; STREBELE & KRAUTER, 2006; WALLACE & RICCI, 2002; WESENBERG-LUND, 1939)

ANLAGE 2: GRUNDLAGEN FÜR DIE BERECHNUNG VON BIOVOLUMEN UND BIOMASSE

ANLAGE 2.1: MAKROINVERTEBRATEN

Glieder- und Fadenwürmer

Berechnung des Biovolumens über: $V = \frac{\pi}{4} d^2 * h$ (Zylinder, d: Durchmesser, h: Länge)

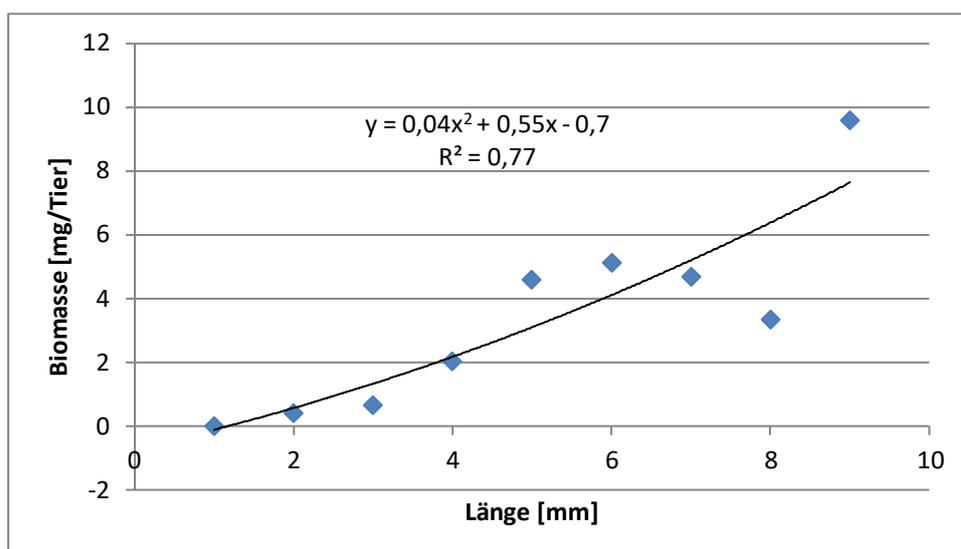
Berechnung der Biomasse (Trockenmasse) nach SCHWOERBEL (1994): $1 \mu\text{g FM} = 10^6 \mu\text{m}^3$; $\text{TM} = 7,5 \% \text{ FM}$ (FM: Frischmasse, TM: Trockenmasse)

Isopoda

Asellus aquaticus

Berechnung der Trockenmasse über eine spezifische Länge-Gewichts-Beziehung:

Länge [mm]	Anzahl Tiere	Trockenmasse pro Tier [mg]
1	218	0,01
2	259	0,41
3	440	0,65
4	435	2,04
5	497	4,60
6	108	5,11
7	15	4,67
8	2	3,33
9	1	9,57



Umrechnung von Kopfbreite in Körperlänge (n=128)

Körperlänge [mm]	Kopfbreite [mm]
0,5	0,2
1	0,3
2	0,4
3	0,6
4	0,8
5	0,9
6	1,0
7	1,2
8	1,4
9	1,6
10	1,8

Kotpellets von *Asellus aquaticus*:

Berechnung des Biovolumens über: $V = \frac{\pi}{4} d^2 * h * 0,5$ (1/2 Zylinder, d: Breite, h: Länge)

Berechnung der Biomasse (Trockenmasse) nach SCHWOERBEL (1994): 1 µg
 FM = 10⁶ µm³: TM = 7,5 % FM

***Prosasellus cavaticus*:**

Berechnung des Biovolumens über: $V = l * b * h$ (Quader, l: Länge, b: Breite, h: Höhe mit angezogenen Beinen)

Datengrundlage

Anzahl	Länge [µm]	Breite [µm]	Höhe [µm]	Kopfbreite [µm]	Darmbreite [µm]
Jungtiere					
26	997	276	168	316	39
13	1500	355	158	355	59
13	2004	474	197	434	69
5	2497	632	237	474	74
1	3000	770	316	553	79
Männchen					
15	3997	888	415	711	118
6	5004	1125	474	829	158
5	3000	770	316	553	79
Weibchen					
15	3997	888	415	711	118
4	5004	1125	474	829	158
1	3997	888	415	711	118

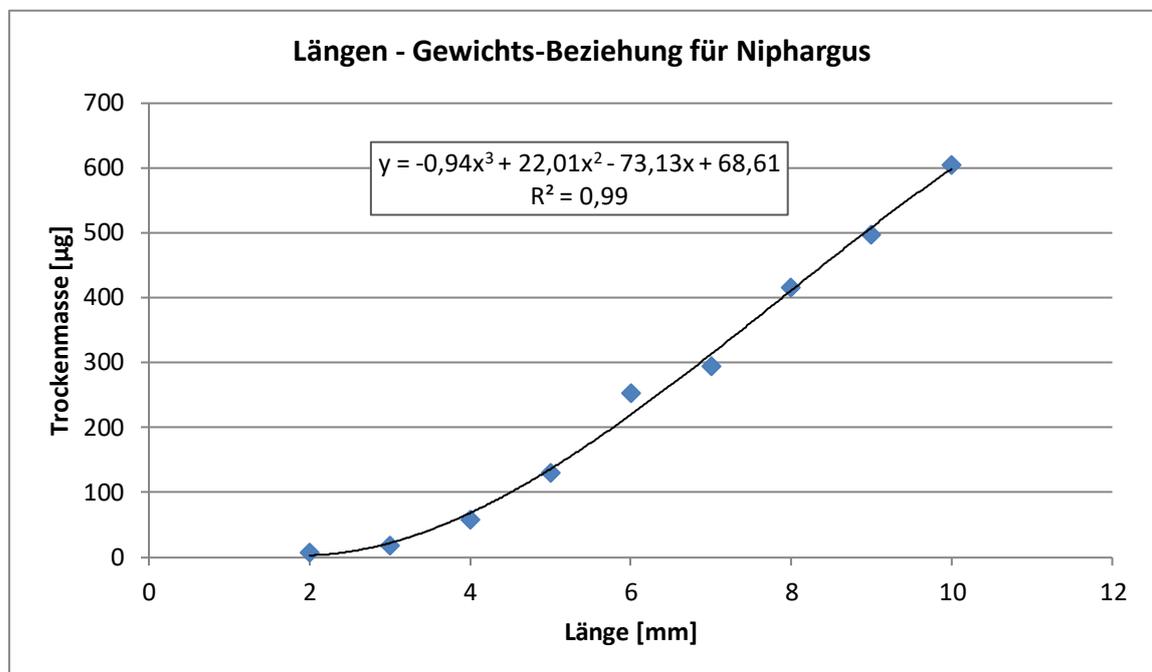
Berechnung der Biomasse (Trockenmasse) nach SCHWOERBEL (1994): 1 µg
 FM = 10⁶ µm³: TM = 7,5 % FM

Amphipoda

Niphargus sp.

Berechnung der Trockenmasse über eine spezifische Länge-Gewichts-Beziehung:

Länge [mm]	Anzahl Tiere	Trockenmasse pro Tier [µg]
2	86	7,79
3	28	18,21
4	15	58,00
5	16	130,00
6	27	252,97
7	20	294,49
8	4	414,99
9	4	497,48
10	2	604,87



ANLAGE 2.2: MEIOFAUNA UND MIKROINVERTEBRATEN

Berechnung des Biovolumens nach HOEHN, KETELAARS & EWIG (1998) und TÜMLING & FRIEDRICH (1999)

Berechnung der Biomasse (Trockenmasse) nach SCHWOERBEL (1994): $1 \mu\text{g}$

$\text{FM} = 10^6 \mu\text{m}^3$; $\text{TM} = 7,5 \% \text{ FM}$

ANLAGE 3: STATISTIK

ANLAGE 3.1: SAISONALITÄT

ANLAGE 3.1.1: ENTWICKLUNGSTRENDS IM JAHRESVERLAUF (HYDRANTENUNTERSUCHUNGEN)

Datengrundlage monatliche Medianwerte (M) bzw. Perzentilwerte (P) aus Hydrantenuntersuchungen (F2 100+55)

Monate	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
n	28	8	101	90	64	62	46	40	29	166	119
Invertebraten gesamt (M)	1.358		8.020	2.130	3.068	3.852	2.796	4.291	17.275	6.426	4.093
Isopoda (M)	2		4	6	4	8	9	6	10	10	7
Oligochaeta (M)	9		8	5	2	13	2	5	10	12	6
Nematoda (M)	22		150	87	133	90	50	67	213	135	66
Copepoda (M)	143		162	164	187	379	361	287	1.300	824	190
Nauplien (M)	55		100	77	101	147	172	186	620	235	148
Cladocera (M)	23		150	68	71	75	46	200	1.324	424	115
Hydracarina (M)	6		67	84	81	135	80	22		139	28
Testacea (M)	793		6.105	1.382	1.888	1.293	1.206	2.119	13.726	2.737	2.559
Rotifera (M)	31		240	82	116	162	102	67	397	184	69
Invertebraten gesamt 10-P	332	594	1.055	245	281	253	86	458	1.480	848	236
Invertebraten gesamt 90-P	8.322	52.739	88.271	20.542	29.232	32.374	63.977	215.477	86.091	129.357	118.970

Korrelationstabelle: R – Regressionskoeffizient (Pearson), p - Wert, M – Median, P – Perzentil, Inv – Invertebraten ges., Iso – Isopoda, Oli – Oligochaeta, Nem – Nematoda, Cop – Copepoda, Naup – Nauplien der Copepoden, Cla – Cladocera, Hyd – Hydracarina, Tes – Testacea, Rot – Rotifera

		Monate	Inv (M)	Iso-M	Oli-M	Nem-M	Cop-M	Naup-M	Cla-M	Hyd-M	Tes-M	Rot-M	Inv 10-P	Inv 90-P
Mon	R	1												
Mon	p	--												
Inv (M)	R	0,373	1											
Inv (M)	p	0,288	--											
Iso-M	R	0,767	0,484	1										
Iso-M	p	0,010	0,156	--										
Oli-M	R	0,066	0,362	0,214	1									
Oli-M	p	0,857	0,304	0,553	--									
Nem-M	R	0,257	0,856	0,424	0,267	1								
Nem-M	p	0,474	0,002	0,222	0,455	--								
Cop-M	R	0,532	0,850	0,746	0,457	0,700	1							

		Monate	Inv (M)	Iso-M	Oli-M	Nem-M	Cop-M	Naup-M	Cla-M	Hyd-M	Tes-M	Rot-M	Inv 10-P	Inv 90-P
Cop-M	p	0,114	0,002	0,013	0,184	0,024	--							
Naup-M	R	0,538	0,916	0,657	0,289	0,698	0,943	1						
Naup-M	p	0,109	0,000	0,039	0,419	0,025	0,000	--						
Cla-M	R	0,432	0,949	0,553	0,353	0,771	0,935	0,975	1					
Cla-M	p	0,213	0,000	0,097	0,317	0,009	0,000	0,000	--					
Hyd-M	R	0,222	0,314	0,692	0,403	0,583	0,676	0,421	0,401	1				
Hyd-M	p	0,566	0,410	0,039	0,282	0,100	0,046	0,259	0,285	--				
Tes-M	R	0,264	0,982	0,362	0,268	0,831	0,773	0,879	0,925	0,030	1			
Tes-M	p	0,462	0,000	0,304	0,454	0,003	0,009	0,001	0,000	0,939	--			
Rot-M	R	0,247	0,947	0,506	0,419	0,917	0,809	0,820	0,857	0,659	0,918	1		
Rot-M	p	0,492	0,000	0,136	0,228	0,000	0,005	0,004	0,002	0,053	0,000	--		
Inv 10-P	R	-0,027	0,922	0,295	0,463	0,843	0,740	0,742	0,841	0,172	0,902	0,890	1	
Inv 10-P	p	0,933	0,000	0,408	0,178	0,002	0,014	0,014	0,002	0,659	0,000	0,001	--	
Inv 90-P	R	0,350	0,250	0,313	- 0,023	0,092	0,214	0,271	0,222	- 0,191	0,163	0,063	0,338	1
Inv 90-P	p	0,265	0,486	0,379	0,950	0,801	0,553	0,449	0,538	0,622	0,653	0,862	0,282	--

ANLAGE 3.1.2: VERGLEICH MONATLICH GRUPPIERTER DATEN (HYDRANTENUNTERSUCHUNGEN)

Kruskal- Wallis-Test auf Basis der Individuendichte wirbelloser Tiere insgesamt

K (Beobachteter Wert)	58,055
K (Kritischer Wert)	18,307
FG	10
p-Wert (Zweiseitig)	< 0,0001
alpha	0,05

Testinterpretation:

H₀: Die Stichproben stammen von derselben Population.

H_a: Die Stichproben stammen nicht von derselben Population.

Da der berechnete p-Wert kleiner als das Signifikanz-Niveau $\alpha=0,05$ ist, muss die Null-Hypothese H₀ zurückgewiesen werden und die alternative Hypothese H_a akzeptiert werden. Das Risiko die Null-Hypothese H₀ zurückzuweisen, obwohl sie wahr ist, ist geringer als 0,01%.

**Mehrfache Paarvergleiche mittels Steel-Dwass-Critchlow-Fligner Prozedur / Zweiseitiger Test.
Legende: Ab (Individuendichte, Zahl – Monat)**

Signifikante Differenzen

	Ab1	Ab2	Ab3	Ab4	Ab5	Ab6	Ab7	Ab8	Ab9	Ab10	Ab11
Ab1		Nein	Ja	Nein	Nein	Nein	Nein	Nein	Ja	Ja	Nein
Ab2	Nein		Nein	Nein	Nein	Nein	Nein	Nein	Nein	Nein	Nein
Ab3	Ja	Nein		Ja	Ja	Nein	Ja	Nein	Nein	Nein	Nein
Ab4	Nein	Nein	Ja		Nein	Nein	Nein	Nein	Ja	Ja	Nein
Ab5	Nein	Nein	Ja	Nein		Nein	Nein	Nein	Ja	Ja	Nein
Ab6	Nein	Nein	Nein	Nein	Nein		Nein	Nein	Nein	Nein	Nein
Ab7	Nein	Nein	Ja	Nein	Nein	Nein		Nein	Nein	Nein	Nein
Ab8	Nein	Nein	Nein	Nein	Nein	Nein	Nein		Nein	Nein	Nein
Ab9	Ja	Nein	Nein	Ja	Ja	Nein	Nein	Nein		Nein	Nein
Ab10	Ja	Nein	Nein	Ja	Ja	Nein	Nein	Nein	Nein		Nein
Ab11	Nein	Nein	Nein	Nein	Nein	Nein	Nein	Nein	Nein	Nein	

p-Werte

	Ab1	Ab2	Ab3	Ab4	Ab5	Ab6	Ab7	Ab8	Ab9	Ab10	Ab11	
Ab1		1	0,393	0,000	0,981	0,866	0,909	0,997	0,209	0,001	0,001	0,246
Ab2	0,393		1	1,000	0,713	0,892	0,895	0,858	1,000	1,000	1,000	0,999
Ab3	0,000	1,000		1	0,000	0,027	0,095	0,041	0,994	0,987	1,000	0,724
Ab4	0,981	0,713	0,000		1	0,999	0,998	1,000	0,560	0,002	0,000	0,339
Ab5	0,866	0,892	0,027	0,999		1	1,000	1,000	0,915	0,043	0,048	0,950
Ab6	0,909	0,895	0,095	0,998	1,000		1	0,999	0,951	0,073	0,161	0,981
Ab7	0,997	0,858	0,041	1,000	1,000	0,999		1	0,759	0,078	0,062	0,695
Ab8	0,209	1,000	0,994	0,560	0,915	0,951	0,759		1	0,946	0,999	1,000
Ab9	0,001	1,000	0,987	0,002	0,043	0,073	0,078	0,946		1	0,907	0,497
Ab10	0,001	1,000	1,000	0,000	0,048	0,161	0,062	0,999	0,907		1	0,840
Ab11	0,246	0,999	0,724	0,339	0,950	0,981	0,695	1,000	0,497	0,840		1

ANLAGE 3.1.3 SAISONALE TRENDS AUF DER BASIS VON UNTERSUCHUNGEN IN PARTIKELFILTERN

Datengrundlage Partikelfilter GWT-5Lin

Monat	Anzahl	Individuendichte [Ind. Probe ⁻¹]				Biomasse [μg Probe ⁻¹]			
		MW	MIN	MAX	Median	MW	MIN	MAX	Median
1	24	172	11	868	110	434,38	1,02	1.606,14	296,45
2	23	319	20	2.398	106	322,70	0,35	1.223,35	181,84
3	23	230	29	755	128	408,57	0,54	1.546,69	340,41
4	22	289	26	1.403	107	387,13	0,81	1.627,56	268,67
5	23	649	18	4.702	160	416,77	2,26	1.269,11	360,65
6	28	287	16	2.937	117	766,75	1,60	2.566,20	606,02
7	25	498	30	3.829	136	871,59	0,15	2.550,30	431,15
8	33	321	23	2.047	167	1.224,39	0,21	6.694,53	858,66
9	29	444	20	3.152	215	1.211,04	9,71	3.654,84	1.138,75
10	29	369	21	2.021	145	1.116,16	4,42	4.116,38	664,96
11	28	281	16	2.212	176	694,19	3,55	2.957,37	424,32
12	25	156	9	581	76	769,91	2,42	2.612,85	502,49

	Regressionsgleichung	R ²
Individuendichte	$y = -0,6016x^3 + 10,163x^2 - 39,741x + 149,7$	0,57
Biomasse	$y = -3,98x^3 + 68,748x^2 - 261,35x + 499,04$	0,67

Datengrundlage Partikelfilter GWT-26Fal

Monat	Anzahl	Individuendichte [Ind. Probe ⁻¹]				Biomasse [μg Probe ⁻¹]			
		MW	MIN	MAX	Median	MW	MIN	MAX	Median
1	4	35	17	66	30	4,23	1,92	7,61	3,70
2	5	92	48	236	53	7,45	1,57	24,76	3,08
3	6	60	22	159	48	3,61	1,01	10,75	2,20
4	6	45	22	86	32	6,68	0,28	12,92	6,55
5	7	69	19	104	78	8,59	2,78	15,99	5,95
6	4	68	36	125	56	9,93	3,62	23,56	6,27
7	6	101	19	273	72	109,08	4,67	602,18	11,12
8	6	37	24	44	41	12,87	5,46	25,51	11,18
9	5	49	26	58	54	10,65	4,01	17,99	10,38
10	5	64	42	102	49	11,31	6,81	16,91	11,70
11	5	37	17	55	34	6,23	2,05	10,28	7,34
12	5	45	25	79	43	14,81	3,16	49,89	4,52

	Regressionsgleichung	R ²
Individuendichte	$y = 0,0674x^3 - 2,0844x^2 + 17,119x + 16,418$	0,34
Biomasse	$y = -0,0536x^3 + 0,8792x^2 - 2,9568x + 5,7799$	0,88

Datengrundlage Partikelfilter GWT-26Hen

Monat	Anzahl	Individuendichte [Ind. Probe ⁻¹]				Biomasse [μg Probe ⁻¹]			
		MW	MIN	MAX	Median	MW	MIN	MAX	Median
1	4	113	65	201	93	339,78	4,94	1.013,90	170,14
2	6	95	32	162	89	154,31	5,21	361,86	107,60
3	6	218	49	942	79	93,26	6,10	367,39	46,21
4	7	90	24	167	66	136,87	4,10	535,52	17,33
5	7	117	30	321	86	175,52	2,44	523,50	82,26
6	4	113	50	207	98	12,91	5,41	17,59	14,32
7	6	173	41	538	98	15,51	4,99	42,69	11,75

Monat	Anzahl	Individuendichte [Ind. Probe ⁻¹]				Biomasse [μg Probe ⁻¹]			
		MW	MIN	MAX	Median	MW	MIN	MAX	Median
8	6	118	68	191	108	210,08	8,23	596,82	25,72
9	5	105	72	155	89	172,23	7,06	804,70	19,51
10	5	115	32	165	128	244,86	2,97	595,24	172,51
11	5	120	13	237	125	187,15	4,60	710,68	21,31
12	5	92	19	160	89	157,80	1,62	564,59	24,96

	Regressionsgleichung	R ²
Individuendichte	$y = -0,2944x^3 + 5,8418x^2 - 29,555x + 120,46$	0,61
Biomasse	$y = -40,04\ln(x) + 126,16$	0,25

ANLAGE 3.2 ABIOTISCHE FAKTOREN

ANLAGE 3.2.1 KORRELATIONSTESTS

Korrelationsmatrix nach Pearson auf der Basis von Originalwerten sowie logarithmierten Daten.

Legende: WW – Wasserwerk, FA – feinpartikuläre Ablagerungen, Lg – zur Basis 10

logarithmierte Daten, SV – Sedimentationsvolumen, Ind – Individuendichte, BM – Biomasse

Variablen	Entfernung WW	FA	LgFA	SV	T	Individuendichte	LgInd	Biomasse	LgBM
Entfernung WW	1	-0,082	-0,150	-0,179	0,186	-0,191	-0,305	-0,229	-0,262
FA	-0,082	1	0,677	0,796	0,112	0,057	0,241	0,122	0,225
LgFA	-0,150	0,677	1	0,778	0,082	0,215	0,442	0,292	0,308
SV	-0,179	0,796	0,778	1	0,122	0,180	0,378	0,419	0,312
T	0,186	0,112	0,082	0,122	1	-0,202	-0,049	-0,257	-0,088
Abundanz	-0,191	0,057	0,215	0,180	-0,202	1	0,588	0,904	0,430
LgAb	-0,305	0,241	0,442	0,378	-0,049	0,588	1	0,655	0,726
Biomasse	-0,229	0,122	0,292	0,419	-0,257	0,904	0,655	1	0,613
LgBM	-0,262	0,225	0,308	0,312	-0,088	0,430	0,726	0,613	1

Werte in Fettdruck sind von Null verschieden mit einem Signifikanzniveau von $\alpha=0,05$

p-Werte

Variablen	Entfernung WW	FA	LgFA	SV	T	Abundanz	LgAb	Biomasse	LgBM
Entfernung WW	0	0,211	0,021	0,015	0,007	0,003	0	0	0
FA	0,211	0	<0,0001	<0,0001	0,096	0,378	0	0,057	0
LgFA	0,021	<0,0001	0	<0,0001	0,223	0,001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
SV	0,015	<0,0001	<0,0001	0	0,113	0,014	<0,0001	<0,0001	<0,0001
T	0,007	0,096	0,223	0,113	0	0,003	0,468	0,000	0,195
Abundanz	0,003	0,378	0,001	0,014	0,003	0	<0,0001	<0,0001	<0,0001
LgAb	<0,0001	0	<0,0001	<0,0001	0,468	<0,0001	0	<0,0001	<0,0001
Biomasse	0	0,057	<0,0001	<0,0001	0	<0,0001	<0,0001	0	<0,0001
LgBM	<0,0001	0,000	<0,0001	<0,0001	0,195	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0

Werte in Fettdruck sind von Null verschieden mit einem Signifikanzniveau von $\alpha=0,05$

Bestimmtheitskoeffizienten (R²)

Variablen	Entfernung WW	FA	LgFA	SV	T	Abundanz	LgAb	Biomasse	LgBM
Entfernung WW	1	0,007	0,023	0,032	0,035	0,036	0,093	0,052	0,069
FA	0,007	1	0,459	0,634	0,013	0,003	0,058	0,015	0,051
LgFA	0,023	0,459	1	0,606	0,007	0,046	0,195	0,085	0,095
SV	0,032	0,634	0,606	1	0,015	0,032	0,143	0,176	0,097
T	0,035	0,013	0,007	0,015	1	0,041	0,002	0,066	0,008
Abundanz	0,036	0,003	0,046	0,032	0,041	1	0,345	0,818	0,185
LgAb	0,093	0,058	0,195	0,143	0,002	0,345	1	0,429	0,526
Biomasse	0,052	0,015	0,085	0,176	0,066	0,818	0,429	1	0,376
LgBM	0,069	0,051	0,095	0,097	0,008	0,185	0,526	0,376	1

Korrelationsmatrix nach Pearson auf der Basis von z-transformierten Daten. Legende: WW – Wasserwerk, FA – feinstpartikuläre Ablagerungen, SV – Sedimentationsvolumen, T – Wassertemperatur, Ind – Individuendichte, BM - Biomasse

Variablen	z-Entf WW	z-FA	z-SV	z-T	z-Ind	z-BM
z-Entf WW	1	-0,150	-0,179	0,168	-0,305	-0,262
z-FA	-0,150	1	0,778	0,072	0,442	0,308
z-SV	-0,179	0,778	1	0,122	0,378	0,312
z-T	0,168	0,072	0,122	1	0,018	-0,062
z-Ab	-0,305	0,442	0,378	0,018	1	0,726
z-BM	-0,262	0,308	0,312	-0,062	0,726	1

ANLAGE 3.2.2 HAUPTKOMPONENTENANALYSE

Datengrundlage

Entfernung WW	Entfernungsklasse	Material	DV	FA [mL]	SV	T	Individuendichte Ind. m ⁻³	Biomasse mg m ⁻³
			mL	mL	mL	°C		
2150	3		400	1,405784	2,5	13	4.576	7,38
1570	3		550	2,7023555	3	12,9	2.427	1,42
1640	3		300	0,541403	1	13	5.220	2,36
2150	3		400	1,405784	3	12,8	1.852	2,00
1840	3		350	0,9735935	1	13	1.272	1,11
2590	3		800	4,863308	7	12,2	7.644	3,48
470	1		500	2,270165	3,5	14	9.464	2,12
1580	3		900	5,727689	12	12,7	9.292	8,83
1240	2		1000	6,59207	8	13,4	22.719	2,45
626	2		400	1,405784	2	11,4	972	1,94
870	2		4000	32,5235	25	12,4	11.222	3,71
1610	3		300	0,541403	2,5	12,3	871	0,64
697	2		3000	23,87969	12	11,3	6.673	1,23
1120	2		650	3,5667365	7	11,6	860	0,76
528	2		3000	23,87969	15	12,1	9.431	5,91
243	1		600	3,134546	3	12,1	1.392	0,98
2590	3		4000	32,5235	14	12,5	4.860	2,01
470	1		3500	28,201595		15,3	40.881	12,03
2150	3		700	3,998927		17,8	33.462	12,18
1640	3		700	3,998927		18,4	25.786	5,98
1580	3		10000	84,38636		18,4	15.441	3,80
1570	3		400	1,405784		16,9	31.262	3,48
1050	2		2250	17,396833		16,7	17.276	3,49
1090	2		800	4,863308		17,3	31.026	2,35
697	2		8000	67,09874			84.612	14,76
292	1		350	0,9735935		13,8	1.880	0,20
1550	3		400	1,405784		17,2	25.203	6,02
1240	2		3500	28,201595		20	40.170	6,07
626	2		400	1,405784		16,6	295	0,38
870	2		8000	67,09874		18,1	598.664	9,65
1610	3		2500	19,557785		19,5	92.005	3,70
337	1		600	3,134546		14,8	5.124	1,05
1580	3		1000	6,59207			7.913	0,99
2150	3		5000	41,16731			229.591	17,46
1570	3		330	0,8007173			36.283	2,65

Entfernung WW	Entfernungsklasse	Material	DV	FA [mL]	SV	T	Individuendichte Ind. m ⁻³	Biomasse mg m ⁻³
			mL	mL	mL	°C		
1050	2		3000	23,87969			213.908	15,24
1640	3		1000	6,59207			156.925	8,93
292	1		410	1,4922221			79.247	18,90
1550	3		5000	41,16731			297.163	42,92
339	1		4000	32,5235			266.240	10,27
337	1		1000	6,59207		16,1	32.752	3,22
697	2		2000	15,23588			651.076	9,08
2150	3		1000	6,59207		10,9	31.181	20,94
626	2		805	4,9065271		10,9	11.066	12,33
870	2		900	5,727689		10,9	16.871	8,52
1570	3		250	0,1092125		11	4.975	5,70
1050	2		700	3,998927		10,8	6.287	13,82
1090	2		505	2,3133841		11,1	13.293	2,40
1610	3		250	0,1092125		10,6	10.329	2,70
697	2		1600	11,778356		10,8	14.107	1,55
470	1		600	3,134546		11,2	8.871	5,14
1600	3		4000	32,5235	27	13,1	6.064	0,68
1080	2		1000	6,59207	4,5	12	3.153	0,65
1410	2		20000	170,82446	120	12,3	34.207	4,52
1760	3		900	5,727689	8	12,5	17.109	2,43
1900	3		800	4,863308	6	13,2	104.328	8,11
2200	3		800	4,863308	4,5	14,1	27.040	1,97
1971	3		550	2,7023555	4	12,7	3.739	0,93
2390	3		4000	32,5235	22	13,2	141.305	12,41
3240	3		10000	84,38636	66	13,2	25.877	1,83
2940	3		2000	15,23588	12	13,1	27.060	2,19
2240	3		900	5,727689	4,5	11,9	2.591	0,26
5490	4		650	3,5667365	4	11,6	1.391	0,34
5400	4		1000	6,59207	8	11,9	1.003	0,07
1760	3		900	5,727689	7	14,9	3.116	0,89
1900	3		700	3,998927	9	15,1	4.543	0,59
2200	3		20000	170,82446	65	15,4	217.426	14,24
1971	3		700	3,998927	7	14,3	953	1,09
3240	3		10000	84,38636	78	16	32.332	0,95
2940	3		1800	13,507118	7	15,6	20.704	2,02
5490	4		700	3,998927	4	14	2.042	0,37
5400	4		1000	6,59207	5	15,4	1.671	0,10

Entfernung WW	Entfernungsklasse	Material	DV	FA [mL]	SV	T	Individuendichte Ind. m ⁻³	Biomasse mg m ⁻³
			mL	mL	mL	°C		
1180	2		2000	15,23588	7	13,1	6.590	2,26
1600	3		700	3,998927	25	15,2	850	0,12
2240	3		400	1,405784	6	13,8	1.484	0,05
1080	2		600	3,134546	5	13,3	3.850	1,86
1410	2		20000	170,82446	300	14,8	37.056	2,30
2390	3		10000	84,38636	35	15,7	187.180	18,15
2390	3		50000	430,13876	120		263.391	21,17
3240	3		40000	343,70066	88		192.003	5,74
2940	3		1600	11,778356	8		32.584	1,42
5490	4		6000	49,81112	68		7.960	2,22
5400	4		1000	6,59207	11		2.273	0,08
1180	2		8000	67,09874	10		52.288	8,55
1600	3		10000	84,38636	20		28.707	2,44
2240	3		1000	6,59207	3		2.140	0,49
1080	2		20000	170,82446	36		414.677	31,57
1410	2		20000	170,82446	44		10.015	0,26
1760	3		40000	343,70066	58		29.355	2,62
1900	3		6000	49,81112	8		523.176	29,98
2200	3		3000	23,87969	4		23.704	1,60
1970	3		10000	84,38636	36		8.684	2,45
	1		1000	6,59207		10,4	1.306	4,04
1180	2		3200	25,608452		11	5.690	0,26
	1		10000	84,38636		11,2	1.002	0,45
5200	4		10000	84,38636	43	11,8	4.445	0,47
11000	5		1000	6,59207	4,5	16,9	1.922	0,18
6500	4		10000	84,38636	80	14,5	1.961	0,01
6200	4		20000	170,82446	120	15,8	8.481	1,74
5030	4		1000	6,59207	13	13,9	1.399	0,32
6400	4		100000	862,32926	170	16,5	35.189	7,46
4600	4		10000	84,38636	105	15,6	3.430	0,46
4300	4		20000	170,82446	76	16,4	66.760	6,46
3900	4		100000	862,32926	170	17,3	303.271	11,11
2700	3		1000	6,59207	4	15,3	8.445	0,98
	1		1000	6,59207		5,9	3.867	0,32
	1		2000	15,23588		6,4	288	0,01
	1		1000	6,59207		5,7	5.193	0,34
	1		500	2,270165		6,5	8.020	0,51

Entfernung WW	Entfernungsklasse	Material	DV	FA [mL]	SV	T	Individuendichte	Biomasse
			mL	mL	mL	°C	Ind. m ⁻³	mg m ⁻³
	1		1000	6,59207		8,2	761	0,02
206	1		9000	75,74255		9,8	2.194.967	102,61
1180	2		5000	41,16731		10,3	616.892	64,92
3500	4		900	5,727689		10,9	14.785	9,61
520	2		400	1,405784			107.337	7,91
100	1		1800	13,507118		10,9	95.311	14,84
350	1		9000	75,74255		9,7	553.901	68,33
340	1		1000	6,59207		9,7	233.067	26,72
600	2		10000	84,38636		10	1.091.592	110,26
1400	2		10000	84,38636		10	996.697	75,15
880	2		7000	58,45493		9	448.552	43,54
270	1		2000	15,23588		8,2	431.261	35,51
320	1		10000	84,38636		9,5	4.241.888	190,32
1500	3		5000	41,16731		8,1	1.223.878	60,79
250	1		4000	32,5235		9,5	2.121.873	93,84
560	2		10000	84,38636		9,3	884.441	104,53
1180	2		2000	15,23588		10,5	221.136	15,77
8770	5		600	3,134546	5,5	12,3	9.427	2,65
6700	4		300	0,541403	2,5	12,9	12.057	1,34
11070	5		700	3,998927	6	12,9	27.397	10,44
5000	4		1000	6,59207	17	12,2	10.156	3,86
3550	4		1000	6,59207	15	11,5	2.680	5,08
3350	3		20000	170,82446	120	12,3	17.804	5,21
440	1		20000	170,82446	120	12	50.120	18,51
460	1		20000	170,82446	165	11,9	47.043	24,07
1300	2		48000	412,85114	260	11,5	33.926	18,14
1500	3		56000	482,00162	270	11,3	56.721	27,07
2000	3		2000	15,23588	24	12,2	12.145	15,29
2760	3		40000	343,70066	100	11,9	32.083	25,49
5000	4		2000	15,23588	26	13,2	16.903	12,34
7470	4		900	5,727689	8	13,2	1.008	1,97
13460	5		4000	32,5235	46	13,3	7.500	3,33
8770	5	PEHD	600	3,134546	6	10,1	1.178	0,59
6700	4	PEHD	1600	11,778356	13	10,4	1.328	0,64
11070	5	PE	700	3,998927	3,5	9,4	3.944	4,12
5000	4	PEHD	2000	15,23588	21	11,7	2.641	1,01
3550	4	AZ	900	5,727689	10	11,5	1.358	2,48

Entfernung WW	Entfernungsklasse	Material	DV	FA [mL]	SV	T	Individuendichte Ind. m ⁻³	Biomasse mg m ⁻³
			mL	mL	mL	°C		
3350	3	GG	10000	84,38636	99	9,5	4.570	2,46
440	1	GG	1000	6,59207	14	9,6	4.959	1,42
460	1	GG	5000	41,16731	78	10,2	10.550	14,75
1300	2	GG	700	3,998927	7,5	10,8	4.441	9,31
1500	3	PEHD	2000	15,23588	14	9,2	10.937	5,69
2000	3	PEHD	5000	41,16731	36	10,9	20.874	23,23
2760	3	PEHD	1000	6,59207	10	10,9	3.776	8,33
5000	4	PEHD	5000	41,16731	42	10,8	14.010	10,75
7470	4	PEHD	700	3,998927	6	10,8	802	2,13
13460	5	PE	1600	11,778356	10	9,7	2.895	0,20
11070	5	PE	500	2,270165	7,5	15,3	20.224	4,63
5000	4	PEHD	450	1,8379745	6	15	2.128	0,51
3550	4	AZ	1000	6,59207	16	14,4	3.925	2,72
3350	3	GG	70000	603,01496	155	14,4	6.690	8,69
440	1	GG	3500	28,201595	32	15,4	13.673	5,37
460	1	GG	100000	862,32926	295	13,5	6.488	13,34
1300	2	GG	100000	862,32926	240	12,8	30.072	19,97
1500	3	PEHD	20000	170,82446	115	13,5	29.579	9,08
2000	3	PEHD	5000	41,16731	26	13,8	18.834	14,08
2760	3	PEHD	1000	6,59207	15	13,8	30.896	18,80
5000	4	PEHD	2000	15,23588	17	14,3	7.904	7,38
7470	4	PEHD	500	2,270165	4,5	15,5	606	2,29
13460	5	PE	2000	15,23588	27	16,4	5.908	2,11
8770	5	PEHD	300	0,541403	5	15,7	3.081	1,62
6700	4	PEHD	600	3,134546	9,5	16,3	13.999	1,63
5000	4	PEHD	600	3,134546	15	17,5	15.957	1,55
3550	4	AZ	5000	41,16731	46	16	19.195	1,67
3350	3	GG	5000	41,16731	30	13,9	21.575	0,55
440	1	GG	8000	67,09874	38	16	61.511	2,36
460	1	GG	22000	188,11208	215	14,1	48.672	7,01
1300	2	GG	20000	170,82446	100	13,6	29.622	11,76
1500	3	PEHD	1800	13,507118	98	12,6	6.926	8,53
2000	3	PEHD	20000	170,82446	108	14,1	41.633	5,19
2760	3	PEHD	1000	6,59207	9	14,1	12.516	2,63
5000	4	PEHD	4000	32,5235	40	14,9	27.296	3,89
7470	4	PEHD	1800	13,507118	11	14,8	6.008	2,69
13460	5	PE	5000	41,16731	76	16,6	8.422	0,99

Entfernung WW	Entfernungsklasse	Material	DV	FA [mL]	SV	T	Individuendichte Ind. m ⁻³	Biomasse mg m ⁻³
			mL	mL	mL	°C		
8770	5	PEHD	6000	49,81112	34	16,4	5.333	0,31
6700	4	PEHD	750	4,4311175	8	16,8	18.038	3,32
11070	5	PE	1000	6,59207	9	14,9	17.211	11,15
1020	2		800	4,863308	14	12	4.212	4,41
6490	4		1000	6,59207	28	12,5	5.054	8,34
5750	4		700	3,998927	7,5	11,8	6.364	4,04
1870	3		400	1,405784	2,5	11,2	16.064	1,70
1630	3		600	3,134546	4	11,2	2.212	1,44
1960	3		2000	15,23588	25	10,9	7.704	7,77
3800	4		550	2,7023555	8	12	12.369	2,76
3360	3		1800	13,507118	19	11,6	36.356	5,95
3360	3		700	3,998927	6	12,3	16.152	4,30
1300	2		10000	84,38636	62	11,7	12.534	7,60
1500	3		2000	15,23588	24	12,8	4.130	2,61
4550	4		800	4,863308	10	12,4	2.710	10,83
7540	5		600	3,134546	6	12,1	21.896	8,66
5060	4		500	2,270165	8	13	33.141	7,80
940	2		2000	15,23588	13	12,4	23.747	9,06
5060	4	PE	800	4,863308	15	9,7	8.906	6,12
1870	3	PEHD	600	3,134546	3	11,3	19.833	2,10
1020	2	AZ	1800	13,507118	19	12	2.069	6,31
1300	2	AZ	10000	84,38636	80	11,4	7.042	5,19
1500	3	PEHD	2000	15,23588	15	11,5	2.132	1,14
4550	4	PE	600	3,134546	5,5	10,7	2.128	6,03
7540	5	PE	500	2,270165	4	11	4.394	7,88
6490	4	PEHD	1800	13,507118	28	10,4	2.494	7,31
5750	4	AZ	700	3,998927	4	10,4	1.826	2,90
940	2	GG	2000	15,23588	22	10,7	4.335	4,50
1630	3	AZ	1600	11,778356	12	11	3.906	1,26
1960	3		900	5,727689	8,5	10,3	1.342	1,68
3800	4	PE	700	3,998927	8	10	9.960	3,54
3360	3	PE	800	4,863308	9	10,7	6.708	2,74
5060	4	PE	1000	6,59207	20	14,6	37.635	8,61
1870	3	PEHD	300	0,541403	2	12,3	17.950	3,22
940	2	GG	2000	15,23588	28	14,6	34.122	16,39
1630	3	AZ	700	3,998927	9	13	3.723	0,99
1960	3		1000	6,59207	18	13	3.117	3,62

Entfernung WW	Entfernungsklasse	Material	DV	FA [mL]	SV	T	Individuendichte Ind. m ⁻³	Biomasse mg m ⁻³
			mL	mL	mL	°C		
3360	3	PE	2000	15,23588	28	13,8	12.266	3,14
1020	2	AZ	1000	6,59207	19	14,6	3.021	3,09
1300	2	AZ	8000	67,09874	74	14,8	17.747	6,94
1500	3	PEHD	800	4,863308	9	14,9	9.614	3,06
4550	4	PE	600	3,134546	15	15	3.832	8,23
7540	5	PE	600	3,134546	6	14,1	20.202	7,43
6490	4	PEHD	2000	15,23588	40	15,2	5.810	10,56
5750	4	AZ	600	3,134546	8	14,8	3.861	11,16
3800	4	PE	400	1,405784	7,5	15,2	10.201	2,00
5060	4	PE	400	1,405784	3,5	13,6	14.587	4,65
940	2	GG	2800	22,150928	25	15,7	16.272	6,85
1630	3	AZ	650	3,5667365	4	13,1	1.995	1,70
1960	3		2000	15,23588	30	14,3	5.274	3,52
3800	4	PE	700	3,998927	9	15,6	5.868	1,78
3360	3	PE	1800	13,507118	22	14	32.679	6,70
1020	2	AZ	10000	84,38636	64	17,2	26.433	3,70
1300	2	AZ	20000	170,82446	110	15,8	36.399	20,41
1500	3	PEHD	10000	84,38636	80	14,9	10.693	5,04
4550	4	PE	600	3,134546	7	15,5	6.696	8,31
7540	5	PE	400	1,405784	6	13,5	60.584	4,21
7600	5	PEHD	1000	6,59207	14	15,6	5.720	6,84
6490	4	PEHD	5000	41,16731	90	16,6	5.785	7,82
5750	4	AZ	900	5,727689	18	16	12.876	8,56

Eigenwerte

	F1	F2	F3	F4	F5	F6
Eigenwert	2,601	1,262	0,910	0,748	0,284	0,195
Variabilität (%)	43,348	21,033	15,171	12,461	4,731	3,257
Kumulierter %	43,348	64,381	79,551	92,013	96,743	100,000

Eigenvektoren

	F1	F2	F3	F4	F5	F6
z-Entf WW	-0,269	0,468	0,240	-0,804	0,025	-0,072
z-FA	0,485	0,348	-0,362	-0,114	0,315	0,633
z-SV	0,476	0,376	-0,364	-0,010	-0,404	-0,580
z-T	0,018	0,628	0,571	0,522	-0,036	0,079
z-Ab	0,506	-0,193	0,390	-0,110	0,626	-0,389
z-BM	0,459	-0,296	0,449	-0,238	-0,587	0,316

Korrelationen zwischen Variablen und Faktoren

	F1	F2	F3	F4	F5	F6
z-Entf WW	-0,433	0,525	0,229	-0,695	0,014	-0,032
z-FA	0,782	0,391	-0,345	-0,099	0,168	0,280
z-SV	0,768	0,422	-0,347	-0,009	-0,215	-0,256
z-T	0,028	0,706	0,544	0,451	-0,019	0,035
z-Ab	0,815	-0,217	0,372	-0,095	0,333	-0,172
z-BM	0,739	-0,332	0,428	-0,206	-0,313	0,140

Beiträge der Variablen [%]

	F1	F2	F3	F4	F5	F6
z-Entf WW	7,209	21,873	5,759	64,581	0,064	0,513
z-FA	23,531	12,116	13,070	1,299	9,898	40,087
z-SV	22,652	14,106	13,255	0,010	16,331	33,645
z-T	0,031	39,441	32,551	27,231	0,127	0,619
z-Ab	25,553	3,722	15,235	1,214	39,139	15,137
z-BM	21,024	8,742	20,130	5,664	34,441	9,999

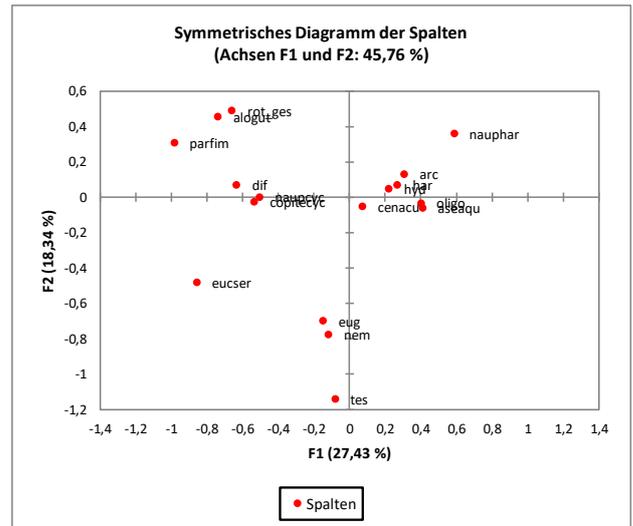
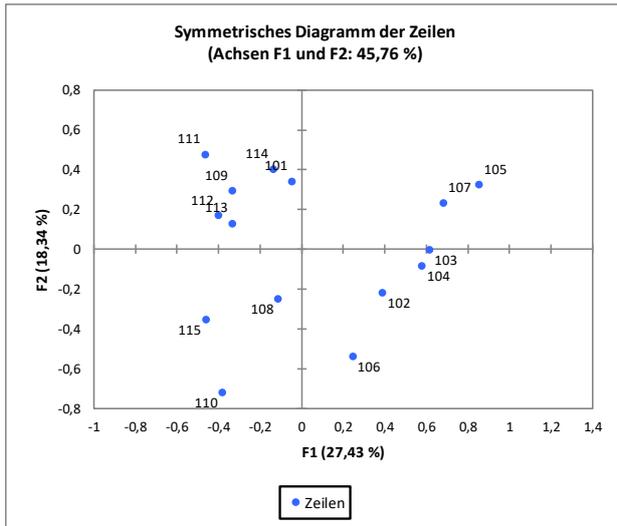
ANLAGE 3.2.3: KORRESPONDENZANALYSE

Kontingenztabelle: GWT-5, 10/2015 (zur Basis 10 logarithmierte Daten, Tabelle transponiert).

Legende: arc- Arcella sp.; cenacu – Centropyxis aculeata; dif – Diffflugia sp.; eug – Euglypha sp.; tes – Testacea n. det.; Rot_ges – Rotifera gesamt; nem – Nematoda; oligo – Oligochaeta; hyd – Hydracarina; alogut – Alona guttata; copitecyc – Copepodide Cyclopoida; eucser – Eucyclops serrulatus; her – Harpacticoida; naupcyc – Nauplien Cyclopoida; nauphar – Nauplien Harpacticoida; parfim – Paracyclops fimbriatus; aseaqu – Asellus aquaticus

	101	102	103	104	105	106	107	108
arc	2,759	3,052	3,264	3,147	0,000	2,833	3,621	3,333
cenacu	2,759	4,006	3,264	3,992	0,000	3,434	4,098	3,995
dif	3,662	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	2,405
eug	0,000	0,000	2,963	0,000	0,000	0,000	0,000	3,307
tes	0,000	3,052	0,000	0,000	0,000	2,058	0,000	2,405
rot_ges	3,060	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	2,581
nem	0,000	0,000	0,000	3,147	0,000	3,416	0,000	2,106
oligo	1,054	2,747	2,035	1,407	1,716	1,787	0,616	0,000
hyd	3,604	0,000	3,866	3,992	3,392	3,412	3,144	2,705
alogut	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	2,705
copitecyc	3,060	0,000	0,000	0,000	0,000	2,058	0,000	0,000
eucser	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
har	3,662	4,529	4,325	3,749	4,670	3,476	4,098	2,802
naupcyc	0,000	3,052	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
nauphar	3,060	3,353	4,139	3,448	3,869	0,000	3,144	2,106
parfim	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
aseaqu	0,983	1,162	2,020	2,393	1,490	1,816	1,844	1,804

	109	110	111	112	113	114	115
arc	1,902	0,000	2,334	2,160	1,867	1,802	0,000
cenacu	2,122	3,622	2,889	3,773	3,869	3,419	1,751
dif	0,000	2,645	2,093	3,510	0,000	1,802	1,751
eug	0,000	2,345	0,000	0,000	1,572	0,000	1,751
tes	0,000	2,345	0,000	0,000	0,000	0,000	2,048
rot_ges	2,122	0,000	3,186	2,486	3,386	1,802	1,751
nem	1,729	2,345	0,000	1,278	0,000	0,000	2,857
oligo	0,560	0,926	1,040	1,160	0,943	1,015	0,833
hyd	1,436	2,945	2,392	2,829	2,515	2,699	2,443
alogut	2,500	0,000	3,713	2,749	2,165	3,217	2,223
copitecyc	0,000	2,345	1,969	1,278	2,675	1,802	1,751
eucser	0,000	2,345	0,000	1,739	2,340	0,000	0,000
har	2,026	2,821	2,998	3,010	4,177	3,704	3,022
naupcyc	2,026	2,345	2,268	1,739	3,058	0,000	0,000
nauphar	1,436	0,000	1,795	1,567	2,041	1,802	0,000
parfim	1,436	0,000	1,501	0,000	0,000	0,000	1,751
aseaqu	0,853	0,831	0,804	0,567	1,046	1,015	1,303



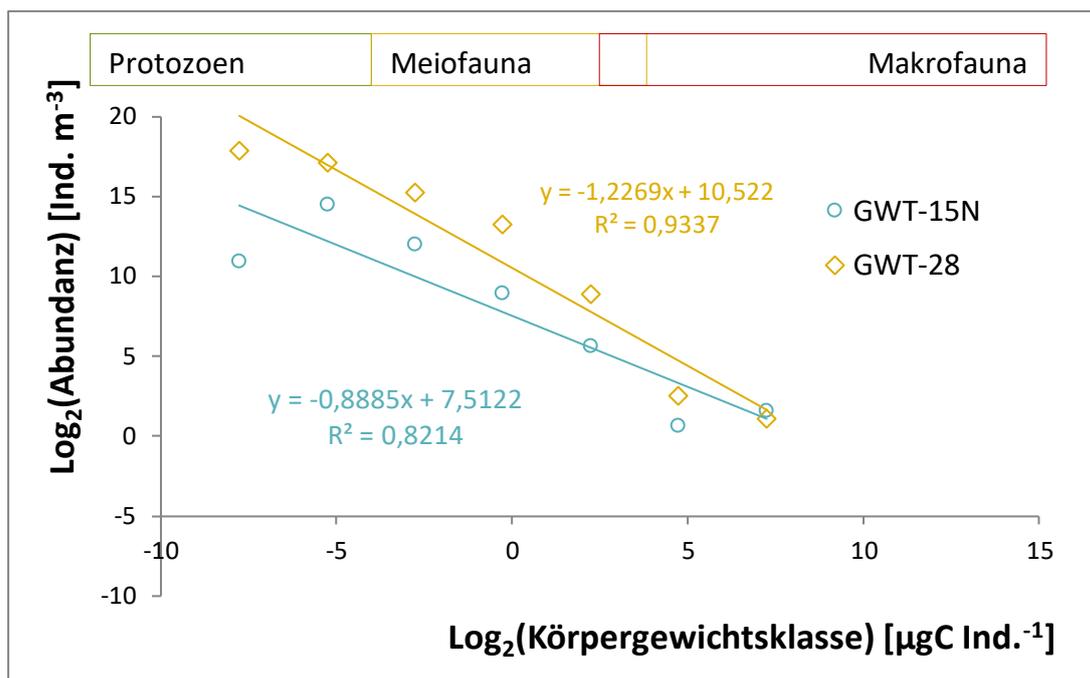
Korrelationsmatrix (post-hoc).

Variablen	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11
F1	1	0,052	0,061	0,036	0,002	0,064	0,107	0,066	0,066	0,031	0,081
F2	0,052	1	-0,004	0,005	-0,039	0,042	0,045	0,070	0,028	0,017	0,056
F3	0,061	-0,004	1	0,035	-0,019	-0,070	0,036	0,040	0,018	-0,013	0,008
F4	0,036	0,005	0,035	1	0,013	0,012	0,042	-0,024	0,057	-0,033	0,009
F5	0,002	-0,039	-0,019	0,013	1	-0,028	-0,034	-0,014	0,044	0,046	0,019
F6	0,064	0,042	-0,070	0,012	-0,028	1	0,094	0,105	0,012	0,080	0,018
F7	0,107	0,045	0,036	0,042	-0,034	0,094	1	0,133	0,128	0,135	0,009
F8	0,066	0,070	0,040	-0,024	-0,014	0,105	0,133	1	0,042	0,088	0,029
F9	0,066	0,028	0,018	0,057	0,044	0,012	0,128	0,042	1	0,008	-0,013
F10	0,031	0,017	-0,013	-0,033	0,046	0,080	0,135	0,088	0,008	1	-0,071
F11	0,081	0,056	0,008	0,009	0,019	0,018	0,009	0,029	-0,013	-0,071	1
F12	0,004	0,041	0,026	0,001	0,027	0,049	0,020	0,053	0,036	0,039	-0,042
F13	0,086	0,026	0,023	-0,003	0,023	0,083	0,087	0,009	0,024	0,046	0,046
F14	-0,056	0,062	-0,049	-0,085	-0,020	0,040	-0,029	0,002	-0,018	0,011	-0,008
z-Entf WW	-0,759	-0,062	0,349	-0,003	-0,065	0,257	-0,131	-0,011	-0,066	-0,091	0,130
z-FA	0,857	-0,058	0,092	0,095	-0,007	-0,038	0,224	0,011	-0,238	0,075	0,211
z-SV	0,842	0,092	0,085	0,135	0,013	0,215	0,315	0,286	-0,124	0,202	-0,036
z-T	-0,654	-0,146	0,278	-0,068	-0,168	-0,079	-0,438	0,056	-0,135	0,105	-0,045

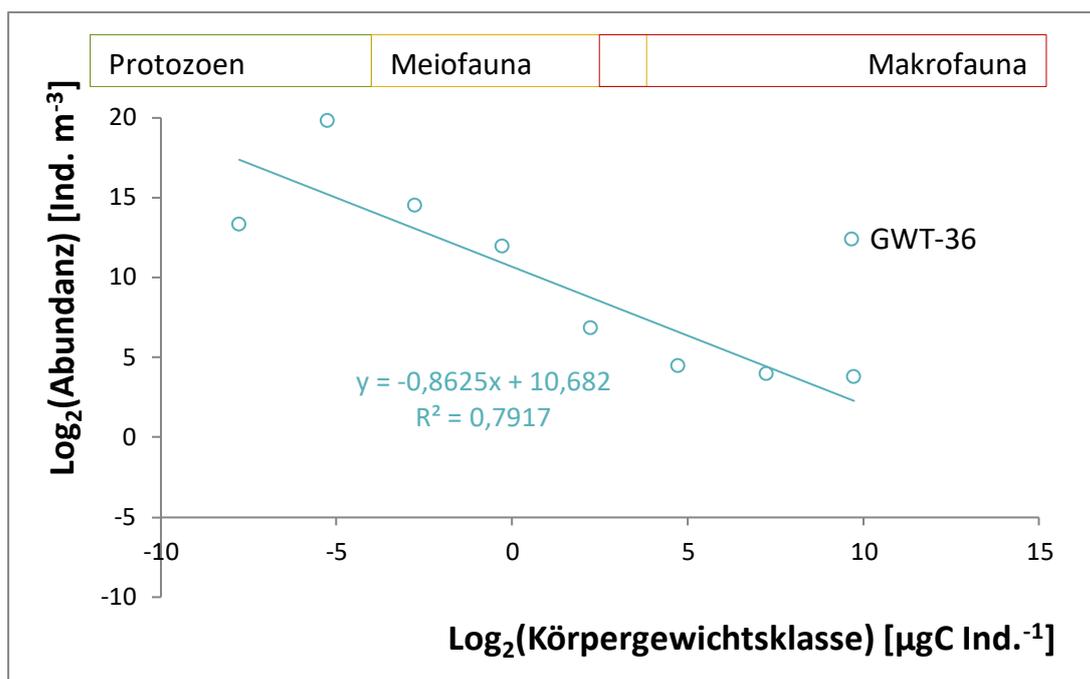
Fortsetzung Korrelationsmatrix

Variablen	F11	F12	F13	F14	z-Entf WW	z-FA	z-SV	z-T
F1	0,081	0,004	0,086	-0,056	-0,759	0,857	0,842	-0,654
F2	0,056	0,041	0,026	0,062	-0,062	-0,058	0,092	-0,146
F3	0,008	0,026	0,023	-0,049	0,349	0,092	0,085	0,278
F4	0,009	0,001	-0,003	-0,085	-0,003	0,095	0,135	-0,068
F5	0,019	0,027	0,023	-0,020	-0,065	-0,007	0,013	-0,168
F6	0,018	0,049	0,083	0,040	0,257	-0,038	0,215	-0,079
F7	0,009	0,020	0,087	-0,029	-0,131	0,224	0,315	-0,438
F8	0,029	0,053	0,009	0,002	-0,011	0,011	0,286	0,056
F9	-0,013	0,036	0,024	-0,018	-0,066	-0,238	-0,124	-0,135
F10	-0,071	0,039	0,046	0,011	-0,091	0,075	0,202	0,105
F11	1	-0,042	0,046	-0,008	0,130	0,211	-0,036	-0,045
F12	-0,042	1	-0,001	0,031	0,307	0,209	0,154	0,193
F13	0,046	-0,001	1	0,031	0,080	-0,123	-0,156	0,230
F14	-0,008	0,031	0,031	1	0,056	-0,016	-0,171	0,349
z-Entf WW	0,130	0,307	0,080	0,056	1	-0,602	-0,610	0,754
z-FA	0,211	0,209	-0,123	-0,016	-0,602	1	0,865	-0,577
z-SV	-0,036	0,154	-0,156	-0,171	-0,610	0,865	1	-0,669
z-T	-0,045	0,193	0,230	0,349	0,754	-0,577	-0,669	1

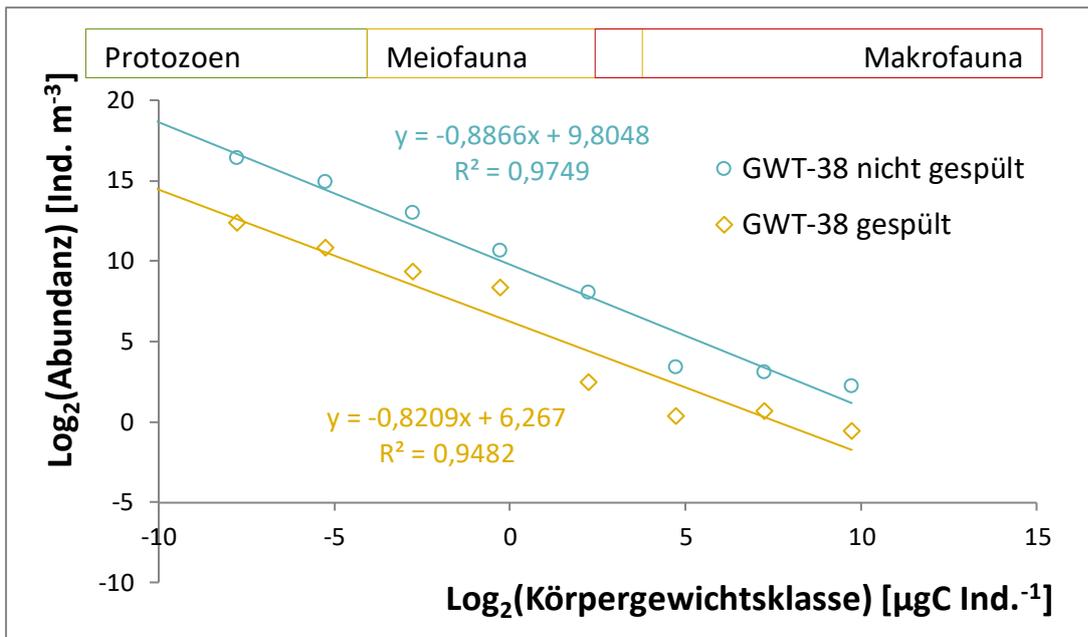
ANLAGE 4: ABUNDANZ-SPEKTREN



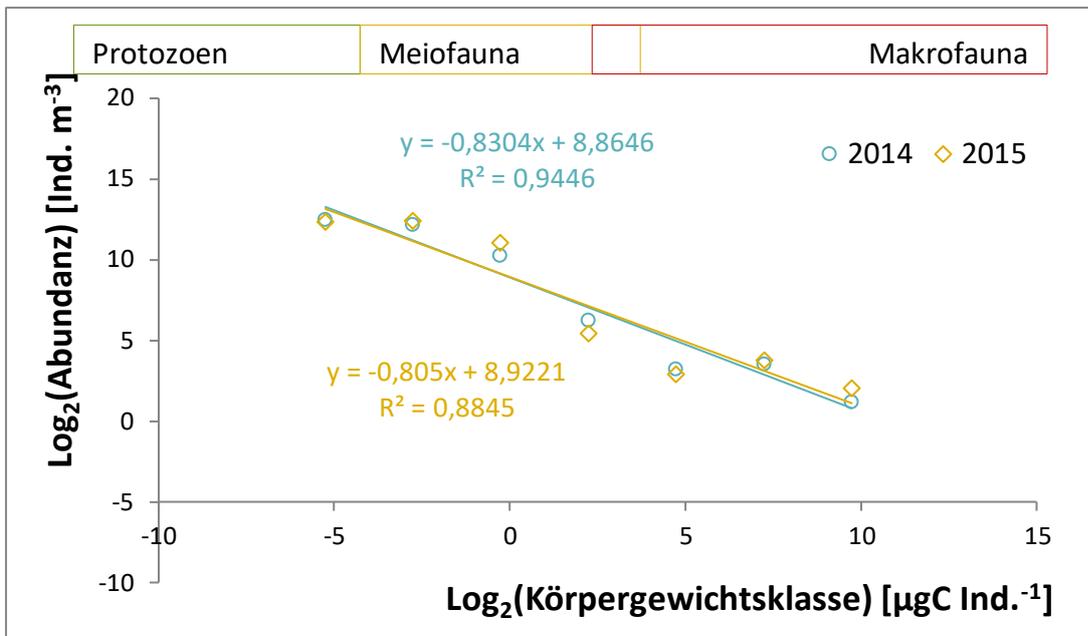
Anlage 4, Abb. 1: Abundanz-Spektrum für GWT-28 und GWT-15N



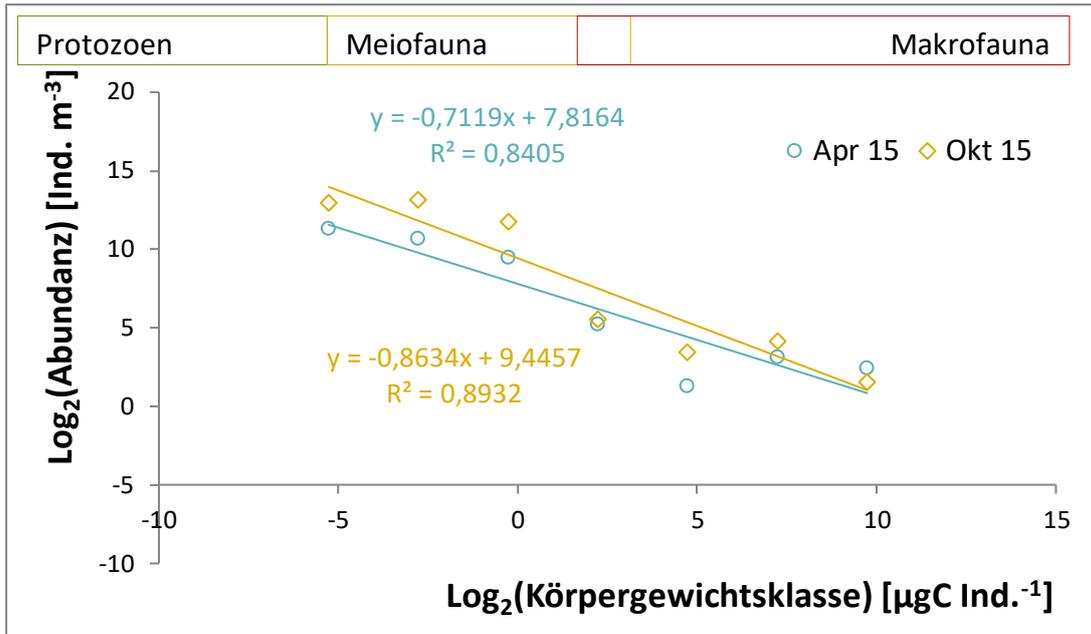
Anlage 4, Abb. 2: Abundanz-Spektrum für GWT-36



Anlage 4, Abb. 3: Abundanz-Spektren für GWT-38



Anlage 4, Abb. 4: Abundanz-Spektren der Jahre 2014 und 2015 für GWT-5E



Anlage 4, Abb. 5: Abundanz-Spektren der Untersuchungen vom April und Oktober 2015 für GWT-5E