

# **Biodiversität in kontaminierten Flußsedimenten**

Ökologische Untersuchungen  
an der Meio- und Makrofauna  
von Neckar und Elbe

## **Dissertation**

zur Erlangung des akademischen Grades eines

Doktors der Naturwissenschaft

Fachbereich 3: Mathematik/Naturwissenschaften

Universität Koblenz-Landau

vorgelegt

am 18. September 2009

von **Nikolai Mette**

(geb. am 26. Dezember 1970 in Lüdenscheid)

Datum der mündlichen Prüfung: 27. Januar 2010

Referent: Prof. Dr. Ulrich Sinsch

Koreferent: PD Dr. Jochen H. E. Koop

# Inhaltsverzeichnis

<b>Inhaltsverzeichnis .....</b>	<b>2</b>
<b>Zusammenfassung .....</b>	<b>6</b>
Ziele der Arbeit: .....	6
Methoden: .....	6
Ergebnisse: .....	7
<b>1. Einleitung .....</b>	<b>8</b>
<b>2. Untersuchungsgebiete .....</b>	<b>16</b>
2.1. Die Müritz-Elde-Wasserstraße .....	16
2.1.1. Allgemeines .....	16
2.1.2. Beprobungsstellen .....	17
2.2. Der Neckar .....	18
2.2.1. Allgemeines .....	18
2.2.2. Beprobungsstellen .....	21
2.3. Die Elbe .....	23
2.3.1. Allgemeines .....	23
2.3.2. Beprobungsstellen .....	27
<b>3. Dealing with spatial and temporal heterogeneity in riverine silt sediment communities: How much sampling effort is needed to assess the meiofauna?.....</b>	<b>31</b>
3.1. Abstract.....	31
3.2. Introduction .....	32
3.3. Material and methods .....	33
3.3.1. Study sites.....	33
3.3.2. Sampling procedure .....	33
3.3.3. Extraction procedure .....	34
3.3.4. Quantitative assessment of meio- and macrofaunal organisms .....	34
3.3.5. Statistical analyses .....	35

3.4. Results.....	35
3.4.1. Evaluation of search effort per sample .....	41
3.4.2. Estimating taxon richness of the regional silt community .....	42
3.4.3. Estimating taxon richness of local silt communities .....	43
3.4.4. Factor influencing the magnitude of undetected species .....	44
3.5. Discussion .....	46
3.5.1. Efficiency of sampling and extraction protocols .....	46
3.5.2. Spatial and temporal variation in silt sediment communities.....	47
<b>4. Dynamics of silt sediment communities of the River Neckar: Interactions among season, structural and chemical sediment features .....</b>	<b>49</b>
4.1. Abstract.....	49
4.2. Introduction .....	50
4.3. Material and methods .....	53
4.3.1. Study sites and sampling dates .....	53
4.3.2. Sediment sampling .....	53
4.3.3. Extraction and quantitative assessment of target organisms .....	53
4.3.4. Physico-chemical analysis of the sediments.....	54
4.3.5. Meteorological data .....	55
4.3.6. Statistical analyses .....	55
4.4. Results.....	56
4.4.1. Descriptive parameters of the local and regional communities.....	56
4.4.2. Environmental impacts at the community level .....	73
4.4.3. Environmental impacts at the species level .....	75
4.5. Discussion .....	78
<b>5. Meio- and macrozoobenthos of contaminated riverine silt sediments: determinants of community structure .....</b>	<b>80</b>
5.1. Abstract.....	80
5.2. Introduction .....	81
5.3. Material and methods .....	82
5.3.1. Study area and sampling dates .....	82
5.3.2. Sediment sampling .....	83
5.3.3. Extraction and quantitative assessment of target organisms .....	83

5.3.4. Community features and species responses to environmental gradients.....	84
5.3.5. Environmental data .....	85
5.4. Results.....	86
5.5. Discussion .....	95
5.5.1. Evertebrate abundance and diversity .....	95
<b>6. Resilience of meio- and macrozoobenthos communities of riverine silt sediments: do extreme flood and summer temperature matter? .....</b>	<b>98</b>
6.1. Abstract.....	98
6.2. Introduction .....	99
6.3. Material and methods .....	101
6.3.1. Study area and sampling dates .....	101
6.3.2. Sediment sampling .....	101
6.3.3. Extraction and quantitative assessment of target organisms .....	102
6.3.4. Community features and species responses to environmental gradients.....	102
6.3.5. Environmental data .....	103
6.4. Results.....	104
6.4.1. Interannual variability of local silt sediment communities .....	104
6.4.2. Interannual variability of a regional Neckar silt sediment community .....	109
6.4.3. Development of selected hydrographic parameters 1998-2004.....	113
6.5. Discussion .....	113
<b>7. Gesamtdiskussion.....</b>	<b>117</b>
7.1. Welcher Aufwand ist für die quantitative Erfassung erforderlich?.....	117
7.1.1. Beprobung und Extraktion .....	117
7.1.2. Räumliche und zeitliche Variabilität in den Sediment-Biozönosen.....	119
7.1.3. Zusammenfassende Beurteilung der Methodik.....	120
7.2. Dynamik der Neckarsedimente: Wechselwirkungen mit der Jahreszeit sowie mit strukturellen und chemischen Sedimenteigenschaften .....	120
7.3. Bestimmende Faktoren der Biozönosen-Struktur .....	122
7.3.1. Abundanzen und Diversität der Wirbellosen.....	122
7.4. Elastizität und Erholung meio- und makrozoobenthischer Biozönosen .....	125

<b>8. Literaturverzeichnis .....</b>	<b>128</b>
<b>9. Verzeichnis der verwendeten Abkürzungen und Symbole .....</b>	<b>140</b>
<b>Danksagung .....</b>	<b>143</b>
<b>Erklärung .....</b>	<b>A I</b>

## Zusammenfassung

Diese Arbeit untersucht die Biozönosen kontaminierter schlammig-schluffiger Sedimente in Stillwasserzonen großer Flüsse. Diese feinkörnigen und weichgründigen Sedimente beherbergen Lebensgemeinschaften, die zu einem großen Teil als Meiozoobenthos angesprochen werden und im Vergleich zu den Makrozoobenthos-Biozönosen grobkörniger und hartgründiger Fließgewässer und den Meiobenthos-Biozönosen der Küsten-, Tiden- und Ästuarbereiche bisher nur unzulänglich untersucht worden sind. Da die feinkörnigen Sedimente eine große Kapazität zur Schadstoffbindung haben, sind sie generell von großem ökotoxikologischen und wasserbaulichen Interesse.

### Ziele der Arbeit:

- (1) Entwicklung einer quantitativen Methode zur Bestandserfassung.
- (2) Untersuchung der lokalen und saisonalen Dynamik der benthischen Metazoen-Biozönose in Schluffsedimenten.
- (3) Ermittlung der Einflüsse chemischer und physikalischer Sedimenteigenschaften auf die Biozönosen.
- (4) Beschreibung der Resilienz der Benthos-Biozönosen schluffiger Sedimente; Einfluss katastrophaler Ereignisse.

### Methoden:

An neun Standorten der **Elbe** (fünf Stellen im deutschen Verlauf der oberen und mittleren Elbe), des **Neckar** (drei nahe beieinanderliegende Stellen bei Lauffen) und der **Müritz-Elde-Wasserstraße** (eine Stelle nahe der Schleuse zur Elbe in Dömitz) wurden mehrfach zwischen Mai 2001 und Oktober 2004 mit einem Stechrohr (Corer) Sedimentproben vom Gewässergrund genommen. Parallel dazu wurde Sedimentmaterial für chemisch-physikalische Analysen entnommen (Korngrößen-ermittlung, Schwermetalle, prioritäre Schadstoffe). Die Organismen wurden mittels Zentrifugation in kolloidalem Siliziumdioxid aus den Sedimenten extrahiert und fixiert. Eine zeitbeschränkte Durchsuchung des detritusreichen Materials erfasste die konservierten Tiere. Die statistische Auswertung erfolgte über Diversitäts-Indizes, Regressionsanalysen, Rarefaction- und Jackknife-Analysen, Clusteranalysen (Ähnlichkeiten), ANOVA, und CCA (Kanonische Korrespondenz-Analysen).

## **Ergebnisse:**

Die Sediment-Biozönosen bestehen aus Vertretern der Insecta (hauptsächlich Chironomidae; vereinzelt Ceratopogonidae, Nematomorpha, Tabanidae), Oligochaeta (Tubificidae), Crustacea (Amphipoda, Anomopoda, Copepoda, Ostracoda), Polychaeta, Nematoda und Bivalvia.

zu (1): Für allgemeine Überblicke (Dichte, Trophie) genügen zwei Parallelproben, für gründliche taxonomische Erhebungen der Alpha-Diversität sind mindestens vier Parallelproben erforderlich. Für das Aussortieren der Tiere aus den Sedimentresten werden mindestens acht Stunden je Probe veranschlagt. Abhängig von der Anzahl der in den ersten sechs Stunden gefundenen Tiere kann die Zeit auf 12 oder 18 h je Probe steigen. Die Beprobungs- und Extraktionsmethode erlaubt eine standardisier- und handhabbare Annäherung zur Untersuchung der zur Zeit vernachlässigten fluvialen Schluff-Biozönosen. Sie ist räumlich im lokalen Maßstab mächtig, aber es sollte mindestens ein kompletter Jahreslauf beprobt werden, um die lokale Artenvielfalt vollständig zu erfassen

zu (2): Die Biozönosen sind sehr dynamisch; eine jahreszeitlich bedingte Periodizität lässt sich jedoch nicht feststellen. Die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften hängt stark von der Belastung mit Pestiziden und Schwermetallen ab. Starke Niederschläge scheinen Pestizide in die Sedimente einzuspülen. Wechselwirkungen innerhalb der Biozönosen sind wichtig.

zu (3): Umweltvariablen mit dem meisten Einfluss auf die Biozönosen sind vier Sediment-Schadstoffe (Cr,  $\alpha$ -HCH, Mineralöl-Kohlenwasserstoffe und Ni), zwei Klimafaktoren (Niederschlag und Globalstrahlung), der totale organische Sediment-Inhalt (TOC) und das Verhältnis der Korngrößenfraktion F4 im Sediment. Davon abgesehen spielen die Korngrößenverteilung und das Wetter nur eine geringe Rolle. Interaktionen innerhalb der Biozönosen sind zu erkennen.

zu 4): Zwischen 2001 und 2004 haben sich große Veränderungen der Biozönosen ergeben. Die Sedimenteigenschaften sind dagegen sehr ähnlich geblieben. Physikalische Störungen haben große Auswirkungen und sind auch am als stabil angenommenen Neckar sowie der Müritz-Elde-Wasserstraße anzutreffen. Am letztgenannten Standort war eine deutliche Zunahme von Schwermetallen, vor allem Cr festzustellen.

# 1. Einleitung

Artenspektren und Abundanzen der benthischen Organismen in Fließgewässern sind für das **Makrozoobenthos**<sup>1</sup>, die mit bloßem Auge sichtbare und nach gängiger Definition durch Siebe mit Maschenweiten von 0,5 bis 1 mm zurückgehaltene Evertibratenfauna (Fenchel, 1978), gut untersucht. Sie sind abhängig von verschiedenen biotischen und abiotischen Faktoren: So verringert Prädation durch Fische und Vögel die Biomasse der Makrovertebraten und hat teilweise gravierende Auswirkungen auf das benthische Nahrungsnetz (Brönmark, 1994; Mancinelli et al., 2002; Marklund et al., 2002). Auch die stoffliche Zusammensetzung des Substrats hat deutliche Auswirkungen auf die Organismen. Tubificiden beispielsweise erkennen unterschiedliche Nährstoffgehalte und von ihnen präferierte Nahrung und bevorzugen in Wahlversuchen entsprechende Substrate bzw. Nahrungsangebote (Wachs, 1967; Lazim & Learner, 1987). Sehr starke Auswirkungen haben Kontaminationen des Bodens mit Schwermetallen und Pestiziden auf benthische Organismen (Clements, 1994; Kiffney & Clements, 1994 a, 1994 b, 1996; Gerhardt, 1995; Burton et al., 2001; Maret et al., 2003, Iwasaki et al., 2009 ). Kontaminationen wirken sich auf die Biozöosen gravierender aus als Prädatoren (Peeters et al., 2001; De Lange et al., 2004), weiterhin gibt es Wechselwirkungen zwischen Kontamination und Prädation (Clements, 1999). Auch könnte der trophische Status eines Ökosystems das ökologische Risiko von kontaminierten Sedimenten beeinflussen (De Lange et al., 2005). In der limnischen Ökologie werden in zahlreichen Arbeiten und mittels standardisierter Verfahren Untersuchungen der benthischen Evertibraten-Biozöosen durchgeführt; Artenzusammensetzung und Abundanzen des Makrozoobenthos' werden dabei zur Typisierung und Charakterisierung von Fließgewässern herangezogen (u. a. DEV, 1992; Barbour et al., 1996; Stark et al., 2001; AQEM 2002; Böhmer et al., 2004; Hering et al., 2004; Pinto et al., 2004). Charakteristische makrobenthische Biozöosen sind also bekannt und beschrieben, und auch über ihre Dynamik sowie die sie beeinflussenden Fakto-

---

<sup>1</sup>Als Benthos werden alle am Boden von Gewässern lebenden Organismen bezeichnet [griech. *to benthos*: die Meerestiefe, das Dickicht (Hentschel & Wagner, 1993); fälschlich „Benthon“, vgl. Nehring & Albrecht (1997)]. Aus beprobungstechnischen Gründen beschränkt man sich bei Zoobenthos-Untersuchungen meist auf Evertibraten und ignoriert bodenlebende Fische, die definitionsgemäß auch Teil des Benthos' sind.



ren gibt es eine Vielzahl von Studien (bspw. Benke et al., 1984; Scarsbrook, 2002; Collier, 2004; Mathuriau et al., 2008).

Die Auswirkungen der physikalischen Eigenschaften eines Gewässergrundes spielen ebenfalls eine sehr wichtige Rolle. Ihre Auswirkungen auf benthische Organismen werden schon seit geraumer Zeit untersucht (u. a. Wachs, 1967; Petran & Kothé, 1978; Schleuter & Tittizer, 1988; Douglas & Lake, 1994; Sauter & Güde, 1996; Wood & Armitage, 1997; Rae, 2004; Schofield et al., 2004). Die Partikelgröße des Benthals ist ein die Besiedlung und taxonomische Zusammensetzung maßgeblich beeinflussender Faktor (Holomuzki & Biggs, 2003; Radwell & Brown, 2006). Der Schwerpunkt bei Fließgewässeruntersuchungen liegt bis heute eindeutig auf der eher grobkörnige und somit harte Untergründe besiedelnden Makrofauna (Carter & Resh, 2001; Maxted et al., 2003; Haase et al., 2004). Umfangreiche ökologische Arbeiten blenden teilweise alle Oligochaeten bei ihren Erhebungen aus (Bournaud et al., 1996; Gayraud et al., 2003; Dolédec & Stutzner, 2008); selbst in umfassenden und diese generelle Unzulänglichkeit aufzeigenden Studien wird aufgrund der schwer sicherzustellenden Qualität und des hohen Arbeitsaufwandes bei den viel Detritus enthaltenden Proben bewusst auf die Untersuchung schlammig-schluffiger Sedimente mit hohem organischen Anteil verzichtet (Maxted et al., 2003). Auch Beprobungsvorgaben US-amerikanischer Behörden und der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union lassen sich nicht auf sehr feinkörnige Sedimente anwenden, da sie sich ausschließlich auf die Makroinvertebratenfauna beziehen (Kerans et al., 1992; Barbour et al., 1996; AQEM consortium, 2002; Hering et al., 2004; Lorenz et al., 2004a; Schweiger et al., 2005; Flotemersch et al., 2006; Friberg et al., 2006; Schmid-Kloiber et al., 2006). Auf der Oberfläche von nichtkapillaren Sedimenten ist aber von kleinsten Protozoen bis zu sehr großen Invertebraten die gesamte Spanne an Körpergrößen zu finden. Die Metazoenfauna, welche die oben genannte definierende Maschenweite von 0,5 bis 1 mm passiert (oder nach anderer verwendeter Definition mit einem Frischgewicht unterhalb von  $10^{-4}$  g), wird als **Meiofauna** bezeichnet (Fenchel, 1978; dort auch weitere Nachweise zur Entwicklung des Begriffs), während der Begriff der Mikrofauna den Protozoen vorbehalten ist. Die Meiofauna wird bisher bei einem Großteil der Benthos-Untersuchungen in Fließgewässern vernachlässigt (Carter & Resh, 2001; Haase et al., 2004). Im Gegensatz zu Langzeitstudien über Makrobenthosbiozöosen in Flüssen (Hutchens et al., 1998; Mathuriau et al., 2008; Principe et al., 2008) und Meibenthosbiozöosen in Ästuaren (Siegfried et al., 1980; Coull,

1985; Thrush et al., 1994) ist über die Dynamik fluvialer Meiofauna-Lebensgemeinschaften auf/in schlammigem und schluffigem Grund nur sehr begrenztes und dringend erweiterungsbedürftiges Wissen vorhanden. Aufgrund der ständigen räumlichen und zeitlichen Wechsel in lotischen Systemen ergibt sich ein sehr veränderliches Mosaik biotischer und abiotischer Faktoren, welches bisher nur in Ansätzen bekannt ist (Kothé, 1967; Resh et al., 1988). Nach Fenchel (1978) stellt die Klassifizierung des Meiobenthos' eine rein größenbezogene Gruppierung ohne taxonomische und ökologische Relevanz dar; an der ökologischen Irrelevanz darf u. a. aufgrund der vorliegenden Arbeit gezweifelt werden. Eine Langzeitstudie über Fließgewässerbiozöten in England betont die Wichtigkeit, sowohl Makro- als auch Meiobenthos in ökologischen Benthosuntersuchungen zu berücksichtigen (Stead et al., 2003).

Zu den abiotischen Faktoren, welche die Gesamtheit des Meio- und Makrobenthos' beeinflussen, gehört Kontamination mit Schadstoffen. Die adsorptiven Eigenschaften der Schadstoffe bedingen, dass sie sich an besonders feinkörnige und ggf. mit organischen Komponenten durchsetzte schluffig-weiche Sedimente binden. Sedimente mit schluffiger Charakteristik sind in Fließgewässern nur stellenweise zu finden; sie akkumulieren dort, wo die Strömungsgeschwindigkeit gering ist. Schluff (Korngröße < 63 µm) kommt daher häufig in den Stillwasserzonen großer Flüsse vor, vor allem, wenn diese Flüsse reguliert sind. Solche Zonen stellen neben natürlichen Tot- und Seitenarmen außerhalb des eigentlichen Flusses vor allem technische Anlagen dar, wie Bühnenfelder und geschützt liegende Häfen sowie die angestauten Oberwasser von Schleusen und Stauhaltungen. All diese Strukturen begünstigen die Bildung dieser schluffigen Sedimente, die oft stark mit Pestiziden und Schwermetallen belastet sind und eine dominierende Meiofauna beherbergen, während die Makrofauna eher verarmt ist (Heininger et al., 2007; Reis & Schmid-Araya, 2008). Dadurch ergibt sich ein in Fließgewässern bisher auffallend vernachlässigter Lebensraum, der bisher nur sehr unzureichend untersucht ist (Robertson et al., 2000; Radwell & Brown, 2006 und 2008).

Die Bedeutung der Sedimente und ihrer Schadstoffbelastung ist groß, auch z. B. durch persistente Stoffe, die langfristig aus den Sedimenten remobilisiert werden können: Elbe-Sedimente beispielsweise besitzen auch nach Schließung vieler Industriebetriebe und bei inzwischen überwiegend wieder relativ unbelastetem Wasserkörper ein hohes ökotoxikologisches Gefährdungspotential durch prioritäre Schad-

stoffe (vor allem Schwermetalle und Pestizide), weiterhin erweisen sich einige Einzelstoffe bzw. Substanzklassen als besonders toxisch (Claus et al., 1998). Die Adsorption an Schwebstoffe und Sedimente bestimmt in starkem Ausmaß das Verhalten der Schadstoffe in einem Gewässer; bei den meisten Schadstoffen erfolgt durch direkte Adsorption und/oder durch absinkende Schwebstoffe und Organismen eine Anreicherung im Gewässersediment (Schwoerbel, 1993). Dabei bewirken Sedimente mit hohem organischen Anteil meist eine höhere Adsorption. In eutrophen Gewässern werden Pestizide rascher aus dem Wasserkörper eliminiert als in oligotrophen Gewässern (Reinert, 1970). Diese Eliminierung aus dem Wasserkörper bedeutet nicht, dass der jeweilige Stoff aus dem Gewässer entfernt wurde; er ist lediglich ins Sediment verlagert und dort angereichert worden. Auch kann der Abbau der Pestizide durch diese Verlagerung verlangsamt werden (Calderbank, 1972; Maier-Bode, 1972). Die Schadstoffe werden im allgemeinen in Organismen angereichert (Bioakkumulation). Die Aufnahme eines Stoffes aus dem Wasser in den Organismus kann auf zwei Wegen erfolgen: sowohl direkt aus dem Wasser als auch über die kontaminierte Nahrung. Dabei erfolgt die Aufnahme aus dem Wasser sehr rasch und ist für die Anreicherung zunächst entscheidend (Lillelund et al., 1987). Die Aufnahme mit der Nahrung erfolgt langsamer und ist für die Langzeitkontaminierung von Wassertieren entscheidend. Biozönotische Effekte sind dabei nicht zu vernachlässigen: Schon seit längerer Zeit weiß man um unterschiedliche Verteilungen der Anreicherungen, so z. B. eine höhere Akkumulation von Cadmium in Insekten(larven) und eine geringere Bleibelastung in Schnecken (Enk & Mathis, 1977) sowie eine bis zu 29-fache Anreicherung von Mulloskiziden in Aselliden im Vergleich zum Umgebungswasser (Sanders, 1976). Auch Unterschiede der stofflichen Wirkung auf die einzelnen taxonomischen Gruppen sind lange bekannt; so haben z. B. bestimmte Insektizide nur moderate bis keine Effekte auf calanoide und cyclopoide Copepoden (Miura & Takahashi, 1974a, 1974b) oder sehr unterschiedliche Wirkung auf verschiedene Cladoceren (Ali & Mulla, 1978); planktische *Daphnia magna* reagieren abhängig von ihrer Populationsstruktur (Pieters, 2007). Derartige Einflüsse, die hinsichtlich des Makrozoobenthos' die standardisierten und gütebeurteilenden Untersuchungsmethoden mit Indikatororganismen ermöglicht haben, sind für das Meiobenthos derzeit nur in wenigen Ansätzen und meist aus Labor- und Mesokosmos-Experimenten bekannt (Schratzberger, 1998; Höss et al., 2004). Die in-situ-Erforschung der Meiobenthos-Biozöosen in schluffigen Sedimenten hat erst vor kurzem begonnen und muss

erst einmal einen generellen Überblick verschaffen. Eine der ersten gründlichen ökologischen Untersuchungen stammt von Heininger et al. (2007). Sie erfasst aber wiederum mit Nematoden auch nur eine begrenzte taxonomische Gruppe.

Einen größer gefassten Überblick über die gesamte Spanne des Meio- und Makrozoobenthos' eines Standortes soll die vorliegende Arbeit vermitteln. Hinsichtlich der Umweltfaktoren geht es neben der Sedimentstruktur und -belastung auch um weitere allgemeine Einflussgrößen, die bisher nur unzulänglich bekannt sind, wie z. B. klimatische und hydrologische Faktoren. Weiterhin stellt sich die Frage nach der Stabilität oder Resilienz der Biozönosen, die sowohl ständigen Störungen (Sedimentation, Schiffsverkehr) als auch einzelnen Extrem-Ereignissen (außergewöhnliche Hochwässer, wasserbauliche Maßnahmen) ausgesetzt sind. Bisher wird, basierend auf Erfahrungswerten mit Makrozoobenthos, von einer mehr oder minder schnellen Erholung und Wiederherstellung des vorherigen Zustandes nach solchen Extrema ausgegangen (Tittizer et al., 1988; Death, 1996; Dernie et al., 2003; letzterer für marines Benthos). Auch klein- und großräumige Unterschiede, wie sie für marine und ästuarine Meiobenthos-Biozönosen bekannt sind (Thrush et al., 2003), sollen neben jahreszeitlicher Dynamik in Betracht gezogen werden.

Als Untersuchungsstellen wurden neun Probenahmestellen an den drei anthropogen stark beeinflussten Bundeswasserstraßen Neckar, Elbe und Müritz-Elde-Wasserstraße (MEW) ausgesucht. Der Neckar als staugeregelter Fluss mit langsamer Fließgeschwindigkeit und verstärkter Sedimentation unterscheidet sich deutlich von der Elbe mit höherer Fließgeschwindigkeit und generell stärkerer Erosion (vgl. Kap. 2.). Weiterhin erfolgte die Auswahl der Untersuchungsstellen aufgrund ihrer unterschiedlichen Verschmutzungsgrade und -muster. Neckar und Elbe sind vielfältigen und vielen anthropogenen Einleitungen ausgesetzt. Die Elbe ist hinsichtlich der Belastung ihrer Sedimente (nicht mehr des Wasserkörpers) noch stark geprägt von den kaum gereinigten industriellen und bergbaulichen Einleitungen zu Zeiten der DDR und aus Tschechien (Claus et al., 1998). Die stoffliche Belastung der Neckarsedimente ist deutlich vorhanden, aber geringer als die der Elbe (industrielle, kommunale und landwirtschaftliche Einleitungen). Die durch Einleitungen relativ unbelastete MEW wurde als Kontrollstandort herangezogen. Zusätzlich zu diesen Kriterien erfolgte am Neckar durch die drei auf zwei Kilometer verteilten Beprobungsstellen und häufigere Untersuchungen eine Analyse der kleinskaligen Heterogenität der

Biozönosen, während an der Elbe fünf über mehr als 500 km verteilte Standorte die Analyse einer großskaligen Heterogenität ermöglichten.

Die bisherige, teils bewusste Vernachlässigung der Untersuchung von Meiobenthosgemeinschaften feinkörnig-weicher Sedimente basiert zu einem nicht unerheblichen Teil auf dem großen Arbeitsaufwand, der für deren Bearbeitung erforderlich ist: Anders als viele Makrobenthosorganismen können die einzelnen Arten im Feld grundsätzlich nicht sicher angesprochen werden, sondern bedürfen zwingend mikroskopischer Determination. Weiterhin können die Tiere vor Ort auch nicht ohne weiteres aus den Sedimenten extrahiert werden. Es ist erheblicher, teils apparativer Aufwand nötig, um die Organismen der Sedimente von den mineralischen Partikeln zu trennen (Uhlig et al., 1973; Pfannkuche & Thiel, 1988; Traunspurger, 2000). Selbst nach diesem Schritt ist die Erfassung der sich immer noch zwischen Detritus und verbleibenden Sedimentpartikeln befindlichen Klein- und Kleinstmetazoen nicht abgeschlossen, sondern muss manuell unter dem Binokular erfolgen. Dieser sehr arbeitsaufwändige und letztlich kostenintensive Teil von quantitativen Meiobenthosstudien bedarf einer praktikablen und hinsichtlich ihrer Effektivität abgesicherten Vorgehensweise, idealerweise gar einer Standardisierung. Dies läuft zwangsläufig auf eine Reduzierung der für die Erfassung der Tiere aufgewendeten Bearbeitungszeit hinaus, wodurch auch die Anzahl der zwecks statistischer Absicherung verwendeten Parallelproben begrenzt ist (Stead et al., 2003). Gerade im Hinblick auf die Aussagekraft und Zuverlässigkeit der erzielten Ergebnisse ist eine statistische Überprüfung der angewandten Methodik zwingend erforderlich. Mit dieser Aufgabenstellung beschäftigt sich der erste Hauptteil dieser Arbeit (Kap. 3).

Aufgrund der für Fließgewässer typischen Veränderungen des Wasserkörpers und weiterer, auch jahreszeitlich bedingter, abiotischer Faktoren, sind für die Benthosbesiedlung dynamische Schwankungen und Wechsel anzunehmen, jedoch bisher kaum untersucht. Durch eine über ein ganzes Jahr verteilte Beprobungsserie an drei Beprobungsstandorten am Neckar mit Auswertung der für alle zwei Monate ermittelten Biozönosencharakteristik sollen ihre Entwicklung und Wechselwirkungen mit saisonalen, strukturellen und chemischen Eigenschaften der Sedimente im zweiten Hauptteil dieses Projekts dargestellt werden (Kap. 4). Dazu wurden physikochemische Analysen der Sedimente und meteorologische Daten des Vormonats herangezo-

gen und Korrelationen zwischen Umweltfaktoren und Biozönoseveränderungen statistisch untersucht.

Den genauen Korrelationen zwischen lokalen Sedimentbiozönosen (Artenspektrum und Abundanzen) und Sedimentcharakteristika (chemisch und physikalisch) wird im dritten Hauptteil (Kap. 5) detailliert nachgegangen. Er widmet sich konkret der Frage, ob und inwiefern Sedimentkontaminationen einen Einfluss auf die Besiedlung durch makro- und meiobenthische Organismen haben, und welche Einflüsse möglicherweise andere Parameter wie Wetterereignisse haben. Zu diesem Zweck wurden Sedimente des Neckars an drei nahe beieinanderliegenden Stellen und der Elbe an fünf über mehr als 500 km verteilten Orten sowie der Müritz-Elde-Wasserstraße an einer Lokalität untersucht und mit den Analyse- und Messdaten der abiotischen Faktoren verglichen und in multivariaten Analysen miteinander verrechnet.

Das letzte spezifische Ziel dieses Projekts wird in Kapitel 6 behandelt: die Erfassung langfristiger lokaler Veränderungen der Biozönosen im Vergleich der beiden Jahre 2001 und 2004. Dabei wird Antwort auf die Frage gesucht, wie labil oder stabil Biozönosen und Sedimenteigenschaften im Lauf dieser Jahre mit spektakulär und einschneidend erscheinenden Ereignissen wie zum Beispiel der großen Elbeflut im Jahr 2002 nach längerem Niedrigwasserstand seit ca. 1990 und der langen Hitzewelle im Jahr 2003 sind. Dazu wurden nicht nur die sechs Beprobungsstellen im Elbegebiet, sondern zum Vergleich auch wieder die drei Lokalitäten im Neckar untersucht. Es wird dabei auch die Annahme hinterfragt, dass Sedimente und Benthosbiozönosen des staugeregelten Neckars stabiler seien als die der dynamischen Elbe. Um Korrelationen zu möglichst vielen abiotischen Parametern erhalten zu können, werden für diese Teilstudie auch Gewässergütewerte der jeweiligen Wasserkörper hinzugezogen.

Zusammenfassend lassen sich also folgende Ziele formulieren: Basierend auf der Erfassung der Meio- und Makrozoobenthos-Biozönosen kontaminierter schluffiger Sedimente von Fließgewässern und der Darstellung ihrer Dynamik sollen im einzelnen

a) eine quantitative Methode zur Bestandserfassung entwickelt (Kap. 3),

- b) die lokale und saisonale Dynamik benthischer Metazoen-Biozönose in Schluff-sedimenten des Neckars untersucht (Kap. 4),
- c) der Einfluss chemischer und physikalischer Sedimenteigenschaften auf die Zusammensetzung der Meio- und Makrobenthos-Gemeinschaften in Neckar, Elbe und MEW eruiert (Kap. 5) und
- d) die Resilienz der Benthos-Biozönosen schluffiger Sedimente in Neckar, Elbe und MEW im Hinblick auf einschneidende katastrophale Ereignisse ermittelt und miteinander verglichen werden (Kap. 6).

## 2. Untersuchungsgebiete

### 2.1. Die Müritz-Elde-Wasserstraße

#### 2.1.1. Allgemeines

Die Müritz-Elde-Wasserstraße (MEW) ist ein in Mecklenburg-Vorpommern rechts der Elbe zufließender knapp 184 km langer schiffbarer Verbund des Flusses Elde, mehrerer Seen und Kanalstrecken. Ihre unten folgende allgemeine Beschreibung basiert auf IKSE (2005). Die Probenahmestelle in der MEW wurde bei Sedimentuntersuchungen des Elbegebietes von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) als mit prioritären Schadstoffen unbelastete Referenzstelle herangezogen.

Die Elde weist eine Länge von 206,9 km und ein Einzugsgebiet von 2.990 km<sup>2</sup> auf. Sie entspringt beim Ort Darze in Mecklenburg-Vorpommern (5,5 km südöstlich der Südspitze des Plauer Sees) auf einer Höhe von 90 m ü. NN. Nach 26,9 km Flusslänge bildet die Elde bei Buchholz den Müritzarml, den südlichen Zufluss der Müritz. Ab dort ist die Elde schiffbar. Nach Durchquerung der Müritz durchfließt sie dann in westlicher Richtung mehrere weitere Seen und ist anschließend staugeregelt. Im Unterlauf ab Eldena ist sie dann kanalisiert. Der Abschnitt zwischen Eldena und Dömitz, wo die Elde heute in die Elbe mündet, entspricht nicht dem ursprünglichen Flusslauf. Diese „Neue Elde“ wurde von 1560 bis 1572 im Zuge der ersten planmäßigen Schiffbarmachung durch einen Kanalbau von 18 km Länge geschaffen. Die „Alte Elde“ mündet heute in die Löcknitz und ist nur noch ein Abzweig der Wasserstraße. Der verstärkte Ausbau als Wasserstraße erfolgte 1831 bis 1836 im Zusammenhang mit der Errichtung der Müritz-Havel-Wasserstraße. Der mittels Kanaldurchstichen und Stauungen schiffbar gemachte Teil der Elde und von ihr durchflossener Seen sowie die dazugehörigen Kanäle werden als Müritz-Elde-Wasserstraße bezeichnet. Sie besteht aus etwa 60 km Seenstrecke, 58 km kanalisierter Elde-Flussstrecke und 65 km Kanalstrecke. Der nicht schiffbare Teil der Elde zählt nicht zur MEW.

Von der Staustufe in Plau bis zur Mündung in die Elbe bei Dömitz weist die Müritz-Elde-Wasserstraße auf einer Länge von 120 km 17 Schleusen auf; die Tauchtiefe in ihnen beträgt 1,20 m. Von den sechs großen staugeregelten Flüssen im Einzugsgebiet der Elbe hat sie die größte Dichte von Staustufen: Im Mittel existiert alle 7 km



ein Stauwehr. Aufgrund der Schleusen-Abmessungen (kürzeste Länge: 41,50 m; schmalste Breite: 5,20 m; geringste Durchfahrtshöhe: 3,73 m) ist die MEW heute hauptsächlich für die Freizeitschiffahrt relevant. Dennoch hat sie den Status einer Bundeswasserstraße. Die Kilometrierung der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) verläuft flussaufwärts und beginnt in Dömitz bei der Schleuse zur Elbe.

Die Seenfläche von der Müritz bis zum Plauer See wird als Seenspeicher bewirtschaftet. Wasserabgaben aus den Seen gewährleisten die Schiffbarkeit von Müritz-Elde- und Müritz-Havel-Wasserstraße und dienen der Bereitstellung von Bewässerungswasser und Frischwasser für Fischteiche. Die mittlere jährliche Niederschlagshöhe im Gebiet der Mecklenburgischen Oberseen beträgt ca. 570 mm. Die mittlere jährliche Verdunstung von der Seenfläche ist aber 40 bis 50 mm höher und kann im Hochsommer bis 10 mm pro Tag erreichen. Die MEW weist am Pegel Plau einen abnormen Jahresgang des Abflusses auf. Ursachen sind der weitgehende Wasserrückhalt im Winterhalbjahr in den Mecklenburgischen Oberseen und die Abgabe des gespeicherten Wassers im Sommerhalbjahr. Die Winter-/ Sommer-Abflussverteilung beträgt deswegen 48 : 52 %.

### 2.1.2. Beprobungsstellen



**Abbildung 2-1:** MEW km 1,0 in Dömitz, Luftbild, Sicht aus 1 km Höhe. In Höhe der Bildmitte das Stauwehr mit Schleusenanlage. Quelle: Google Earth™-Kartenservice (Zugriff: 21. 06. 2009)



**Abbildung 2-2:** MEW km 1,0 in Dömitz. Beprobung mit Corer vom Bootssteg am li. Ufer aus, im Bildhintergrund Einfahrt zur Schleuse. Foto: E. Claus für N. Mette (Aug. 2001)

Kurz vor der Mündung der Müritz-Elde-Wasserstraße in die Elbe befindet sich in Dömitz die 1992 erneuerte Staustufe mit Hochwasserentlastungswehr, Fischaufstiegsanlage und Schleuse. Über das Wehr können bis zu 54 m<sup>3</sup>/s in die Elbe abgeleitet

werden. Bei den Beprobungen machte der in der Staustufe endende Kanal subjektiv den Eindruck, keine Strömung aufzuweisen (Abb. 2-2).

Die MEW bei Dömitz hat trotz ihrer Lage abseits der Stadtbebauung und inmitten von Gebüsch- und Baumbestand einen anthropogen überformten, technischen Charakter. Abgesehen davon, dass es sich um die im 16. Jhdt. angelegte „Neue Elde“ handelt, ist der Bereich vor der Schleuse durch diese wasserbauliche Anlage und einen größeren Sportboothafen mit Zugang zu einem Campingplatz auf der rechten Seite geprägt. Auf der geradlinig verlaufenden linken Seite befinden sich einige kleine Bootsstege, die aber nicht als Liegeplatz genutzt werden. Am Ufer verläuft ein Rad- und Wanderweg.

Bei **km 1,0** (53° 8' 28.81" N, 11° 15' 40.50" O) wurde von einem dieser Bootsstege aus die Beprobung des Sediments durchgeführt.

## 2.2. Der Neckar

### 2.2.1. Allgemeines

Der Neckar ist ein 367 km langer rechter Nebenfluss des Rheins, der nahe Villingen-Schwenningen (Baden-Württemberg) entspringt und bei Mannheim (Hessen) in den Rhein mündet. Seine allgemeine Beschreibung im folgenden ist zusammengestellt aus Pinter & Backhaus (1990), Kobus & Bürkle (1996), LfU Ba.-Wü. (1999, 2004), Gewässerdirektion Neckar (2004), WSA Heidelberg (2004) und RP Stuttgart (2005).

Das Quellgebiet des Neckars liegt auf 706 m ü. NN im Naturschutzgebiet Schwenninger Moos. Eine innerhalb des geschützten Moorgebietes nicht öffentlich zugängliche Kalkmergelquelle kann als eigentliche Neckarquelle angesehen werden. Von dort aus fließt das Wasser nach Norden in den Stadtpark Möglingshöhe in Schwenningen, wo eine gemauerte Fassung als historische Quelle des Neckars gilt. Der Neckar ist zunächst nur ein Bach, bis dass er sich kurz vor Rottweil mit der deutlich stärker wasserführenden Eschach vereinigt. Bei Plochingen mündet die Fils und der bis dahin nordöstlich fließende Neckar macht eine scharfe Wendung nach Nordwesten („Neckarknie“). Hinter Stuttgart fließt der Neckar im Landkreis Ludwigsburg zunächst durch einen engen und kurvenreichen Talabschnitt. Im Unterland um Heil-

bronn durchfließt er dann eine offene Landschaft und gewinnt durch weitere Zuflüsse, u. a. Rems, Murr und Enz, deutlich an Breite. In einem großen Bogen durchbricht der Neckar den Odenwald und tritt dann in die Oberrheinische Tiefebene ein. Bei Mannheim mündet er auf einer Höhe von 85 m ü. NN bei Rheinkilometer 428 in den Rhein.

Das Einzugsgebiet des Neckars umfasst 13.958 km<sup>2</sup>, davon liegen 13.644 km<sup>2</sup> in Baden-Württemberg, 302 km<sup>2</sup> in Hessen und 13 km<sup>2</sup> in Bayern. Die Einzugsgebiete der drei größten Zuflüsse Kocher, Jagst und Enz umfassen zusammen etwa 45 % des Gesamteinzugsgebietes. Der Neckar und seine Zuflüsse entwässern die östlichen Teile des mittleren und nördlichen Schwarzwalds, den nördlichen Rand der Schwäbischen Alb, die Gäuflächen und das Keuper-Bergland sowie im letzten Abschnitt den südlichen Odenwald. Die Engtäler des Neckars sind überwiegend durch Eintiefungen des Flusses in Muschelkalkhochflächen und darunterliegende Buntsandsteine entstanden. Talweitungen haben sich im Bereich morphologisch weicher Tone und Mergel gebildet. Vor allem im Einzugsgebiet von Kocher und Jagst sowie im Unterlauf der Enz treten mächtige Lössbedeckungen auf.

Das Neckareinzugsgebiet weist als ökoregionale Grundtypen/biozönotische LAWA-Typen hauptsächlich „Gewässertypen des Zentralen Mittelgebirges ohne Alpenvorland“ auf. Lediglich im Mündungsbereich treten „Kleine Niedrigungsgewässer der Rheinebene“/Typ 19 auf. Prägende Gewässertypen im mittleren Einzugsgebiet des Neckars (Schönbuch und Glemswald, Stuttgarter Bucht, Filder, Schurwald und Welzheimer Wald, Schwäbisch-Fränkischer Wald, Strom- und Heuchelberg, Neckarbecken und Kraichgau) sind „Feinmaterialreiche, carbonatische Mittelgebirgsbäche“/Typ 6. Im Albvorland und der Neckar-Gäuplatte dominieren „Carbonatische Mittelgebirgsbäche“/Typ 7, im Bereich des Schwarzwaldes und im Odenwald „Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche“/Typ 5.1.

Das Neckartal ist eine Kaltluftsenke, in der sich bei Inversionswetterlagen in der kalten Jahreszeit Kaltluftseen und Nebel bilden. Dennoch ist der Neckar mit 16 °C Durchschnittstemperatur der wärmste Fluss in Deutschland. Gründe dafür sind die langsame Fließgeschwindigkeit durch Stauungen und Kühlwassereinleitungen der den Fluss säumenden 22 Kraftwerke. Ein wichtiger klimatischer Faktor für das Abflussverhalten ist der Niederschlag. Das Neckargebiet liegt im Regenschatten des

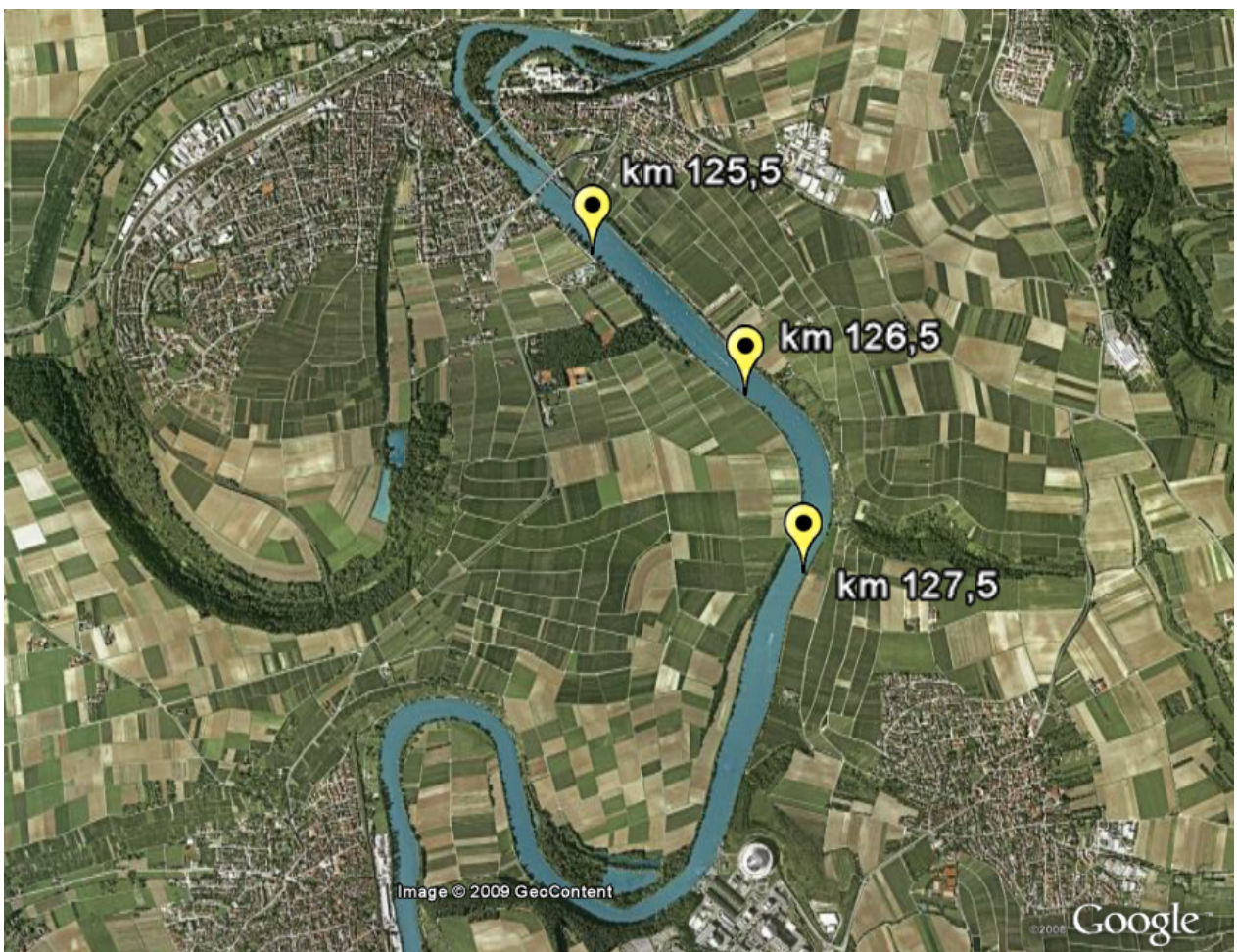
Schwarzwaldes. Der Gebietsniederschlag im Neckareinzugsgebiet ist regional sehr unterschiedlich. Der mittlere Gebietsniederschlag für das Neckargebiet beläuft sich auf 916 mm, bezogen auf Rockenau (12.710 km<sup>2</sup>) beim Übergang des Neckars in die Oberrheinebene. Das Verhältnis von Fließstrecke zum Flusseinzugsgebiet beträgt 1:25 ‰; womit das Einzugsgebiet außergewöhnlich groß ist (zum Vergleich: Rhein 1:6 ‰, Donau 1:3 ‰). Der langjährige mittlere Abfluss an der Neckarmündung in den Rhein beträgt 146 m<sup>3</sup>/s. Die Fließgeschwindigkeit des Neckars liegt je nach Ort und Wasserstand zwischen 7 und 50 cm/s.

Hydrologisch wird der Neckar in zwei Abschnitte gegliedert, die sich in ihrer Charakteristik deutlich unterscheiden. Der Bereich vom Quellgebiet bei Villingen-Schwenningen bis Plochingen stellt den oberen Neckar dar und ist nicht schiffbar. Als unteren Neckar bezeichnet man den 203 km langen Teil zwischen der Gemeindegrenze Wernau-Plochingen und der Mündung bei Mannheim. Er wurde zwischen 1920 und 1960 kanalisiert und für die Großschifffahrt ausgebaut; er hat den Status einer Bundeswasserstraße. Der wasserwirtschaftliche Ausbau des unteren Neckars hatte Fließstrecken mit geringer, gewässeruntypischer Fließgeschwindigkeit zur Folge, die zu erhöhter Sedimentation und Erwärmung führen. Die Kilometrierung durch die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes beginnt an der Mündung in den Rhein und zählt flussaufwärts bis Plochingen. Dieser schiffbare Abschnitt überwindet 161 Höhenmeter; 27 Staustufen regulieren den Fluss. Die Fahrrinntiefe beträgt 2,80 m, wodurch der Neckar für Schiffe des Typs „Großmotorgüterschiff (GMS)“ befahrbar ist. Entsprechend sind die Schleusen für Schiffe bis 110 m Länge ausgelegt. Im Jahr 2003 wurden von 10.746 Schiffen knapp 8,1 Mio. t Güter transportiert, im selben Jahr erfolgten für Wasserwanderer und Sportschiffer 14.220 Schleusungen.

Der Neckar dient als Vorfluter für kommunale und industrielle Abwassereinleitungen und der Wasserentnahme und Wiedereinleitung für industrielle Zwecke wie z. B. Kühlwassergewinnung. Die Neckarzuflüsse sind ebenfalls stark durch anthropogene Nutzungen wie Wasserkraft, Abwassereinleitungen, Be- und Entwässerungen und Hochwasserschutz geprägt. Die Biologische Gewässergüte des Neckars wechselt je nach Flussabschnitt zwischen den Klassen II (mäßig belastet) und II-III (kritisch belastet).

### 2.2.2. Beprobungsstellen

Die Beprobungen erfolgten oberhalb der Stauwehrs Lauffen; das Stadtgebiet erstreckt sich unterhalb davon. Der mittlere Abfluss bei Lauffen beträgt  $88,20 \text{ m}^3/\text{s}$ ; die Breite des Flusses liegt bei 130 m. Die Beprobungsstellen weisen aufgrund der Stauung wenig Strömung auf; im Uferbereich sedimentieren feine Schluffe. 1,5 km flussaufwärts der höchstgelegenen Probenahmestelle liegt das Kernkraftwerk Neckarwestheim. Es entnimmt dem Neckar Kühlwasser und leitet es um max.  $10 \text{ }^\circ\text{C}$  erwärmt zurück. Bei einem Störfall Ende Juni 2004 gelangte kontaminiertes Wasser in den Fluss. Nachträglich wurde eine freigesetzte Gesamtaktivität von ca. 2 MBq ermittelt, was eine nur geringfügige, ungefähr 0,01 % des zulässigen Jahresabgabewertes für radioaktive Stoffe mit dem Abwasser betragende Aktivität war (BMU, 2004). Die Rebfläche der Lauffener Weingärtnergenossenschaft beträgt ca. 570 ha und ist die zweitgrößte im Weinbaugebiet Württemberg. Anbauflächen reichen örtlich bis ans Ufer des Flusses. Die Beprobungen erfolgten von einer Barkasse des Wasser- und Schiffsamtes aus.



**Abbildung 2-3:** Probenahmestellen am unteren Neckar, Luftbild, Sicht aus 6,0 km Höhe. Am oberen Bildrand Stadtgebiet Lauffen mit Stauwehr, Brücke und Neckarinseln, am unteren Bildrand Kernkraftwerk Neckarwestheim. Quelle: Google Earth™-Kartenservice (Zugriff 21. 06. 2009).

**1) km 125,5**, linkes Ufer ( $49^{\circ} 4' 11,30''$  N,  $9^{\circ} 9' 50,31''$  O) — Die Stelle ist geprägt von Schiffsverkehr: Bei km 125,1 befindet sich das Stauwehr; die Schleuseneinfahrt beginnt rechts bei km 125,3. Dazwischen liegt linksseitig das Betriebsgelände der Außenstelle Lauffen des Wasser- und Schifffahrtsamtes Stuttgart mitsamt häufig genutzter Anlegemöglichkeit für Boote und sonstige Betriebsfahrzeuge der WSV. Die Probenahmestelle liegt an einem Bootssteg nahe dem Bootshaus des Ruderclubs „Neckar“ e. V. 1931. Am Ufer befinden sich vor dem Bootshaus Verkehrsflächen und dahinter Ackerland



**Abbildung 2-4:** Linkes Neckarufer mit Bootssteg bei km 125,5. (Mai 2001).

**2) km 126,5**, linkes Ufer ( $49^{\circ} 3' 49,39''$  N,  $9^{\circ} 10' 26,59''$  O) — Diese Probenahmestelle liegt ungefähr 5-10 m vom linken Ufer entfernt. Landwirtschaftliche Flächen (Weinstöcke) reichen bis an den Uferweg. Das Landschaftsprofil ist zum Fluss hin leicht abfallend.



**Abbildung 2-5:** Probenahmestelle Neckar km 126,5, linkes Ufer. (Mai 2001).

**3) km 127,5**, rechtes Ufer (49° 3' 21,80" N, 9° 10' 40,32" O) — Die dritte Stelle liegt ungefähr 10 m vom rechten Ufer entfernt. Am Ufer befinden sich landwirtschaftliche Flächen (Weinbau) und eine kleine Straße. Die Stelle liegt vor einer Kurve, hinter der dann in einer geraden Strecke bis zum Stauwehr die beiden anderen Probenahmestellen liegen (vgl. Luftbild Abb. 2-3).



**Abbildung 2-6:** Beprobung des rechten Neckarufers bei Fluss-km 127,5. Foto: R. Schellhammer für N. Mette (Mai 2001)

## 2.3. Die Elbe

### 2.3.1. Allgemeines

Die Elbe (*tschech.* Labe) ist ein 1.094 km langer Strom, der in der Umgebung von Špindlerův Mlýn im Riesengebirge im Norden Tschechiens entspringt und bei Cuxhaven (Niedersachsen) im Norden Deutschlands in die Nordsee mündet. Ihre Beschreibung im folgenden basiert auf IKSE (1994, 1995, 2000, 2005), Schöll et al. (1995), Petermeyer et al. (1996), Statistisches Bundesamt (2002), Gohlisch et al. (2005) und Adams et al. (2008).

Nordwestlich von Špindlerův Mlýn (Spindlermühle) im Grenzgebiet zu Polen wird in 1.386 m Höhe ü. NN auf einer Hochgebirgssalm um die Labská Bouda das Wasser aus einer Vielzahl kleiner Quellbäche in einem gefassten und symbolisch als Elbquelle betrachteten Wasserloch gesammelt. Als Wildbach mit einem Gefälle von 59,5%

durchbricht die Elbe mehrere Bergkämme und wird nach knapp 12 km durch die Labská přehrada (Krausebauden-Talsperre) erstmals aufgestaut. Sie durchfließt das Riesengebirgsvorland und behält bis Pardubice trotz mehrfacher Aufstauungen Wildbachcharakter. Erst im Böhmisches Becken gibt es breite Niederungen. Der größte Nebenfluss der Elbe ist die Moldau, mit der sie nach knapp 261 km und einem Höhenunterschied von 1.231 m bei Mělník zusammenfließt, und die man aufgrund ihrer Abflussmenge und ihres Einzugsgebietes auch als eigentlichen Quellfluss der Elbe betrachten kann.

Bis zur Mündung der Eger (*tschech.* Ohře) bei Litoměřice durchfließt die Elbe die Ausläufer des Böhmisches Kreidebeckens. Die Eger ist nach der Moldau der wasserreichste Elbezufluss auf tschechischem Gebiet. Im folgenden Flussabschnitt bis zur tschechisch-deutschen Grenze werden die Durchbruchtäler des Böhmisches Mittelgebirges und des Elbsandsteingebirges durchflossen. Im Elbsandsteingebirge erreicht die Elbe deutsches Gebiet und stellt auf einer Länge von knapp 3,5 km zwischen dem linkselbischen Schöna und dem rechtselbischen Schmilka die Staatsgrenze dar. Nach dem Elbsandsteingebirge durchquert der Fluss die Dresdner Elbtalweitung und tritt nördlich von Meißen in die Norddeutsche Tiefebene ein.

Bedeutende Zuflüsse auf deutschem Gebiet sind die Schwarze Elster, die Teile des Lausitzer Hügellandes und zum überwiegenden Teil das Lausitzer Urstromtal entwässert, die Mulde, die zusammen mit ihren Quellflüssen Freiburger Mulde und Zwickauer Mulde wesentliche Teile des Erzgebirges sowie des Sächsisches Hügellandes entwässert, die Saale, die mit Unstrut, Weißer Elster und Bode Teile des Elster- und des Fichtelgebirges, des Thüringer Waldes und des Harzes sowie das Thüringer Becken entwässert, außerdem die Havel, ein typischer Tieflandfluss und das drittgrößte Flussgebiet im Einzugsbereich der Elbe, die unter anderem mit der Spree weite Teile Sachsens und Brandenburgs entwässert.

Beim schleswig-holsteinischen Geesthacht befindet sich seit dem tschechischen Střekov wieder das erste Stauwehr in der Elbe. Kurz vor Hamburg beginnt das Stromspaltungsgebiet des von Norder- und Süderelbe gebildeten Binnendeltas, in dem auch der Hamburger Hafen liegt. Noch auf Hamburger Stadtgebiet vereinigen sich die beiden Flussarme wieder. Im weiteren Verlauf bis Cuxhaven gehen in einem langgezogenen Ästuar Elbe und Nordsee schwer abzugrenzend ineinander über.



Die Elbe ist nach Donau, Weichsel und Rhein das viertgrößte Flussgebiet Mitteleuropas. Überwiegende Teile des 148.268 km<sup>2</sup> großen Einzugsgebiets liegen in Deutschland (65,5 %) und der Tschechischen Republik (33,7 %), sehr kleine Teile in Österreich (0,6 %) und Polen (0,2 %). Die Elbe selbst durchfließt auf einer Länge von knapp 371 km Tschechien und fast 727 km Deutschland.

Die Elbe durchbricht und erodiert Sandsteingebirge. In ihrem Verlauf im Tiefland fließt sie in Urstromtälern über pleistozäne Sandablagerungen und holozäne Sedimente. Entsprechend den geologischen Gegebenheiten besteht die Flusssohle der Elbe auf deutschem Gebiet lediglich im obersten Lauf aus Fels und Geröll. Stromabwärts nimmt die Korngröße der bettbildenden Materialien von Grobkies über Sand bis zum Feinsand stetig ab. Allenfalls die Nebengewässer führen der Elbe geröllige Feststoffe zu und bilden an ihren Mündungen Schotterkegel.

Die Elbe wird in ihrem deutschen Teil in lediglich zwei ökoregionale Grundtypen / biozönotische LAWA-Typen eingeordnet: Von der tschechisch-deutschen Grenze bis oberhalb von Riesa handelt es sich um einen „Kiesgeprägten Strom des Mittelgebirges“ / Typ 10, die dortigen Zuflüsse sind „Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse“ / Typ 9. Im nachfolgenden Verlauf bis hinter Hamburg ist die Elbe ein „Sandgeprägter Strom des Norddeutschen Tieflandes“ / Typ 20, ihre Zuflüsse sind fast alles „Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse“ / Typ 15 oder „Sandgeprägte Tieflandbäche“ / Typ 14; einige kleine Bäche unterhalb der Havelmündung sind „Löss-lehmgeprägte Tieflandbäche“ / Typ 18. Eine Ausnahme stellt die Saale dar, die als ein „Großer Fluss des Mittelgebirges“ / Typ 9.2 in die Elbe mündet.

Das Elbeinzugsgebiet liegt im Übergangsbereich zwischen eher maritim und eher kontinental geprägtem Klima. Kontinentaler Einfluss mit geringen Niederschlagshöhen und großen jahreszeitlichen Temperaturunterschieden lässt sich für den größten Teil des Einzugsgebiets feststellen. Maritime Einflüsse mit einem ausgeglicheneren Temperaturverlauf und relativ großen Niederschlagshöhen für das Tiefland sind für den Unterlauf der Elbe charakteristisch. Im Jahresmittel beträgt die Lufttemperatur im Flachland 8 bis 9 °C, in den Gipfellen der Mittelgebirge 1 bis 3 °C. Die mittlere jährliche Niederschlagshöhe für das gesamte Elbegebiet beträgt durchschnittlich 628 mm. Die Niederschlagshöhe ist in den einzelnen Regionen sehr unterschiedlich. Besonders wenig Niederschlag fällt in solchen Bereichen, die bei zy-

lonalen West- und Nordwestwetterlagen im Regenschatten der Mittelgebirge liegen; große Niederschlagshöhen sind für das mittlere Bergland und das Gebiet der Unteren Elbe mit stark maritim geprägtem Klima charakteristisch. Aufgrund ihrer Durchflussparameter gehört die Elbe zu den mitteleuropäischen Strömen des Regenschnee-Typs (pluvio-nivaler Typ). Somit tritt im Frühjahr zur Zeit der Schneeschmelze in den Mittelgebirgen eine typische Hochwasserführung auf. Seltener sind Sommerhochwässer nach entsprechenden Niederschlägen.

Hydrologisch wird der Flusslauf in Oberelbe, Mittelelbe und Unterelbe eingeteilt. Die Internationale Kommission für den Schutz der Elbe (IKSE) legte anhand von geomorphologischen Kriterien den Oberlauf von der Elbquelle im Riesengebirge bis zum Ende des Elbsandsteingebirges zwischen Meißen und Riesa fest. Dort beginnt dann der homogene Mittellauf, der sich bis nach Niedersachsen und Mecklenburg-Vorpommern erstreckt. Die Untere Elbe stellt die am Stauwehr in Geesthacht beginnende und von der Gezeitenströmung beeinflusste Tidenelbe dar.

Der gesamte deutsche Teil der Elbe ist Bundeswasserstraße. Anlage 1 des Bundeswasserstraßengesetzes (WaStrG) nennt im Verzeichnis der Binnenwasserstraßen die deutsch-tschechische Grenze bei Schöna als Beginn; die Kilometerangaben der WSV starten dort. Bei km 727,7 definiert das WaStrG die Verbindungslinie zwischen der Kugelbake bei Döse und der westlichen Kante des Deichs des Friedrichskoogs (Dieksand) als das Ende der Elbe und den Beginn der Nordsee. In Tschechien ist die Elbe ab Pardubice schiffbar. Zu Zeiten der Deutschen Demokratischen Republik wurden am Mittellauf kaum wasserbauliche Maßnahmen durchgeführt, nach dem Beitritt zur Bundesrepublik 1990 wurden wichtige Instandhaltungsarbeiten unternommen und die Befahrbarkeit der Wasserstraße Elbe verbessert. Dennoch werden im Elbegebiet gegenwärtig lediglich 4 % der Verkehrsleistungen der gesamten deutschen Binnenschifffahrt abgewickelt. Die Güterschifffahrt auf der Elbe geht seit ungefähr 100 Jahren stetig zurück (1913: 18,0 Mio. t; 1989: 9,5 Mio. t; 2002: 1,5 Mio. t), obwohl die Befahrbarkeit in den 1930er und 1990er Jahren verbessert wurde.

Seit dem 17. Jahrhundert wurde die Elbe durch Mäanderdurchstechungen verkürzt und begradigt. Dadurch ergab sich eine höhere Fließgeschwindigkeit und verstärkte Erosion. Im Gegensatz zu den vielen Stauungen (35 Stauanlagen) und Kanalisierungen im tschechischen Teil des Oberlaufs, die das Fließgewässer zerschneiden und in

erheblichem Maße die Biotopstrukturen beeinflussen, befinden sich zwischen der tschechisch-deutschen Grenze bei Schöna / Schmilka und Geesthacht keine Wehre in der Elbe. Ein großer Teil des Wasserlaufs im deutschen Teil der Elbe und der angrenzenden Gebiete ist also in naturnahem Zustand erhalten geblieben. Obwohl die Mittlere Elbe bis auf wenige Hochuferbereiche beidseitig eingedeicht ist, gibt es zwischen den Mündungen der Schwarzen Elster und der Saale noch 170 km<sup>2</sup> große natürliche Überschwemmungsgebiete. Zwischen Mulde- und Saalemündung erstrecken sich auf 117 km<sup>2</sup> die größten zusammenhängenden Auenwaldbestände Mitteleuropas. Vier Biosphärenreservate erstrecken sich über große Teile des deutschen Elbabschnittes.

In Nordböhmen gibt es umfangreiche Braunkohlen- und Industriegebiete. Im deutschen Teil des Elbeinzugsgebietes gibt es Braunkohlenabbaugebiete im Flussgebiet der Schwarzen Elster, im Einzugsbereich der Saale und in der Lausitz (Havel-Einzugsgebiet). Aus den Tagebauen abgepumptes Grundwasser wurde in das Elbsystem entwässert. Heute wird zum Fluten der Tagebaulöcher wieder Wasser aus den Elbzufüssen entnommen. Durch Kaliproduktion im Südharz gelangte über Wipper, Unstrut und Saale eine große Salzlast in die Elbe. Seit den 1960er Jahren war die Elbe ein sehr stark mit Schadstoffen belasteter Fluss, insbesondere in den 1980er Jahren. Seit 1990 ist eine kontinuierliche Besserung eingetreten, da viele Industriebetriebe im Einzugsgebiet der Elbe geschlossen wurden oder ihre Abwasserqualität deutlich verbesserten. Die Kaliproduktion in Mitteldeutschland wurde zu einem großen Teil eingestellt. Dadurch ergibt sich auch eine Erholung der aufgrund der starken Belastungen in den 1970er und 1980er Jahren massiv beeinträchtigten Fauna in der Elbe. Trotz den erreichten großen Fortschritten gibt es aber weiterhin noch persistente Stoffe, die die Gewässergüte der Elbe negativ beeinflussen. Diese Stoffe stammen überwiegend aus industriellen Einleitungen und dem Schiffsverkehr. Ein Teil der Belastungen wird auch langfristig durch die Remobilisierung aus den Sedimenten bei erhöhten Wasserführungen freigesetzt.

### **2.3.2. Beprobungsstellen**

Die Beprobungen fanden an fünf verschiedenen Stellen im deutschen Verlauf der oberen und mittleren Elbe statt:



**Abbildung 2-7:** Probenahmeorte an oberer (km 57,8 und 83,2) und mittlerer Elbe (km 261,5, 505,8 und 560,3) im Überblick. Die untere Elbe beginnt bei Geesthacht zwischen Boizenburg und Hamburg. Angefertigt unter Verwendung und Bearbeitung einer Übersichtskarte der ARGE ELBE (<http://www.arge-elbe.de/wge/Einzug/EinStart.html>).

**1) km 57,8: Dresden,** Hafen Neustadt ( $51^{\circ} 4' 1,41''$  N,  $13^{\circ} 43' 46,58''$  O) — Die Großstadt Dresden erstreckt sich beidseits der Elbe. Der Hafen Neustadt liegt auf der rechten Seite mitten in der Stadt. Der geschützte Bereich beherbergt Anleger für Freizeitboote sowie Liegeplätze für Fracht- und Passagierschiffe. Bis 1990 wurden sie regelmäßig von Frachtschiffen genutzt, danach ging die Nutzung stark zurück (pers. Mitteilung Mitarbeiter WSA). In der schlauchförmigen Anlage findet nur wenig Wasseraustausch statt; für Wasserbewegung innerhalb des Hafens sorgt nur gelegentlicher Schiffsverkehr. Demzufolge sedimentiert im Hafen sandig-schluffiges Material. Die Beprobung erfolgte im Hafen ca. 50 m vor der Öffnung zur Elbe von einer Barkasse des WSA aus.



**Abbildung 2-8:** Elbe bei km 57,8 in Dresden: Öffnung zum Neustädter Hafen (am re. Ufer) von der Elbe aus gesehen. Foto: mit freundlicher Genehmigung BfG Koblenz (September 2001)

**2) km 83,2: Meißen, Winterhafen** (51° 10' 24,10" N, 13° 28' 18,18" O) — Am nördlichen Stadtrand des ländlich gelegenen Meißen liegt am rechten Ufer der Winterhafen. Das Gebiet ist durch sonnige Lage relativ warm; in der Umgebung wird Wein angebaut. Die schmale Hafenanlage ist Liege- und Überwinterungsplatz für Sportboote; außerdem betreibt der Außenbezirk Mühlberg des WSA Dresden dort eine sehr kleine Bootsanlegestelle. Die Beprobung des Benthals erfolgte mittig direkt in der Hafeneinfahrt von einem Nachen des WSA aus.



**Abbildung 2-10:** Elbe, km 83,2, Winterhafen Meißen am re. Ufer. Blick vom Hafen auf die Öffnung zur Elbe. Foto: mit freundlicher Genehmigung BfG Koblenz (September 2001)

**3) km 261,5: Dessau, Leopoldshafen** (51° 51' 23,89" N, 12° 13' 7,49" O) — Der Sportboothafen Leopoldshafen liegt an der engen Elbeschleife von Dessau. Er ist ein Stichkanal mit schmaler Einfahrt. Außer Liegeplätzen für Segelboote und kleine Motoryachten befindet sich hier auch ein Steiger für Wasserfahrzeuge des WSA Dresden (AS Wittenberg), das im Leopoldshafen eine Betriebsstelle betreibt. Der Leopoldshafen ist etwas häufiger frequentiert als die vorgenannten Häfen; in Verbindung mit seiner schmalen Einfahrt führt das dazu, dass schluffige Sedimente bei der Beprobung gesucht werden mussten, um keine sandige Sedimentproben zu erhalten. Auch hier erfolgte die Beprobung mittig in der Hafeneinfahrt. Dazu wurden eine Barkasse (2001) und ein kleines Motorboot (2004) des WSA genutzt.



**Abbildung 2-11:** Elbe bei km 261,5 in Dessau, Leopoldshafen. (September 2001).

**4) km 506,8: Dömitz (Pegel)** ( $53^{\circ} 8' 30,91'' \text{ N}$ ,  $11^{\circ} 14' 9,45'' \text{ O}$ ) — Die Probenahmestelle liegt rechts auf halber Strecke zwischen der Festung Dömitz und der die Elbe flussabwärts von Dömitz querenden neuen Brücke. An einem kleinen Bühnenfeld ungefähr 100 m flussabwärts einer Verbindung der Elbe zum Grabensystem der alten Festung befindet sich der Pegel Dömitz. Dort erfolgte die Probenahme von einer Barkasse des WSA aus in 10 bis 15 m Entfernung vom Ufer.



**Abbildung 2-12:** Elbe bei km 505,8: Pegel Dömitz. Bühnenfeld am rechten Ufer. Foto: mit freundlicher Genehmigung BfG Koblenz (September 2001).



**Abbildung 2-13:** Elbe bei Fluss-km 560,3. Bühnenfeld am rechten Ufer nahe Boizenburg. Foto: mit freundlicher Genehmigung BfG Koblenz (September 2001).

**5) km 560,3: Boizenburg (Bühnenfeld)** ( $53^{\circ} 22' 6,23'' \text{ N}$ ,  $10^{\circ} 40' 26,06'' \text{ O}$ ) — Unterhalb von Boizenburg (ca. 1,5 km nach der Ausfahrt des Stadthafens Boizenburg) ragt vom rechten Ufer eine Gruppe von mehreren Bühnen in die Elbe. In einem dieser Bühnenfelder wurden die Sedimentproben von einer Barkasse des WSA aus entnommen. In den Jahren 2001 und 2004 wurde nicht dasselbe Bühnenfeld beprobt: Aufgrund von Sedimentumlagerungen befand sich in einigen Feldern sehr sandiges Sediment. Nach Abfahren mehrerer Felder wurde dann jeweils ein Ort gefunden, der schluffiges Material ergab.

### **3. Dealing with spatial and temporal heterogeneity in riverine silt sediment communities: How much sampling effort is needed to assess the meiofauna?**

#### **3.1. Abstract**

A quantitative method to describe alpha diversity and species abundance of riverine macro- and meiozoobenthos in silt sediments is proposed and statistically evaluated using rarefaction and jackknife analyses. Based on 27 samples collected in the River Neckar (3 sites, 3 sampling dates), we examined the effect of number of replicates, number of sampling dates, and time spend on organism extraction following gravity gradient centrifugation on final estimates. Meio- and macrobenthic organisms detected pertained to a total of 34 species representing nematods, oligochaetes, polychaetes, chironomid and ceratopogonid larvae, cladocerans, copepods, ostracods, amphipods, and bivalves. Two replicate samples per locality and sampling date constitute a reasonable and cost-effective sample size to assess the local species richness as well as the number of taxonomic groups. If a thorough taxonomic assessment of alpha diversity at a given locality and date is intended, at least four replicates are needed to obtain reliable estimates of species richness. If an estimate of the alpha diversity is desired which considers spatial (2 km range) and temporal heterogeneity, more than 27 samples are needed to close the gap between the 34 detected species and the jackknife estimate of 38–44 species. Linear regression models suggest that based on the number of organisms counted during a 6-hours search period, the total number of specimens in a sample can be extrapolated with a negligible margin of error. If the total organism number is less than 150, a time-constrained search of 8 h suffices to reliably assess the abundance of species. However, specimen numbers exceeding 150 individuals require a search period of at least 18 hours. Consequently, the proposed sampling and extracting strategy permits a standardised and manageable approach to study the presently neglected riverine silt communities.

## 3.2. Introduction

Particle size of substrate is an important factor influencing the taxonomic composition and colonisation density of benthic stream communities (Holomuzki & Biggs, 2003; Radwell & Brown, 2006). Specifically, the proportion of fine-grained sediments are determinants of meio- and macroinvertebrate distribution (Chutter, 1969; Richards & Bacon, 1994; Swan & Palmer, 2000; Radwell & Brown, 2008). A long-term study on a riverine benthic community in England indicates that meiofaunal and macrofaunal assemblages respond to different environmental factors emphasising the need of considering both metazoan size classes in community studies (Stead et al., 2003). Silt (particle size < 63 µm) is a frequent ground structure of the dead water sections of large regulated rivers. Groynes, barrages and harbours promote the formation of silt sediments which are often heavily contaminated with heavy metals or organic pesticides of multiple anthropogenic origin and harbour a speciose meiofauna and an impoverished macrofauna (Heininger et al., 2007; Reiss & Schmid-Araya, 2008). Nevertheless, sampling of sand, silt, and mud sediments is often avoided because samples usually include large volumes of detritus that makes organism extraction more time-consuming and more difficult to assure quality (Maxted et al., 2003). Consequently, surprisingly little is known about the faunal species composition of silt communities, their trophic relationships and importance for ecosystem functioning (Robertson et al., 2000; Radwell & Brown, 2006, 2008).

Available evidence suggest that the standardised sampling protocols used by US State Agencies and the EU Water Framework Directive for bioassessment are not fully applicable to riverine silt sediments because they refer exclusively to macrozoobenthos and neglect the meiofauna which appears to respond differently to environmental stress factors (Carter & Resh, 2001; Haase et al., 2004). A first step towards an improved ecological understanding of silt communities is to standardise sampling and extraction procedures for a bioassessment which includes meiofauna. Corer appear to be the best sampling devices for soft sediments because they provide undisturbed samples of a defined surface area and volume (Palmer & Strayer, 1996; Radwell & Brown, 2006, 2008). The manual extraction of the often soft-bodied organisms is the more complicated and labour-intensive procedure which constrains the num-



ber of replicates processed (e.g. Stead et al., 2003). Passing the sample through a geometric series of nested sieves is useful to obtain size spectra, but distribution is biased by the propensity for long thin animals to pass lengthwise through meshes (Ramsay et al., 1997). We applied instead a flotation method to separate organisms from the sediment grains (Pfannkuche & Thiel, 1988, adapted by Traunspurger, 2000, for nematodes). To test the reliability of the sampling and extraction method, we repeatedly sampled three localities within a 2 km section of the River Neckar (Germany) to describe local and regional species richness of silt sediments. The aims of this study are to estimate (1) the time needed for an exhaustive search of a sample, (2) the increase of species detected by number of replicate samples, and to relate (3) local and (4) regional species richness to sampling effort, local habitat features and seasonal variability. Based on the results obtained we offer recommendations for the cost- and time-efficient quantitative assessment of meiofaunal and macrofaunal silt communities.

### 3.3. Material and methods

#### 3.3.1. Study sites

The River Neckar (Baden-Württemberg, Germany) was sampled at three spots upstream the barrage of Lauffen (June, August, and October 2004): at km 125.5 ashore near a landing bridge at the left bank (49° 4' 11.30" N, 9° 9' 50.31" E), at km 126.5 5–10 m distant from the left bank (49° 3' 49.39" N, 9° 10' 26.59" E), and at km 127.5 approx. 10 m distant from the right bank (49° 3' 21.80" N, 9° 10' 40.32" E). The sampling stations represent engineered structures with still water zones.

#### 3.3.2. Sampling procedure

To ensure sampling of undisturbed surface layers of silt sediments and of defined sediment areas and volumes we used a core sampler (Kajak-Brinkhurst type, 6.0 cm diameter; UWITEC Mondsee, Austria). Pretests showed that Birge-Ekman grab samplers did not comply with the standards required. Three replicate samples were collected within an area of approx. 3 m<sup>2</sup> at each study site. The uppermost 4 cm layer of the samples (representing a volume of 113 cm<sup>3</sup>) was separated and filled into 500 ml

plastic containers. All samples were transported in the dark and at a temperature of 4–10 °C to the nearby laboratory. Extraction of organisms was usually performed within 12 h following sampling.

### **3.3.3. Extraction procedure**

Sediment samples were rinsed into 100 ml centrifugation tubes and centrifuged for 20–30 sec. at 2,000 rpm in a BIOFUGE primo from HERAEUS (KENDRO). The supernatant was passed through a 35 µm mesh and the filtrate was stored. The sediment was mixed with a colloidal silica suspension (LUDOX TM 50; Sigmae Aldrich, Munich, Germany) of 1.4 g/cm<sup>3</sup> density at pH 9.0. After centrifugation for 6 min at 800 g, the supernatant was filtered through a 35 µm gaze under continuous stirring. The extraction steps were repeated twice, and the filtrate was stored. The settled mineral grains were discarded, whereas the organic filtrate was preserved in 4 % formaldehyde solution and stored for further analysis.

### **3.3.4. Quantitative assessment of meio- and macrofaunal organisms**

The preserved organic fraction was thoroughly rinsed with tap water on a sieve of 35 µm mesh size for 1–3 min. To avoid plugging, the suspension was stirred with a glass rod. The washed sample was transferred to a petri dish (10 cm diameter) containing fresh tap water. Separation of organisms from anorganic particles and debris, taxon identification and counting of individuals was done using a stereo microscope OLYMPUS SZ30 at a magnification of 25–40-fold and cold light source EUROMEX EK-1 or a microscope OLYMPUS CH-2 at 120–480-fold magnification. The sediment material was regularly stirred using a metal probe.

Organisms were removed using pipettes, featherweight forceps, DUPONT tweezers, or an eyelash and stored according to major taxonomic groups. Except for nematodes (4 % formaldehyde solution; Heininger et al., 2007) organisms were stored in 70 % ethanol. Culicid puppae, imagines of dipterids and hymenopterids as well as decaying benthos inhabitants were not considered for abundance estimates. Abundance estimates included (1) structurally intact individuals, (2) trunks of incomplete preserved chironomid larvae, and (3) front parts with clearly recognisable mouth openings and prostomia of incompletely preserved oligochaetes. The rationale of in-

cluding (2) and (3) was to avoid underestimating the abundances of soft-bodied taxa which were damaged during the extraction procedure.

Each sample was searched for twelve consecutive 1-hour periods and individuals identified to the lowest taxonomic level practical. Species and genus identification was mainly based on externally visible features of morphology using standard keys (Nematoda: Bongers, 1988; Traunspurger, 2000; Loof, 2001; Mollusca: Glöer & Meier-Brook, 1998; Oligochaeta: Brinkhurst, 1971; Sauter, 1995; Timm, 1999; Crustacea: Meisch, 2000; Einsle, 1993; Eggers & Martens, 2001). Chironomid and ceratopogonid larvae were not determined to species level but counted.

### **3.3.5. Statistical analyses**

The diversity of local communities and taxon abundance were analysed at species level. Individual-based species accumulation curves (Coleman rarefaction: Coleman, 1981; Coleman et al., 1982) and first-order jackknife species richness estimators (Heltshe & Forrester, 1983) as well as the corresponding standard deviations were calculated using the software EstimateS 8.0 with 50 randomisations (Colwell, 2005). We define the local species deficit as the difference between the estimated species richness and that empirically detected. The effects of sample number, sampling locality and month of sampling on species deficit were estimated applying a MANCOVA (type III sums of squares). Multiple comparisons of the least square means were based on 95 % Bonferroni confidence intervals. We quantified the relationship between the total number of individuals found within 12 h in a sample and the cumulated number of individuals found after one to eleven hours of search using a linear correlation and regression model (maximum  $R^2$ ). Regression lines were compared using the conditional sum of squares. Significance level was set at  $\alpha = 0.05$ . Statistical analyses were based on the procedures of the software package STATGRAPHICS Centurion, version XV.

## **3.4. Results**

The exhaustive search for meio- and macrozoobenthos in 27 samples representing three localities and three sampling dates at Lauffen, River Neckar yielded specimens pertaining to the supra-specific groups Nematoda, Annelida (oligochaetes and poly-

**Table 3-1:** Taxon list and corresponding abundance of taxa at three sampling sites in the River Neckar during three months in 2004

Major taxonomic groups	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5	Species	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5
Insecta, Ceratopogonidae	June	0	2	0	non det.				
	August	0	0	0					
	October	0	0	0					
Insecta, Chironomidae	June	192	88	238	non det.				
	August	18	8	50					
	October	21	21	28					
Insecta, Tabanidae	June	0	1	0	non det.				
	August	0	0	0					
	October	0	0	0					
Crustacea, Amphipoda	June	0	0	0	<i>Gammarus roeseli</i>	June	0	0	0
	August	0	0	0		August	0	0	0
	October	1	0	0		October	1	0	0
Crustacea, Cladocera	June	513	42	207	<i>Alona quadrangularis</i>	June	187	32	91
	August	0	0	2		August	0	0	0
	October	41	20	42		October	36	18	37
					<i>Bosmina longirostris</i>	June	0	0	0
						August	0	0	2
						October	0	0	0
						June	7	0	0
						August	0	0	0
						October	0	0	0
					<i>Camptocerus rectirostris</i>	June	0	0	0
						August	0	0	0
						October	0	0	0

Major taxonomic groups	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5	Species	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5
					<i>Chydorus sphaericus</i>	June	1	0	0
						August	0	0	0
						October	0	0	0
					<i>Iliocryptus acutifrons</i>	June	0	3	0
						August	0	0	0
						October	0	0	0
					<i>Iliocryptus sordidus</i>	June	40	7	23
						August	0	0	0
						October	0	0	1
					<i>Leydigia leydigii</i>	June	238	0	93
						August	0	0	0
						October	5	2	4
					<i>Macrothrix laticornis</i>	June	40	0	0
						August	0	0	0
						October	0	0	0
Crustacea, Copepoda	June	239	113	233	<i>Paracyclops fimbriatus</i>	June	237	113	233
	August	0	0	7		August	0	0	7
	October	12	30	28		October	12	30	28
					<i>Pleuroxus uncinatus</i>	June	2	0	0
				August		0	0	0	
				October		0	0	0	

Major taxonomic groups	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5	Species	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5
Crustacea, Ostracoda	June	21	5	15	<i>Candona candida</i>	June	10	4	14
	August	0	0	1		August	0	0	1
	October	32	33	21		October	29	32	19
					<i>Eucypris virens</i>	June	3	0	1
				August		0	0	0	
				October		3	1	2	
					<i>Herpetocypris reptans</i>	June	8	1	0
				August		0	0	0	
				October		0	0	0	
Oligochaeta, Tubificidae	June	197	45	247	<i>Chaetogaster</i> sp.	June	1	0	0
	August	55	29	16		August	0	0	0
	October	76	46	138		October	0	0	0
					<i>Limnodrilus claparedeanus</i>	June	75	39	147
				August		54	27	15	
				October		59	43	118	
					<i>Nais simplex</i>	June	0	0	15
				August		0	0	0	
				October		0	0	0	
				<i>Specaria josinae</i>	June	2	0	0	
			August		0	0	0		
			October		0	0	0		

Major taxonomic groups	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5	Species	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5	
					<i>Tubifex tubifex</i>	June	36	0	37	
						August	1	2	1	
						October	17	3	20	
						<i>Uncinaiis uncinata</i>	June	60	6	10
							August	0	0	0
							October	0	0	0
						<i>Vejdovskyyella</i> sp.	June	23	0	38
							August	0	0	0
							October	0	0	0
Polychaeta					<i>Hypania invalida</i>	June	4	0	23	
						August	0	0	0	
						October	0	0	0	
					<i>Dorylaimus</i> sp.	June	11	0	1	
						August	0	0	0	
						October	0	0	1	
Nematoda					<i>Monhyстера</i> sp.	June	1	0	0	
						August	0	0	0	
						October	0	0	0	
					<i>Mononchus</i> sp.	June	4	0	0	
						August	0	0	0	
						October	0	0	0	

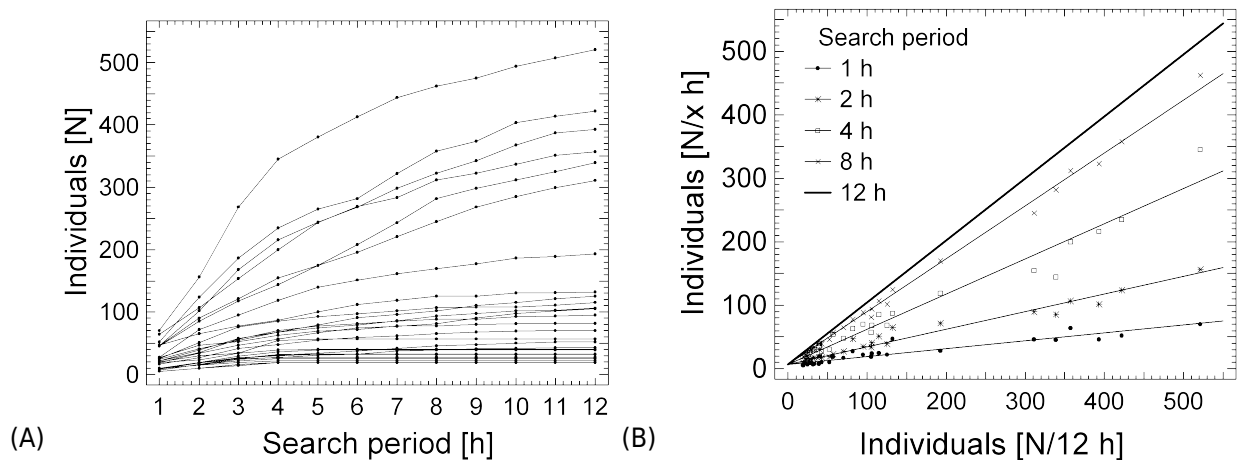
Major taxonomic groups	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5	Species	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5	
					<i>Oionchus</i> sp.	June	5	1	1	
				August		0	0	0		
				October		0	0	0		
					<i>Oncholaimus</i> sp.	June	3	2	0	
				August		8	11	10		
					<i>Tobrilus</i> sp.	October	0	0	0	
				June		8	7	14		
				August		2	2	0		
				October		56	14	53		
				June		14	5	0		
					<i>Tripyla</i> sp.	August	0	0	0	
				October		0	3	3		
				June		0	0	0		
	Mollusca, Bivalvia					<i>Corbicula fluminea</i>	August	1	2	1
					October		2	3	2	
				June	0		0	3		
					<i>Pisidium</i> sp.	August	0	0	2	
				October		0	0	0		
				June		0	0	0		
				August		0	0	2		
				October		0	0	0		
				June		0	0	0		
				<i>Unio pictorum</i>	August	0	0	0		
			October		0	0	1			



chaetes), Insecta (chironomid and ceratopogonid larvae), Crustacea (cladocerans, copepods, ostracods, amphipods), and Mollusca (bivalves). Table 3-1 summarises the list of species and the abundance of taxa. All nematodes, polychaetes and crustaceans were structurally intact, whereas we found often pieces of varying size of chironomid larvae and oligochaetes beside well-preserved individuals. Medium- and small-sized chironomid larvae were always structurally intact, whereas in large-sized individuals or species the head capsule was often separated from the remaining body. Oligochaetes were often broken behind the clitellar segments.

### 3.4.1. Evaluation of search effort per sample

Asymptotic accumulation plots of individuals detected during the search period suggested that 12 h of intensive search were sufficient to assess the total number of individuals present in samples with less than 150 specimens (Fig. 3-1A). In contrast, samples in which more than 150 individuals were counted within 12 h of search, did not reach a plateau indicating the need of more search effort to determine the total number of specimens.

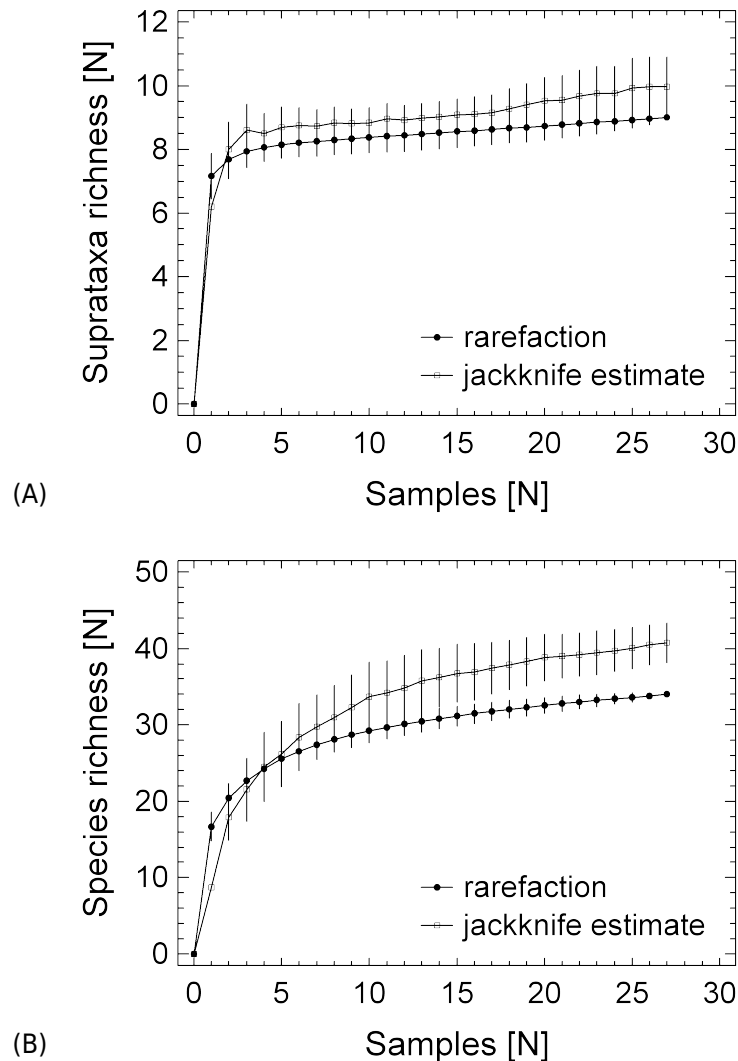


**Figure 3-1:** Individual counts **(A)** per search period and **(B)** per total number of individuals found within 12 h of search.

Despite the heterogeneity of species richness and abundances within the 27 samples examined, the number of specimens encountered per search interval was linearly related to the total number of specimens following 12 h (Fig. 3-1B; Table 3-2). Following six hours of search about 70 % of all specimens had been detected and the final number of individuals could be predicted precisely.

### 3.4.2. Estimating taxon richness of the regional silt community

Three sampling surveys at the River Neckar (km 125.5-127.5) yielded a data set of 27 samples. In order to evaluate whether this data set allowed for a reliable assessment of the regional meio- and macrozoobenthos taxon richness or not, we applied rarefaction analyses and jackknife estimates.



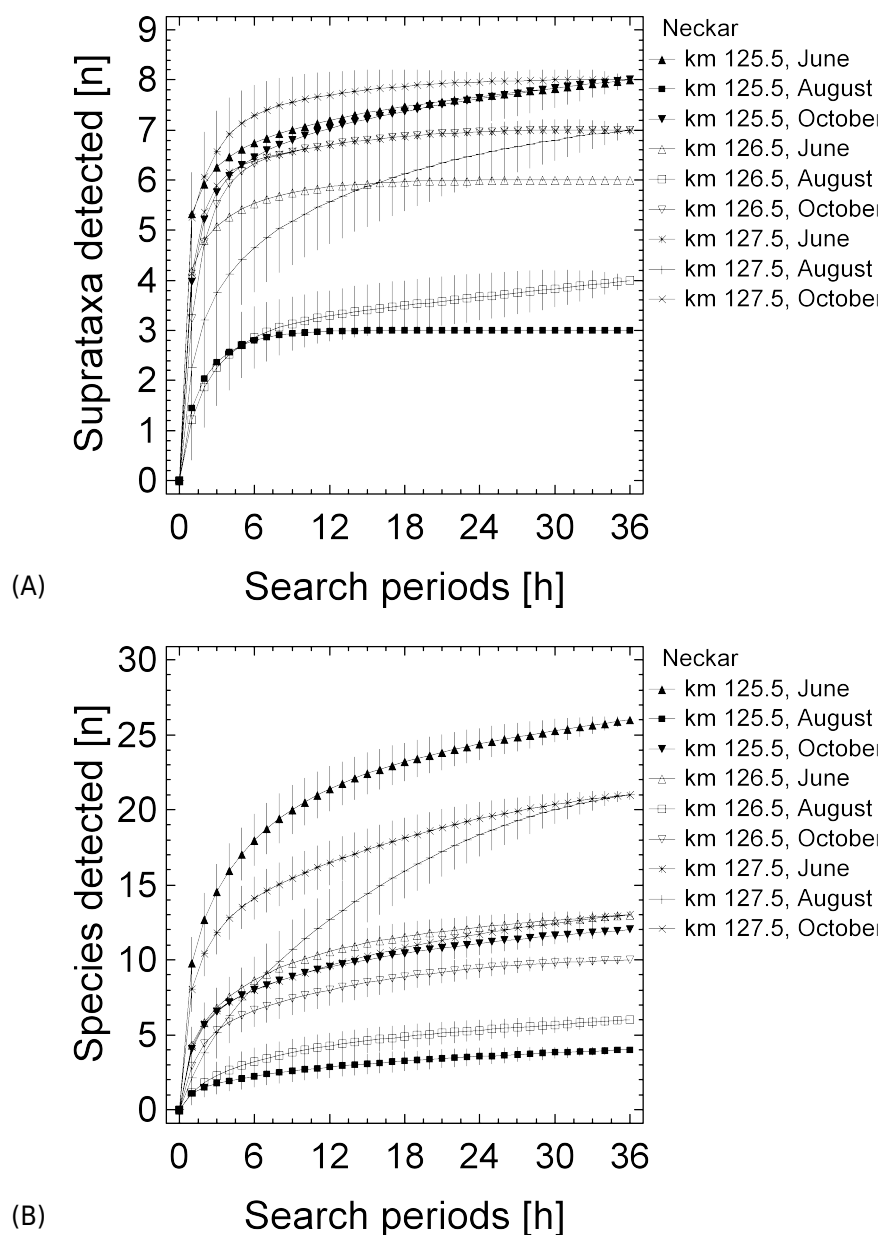
**Figure 3-2:** Taxon richness (for details see Table 3-1) in the River Neckar at Lauffen 2004. **(A)** Major taxonomic groups; **(B)** Species. Symbols represent EstimateS estimates and corresponding 95% confidence intervals.

Seven out of nine supra-specific groups, on average, were detected in each sample (Fig. 3-2A). However, it took at least 16 samples to reach a 95% detection probability for all supra-specific groups known to be present. At the species level, the rarefaction curve did not reach a plateau suggesting that 27 samples were not enough to assess the total species richness of the community (Fig. 3-2B). The 34 species detected contrast sharply with the estimated number of 38 to 44 species in this river section.

### 3.4.3. Estimating taxon richness of local silt communities

The dynamics of local silt community was evaluated at three sites by comparing the rarefaction curves of the pooled replicate samples which we obtained at three surveys at each site (km 125.5, km 126.5, km 127.5).

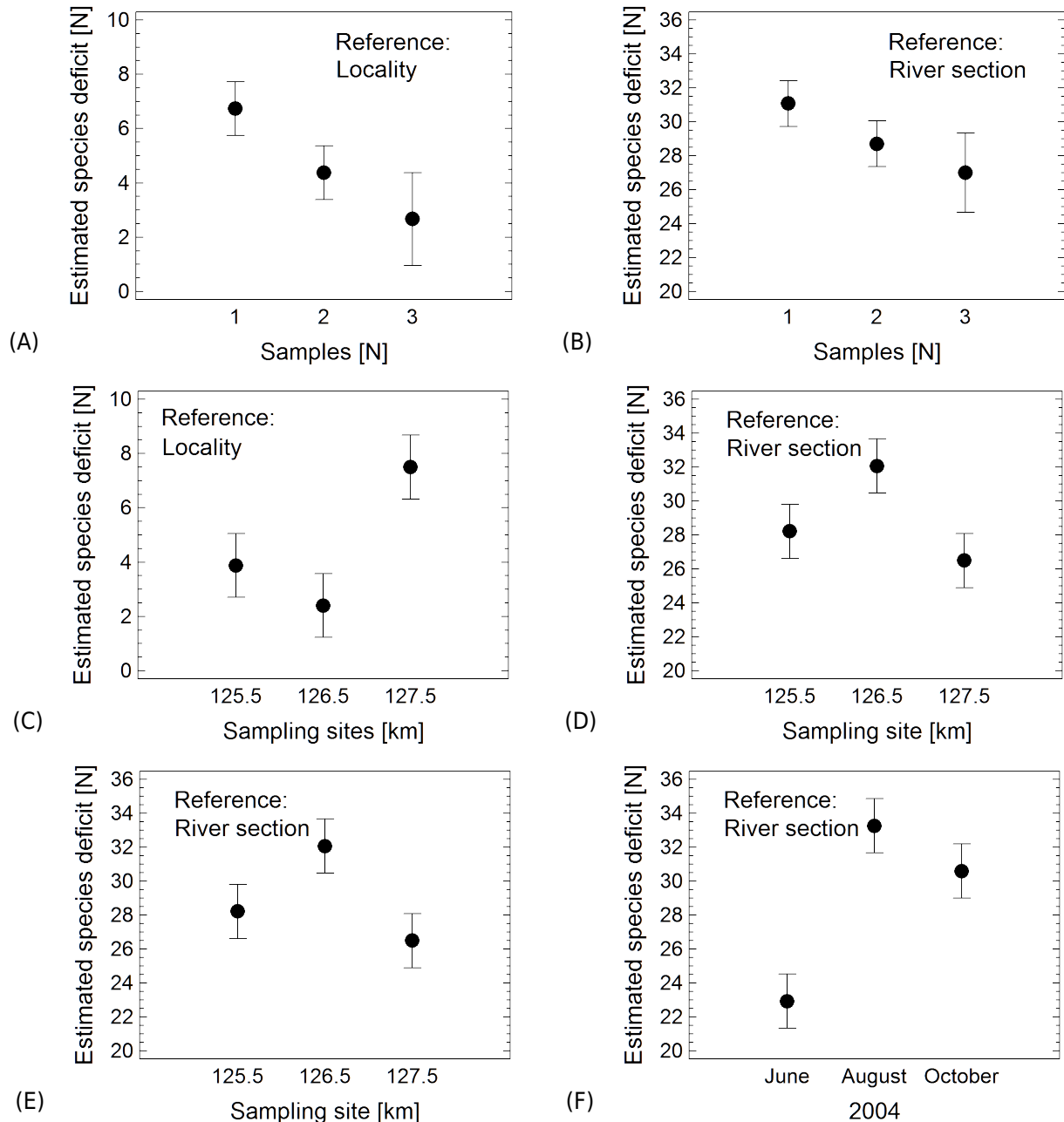
None of the sampling sites was representative for the regional richness of supra-specific groups (Fig. 3-3A). Exhaustive searches yielded 3-8 supra-specific groups per survey and site, rendering single surveys not only unrepresentative for the region, but also for a single repeatedly sampled site. Local variation was greatest at km 125.5 (3-8 supratataxa) and smallest at km 127.5 (7-8 supratataxa).



**Figure 3-3:** Cole rarefaction curves of three sampling periods at three neighbouring sites at the River Neckar. **(A)** Major taxonomic groups, **(B)** Species. Symbols represent EstimateS estimates and corresponding 95% confidence intervals.

At the species level, none of the rarefaction curves reached saturation, and local species richness ranged between 4 and 26 species per survey (Fig. 3-3B). Again, local variation was greatest at km 125.5 (4-26 species), followed by km 126.5 (13-21 species) and km 127.5 (6-13 species).

### 3.4.4. Factor influencing the magnitude of undetected species



**Figure 3-4:** Three-factor ANOVA of the species deficit with respect to single localities, or to a 2 km stream section. **(A, B)** Effect of sample number; **(C, D)** Local variation; **(E, F)** Temporal variation. Data are given as least square means and corresponding 95 % confidence intervals.

We considered three main factors potentially influencing the species deficit (number of undetected species): the number of replicate samples analysed, local features

(e.g. grain size and contamination of sediment, insolation) or seasonal variation. At the level of the local species richness, the 3-Factor-ANOVA demonstrated that number of replicate samples ( $F_{2,62} = 8.10$ ,  $P = 0.0008$ ; Fig. 3-4A) as well as local features influenced significantly the magnitude of species missed ( $F_{2,62} = 16.67$ ,  $P << 0.00001$ ; Fig. 3-4C). In contrast, seasonal effects were negligible ( $F_{2,62} = 0.81$ ,  $P = 0.4506$ ; Fig. 3-4E). The number of replicate samples analysed per survey significantly decreased the species deficit if sample number was increased from one sample ( $6.7 \pm 0.6$  species) to two ( $4.4 \pm 0.6$  species; Multiple range test,  $P < 0.05$ ), whereas the positive effect of increasing sample number to three ( $2.7 \pm 1.0$  species) was not significant (Multiple range test,  $P > 0.05$ ).

At the level of regional species richness, all factors considered influenced the magnitude of the species deficit: number of samples (3-Factor ANOVA:  $F_{2,62} = 4.39$ ,  $P = 0.017$ ; Fig. 3-4B), local features ( $F_{2,62} = 10.7$ ,  $P = 0.0001$ ; Fig. 3-4D), and season ( $F_{2,62} = 37.82$ ,  $P << 0.00001$ ; Fig. 3-4F). Again, the increase of replicates from two to three did not significantly decrease the number of species missed (Multiple range test,  $P > 0.05$ ). The major source of local variation was km 126.5 where the species deficit was significantly greater than in the other two site (Multiple range test,  $P < 0.05$ ). Average species deficit varied significantly among the three survey dates (Multiple range test,  $P < 0.05$ ), being greatest in August ( $33.3 \pm 0.9$  species), intermediate in October ( $30.6 \pm 0.9$  species), and smallest in June ( $23.0 \pm 0.9$  species).

**Table 3-2:** Linear regression models to predict the number of benthos specimens detected during 12 h of intensive search based on the individuals counted during minor search intervals. Estimates of slopes and intercepts are given as means with corresponding standard error,  $N = 27$  samples.

Duration of search [h]	Model coefficients				
	slope	significance	intercept	significance	R <sup>2</sup>
1	0.120 ± 0.009	$P << 0.00001$	8.1 ± 1.9	$P = 0.0002$	86.3 %
2	0.264 ± 0.001	$P << 0.00001$	10.7 ± 2.1	$P = 0.00001$	96.2 %
3	0.420 ± 0.017	$P << 0.00001$	10.6 ± 3.4	$P = 0.0045$	96.1 %
4	0.542 ± 0.022	$P << 0.00001$	10.2 ± 4.4	$P = 0.0297$	96.0 %
5	0.623 ± 0.021	$P << 0.00001$	9.8 ± 4.2	$P = 0.0293$	97.2 %
6	0.691 ± 0.019	$P << 0.00001$	8.5 ± 3.9	$P = 0.0402$	98.6 %
7	0.769 ± 0.015	$P << 0.00001$	6.2 ± 3.1	$P = 0.0542$	99.0 %
8	0.842 ± 0.010	$P << 0.00001$	4.3 ± 2.1	$P = 0.0501$	99.6 %
9	0.883 ± 0.006	$P << 0.00001$	3.5 ± 1.2	$P = 0.0059$	99.9 %
10	0.937 ± 0.004	$P << 0.00001$	1.9 ± 0.9	$P = 0.0423$	99.9 %
11	0.973 ± 0.003	$P << 0.00001$	0.8 ± 0.5	$P = 0.1352$	99.98 %

### 3.5. Discussion

The species composition of the silt communities in the River Neckar showed considerable among-site and temporal variation at the three localities sampled. However, typical meiofaunal groups such as Rotifera, Gastrotricha, Tartigrada and Microturbellaria were not detected (e.g. Stead et al., 2003; Radwell & Brown, 2006, 2008). Are these results consequence of inefficient sampling or are they reliable features of studied communities?

#### 3.5.1. Efficiency of sampling and extraction protocols

Sampling strategies used for the assessment of local macroinvertebrate species composition in soft-sediment environments vary with respect to the number of replicate samples between 2 and usually 5, rarely up to 12, if there was any attempt to cope with spatial variation (e.g. De Lange et al., 2004; Angradi et al., 2006; compilation for marine sediments in Thrush et al., 1994). Processing numerous replicate samples of macrozoobenthos does not require excessive extraction effort, as only organisms retained by a mesh size of 500  $\mu\text{m}$ , rarely 100  $\mu\text{m}$  were considered. The efficiency of sampling and extraction strategies for riverine macroinvertebrates is well-established and a cost-optimized standardised protocol developed (Haase et al., 2004; Hering et al., 2004). However, aiming on the inclusion of the frequently soft-bodied meiofaunal species, any increase of the number of replicates implies a significant rise in time spent on extraction and identification. This is due to the high densities of organisms additionally retained (e.g.  $1,739 \pm 436$  ind./l in 11 Ozark headwater streams; Radwell & Brown, 2008) and the time consumed to separate them from detritus. Our results suggest that one sample per locality certainly underestimates local species richness as well as the number of supra-specific groups, but an increase of replicates from two to three did not provide a statistically measurable effect. A further improvement of species detection would require at least four, maybe more replicates. Contrarily to estuary silt communities (Sandulli & Pinckney, 1999), our data do not indicate variation of species composition at a microscale in riverine silt communities and thus, two replicates per locality constitute a reasonable and cost-effective number, if an average number of four (rare) species missed is accepta-

ble for the purpose of the study. In contrast, if emphasis is on near-complete description of local species richness, more than three replicates are recommended.

The time-consuming and thus, most cost-effective part of the protocol is the manual extraction of organisms from the organic sample fraction. The time course plot of organism extraction suggests that samples containing up to 150 specimens require a search duration of 12 h at most and in many samples only single individuals or none were found during the last 4 h of search. Using the regression models for abundance prediction provided in this paper, we recommend to reduce search effort to 8 h, if the number of individuals predicted by the model after 6 h of search is below 150. Contrarily, predicted numbers of organisms exceeding 150 indicate that a twelve-hours search period will not suffice to extract near-to-all specimens present. An extension of search period to 18 h is recommended; in extreme cases (> 500 ind. / 12 h) even 24 h may be necessary. The rationale proposed to estimate a reasonable duration of organism extraction from a sample which will allow to approximate the total number present is the number of individuals found during the first 6 h of search.

In conclusion, we propose to constrain sampling effort to two replicates for surveys focussing on on the trophic and density structure of silt communities. If a thorough taxonomic assessment of alpha diversity is intended, at least four replicates are needed to obtain reliable estimates of species richness. According to the number of specimens detected during the first six hours of search, the total time spent extracting organisms should be extrapolated. As a minimum search duration eight hours are recommended, but in samples with several hundred specimens search should be extended to 18–24 h.

### **3.5.2. Spatial and temporal variation in silt sediment communities**

Spatial variation in the distribution of organisms exists at different scales (Morrisey et al., 1992 a). Scales at which significant differences of abundance are evident range from less than 1 cm over 10 m to about 3.5 km in coastal and estuarine soft sediments (Sun & Fleeger, 1991; Morrisey et al., 1992 a). In stream sediments, flow influences the distribution of meiofauna at broad scales (10s–100s of meters; Swan & Palmer, 2000). In fact, major differences in community composition and species abundance occurred at the kilometre scale, i.e. among the three study sites, but not at the meter scale, i.e. among replicate samples. The central sampling site (Neckar

km 126.5) had the lowest species richness and did not benefit from species input by drift originating from the considerably more diverse upstream site (km 127.5). The proximate cause of kilometre scale community variation is probably the patchiness of soft-sediment habitats within streams which are often separated by considerably larger hard-bottomed habitats. Still, any spatial variation at levels between that of the spacing of samples and the spacing of locations will be compounded into the variation among locations in the statistical comparison of locations (Morrisey et al., 1992a). Scales of variation smaller than the spacing of replicate samples will be incorporated into estimates of variation among locations and among samples within each location. They will not cause errors in identification of differences among locations, but lead to loss of statistical power (Morrisey et al., 1992a). Our study exemplifies the theoretical issue demonstrating little variation within the local communities but large and significant variation between them.

Temporal variation of community structure may occur at small time-scale, e. g. seasonal variation, and on longer time-scales, e. g. variation among consecutive years (Morrisey et al., 1992b). Without knowledge of the variation at smaller scales, comparisons across longer time-scales must be confounded. Our study demonstrates significant changes in the species composition and abundance structure of local communities on a bimonthly space suggesting significant seasonal variation. This results is in agreement with those of a long-term study investigating the dynamics of coastal inlet sediment communities (Thrush et al., 1994). However, the number of species not detected using the described method did not vary among the sampling dates indicating that the sampling method is well-suited to detect most of local species independent of season.

In conclusion, the proposed sampling and extracting strategy permits a standardised and manageable approach to study the presently neglected riverine silt communities. It is powerful at the local spatial scale, but a minimum of one complete seasonal cycle should be sampled to fully explore the local species richness. A single sampling survey per year surely underestimates community diversity. Our study suggests that inference from the local to the regional spatial scale is not advisable because local silt communities vary unpredictably at the kilometre scale. The number of local sampling sites necessary to predict regional species richness is certainly by far larger than three.



## **4. Dynamics of silt sediment communities of the River Neckar: Interactions among season, structural and chemical sediment features**

### **4.1. Abstract**

We studied a 2 km reach of the River Neckar at Lauffen (Germany) during an one year period for dealing with the temporal dynamics during this period and to scrutinise a presumed stability. Therefore we took sediment samples for taxonomical investigations and physico-chemical analyses [grain size, heavy metals, arsenic, persistent organochlorine pollutants (POPs), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), and total petroleum hydrocarbons]. Furthermore, regional meteorological data were taken into account. Taxonomical assessment yielded a total of 6,069 specimens of 36 species, pertaining to the taxa Nematoda, Annelida, Insecta (larvae), Crustacea, and Mollusca. Local communities were described by determining species richness, abundance dynamic of species as well as calculating diversity indices. Local species richness ranged from 19 to 29 species. Alpha diversity indices did not show a consistent seasonal trend at any site, but random fluctuations with local catastrophic decreases in August, completely recovering two months later. Throughout the year the dominant species of the communities changed. Factor analyses were used to detect associations among community indices and species abundances with environmental factors. Variation of the local proportions of grain size fraction and of most chemical sediment features did not show a significant temporal trend. The impact of heavy metals and DDT derivatives on the alpha diversity indices was significant. A factorial analysis revealed that none of the species responded to grain size variation. Summing up, the communities are not as stable as presumed but remarkably variable. They are influenced by environmental factors as heavy metals and pesticides (which appear to depend on precipitation). Impact on and decrease of afore dominating species enable other species to prosper so that the community composition is highly dynamic with strong interactions among the involved species.

## 4.2. Introduction

The abiotic environment influences community assembly by restricting which species can establish at the site ('habitat species pool', HSP), and by constraining the function of successful colonists. In highly disturbed habitats, temporal variation is a characteristic feature of the abiotic environment (e.g., rivers subject to frequent spates or annual droughts), and magnitude and periodicity of change are as important as the average in defining the environmental constraints. The constraints are stable in that only those species which can persist in the variable environment are members of HSP (Belyea & Lancaster, 1999). Silt and mud (particle size < 63  $\mu\text{m}$ ) are frequent ground structures of the dead water zones of large regulated rivers. Groynes, barrages and harbours promote the formation of silt sediments. Riverine silt sedimentation generally occurs in sites, that have more lentic than lotic character and are comparatively undisturbed. Temporal variation therefore might be less characteristic for silt sediment habitats and might have inferior effects on community assembly. Meiofauna contribute much to the diversity of lotic ecosystems. Species lists of Robertson et al. (2000) reveal that meiofauna contribute 58–82 % of total species numbers.

How do these riverine silt communities react to abiotic changes, as seasonal variances, physical substrate structure, and pollution? Are there weighty changes influencing the species structure and abundances in those calm and steady habitats?

Estuarine soft-bottomed meiobenthos communities are highly variable (Trush et al., 1994; Quintino et al., 2005; Ysebaert et al., 2005). Contrary to long-term-studies on estuarine meiofauna communities (Siegfried et al., 1980; Coull, 1985; Thrush et al., 1994) and on riverine macroinvertebrate communities (Hutchens et al., 1998; Mathuriau et al., 2008; Principe et al., 2008), knowledge of the dynamics of the riverine silt and mud meiofauna communities is limited. In general, spatial and temporal changes in lotic systems provide a shifting mosaic of abiotic and biotic conditions (Resh et al., 1988). Studies on hard-bottomed riverine headwaters found streams to differ significantly in substrate composition and densities of major taxonomic categories, and meiofauna patchiness was reflected in high variability within these streams (Radwell & Brown, 2008). Headwater stream meiofauna communities on re-

latively fine, unstable substratum response vulnerably to flow disturbances and differ from communities on coarser river beds (Golladay & Hax, 1995). Benthic organisms form a food web, whose structure change between summer/autumn and winter/spring, due to differences in species composition. This food web demonstrates that the meiofauna increases web complexity and thus, taking into account their functional diversity, may be crucial to the understanding of ecosystems processes in running waters (Schmid-Araya et al., 2002). The prevailing physico-chemical and hydraulic conditions of soft-bottomed watercourses can lead to marked differences in invertebrate community structure compared with stony streams; and soft-bottomed sites have markedly different faunas to hard-bottomed streams (Maxted et al. 2003; Collier, 2004). While meiofaunal and macrofaunal assemblages share the same microhabitat, substratum particle size distribution has been shown to have a greater influence on variation in macrofaunal abundance than on meiofauna, suggesting that those two invertebrate size classes respond to different environmental factors (Stead et al., 2003). There is little evidence that sediment size influences the abundance or production of meiofauna; effects on meiofauna have been only minimally and indirectly assessed (Hakenkamp & Morin, 2000; Radwell & Brown, 2006). The major differences of soft-bottomed sites compared with stony streams occur at the micro- to meso-scales, with greater significance of nonbenthic substrata (wood and macrophytes) as invertebrate habitat and sites of energy transfer in soft-bottomed river reaches, and the temporally variable influence of changing macrophyte biomass on local hydraulic conditions and water quality (Collier, 2004). Soft-bottomed reference sites had 50 % of the total taxa, 33 % of the Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera taxa, and significantly lower 'Macroinvertebrate Community Index' (MCI) and 'Semi-Quantitative MCI' (SQMCI) scores than hard-bottomed reference sites. The densities of macroinvertebrates at soft-bottomed reference sites were < 10 % of those at hard-bottomed sites indicating the need to sample a larger area to obtain a representative sample. Soft-bottomed sites with severe urban and rural land use disturbance had significantly lower metric values than soft-bottomed reference sites (Maxted et al., 2003). Referring to this, it has to be taken into account that Maxted et al. avoided the sampling of sand, silt, and mud sediments because samples usually include large volumes of detritus that makes organism extraction more time-consuming and more difficult to assure quality. There is insufficient information on factors affecting invertebrate communities among and within soft-

bottomed sites to understand the mechanisms behind these differences (Collier, 2004).

The question arises, if the heretofore scarce examined riverine soft-bottomed meiobenthos communities correspond to the described estuarine and hard-bottomed riverine meiobenthos communities: In estuarine and coastal regions tidal disturbances influence the benthos, whereas in large rivers sedimentation of fine grained material takes place in still and dead water zones as described above. Therefore it seems adequate to presume more stability in riverine meiobenthos communities.

Much meiofaunal research has been descriptive. Now that some information exists regarding the patterns of distribution and abundance of certain taxa in relation to environmental parameters we can try to explore some of the mechanisms underpinning these patterns. A further lacuna in lotic meiofaunal concerns the influence of large scale processes on local community assemblages. Lotic meiofaunal research conducted at large to medium scales is under-represented compared to that at small scales and, thus, the influence of large scale processes on local meiofaunal community assemblages is poorly understood (Robertson et al., 2000). Several macrozoobenthos species in stony streams enable, and are already used for a long time, to evaluate the ecological state of the river (e.g., DEV, 1992; Barbour et al., 1996; Stark et al., 2001; AQEM 2002; Böhmer et al., 2004; Hering et al., 2004; Pinto et al., 2004). Regarding the prevalently polluted fine grained sediments, it seems desirable to identify those bioindicating species or communities for soft-bottomed silt and mud habitats, too.

Studying a 2 km reach of the River Neckar during a one year period is to deal with the temporal dynamics during this period and to scrutinise the presumed stability. We did not focus on single species or taxa (Lazim & Learner, 1986; Principe et al., 2008) but considered the whole meio- and macrofaunal community. By bimonthly survey of the community as well as the abiotic factors (physico-chemical conditions, meteorological data) we tried to find a periodicity during the course of the year and/or correlations with environmental influences. The objectives of this study are: (1) to depict the local and regional benthos communities and diversities and their temporal variation at three nearby sites; (2) to investigate the physico-chemical features of the sediment as well as the weather conditions; (3) to find potential correlations be-

tween these abiotic parameters and both the communities and the abundances of single species; and based on the foregoing (4) to identify potential bioindicating species for pollutions. The main questions are if there are seasonal affective abundances and to what extent the biocoenoses are dependent on the sediment features.

## 4.3. Material and methods

### 4.3.1. Study sites and sampling dates

The River Neckar (Baden-Wuerttemberg, Germany) was sampled at three localities upstream the barrage of Lauffen: at km 125.5 ashore near a landing bridge at the left bank, at km 126.5 at a distance of 5 to 10 m from the left bank, and at km 127.5 at a distance of approx. 10 m from the right bank. All sampling sites represent engineered structures with still water zones, where fine grained sediments (silt) could be found. Sites were sampled every two months from October 2003 till October 2004.

### 4.3.2. Sediment sampling

For faunistic studies, three replicate samples were collected within an area of approx. 3 m<sup>2</sup> at each study site. We used a core sampler Kajak-Brinkhurst type from UWITEC Mondsee, Austria (6.0 cm diameter). The uppermost 4 cm layer of the samples (representing a volume of 113 cm<sup>3</sup>) was separated and stored in polyethylene containers. Samples were transported in the dark and at a temperature of 4-10 °C to the nearby laboratory. A total of 63 samples were obtained, 21 for each sampling site.

For physico-chemical characterisation, sediment samples were collected by a stainless steel Van-Veen-type grab sampler (2-3 grab actions per sample). After removing large debris and untypical constituents and homogenisation on site, samples were filled into glass containers. They were transported to the laboratory in the dark and cooled.

### 4.3.3. Extraction and quantitative assessment of target organisms

For extraction of organism (within 12 h following sampling), we used the LUDOX centrifugation method as described in detail in Chapter 3. The sedimented minerals

were discarded, whereas the organic filtrate of the supernatant was preserved and stored in 4 % formaldehyde solution until further analysis.

Separation of organisms from sand grains and debris, taxon identification, and counting the individuals was done using a dissecting microscope OLYMPUS SZ 30 (magnification 25–40-fold) and cold light source EUROMEX EK-1 or a microscope OLYMPUS CH-2 at 120–480-fold magnification. Organisms were removed using pipettes, featherweight forceps, DUPONT forceps, or an eyelash (for nematodes) and stored according to major taxonomic groups. Except for nematodes (4 % formaldehyde solution) organisms were stored in 70 % ethanol. Culicid pupae, imagines of dipterids and hymenopterids as well as decaying benthos inhabitants were not considered for abundance estimates. Each sample was searched for twelve hours and individuals assigned to the major taxonomic groups Nematoda, Oligochaeta, Polychaeta, Insecta (larvae counted and determined to family level), Crustacea, and Bivalvia (details of method in Chapter 3).

#### **4.3.4. Physico-chemical analysis of the sediments**

Sediment contamination is described in terms of priority pollutants as defined by the German regulations for the assessment of sediments and dredged material (ARGE, 1996; BfG, 2000). The analytical program included heavy metals, arsenic, persistent organochlorine pollutants (POPs), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), and total petroleum hydrocarbons (TPH; Table 4-1). The total organic carbon content (TOC) was analysed according to German/European standard DIN EN 13137. Metals (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) and arsenic (As) were analysed after digestion with aqua regia by inductively coupled plasma/mass spectrometry (ICP-MS) in the fraction < 20 µm (DIN 18123). The POPs (PCB, DDT and derivatives) were analysed analogue to the German standards DIN 38414-S20 and DIN 38407-F2, the 16 PAHs by gas chromatography/mass selective detector (GC-MSD, according to LUA-NRW, 1994). Hydrocarbon index (TPH) was determined after ISO DIS 16703. The data set including 18 variables with 23 observations at three sampling sites (eight replicates at km 125.5 and 126.5, seven replicates at km 127.5) was submitted to a factorial analysis to identify the statistically independent chemical factors.

Grain size distribution of the sediments was measured using a laser particle analyser COULTER LS-200 (Coulter Corporation, Miami, Florida, USA; PC-Version 2.11a).

The 92 channel results were converted to five fractions (F2: 600–2000  $\mu\text{m}$ , F3: 200–600  $\mu\text{m}$ , F4: 63–200  $\mu\text{m}$ , F5: 20–63  $\mu\text{m}$ , F6: < 20  $\mu\text{m}$ ). The fraction F1 (> 2 mm) was not measured. Proportions of local grain size fractions were compared using ANOVA.

#### **4.3.5. Meteorological data**

Regional weather was described using six variables: average monthly air temperature [ $^{\circ}\text{C}$ ], absolute monthly minimum and maximum air temperature [ $^{\circ}\text{C}$ ], monthly sums of sunshine duration [h], global radiation [ $\text{kJ}/\text{cm}^2$ ], and precipitation [ $\text{l}/\text{m}^2$ ]. Meteorological data (station Stuttgart-Neckartal) were provided by Germany's National Meteorological Service, Deutscher Wetterdienst (DWD). All data refer to the month prior sampling.

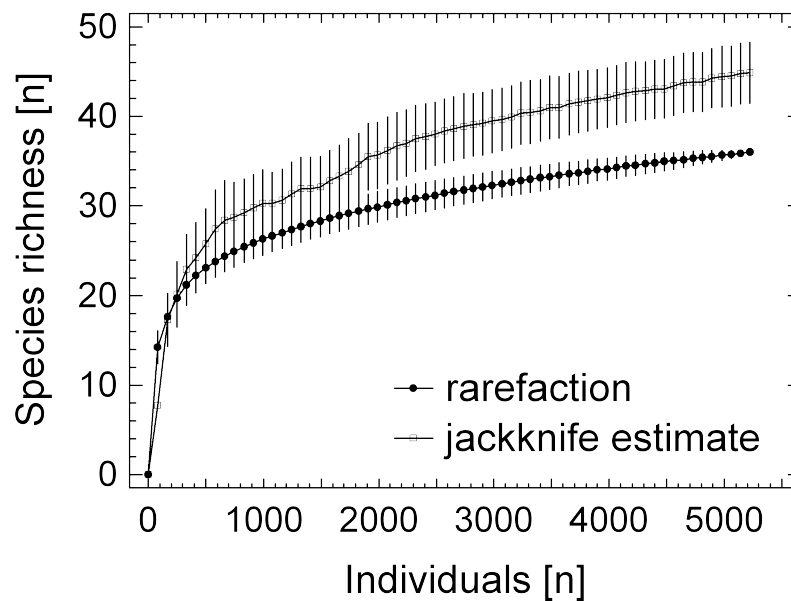
#### **4.3.6. Statistical analyses**

The alpha diversity of local communities was described by determining species richness, abundance dynamic of species as well as calculating the Shannon, Berger-Parker and Simpson Index, and Evenness. As the Shannon Index was linearly correlated to species richness ( $R^2 = 74.3$ ), we used exclusively the Shannon Index as a surrogate measure of the number of species detected in the factorial analyses. Individual-based species accumulation curves (Coleman rarefaction; Coleman, 1981; Coleman et al., 1982) and first-order jackknife species richness estimators (Heltshe & Forrester, 1983) as well as the corresponding standard deviations were calculated using the software EstimateS 8.0 with 50 randomisations (Colwell, 2005). Factor analyses (method: principal components with subsequent orthogonal VARIMAX rotation) were applied to reduce the number of measured parameter to statistically independent canonical variables by combining them to linear combinations (selection criterion: eigenvalue  $\geq 1$ ). The communality estimate showed the representation of the single parameter variability within the extracted factors. We also used factor analyses to detect associations among community indices and species abundances (n individuals per  $\text{m}^2$ ) with environmental factors such as grain size fractions, chemical pollutants, weather conditions and season. Significant associations were modelled using regression and correlation analyses. Significance level was set at  $\alpha = 0.05$ . Statistical analyses were based on the procedures of the software package STATGRAPHICS Centurion, version XV.

## 4.4. Results

### 4.4.1. Descriptive parameters of the local and regional communities

The exhaustive search for meio- and macrozoobenthos in 63 samples representing three localities at Lauffen, River Neckar, during the course of one year yielded a total of 6,069 specimens pertaining to the taxa Nematoda, Annelida (oligochaetes and polychaetes), Insecta (ceratopogonid, chironomid, tabanid, and Trichoptera larvae), Crustacea (amphipods, cladocerans, copepods, ostracods), and Mollusca (bivalves). Table 4-1 summarises the list of species and the abundance of taxa. For further analysis we restricted the data set to the 5,226 individuals which were determined to species level, i.e. insect taxa were excluded.



**Figure 4-1:** Estimates of the regional species richness of silt communities in the River Neckar at Lauffen. Symbols represent EstimateS estimates and corresponding standard deviations. Details on taxa are given in Table 4-1.

At the regional level (all sampling sites pooled) the rarefaction curve did not reach saturation, neither did the jackknife estimator of species richness (Fig. 4-1). Thus, assessment of the total species richness would have required more than 5,226 taxonomically identified individuals. The 36 species detected sharply contrast with the jackknife estimate of 42–48 species which may still underestimate the real species richness of the 2 km section of the River Neckar.



**Table 4-1:** Taxon list and corresponding abundance of taxa [n/m<sup>2</sup>] at three sampling sites in the River Neckar. Sampling dates: October 23, 2003; December 7, 2003; February 4, 2004; April 1, 2004; June 3, 2004; August 12, 2004; October 6, 2004.

Major taxonomic groups	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5	Species	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5	
Insecta, Ceratopogonidae	October '03	0	2	0	non det.					
	December	0	0	0						
	February	236	0	0						
	April	0	0	0						
	June	0	236	0						
	August	0	0	0						
	October '04	0	0	0						
	October '03	10,492	707	2,712		non det.				
December	3,301	943	19,688							
February	5,659	707	2,476							
April	1,061	5,187	2,829							
June	22,635	10,375	28,058							
August	2,122	943	5,895							
October '04	2,476	2,476	3,301							
October '03	0	0	0	non det.						
December	0	0	0							
February	0	0	0							
April	0	0	0							
June	0	1	0							
August	0	0	0							
Insecta, Tabanidae	October '03	0	0		0	non det.				
	December	0	0		0					
	February	0	0	0						
	April	0	0	0						
	June	0	1	0						
	August	0	0	0						
	October '03	0	0	0	non det.					
	December	0	0	0						
February	0	0	0							
April	0	0	0							
June	0	1	0							
August	0	0	0							

Major taxonomic groups	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5	Species	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5
Insecta, Trichoptera	October '04	0	0	0					
	October '03	0	0	0	non det.				
	December	0	0	0					
	February	118	0	0					
	April	0	0	0					
	June	0	0	0					
	August	0	0	0					
	October '04	0	0	0					
	October '03	118	0	0	<i>Gammarus roeseli</i>	October '03	118	0	0
	December	0	0	0		December	0	0	0
February	0	0	0		February	0	0	0	
April	0	0	0		April	0	0	0	
June	0	0	0		June	0	0	0	
August	0	0	0		August	0	0	0	
October '04	118	0	0		October '04	118	0	0	
Crustacea, Cladocera	October '03	1,179	0	2,122	<i>Alona quadrangularis</i>	October '03	1,179	0	2,122
December	2,240	0	118		December	2,240	0	118	
February	236	118	118		February	0	0	0	
April	1,415	0	0		April	1,297	0	0	
June	60,479	4,951	24,404		June	22,046	3,773	10,728	
August	0	0	236		August	0	0	0	
October '04	4,834	2,358	4,951		October '04	4,244	2,122	4,362	

Major taxonomic groups	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5	Species	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5
					<i>Bosmina longirostris</i>	October '03	0	0	0
						December	0	0	0
						February	0	0	0
						April	0	0	0
						June	0	0	0
						August	0	0	236
						October '04	0	0	0
						October '03	0	0	0
					<i>Camptocerus rectirostris</i>	December	0	0	0
						February	0	0	0
						April	0	0	0
						June	825	0	0
						August	0	0	0
						October '04	0	0	0
						October '03	0	0	0
						December	0	0	0
					<i>Chydorus sphaericus</i>	February	0	0	0
						April	0	0	0
						June	118	0	0
						August	0	0	0
						October '04	0	0	0
						October '03	0	0	0
						December	0	0	0
						February	0	0	0

Major taxonomic groups	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5	Species	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5
					<i>Iliocryptus acutifrons</i>	October '03	0	0	0
						December	0	0	0
						February	0	0	0
						April	0	0	0
						June	0	354	0
						August	0	0	0
						October '04	0	0	0
						October '03	0	0	0
						December	0	0	0
						February	236	118	118
						April	118	0	0
						June	4,716	825	2,712
				August	0	0	0		
				October '04	0	0	118		
					<i>Iliocryptus sordidus</i>	October '03	0	0	0
						December	0	0	0
						February	236	118	118
						April	118	0	0
						June	4,716	825	2,712
						August	0	0	0
						October '04	0	0	118
						October '03	0	0	0
						December	0	0	0
						February	0	0	0
						April	0	0	0
						June	28,058	0	10,964
				August	0	0	0		
				October '04	589	263	472		
					<i>Leydigia leydigii</i>	October '03	0	0	0
				December		0	0	0	
				February		0	0	0	
				April		0	0	0	
				June		28,058	0	10,964	
				August		0	0	0	
				October '04		589	263	472	

Major taxonomic groups	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5	Species	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5		
Crustacea, Copepoda					<i>Macrothrix laticornis</i>	October '03	0	0	0		
						December	0	0	0		
						February	0	0	0		
						April	0	0	0		
						June	4,716	0	0		
						August	0	0	0		
						October '04	0	0	0		
		October '03	1,886	0		4,244	<i>Paracyclops fimbriatus</i>	October '03	1,886	0	4,244
		December	3,183	0		1,886		December	3,183	0	1,886
		February	943	0		236		February	943	0	236
		April	4,008	356		4,362		April	4,008	356	4,362
		June	28,176	13,322		27,469		June	27,941	13,322	27,469
		August	0	0		825		August	0	0	825
		October '04	1,415	3,537		3,301		October '04	1,415	3,537	3,301
					<i>Pleuroxus uncinatus</i>	October '03		0	0	0	
						December		0	0	0	
						February		0	0	0	
						April		0	0	0	
						June		236	0	0	
						August		0	0	0	
						October '04		0	0	0	

Major taxonomic groups	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5	Species	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5	
Crustacea, Ostracoda	October '03	5,305	825	2,004	<i>Candona candida</i>	October '03	5,305	825	2,004	
	December	2,947	1,297	0		December	2,947	1,297	0	
	February	707	118	472		February	589	118	472	
	April	707	707	118		April	707	707	118	
	June	2,476	589	1,768		June	1,179	471	1,650	
	August	0	0	118		August	0	0	118	
	October '04	3,773	3,890	2,476		October '04	3,419	3,773	2,240	
						<i>Eucypris virens</i>	October '03	0	0	0
							December	0	0	0
							February	118	0	0
							April	0	0	0
							June	354	0	118
							August	0	0	0
							October '04	354	118	236
				<i>Herpetocypris reptans</i>	October '03		0	0	0	
					December		0	0	0	
					February		0	0	0	
					April	0	0	0		
					June	943	118	0		
					August	0	0	0		
				October '04	0	0	0			

Major taxonomic groups	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5	Species	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5	
Oligochaeta, Tubificidae	October '03	16,269	4,834	10,375	<i>Chaetogaster</i> sp.	October '03	0	0	0	
	December	11,436	2,476	40,909		December	0	0	0	
	February	10,492	1,533	7,191		February	0	0	0	
	April	10,728	1,415	54,231		April	0	0	0	
	June	23,225	5,305	29,119		June	118	0	0	
	August	6,484	3,419	1,886		August	0	0	0	
	October '04	8,960	5,423	16,269		October '04	0	0	0	
						<i>Limnodrilus claparedeanus</i>	October '03	15,680	4,008	10,139
							December	10,021	2,240	36,429
							February	9,314	1,415	5,070
				April	6,484		1,297	33,246		
				June	8,842		4,598	17,330		
				August	6,366		3,183	1,768		
				October '04	6,956	5,069	13,911	<i>Nais simplex</i>		
				October '03	0	0	0			
				December	0	0	0			
				February	0	0	0			
				April	0	0	943			
				June	0	0	1,768			
				August	0	0	0			
				October '04	0	0	0			

Major taxonomic groups	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5	Species	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5
					<i>Specularia josinae</i>	October '03	118	0	0
						December	0	0	0
						February	0	0	0
						April	236	0	0
						June	236	0	0
						August	0	0	0
						October '04	0	0	0
						October '03	0	0	0
					<i>Stylaria lacustris</i>	December	0	0	0
						February	0	0	0
						April	0	0	118
						June	0	0	0
						August	0	0	0
						October '04	0	0	0
						October '03	00	0	0
						<i>Tubifex ignotus</i>	December	0	118
					February		0	0	0
					April		0	0	0
					June		0	0	0
					August		0	0	0
					October '04		0	0	0
					October '03		00	0	0
					December		0	118	0



Major taxonomic groups	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5	Species	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5
					<i>Tubifex tubifex</i>	October '03	472	0	236
						December	1,415	0	4,480
						February	1,179	118	2,122
						April	3,890	118	4,244
						June	4,244	0	4,362
						August	118	236	118
						October '04	2,004	354	2,358
						October '03	0	825	0
						December	0	118	0
						February	0	0	0
					April	0	0	0	
					June	7,074	707	1,179	
					August	0	0	0	
					October '04	0	0	0	
					October '03	0	0	0	
					December	0	0	0	
					February	0	0	0	
					April	0	0	15,680	
					June	2,712	0	4,480	
					August	0	0	0	
					October '04	0	0	0	
					<i>Vejdovskyyella</i> sp.				

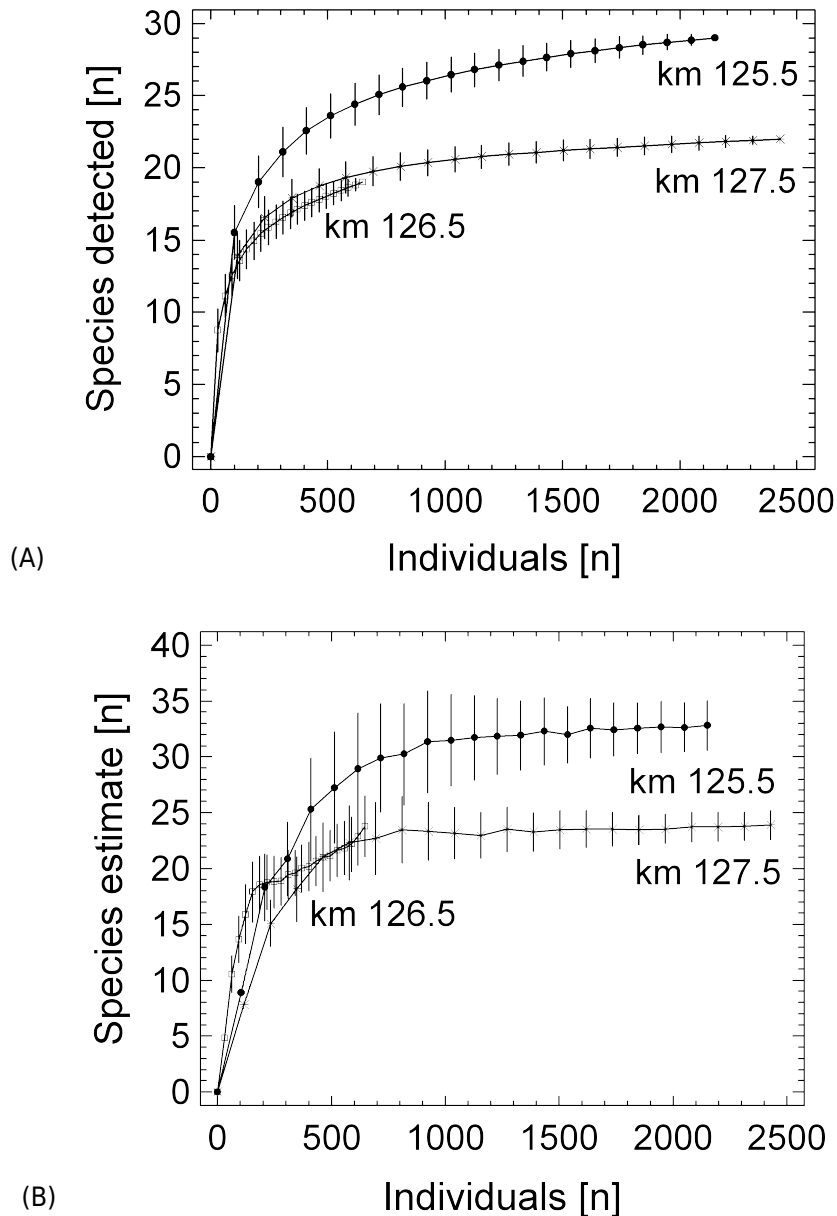
Major taxonomic groups	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5	Species	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5	
Polychaeta	October '03	0	0	0	<i>Hypania invalida</i>	October '03	0	0	0	
	December	0	0	0		December	0	0	0	
	February	0	0	0		February	0	0	0	
	April	354	0	354		April	354	0	354	
	June	472	0	2,712		June	472	0	2,712	
	August	0	0	0		August	0	0	0	
	October '04	0	0	0		October '04	0	0	0	
	October '03	1,768	0	4,244		<i>Bathyodontus</i> sp.	October '03	0	0	0
	December	1,886	118	12,379			December	0	118	0
	February	3,419	236	472			February	0	0	0
April	2,947	707	2,476	April	0		0	0		
June	5,423	1,768	1,886	June	0		0	0		
August	1,179	1,533	1,179	August	0		0	0		
October '04	6,602	2,004	6,602	October '04	0		0	0		
				<i>Dorylaimus</i> sp.	October '03		0	0	0	
					December		0	0	0	
					February		0	0	0	
					April	354	0	0		
					June	1,297	0	118		
					August	0	0	0		
					October '04	0	0	0		

Major taxonomic groups	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5	Species	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5
					<i>Monhystera</i> sp.	October '03	0	0	0
						December	0	0	0
						February	0	00	0
						April	118	0	0
						June	118	0	0
						August	0	0	0
						October '04	0	0	0
						October '03	0	0	0
						December	0	0	0
						February	0	0	0
						April	118	0	0
						June	472	0	0
						August	0	0	0
						October '04	0	0	0
							<i>Mononchus</i> sp.	October '03	0
					December	0		0	0
					February	0		0	0
					April	118		0	0
					June	472		0	0
					August	0		0	0
					October '04	0		0	0
					October '03	0		0	0
					December	0		0	0
					February	118		0	0
					<i>Odontolaimus</i> sp.	April	0	0	0
						June	0	0	0
						August	0	0	0
						October '04	0	0	0
						October '03	0	0	0
						December	0	0	0
						February	118	0	0
						April	0	0	0

Major taxonomic groups	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5	Species	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5
					<i>Oionchus</i> sp.	October '03	0	0	0
						December	0	0	0
						February	1,061	118	118
						April	0	236	1,061
						June	589	118	118
						August	0	0	0
						October '04	0	0	0
						October '03	0	0	0
						December	0	0	0
	<i>Oncholaimus</i> sp.					February	354	118	354
						April	354	0	0
						June	354	236	0
						August	943	1,297	1,179
						October '04	0	0	0
						October '03	1,768	0	4,244
						December	1,533	0	11,907
						February	1,415	0	0
						April	825	236	1,297
<i>Tobrilus</i> sp.					June	943	825	1,650	
					August	236	236	0	
					October '04	6,602	1,650	6,248	

Major taxonomic groups	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5	Species	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5		
Mollusca, Bivalvia					<i>Tripyla</i> sp.	October '03	0	0	0		
						December	354	0	472		
						February	472	0	0		
						April	1,179	236	118		
						June	1,650	589	0		
						August	0	0	0		
						October '04	0	354	354		
		October '03	589	118		1,061	<i>Corbicula fluminea</i>	October '03	589	118	825
		December	589	236		825		December	589	0	0
		February	0	0		354		February	0	0	0
		April	589	236		0		April	354	0	0
		June	0	0		354		June	0	0	0
	August	118	236	354	August	118		236	118		
	October '04	236	354	354	October '04	236		354	236		
					<i>Pisidium</i> sp.	October '03		0	0	236	
						December		0	236	825	
						February		0	0	354	
						April		236	236	0	
						June		0	0	354	
						August	118	236	236		
						October '04	236	354	236		
						October '03	0	0	236		
						December	0	236	825		
						February	0	0	354		
						April	236	236	0		
						June	0	0	354		
					August	118	236	236			
					October '04	236	354	236			

Major taxonomic groups	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5	Species	Month	N ind. km 125.5	N ind. km 126.5	N ind. km 127.5
					<i>Unio pictorum</i>	October '03	0	0	0
						December	0	0	0
						February	0	0	0
						April	0	0	0
						June	0	0	0
						August	0	0	0
						October '04	0	0	118



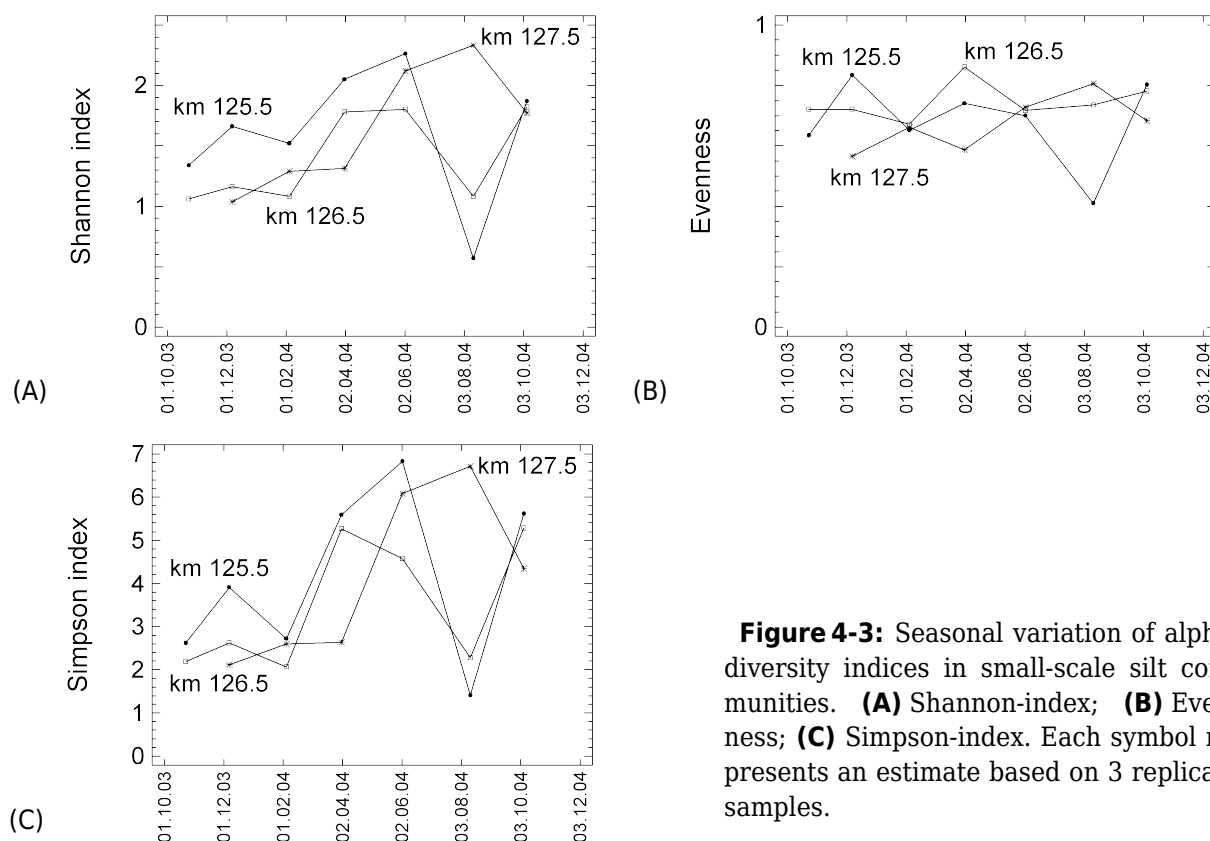
**Figure 4-2:** Estimates of local species richness of small-scale silt communities at kms 125.5, 126.5, and 127.5, River Neckar. **(A)** Cole rarefaction curves; **(B)** Jackknife predictions. Symbols represent EstimateS estimates and corresponding standard deviations.

At the local level (sites treated separately), the rarefaction curve of site km 127.5 (based on 2,447 individuals) reached saturation, whereas those of km 125.5 (2,151 individuals) and km 126.5 did not (648 individuals; Fig. 4-2A). Local species richness ranged from 19 species at km 126.5 to 22 at km 127.5, and 29 at km 125.5. Jackknife estimators of species richness indicated that real number of species ranged was 23–25 at km 127.5, and 31–35 at km 125.5, as at both site the saturation plateau was reached (Fig. 4-2B). In contrast, at km 126.5 the number of individuals was too low to obtain a reliable estimate of species richness. The alpha diversity indices did not show a consistent seasonal trend at any site, but random fluctuations with local catastrophic decreases of diversity at kms 125.5 and 126.5 in August 2004, followed by a complete recovery two months later (Fig. 4-3).

**Table 4-2:** Chemical features of sediments. Data are given as the annual range of variation of the measured 18 parameters, their factor loads and estimated communality (details on factorial analysis in the method section). Significant factor loads are highlighted. \* Sum of the congeners 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180; \*\* Sum of 16 PAHs (EPA 610).

Parameter	annual variation	Factor 1 (eigenvalue 5.3)	Factor 2 (eigenvalue 2.9)	Factor 3 (eigenvalue 2.6)	Factor 4 (eigenvalue 1.8)	Factor 5 (eigenvalue 1.3)	Factor 6 (eigenvalue 1.0)	Estimated communality
TOC	27-44 [g/kg]	-0.262	<b>0.859</b>	0.052	0.210	0.042	-0.240	0.915
TPH	76-310 [mg/kg]	0.338	0.078	-0.042	<b>0.787</b>	-0.148	0.142	0.783
PCBs*	33.2-66.3 [µg/kg]	0.267	<b>0.630</b>	0.217	-0.225	-0.075	-0.259	0.638
HCB	0.63-4.90 [µg/kg]	-0.048	-0.178	-0.082	-0.034	<b>0.939</b>	0.051	0.093
α-HCH	0.1-0.7 [µg/kg]	-0.109	<b>0.720</b>	-0.177	0.206	-0.090	0.381	0.758
γ-HCH	0.1-1.1 [µg/kg]	-0.293	0.279	-0.147	<b>0.696</b>	0.164	-0.187	0.731
DDT	0.5-11.0 [µg/kg]	0.078	-0.051	0.114	0.037	0.051	<b>0.897</b>	0.831
DDD	0.77-3.10 [µg/kg]	0.043	0.042	<b>0.958</b>	-0.001	-0.038	-0.120	0.923
DDE	1.7-3.0 [µg/kg]	-0.100	<b>0.895</b>	0.114	0.131	-0.193	0.103	0.890
PAHs**	5.7-15.6 [mg/kg]	0.506	-0.153	0.236	0.129	<b>0.760</b>	0.039	0.930
As	10.6-13.8 [mg/kg]	-0.108	0.188	<b>0.716</b>	-0.429	0.138	0.184	0.796
Cd	0.8-1.6 [mg/kg]	<b>0.840</b>	-0.187	0.245	0.139	0.058	0.152	0.846
Cr	65-87 [mg/kg]	<b>0.787</b>	-0.264	0.306	-0.130	0.074	-0.258	0.872
Cu	57-87 [mg/kg]	<b>0.878</b>	-0.042	-0.343	0.064	-0.002	-0.143	0.914
Hg	0.21-0.34 [mg/kg]	<b>0.735</b>	-0.039	-0.401	0.183	0.069	0.111	0.752
Ni	39-51 [mg/kg]	0.300	-0.104	0.144	-0.573	-0.154	-0.404	0.637
Pb	49-65 [mg/kg]	<b>0.825</b>	-0.150	0.304	-0.285	0.012	-0.038	0.878
Zn	225-399 [mg/kg]	<b>0.883</b>	0.219	-0.219	-0.155	0.074	0.113	0.894





**Figure 4-3:** Seasonal variation of alpha-diversity indices in small-scale silt communities. **(A)** Shannon-index; **(B)** Evenness; **(C)** Simpson-index. Each symbol represents an estimate based on 3 replicate samples.

#### 4.4.2. Environmental impacts at the community level

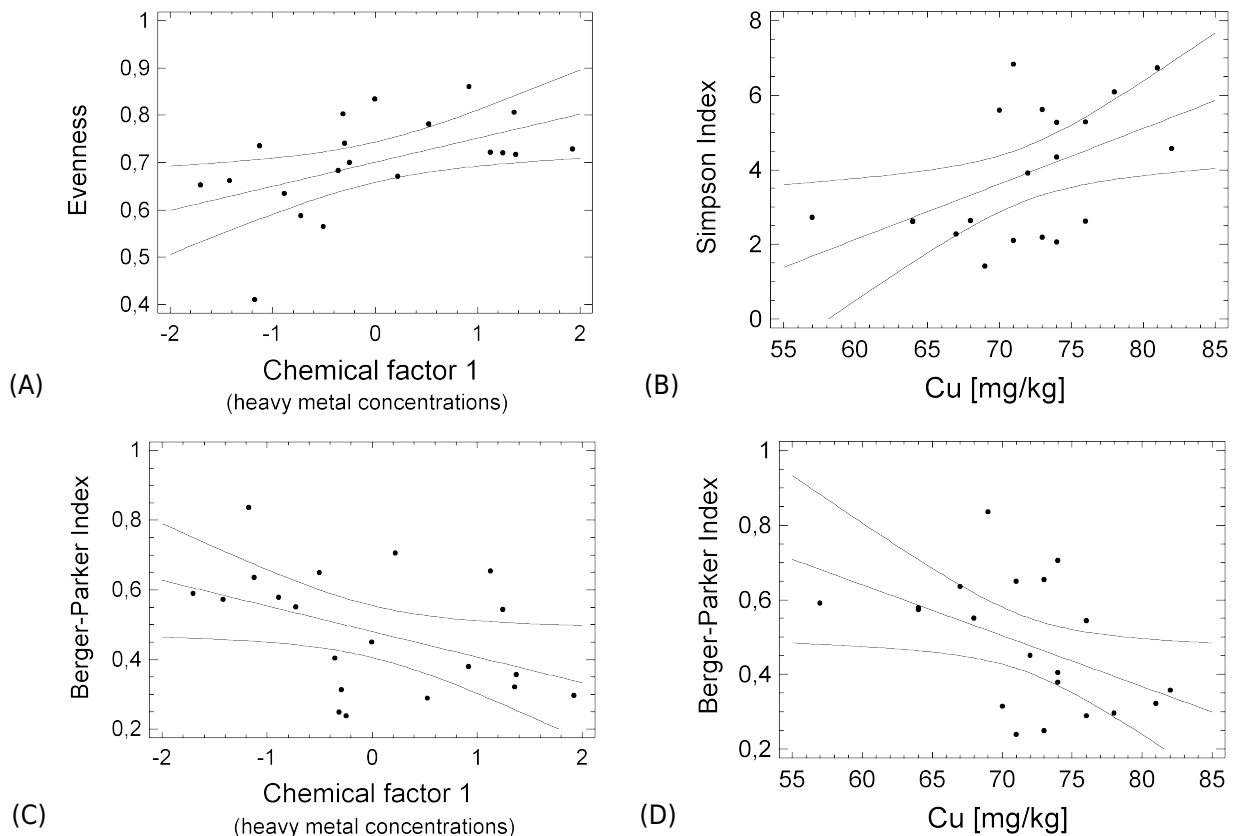
Variation of the local proportions of grain size fraction and of most chemical sediment features did not show a significant temporal trend, but varied randomly within a narrow range (Tables 4-2, 4-3; Correlation analysis;  $P > 0.05$ ). In contrast, TPH-concentration increased significantly during the study period (Correlation analysis,  $P = 0.0203$ ), while DDD- and As-concentrations decreased continuously (Correlation analysis,  $P = 0.004$  and  $P < 0.00001$ , respectively).

The local sediment characteristics were described in terms of eleven environmental factors including six chemical factors and the proportions of five grain size fractions (Tables 4-2, 4-3). Six chemical factors accounted for 82.9% of the variability in the original data. Factor 1 was significantly loaded by six heavy metal concentrations (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn), factor 2 by four organic compounds (TOC, PCB,  $\alpha$ -HCH, DDE), factor 3 by the two pollutants DDD and As, factor 4 by another three pollutants TPH,  $\gamma$ -HCH, and Ni, factor 5 by the organic pollutants HCB and PAH, and finally factor 6 represents exclusively DDT. Further environmental impacts considered were weather conditions which were reduced to two statistically independent weather factors which accounted for 92.6% of the variability in the original data. One factor represented the five temperature related parameters and the second was loaded exclu-

sively by precipitation (Table 4-4). The data set including six variables with twenty observations. Seasonal variation was included by the variable sampling date, directional transport of organisms or compounds by the variable river km index. Thus, in total fifteen potential environmental impact factors on silt organisms were included in this analysis.

**Table 4-3:** Grain size distribution of sediments at the three sampling sites. Data are given as arithmetic mean and corresponding annual range of variation.

Grain size class [%]	km 125.5 Average [%] and range	km 126.5 Average [%] and range	km 127.5 Average [%] and range	Statistical significance (ANOVA)
F2	4.8 (0-9.0)	8.0 (4.4-11.7)	1.9 (0-5.3)	$F_{2,22} = 9.48$ ; $P = 0.0013$
F3	12.1 (0-22.3)	15.7 (10.9-22.2)	8.4 (2.1-16.4)	$F_{2,22} = 4.11$ ; $P = 0.0319$
F4	27.9 (24.3-31.8)	33.4 (24.3-45.4)	28.0 (24.0-35.5)	$F_{2,22} = 3.75$ ; $P = 0.0414$
F5	24.5 (19.0-30.3)	19.1 (15.6-23.5)	26.0 (21.1-29.7)	$F_{2,22} = 12.63$ ; $P = 0.0003$
F6	30.4 (19.6-44.6)	23.6 (15.8-33.5)	35.3 (23.6-42.0)	$F_{2,22} = 5.80$ ; $P = 0.0103$



**Figure 4-4:** Impact of local heavy metal concentrations on the alpha-diversity and abundance structure of silt communities. **(A)** Combined heavy metal impact:  $\text{Simpson} = 3.87 + 0.80 \times \text{C-factor-1}$ ;  $P = 0.033$ ,  $R^2 = 22.9\%$ ; **(B)** Copper effect:  $\text{Simpson} = -6.80 + 0.15 \times [\text{Cu}]$ ;  $P = 0.023$ ,  $R^2 = 25.7\%$ . **(C)** Combined heavy metal impact:  $\text{Berger-Parker} = 0.480 - 0.073 \times \text{C-factor-1}$ ;  $P = 0.048$ ,  $R^2 = 19.9\%$ ; **(D)** Copper effect:  $\text{Berger-Parker} = 1.458 - 0.014 \times [\text{Cu}]$ ;  $P = 0.037$ ,  $R^2 = 22.0\%$ . Each dot represents a local sample consisting of 3 replicates, lines describe the linear regression model and the corresponding 95 % confidence interval.

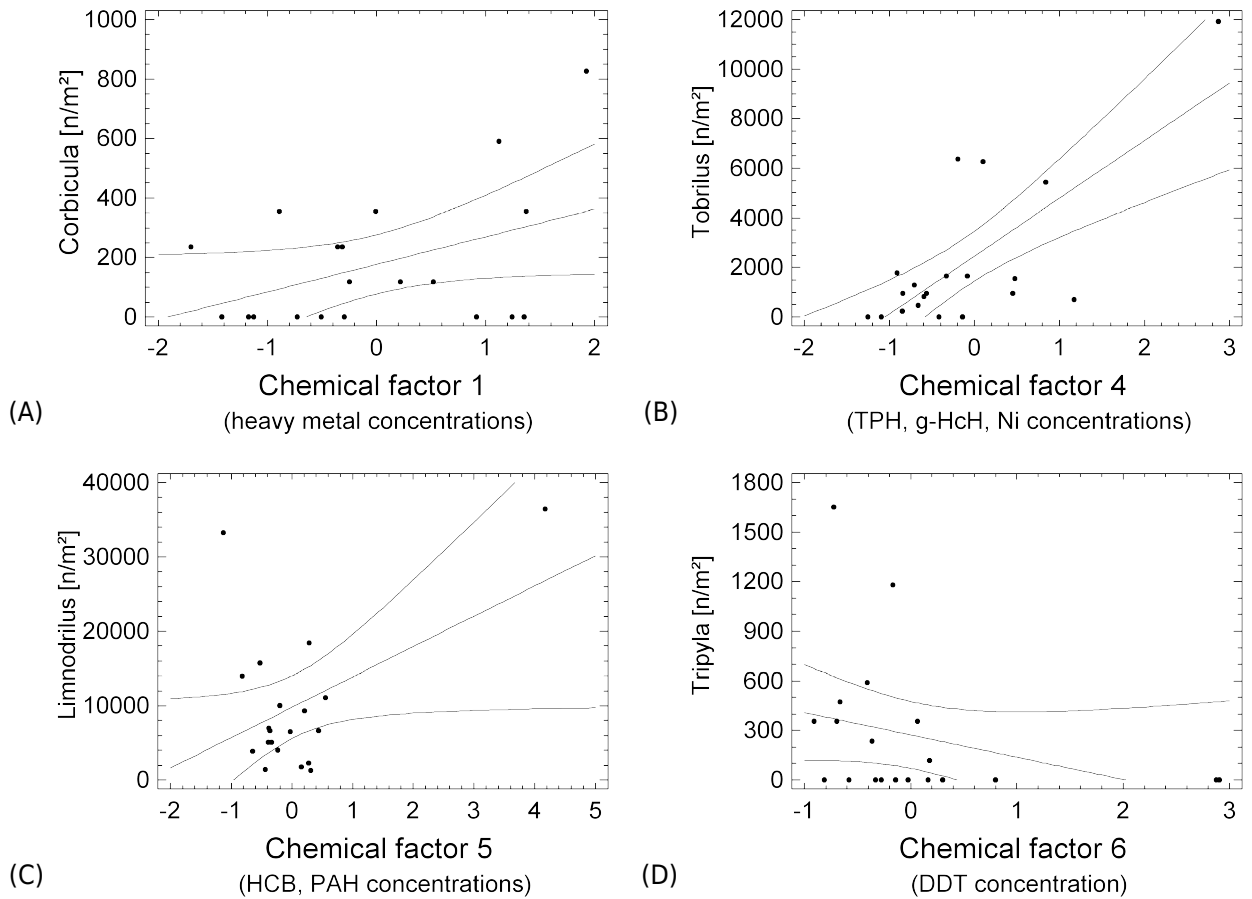
The environmental impact on the four alpha diversity indices was significant, but limited to the action of heavy metals (Chemical factor 1, Table 4-5). Neither seasonal nor grain size variation or organic pollutants covaried with alpha diversity. Linear regression analyses demonstrated that chemical factor 1 (linear combination of six heavy metal concentrations) and the copper concentration (example of a measured parameter) correlated significantly with the magnitudes of the Simpson and Berger-Parker index (Fig. 4-4). The dominance of single species (Berger-Parker index, Evenness) decreased with rising heavy metal concentrations, while all indicators of species richness (Shannon and Simpson index) increased. Throughout the year the dominant species of the community was *Limnodrilus claparedeanus* (18 out of 21 samples) at all sites, but was replaced by the crustaceans *Leydigia leidigii* (1 sample) and *Paracyclops fimbriatus* (2 samples) during the June survey.

**Table 4-4:** Weather conditions in Neckar valley near the sampling sites. Data are given as the annual range of variation of the measured 6 parameters and their factor loads. Significant factor loads are highlighted.

Weather parameter	Annual variation	Factor 1 (eigenvalue 4.7)	Factor 2 (eigenvalue 2.9)
Air temperature, average [°C]	2.5-20.2	<b>0.965</b>	-0.105
Air temperature, minimum [°C]	-8.0-11.6	<b>0.920</b>	-0.259
Air temperature, maximum [°C]	12.5-32.5	<b>0.906</b>	-0.223
Sunshine duration [h]	44.2-226.3	<b>0.941</b>	-0.221
Global radiation [kJ/cm <sup>2</sup> ]	9.0-57.6	<b>0.942</b>	-0.091
Precipitation [l/m <sup>2</sup> ]	23.9-101.6	-0.175	<b>0.984</b>

#### 4.4.3. Environmental impacts at the species level

Eight benthic species were found throughout the year in sufficient frequency to analyse the variation in abundance with respect to abiotic environmental factors: the nematodes *Tobrilus* and *Triypla*, the oligochaetes *Limnodrilus claparedeanus* and *Tubifex tubifex*, the clam *Corbicula fluminea*, the cladoceran *Alona quadrangularis*, the copepod *Paracyclops fimbriatus*, and the ostracod *Candona candida*. A factorial analysis analogous to that applied to diversity indices revealed that (1) none of the species responded to grain size variation, and that (2) there were three types of specific responses to the other environmental factors.



**Figure 4-5:** Specific responses of benthic species to chemical pollutants (as canonical variables combining measured parameters, see Table 4-2). **(A)** *Corbicula* abundance =  $1.50 + 0.78 \times \text{C-factor-1}$ ;  $R^2 = 18.1\%$ ; **(B)** *Tobrilus* abundance =  $20.87 + 19.72 \times \text{C-factor-4}$ ;  $R^2 = 53.6\%$ ; **(C)** *Limnodrilus* abundance =  $82.97 + 34.58 \times \text{C-factor-5}$ ;  $R^2 = 19.9\%$ ; **(D)** *Tripyla* abundance =  $2.32 - 1.15 \times \text{C-factor-6}$ ;  $R^2 = 10.4\%$ . Data are presented analogous to Fig. 4-4.

The dynamics of four species were associated with chemical pollutants of sediment. *Corbicula* abundance responded positively to increasing concentrations of heavy metals (chemical factor 1, Fig. 4-5A). The abundances of *Tobrilus* and of *Tubifex* increased with rising concentrations of the pollutants TPH,  $\gamma$ -HCH and Ni (chemical factor 4, Fig. 4-5B). *Limnodrilus* abundance increased with rising concentrations of the organic pollutants HCB and PAHs (chemical factor 5, Fig. 4-5C).

In contrast, the dynamics of *Tripyla* and *Paracyclops* were driven mainly by DDT (chemical factor 6) and precipitation (weather factor 1; Fig. 4-5D). The source of variation was consequently a pesticide washed into the stream from the terrestrial surroundings.

The third type of response was observed in the crustaceans *Candona* and *Alona* in which abundance varied was influenced by several factors simultaneously, but without a strong association to any. In both species, abundance varied seasonally de-

**Table 4-5:** Association of alpha diversity and abundance structure indices with local gradients (stream km), seasonal dynamics (sampling date), grain size variation, chemical features of sediments, and weather. Data are given as the factor loads and estimated communality (details on factorial analysis in the method section). Significant factor loads are highlighted. The seven factors extracted represent 87.7 % of total variance.

Parameter	Factor 1 (eigenvalue 5.1)	Factor 2 (eigenvalue 4.2)	Factor 3 (eigenvalue 2.2)	Factor 4 (eigenvalue 1.7)	Factor 5 (eigenvalue 1.4)	Factor 6 (eigenvalue 1.1)	Factor 7 (eigenvalue 1.0)	Estimated communality
Shannon	-0.152	<b>0.924</b>	0.178	-0.016	0.051	-0.136	-0.029	0.931
Evenness	0.212	<b>0.808</b>	-0.098	0.086	-0.010	-0.191	-0.253	0.817
Simpson	-0.082	<b>0.914</b>	0.293	0.002	-0.021	-0.009	-0.005	0.929
Berger-Parker	0.117	<b>-0.931</b>	-0.220	0.021	0.042	0.068	0.037	0.937
stream km	-0.125	0.075	-0.002	<b>0.731</b>	0.255	0.069	0.351	0.750
sampling date	-0.230	0.245	<b>0.827</b>	0.127	-0.058	0.217	-0.184	0.897
grain fraction 2	<b>0.793</b>	0.268	0.131	-0.146	-0.076	0.148	-0.160	0.793
grain fraction 3	<b>0.901</b>	-0.046	-0.235	-0.066	-0.192	0.034	0.149	0.935
grain fraction 4	<b>0.788</b>	-0.268	-0.080	0.277	0.015	-0.262	0.183	0.878
grain fraction 5	<b>-0.951</b>	-0.026	0.080	-0.074	0.081	-0.060	-0.015	0.927
grain fraction 6	<b>-0.953</b>	0.068	0.112	-0.001	0.122	0.080	-0.126	0.962
chemical factor 1	0.339	<b>0.667</b>	-0.117	0.088	0.050	0.440	0.178	0.808
chemical factor 2	-0.143	0.006	-0.033	<b>-0.908</b>	0.188	0.071	0.155	0.885
chemical factor 3	0.067	-0.095	<b>-0.863</b>	0.176	-0.014	0.216	-0.248	0.894
chemical factor 4	-0.041	-0.319	0.221	-0.039	0.016	<b>0.867</b>	-0.027	0.907
chemical factor 5	0.198	-0.133	-0.036	0.042	-0.106	-0.022	<b>0.873</b>	0.844
chemical factor 6	-0.267	0.152	0.010	0.216	<b>0.805</b>	0.041	0.114	0.807
weather factor 1	-0.036	0.188	<b>0.822</b>	0.101	-0.016	0.393	-0.159	0.904
weather factor 2	-0.084	-0.156	-0.056	-0.232	<b>0.854</b>	-0.022	-0.237	0.873

creasing at rising temperatures and increasing with TOC-concentration of the sediment. *Alona* abundance was sensitive to rising DDT-concentrations as a result of increased precipitation, i.e. responding similar as *Trypyla* and *Paracyclops*. *Candona* abundance was negatively affected by the organic pollutants HCB and PAHs, i.e. responding inversely as *Limnodrilus*.

## 4.5. Discussion

Despite some obvious dramatic changings of the community structure (i.e. a community change from tubificids to micro-crustaceans in June, followed by strong local decreases of diversity at two of the three sites in August), our one-year-period bi-monthly sampling resulted no significant seasonal affective periodicity. Instead we found significant differences in colonisation of the three nearby sampling sites. Especially the opposing trend of one site in reference to the catastrophic diversity decrease at the two other sites in August is particularly conspicuous. Alpha diversity not covarying with neither seasonal nor grain size variation or organic pollutants is remarkable, as colonisation densities and abundances are shown to correlate with grain size structure as well as contents of organic substances (Bourassa & Morin, 1995; Bond & Downes, 2003; Radwell & Brown, 2006, 2008). Bourasa & Morin found generally only very few meiofauna species (and individuals), while Bond & Downes did only refer to macroinvertebrates but not to meiofauna organisms. On the other hand, Radwell & Brown reported in both of their studies correlations with the particle size structure also distinctly for meiobenthic organisms. Even if we analysed the abundances of eight selected species, we found none of them responding to grain size variation. The notion of Stead et al. (2003) that macrofaunal assemblages are more influenced by substratum particle size distribution than meiofaunal communities is suggested for being approved. Some species' abundances responded to rising concentrations of certain organic pollutants, some of them in combination with other factors as temperature. Heavy metals and DDT were also clearly correlated with the abundances of these species as well as with the alpha diversity indices Simpson, Shannon, Berger-Parker, and Evenness. It is therefore evident, that both community structure and species' abundance at the sampling sites are dependent on the chemical characteristics of the sediment, whereas physical properties as grain size distribution appears —within the range of silt sediments— to be neglectable.

However, meteorological conditions play a role: In combination with the organic load temperature influences the organisms, may be basing on an increased metabolic rate. Rainfall causes quite an interesting effect: Mathuriau et al. (2008) report on invertebrate community structure in several tropical streams being directly dependent on discharge and thus under the indirect control of precipitation. It seems that we demonstrated another indirect effect of precipitation flushing the water with insecticide DDT derivatives.

Golladay & Hax (1995) observed low resistance of sediment meiofauna to disturbances, because peak current velocities greatly exceeded both drift thresholds for meiofauna and critical erosion velocities of most sediment particles. As our results show, the taxon composition of the Neckar silt communities is highly dynamic with respect to among-site variation and temporal variation at single sites. Current velocities and drift may cause variations in the biocenoses. After all, shipping traffic causes some water disturbances at the sites. But the monitored parameters demonstrate clearly, that first and foremost chemical sediment features (mainly heavy metals and DDT pesticides) are responsible for up- and downturns of species' abundances. Those variations of the sediment features themselves may be influenced by weather conditions. These results correspond with those of Burton et al. (2001): They found copper being the most important correlate with community composition. Furthermore, not all meiofaunal species were adversely affected by metals, however, and some taxa, most notably certain cyclopoid copepods, were abundant at high metal concentrations. Moreover, sites with high metal concentrations were not significantly less diverse than sites of low metal concentrations. The data of Burton et al. suggest that metal contamination significantly alters the composition of stream meiofaunal assemblages and highlight the importance of including meiofauna in impact studies of fresh waters.

Those changes in abundances cause furthermore some additional dynamics: As the different responses of species abundances to pollution indicates (e.g. *Corbicula* abundance responding positively to increasing concentrations of heavy metals, or *Candona* abundance responding inversely as *Limnodrilus*), there must be some inter-specific interactions. Pollutant(s) having a debilitating effect on a dominant species may let a less-dominant species unaffected, which might then prosper from this situation.

## 5. Meio- and macrozoobenthos of contaminated riverine silt sediments: determinants of community structure

### 5.1. Abstract

In order to identify the factors which determine benthos community structures on fine-grained riverine sediments, we sampled the River Neckar, the River Elbe along its watercourse in Germany, and the Müritz-Elde Waterway (MEW) at together nine sampling sites. Sediment communities included a total of 24 species; crustaceans, tubificids, nematods and molluscs. Rotifers were absent. Only *Limnodrilus claparedeanus* (Tubificidae) was present at all sampled localities. Sediment samples were analysed for grain size structure and 19 priority pollutants, and meteorological data were acquired. Alpha diversity indices were ascertained and compared by an ANOVA and Cluster analysis, the latter were also used to compare sediment features and composition. CCA were used to detect associations among species, physico-chemical sediment characteristics, and local climates. Community indices were significantly lower in the River Elbe than in the River Neckar and in the MEW. Species composition differed remarkably (26.5 % Bray-Curtis similarity). Cluster analysis and CCA suggested a correspondence between sediment features and community structure. The most influential environmental variables were four sediment pollutants (Cr,  $\alpha$ -HCH, TPH and Ni), two climate features (precipitation and global radiation), total organic sediment content and the proportion of the F4 particle in sediment. Species composition of the studied silt communities responded mainly to chemical sediment contamination and to lesser degree to regional climate and organic sediment content. We found a strong correspondence between sediment characteristics and the community structure: main influences come from sediment contamination, whereas granulometry do not play as important a role as the pollutants. Weather pattern shows only a marginal correlation. Species which seemingly prosper from pollutant increase might benefit from the decrease of afore dominating species, thus demonstrating dynamic community systems and biotic interactions within them.



## 5.2. Introduction

Sediment organisms are affected by a multitude of abiotic factors. Grain size of substrate influences the taxonomic composition and colonisation density of benthic stream communities (Holomuzki & Biggs, 2003; Radwell & Brown, 2006), and the proportion of fine-grained sediments determinates the macro- and meioinvertebrate distribution (Chutter, 1969; Richards & Bacon, 1994; Swan & Palmer, 2000; Radwell & Brown, 2008). Sediment pollution is repeatedly proved to affect benthic invertebrates: Elevated metal exposure associated with mining density appeared to be directly related to effects on benthic macroinvertebrate assemblages on hard-bottomed mountain streams (Maret et al., 2003). The negative effect of sediment contamination on marine and estuarine benthic species diversity has been reported by Reinhold-Dudok van Heel & Den Besten (1999) and Peeters et al. (2001), and concerning macrozoobenthos of soft sediments in the Rhine-Meuse-Delta thoroughly by De Lange et al. (2004, 2005). On the other hand, Gee et al. (1992) and Somerfield et al. (1994) demonstrated that marine and estuarine meiobenthic communities on soft sediments can response and adapt to pollutants. Burton et al. (2001) examined the meiofaunal communities in streams in southwest England with different concentrations of trace metals and elaborated that metal contamination significantly alters the composition of stream meiofaunal assemblages and highlight the importance of including meiofauna in impact studies of fresh waters. Feld & Hering (2007) revealed in their attentive examination the importance of benthic invertebrate functional measures for detecting the impact of hydromorphological stress at different spatial scales, but they referred to sandy and gravel bottoms with focus only on macrobenthic communities.

Examining contaminated river sediments, especially if fine-grained, it is important to highlight the importance of including meiofauna. Barrages, groynes, and harbours promote the formation of silt sediment (particle size < 63  $\mu\text{m}$ ) in large regulated rivers. The ground structures of these dead water zones are often heavily contaminated with heavy metals or organic pesticides of multiple anthropogenic origin. They accommodate a speciose meiofauna and an impoverished macrofauna (Heininger et al., 2007; Reiss & Schmidt-Araya, 2008). Heininger et al. concentrated very detailed

on nematode communities and their relation to sediment pollution and the hydro-morphological structure.

There is a deficiency of information on the entire invertebrate metazoan (macro- and meiobenthic) communities on soft-bottomed riverine silt sediments as well as on the community and species response to different environmental gradients. We therefore examined the benthic invertebrate community at nine study sites in three German rivers. The community data gained were compared with and related to abiotic factors (physico-chemical conditions and meteorological data). We focussed on large-scale heterogeneity without time-reference, and on the correlation of the ascertained biocenoses with abiotic factors. Objectives of this study were to (1) specify the local benthos communities (diversities and abundances), (2) characterise the local sediments in terms of their contamination with heavy metals and organic pollutants, as well as basic sediment properties and the meteorological characteristics of the study sites, and (3) ascertain if typical local invertebrate communities can be assigned to certain patterns or degrees of pollution, or if other site-specific sediment properties or meteorological factors are crucial for the structure of the zoobenthic communities.

## 5.3. Material and methods

### 5.3.1. Study area and sampling dates

The River Neckar (Baden-Wuerttemberg, Germany) was sampled at three localities upstream the barrage of Lauffen (October 6, 2004): at km 125.5 ashore near a landing bridge at the left bank, at km 126.5 at a distance of 5 to 10 m from the left bank, and at km 127.5 at a distance of approx. 10 m from the right bank. The River Elbe was sampled at five localities in Germany (August 30 till September 4, 2004): 1) at km 57.8 (Dresden, Saxony; Harbour Neustadt), 2) at km 83.2 (Meissen, Saxony; Harbour "Winterhafen") in centre of the port entrance, 3) at km 261.5 [Dessau (now Dessau-Roßlau), Saxony-Anhalt; Harbour "Leopoldshafen"] in centre of the port entrance, 4) at km 505.8 (Dömitz, Mecklenburg-Western Pomerania; groyne field at Dömitz gauge), and 5) at km 560.3 (Boizenburg, Mecklenburg-Western Pomerania; groyne field at the right bank). The Müritz-Elde-Waterway (MEW) was sampled at

km 1.0 (Dömitz, Mecklenburg-Western Pomerania) from a landing-bridge just before the lock to the River Elbe (September 4, 2004). All sampling sites represent engineered structures with still water zones, where fine grained sediments (silt) could be found.

### **5.3.2. Sediment sampling**

For faunistic studies, three replicate samples were collected within an area of approx. 3 m<sup>2</sup> at each study site. We used a core sampler (Kajak-Brinkhurst type, 6.0 cm diameter; UWITEC Mondsee, Austria). The uppermost 4 cm layer of the samples (representing a volume of 113 cm<sup>3</sup>) was separated and stored in polyethylene containers. Samples were transported in the dark and at a temperature of 4–10 °C to the nearby laboratory. A total of 27 samples was obtained from 9 sampling sites.

For physico-chemical characterisation, sediment samples (one per locality) were collected by a stainless steel Van-Veen-type grab sampler (2–3 grab actions per sample). After removing large debris and untypical constituents and homogenisation on site, samples were filled into glass containers. They were transported to the laboratory in the dark and cooled.

### **5.3.3. Extraction and quantitative assessment of target organisms**

For extraction of organisms (within 12 h following sampling), sediment was rinsed into 100 ml centrifugation tubes and centrifuged for 20–30 s at 2,000 rpm in a BIOFUGE primo from HERAEUS (KENDRO). The supernatant was passed through a mesh (35 µm) and the filtrate was stored. The sediment was mixed with a colloidal silica suspension (LUDOX TM 50; Sigmae Aldrich, Munich, Germany) of 1.4 g/cm<sup>3</sup> density at pH 9.0. After centrifugation for 6 min. at 800 g, the supernatant was filtered through a 35 µm gaze. The extraction steps were repeated twice, and the organic filtrate of the supernatant was preserved in 4 % formaldehyde solution and stored until species determination. Further details on method are given in Chap. 3.

Separation of organisms from sand grains and debris, taxon identification and counting of individuals was done in a petri dish containing fresh tap water using a dissecting microscope OLYMPUS SZ30 (magnification 25–40-fold) and cold light source EUROMEX EK-1 or a microscope OLYMPUS CH-2 at 120–480-fold magnification. Each sample was searched for twelve hours and macro- and meiofaunal inverte-

brates were identified to the lowest taxonomic level practical, using the keys of Traunspurger (2000), Glöer & Meier-Brook (1998), Timm (1999), Meisch (2000), and Eggers & Martens (2001). Insect larvae were determined to the family level.

#### **5.3.4. Community features and species responses to environmental gradients**

The alpha diversity of local communities was described by species richness and corresponding abundance, and by the Shannon, Berger-Parker dominance and Simpson index, and Evenness. Moreover, the beta diversity among the nine localities was estimated using the Bray-Curtis similarity coefficient. The community indices were calculated on the basis of three replicate samples per locality using the EstimateS 8.0 software (Colwell, 2005). The levels of alpha diversity indices were compared among the three hydrographic systems by an ANOVA. Cluster analysis (group average method based on the Bray-Curtis similarity coefficient) was performed to identify if distinct community compositions occurred in the nine localities with silt sediments. A parallel cluster analysis of localities based the sediment features (5 grain size parameters and 19 pollutant concentrations; Ward's method, Euclidian distances) was used to identify potential patterns among community and sediment composition. Significance level was set at  $\alpha = 0.05$ . Statistical analyses were based on the procedures of the software package STATGRAPHICS Centurion, version XV.

Canonical correspondence analysis (CCA) was used to detect significant associations among species (and species groups) and physico-chemical sediment characteristics and local climates. The CCA was performed on the raw species composition data [3 replicate samples per locality,  $\log(x + 1)$  transformed abundances to down-weight the effects of dominant species] using CANOCO 4.5.3 (Centre for Biometry, Wageningen, The Netherlands). Corresponding environmental data included the grain size distribution, the concentrations of major pollutants and the regional regime of temperature and precipitation. Abundances and measured environmental data were  $\log(x + 1)$  transformed to remove skew and subsequently standardised to zero mean and unit variance to remove the influence of differing scales of measurements.

### 5.3.5. Environmental data

Grain size distribution of the sediments was measured with a laser particle analyser COULTER LS-200 (Coulter Corporation, Miami, Florida, USA; PC-Version 2.11a). The 92 channel results were converted to five fractions (F2: 600–2000  $\mu\text{m}$ , F3: 200–600  $\mu\text{m}$ , F4: 63–200  $\mu\text{m}$ , F5: 20–63  $\mu\text{m}$ , F6: < 20  $\mu\text{m}$ ; Table 5-1). We did not measure the F1-fraction (> 2 mm). The sediment data set includes 19 chemical and 5 grain size variables with one observation at each sampling site.

Sediment contamination is described in terms of priority pollutants as defined by the German regulations for the assessment of sediments and dredged material (ARGE, 1996; BfG, 2000). The analytical programme included heavy metals, arsenic, persistent organochlorine pollutants (POPs), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), and total petroleum hydrocarbons (TPH; Table 5-1). The total organic carbon content (TOC) was analysed according to German/European standard DIN EN 13137. Metals (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) and arsenic (As) were analysed after digestion with aqua regia by inductively coupled plasma/mass spectrometry (ICP-MS) in the fraction < 20  $\mu\text{m}$  (DIN 18123). The POPs (PCB, DDT and derivatives) were analysed analogue to the German standards DIN 38414-S20 and DIN 38407-F2, the 16 PAHs by gas chromatography/mass selective detector (GC-MSD, according to LUA-NRW, 1994). Hydrocarbon index (TPH) was determined after ISO DIS 16703.

Regional temperature and precipitation regime was described using six variables: average monthly air temperature [ $^{\circ}\text{C}$ ], absolute monthly minimum and maximum air temperature [ $^{\circ}\text{C}$ ], monthly sums of sunshine duration [h], global radiation [ $\text{kJ}/\text{cm}^2$ ] and precipitation [ $\text{l}/\text{m}^2$ ]. All data refer to the month prior sampling. Meteorological data were provided by Germany's National Meteorological Service, Deutscher Wetterdienst (DWD), and refer to the stations Stuttgart-Neckartal (covering all Neckar localities), Dresden/Klotzsche (covering Elbe at km 57.8 and km 83.2), Lutherstadt Wittenberg (for Elbe km 261.5), Lüchow (covering MEW km 1.0 and Elbe km 505.8), and Boizenburg (for Elbe at km 560.3).

## 5.4. Results

The silt sediment communities of the Rivers Neckar, Elbe and MEW included a total of 24 species, i.e. 12 crustaceans, 3 oligochaetes, 6 nematodes and 3 molluscs (Table 5-2). Local species richness ranged between 6 (Elbe km 261.5) and 13 species (Neckar km 127.5). Only the tubificid *Limnodrilus claparedeanus* was present at all nine localities, with abundances ranging between 1,886 ind./m<sup>2</sup> and 13,911 ind./m<sup>2</sup>.

**Table 5-1:** Sediment features at the sampling sites. F2-F6 are grain size fractions of decreasing particle size. Chemical sediment features are limited to 19 priority pollutants. \*Sum of the congeners 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180; \*\*Sum of 16 PAHs (EPA 610). Details are given in Chapter 5.3 Material & methods.

Parameter	Neckar km 125.5	Neckar km 126.5	Neckar km 127.5	Elbe km 57.8	Elbe km 83.2	Elbe km 261.5	Elbe km 505.8	Elbe km 560.3	MEW km 1.0
F2 [%]	0	11.5	0	3.8	6.3	9.8	9.9	16.7	5.3
F3 [%]	0.03	15.5	6.7	17.8	10.8	14.3	19.2	8	27.6
F4 [%]	24.7	28.1	25.1	24.6	25.8	22.6	19.1	12.7	34.6
F5 [%]	30.3	17.9	25.9	23.6	26.7	20.7	18.3	23.8	14.8
F6 [%]	44.6	26.9	42	30	30.3	32.5	33.3	38.4	17.7
TOC [g/kg]	36	31	36	62	54	56	24	20	15
TPH [mg/kg]	140	310	150	810	1000	650	14	120	85
TBT [mg/kg]	1	1	1	53.1	21.1	969.4	14	5.1	1
PCBs* [µg/kg]	41.1	43.7	45.2	146	66.3	59.3	18.3	10.5	4.96
α-HCH [µg/kg]	0.5	0.4	0.1	0.64	2.5	27	1.7	1.3	0.1
γ-HCH [µg/kg]	0.2	0.2	0.1	0.38	0.43	3.2	0.36	0.76	0.1
DDT [µg/kg]	0.69	0.5	0.5	230	130	100	9.4	5.1	1.8
DDD [µg/kg]	1.4	1.8	1.4	92	32	110	11	8.9	3.4
DDE [µg/kg]	2.6	2.4	2.2	37	21	34	4.1	4.4	2
HCB [µg/kg]	1.2	1.1	0.66	86	36	120	20	12	0.5
PAHs** [mg/kg]	6.54	9.99	6.84	11.2	9.01	7.55	2.07	1.54	1.32
As [mg/kg]	11.5	11.8	11.8	40	32	110	52	42	34.1
Cd [mg/kg]	1	1.1	1	4.6	3.5	18.3	9.8	9.2	5.3
Cr [mg/kg]	74	77	78	146	111	213	128	90	1040
Cu [mg/kg]	73	76	74	155	221	237	178	164	137
Hg [mg/kg]	0.26	0.29	0.21	2.7	1.9	10.9	4	3.5	1
Ni [mg/kg]	43	44	44	63	66	95	65	59	31
Pb [mg/kg]	57	57	58	184	452	251	158	127	119
Zn [mg/kg]	270	288	266	1010	1110	2280	1750	1600	564

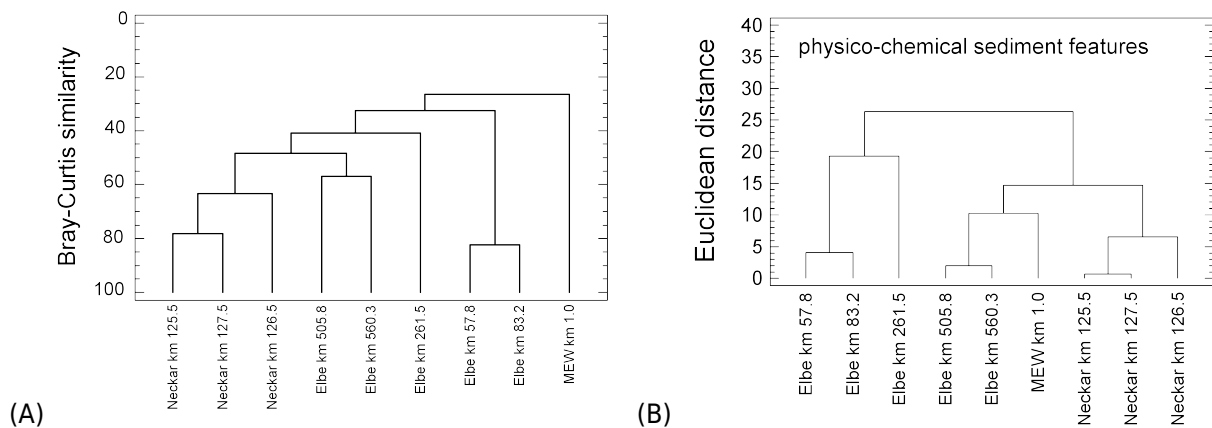
**Table 5-2:** Taxon list and corresponding abundance of taxa [ind./m<sup>2</sup>] at three sampling sites in the River Neckar (October 6, 2004), five in the River Elbe (August 30 - September 4, 2004), and one in the Müritze-Elde Waterway (September 4, 2004).

Taxa	Neckar km 125.5	Neckar km 126.5	Neckar km 127.5	Elbe km 57.8	Elbe km 83.2	Elbe km 261.5	Elbe km 505.8	Elbe km 560.3	MEW km 1
Insecta, Chironomidae	2,475	2,475	3,301	0	0	1,061	1,297	707	0
Crustacea, Amphipoda	117	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gammarus roeseli</i>	117	0	0	0	0	0	0	0	0
Crustacea, Anomopoda	6,129	2,358	4,952	3,654	3,184	0	1,179	589	3,772
<i>Alona quadrangularis</i>	5,540	2,122	4,362	825	1,179	0	825	589	3,065
<i>Chydorus sphaericus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Iliocryptus acutifrons</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	707
<i>Iliocryptus sordidus</i>	0	0	118	2,122	1,533	0	354	0	0
<i>Leydigia leidigii</i>	589	236	472	707	472	0	0	0	0
Crustacea, Copepoda	1,415	3,537	3,301	1,297	590	236	3,655	1,061	2,240
<i>Canthocamptus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	1,179	0	0
<i>Cryptocyclops bicolor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2,240
<i>Megacyclops viridis</i>	0	0	0	354	354	0	0	1,061	0
<i>Paracyclops fimbriatus</i>	1,415	3,537	3,301	943	236	236	2,476	0	0
Crustacea, Ostracoda	4,715	3,891	2,712	0	0	8,606	825	1,179	0
<i>Candona candida</i>	4,126	3,773	2,476	0	0	943	0	1,179	0
<i>Eucypris virens</i>	589	118	236	0	0	7,663	825	0	0
Oligochaeta, Tubificidae	8,960	5,423	16,269	3,655	1,886	6,484	14,265	8,017	8,017
<i>Limnodrilus claparedeanus</i>	6,956	5,069	13,911	3,655	1,886	6,366	13,440	7,545	5,423
<i>Tubifex ignotus</i>	0	0	0	0	0	0	118	0	0
<i>Tubifex tubifex</i>	2,004	354	2,358	0	0	118	707	472	2,594

Taxa	Neckar km 125.5	Neckar km 126.5	Neckar km 127.5	Elbe km 57.8	Elbe km 83.2	Elbe km 261.5	Elbe km 505.8	Elbe km 560.3	MEW km 1
Nematoda	6,248	2,004	6,838	13,204	11,553	256	3,066	2,122	31,006
<i>Dorylaimus</i> sp.	0	0	118	0	0	0	0	472	7,427
<i>Mononchus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	118	0	0
<i>Prismatolaimus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	16,151
<i>Prodesmodora</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	236
<i>Tobrilus</i> sp.	6,248	1,650	6,366	12,968	10,492	256	236	0	1,768
<i>Tripyla</i> sp.	0	354	354	236	1,061	0	2,712	1,650	5,423
Mollusca, Bivalvia	354	354	354	0	0	0	0	0	589
<i>Corbicula fluminea</i>	236	354	236	0	0	0	0	0	0
<i>Pisidium</i> sp.	118	0	0	0	0	0	0	0	589
<i>Unio pictorum</i>	0	0	118	0	0	0	0	0	0

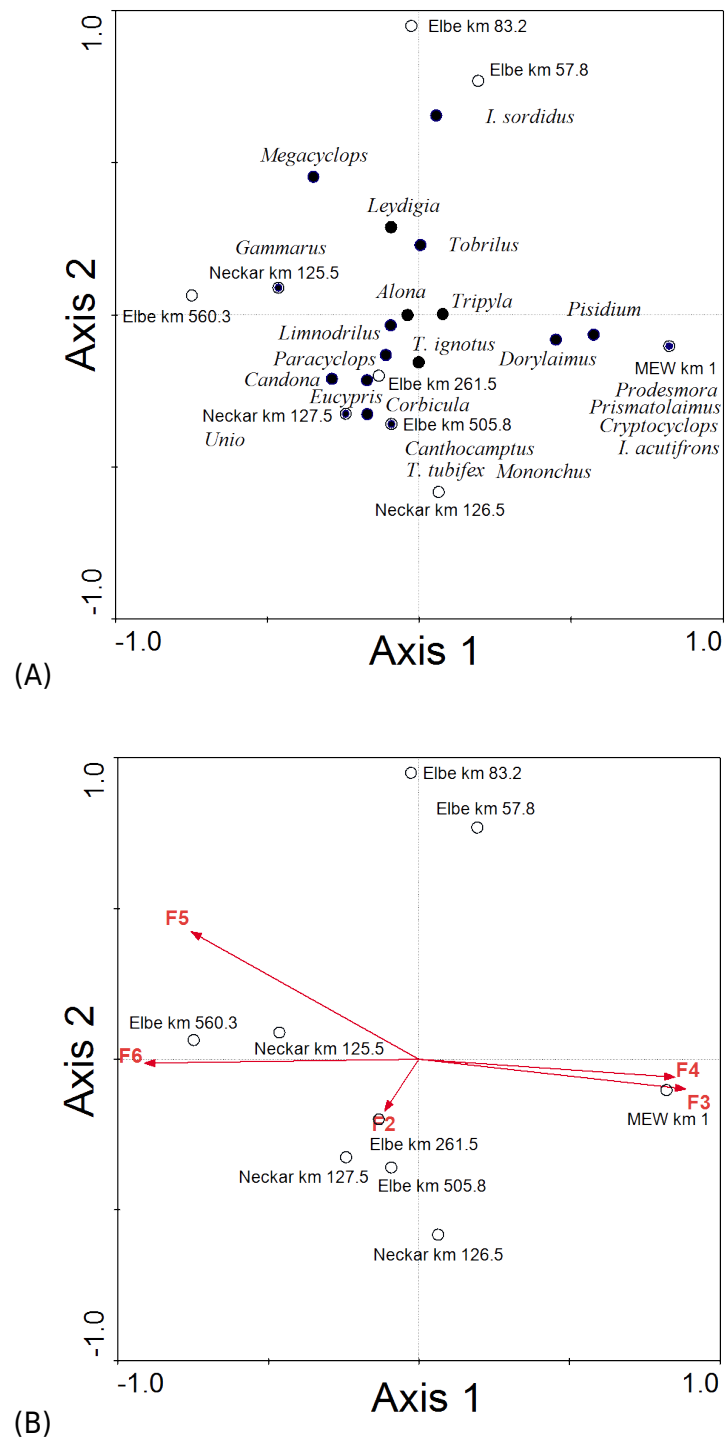


Alpha-diversity indices varied considerably among sites, Shannon index 1.05 (Elbe km 261.5) till 1.94 (MEW km 1.0), evenness 0.63 (Elbe km 505.8) till 0.83 (MEW), Simpson index 2.44 (Elbe km 261.5) till 5.61 (Neckar km 125.5), and Berger-Parker dominance index 0.25 (Neckar km 125.5) till 0.61 (Elbe km 83.2). In general, indices (except for evenness) were significantly lower in the Elbe communities than in those of the River Neckar and in the MEW (ANOVA,  $P < 0.05$ ; Table 5-3). Despite similar alpha diversity in the Neckar and MEW communities, species composition differed remarkably as demonstrated by only 26.5 % Bray-Curtis similarity (Fig. 5-1A). The three Neckar communities representing a stream section of only 2 km longitude varied between 61.2 and 79.3 % Bray-Curtis similarity indicating strong local influences on the species composition. Along the 500 km transect of the Elbe the Bray-Curtis similarity decreased to 32.5 %, although the localities did not differ significantly with respect to alpha diversity. The cluster analyses of the physico-chemical sediment features yielded similar, but not identical groupings of sites as those derived from species composition (Table 5-1, Fig. 5-1B). The less contaminated sites of the Neckar formed one cluster which joined a second cluster comprised of the moderately contaminated localities in the Elbe and the MEW. The strongly polluted site of the upstream Elbe formed the clearly separated third cluster.



**Figure 5-1:** Cluster analyses of silt sediment communities in the rivers Neckar, Elbe and MEW. **(A)** Beta diversity among the nine meio- and macrofaunal communities; **(B)** Euclidean distances among 5 grain size and 19 pollutant concentration parameters.

The cluster analysis suggested a correspondence between sediment features and community structure which we explored further using CCA (Figs. 5-2 – 5-4). To distinguish among physical, chemical and climate gradients as potential determinants of the meio- and macrofaunal communities, we first run different CCAs with the grain size, pollutant and weather data sets as environmental variables.



**Figure 5-2:** Ordination biplot based on CCA of meio- and macrofaunal composition from five silt sediment sites in the River Elbe, three in the River Neckar and one in the MEW with varying grain size distributions. **(A)** Site (circles) - species (dots) biplot; **(B)** site - grain size variables (arrows) biplot. Faunal data of all sites comprise 3 replicate samples. If one species per genus was present, they are identified by their genera (see Table 5-2), only in *Ilicryptus* and *Tubifex* with two species present species name is given. F2-F6 represent grain size fraction [%] with decreasing particle size.

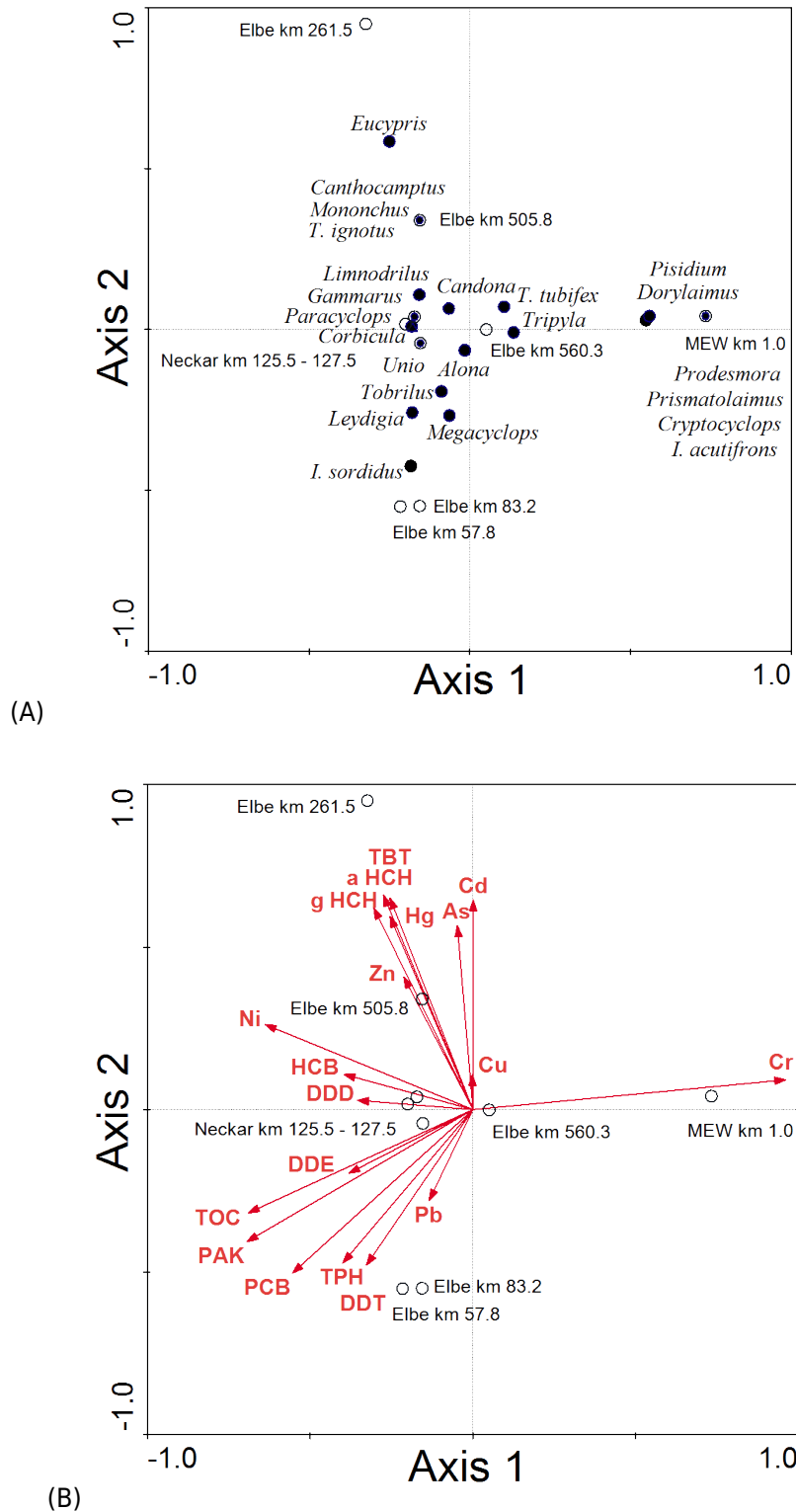
With respect to grain size distribution faunal composition of communities did not correspond to river-specific features, but mainly to a gradient from predominantly fine-grained (F5/6) to coarser silt sediments (F3/4) represented by axis 1 (from left to right, Fig. 5-2). Axis 1 had an eigenvalue of 0.302 and explained 43.4 % of species-

environment relation. Axis 2 (representing the large-sized particle fraction F2) had an eigenvalue of 0.194 and explained an additional 27.9 % of species-environment relation. Species associated with high proportions of fine grained silt were *Gammarus*, *Candona* and *Megacyclops*, whereas those characterising communities with high F3 and F4 grain size fractions (only MEW) were *Pisidium*, *Dorylaimus*, *Prodesmodora*, *Prismatolaimus*, *Cryptocyclops*, and *Iliocryptus acutifrons*. Species associated with high proportions of F2 particles were *Canthocamptus*, *Tubifex tubifex* and *Mononchus*. Results of forward selection and Monte-Carlo permutation tests from CCA suggested that there was no collinearity among the variables and that the F3 (F-ratio 5.51, P = 0.002) and F4-fractions (F-ratio 4.19, P = 0.002) explained the largest proportions of variability in the community composition among localities.

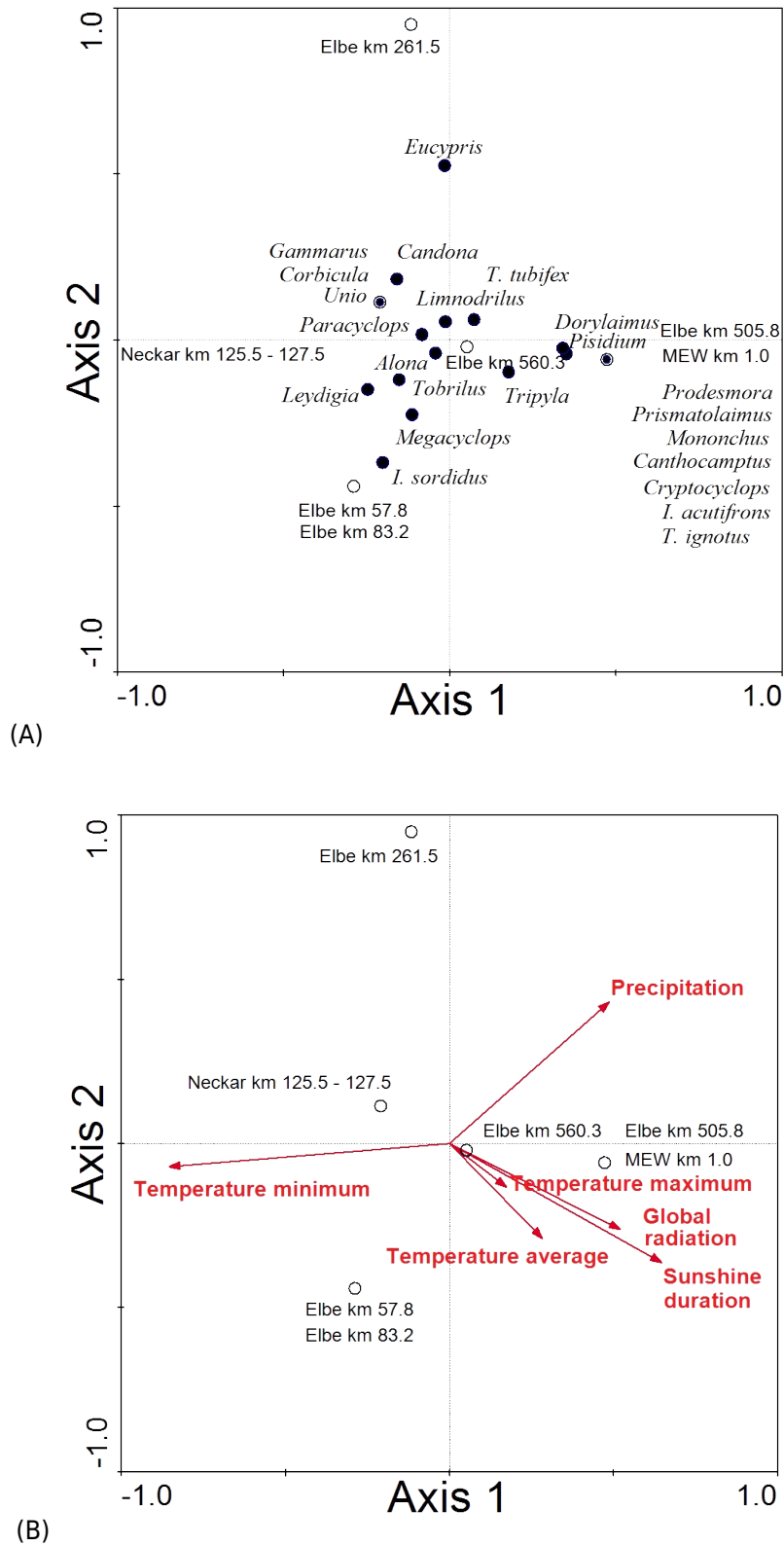
With respect to the 19 priority pollutants of river sediments, Neckar and MEW sites were associated to axis 1 (mainly representing Cr concentration), whereas the Elbe sites corresponded to axis 2 (representing heavy metals and organic pollutants, Fig. 5-3). Axis 1 had an eigenvalue of 0.464 and explained 38.2 % of species-environment relation, axis 2 had an eigenvalue of 0.271 and explained an additional 22.4 % of species-environment relation. As the MEW was the only locality with high Cr-concentrations the characteristic species are *Pisidium*, *Dorylaimus*, *Prodesmodora*, *Prismatolaimus*, *Cryptocyclops*, and *Iliocryptus acutifrons*. *Eucypris*, *Canthocamptus*, *Mononchus*, and *Tubifex ignotus* were associated to high Cd, As and Hg concentrations, whereas *Iliocryptus sordidus*, but also *Leydigia* and *Megacyclops* corresponded to organic pollutants (PAH, PCB, DDT) and Pb. Results of forward selection and Monte-Carlo permutation tests from CCA indicated that 11 out the 19 variables showed collinearity and were excluded from the final model and that Cr (F-ratio 10.47, P = 0.002) as well as  $\alpha$ -HCH (F-ratio 5.47, P = 0.004) explained the largest proportions of variability in the community composition among localities.

The potential impact of regional temperature and precipitation regime on community composition was the last environmental data set evaluated (Fig. 5-4). Axis 1 (representing temperature) had an eigenvalue of 0.346 and explained 39.9 % of species-environment relation, axis 2 (representing precipitation) had an eigenvalue of 0.257 and explained an additional 29.6 % of species-environment relation. There was no clear association of species or sites to regional climate features. Results of forward selection and Monte Carlo permutation tests from CCA indicated that two out

of the six climate variables showed collinearity and that minimum temperature (F-ratio 5.96,  $P = 0.002$ ) and duration of sunshine (F-ratio 4.66,  $P = 0.002$ ) explained the largest proportions of variability in the community composition among localities.



**Figure 5-3:** Ordination biplot based on CCA of meio- and macrofaunal composition from five silt sediment sites in the River Elbe, three in the River Neckar and one in the Müritz-Elde Waterway with varying impact of chemical pollutants. **(A)** Site (circles) - species (dots) biplot; **(B)** site - pollutant variables (arrows) biplot. Presentation of data is analogous to that in Fig. 5-2. Abbreviations of pollutants are explained in 9.: Abbreviation index.



**Figure 5-4:** Ordination biplot based on CCA of meio- and macrofaunal composition from five silt sediment sites in the River Elbe, three in the River Neckar and one in the Müritz-Elde Waterway with regional temperature and precipitation regimes. **(A)** Site (circles) - species (dots) biplot; **(B)** site - weather variables (arrows) biplot. Presentation of data is analogous to that in Fig. 5-2.

Finally, a CCA was run using the complete environmental data set to estimate which parameters were the most influential on community composition. Forward selection

and associated Monte Carlo permutation tests of the 30 environmental variables revealed that the final model was based on eight variables (22 removed due to collinearity or insignificant contribution) from which only six significantly increased the amount of variance explained in the community composition (Table 5-4). The most influential environmental variables were four sediment pollutants (Cr,  $\alpha$ -HCH, TPH and Ni), two climate features (precipitation and global radiation), total organic sediment content and the proportion of the F4 particle in sediment. Axis 1 (eigenvalue: 0.464) was positive associated with Cr, global radiation and F4 proportion, and negatively with Ni and explained 38.2 % of species-environment relation. Axis 2 (eigenvalue: 0.271) was positive associated with  $\alpha$ -HCH and precipitation, and negatively with TPH and TOC and explained 22.4 % of species-environment relation. Consequently, species composition of the studied silt communities responded mainly to chemical sediment contamination and to lesser degree to regional climate and organic sediment content.

**Table 5-3:** ANOVA of alpha-diversity indices of silt communities in the Rivers Neckar, Elbe and MEW. Data are given as means and corresponding standard errors. \* indicate homogeneous groups (multiple range test, Bonferroni method).

Index	Neckar	Elbe	MEW	significance
Shannon	1.82 $\pm$ 0.08*	1.31 $\pm$ 0.06*	1.94 $\pm$ 0.13*	P = 0.0027
Evenness	0.76 $\pm$ 0.04	0.68 $\pm$ 0.03	0.83 $\pm$ 0.06	P > 0.05
Simpson	5.08 $\pm$ 0.23*	2.58 $\pm$ 0.18*	5.26 $\pm$ 0.39*	P = 0.0002
Berger-Parker	0.31 $\pm$ 0.03*	0.57 $\pm$ 0.03*	0.35 $\pm$ 0.06*	P = 0.0023

**Table 5-4:** Results of forward selection and Monte Carlo permutation tests from CCA on meio- and macrofaunal silt communities. The complete model of eight environmental variables contributing to variance explanation are listed by the order of their inclusion in the model ( $\lambda$ -A).  $\lambda$ -1 correlation obtained by considering single variables.

Parameter	$\lambda$ -1	$\lambda$ -A	F-ratio	P
Cr	0.44	0.44	10.47	0.002
$\alpha$ -HCH	0.22	0.21	5.87	0.004
TPH	0.21	0.20	7.00	0.002
Ni	0.29	0.17	8.16	0.002
Precipitation	0.20	0.13	8.08	0.002
F 4	0.26	0.03	2.26	0.020
Global radiation	0.21	0.02	1.25	0.282
TOC	0.30	0.01	0.81	0.624

## 5.5. Discussion

### 5.5.1. Invertebrate abundance and diversity

Since no study so far has tried to examine and determine the complete communities of riverine silt sediments, it is difficult to compare our results with others (as did e.g. Barnes et al., 2008, for estuarine / lagoon / brackish water systems). The study of Poff et al. (1993), the first to sample across all habitat types and sizes of metazoans in an aquatic ecosystem, indicates that a bimodal benthic size spectrum was characterised by a meiofaunal component (mostly oligochaetes and micro-crustacea) and a macrobenthic component (mostly *Corbicula*), but does not inform about taxa lists or abundances. Furthermore, silty sediments represented only a very small part of the examined habitats. Such restrictions notwithstanding, the organisms ascertained in our present study may fit this general size structure discerned by Poff et al. The most exhaustive study on meiobenthic silt communities is the work about nematode communities of Heininger et al. (2007), which, moreover, has quite a similar study design like our present examination. The nematode communities they describe feature more species than we detected. It is important to note that our work is an ecological, not taxonomic, study and there remains the possibility of misidentification of some taxa. Furthermore, the assemblage described here is based on just one sampling date per site, and it may be possible that we have underestimated the system diversity (see Chap. 3 for sampling efforts and community assessment, and Chap. 4 for seasonal dynamics). On the other hand, we did not focus on just one taxon but regarded all invertebrate taxa that could be found at the sampling sites.

The benthic communities included 12 species of crustaceans, 3 oligochaetes, 6 nematodes, 3 molluscs, and an amount of undetermined chironomid larvae. The lack of rotifers, tardigrades, gastrotriches, and insect(s) (larvae) other than chironomids is conspicuous. Beier & Traunspurger (2003) reviewed that in 14 out of 23 lotic systems, either nematodes or rotifers were dominant and in 10 cases they were the second abundant meiofauna group. Crustaceans dominate four times, oligochaetes three times and insect larvae twice. A wide variety of factors, e.g. oxygen, sediment granulometry, flow and predation, as well as food quantity and quality, seems to influence the meiofauna assemblage (references to find at Beier & Traunspurger, 2003). The factors, however, which favour the success either of rotifers or of nema-

todes in running waters are still unknown (but see Ricci & Balsamo, 2000, and Traunspurger, 2000, 2002, who did basal ecological research in situ). Palmer (1990) expects that in areas with low oxygen levels and fine sediments (especially mud and silt) nematodes, oligochaetes, and chironomids would outnumber rotifers due to their ability to survive exposure to anaerobic conditions. This might be an explanation for our characteristic species compositions without rotifers, as the sampled sites of our present study offered those delineated muddy and silty substrates with low oxygen levels.

Within these specific habitats we found striking variable diversity indices. They were (except for evenness) significantly lower in the Elbe communities than in those of the River Neckar and in the MEW. The species composition differed obviously. Thus, we can make the point that overall, the communities were different, but however, there are clear similarities within the single rivers. This does not correlate exactly with the similarity of the physico-chemical sediment features as given by the cluster analyses (Neckar on the one hand and Middle Elbe / MEW on the other hand differed lightly, whereas the Upper Elbe varied strongly), nevertheless it suggests a correspondence between sediment features and community structures. The CCAs confirmed that for the most part. Six variables of the complete environmental data correlate comprehensively with differences in the community composition and significantly increase the amount of variance. The most influential variables are Cr,  $\alpha$ -HCH, TPH, and Ni as four sediment pollutants; precipitation and global radiation as two climate properties; and the sediment TOC and the F4 particle proportion in sediment. We find a strong correspondence between sediment characteristics and the community structure: main influences come from sediment contamination, whereas granulometry do not play as important a role as the pollutants. Weather pattern shows only a marginal correlation. This and the following correspond with the results and reasoning of the foregoing Chap. 4 and complement them.

It could be well seen, that single species are associated with certain sediment features. For example, high proportions of fine-grained sediment material exhibits certain crustacea as *Gammarus*, *Candona*, and *Megacyclops*, whereas more coarse-grained sediments accommodate *Cryptocyclops*, *Canthocamptus*, *Iliocryptus*, and also tubificids and nematodes (e.g. *Tubifex*, *Dorylaimus*, *Mononchus*). Since those species (e.g. *Dorylaimus*, *Cryptocyclops*, *Iliocryptus*, ...) are also associated with



high Cr-concentrations, it is not possible to conduct the allocation to a single feature or even to a causal relationship. Nevertheless, these associations are intriguing. It is barely conceivable that some species require high concentrations of heavy metals or organic pesticides. As an explanation we can accept that some delicate species represent under non-polluted conditions strong competitors. If they are not present due to contaminants, physiological less delicate species take advantage of the pollution and fill the ecological niche. It is a highly dynamic and divers system, which may present similar abundances and/or diversities with different community structures.

## **6. Resilience of meio- and macrozoobenthos communities of riverine silt sediments: do extreme flood and summer temperature matter?**

### **6.1. Abstract**

A first glance at the lotic/lentic meiofaunal response to severe disturbances gives some clues for further research. We sampled silty sediments at three Neckar, five Elbe and one MEW site(s) in 2001 and 2004. The time span includes the great Elbe flood in 2002 as well as the warm and dry 2003 summer, the latter affecting all watercourses studied. A complete macro- and meiofaunal taxonomic assess depicts community structures, whereas physico-chemical analyses [grain size, heavy metals, arsenic, persistent organochlorine pollutants (POPs), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), and total petroleum hydrocarbons] characterised the sediment features. Water quality was described using the hydrographic parameters maximum water temperature, electrical conductivity, discharge, and minimum oxygen dissolved in water. Alpha diversity of local communities in each year was described by species richness and corresponding abundance, and by the Shannon, Berger-Parker dominance and Simpson Index, and Evenness. Beta diversity among the localities and between years at the same localities was estimated. MANCOVA and Cluster analysis compared the different community and sediment features, CCA was used to detect significant associations among species (groups) and physico-chemical sediment characteristics and local climates. Silt sediment communities in both years included a total of 39 species, none of them being present at all localities in both years. Local species richness ranged between 5 and 16 species. Temporal stability of species composition was low in all hydrographic systems. Species composition of the Neckar and Elbe communities was more similar between each other in 2004 than within each river between 2001 and 2004, respectively. Sediment characteristics remain relatively stable. Resilience may still be continuing, or disturbances enable newly composed communities in those dynamic environments.

## 6.2. Introduction

Benthic substrates as well as the communities colonising them are exposed to a multitude of disturbances, e.g. ships and boats, water flow, and local weather influences. Even sediments of silt communities in still dead water zones are very dynamic and have varying abundances (Chapters 3 and 4). The long-term pattern of physico-chemical variability in conjunction with the complexity and stability of the substratum establishes a physical habitat template that theoretically influences which combinations of behavioral, physiological and life history characteristics constitute appropriate “ecological strategies” for persistence in the habitat (Poff & Ward, 1990).

Beside these permanent disturbances of little account, there are now and then some incidents with sudden and more serious impacts to benthos organisms. These incidents may be e.g. building measures for maintaining the waterways, extraordinary discharges during flood events, unusual sedimentation, abnormal water temperatures due to extreme warm summers or cold winters, or other hydrographic qualities. In those cases the communities are disturbed and need to recover.

Provided that some small “inoculation sites” were left and remain undisturbed, the recovering or resilience of hard-bottomed macrozoobenthos after expansion of the waterway may take place in 1 to 3 years, with total recovering of the colonisation structure and with no permanent detriment to expect (Tittizer, 1984; Tittizer et al., 1988). Zajac et al. (1998) focussed on the dynamics of recolonisation and succession in marine soft-sediment habitats at different spatial scales. Successional dynamics varied considerably as the spatial scale of disturbance increased. Dornie et al. (2003) described a large-scale field experiment that investigated the response of marine benthic macrofauna communities within a variety of sediment types to physical disturbance. Clean sand communities had the most rapid recovery rate following disturbance, whereas communities from muddy sand habitats had the slowest physical and biological recovery rates. Dornie et al. suggest that physical and biological recovery rates are mediated by a combination of physical, chemical and biological factors that differ in their relative importance in different habitats. Thrush et al. (2003) conducted a field experiment over 212 days to assess the impact of terrestrial

sediment deposits at six estuarine sandflat sites. Their results indicate that the long-term effects of catastrophic sediment disturbance are influenced by local hydrodynamic conditions and the composition of resident macrofauna living in sediments adjacent to disturbed areas. Steiner et al. (2006) examined the effects of species diversity, species composition, and productivity on population and community-level resilience in experimental aquatic food webs.

We wondered if there were similar responses to potential disturbances of soft-bottomed (mud and silt, particle size < 63  $\mu\text{m}$ ) macro- and meiobenthos communities. The extreme Elbe flood in 2002 and the warm and dry summer in 2003 made the River Elbe suitable for this respect. The flood had severe influences on plants and macroinvertebrate inhabitants of the riverine grassland floodplains of the Middle Elbe (Ilg et al., 2008). The section downstream of the River Mulde inflow was contaminated much higher than the upstream section (Krüger et al., 2005). The aquatic / sedimental ecotoxicological implications of this flooding disaster were investigated by Oetken et al. (2005) (see Discussion 6.4); for toxicity assessment a midge and a mudsnail were exposed to the sediment samples. Another study investigated the influence of the flooding in 2002 of the River Elbe over its longitudinal profile (Pepelnik et al., 2005). Beside these (and other) ecotoxicological and chemical investigations, there are only very few ecological studies on small and tiny invertebrate on mud and silt sediments.

We therefore examined the benthic invertebrate community from the River Elbe, the River Neckar, and the Müritz-Elde Waterway (MEW) in summer 2001 and in summer 2004. We presumed the dammed up Neckar to act as a steady and undisturbed reference site. Furthermore, due to his low flow velocity and cooling-water outlets of 22 power plants lining his course, he is considered as Germany's warmest river and has average annual water temperatures of 16 °C (s. Chap. 2) The community data gained were compared with and related to abiotic factors (physico-chemical conditions) and hydrographic parameters from 1998 till sampling in 2004.

The aim of this study was to describe and compare the benthos communities at the chosen soft-bottomed sites, and to get first understandings of soft-bottomed riverine meiofaunal responses to severe disturbances.

## 6.3. Material and methods

### 6.3.1. Study area and sampling dates

The **River Neckar** (Baden-Wuerttemberg, Germany) was sampled at three localities upstream the barrage of Lauffen (May 11, 2001 and October 6, 2004): **1**) at km 125.5 ashore near a landing bridge at the left bank (49° 4' 11.30" N, 9° 9' 50.31" E), **2**) at km 126.5 at a distance of 5–10 m from the left bank (49° 3' 49.39" N, 9° 10' 26.59" E), and **3**) at km 127.5 at a distance of approx. 10 m from the right bank (49° 3' 21.80" N, 9° 10' 40.32" E). The **River Elbe** was sampled at five localities (September 3–11, 2001, and August 30 till September 9, 2004): **1**) at km 57.8 (Dresden, Saxony; Harbour Neustadt); **2**) at km 83.2 (Meissen, Saxony; Harbour “Winterhafen”) in centre of the port entrance; **3**) at km 261.5 [Dessau (now: Dessau-Roßlau), Saxony-Anhalt; Harbour “Leopoldshafen”) in centre of the port entrance; **4**) at km 505,8 (Dömitz, Mecklenburg-Western Pomerania); and **5**) at km 560.3 (Boizenburg, Mecklenburg-Western Pomerania) in the middle of a groyne field at the right bank. The **Müritze-Elde Waterway (MEW)** was sampled at km 1.0 (Dömitz, Mecklenburg-Western Pomerania) from a landing-bridge just before the lock to the River Elbe (August 1, 2001, and September 8, 2004). All sampling sites represent engineered structures with still water zones, where fine-grained sediments (silt) could be found.

### 6.3.2. Sediment sampling

For faunistic studies, three replicate samples were collected within an area of approx. 3 m<sup>2</sup> at each study site. We used a core sampler (Kajak-Brinkhurst type, 6.0 cm diameter; UWITEC Mondsee, Austria). The uppermost 4 cm layer of the samples (representing a volume of 113 cm<sup>3</sup>) was separated and stored in polyethylene containers. Samples were transported in the dark and at a temperature of 4–10 °C to the nearby laboratory. A total of 27 samples were obtained from 9 sampling sites.

For physico-chemical characterisation, sediment samples (one per locality) were collected by a stainless steel Van-Veen-type grab sampler (2–3 grab actions per sample). After removing large debris and untypical constituents and homogenisation on site, samples were filled into glass containers. They were transported to the laboratory in the dark and cooled.

### 6.3.3. Extraction and quantitative assessment of target organisms

For extraction of organisms (within 12 h following sampling), sediment was rinsed into 100 ml centrifugation tubes and centrifuged for 20–30 s at 2,000 rpm in a BIO-FUGE *primo* from HERAEUS (KENDRO). The supernatant was passed through a mesh (35  $\mu\text{m}$ ), and the filtrate was stored. The sediment was mixed with a colloidal silica suspension (LUDOX TM 50; Sigmae Aldrich, Munich, Germany) of 1.4 g/cm<sup>3</sup> density at pH 9.0. After centrifugation for 6 min. at 800 g, the supernatant was filtered through a 35  $\mu\text{m}$  gaze. The extraction steps were repeated twice, and the organic filtrate was preserved in 4 % formaldehyde solution and stored until species determination. Further details on method are given in Chap. 3.

Separation of organisms from sand grains and debris, taxon identification, and counting of individuals was done in a petri dish containing fresh tap water using a dissecting microscope OLYMPUS SZ30 (magnification 25–40-fold) and a cold light source EUROMEX EK-1 or a microscope OLYMPUS CH-2 at 120–480-fold magnification. Each sample was searched for twelve hours and macro- and meiofaunal invertebrates were identified to the lowest taxonomical level practical, using the keys of Traunspurger (2000), Glöer & Meier-Brook (1998), Timm (1999), Meisch (2000), Eggers & Martens (2001). Insect larvae were determined to the family level.

### 6.3.4. Community features and species responses to environmental gradients

The alpha diversity of local communities in each year was described by species richness and corresponding abundance, and by the Shannon, Berger-Parker dominance and Simpson Index, and Evenness. Moreover, the beta diversity among the localities and between years at the same locality was estimated using the Bray-Curtis similarity coefficient. The community indices were calculated using the EstimateS 8.0 software (Colwell, 2005). Levels of alpha diversity indices were compared by a MANCOVA with hydrographic system and year as independent factors and the locality (as river km index within each river) as covariate. Cluster analysis (group average method based on the Bray-Curtis similarity coefficient) was performed to identify, if community compositions changed between years and localities in each hydrographic system. A parallel cluster analysis of localities based on the sediment features (19 pollutant concentrations; Ward's method, Euclidean distances) was used to identify potential patterns among community and sediment composition. Significance level was

set at  $\alpha = 0.05$ . Statistical analyses were based on the procedures of the software package STATGRAPHICS Centurion, version XV.

Canonical correspondence analysis (CCA) was used to detect significant associations among species (and species groups) and physico-chemical sediment characteristics and local climates. The CCA was performed on the raw species composition data [three replicate samples per locality,  $\log(x + 1)$  transformed abundances to downweight the effects of dominant species] using CANOCO 4.5.3 (Centre for Biometry, Wageningen, The Netherlands). Corresponding environmental data included the grain size distribution, the concentrations of major pollutants and the regional regime of hydrographic parameters (temperature, electrical conductivity, discharge and oxygen content of water). Abundances and measured environmental data were  $\log(x + 1)$  transformed to remove skew and subsequently standardised to zero mean and unit variance to remove the influence of differing scales of measurements.

### **6.3.5. Environmental data**

Sediment contamination is described in terms of priority pollutants as defined by the German regulations for the assessment of sediments and dredged material (ARGE, 1996; BfG, 2000). The analytical programme included heavy metals, arsenic, persistent organochlorine pollutants (POPs), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), and total petroleum hydrocarbons (TPH; Table 6-1). The total organic carbon content (TOC) was analysed according to German/European standard DIN EN 13137. Metals (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) and arsenic (As) were analysed after digestion with aqua regia by inductively coupled plasma/mass spectrometry (ICP-MS) in the fraction  $< 20 \mu\text{m}$  (DIN 18123). The POPs (PCB, DDT and derivatives) were analysed analogue to the German standards DIN 38414-S20 and DIN 38407-F2, the 16 PAHs by gas chromatography/mass selective detector (GC-MSD, according to LUA-NRW, 1994). Hydrocarbon index (TPH) was determined after ISO DIS 16703.

Grain size distribution of the Elbe sediments was measured using a sieve set yielding five fractions (F2: 600–2,000  $\mu\text{m}$ , F3: 200–600  $\mu\text{m}$ , F4: 63–200  $\mu\text{m}$ , F5: 20–63  $\mu\text{m}$ , F6:  $< 20 \mu\text{m}$ ). The fraction F1 ( $> 2 \text{mm}$ ) was not measured. Corresponding data for the Neckar and MEW sites were not available.

The regional hydrographic and water quality regime was described using four parameters: absolute monthly maximum water temperature [ $^{\circ}\text{C}$ ], electrical conductivity of water [ $\text{mS/m}$ ], minimum oxygen dissolved in water [ $\text{mg/l}$ ], and monthly discharge maximum [ $\text{m}^3/\text{s}$ ]. All data range from January 1998 till sampling in 2004. These data were provided for the River Neckar by the Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW) and (only discharge data) by the Federal Institute of Hydrology, Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG). The LUBW Neckar data refer to the stations Besigheim (km 137) and Kochendorf (km 104), the BfG Neckar discharge data refer to the barrage of Lauffen (km 125). All Elbe data were provided by the Working Group for the Advancement of Water Quality of the River Elbe, Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe (ARGE ELBE) and refer to the stations Zehren (km 89.6; covering km 57.8 and 83.2), Lutherstadt Wittenberg (at km 214.1; covering km 261.5), and former station Boizenburg, actual station Dömitz (km 559.0 and 505.0, respectively; we combined both stations and characterised them as “km 560”, covering km 505.8 and 560.3).

## 6.4. Results

The silt sediment communities of the Rivers Neckar, Elbe, and MEW sampled in the years 2001 and 2004 included a total of 39 species, i.e. 17 crustaceans, 8 oligochaetes, 1 polychaete, 10 nematodes, and 3 molluscs (Table 6-2). Moreover, some insect larvae identified to the level of Ceratopogonidae, Chironomidae, Nematomorpha and Tabanidae were also detected. Local species richness ranged between 5 (Elbe km 261.5 in 2001) and 16 species (Neckar km 125.5 in 2001) with no species being present at all localities in both years. Species richness (grand mean: 9.9) and total abundance of organisms (grand mean: 31,115 ind./ $\text{m}^2$ ) did not vary significantly between years and among hydrographic systems due to large in-group variability (MANOVA, all  $P > 0.05$ ).

### 6.4.1. Interannual variability of local silt sediment communities

Alpha diversity indices (except for evenness) differed significantly among the Elbe on one side and the Neckar and MEW on the other, but not between years within each river (Table 6-3). In general, indices suggested a lower diversity in the Elbe



**Table 6-1:** Chemical sediment features (19 priority pollutants) at the sampling sites in the years 2001 and 2004. \* Sum of the congeners 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180; \*\* Sum of 16 PAHs (EPA 610). Details are given in 6.3 Material and methods. Note that in 2001 only one Neckar locality was sampled.

Parameter	Neckar km 125.5 2001/2004	Neckar km 126.5 2004	Neckar km 127.5 2004	Elbe km 57.8 2001/2004	Elbe km 83.2 2001/2004	Elbe km 261.5 2001/2004	Elbe km 505.8 2001/2004	Elbe km 560.3 2001/2004	MEW km 1.0 2001/2004
TOC [g/kg]	23.9/36	31	36	62.5/62	63.1/54	60.9/56	34.2/24	29.9/20	26.3/15
TPH [mg/kg]	230/140	310	150	780/810	930/1000	500/650	330/14	170/120	90/85
TBT [mg/kg]	1/1	1	1	33.1/53.1	27.2/21.1	511.6/969.4	44.8/14	13.7/5.1	5.1/1
PCBs* [µg/kg]	51/41.1	43.7	45.2	208.6/146	172.4/66.3	114/59.3	27.8/18.3	27.8/10.5	6.21/4.96
α-HCH [µg/kg]	3.4/0.5	0.4	0.1	0/0.64	1.1/2.5	76.3/27	4.4/1.7	3.6/1.3	0/0.1
γ-HCH [µg/kg]	1/0.2	0.2	0.1	1.3/0.38	2.5/0.43	12.2/3.2	2/0.36	2/0.76	0.35/0.1
DDT [µg/kg]	5.8/0.69	0.5	0.5	101.7/230	70.2/130	177.4/100	5.6/9.4	24.5/5.1	0/1.8
DDD [µg/kg]	0.5/1.4	1.8	1.4	91.9/92	75.7/32	433/110	38.4/11	43.7/8.9	2.42/3.4
DDE [µg/kg]	1.3/2.6	2.4	2.2	26.1/37	20.6/21	65.6/34	8.1/4.1	9/4.4	2.74/2
HCB [µg/kg]	0.5/1.2	1.1	0.66	337.6/86	89.3/36	256/120	80.4/20	39.2/12	0.61/0.5
PAHs** [mg/kg]	9.95/6.54	9.99	6.84	4.8/11.2	4.4/9.0	4.83/7.55	3.3/2.07	2.1/1.54	1.56/1.32
As [mg/kg]	11.3/11.5	11.8	11.8	34.6/40	32.1/32	81.3/110	37.3/52	32.1/42	0.5/34.1
Cd [mg/kg]	1.1/1	1.1	1	3.2/4.6	3.6/3.5	13.6/18.3	8.7/9.8	8.1/9.2	0.88/5.3
Cr [mg/kg]	82/74	77	78	105.9/146	101.9/111	154.4/213	108.2/128	96.2/90	97/1040
Cu [mg/kg]	85/73	76	74	97.8/155	180.4/221	156.7/237	128.7/178	108/164	48.3/137
Hg [mg/kg]	0.24/0.26	0.29	0.21	1.8/2.7	1.3/1.9	5.4/10.9	4.4/4	3.4/3.5	0.05/1
Ni [mg/kg]	44/43	44	44	52.2/63	49.3/66	67.2/95	50.6/65	50.9/59	4.8/31
Pb [mg/kg]	48/57	57	58	125/184	333.8/452	176.5/251	123.8/158	125.7/127	33/119
Zn [mg/kg]	315/270	288	266	693.4/1,010	981.7/1,110	1,476/2,280	1,328/1,750	1,263/1,600	155/564

**Table 6-2:** Taxon list and corresponding abundance of taxa [individuals/m<sup>2</sup>] in the years 2001 and 2004 at three sampling sites in the River Neckar, five in the River Elbe and one in the Müritzz-Elde Waterway.

	Neckar km 125.5		Neckar km 126.5		Neckar km 127.5		Elbe km 57.8		Elbe km 83.2		Elbe km 261.5		Elbe km 505.8		Elbe km 560.3		MEW km 1.0	
	2001	2004	2001	2004	2001	2004	2001	2004	2001	2004	2001	2004	2001	2004	2001	2004	2001	2004
<b>Insecta</b>	<b>1,651</b>	<b>2,475</b>	<b>236</b>	<b>2,475</b>	<b>3,419</b>	<b>3,301</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>943</b>	<b>0</b>	<b>236</b>	<b>1,061</b>	<b>825</b>	<b>1,297</b>	<b>825</b>	<b>707</b>	<b>472</b>	<b>0</b>
Ceratopogonidae	354	0	0	0	118	0	0	0	943	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chironomidae	1,179	2,475	236	2,475	3,065	3,301	0	0	0	0	236	1,061	825	1,297	825	707	472	0
Nematomorpha	0	0	0	0	236	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tabanidae	118	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Crustacea, Amphipoda</b>	<b>354</b>	<b>117</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>118</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<i>Gammarus roeseli</i>	354	117	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	118	0	0	0	0	0
<b>Crustacea, Anomopda</b>	<b>2,004</b>	<b>6,129</b>	<b>0</b>	<b>2,358</b>	<b>4,952</b>	<b>4,952</b>	<b>5,541</b>	<b>3,654</b>	<b>31,659</b>	<b>3,184</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>2,239</b>	<b>1,179</b>	<b>101,859</b>	<b>589</b>	<b>825</b>	<b>3,772</b>
<i>Alona quadrangularis</i>	1,886	5,540	0	2,122	4,362	4,362	5,187	825	9,967	1,179	0	0	589	825	76,866	589	825	3,065
<i>Campocerus rectirostris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	236	0	0	0
<i>Chydorus sphaericus</i>	118	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Iliocryptus acutifrons</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	17,566	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Iliocryptus sordidus</i>	0	0	0	0	118	118	0	2,122	0	1,533	0	0	1,650	354	15,326	0	0	707
<i>L. acanthocercoides*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5,423	0	0	0
<i>Leydigia leidigii</i>	0	589	0	236	472	472	354	707	2,476	472	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Macrothrix laticornis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1,650	0	0	0	0	0	4,008	0	0	0
<b>Crustacea, Copepoda</b>	<b>4,598</b>	<b>1,415</b>	<b>0</b>	<b>3,537</b>	<b>4,716</b>	<b>3,301</b>	<b>943</b>	<b>1,297</b>	<b>7,309</b>	<b>590</b>	<b>590</b>	<b>236</b>	<b>6,130</b>	<b>3,655</b>	<b>26,05</b>	<b>1,061</b>	<b>943</b>	<b>2,240</b>
<i>Canthocamptus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	118	0	0	0	0	0	1,886	1,179	4	0	0	0
<i>Cryptocyclops bicolor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,240
<i>Megacyclops viridis</i>	0	0	0	0	0	0	0	354	0	354	354	4,244	0	0	0	1061	943	0
<i>Paracyclops fimbriatus</i>	4,598	1,415	0	3,537	4,716	3,301	825	943	0	236	236	0	0	2,476	0	0	0	0
<i>Pleuroxus uncinatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	7,309	0	0	0	0	0	26,054	0	0	0
<b>Crustacea, Ostracoda</b>	<b>589</b>	<b>4,715</b>	<b>0</b>	<b>3,891</b>	<b>1,061</b>	<b>2,712</b>	<b>19,924</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>6,956</b>	<b>8,606</b>	<b>2,240</b>	<b>825</b>	<b>25,347</b>	<b>1,179</b>	<b>7,191</b>	<b>0</b>
<i>Candona candida</i>	589	4,126	0	3,773	1,061	2,476	0	0	0	236	943	943	2,240	0	10,374	1,179	6,130	0
<i>Eucypris virens</i>	0	589	0	118	0	236	19,924	0	0	6,720	7,663	2,240	825	0	12,615	0	1,061	0
<i>Herpetocypris reptans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,358	0	0	0

	Neckar km 125.5		Neckar km 126.5		Neckar km 127.5		Elbe km 57.8		Elbe km 83.2		Elbe km 261.5		Elbe km 505.8		Elbe km 560.3		MEW km 1.0		
	2001	2004	2001	2004	2001	2004	2001	2004	2001	2004	2001	2004	2001	2004	2001	2004	2001	2004	
<b>Oligochaeta</b>																			
<i>Chaetogaster</i> sp.	27,587	8,960	6,484	5,423	12,379	16,269	2,712	3,655	1,886	2,712	6,484	20,867	4,716	14,265	4,716	8,017	0	8,017	0
<i>Limnodrilus</i> templetoni	354	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>L. claparedeanus</i> **	7,191	6,956	4,834	5,069	4,362	13,910	2,712	3,655	1,886	2,712	6,366	19,80	4,480	13,440	4,480	7,545	0	5,423	0
<i>Potamothenis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	354	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0
<i>Specularia josinae</i>	354	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1,061	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tubifex ignotus</i>	0	0	0	0	236	0	0	0	0	0	0	0	0	118	0	0	0	0	0
<i>Tubifex tubifex</i>	9,196	2,004	943	354	6,720	2,358	0	0	0	0	118	0	236	707	236	472	0	2,594	0
<i>Uncinialis uncinata</i>	10,846	0	589	0	1,061	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Polychaeta</b>	<b>943</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>16,859</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<i>Hypania invalida</i>	943	0	0	0	16,859	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Nematoda</b>	<b>4,244</b>	<b>6,248</b>	<b>118</b>	<b>2,004</b>	<b>4,362</b>	<b>6,838</b>	<b>4,951</b>	<b>13,204</b>	<b>11,553</b>	<b>0</b>	<b>256</b>	<b>354</b>	<b>1,768</b>	<b>3,066</b>	<b>1,768</b>	<b>2,122</b>	<b>1,533</b>	<b>31,006</b>	<b>0</b>
<i>Dorylaimus</i> sp.	589	0	0	0	0	118	0	0	0	0	0	0	0	0	0	472	825	7,427	0
<i>Ironus</i> sp.	0	0	0	0	943	0	0	0	0	0	0	0	943	0	0	0	236	0	0
<i>Monhystera</i> sp.	236	0	0	0	707	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mononchus</i> sp.	354	0	0	0	236	0	0	0	0	0	0	118	118	0	0	0	0	0	0
<i>Oionchus</i> sp.	0	0	118	0	0	0	707	0	0	0	0	0	118	0	0	0	0	0	0
<i>Prismatolaimus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	16,151	0
<i>Prodesmodora</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	236	0
<i>Tobriulus</i> sp.	1,297	6,248	0	1,650	1,061	6,366	4,126	12,968	10,492	0	256	0	0	236	0	0	0	1,768	0
<i>Tripyla</i> sp.	1,768	0	0	354	1,297	354	118	236	1,061	0	0	236	707	2,712	472	1,650	472	5,423	0
<i>Tylencholaimus</i> sp.	0	0	0	0	118	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Mollusca, Bivalvia</b>	<b>354</b>	<b>354</b>	<b>943</b>	<b>354</b>	<b>1,178</b>	<b>353</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>118</b>	<b>0</b>	<b>118</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>589</b>	<b>0</b>
<i>Corbicula fluminea</i>	354	236	943	354	353	236	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pisidium</i> sp.	0	118	0	0	825	0	0	0	118	0	118	0	0	0	0	0	0	589	0
<i>Unio pictorum</i>	0	0	0	0	0	118	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

\* *L. acanthocercoides* = *Leydigia acanthocercoides*\*\* *L. claparedeanus* = *Limnodrilus claparedeanus*

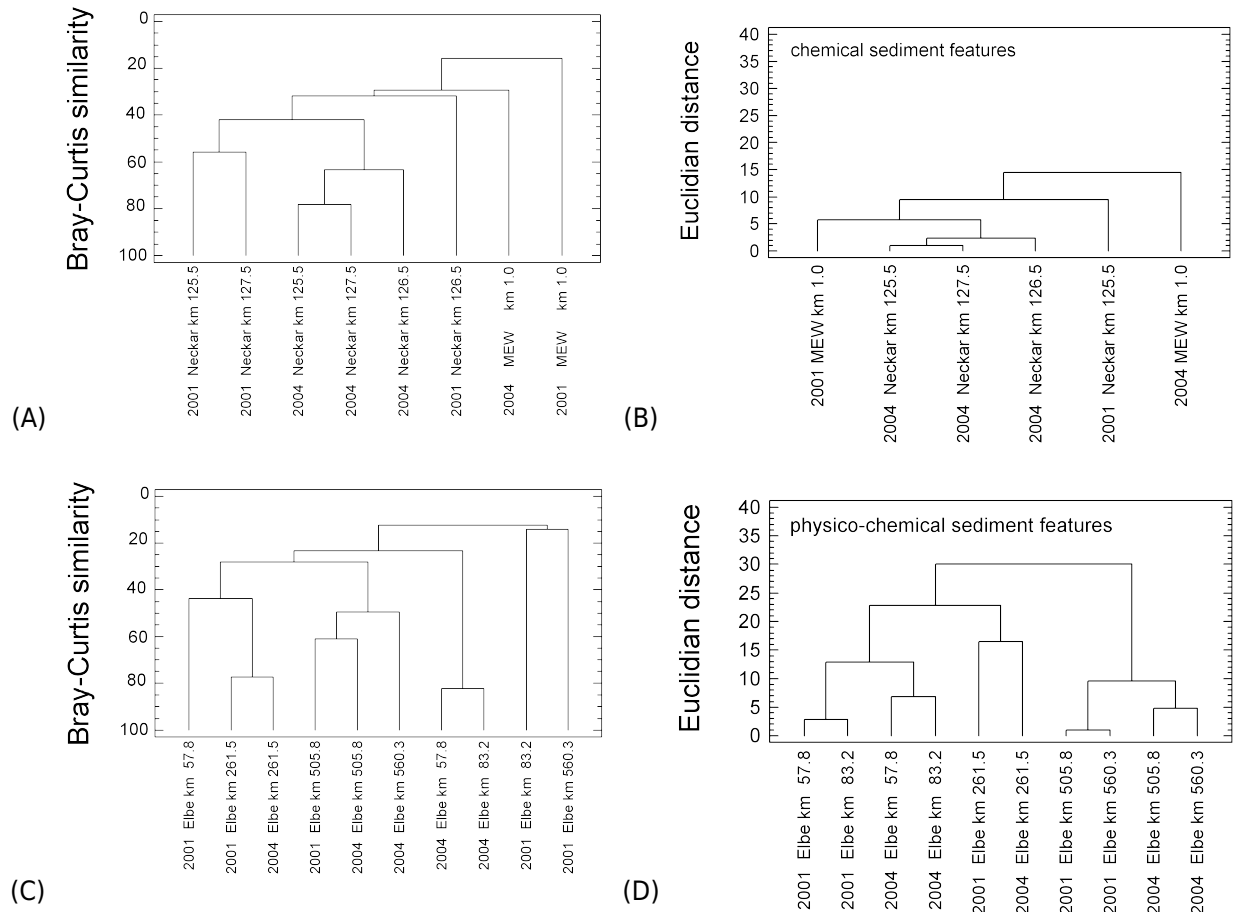
communities than in those of the River Neckar and in the MEW. Temporal stability of species composition was low in all hydrographic systems. The minimum Bray-Curtis similarity between the 2001 and 2004 communities at the same locality was found in the MEW with 7.6 % (Fig. 6-1A). The cluster analysis of the 2001 / 2004 variation in the three Neckar communities suggested low temporal stability with Bray-Curtis values for local comparisons ranging between 38.5 % and 44.1 % (Fig. 6-1A). Moreover, the species composition of the local communities were rather similar during 2004, but varied considerably in 2001 due to the strongly diverging community at km 126.5. Within the Elbe communities there was neither a gradual change in species composition along the 500 km transect in each year nor a long-term stability of local species composition visible (Fig. 6-1C). The Bray-Curtis values of local 2001 / 2004 variation ranged from 8.3 % (km 560.3) to 77.4 % (km 261.5). At the level of hydrographic systems, species composition of the Neckar and Elbe communities was more similar between each other in 2004 than within each river between 2001 and 2004, respectively (Fig. 6-2).

**Table 6-3:** ANCOVA of alpha diversity indices in the Rivers Neckar, Elbe and MEW. Independent factors were hydrographic system (main effect 1) and year of sampling (main effect 2), while the different localities sampled along each river were considered as covariates. Data are given as least square means and corresponding standard errors. \* indicate homogeneous groups (multiple range test, Bonferroni method). The influence of covariates was not significant for any diversity index (all  $P > 0.05$ ).

Index	Neckar	Elbe	MEW	2001	2004	Significance
Shannon River Year	1.77 ± 0.13*	1.29 ± 0.07**	1.53 ± 0.20*	1.50 ± 0.07*	1.56 ± 0.07*	<b>P = 0.0014</b> P = 0.4463
Evenness River Year	0.84 ± 0.04*	0.77 ± 0.02*	0.82 ± 0.06*	0.80 ± 0.02*	0.82 ± 0.02*	P = 0.1619 P = 0.3277
Simpson River Year	4.84 ± 0.47*	2.92 ± 0.24**	4.14 ± 0.69*	3.81 ± 0.26*	4.12 ± 0.26*	<b>P = 0.0001</b> P = 0.3150
Berger-Parker River Year	0.39 ± 0.05*	0.54 ± 0.03**	0.45 ± 0.08*	0.47 ± 0.03*	0.47 ± 0.03*	<b>P = 0.0088</b> P = 0.4082

The cluster analyses of the (physico-)chemical sediment features suggested only little between-years variation at the sampling localities (Table 6-1, Fig. 6-1B, D). There

was no visible correspondence between the variability in species composition of local communities and the variation in physico-chemical sediment features. CCA did not reveal significant correspondence (Monte-Carlo test,  $P = 0.73$ ) between the variations of species composition of local communities and of chemical sediment composition between 2001 and 2004.

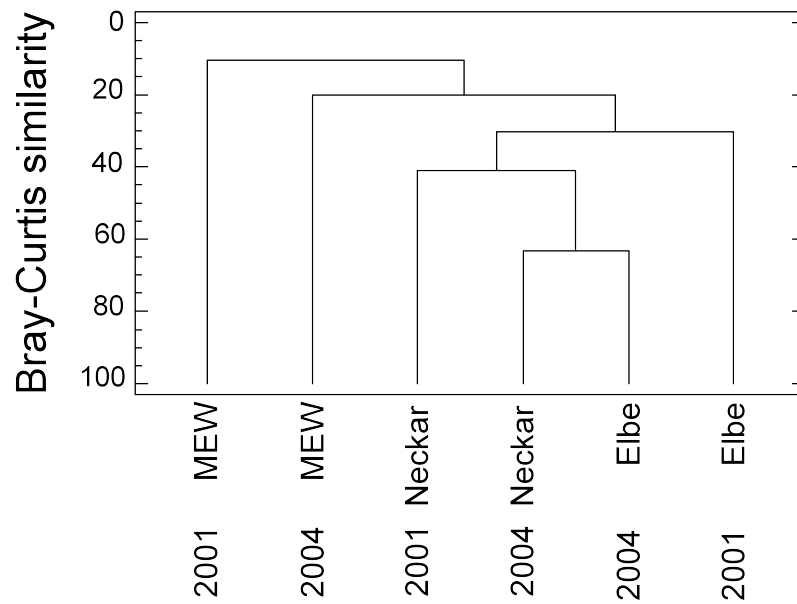


**Figure 6-1:** Cluster analyses of temporal variation of silt sediment communities in Neckar, Elbe and MEW. **(A)** Beta diversity among meio- and macrofaunal communities of Neckar and MEW; **(B)** Variation of local and temporal chemical sediment composition in Neckar and MEW; **(C)** Beta diversity among the Elbe communities; **(D)** Variation of local and temporal physico-chemical sediment composition in Elbe. For details see text.

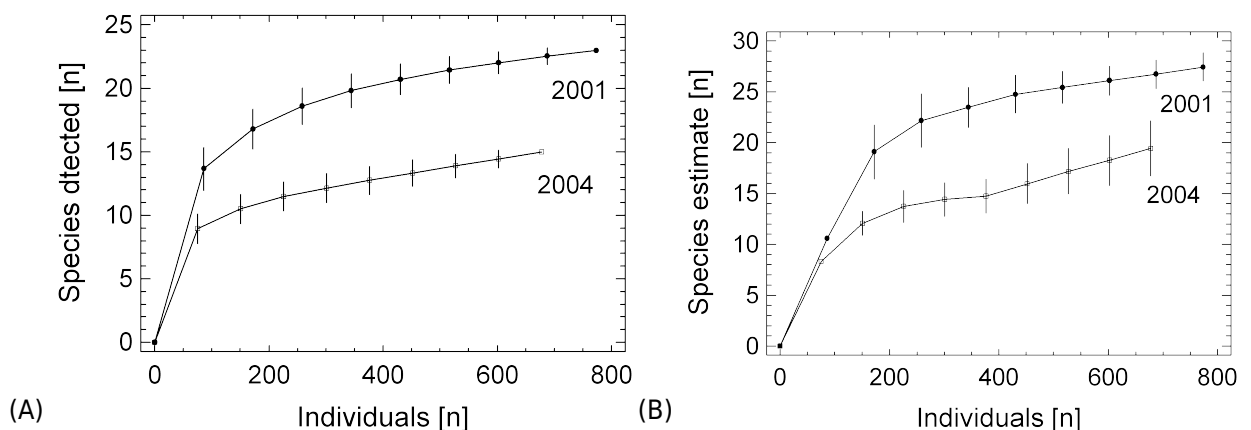
#### 6.4.2. Interannual variability of a regional Neckar silt sediment community

The number of species detected along a two kilometres section of the River Neckar decreased from 23 in 2001 to 15 in 2004, and the estimated species richness (95 % confidence interval) from 26–29 in 2001 to 16–22 in 2004 (Fig. 6-3). Insect larvae pertaining to three supra-taxa were found in 2001, whereas only chironomid larvae were collected during the 2004 survey (Table 6-2). Species decline affected mainly oligochaets (7 in 2001 vs. 2 in 2004) and nematodes (8 in 2001 vs. 3 in 2004). How-

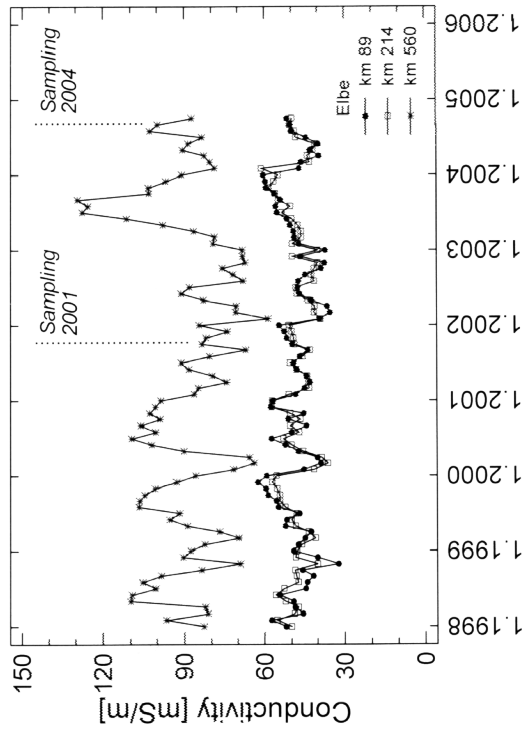
ever, there was no corresponding between-years variation in oligochaete or nematode abundance (Mann-Whitney u-test,  $P > 0.05$ ). Overall alpha diversity decreased from 2.25 (Shannon) and 7.28 (Simpson) in 2001 to 1.88 and 5.25, respectively. In contrast, the dominance index increased from 0.195 (*Uncinaiis uncinata* in 2001) to 0.324 (*Limnodrilus claparedeanus* in 2004). Interannual faunal similarity (Bray-Curtis) was low 45.9%, due the overall loss of 10 species and the gain of four species not found in 2001.



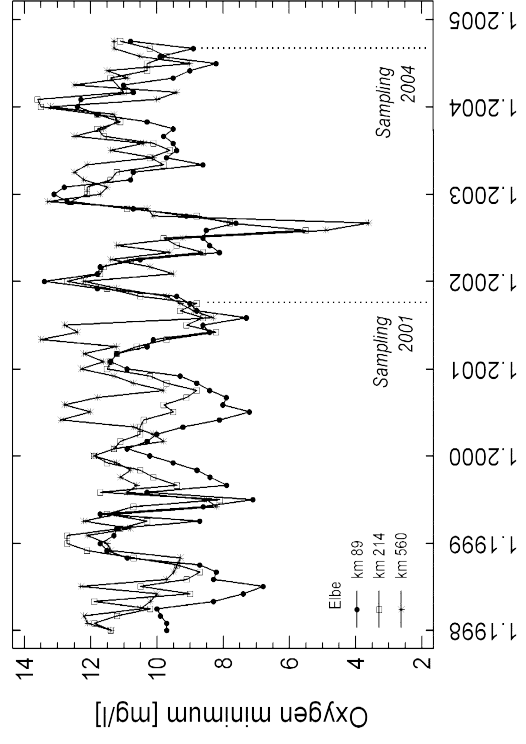
**Figure 6-2:** Interannual variation of meio- and macrofaunal species composition in the silt sediment communities of the hydrographic systems of Neckar, Elbe and MEW.



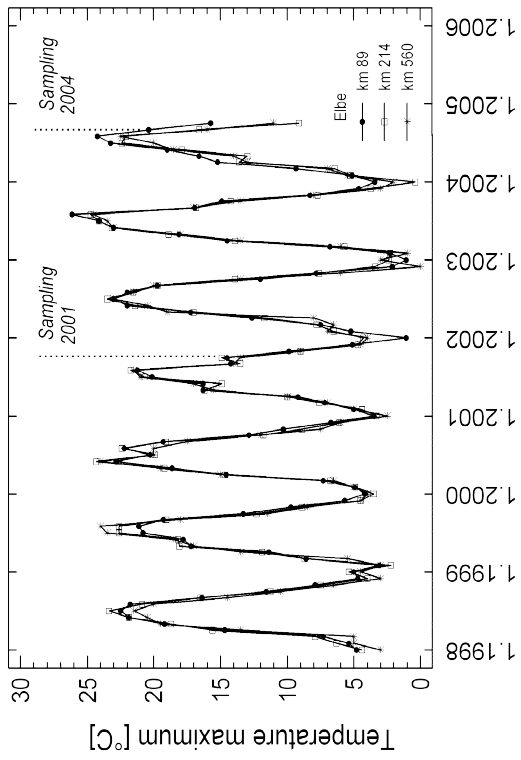
**Figure 6-3:** Estimates of regional species richness of silt communities at Lauffen (km 125.5-127.5), River Neckar, in the years 2001 and 2004, respectively. **(A)** Cole rarefaction curves; **(B)** Jackknife predictions. Symbols represent EstimateS estimates and corresponding 95% confidence intervals.



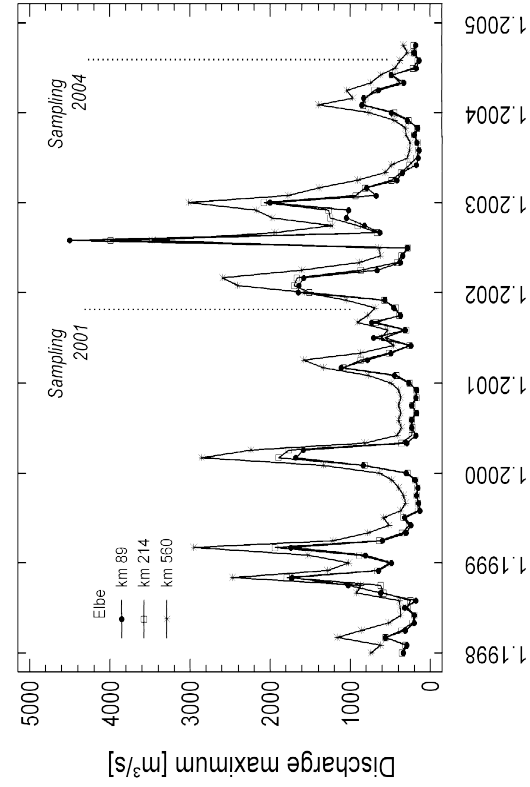
B)



D)

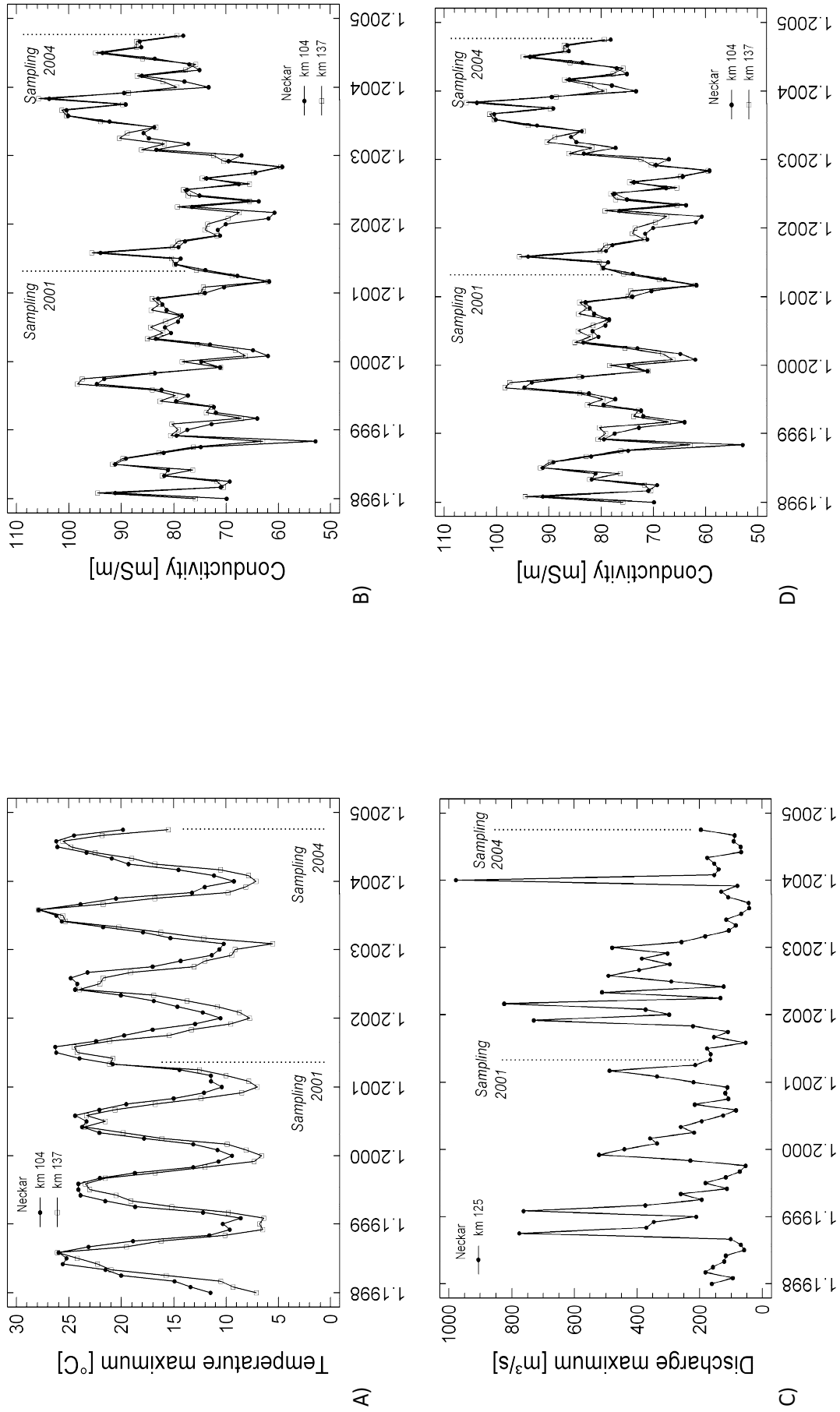


A)



C)

**Figure 6-4:** Line charts of water parameters at three Elbe measuring points: **(A)** Water temperature maximum [°C], **(B)** water conductivity [mS/m], **(C)** discharge maximum [m<sup>3</sup>/s], **(D)** oxygen content minimum [mg/l].



**Fig. 6-5:** Line charts of water parameters at Neckar measuring points. **(A)** Water temperature maximum [°C], **(B)** water conductivity [mS/m], **(C)** water discharge maximum [m³/s], **(D)** oxygen content minimum [mg/l].



Chemical sediment contamination did not vary in most of the 19 priority pollutants and therefore did not correspond to the dramatic change in community composition between 2001 and 2004 (Table 6-1).

#### **6.4.3. Development of selected hydrographic parameters 1998-2004**

The line charts of the four hydrographic parameters (Figs. 6-4, 6-5) show similar developments within each river. The Elbe 2002 flood was severe on the upper Elbe but not as exceptional at the lower Elbe. River Neckar discharge was indeed not as constant as presumed; a flood peak can be recognised in early 2004. Maximum temperature in the River Elbe reached 25 °C in the years 1998-2001, the 2003 maximum of 27 °C exceeds this limit. River Neckar is all in all warmer than the River Elbe (max. temperature > 25 °C in 1998, 2001, 2002, 2003, and 2004), the Elbe temperature amplitude is higher. Contrarily, dissolved oxygen is higher in the River Elbe than in the River Neckar, and the amplitude is higher in the Neckar. One great exception can be stated for autumn 2002 in the River Elbe, when a severe oxygen consumption down to 3 mg/l can be noticed, in the foregoing years not falling below 6.5 mg/l.

All together, the warm summer 2003 can be recognised, as well as the Elbe flood in summer 2002. The severe oxygen consumption can not be explained with the available data.

### **6.5. Discussion**

This temporal comparative study on the meiofaunal benthos communities of three hydrographic systems demonstrates remarkable differences between the 2001 and the 2004 biocenoses. The range of species is largely exchanged. In contrast, the sediment features remain quite similar. The only exception are some heavy metals in the MEW sediments which — especially Cr — have exceedingly increased. We have no explanation for this phenomenon; which is all the more surprising, as the MEW sampling point was used as an unpolluted reference site before. The concentration is still low, but in proportion strongly increased. As proved for evidence in Chap. 3 and Chap. 4, sediment characteristics influence species composition. But unlike Pepelnik et al. (2005), Gröngröft et al. (2005), and Krüger et al. (2005), we did not find an in-

crease of pollutants. For this purpose, some further sediment analyses between our two sampling dates could have been useful. On the other hand, we were studying macro- and meiofauna living directly on or even in the contaminated sediment. Unlike floodplains of the Middle Elbe grassland or yet the free waterbody and its inhabitants, such as plankton or nekton, benthos as well as sediment at our study sites always do have contact to or contain these pollutants, respectively. These benthic organisms are already permanently influenced by the pollutants, and some of them might have developed some resistances against them. Concerning heavy metals and other priority pollutants, flood and churning waters would not harm benthos communities more than before, and the marginal differences in sediment features are certainly not responsible for the assessed community change during these three years. Other flood-dependent substances, originating from sewage or flooded purification plants, or agricultural or industrial sources, may influence the benthic communities (Mallin et al., 2002), but could not be taken into account for this study.

Physical as well as hydrographic data from Neckar, Elbe, and MEW suggests that hydrographic disturbances were crucial for the rearrangements of the communities. Resh et al. (1988) define disturbance in stream ecosystems to be any relatively discrete event in time that is characterised by a frequency, intensity, and severity outside a predictable range, and that disrupts ecosystem, community, or population structure and changes resources or the physical environment. Poff (1992), too, refers to physical disturbances in his ecological contemplation. The results of Bond & Downes (2003) suggest that flow increases alone can disturb benthic fauna, and that neither substrate movement nor suspended sediment increases are necessary for floods and spates to disturb the benthic assemblage. It should be noted however, that these other studies have focused primarily on much coarser sediments (sand, gravel and cobbles), which influence the fauna in quite different ways (Lemly, 1982; Chap. 4 and 5 incl. references).

Wallace (1990), using data from different studies, publishes a table which conveys very long resilience times for disturbed aquatic invertebrate communities. Floods, heat, and low oxygen concentrations are not specified in this table; it would be interesting, which time span Wallace would assess for recovering after those occurrences. Wallace refers to macroinvertebrate recoveries, as did Tittizer (1984) and Tittizer et al. (1988), who specify 1-3 years for hard-bottomed sediments. The effects

of flow increases are likely to be contingent upon the presence or absence of local flow refugia, which can allow animals to escape the shear forces that would otherwise remove them from the surface or interstitial areas of the streambed (Bond & Downes, 2003). Lotic meiofaunal communities appear to be resilient to high flow disturbances. Resilience is moderated by the availability of in-stream refugia and habitat hydrology (Robertson, 2000).

Whatever the mechanism, colonisation at the patch scale is rapid suggesting that meiofauna may be extremely mobile. Palmer et al. (1992) found after 12 days that meiofaunal densities in azoic chambers placed in a fourth order stream in Virginia, U.S.A. were  $\approx 70\%$  of those in the stream. Mobility is also high in the hyporheos. Meiofauna colonised standpipe traps in a gravel stream in 2–3 h (Schmid-Araya, 1996), and in a Sonoran desert stream over half the stream taxa were present in defaunated patches after one day (Boulton et al., 1991). Data on colonisation and large scale succession of lotic meiofaunal communities is extremely rare (Robertson, 2000).

As resilience of macro- and meiofauna of silt sediments has not been studied so far, any transfer would be highly speculative. For want of experienced data it may remain open if the studied communities were still recovering, or if they present established new biocenoses. The slight decrease in species richness and abundance from 2001 to 2004 may suggest that we still found a sort of recovery phase, but without further investigations this remains only a suggested assumption. The question arises, if those dynamic habitats will ever harbour a stable community? Every reach of a river bed is in some manner patchy and has its own kind of disturbances, colonisation sources, colonisers and species interactions. For this reason, river communities are in a sustained state of recovery from irregular disturbances. Biological recovery processes are therefore an attribute of river biocenoses (Beckmann, 2002). Following Death & Winterbourn (1995), stream macrobenthos species richness and density is markedly higher at the more stable sites, but species evenness peaked at sites of intermediate stability. High diversity is maintained by an interaction between low levels of disturbance and habitat patchiness. This, again, must be proved for riverine silt communities.

In contrast to the well advanced estuarian and marine meiobenthos research (e.g. Siegfried et al., 1980; Coull, 1985; Thrush et al., 1994; Essink & Keidel, 1998; Trush et al., 2003; Barnes et al., 2008; ...) and the mentioned stream macrofauna studies, our resilience study is just a curious glance at the lotic/lentic meiofaunal response to disturbances. On the other hand, it appears to be the first look in this context, and there are some clues for further research. It seems obvious, that presumed “stable” sites are indeed conspicuous less stable. The border between “normal” dynamics and “catastrophic” incidents remains still somewhat undefined.

## 7. Gesamtdiskussion

### 7.1. Welcher Aufwand ist für die quantitative Erfassung erforderlich?

#### 7.1.1. Beprobung und Extraktion

Die Untersuchung der Benthosbiozönosen an den ausgewählten Gewässern ergab sehr variable Lebensgemeinschaften. Auffallend ist, dass typische Taxa des Meio-benthos' nicht gefunden wurden, wie z. B. Rotatoria, Gastrotricha, Tardigrada und Turbellaria (Stead et al., 2003; Radwell & Brown, 2006, 2008). Es stellt sich die Frage, ob nicht bereits die Beprobungs- und Verarbeitungstechnik Unzulänglichkeiten aufweist. Nicht dokumentierte Voruntersuchungen am Neckar ergaben vereinzelte Rotatorienfunde; auch wenn es hier nun nicht detailliert belegt werden kann, erscheint die Arbeitstechnik einschl. der Flotationsmethode zwecks Extrahieren der Organismen aus dem Sedimentmaterial geeignet, entsprechende Taxa strukturell zu erhalten und nachzuweisen. Genau aus diesem Grund wird diese aufwendige und bewährte Methodik betrieben (Pfanckuche & Thiel, 1988; Traunspurger, 2000; Heiningen et al., 2007).

Von größerem Interesse ist die Frage nach der Anzahl der zu nehmenden Parallelproben an jedem Probenahmestandort. Entsprechende Angaben und Empfehlungen für die Beprobung von Makrovertebraten in weichen Sedimentböden variieren zwischen zwei und üblicherweise fünf, selten bis hin zu zwölf, falls die räumliche Varianz und Verteilung berücksichtigt werden soll (z. B. de Lange et al., 2004; Angradi et al., 2006, Thrush et al., 1994) Aufgrund der Größe der Organismen erfordert die Verarbeitung einer größeren Anzahl von Parallelproben für Makrozoobenthos keinen übermäßigen Aufwand. Die Effizienz der Beprobungsmethoden und (falls erforderlich) Extraktionstechniken ist für Makrovertebraten aus Fließgewässern gesichert, und es existieren kostengünstige standardisierte Beprobungsprotokolle (Haase et al., 2004; Hering et al., 2004). Im Gegensatz dazu bedeutet bei den kleineren und regelmäßig weichhäutigen Arten der Meiofauna eine Erhöhung der Anzahl an Parallel-

proben eine deutliche Erhöhung des Zeitaufwandes für Extraktion und Bestimmungsbearbeitung. Dies ist auch durch die oft hohe Dichte der dabei zusätzlich erhaltenen Organismen verschuldet. So wiesen Radwell & Brown (2008) eine Ansammlung von  $1.739 \pm 436$  ind./l an den Oberläufen von 11 Flüssen nach. Auch das Aussortieren der Tiere aus dem verbliebenen Detritus erfordert sehr viel Zeit.

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit (Kap. 3) zeigen, dass eine nur einzelne Probe sowohl die örtliche Artendiversität als auch die Anzahl der höhergeordneten Taxa als deutlich zu gering einschätzen lässt. Umgekehrt lässt eine Erhöhung der Proben von zwei auf drei keinen statistisch signifikanten Effekt erkennen. Stattdessen müsste die Anzahl der Parallelproben auf mindestens vier erhöht werden. Da im Gegensatz zu Biozönosen der Ästuarare (Sandulli & Pinckney, 1999) die für diese Arbeit genommenen Proben keine kleinskalige Variation der Artenzusammensetzung erkennen lassen, stellen zwei Parallelproben je Standort eine sinnvolle und kostengünstige Anzahl dar, falls der Untersuchungszweck es erlaubt, durchschnittlich vier (selten) Arten nicht zu bemerken. Falls dagegen eine möglichst vollständige Darstellung der Artenvielfalt gewünscht ist, sind mehr als drei Parallelproben zu empfehlen.

Der zeitaufwändigste und somit kostenintensivste Teil der Methode ist das manuelle Heraussuchen der Organismen aus den durch Zentrifugation erhaltenen organischen Sedimentbestandteilen. Proben mit bis zu 150 Exemplaren erfordern meist eine Suchzeit von bis zu 12 h. In vielen Proben werden während der letzten 4 h nur noch einzelne oder keine Exemplare entdeckt. Die Suchdauer kann auf 8 h gesenkt werden, wenn nach 6 h Suchdauer weniger als 150 Organismen gefunden wurden. Wurden jedoch innerhalb von 6 h mehr als 150 Exemplare gefunden, sollte die Suchdauer über 12 h hinaus auf 18 h ausgedehnt werden. Eine 12-h-Suche ist dann nicht ausreichend. In Extremfällen ( $> 500$  ind./12 h) können sogar 24 h Suchdauer erforderlich sein. Die insgesamt erforderliche Suchdauer lässt sich nach den ersten sechs Stunden abschätzen.

Es werden zusammenfassend also zwei Parallelproben empfohlen. Ist eine gründliche taxonomische Erfassung der Alpha-Diversität beabsichtigt, sind mindestens vier Parallelproben für eine verlässliche Schätzung der Artenvielfalt erforderlich. Als minimale Suchdauer werden 8 h empfohlen, jedoch lassen Proben mit mehreren Hundert Exemplaren auch umfangreichere Bearbeitungszeiten von 18 oder gar 24 h er-

forderlich werden. Nach sechs Stunden Suchzeit lässt sich der weiter erforderliche zeitliche Aufwand abschätzen.

### **7.1.2. Räumliche und zeitliche Variabilität in den Sediment-Biozöosen**

Räumliche Variabilität in der Organismenverteilung besteht in verschiedenen Größenordnungen (Morrisey et al., 1992 a). Größen, bei denen signifikante Abundanzunterschiede offenkundig sind, reichen von weniger als 1 cm über 10 m bis zu 3,5 km im Bereich von Küsten und weichen Sedimenten der Ästuar (Sun & Fleeger, 1991; Morrisey et al., 1992 a). In Fließgewässersedimenten wird die Verteilung der Meiofauna in großem Maßstab (zehn bis Hunderte von Metern) von der Strömung beeinflusst (Swan & Palmer, 2000). Tatsächlich erscheinen wesentliche Unterschiede in den Zusammensetzungen der Biozöosen im Kilometer-Maßstab, also im Bereich der drei Beprobungsstellen. Wie die einzelnen Parallelproben zeigen, liegen solche Unterschiede dagegen nicht im Meter-Bereich zwischen den Proben. Die mittlere Probenahmestelle km 126,5 wies die geringste Artenvielfalt auf und profitierte nicht von einem Arten-Eintrag durch Drift vom flussaufwärts gelegenen und artenreicheren Standort km 127,5. Der naheliegende Grund für die Variation der Biozöosen im km-Maßstab liegt wahrscheinlich in dem Flickenteppich-Charakter (Patchiness) der weichgründigen Habitate innerhalb des Flusses. Sie werden oft durch beträchtlich größere hartgründige Substrate getrennt. Dennoch wird jede Varianz, die auf Ebenen zwischen den Abständen von einzelnen Proben einerseits und den Abständen von einzelnen Beprobungsstellen andererseits liegt, beim statistischen Vergleich einzelner Beprobungsstellen der Varianz der Beprobungsstellen untereinander zugerechnet (Morrisey et al., 1992a). Variationsgrößen, die kleiner sind als bei den Abständen von Parallelproben, werden in die Schätzungen der Varianz zwischen den Beprobungsstellen einfließen sowie zwischen einzelnen Proben in die Varianz innerhalb der Beprobungsstellen. Beim Identifizieren der Standorte und Differenzieren zwischen ihnen wird dies zwar keine Fehler verursachen, jedoch zu einem Verlust der statistischen Aussagekraft führen (Morrisey et al., 1992a).

Eine zeitliche Variation der Biozöosenstruktur kann in kleinen zeitlichen Maßstäben, wie z. B. jahreszeitlichen Variationen, oder im größeren Rahmen (z. B. Variationen aufeinanderfolgender Jahre) auftreten (Morrisey et al., 1992b). Ohne Kenntnis der Veränderungen im kleinen Maßstab müssen Vergleiche über einen längeren

Zeitraum zu Verwirrung führen. Die vorliegende Untersuchung zeigt signifikante Änderungen in der Artenzusammensetzung und den Abundanzstrukturen lokaler Biozönosen in zweimonatigem Abstand auf; dies legt eine signifikante saisonale Variation nahe. Diese Ergebnisse stimmen mit denen einer die Dynamik in einer Meeresbucht untersuchenden Langzeitstudie überein (Thrush et al., 1994). Die Anzahl der mit der beschriebenen Methode unentdeckten Arten variiert allerdings nicht innerhalb der Beprobungstermine, was darauf hindeutet, dass die Probenahmemethode gut geeignet ist, um saisonal unabhängig die meisten der lokalen Arten zu entdecken.

### **7.1.3. Zusammenfassende Beurteilung der Methodik**

Die vorgeschlagene Beprobungs- und Extraktionsmethode erlaubt eine standardisier- und handhabbare Annäherung, um die derzeit vernachlässigten fluvialen Schluff-Biozönosen zu untersuchen. Sie ist räumlich im lokalen Maßstab mächtig, aber um die lokale Artenvielfalt vollständig zu erfassen, sollte mindestens ein kompletter Jahreslauf beprobt werden: Eine einzige Bestandsaufnahme pro Jahr unterschätzt die Diversität der Lebensgemeinschaften. Die vorliegende Studie deutet darauf hin, dass es nicht ratsam ist, von lokalen Größenordnungen auf regionale Maßstäbe zu übertragen, denn lokale Schluff-Biozönosen variieren im Kilometer-Maßstab unvorhersehbar. Um die regionale Artenvielfalt zu ermitteln, sind sicherlich mehr als nur drei lokale Beprobungsstellen erforderlich.

## **7.2. Dynamik der Neckarsedimente: Wechselwirkungen mit der Jahreszeit sowie mit strukturellen und chemischen Sedimenteigenschaften**

Trotz einiger offensichtlicher dramatischer Veränderungen der Biozönosenstruktur (z. B. Wechsel von Tubificiden zu Kleinkrebsen im Juni, gefolgt von starken lokalen Diversitäts-Abnahmen an zwei der drei Stellen im August) ergab sich aus den über ein Jahr sich erstreckenden zweimonatlichen Beprobungen keine signifikante jahreszeitlich abhängige Periodizität. Stattdessen wurden signifikante Unterschiede in der Besiedlung der drei nahe beieinander liegenden Beprobungsstellen festgestellt. Vor allem der gegenläufige Trend an einer der Stellen im Verhältnis zum starken Diversitäts-Einbruch an den zwei anderen Stellen ist auffällig. Dass die Alpha-Diversität



weder mit saisonalen Variationen noch mit Variationen der Korngrößen oder organischen Schadstoffen der Sedimente kovariert, ist aus dem Grund bemerkenswert, weil bereits gezeigt wurde, dass Besiedlungsdichte und Abundanzen mit Korngrößen und Inhalten von organischen Substanzen korrelieren (Bourassa & Morin, 1995; Bond & Downes, 2003; Radwell & Brown, 2006, 2008). Bourassa & Morin fanden generell wenige Meiofauna-Arten (und Individuen in dieser Größe), während sich Bond & Downes nur auf Makrovertebraten, nicht aber auf Meiofauna beziehen. Andererseits berichten Radwell & Brown in beiden ihrer Studien auch gezielt über Korrelationen mit Korngrößenvariationen. Selbst nach Analyse der Abundanzen acht ausgewählter Arten erwies sich keine von ihnen als auf Korngrößenveränderungen reagierend. Der Hinweis von Stead et al. (2003), dass Makrofauna-Ansammlungen stärker von der Korngrößenverteilung beeinflusst werden als Meiofauna-Biozöosen, kann als bestätigt angesehen werden. Die Abundanzen einiger Arten reagieren auf steigende Konzentrationen bestimmter organischer Schadstoffe, einige von ihnen in Kombination mit anderen Faktoren wie z. B. Temperatur. Schwermetalle und DDT korrelierten ebenfalls deutlich mit den Abundanzen dieser Arten, genauso wie mit den Alpha-Diversität-Indizes Simpson, Shannon, Berger-Parker und Evenness. Es ist daher offensichtlich, dass sowohl die Biozöosenstruktur als auch die Arten-Abundanzen von den chemischen Eigenschaften des Sediments abhängen. Physikalische Eigenheiten wie Korngrößen erscheinen – innerhalb des Bereichs von schluffigen Sedimenten – vernachlässigbar. Meteorologische Bedingungen spielen dennoch eine Rolle: In Kombination mit organischer Last beeinflusst die Temperatur die Organismen, möglicherweise aufgrund erhöhten metabolischen Umsatzes. Regenfälle verursachen einen interessanten Effekt: Mathuriau et al. (2008) berichten von Strukturen wirbelloser Lebensgemeinschaften in einigen tropischen Bächen und Flüssen, die direkt vom Abflußverhalten und damit der indirekten Kontrolle durch Niederschläge abhängig sind. Es scheint, als ob mit der vorliegenden Arbeit ein anderer indirekter Effekt des Niederschlags aufgezeigt wurde: durch Einschwemmen des Insektizids DDT ins Flusswasser.

Golladay & Hax (1995) beobachteten nur wenig Widerstandsfähigkeit der Sediment-Meiofauna gegenüber Störungen: Maximale Fließgeschwindigkeiten überschreiten sowohl die die Meiofauna vor Abdrift schützenden Grenzwerte als auch die kritischen Erosionsgeschwindigkeiten der meisten Sedimentpartikel. Wie die vorliegenden Ergebnisse zeigen, ist die Taxa-Zusammensetzung der schluffigen Neckar-Sedi-

mente im Hinblick auf Variationen innerhalb der Beprobungsstellen und hinsichtlich zeitlicher Variation an einzelnen Stellen sehr dynamisch, so dass Fließgeschwindigkeit und Abdrift Variationen in den Biozönosen verursachen mögen. Weiterhin verursacht auch Schiffsverkehr einige Wasserverwirbelungen und Störungen an den Lokalitäten. Die untersuchten Parameter zeigen jedoch klar, dass zuerst und hauptsächlich chemische Sedimenteigenschaften (hauptsächlich Schwermetalle und DDT-Pestizide) für die Auf- und Abwärtsentwicklungen der Artabundanzen verantwortlich sind. Diese Variationen der Sedimenteigenschaften können von Wetterbedingungen beeinflusst sein. Diese Ergebnisse korrespondieren mit denen von Burton et al. (2001), die herausfanden, dass vor allem Cu am meisten mit der Artenzusammensetzung korreliert. Weiterhin werden nicht alle Meiofauna-Arten durch Metalle nachteilig beeinflusst. Einige Taxa, am bemerkenswertesten cyclopoide Copepoden, waren bei hohen Metallkonzentrationen sehr abundant. Darüberhinaus waren Stellen mit hohen Metallkonzentrationen nicht signifikant weniger divers als Stellen mit geringeren Metallkonzentrationen. Die Daten von Burton et al. legen nahe, dass Metallkonzentrationen die Zusammensetzung der Meiofauna-Besiedlung signifikant verändern, und heben die Bedeutung der Meiofauna in Wirkungsstudien des Süßwassers hervor.

Diese Abundanz-Änderungen verursachen weitere zusätzliche Dynamiken: Wie die unterschiedlichen Antworten der Art-Abundanzen zeigen (die *Corbicula*-Abundanz reagiert z. B. positiv auf steigende Schwermetall-Konzentrationen, *Candona*-Abundanz reagiert umgekehrt wie *Limnodrilus*), muss es interspezifische Wechselwirkungen geben. Schadstoffe, die einen schwächenden Effekt auf dominante Arten haben, könnten eine weniger dominante Arte unbeeinflusst lassen, die von der geänderten Situation dann profitiert.

### 7.3. Bestimmende Faktoren der Biozönosen-Struktur

#### 7.3.1. Abundanzen und Diversität der Wirbellosen

Da bisher noch kaum eine Studie versucht hat, die vollständigen Biozönosen fluvialer Schluffsedimente zu bestimmen, ist es schwierig, die Resultate mit denen anderer Arbeiten zu vergleichen (wie es z. B. Barnes et al., 2008, im Hinblick auf Brack-

wassersedimente von Ästuaren / Lagunen / Brackwassersystemen getan haben). Die Arbeit von Poff et al. (1993) — die erste, die über alle Habitatstypen und Größenunterschiede hinweg beprobt hat —, zeigt, dass ein bimodales benthisches Größenspektrum durch ein Meiofauna-Element (überwiegend Oligochaeten und Kleinkrebse) und ein Makrofaunaelement (meist *Corbicula*) charakterisiert ist, informiert aber nicht über Taxa-Listen oder Abundanzen. Weiterhin repräsentieren schluffige Sedimente nur einen kleinen Teil der untersuchten Habitate. Ungeachtet solcher Einschränkungen passen die festgestellten Organismen dieser vorliegenden Studie in diese generellen von Poff et al. entdeckten Größenmerkmale.

Die bisher erschöpfendste und gründlichste Studie über meiobenthische Schluff-Biozönosen ist die Arbeit über Nematoden-Biozönosen von Heininger et al. (2007), die außerdem ein sehr ähnliches Untersuchungsdesign wie die vorliegende Studie hat. Die von Heininger et al. beschriebenen Nematoden-Gemeinschaften weisen mehr Arten auf, als in dieser vorliegenden Arbeit entdeckt wurden. Es ist wichtig, zur Kenntnis zu nehmen, dass diese Arbeit eine ökologische und keine taxonomische Studie ist und daher die Möglichkeit von Fehlbestimmungen einiger Taxa besteht. Weiterhin basiert die hier beschriebene Artensammlung auf einem einzigen Beprobungstermin pro Standort, und es ist möglich, dass dadurch die System-Diversität unterschätzt wurde (s. Kap. 3 über die erforderlichen Bemühungen und die Biozönosen-Abschätzungen sowie Kap. 4 zu der saisonalen Dynamik). Auf der anderen Seite beschränkten wir uns nicht auf nur ein Taxon, sondern betrachteten sämtliche Evertebraten-Taxa, die an der jeweiligen Stelle gefunden wurden.

Die gefundenen benthischen Biozönosen umfassen zwölf Arten von Krebsen, drei Oligochaeten-Arten, sechs Nematoden-Gattungen, drei Mollusken-Arten und ungefähr 75 Chironomidenlarven unbestimmter Arten. Der Mangel an Rotatorien, Tardigraden, Gastrotricha und Insektenlarven (andere als Chironomiden) ist auffällig. Beier & Traunspurger (2003) fanden heraus, dass in 14 von 23 lotischen Systemen entweder Nematoden oder Rotatorien dominierten, und in 10 Fällen waren sie die Gruppe mit der zweithöchsten Abundanz. Crustacea dominierten viermal, Oligochaeten dreimal und Insektenlarven zweimal. Eine große Auswahl an Faktoren, z. B. Sauerstoff, Sedimentkörnung, Fließgeschwindigkeit und Prädation oder auch Futterqualität und -quantität, scheint die Zusammensetzung der Meiofauna zu beeinflussen (Referenzen ebendort). Die Arbeiten von Ricci & Balsamo (2000) und Trauns-

purger (2000) geben einige Hinweise auf Faktoren, die den Erfolg von entweder Rotatorien oder Nematoden begünstigen (Körperform- und Größe, langgestreckter Körper, kurze Lebenszyklen, Parthenogenese, Überdauerungsstadien); klären die Umstände aber noch nicht endgültig. Palmer (1990) erwartet, dass in Bereichen mit geringem Sauerstoffgehalt und feinen Sedimenten (speziell Schlamm und Schluff) Nematoden, Oligochaeten und Chironomidenlarven aufgrund ihrer Fähigkeit, anaerobe Bedingungen zu überleben, Rotatorien zahlenmäßig überlegen sind. Dies mag eine wichtige Erklärung für die charakteristischen Artenspektren ohne Rotatorien sein, denn die beprobten Standorte für die vorliegende Studie boten alle die beschriebenen schlammigen und schluffigen Substrate mit geringem Sauerstoffgehalt.

Innerhalb dieser speziellen Habitate waren auffallend variable Diversitäts-Indizes zu finden. Mit Ausnahme der Evenness waren sie in allen Elbe-Biozönosen niedriger als in denen des Neckars und der MEW. Die Artenzusammensetzung unterschied sich auffällig. Es ist also feststellbar, dass die Biozönosen zwar überall sehr unterschiedlich sind, sie aber klare Ähnlichkeiten innerhalb eines Flusses aufweisen. Dies korreliert nicht exakt mit der Ähnlichkeit der physikalisch-chemischen Sedimenteigenschaften, wie sie durch die Clusteranalyse dargestellt wurden: Neckar einerseits und Mittlere Elbe und MEW andererseits unterschieden sich leicht, während die Obere Elbe stark abweicht. Trotzdem legt das eine Korrelation zwischen Sedimenteigenschaften und Biozönosenstrukturen nahe. Die CCA bestätigen dies überwiegend. Sechs Variablen aus den kompletten Umweltdaten korrelieren umfassend mit Unterschieden in der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften und erhöhen signifikant die Anzahl der Abweichungen. Die einflussreichsten Variablen sind Cr,  $\alpha$ -HCH, TPH und Ni als vier Sediment-Schadstoffe, Niederschlag und Globalstrahlung als zwei klimatische Faktoren sowie der TOC-Gehalt der Sedimente und die F4-Fraktion der Korngrößen. Es ist ein starker Zusammenhang zwischen der Sedimentcharakteristik und der Biozönosenstruktur zu festzustellen: die Haupteinflüsse stammen aus den Sedimentkontaminationen, während die Korngrößen keine so wichtige Rolle spielen wie die Schadstoffe. Wettereinflüsse zeigen nur marginale Korrelationen auf. Dies stimmt mit den Ergebnissen und Überlegungen des vorhergehenden Kapitels 4 überein und ergänzt diese.

Es kann also behauptet werden, dass das Vorkommen einzelner Arten mit bestimmten Sedimenteigenschaften zusammenhängt. Hohe Anteile von feinkörnigem Sedi-

mentmaterial weisen beispielsweise bestimmte Crustacea auf, wie *Gammarus*, *Candona* und *Megacyclops*, während gröbere Sedimente *Cryptocyclops*, *Canthocamptus*, *Iliocryptus* sowie auch Tubificiden und Nematoden (z. B. *Tubifex*, *Mononchus*, *Dorylaimus*) beherbergen. Da diese Arten (wie *Dorylaimus*, *Cryptocyclops*, *Iliocryptus*, ...) auch mit hohen Cr-Konzentrationen assoziiert sind, ist es nicht möglich, die Zuordnung mit einer bestimmten Eigenschaft oder gar einem kausalen Verhältnis zu verbinden. Trotz allem sind diese Assoziationen bemerkenswert. Es ist schwer vorstellbar, dass einige Arten hoher Konzentrationen an Schwermetallen oder organischen Pestiziden bedürfen. Als mögliche Erklärung kann man vermuten, dass einige empfindliche Arten unter nicht-kontaminierten Bedingungen starke Wettbewerber darstellen. Falls sie schadstoffbedingt unterrepräsentiert sind, ziehen physiologisch weniger empfindliche Arten daraus ihren Vorteil und füllen die entstandene ökologische Nische. Es ist ein sehr dynamisches und diverses System, welches ähnliche Abundanzen und/oder Diversitäten mit unterschiedlicher Zusammensetzung der Biozönose zeigen kann.

#### 7.4. Elastizität und Erholung meio- und makrozoobenthischer Biozönosen

Zwischen den Beprobungen 2001 und 2004 liegen bemerkenswerte Unterschiede. Das Artenspektrum ist beinahe ausgetauscht. Im Gegensatz dazu gibt es bei den Sedimenteigenschaften kaum Änderungen. Einzige Ausnahme sind Schwermetalle in den MEW-Sedimenten, die — insbesondere Cr — außerordentlich stark angestiegen sind. Es gibt derzeit noch keine Erklärung für dieses Phänomen, welches um so überraschender ist, als dass diese MEW-Probenahmestelle zuvor als unbelasteter Referenzstandort herangezogen wurde. Die Konzentration ist zwar immer noch niedrig, aber im Vergleich überproportional stark angestiegen. Wie in Kap. 3 und 4 gezeigt, beeinflussen chemische Sedimentcharakteristika die Artenzusammensetzung. Anders als Pepelnik (2005), Gröngröft et al. (2005) und Krüger et al. (2005) war bei dieser Untersuchung kein Schadstoffanstieg feststellbar. In dieser Hinsicht wären zusätzliche Sediment-Analysen zwischen den zwei Beprobungsthemen interessant gewesen, um den Verlauf zu dokumentieren. Andererseits ist nicht von einem massiven Anstieg auszugehen. Die Schadstofflast bei Hochwasserereignissen stammt aus

den Sedimenten und belastet von dort aus das freie Wasser und durch Sedimentation die Überschwemmungsflächen. In der vorliegenden Untersuchung ging es dagegen um ebensolche Sedimente und die sie bewohnenden Evertebraten, die anders als Überschwemmungsflächen und der freie Wasserkörper und sein Plankton und Nekton grundsätzlich bereits mit den Schadstoffen Kontakt haben und von ihnen beeinflusst werden. Was diese Schadstoffe angeht (Schwermetalle und prioritäre Schadstoffe), so richten Überschwemmungen und Wasserschwälle keinen Schaden mehr bei Benthosorganismen an. Die durch Umlagerungen zustande gekommenen geringfügigen Unterschiede in den Sedimenteigenschaften werden nicht für die festgestellten Änderungen in den Biozönosen während der letzten drei Jahre verantwortlich sein. Andere hochwasserabhängige kontaminierende Substanzen (z. B. aus Abwässern, überschwemmten Kläranlagen, landwirtschaftlichen und industriellen Quellen), können zwar die benthischen Biozönosen beeinträchtigen (Mallin et al., 2002), konnten aber für diese Untersuchung nicht berücksichtigt werden.

Die physikalischen wie auch die hydrographischen Daten vom Neckar, von der Elbe und der MEW legen nahe, dass hydrographische Störungen ausschlaggebend für die Neuordnung der Lebensgemeinschaften sind. Resh et al. (1988) definieren Störungen in Fließgewässern als "any relatively discrete event in time that is characterised by a frequency, intensity, and severity outside a predictable range, and that disrupts ecosystem, community, or population structure and changes resources or the physical environment." Auch Poff (1992) bezieht sich in seiner ökologischen Betrachtung auf physikalische Störungen. Die Ergebnisse von Bond & Downes (2003) deuten an, dass alleine eine Erhöhung des Durchflusses die benthische Fauna stören kann, und dass weder eine Erhöhung der Substratbewegung noch der suspendierter Sedimente notwendig für Überschwemmungen und Fluten sind, um benthische Ansammlungen zu beschädigen. Es sollte beachtet werden, dass sich die zitierten Studien hauptsächlich mit deutlich gröberem Sediment befassen (Sand, Kies, Brocken), welche die Fauna auf ganz andere Weise beeinflussen (Lemly, 1982; Kap. 3. u. 4.)

Wallace (1990) nutzte Daten verschiedener Studien und veröffentlichte eine Tabelle mit sehr langen Erholungszeiten gestörter aquatischer Evertebraten-Biozönosen. Hochwasser, Hitzeperioden und niedrige Sauerstoffkonzentrationen sind in der Tabelle nicht aufgeführt; es wäre interessant, welche Zeit Wallace dafür veranschlagen würde. Wallace bezieht sich auf die Erholung von Makrozoobenthos; wie auch Titti-

zer (1984) und Tittizer et al.(1988) die 1 bis 3 Jahre für hartgründige Sedimente veranschlagen. Die Effekte durch erhöhten Durchfluss hängen davon ab, ob lokal entsprechende Rückzugsmöglichkeiten bestehen, die es der Fauna ermöglichen, sich vor den auftretenden Scherkräften zu schützen, welche sie sonst von dem Ort lösen und entfernen würden (Bond & Downes, 2003). "Lotic meiofaunal communities appear to be resilient to high flow disturbances. Resilience is moderated by the availability of in-stream refugia and habitat hydrology," (Robertson, 2000). Mit welchem Mechanismus auch immer: Die (Wieder-)Besiedlung im "Patch"-Maßstab erfolgt sehr schnell, und Meiofauna ist sehr mobil. Palmer et al. (1992) fand nach 12 Tagen kleine Testbesiedlungsfehler wieder zu 70 % besiedelt vor.

Die Erholung der Makro- und Meiofauna auf schluffigen Sedimenten wurde bisher noch nicht richtig erforscht, und Übertragungen der wenigen Erkenntnisse wären sehr spekulativ. Aus Mangel an entsprechenden Erfahrungswerten oder Messergebnissen muss offen bleiben, ob die an Neckar, Elbe und MEW sich „erholenden“ Lebensgemeinschaften sich tatsächlich noch in einer Erholungsphase befinden oder etablierte neue Biozöosen darstellen. Die geringfügige Abnahme der Artenvielfalt und Abundanz von 2001 bis 2004 könnte nahelegen, dass es sich noch um eine Erholungsphase handelte. Es stellt sich die Frage, ob diese dynamischen Habitate überhaupt jemals eine „stabile“ Biozönose beherbergen können.

„Jeder Abschnitt eines Flussbetts ist in irgendeiner Weise 'patchy' und hat seine eigene Art von Störungen, Kolonisierungsquellen, Kolonisierern und artspezifischen Interaktionen. Aus diesem Grund befinden sich Flussbiozöosen in einem fortwährenden Erholungszustand von unregelmäßigen Störungen. Biologische Erholungsprozesse sind somit ein Kennzeichen von Flusslebensgemeinschaften," (Beckmann, 2002).

## 8. Literaturverzeichnis

- Adams, M. S., B. Hale, T. Gaumert, M. Bergemann, B. Ohm & C. D'Elia (2008): Environmental History of the German Elbe River-interactions among the ecological, economic, and political environments. <http://www.wioc.wisc.edu/pac/readings/elbe-river-history.pdf>
- Ali, A. & M. S. Mulla (1978): Impact of the insect growth regulator Diflubenzuron on invertebrates in a residential-recreational lake. — *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* **7**: 483-491.
- Angradi, T. R. (1999): Fine sediment and macroinvertebrate assemblages in Appalachian streams: a field experiment with biomonitoring applications. — *Journal of the North American Benthological Society* **18** (1): 49-66
- Angradi, T. R., E. W. Schweiger & D. W. Bolgrien (2006): Inter-habitat variation in the benthos of the Upper Missouri River (North Dakota, USA): Implications for great river bioassessment. — *River Research and Applications* **22**: 755-773.
- AQEM consortium (2002): Manual for the application of the AQEM method. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002.
- ARGE (Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe) (Hrsg.) (1996): Umgang mit belastetem Baggergut an der Elbe — Zustand und Empfehlungen. Hamburg.
- Barnes, N., R. N. Bamber, C. B. Moncrieff, M. Shearer & T. J. Ferrero (2008): Meiofauna in closed coastal saline lagoons in the United Kingdom: Structure and biodiversity of the nematode assemblage. — *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **79**: 328-340.
- Barbour, M. T., J. Gerritsen, G. E. Griffith, R. Frydenborg, E. McCarron, J. S. White & M. L. Bastian (1996): A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. — *Journal of the North American Benthological Society* **15** (2): 185-211.
- Beckmann, M. (2002): Auswirkungen des Rheinhochwassers auf das Makrozoobenthos seiner Zuflüsse. Dissertation, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn.
- Beier, S. & W. Traunspurger (2003): Temporal dynamics of meiofauna communities in two small submountain carbonate streams with different grain size. — *Hydrobiologia* **498**: 107-131.
- Belyea, L. R. & J. Lancaster (1999): Assembly rules within a contingent ecology. — *Oikos* **86**: 402-416.
- Benke, A. C., T. C. van Arsdall, Jr., D. M. Gillespie & F. K. Parrish (1984): Invertebrate productivity in a subtropical blackwater river: The importance of habitat and life history. — *Ecological Monographs* **54** (1): 25-63.



- BfG (Bundesanstalt für Gewässerkunde) (2000): HABAB — Directive for the Handling of Dredged Material on Federal Inland Water Ways (HABAB-WSV). Federal Institute of Hydrology (BfG), Koblenz.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2004): Meldepflichtige Ereignisse in Anlagen zur Spaltung von Kernbrennstoffen in der Bundesrepublik Deutschland (Atomkraftwerke und Forschungsreaktoren, deren Höchstleistung 50 kW thermische Dauerleistung überschreitet). Jahresbericht 2004.
- Böhmer, J., C. Rawer-Jost, A. Zenker, C. Meier, C. K. Feld, R. Biss & D. Hering (2004): Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: Development of a multimetric invertebrate based assessment system. — *Limnologica* **34**: 416-432.
- Bond, N. R. & B. J. Downes (2003): The independent and interactive effects of fine sediment and flow on benthic invertebrate communities characteristic of small upland streams. — *Freshwater Biology* **48**: 455-465.
- Bongers, T. (1988): De nematoden van Nederland: Een identificatietabel voor de in Nederland aangetroffen zoetwater- en bodembewonende nematoden. Naturhistorische Bibliotheek van de KNNV Nr. 46, Stichting Uitgeverij van de Koninklijke Nederlandse Naturhistorische Vereniging, Utrecht.
- Boulton, A. J., S. E. Stibbe, N. B. Grimm & S. G. Fisher (1991): Invertebrate recolonisation of small patches of defaunated hyporheic sediments in a Sonoran desert stream. — *Freshwater Biology* **26**: 267-277.
- Bourassa, N. & A. Morin (1995): Relationships between size structure of invertebrate assemblages and trophy and substrate composition in streams. — *Journal of the North American Benthological Society* **14** (3): 393-403.
- Bournaud, M., B. Cellot, P. Richoux & A. Berrahou (1996): Macroinvertebrate community structure and environmental characteristics along a large river: Congruity of patterns for identification to species or family. — *Journal of the North American Benthological Society* **15** (2): 232-253.
- Brinkhurst, R. O. (1971): A Guide for the Identification of British Aquatic Oligochaeta. 2nd edition, revised. Freshwater Biological Association, Scientific Publication № 22, Kendal.
- Brönmark, C. (1994): Effects of Tench and Perch on Interactions in a Freshwater, Benthic Food Chain. — *Ecology* **75** (6): 1818-1828.
- Burton, S. M., S. D. Rundle & M. B. Jones (2001): The relationship between trace metal contamination and stream meiofauna. — *Environmental Pollution* **111**: 159-167.
- Calderbank, A. (1972): Environmental considerations in the development of diquat and paraquat as aquatic herbicides. — *Outlook Agric.* **7** (2): 51-54.
- Carter, J. L. & V. H. Resh (2001): After Site Selection and before Data Analysis: Sampling, Sorting, and Laboratory Procedures Used in Stream Benthic Macroinvertebrate Monitoring Programs by USA State Agencies. — *Journal of the North American Benthological Society* **20**: 658-682.

- Chutter, F. M. (1969): The effect of silt and sand on the invertebrate fauna of streams and rivers. — *Hydrobiologia* **34**: 29-37.
- Claus, E., P. Heininger & S. Pfitzner (1998): Wirkungsorientierte Untersuchungen von Sedimentextrakten der Elbe. In: Geller, W., P. Punčochář, D. Bornhöft, J. Bouček, H. Feldmann, H. Guhr, V. Mohaupt, M. Simon, J. Smrták, J. Spoustová & O. Uhlmann (Hrsg.): Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe. 8. Magdeburger Gewässerschutzseminar, Oktober 1998, Karlsbad (Tschechien) Teubner, Stuttgart, Leipzig.
- Clements, W. H. (1994): Benthic invertebrate community responses to heavy metals in the upper Arkansas River Basin, Colorado. — *Journal of the North American Benthological Society* **13** (1): 30-44.
- Clements, F. M. (1999): Metal tolerance and predator-prey interactions in Benthic Macroinvertebrate Stream Communities. — *Ecological Applications* **9** (3): 1073-1084.
- Coleman, B. D. (1981): On random placement and species-area relations. — *Mathematical Biosciences* **54**: 191-215.
- Coleman, B. D., M. A. Mares, M. R. Willig & Y. H. Hsieh (1982): Randomness, area, and species richness. — *Ecology* **63**: 1121-1133.
- Collier, K. J. (2004): Invertebrate community dynamics in soft-bottomed streams of northern New Zealand: a spatio-temporal hierarchy. — *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **38**: 1-18.
- Colwell, R. K. (2005): EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. User's Guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>
- Coull, B. C. (1985): The use of long-term biological data to generate testable hypotheses. — *Estuaries* **8** (2) :84-92.
- Death, R. G. (1996): The effect of patch disturbance on stream invertebrate community structure: The influence of disturbance history. — *Oecologia* **108** (3): 567-576.
- Death, R. G. & M. J. Winterbourn (1995): Diversity patterns in stream benthic invertebrate communities: The influence of habitat stability. — *Ecology* **76** (5): 1446-1460.
- De Lange, H. J., J. De Jonge, P. J. Den Besten, J. Oosterbaan & E. T. H. M. Peeters (2004): Sediment pollution and predation affect structure and production of benthic macroinvertebrate communities in the Rhine-Meuse Delta, The Netherlands. — *Journal of the North American Benthological Society* **23** (3): 557-579.
- De Lange, H. J., E.M. De Haas, H. Maas & E. T. H. M. Peeters (2005): Contaminated sediments and bioassay responses of three macroinvertebrates, the midge larva *Chironomus riparius*, the water louse *Asellus aquaticus* and the mayfly nymph *Ephoron virgo*. — *Chemosphere* **61**: 1700-170.
- Dernie, K. M., M. J. Kaiser & R. M. Warwick (2003): Recovery rates of benthic communities following physical disturbance. — *The Journal of Animal Ecology* **72** (6): 1043-1056.

- DEV (Deutsches Institut für Normung e.V.) (1992): Biologisch-Ökologische Gewässergüteuntersuchung: Bestimmung des Saprobienindex (M2). In: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. VCH Verlagsgesellschaft mbH, Weinheim.
- Dolédec, S. & B. Statzner (2008): Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an assessment of specific types of human impact. — *Freshwater Biology* **53**: 617-634.
- Douglas M. & P. S. Lake (1994): Species richness of stream stones: An investigation of the mechanisms generating the species-area relationship. — *Oikos* **69** (3): 387-396.
- Eggers, T. O. & A. Martens (2001): Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustacea) Deutschlands. — *Lauterbornia* **42**: 1-68.
- Enk, M. D. & B. J. Mathis (1977): Distribution of cadmium and lead in a stream ecosystem. — *Hydrobiologia* **52** (2-3): 153-158.
- Einsle, U. (1993): Crustacea, Copepoda, Calanoida und Cyclopoida. In: Schwoerbel, J. & P. Zwick (Hrsg.): Süßwasserfauna von Mitteleuropa 8/4-1, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Essink, K. & H. Keidel (1998): Changes in estuarine nematode communities following a decrease of organic pollution. — *Aquatic Ecology* **32**: 195-202.
- Feld, C. K. & D. Hering (2007): Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. — *Freshwater Biology*: **52**: 1380-1399.
- Fenchel, T. M. (1978): The Ecology of Micro-and Meiobenthos. — *Annual Review of Ecology and Systematics* **9**: 99-121.
- Flotemersch, J. E., K. Blocksom, J. J. Hutchens, Jr., & B.-C. Autrey (2006): Development of a standardized large river bioassessment protocol (LR-BP) for macroinvertebrate assemblages. — *River Research and Applications* **22**: 775-790.
- Friberg, N., L. Sandin, M. T. Furse, S. E. Larsen, R. T. Clarke & P. Haase (2006): Comparison of macroinvertebrate sampling methods in Europe. — *Hydrobiologia* **566**: 365-378.
- Gayraud, S., B. Statzner, P. Bady, F. Schöll, P. Usseglio-Polatera & M. Bacchi (2003): Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of alternative metrics. — *Freshwater Biology* **48**: 2045-2064.
- Gee, M., M. Austen, G. De Smet, T. Ferraro, A. McEvoy, S. Moore, D. Van Gausbeki, M. Vincx & R. M. Warwick (1992): Soft sediment meiofauna community responses to environmental pollution gradients in the German Bight and at a drilling site off the Dutch coast. — *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **91**: 89-302.
- Gerhardt, A. (1995): Effects of metals on stream invertebrates. Dissertation, Lund University Sweden.
- Gewässerdirektion Neckar, Bereich Besigheim (2004): Biologische Gewässergüte nach LAWA. Flussgebietseinheit Rhein, Bearbeitungsgebiet Neckar (B-W). Datenquelle: LfU 41.1/3; RIPS Pool der LfU BW. 27. 05. 2004.

- Glöer, P. & C. Meier-Brook (1998): Süßwassermollusken. 12. Aufl., Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg.
- Gohlisch, G., S. Naumann & P. Röthke-Habeck (2005): Bedeutung der Elbe als europäische Wasserstraße. Umweltbundesamt, Berlin.
- Golladay, S. W. & C. L. Hax (1995): Effects of an engineered flow Disturbance on meiofauna in a North Texas prairie stream. — *Journal of the North American Benthological Society* **14**: 404-413.
- Gröngroft, A., F. Krüger, K. Grunewald, R. Meißner & G. Miehlich (2005): Plant and soil contamination with trace metals in the Elbe floodplains: A case study after the flood in August 2002. — *Acta hydrochim. hydrobiol.* **33** (5): 466-474.
- Haase, P., S. Lohse, S. Pauls, K. Schindehutte, A. Sundermann, P. Rolaufts & D. Hering (2004): Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: development of a practical standardised protocol for macro invertebrate sampling and sorting. — *Limnologica* **34**: 349-365.
- Hakenkamp, C. C. & A. Morin (2000): The importance of meiofauna to lotic ecosystem functioning. — *Freshwater Biology* **44**: 165-175.
- Heininger, P., S. Höss, E. Claus, J. Pelzer & W. Traunspurger (2007): Nematode communities in contaminated river sediments. — *Environmental Pollution* **146**: 64-76.
- Heltsh, J. & N. E. Forrester (1983): Estimating species richness using the jackknife procedure. — *Biometrics* **39**: 1-11.
- Hentschel, E. & G. Wagner (1993): Zoologisches Wörterbuch: Tiernamen, allgemeinbiologische, anatomische, physiologische Termini und biographische Daten. 5. Aufl. UTB, Gustav Fischer Verlag, Jena
- Hering, D., C. Meier, C. Rawer-Jost, C. K. Feld, R. Biss, A. Zenker, A. Sundermann, S. Lohse & J. Böhrmer (2004): Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: selection of candidate metrics. — *Limnologica* **34**: 398-415.
- Holomuzki, J. R. & J. F. Biggs (2003): Sediment texture mediates high-flow effects on lotic macroinvertebrates. — *Journal of the North American Benthological Society* **22** (4): 542-553.
- Höss, S., W. Traunspurger, G. F. Severin, I. Jüttner, G. Pfister & K. W. Schramm (2004): Influence of 4-nonylphenol on the structure of nematode communities in freshwater microcosms. — *Environ. Toxicol. Chem.* **23**, 1268-1275.
- Hutchens, J. J., Jr., Keun Chung & J. B. Wallace (1998): Temporal variability of stream macroinvertebrate abundance and biomass following pesticide disturbance. — *Journal of the North American Benthological Society* **17** (4): 518-534.
- IKSE (Internationale Kommission zum Schutz der Elbe) (Hrsg.) (1994): Ökologische Studie zum Schutz und zur Gestaltung der Gewässerstrukturen und der Uferrandregionen der Elbe. Sekretariat IKSE, Magdeburg.
- IKSE (Internationale Kommission zum Schutz der Elbe) (Hrsg.) (2000): Das Makrozoobenthos der Elbe vom Riesengebirge bis Cuxhaven. Koblenz, Prag.

- IKSE (Internationale Kommission zum Schutz der Elbe) (Hrsg.) (2005): Die Elbe und ihr Einzugsgebiet — Ein geographisch-hydrologischer und wasserwirtschaftlicher Überblick. Sekretariat IKSE, Magdeburg.
- IKSE (Internationale Kommission zum Schutz der Elbe) (Hrsg.) (2006): Gewässergütebericht der Elbe 2005. Wassergütestelle Elbe, Hamburg.
- Ilg, C., F. Dziock, F. Foeckler, K. Follner, M. Gerisch, J. Glaeser, A. Rink, A. Schanowski, M. Scholz, O. Deichner & K. Henle (2008): Long term reactions of plants and macroinvertebrates to extreme floods in floodplain grasslands. — *Ecology* **89** (9): 2392-2398.
- Iwasaki Y., T. Kagaya, K. Miyamoto & Hiroyuki Matsuda (2009): Effects of heavy metals on riverine benthic macroinvertebrate assemblages with reference to potential food availability for drift-feeding fishes. — *Environmental Toxicology and Chemistry* **28** (2): 354-363.
- Kerans, B. L., J. R. Karr & S. A. Ahlstedt (1992): Aquatic invertebrate assemblages: spatial and temporal differences among sampling protocols. — *Journal of the North American Benthological Society* **11** (4): 377-390.
- Kiffney, P. M. & W. H. Clements (1994 a): Effects of heavy metals on a macroinvertebrate assemblage from a Rocky Mountain stream in experimental microcosms. — *Journal of the North American Benthological Society* **13** (4): 511-523.
- Kiffney, P. M. & W. H. Clements (1994 b): Structural responses of benthic macroinvertebrate communities from different stream orders to zinc. — *Environmental Toxicology and Chemistry* **13** (3): 389-395.
- Kiffney, P. M. & W. H. Clements (1996): Effects of metals on stream macroinvertebrate assemblages from different altitudes. — *Ecological Applications*, **6** (2): 472-481.
- Kobus, H. & F. Bürkle (1996): Konkurrierende Ansprüche an ein Fließgewässer — das Beispiel Neckar. In: Lehn, H., M. Steiner & H. Mohr (Hrsg.): Wasser — Die elementare Ressource. 52. Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg, Stuttgart: 86-113.
- Kothé, P. (1967): Die Biologie als Hilfsmittel bei der Erforschung morphologisch-quantitativer Vorgänge in den Gewässern. — *Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen*, Sonderheft: 220-226.
- Krüger, F., R. Meissner, A. Gröngröft & K. Grunewald (2005): Flood induced heavy metal and arsenic contamination of Elbe River floodplain soils. — *Acta hydrochim. hydrobiol.* **33** (5): 455-465.
- Lazim, M. N. & M. A. Learner (1986): The life-cycle and productivity of *Tubifex tubifex* (Oligochaeta; Tubificidae) in the Moat-Feeder Stream, Cardiff, South Wales. — *Holarctic Ecology* **9** (3): 185-192.
- Lazim, M. N. & M. A. Learner (1987): The influence of sediment composition and leaf litter on the distribution of Tubificid worms (Oligochaeta). A Field and Laboratory Study. — *Oecologia* **72** (1): 131-136.
- Lemly, A. D. (1982): Modification of benthic insect communities in polluted streams: combined effects of sedimentation and nutrient enrichment. — *Hydrobiologia* **87** (3): 229-245.

- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (Hrsg.) (1999): Die Gewässerlandschaften Baden-Württembergs. Reihe Oberirdische Gewässer. Gewässerökologie 53. LfU Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (Hrsg.) (2004): Gütebericht 2002 — Entwicklung der Fließgewässerbeschaffenheit in Baden-Württemberg. Reihe Oberirdische Gewässer. Gewässerökologie 82. LfU Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- Lillelund, K., U. de Haar, H.-J. Elster, L. Karbe, J. Schwoerbel & W. Simonis (1987): Bioakkumulation in Nahrungsketten. DFG-Forschungsbericht. Verlag Chemie Weinheim.
- Loof, P. (2001): Nematoda, Secernentea (Tylenchida, Aphelenchida). In Schwoerbel, J. & P. Zwick (Hrsg.): Süßwasserfauna von Mitteleuropa 4/1-1, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Lorenz, A., C. K. Feld & D. Hering (2004a): Typology of streams in Germany based on benthic invertebrates: Ecoregions, zonation, geology and substrate. — *Limnologica* **34**: 379-389.
- LUA NRW (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen) (Hrsg.) (1994): Bestimmung von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Bodenproben. Merkblätter, Nr. 1. LUA NRW, Essen.
- Mallin, M. A., M. H. Posey, M. R. McIver, D. C. Parsons, S. H. Ensign & T. D. Alphin (2002): Impacts and recovery from multiple hurricanes in a Piedmont-coastal plain river system. — *BioScience* **52** (11): 999-1010.
- Mancinelli, G., M. L. Constantini & L. Rossi (2002): Cascading effects of predatory fish exclusion on the detritus-based food web of a lake littoral zone (Lake Vico, central Italy). — *Oecologia* **133**: 402-411.
- Maier-Bode, H. (1972): Verhalten von Herbiziden in Wasser, Schlamm und Fischen nach Applikation in Fischteichen. — *Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene* **37**: 67-75.
- Maret, T. R., D. J. Cain, D. E. MacCoy & T. M. Short (2003): Response of benthic invertebrate assemblages to metal exposure and bioaccumulation associated with hard-rock mining in Northwestern Streams, USA. — *Journal of the North American Benthological Society*, **22** (4): 598-620.
- Marklund, O., H. Sandsten, L.-A. Hansson & I. Blindow (2002): Effects of waterfowl and fish on submerged vegetation and macroinvertebrates. — *Freshwater Biology* **47**: 2049-2059.
- Mathuriau, C., A. G. B. Thomas & E. Chauvet (2008): Seasonal dynamics of benthic detritus and associated macroinvertebrate communities in a neotropical stream. — *Fundamental and Applied Limnology, Archiv für Hydrobiologie* **171** (4): 323-333.
- Maxted, J. R., B. F. Evans & M. R. Scarsbrook (2003): Development of standard protocols for macroinvertebrate assessment of soft-bottomed streams in New Zealand. — *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* **37**: 793-807.
- Meisch, C. (2000): Crustacea: Ostracoda. In Schwoerbel, J. & P. Zwick (Hrsg.), Süßwasserfauna von Mitteleuropa 8/3, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Miura, T. & R. M. Takahashi (1974a): Insect development inhibitors: Effects of candidate mosquito control agents on nontarget aquatic organisms. — *Environ. Entomol.* **3**: 631-636.

- Miura, T. & R. M. Takahashi (1974b): Effects of the IGR TH-6040 on nontarget organisms when utilized as a mosquito control agent. — *Mosquito News* **35**: 154-159.
- Morrisey, D. J., L. Howitt, A. J. Underwood & J. S. Stark (1992a): Spatial variation in soft-sediment benthos. — *Marine Ecology Progress Series* **81**: 197-204.
- Morrisey, D. J., A. J. Underwood, L. Howitt & J. S. Stark (1992b): Temporal variation in soft-sediment benthos. — *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **164**: 233-245.
- Nehring, S. & U. Albrecht (1997): Benthos und das redundante Benthon: Neologismen in der deutschsprachigen Limnologie. — *Lauterbornia* **31**: 17-30
- Oetken, M., B. Stachel, M. Pfenninger & J. Oehlmann (2005): Impact of a flood disaster on sediment toxicity in a major river system — the Elbe flood 2002 as a case study. — *Environmental Pollution* **134**: 87-95.
- Palmer, M. A. (1990): Temporal and spatial dynamics of meiofauna within the hyporheic zone of Goose Creek, Virginia. — *Journal of the North American Benthological Society* **9** (1): 17-25.
- Palmer, M. A., A. E. Bely & K. E. Berg (1992): Response of invertebrates to lotic disturbances: a test of the hyporheic refuge hypothesis. — *Oecologia* **89**: 182-194.
- Palmer, M. A. & D. L. Strayer (1996): Meiofauna. In F. R. Houer & G. A. Lamberti (eds): *Methods in Stream ecology*. Academic Press, New York: 315-337.
- Peeters, E. T. H. M., A. Dewitte, A. A. Koelmans, J. A. van der Velden & P. J. den Besten (2001): Evaluation of bioassays versus contaminant concentrations in explaining the macroinvertebrate community structure in the Rhine-Meuse delta, The Netherlands. — *Environmental Toxicology and Chemistry* **20** (12): 2883-2891.
- Pepelnik, R., B. Karrasch, R. Niedergesäß, B. Erbslöh, M. Mehrens, U. Link, M. Herzog & A. Prange (2005): Influence of the flooding in 2002 on the plankton and the quality of water and sediment of the River Elbe over its longitudinal profile. — *Acta hydrochim. hydrobiol.* **33** (5): 430-448.
- Petermeyer, A., F. Schöll & T. Tittizer (1996): Die ökologische und biologische Entwicklung der deutschen Elbe. — *Lauterbornia* **24**: 1-95.
- Petran, M. & P. Kothé (1978): Influence of bedload transport on the macrobenthos of running waters. — *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* **20**: 1867-1872.
- Pfannkuche, O. & H. Thiel (1988): Sample processing. In: Higgins, R. P. & H. Thiel (eds): *Introduction to the study of meiofauna*. Smithsonian Institution Press, Washington DC: 134-145.
- Pieters, B. J. (2007): *Daphnid population responses to pesticides*. Proefschrift Universiteit van Amsterdam, Faculteit der Natuurwetenschappen, Wiskunde en Informatica.
- Pinter, J. & D. Backhaus (1990): Der Neckar. In: Landesanstalt für Umweltschutz, Baden-Württemberg: *Beiträge zur Limnologie von Rhein, Neckar, Donau*. LfU Karlsruhe.

- Pinto, P., J. Rosado, M. Morais & I. Antunes (2004): Assessment methodology for southern siliceous basins in Portugal. — *Hydrobiologia* **516**: 191-214.
- Poff, L. N. (1992): Why disturbances can be predictable: a perspective on the definition of disturbance in streams. — *Journal of the North American Benthological Society* **11** (1): 66-92.
- Poff, L. N., M. A. Palmer, P. L. Angermeier, R. L. Vadas, Jr., C. C. Hakenkamp, A. Bely, P. Arensburger & A. P. Martin (1993): Size structure of the metazoan community in a Piedmont stream. — *Oecologia* **95**: 202-209.
- Poff, L. N. & J. V. Ward (1990): Physical habitat template of lotic systems: Recovery in the context of historical pattern of spatiotemporal heterogeneity. — *Environmental Management* **14** (5): 629-645.
- Principe, R. E., M. F. Boccolini & M. C. Corigliano (2008): Structure and spatial-temporal dynamics of Chironomidae fauna (Diptera) in upland and lowland fluvial habitats of the Chocancharava River Basin (Argentina). — *International Review of Hydrobiology* **93** (3): 342-357.
- Quintino, V., M. Elliott & A. M. Rodrigues (2006): The derivation, performance and role of univariate and multivariate indicators of benthic change: Case studies at differing spatial scales. — *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **330** (1): 368-382.
- Radwell, A. J. & A. V. Brown (2006): Influence of fine sediments on meiofauna colonization densities in artificial stream channels. — *Archiv für Hydrobiologie* **165**: 63-75.
- Radwell, A. J. & A. V. Brown (2008): Benthic meiofauna assemblage structure of headwater streams: density and distribution of taxa relative to substrate size. — *Aquatic Ecology* **42**: 405-414.
- Rae, J. G. (2004): The colonization response of lotic chironomid larvae to substrate size and heterogeneity. — *Hydrobiologia* **524**: 115-124.
- Ramsay, P. M., S. D. Rundle, M. J. Attrill, M. G. Uttley, P. R. Williams, P. S. Elsmere & A. Abada (1997): A rapid method for estimating biomass size spectra of benthic metazoan communities. — *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **54**: 1716-1724.
- Reinert, R. E. (1970): Pesticide concentrations in Great Lakes fish. — *Pesticides Monitoring Journal* **3**: 233-240.
- Reinhold-Dudok van Heel, H. C. & P. J. den Besten (1999): The relation between macroinvertebrate assemblages in the Rhine-Meuse delta (The Netherlands) and sediment quality. — *Aquatic Ecosystem Health and Management* **2**: 19-38.
- Reiss, J. & J. M. Schmid-Araya (2008): Existing in plenty: abundance, biomass and diversity of ciliates and meiofauna in small streams. — *Freshwater Biology* **53**: 652-668.
- Resh, V. H., A. V. Brown, A. P. Covich, M. E. Gurtz, H. W. Li, G. W. Minshall, S. R. Reice, A. L. Sheldon, J. B. Wallace & R. C. Wissmar (1988): The role of disturbance in stream ecology. — *Journal of the North American Benthological Society* **7** (4): 433-455.
- Ricci C. & M. Balsamo (1990): The biology and ecology of lotic rotifers and gastrotrichs. — *Freshwater Biology* **44** (1): 15-28.



- Richards, C. & K. L. Bacon (1994): Influence of fine sediment on macroinvertebrate colonization of surface and hyporheic stream substrates. — *Great Basin Naturalist* **54**: 106-113.
- Robertson, A. L. (2000): Lotic meiofaunal community dynamics: colonisation, resilience and persistence in a spatially and temporally heterogeneous environment. — *Freshwater Biology* **44**: 135-147.
- Robertson, A. L., S. D. Rundle & J. M. Schmid-Araya (2000): Putting the meio- into stream ecology: current findings and future directions for lotic meiofaunal research. — *Freshwater Biology* **44**: 177-183.
- RP (Regierungspräsidium) Stuttgart (2005): EG-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG): Vorläufiger Bericht zur Bestandsaufnahme Teil B, Bearbeitungsgebiet Neckar. Erstellt in Zusammenarbeit mit Regierungspräsidien Karlsruhe, Freiburg Tübingen und Darmstadt sowie Wasserwirtschaftsamt Ansbach.
- Sandulli, R. & J. Pinckney (1999): Patch sizes and spatial patterns of meiobenthic copepods and benthic microalgae in sandy sediments: a microscale approach. — *Journal of Sea Research* **41**: 179-187.
- Sauter, G. (1995): Identification key on tubificid oligochaete species occurring in Germany with special reference to the immature stages. — *Lauterbornia* **23**: 1-52.
- Sauter, G. & H. Güde (1996): Influence of grain size distribution of tubificid oligochaete species. — *Hydrobiologia* **334**: 97-101.
- Scarsbrook, M. R. (2002): Persistence and stability of lotic invertebrate communities in New Zealand. — *Freshwater Biology* **47**: 417-431.
- Schleuter, A. & T. Tittizer (1988): Die Makroinvertebratenbesiedlung des Mains in Abhängigkeit von der Gewässertiefe und der Korngröße des Substrats. *Archiv für Hydrobiologie* **13** (1): 133-151.
- Schmid-Araya, J. M. (1996): Meiofaunal colonisation and dispersal in an alpine gravel stream: the effects of natural and artificial disturbance. Report FFWF P9:822-BIO for the Austrian Academy of Sciences.
- Schmid-Araya, J. M., A. G. Hildrew, A. Robertson, P. E. Schmid & J. Winterbottom (2002): The Importance of Meiofauna in Food Webs: Evidence from an Acid Stream. — *Ecology* **83** (5): 1271-1285.
- Schmid-Kloiber, A., W. Graf, A. Lorenz & O. Moog (2006): The AQEM/STAR taxalist — a pan-European macro-invertebrate ecological database and taxa inventory. — *Hydrobiologia* **566**: 325-342.
- Schöll, F., T. Tittizer, E. Behring & M. Wanitschek (1995): Faunistische Bestandsaufnahme an der Elbsohle zur ökologischen Zustandsbeschreibung der Elbe und Konzeption von Sanierungsmaßnahmen. BfG 0880, Koblenz
- Schofield K. A., C. M. Pringle & J. L. Meyer (2004): Effects of increased bedload on algal- and detrital-based stream food webs: Experimental manipulation of sediment and macroconsumers. — *Limnology and Oceanography* **49** (4), Part 1: 900-909.

- Schratzberger, M. & R. M. Warwick (1998) Effects of physical disturbance on nematode communities in sand and mud: a microcosm experiment. — *Marine Biology* **130**: 643-650.
- Schweiger, E. W., D. W. Bolgrien, T. R. Angradi & J. R. Kelly (2005): Environmental monitoring and assessment of a great river ecosystem: The upper Missouri River pilot. — *Environmental Monitoring and Assessment* **103**: 21-40.
- Schwoerbel, J. (1993): Einführung in die Limnologie. 7. Aufl. UTB Gustav Fischer Verlag Stuttgart, Jena.
- Siegfried, C. A., M. E. Kopache & A. W. Knight (1980): The benthos of a portion of the Sacramento River (San Francisco Bay Estuary) during a dry year. — *Estuaries* **3** (4): 296-307.
- Somerfield, P. J., J. M. Gee & R. M. Warwick (1994): Soft sediment meiofaunal community structure in relation to a long-term heavy metal gradient in the Fal estuary system. — *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **105**: 79-88.
- Srivastava, D. S. (1999): Using local-regional richness plots to test for species saturation: pitfalls and potentials. — *Journal of Animal Ecology* **68**: 1-16.
- Stark, J. D., I. K. G. Boothroyd, J. S. Harding, J. R. Maxted & M. R. Scarsbrook (2001): Protocols for sampling macroinvertebrates in wadeable streams. New Zealand Macroinvertebrate Working Group Report № 1. Prepared for the Ministry for the Environment. Sustainable Management Fund Project № 5103.
- Statistisches Bundesamt (2002): Verkehr — Binnenschifffahrt 2002, Fachserie 8 / Reihe 4. Wiesbaden 2003
- Stead, T. K., J. M. Schmid-Araya & A. G. Hildrew (2003): All creatures great and small: patterns in the stream benthos across a wide range of metazoan body size. — *Freshwater Biology* **48**: 532-547.
- Steiner, C. F., Z. T. Long, J. A. Krumins & P. J. Morin (2006): Population and community resilience in multitrophic communities. — *Ecology* **87** (4): 996-1007.
- Sun, B. & J. W. Fleeger (1991): Spatial and temporal patterns of dispersion in meiobenthic copepods. — *Marine Ecology-Progress Series* **71**: 1-11.
- Swan, C. M. & M. A. Palmer (2000): What drives small-scale spatial patterns in lotic meiofauna communities? — *Freshwater Biology* **44**: 109-121.
- Thrush, S. F., R. D. Pridmore & J. E. Hewitt (1994): Impacts on soft-sediment macrofauna: The effects of spatial variation on temporal trends. — *Ecological Applications* **4**: 31-41.
- Thrush, S. F., J. E. Hewitt, A. Norkko, V. J. Cummings & G. A. Funnel (2003): Macrobenthic recovery processes following catastrophic sedimentation on estuarine sandflats. — *Ecological Applications* **13** (5): 1433-1455.
- Timm, T. (1999): A Guide to the Estonian annelida. Naturalist's Handbooks 1, Estonian Academy Publishers, Tartu-Tallinn.

- Tittizer, T. (1984): Die Auswirkung wasserbaulicher Maßnahmen auf den biologischen Zustand von Fließgewässern, erläutert am Beispiel der Donau. Kurzreferat. Internationale Arbeitsgemeinschaft Donauforschung (IAD). 24. Arbeitstagung, Szentendre/Ungarn. Zitiert nach Tittizer (1989).
- Tittizer, T. (1989): Die Rolle des Makrozoobenthos in der Fließgewässerökologie und seine Bedeutung für die Ökosystemforschung. In: Neubert, S., M. Blumberg, & U. Pauly & Gesamthochschule Kassel (Hrsg.): Kommunikation im Ökosystem. Ekopan Verlag, Witzenhausen.
- Tittizer, T., A. Schleuter & M. Schleuter (1988): Untersuchungen zur Wiederbesiedlung vertiefter Sohlenbereiche der Rhein-Main-Donau-Wasserstraße. Kurzreferat. Internationale Arbeitsgemeinschaft Donauforschung (IAD). 27. Arbeitstagung, Mamaia/Rumänien. Zitiert nach Tittizer (1989).
- Traunspurger, W. (2000): The biology and ecology of lotic nematodes. — *Freshwater Biology* **44**: 29-45.
- Uhlig, G., H. Thiel & J. S. Gray (1973): The quantitative separation of meiofauna. A comparison of methods. — *Helgoländer wiss. Meeresunters.* **25**: 173-195.
- Wachs, B. (1967): Die Oligochaeten-Fauna der Fließgewässer unter besonderer Berücksichtigung der Beziehung zwischen der Tubificiden-Besiedlung und dem Substrat. — *Archiv für Hydrobiologie* **63**: 310-386.
- Wallace, J. B. (1990): Recovery of lotic macroinvertebrate communities from disturbance. — *Environmental Management* **14** (5): 605-620.
- Wood, P. & P. Armitage (1997): Biological effects of fine sediment in the lotic environment. — *Environmental Management* **21** (2): 203-217.
- WSA (Wasser- und Schifffahrtsamt) Heidelberg (2004): Pressemitteilung 2004.
- Ysebaert, T., M. Fettweis, P. Meire & M. Sas (2005): Benthic variability in intertidal soft-sediments in the mesohaline part of the Schelde estuary. — *Hydrobiologia* **540**: 197-216
- Zajac, R. N., R. B. Whitlatch & S. F. Thrush (1998): Recolonization and succession in soft-sediment infaunal communities: the spatial scale of controlling factors. — *Hydrobiologia* **375/376**: 227-240.

## 9. Verzeichnis der verwendeten Abkürzungen und Symbole

ARGE ELBE	Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe
As	Arsen
ASP	Actual species pool
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz
bspw.	beispielsweise
CCA	Canonical correspondence analysis (Kanonische Korrespondenz-Analyse)
Cd	Cadmium
Co	Kobalt
Cr	Chrom
Cu	Kupfer
DDD	Dichlordiphenyldichlorethan ( <i>engl.</i> : dichlorodiphenyldichloroethane)
DDE	Dichlordiphenyldichlorethylen, ( <i>engl.</i> : dichlorodiphenyldichloroethylene)
DDT	Dichlordiphenyltrichlorethan ( <i>engl.</i> : dichlorodiphenyltrichloroethane)
DWD	Deutscher Wetterdienst
Ed(s).	Editor(s)
e.g.	exempli gratia ( <i>engl.</i> : for example)
ESP	Ecological species pool
&	et (und)
et al.	et alii (und andere / and others)
F1	Korngrößen-Fraktion 1: > 2 mm
F2	Korngrößen-Fraktion 2: 600–2.000 µm
F3	Korngrößen-Fraktion 3: 200–600 µm

F4	Korngrößen-Fraktion 4:63–200 µm
F5	Korngrößen-Fraktion 5: 20–63 µm
F6	Korngrößen-Fraktion 6: < 20 µm
ggf.	gegebenenfalls
GSP	Geographical species pool
HCB	Hexachlorbenzol
HCH	Hexachlorcyclohexan (Lindan)
Hg	Quecksilber
Hrsg.	Herausgeber
HSP	Habitat species pool
i.e.	id est ( <i>engl.</i> : that is)
IKSE	Internationale Kommission zum Schutz der Elbe
ind. / m <sup>2</sup>	Individuen pro m <sup>2</sup> (individuals per m <sup>2</sup> )
MEW	Müritz-Elde-Wasserstraße
MKW	Mineralöl-Kohlenwasserstoffe
Ni	Nickel
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe ( <i>engl.</i> PAH)
PAH	Polycyclic aromatic hydrocabons (Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe, PAK)
Pb	Blei
PCB	Polychlorierte Biphenyle, polychlorinated biphenyls
POP	Persistent organic pollutants (Langlebige organische Schadstoffe)
SHKW	Schwerflüchtige Halogen-Kohlenwasserstoffe
sp.	species (Art)
TBT	Tributyl Tin (Tributylzinn-Verbindungen)
TOC	Total organic carbon (Gesamtkohlenstoffgehalt)
TPH	Total petroleum hydrocarbon (Mineralöl-Kohlenwasserstoffe)
TSP	Total species pool

u. a.	unter anderem / und andere
WSA	Wasser- und Schifffahrtsamt (der WSV)
WSV	Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes
z. B.	zum Beispiel
Zn	Zinn

## Danksagung

Herr Prof. Dr. Ulrich Sinsch hat diese Doktorarbeit betreut. Dies war nicht nur eine formelle Betreuung, sondern hilfreiche und fürsorgliche Unterstützung. Seine zahlreichen Ratschläge haben meine wissenschaftliche(n) Denkweise, Untersuchungstechniken, Auswertungen und Formulierungen bedeutend verbessert. Immer wieder war er zu intensiven Gesprächen und engagierter umfangreicher Hilfestellung bereit. Überhaupt hat er sehr große Geduld mit mir gehabt. Für all das danke ich ihm sehr herzlich!

Herr PD Dr. Jochen H. E. Koop hat mich ermutigt, die ursprünglich von seinem Vorgänger Herrn Prof. Dr. Thomas Tittizer angeregte und geförderte Arbeit erneut aufzunehmen und fortzuführen. Herr Dr. Koop und die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) haben durch großzügige fachliche, finanzielle, logistische und administrative Hilfen diese Untersuchung ermöglicht und unterstützt. Dafür gebührt ihnen ebenfalls großer Dank.

Ich danke folgenden weiteren Mitarbeitern der BfG: Herrn Franz Leyendecker für die Unterstützung und freundschaftliche Zusammenarbeit bei den Neckar-Beprobungen; Frau Evelyn Claus für die Überlassung chemischer Messdaten, Beratung in chemisch-ökotoxikologischen Fragen und Hilfe bei Beprobungsreisen an der Elbe; Herrn Dr. Jürgen Pelzer für Planung und organisatorische Hilfen bei den gemeinsamen Beprobungen an der Elbe; Herrn Bernd Mockenhaupt für diverse kleinere Hilfen.

Der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) und ihren Wasser- und Schifffahrtsämtern (WSA) danke ich für die Bereitstellung verschiedener Wasserfahrzeuge zu den Beprobungsterminen und die Überlassung von Arbeitsräumen vor Ort. Insbesondere das freundliche Personal der Außenstelle Lauffen des WSA Stuttgart und die Besatzung der *MS Heilbronn* kamen meinen Wünschen immer sehr entgegen und waren sehr hilfsbereit.

Die Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), die Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe (ARGE ELBE), der Deutsche Wetterdienst (DWD) sowie die Wasser- und Schifffahrtsdirektion Nord haben mir ihre Messdaten zur Verfügung gestellt.

Frau Brigitte Nilow-Lange und Frau Dagmar Savelsberg in der Abteilung Biologie am Campus Koblenz haben mir mit unzähligen Kleinigkeiten geholfen.

Meine Mutter, meine Brüder und meine Freundin haben mir immer wieder unter die Arme gegriffen oder mich entlastet, auf mich verzichten müssen und viel Geduld mit mir gehabt. Ihnen allen herzlichen Dank dafür!

# Erklärung

Ich versichere, dass ich diese Dissertation selbstständig verfasst habe und alle von mir für die Arbeit benutzten Hilfsmittel in dieser Arbeit angegeben sind. Zitate aus Werken anderer Autoren sind entsprechend gekennzeichnet.

Diese Dissertation oder Teile hiervon habe ich nicht als Prüfungsarbeit für eine staatliche oder andere wissenschaftliche Prüfung eingereicht.

Diese oder eine andere Abhandlung habe ich auch nicht in einem anderen Fachbereich oder an einer anderen wissenschaftlichen Hochschule als Dissertation eingereicht.

Sinzig, 18. September 2009