Ber. Naturwiss. Verein Bielefeld u. Umgegend **39** (1998), S. 97-124

Einflüsse von Aufstauungen auf die Makrozönose eines urbanen Fließgewässers

Eine Untersuchung am Weser-Lutter-System (Ostwestfalen)

Holger LENZ, Bielefeld
Karl Heinz RUSTIGE, Bielefeld

Mit 1 Abbildung und 5 Tabellen

Inhalt **Seite**

1. Einleitung 98
2. Charakterisierung des Untersuchungsgebietes und Lage der Probestellen 98
3. Material und Methoden 101
   3.1 Physikalisch-chemische Messungen 101
   3.2 Makrozoobenthosuntersuchungen 102
4. Darstellung und Diskussion der Ergebnisse 103
   4.1 Physikalisch-chemische Messungen 103
   4.2 Besiedlung der Probestellen mit Makrozoen 105
      4.2.1 Das Artenspektrum an der Weser-Lutter und am Baderbach 105
      4.2.2 Dominante Arten 109
      4.2.3 Bewertung der untersuchten Gewässer anhand rheotypischer Faunenelemente 111
      4.2.4 Berechnung des Saprobienindex 112
      4.2.5 Diversität und Eveness 114
      4.2.6 Der Einfluß der Aufstauungen auf die Besiedlung mit Makroinvertebraten 115
5. Zusammenfassende Bewertung 117
6. Zusammenfassung 120
7. Literatur 121

Verfasser:
Holger Lenz & Dr. Karl Heinz Rustige, Universität Bielefeld, Fakultät für Biologie, Postfach 10 01 31, D-33501 Bielefeld

1. Einleitung

Die kulturelle Entwicklung des Menschen und die Nutzung von Gewässern sind von jeher eng miteinander verknüpft. Gewässer werden zur Trinkwassergewinnung, als Transportwege, zum Betrieb von Mühlen, zur Energieerzeugung und nicht zuletzt zum Abtransport von Abwässern und Abwärme genutzt. Diese vielfältigen Nutzungsformen haben dazu geführt, daß in Europa keine naturnahen Flüsse und Auen mehr existieren und auch kleinere Fließgewässer häufig massiv in ihrer Struktur und ihrem Abflußverhalten beeinträchtigt sind. Gerade in Ballungsräumen wurden viele Fließgewässer verrohrt oder kanalisiert, die Auen für Landwirtschaft oder Siedlungsbau trockengelegt und das Abflußverhalten mittels Aufstauungen reguliert (DARSCHNIK et al. 1989, FITTKAU & REISS 1983, SCHUHMACHER 1991, THIESMEIER et al. 1988). Im Zuge dieser Eingriffe wurden viele Fließgewässer vollständig in ihrer Morphologie zerstört und besitzen häufig nur noch die biologische Wertigkeit eines Abwasserkanals. Darüber hinaus wird die Wasserqualität durch Einleitungen kommunaler und industrieller Abwässer beeinträchtigt (BREHM & MEIJERING 1996, GUNKEL 1996). Die komplexe Belastungssituation urbaner Fließgewässer führt zu einer drastischen Veränderung der Makrozönosen bezüglich der Artenzusammensetzung und Abundanzverhältnisse (DARSCHNIK et al. 1989, PODRAZA & SCHUHMACHER 1989, SCHUHMACHER 1991).
Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung soll die Makrozoenfauna zweier typischer urbaner Fließgewässer (Weser-Lutter und Baderbach) untersucht werden. Bei der Weser-Lutter handelt es sich vor allem um ein staureguliertes Gewässer, welches zusätzlich durch kommunale Abwässer belastet wird.

2. Charakterisierung des Untersuchungsgebietes und Lage der Probestellen

Im Bereich des Bielefelder Stadtgebietes trennen die Höhenzüge des Teutoburger Waldes (Osning) mit Höhen um die 300 m die nördlich gelegene Herforder Liasmulde von der münsterländischen Tieflandsbucht und damit auch die Einzugsgebiete der Ems und der Weser. Die am Nordhang bzw. nördlich der auf ca. 132 m NN liegenden Kalksteinschwelle im Bielefelder Paß entspringenden Bäche entwässern über die Aa in die Werre und münden schließlich in die Weser. Das nördlich des Teutoburger Waldes liegende Stadtgebiet wird durch zwei relativ weit verzweigte Fließgewässersysteme entwässert; zum einen das nordwestlich liegende Johannisbach-

Gewässersystem; zum anderen das südöstliche Weser-Lutter-System. Die Weser-Lutter mit ihren Nebenbächen entwässert große Bereiche der Bielefelder Innenstadt. Daraus ergibt sich eine spezielle hydrologische Situation, da infolge der großflächigen Versiegelung kaum normale Regenwasser-Versickerung stattfindet und bei starken Niederschlägen teilweise enorme Hochwasserschübe anstehen (BECKER & RÜTHER-LÜLFSMANN 1991, SPÄH 1979).

Sämtliche Quellen und fast der gesamte ehemalige Oberlauf der Weser-Lutter verlaufen heute unterirdisch, ein Schicksal, welches viele der kleineren Nebenbäche im Bereich des Passes teilen. Erst am Einlauf zu Stauteich I unterhalb der Straße "An der Walkenmühle" tritt sie wieder offen zutage. An dieser Stelle befindet sich die Probestelle **Lutter 1 (Lu 1)**, welche gewissermaßen als "Nullwert"[1] genommen wurde, da sie sich am Beginn der offenen Fließstrecke befindet und ein charakteristischer Quellbereich bzw. Oberlauf nicht mehr existent sind (**Abb. 1**). Auf den folgenden 2,5 km durchfließt die Lutter eine ausgedehnte Parkanlage, wobei sie dreimal zu größeren Teichen aufgestaut wird. Etwa 250 m unterhalb der Mündung des Baderbaches wird die Lutter temporär gestaut. Unterhalb dieses Wehres am Hof Meyer zu Heepen verläuft die Lutter in einem begradigten und technisch dauerhaft befestigten Bachbett durch den Ortsteil Heepen und nimmt dabei das Wasser des Finkenbachs auf. Unterhalb der Eckendorfer Straße vereint sich die Lutter mit der Windwehe und fließt nördlich in Richtung Milse durch agrarisch genutztes Gebiet ab. Oberhalb der Straße Siedlerweg kommt noch das Wasser des durch die Abwässer der Kläranlage Heepen belasteten Wellbachs hinzu. Nach weiteren 600 m Fließstrecke münden der Vogelbach und drei weitere kleinere Bäche in die Lutter, bevor sie an der Milser Mühle ein fünftes Mal aufgestaut wird. Etwa 300 m unterhalb des Wehres vereinigt sich die Lutter mit dem Johannisbach zur Aa, die nördlich das Bielefelder Stadtgebiet verläßt und sämtliches Wasser, welches nördlich des Teutoburger Waldes innerhalb des Stadtgebietes oberirdisch abfließt, in Richtung Weser abführt.

Die gesamte Fließstrecke der Lutter, welche bis zum Zusammenfluß mit dem Johannisbach ca. 11,6 km beträgt, ist zu etwa 3,8 km vollständig verrohrt, das sind ca. 32 % ! Von den verbleibenden etwa 7,8 km sind ca. 800 m permanent gestaut und mindestens 500 m fortwährend durch

---

[1] An dieser Stelle wurden lediglich chemisch-physikalische Messungen durchgeführt, um die "Netto"-Belastung der Lutter vor dem Passieren der Aufstauungen zu ermitteln.

Rückstau beeinflußt. Im Falle des temporären Schließens am Wehr Meyer zu Heepen kommen ca. weitere 1,15 km hinzu, die gestaut bzw. durch Rückstau beeinträchtigt werden. Daraus folgt, daß von der verbleibenden Reststrecke (ca. 7,8 km) weitere 2,45 km permanent oder temporär gestaut werden, das sind ca. 31% der offenen Fließstrecke. An diesen Zahlen wird bereits ersichtlich, daß die Weser-Lutter nicht nur durch technischen Ufer- und Sohlenverbau massiv in ihrem Fließverhalten beeinträchtigt wird, sondern auch zu großen Teilen durch Aufstauungen mit allen damit verbundenen Negativfolgen charakterisiert ist (Gewässerkilometrierung in Anlehnung an LUA 1995).

Zur Untersuchung des Einflusses der Aufstauungen auf die Zusammensetzung der Makrozönose wurden zwei größere Staubereiche ausgewählt, die Lage der Probestellen an Weser-Lutter und Baderbach ist **Abbildung** 1 zu entnehmen. Die Probestellen **Lu 2, Lu 3** und **Lu 4** liegen innerhalb der städtischen Parkanlage wenige Meter vor dem Stauteich III, unmittelbar im Bereich des Stauwehres und einige hundert Meter unterhalb des Stauteiches. Probestelle **Lu 4** ist nur bedingt geeignet, da sie temporär ebenfalls im Rückstau des Wehres am Hof Meyer zu Heepen liegt und daher nur eingeschränkt als Abschnitt mit ständig fließendem Wasserkörper zu betrachten ist. Die Probestellen des zweiten Staubereiches - **Lu 5 , Lu 6** und **Lu 7** - liegen ca. 1,3 km vor dem Stau an der Milser Mühle, unmittelbar im Bereich des Staues und etwa 200 m unterhalb des Wehres.

Als Referenz wurden zwei Probestellen im Bereich des Baderbaches[1] ausgewählt, welche nicht oder nur gering durch Aufstauungen beeinflußt werden, aber ebenfalls durch anthropogene Einflüsse anhand ihrer chemisch-physikalischen Parameter charakterisiert werden können (STADT BIELEFELD 1996, 1997). Die Probestelle **Ba 1** liegt im Bereich des Mittellaufes, Probestelle **Ba 2** etwa 600 m oberhalb der Einmündung des Baderbaches in die Lutter. Im Gegensatz zu Probestelle **Lu 4** liegt diese Probestelle nicht im Bereich des maximalen Rückstaus des Wehres Meyer zu Heepen. Die gesamte offene Fließstrecke des Baderbaches beträgt ca. 3,6 km bis zur Mündung in die Lutter.

---

[1] Am Nordhang des Teutoburger Waldes oberhalb der Stadtteile Sieker und Stieghorst entspringen einige kleinere Fließgewässer (Elpke, Gipsbach, Lonnerbach, Mühlenbach u.a.), welche dem Gewässersystem des Baderbaches zuzuordnen sind. Ebenso wie bei der Weser-Lutter sind auch die Quellen und Oberläufe dieser Gewässer durch Verrohrungen und Verbau stark beeinträchtigt.

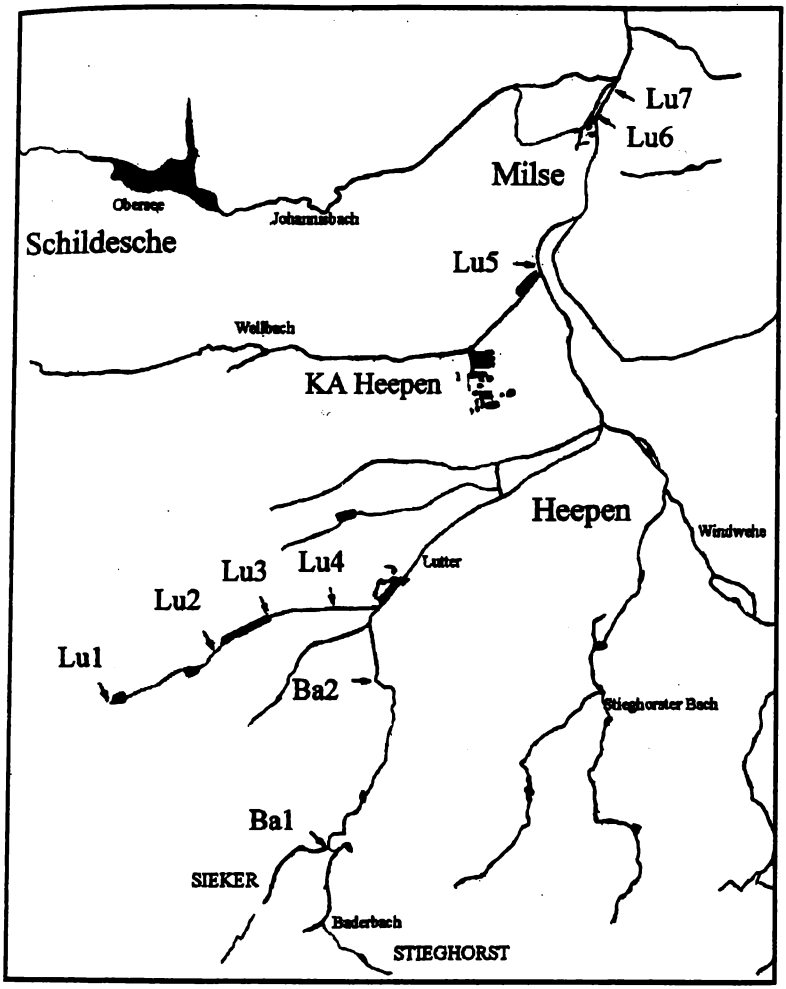


Abb. 1: Geographische Lage der untersuchten Fließgewässer und Lage der Probestellen

3. Material und Methoden

3.1 Physikalisch-chemische Messungen

Zur Beurteilung des Gewässerchemismus wurden von Februar bis August 1997 regelmäßig an allen Probestellen Wasserproben entnommen. Wasser-

Wert und Leitfähigkeit [µS/cm] der Probenwässer wurden mittels eines WTW-Gerätes (MULTILAB P5) direkt vor Ort bestimmt. Die Konzentrationsmessungen der relevanten Stickstoffverbindungen (Ammonium-N, Nitrit-N, Nitrat-N) sowie von Orthophosphat-P und Chlorid erfolgten photometrisch mit Spectroquant®- Reagenziensätzen der Firma MERCK. Für die Ermittlung des biologischen Sauerstoffbedarfes wurden die Proben in Abwandlung der DIN 38 409 Teil 51 ohne Zusatz des Nitrifikationshemmers N-Allylthioharnstoff bei 20°C im Dunkeln inkubiert und die verbleibende Sauerstoffkonzentrationen nach genau 5 Tagen (BSB_5) bestimmt. Die Sauerstoff-Produktionsleistung (SPL) der Wasserproben wurde in Abwandlung von DIN 38 412 Teil 14 ebenfalls ohne Zusatz des Nitrifikationshemmers N-Allylthioharnstoff ermittelt. Sämtliche Sauerstoff-Konzentrationen wurden elektrometrisch mittels einer Clark-Elektrode (WTW) bestimmt.

3.2 Makrozoobenthosuntersuchungen

Da Makroinvertebraten z.T. sehr unterschiedliche Lebens- und Generationszyklen besitzen, wurden zu drei Jahreszeiten (Februar, Mai, August) Tieraufsammlungen durchgeführt. So lassen sich saisonal unterschiedliche Verbreitungsmuster und -strukturen miterfassen. Die Probenahme erfolgte in Anlehnung an DIN 38410, Teil 2 (1990) und nach der modifizierten "Kicksample"-Methode (KLEE 1993). Dazu wurden in einem etwa 10 m langen Gewässerabschnitt für einen Zeitraum von etwa 30 Minuten sämtliche Substrate auf Makroinvertebraten hin untersucht, die Organismen mittels Federstahlpinzette und Pinsel abgesammelt und in Ethanol (70 Vol.%) für die spätere Labor-Bestimmung fixiert. Lediglich Hirudinea und Turbellaria wurden vor Ort oder im Labor lebend determiniert. Als Bestimmungsliteratur dienten die Bestimmungsschlüssel von NAGEL (1989) und SCHMEDTJE & KOHMANN (1992); zusätzlich wurde die in NAGEL bzw. der DIN 38410 (1990) angegebene spezielle Bestimmungsliteratur herangezogen. Für die Determination der Trichopteren wurde die Arbeit von PITSCH (1993) verwendet; die Bestimmung der Mollusken erfolgte mit dem Schlüssel von GLÖER & MEIER-BROOK (1994). Die Ermittlung des Saprobienindex erfolgte nach der DIN 38410, Teil 2 (1990). Die Berechnung von Diversitätsindex und Eveness erfolgte nach MÜHLENBERG (1993).

4. Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

4.1 Physikalisch-chemische Messungen

Zur ökologischen Beurteilung eines Fließgewässers gehört eine Ermittlung physikalisch-chemischer Parameter, da diese maßgeblich die Lebensbedingungen der Organismen beeinflussen und sich in Populationszusammensetzung und Individuendichte niederschlagen. Die im Rahmen der Untersuchung erhobenen Daten sind in **Tabelle 1** dargestellt.

Einige physikalisch-chemische Parameter können insgesamt als relativ unauffällig bezeichnet werden (z.B. pH-Wert). Größere Schwankungen bzw. Auffälligkeiten zeigen sich bei den Temperatur-, Sauerstoff- und BSB_5- bzw. SPL-Werten. Dabei manifestieren sich die Einflüsse der Stauhaltungen besonders an den oberen Lutter-Probestellen (**Lu 2**, **Lu 3** und **Lu 4**). So weist die permanent gestaute Probestelle **Lu 3** die höchste Temperatur (21,4°C), den größten BSB_5-Wert (19,5 mg O_2/l) und SPL-Wert (29,5 mg O_2 /l), aber die geringste Sauerstoffkonzentration (1,9 mg/l) auf. Die insgesamt leicht erhöhten Ammonium- (NH_4^+-N) und ortho-Phosphat-Werte (PO_4^{3-}-P) erreichen an dieser Probestelle ebenfalls die höchsten Werte (1,1 bzw. 0,4 mg/l).

Am ungestauten Baderbach lassen sich generell niedrigere Wassertemperaturen und SPL-Werte sowie höhere Sauerstoff-Konzentrationen ermitteln. Ammonium- (NH_4^+-N) und Nitrit-Gehalte (NO_2^--N) weisen aber auf organische Belastungsquellen hin.

Aufgrund der physikalisch-chemischen Untersuchungen läßt sich die Weser-Lutter nach der Klassifizierung von KLEE (1993) fast durchgehend in die Güteklasse II-III, entsprechend einer kritischen Belastung mit organischen Stoffen einordnen. Der Baderbach läßt sich in die Güteklasse II, entsprechend einer mäßigen Belastung einordnen, die Allgemeine Güteanforderung (**AGA**) an Fließgewässer (LWA 1991) wird demnach nur am Baderbach erfüllt.

An den Probestellen **Lu 2, Lu 3** und **Lu 4** konnten zeitweilig physikalisch-chemische Parameter (Sauerstoffgehalt, Wassertemperatur, anorganische Stickstoffverbindungen) ermittelt werden, die eine Zuordnung in die Güteklassen III bzw. III-IV ergeben würde. Hohe Belastungen mit anorganischen Stickstoffverbindungen, welche auf die Einleitung von Fäkalien hinweisen könnten, wurden nicht festgestellt. Die Einflüsse der Kläranlage Heepen auf die Wasserchemie der unteren Lutter-Probestellen (**Lu 5**, **Lu 6**, **Lu 7**) lassen sich vor allem an geringen Erhöhungen der Chlorid- und Nitratbelastung feststellen.

Tab. 1: Physikalisch-chemische Parameter der untersuchten Probestellen a Weser-Lutter und Baderbach (die gestauten Bereiche Lu 3 und Lu sind fett gedruckt)

Parameter	Probestelle								
	Weser-Lutter							Baderbach	
	Lu 1	Lu 2	Lu 3	Lu 4	Lu 5	Lu 6	Lu 7	Ba 1	Ba 2
Temperatur [°C]									
Min	7,5	4,4	**2,0**	3,6	6,3	**5,0**	5,0	2,3	3,4
Mittel	11,2	12,3	**13,2**	12,9	13,0	**12,8**	12,7	10,0	10,3
Max	14,6	18,9	**21,4**	21,1	20,2	**20,6**	20,4	15,3	17,4
pH - Wert									
Min	6,8	6,7	**6,9**	7,0	6,9	**6,9**	6,9	6,8	6,8
Mittel	7,3	7,2	**7,2**	7,3	7,2	**7,2**	7,3	7,2	7,2
Max	7,8	7,7	**7,7**	7,5	7,5	**7,7**	7,8	7,7	7,8
O_2 - Konz. [mg/l]									
Min	9,0	5,4	**1,9**	4,5	7,4	**6,3**	7,9	8,7	8,3
Mittel	10,4	8,8	**7,2**	9,0	9,6	**8,7**	10,1	9,3	10,4
Max	11,6	12,3	**9,7**	13,0	12,2	**11,9**	13,0	12,1	13,6
O_2 - Sättig. [%]									
Min	87,4	57,3	**20,0**	50,7	79,9	**68,2**	84,9	86,0	82,1
Mittel	94,3	73,0	**68,4**	77,6	88,8	**82,0**	93,6	91,9	90,4
Max	100,5	95,0	**112,8**	98,5	99,0	**93,3**	102,0	102,3	101,0
BSB_5 [mg O_2/l]									
Min	2,9	2,7	**3,0**	3,4	2,4	**2,8**	2,8	2,4	2,0
Mittel	5,2	5,3	**6,0**	5,6	3,2	**3,6**	4,3	3,4	3,5
Max	10,4	15,2	**19,5**	13,8	4,8	**4,6**	5,5	4,7	4,6
SPL [mg O_2/l]									
Min	0,2	1,0	**1,4**	1,1	1,0	**1,6**	1,2	0,4	0,7
Mittel	1,3	5,3	**5,4**	5,5	5,0	**6,7**	6,6	1,8	1,3
Max	2,4	29,5	**23,4**	26,1	11,7	**13,3**	12,3	4,9	3,6
NH_4^+ - N [mg/l]									
Min	< 0,1	< 0,1	**< 0,1**	< 0,1	< 0,1	**< 0,1**	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Max	0,5	0,5	**1,1**	1,0	0,1	**0,2**	0,2	0,4	0,4
NO_2^- - N [mg/l]									
Min	< 0,02	< 0,02	**< 0,02**	< 0,02	< 0,02	**< 0,02**	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Max	0,12	0,09	**0,07**	0,08	0,08	**0,04**	0,09	0,03	0,08
NO_3^- -N [mg/l]									
Min	< 1,0	< 1,0	**< 1,0**	< 1,0	< 1,0	**2,9**	1,9	< 1,0	< 1,0
Max	7,2	7,8	**5,8**	7,5	7,4	**6,8**	10,4	3,8	3,6
PO_4^{3-} -P [mg/l]									
Min	< 0,1	< 0,1	**< 0,1**	< 0,1	< 0,1	**< 0,1**	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Max	< 0,1	< 0,1	**0,4**	0,3	< 0,1	**< 0,1**	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Cl^- [mg/l]									
Min	32,0	18,5	**<10,0**	<10,0	43,0	**40,0**	38,0	13,0	12,5
Mittel	43,8	32,7	**28,7**	30,1	64,5	**57,6**	63,1	30,6	33,2
Max	84,0	39,5	**41,0**	43,0	115,0	**102,0**	101,0	60,5	56,0
Leifähig. [µS/cm]									
Min	702	520	**230**	212	560	**569**	504	328	309
Mittel	890	833	**742**	746	862	**826**	802	775	694
Max	1130	1038	**961**	1071	1084	**1068**	1040	1054	967

Die Ergebnisse der physikalisch-chemischen Untersuchung einschließlich der SPL-Messungen belegen weiterhin, daß der Stauteich III (Probestelle **Lu 3**) sich überwiegend im Zustand der Sauerstoffuntersättigung befindet und bei entsprechenden Bedingungen die Massenentwicklung von Cyanobakterien ermöglicht wird. Besonders in den Sommermonaten treten im Bereich des Sedimentes anaerobe Bedingungen auf, welche zur Rücklösung von gefälltem $FePO_4$ führen können, welches wiederum Algen- und Bakterienblüten begünstigt. Der Stauteich III übt durch seine eutrophierende Wirkung einen negativen Einfluß auf die Sauerstoffversorgung der darunterliegenden Abschnitte der Fließstrecke und damit auf deren Besiedlung aus.
Bei der Erfassung physikalisch-chemischer Parameter ergeben sich prinzipielle Probleme, da es sich immer um "Momentaufnahmen" der Situation innerhalb des untersuchten Gewässers handelt. Auch bei häufigerer Beprobung stellt sich die Frage nach der Tageszeit der Entnahme, ob auch am Wochenende beprobt wird, inwieweit Regenfälle die Ergebnisse beeinflussen und ähnliches mehr. Gerade bei urbanen Gewässern können Regenfälle die physikalisch-chemische Beschaffenheit des Wasserkörpers innerhalb kürzester Zeit drastisch verändern, insbesondere dann, wenn Abschläge aus der Mischwasserkanalisation erfolgen. Für eine Bewertung des physikalisch-chemischen Milieus innerhalb des untersuchten Gewässers müßten daher auch die Belastungsspitzen erfaßt werden, da diese maßgeblich die Besiedlung mit Makroinvertebraten beeinflussen können (GAMMETER & FRUTIGER 1989).

4.2 Besiedlung der Probestellen mit Makrozoen

4.2.1 Das Artenspektum an der Weser-Lutter und am Baderbach

An den sechs untersuchten Probestellen (**Lu 2** bis **Lu 7**) an der Weser-Lutter wurden insgesamt 55 Arten bzw. Vertreter höherer Taxa nachgewiesen. Am Baderbach konnten an den beiden Probestellen (**Ba 1** und **Ba 2**) insgesamt 18 Arten bzw. Vertreter höherer Taxa, darunter 6 Arten/ Taxa, die an der Weser-Lutter nicht nachgewiesen werden konnten, festgestellt werden. In **Tabelle 2** sind die nachgewiesenen Arten bzw.Vertreter höherer Taxa mit Hilfe von Abundanzziffern von 1 bis 7[1] dargestellt.

[1] Abundanzziffern von 1 bis 7 (1 = 1-2 Tiere, 2 = 3-10 Tiere, 3 = 11-30 Tiere, 4 = 31-60, 5 = 61-100, 6 = 101-150, 7 = > 150 Tiere)

Tab. 2: Präsenz und Abundanz der nachgewiesenen Makrozoen (Arten bzw. Vertreter höherer Taxa) an Weser-Lutter (Lu 2-7) und Baderbach (Ba 1-2) (die Werte der gestauten Bereiche Lu 3 und Lu 6 sind fett gedruckt).

Taxon	Probestelle							
Familie / Art	Lu 2	Lu 3	Lu 4	Lu 5	Lu 6	Lu 7	Ba 1	Ba 2
TURBELLARIA								
Dendrocoelum lacteum (O.F. MÜLLER)	3	-	-	-	-	-	-	-
Dugesia lugubris (O. SCHMIDT)	-	-	-	-	-	**2**	-	-
Dugesia gonocephala (DUGES)	-	-	-	-	-	-	5	**2**
GASTROPODA								
Ancylus fluviatilis (O.F. MÜLLER)	4	-	3	2	-	-	-	2
Acroloxus lacustris (LINNÉ)	-	-	-	-	-	2	-	-
Bithynia tentaculata (LINNÉ)	-	-	4	1	**2**	2	-	-
Potamopyrgus antipodarum (GRAY)	-	**1**	-	-	-	-	-	
Physella acuta (DRAPARNAUD)	-	**3**	-	-	-	1	-	-
Valvata piscinalis (O.F. MÜLLER)	-	**2**	-	-	**1**	-	-	-
Segmentina nitida (MÜLLER)	-	**1**	-	-	-	-	-	-
Gyraulus sp.	**2**	**3**	1	-	-	-	-	-
Radix peregra/ovata (MÜLLER/DRAPARN.)	-	-	-	-	**1**	1	-	-
Radix auricularia (LINNÉ)	-	-	-	-	**1**	-	-	-
LAMELLIBRANCHIATA								
Pisidium sp.	**2**	**2**	-	**2**	**1**	-	-	-
Sphaerium corneum (LINNÉ)	-	-	-	**2**	-	-	-	-
Sphaerium lacustre (MÜLLER)	-	**2**	-	-	-	-	-	-
OLIGOCHAETA								
Tubifex sp.	-	**3**	-	1	**4**	3	-	-
Eiseniella tetraedra (SAVIGNY)	-	-	1	-	-	-	-	-
HIRUDINEA								
Erprobdella octoculata (LINNÉ)	5	**1**	4	3	-	4	3	3
Erprobdella nigricollis (BRAN.)	-	-	-	3	-	3	-	-
Glossiphonia complanata (LINNÉ)	-	**1**	**2**	**2**	-	**2**	-	-
Glossiphonia heteroclita (LINNÉ)	**3**	**2**	1	1	-	3	-	-
Pisciola geometra (LINNÉ)	-	-	-	-	-	1	-	-
Theromyzon tessulatum (O.F. MÜLLER)	-	-	-	-	-	-	-	1
CRUSTACEA								
Asellus aquaticus (LINNÉ)	-	**4**	1	3	**3**	7	-	-
Gammarus pulex (LINNÉ)	7	-	6	7	**2**	4	7	7
EPHEMEROPTERA								
Baetis rhodani (PICTET)	-	**1**	2	2	-	-	3	3
Baetis vernus (CURTIS)	6	-	3	4	-	1	7	7
Cloeon dipterum (LINNÉ)	-	**3**	1	-	-	-	-	-
ODONATA								
Platycnemis pennipes (PALLAS)	-	-	1	-	-	1	-	-
Calopteryx splendens (HARRIS)	-	-	1	2	-	-	-	-
MEGALOPTERA								
Sialis lutaria (LINNÉ)	-	**3**	-	2	-	2	-	-

Fortsetzung Tab. 2

Taxon / Familie / Art	Probestelle Lu 2	Lu 3	Lu 4	Lu 5	Lu 6	Lu 7	Ba 1	Ba 2
COLEOPTERA								
Platambus maculatus (LINNÉ)	-	-	-	1	1	2	-	1
Dityscidae	-	-	1	-	-	-	-	
Hydraena minutissima (STEPHENS)	-	-	-	-	2	-	-	-
Agabus sp.	-	-	-	-	-	1	-	-
Haliplus ruficollis (DEG.)	-	-	-	-	1	-	-	-
Agabus bipustulatus (LUDWIG)	-	-	-	-	-	-	-	1
TRICHOPTERA								
Hydropsyche angustipennis (CURTIS)	7	-	5	5	-	1	-	3
Tinodes waeneri (LINNÉ)	-	-	3	3	-	1	-	-
Halesus sp.	-	-	-	3	1	-	3	4
Ecnomus tenellus (RAMBUR)	-	-	1	-	-	-	-	-
Hyperrhyacophila-Gruppe	-	-	-	-	-	-	1	-
Rhyacophila sp.	-	-	-	-	-	-	-	1
DIPTERA								
Chironomidae	-	5	2	3	3	3	2	3
Chironomus plumosus-Gruppe	-	3	-	-	-	-	-	-
Chironomus thummi-Gruppe	-	3	-	-	1	1	-	-
Simuliidae	1	-	-	-	-	-	2	2
Dicranota bimaculata (SCHUMM.)	-	-	-	-	-	-	-	2
Tipulidae	-	-	1	-	-	-	-	-
HETEROPTERA								
Mesovelia furcata (MLS. & REY.)	-	1	1	-	-	-	-	-
Corixidae	-	3	-	-	-	-	-	-
Notonecta glauca (LINNÉ)	-	-	-	-	2	-	-	-
Microvelia sp.	-	-	-	-	-	-	-	
BRYOZOA								
Plumatella fungosa (PALLAS)	7	-	7	-	-	-	-	-
Summe Arten/Vertreter höherer Taxa	49						18	
Gesamt Arten/Vertreter höherer Taxa $_{ges}$	55							

An der Weser-Lutter ist das Arteninventar vor allem durch Gastropoden (10 Arten/Taxa), Hirudineen (6 Arten/Taxa), Trichopteren (6 Arten/Taxa), Coleopteren (5 Arten/Taxa) und Dipteren (5 Arten/Taxa) gekennzeichnet. In höheren Abundanzen konnten hier lediglich euryöke Organismen wie *Erprobdella octoculata*, *Asellus aquaticus*, *Gammarus pulex*, *Hydropsyche angustipennis*, *Baetis vernus* bzw. *Baetis rhodani* sowie *Plumatella fungosa* angetroffen werden. Rheobionte und polyoxybionte Organismen fehlen vollständig. Besonders in den aufgestauten Bereichen treten häufiger *Asellus aquaticus*, *Sialis lutaria* sowie verschiedene Ga-

stropoden, Chironomiden und Tubificiden auf, welche sich allesamt durch eine erhöhte Toleranz gegenüber großen Temperaturamplituden, geringen Sauerstoffkonzentrationen und organischen Belastungen auszeichnen (SCHÖNBORN 1992). Am Baderbach waren Trichopteren (4 Arten/Taxa) am artenreichsten vertreten. In höheren Abundanzen konnten auch hier lediglich euryöke Organismen wie *Erprobdella octoculata*, *Gammarus pulex*, *Hydropsyche angustipennis*, *Halesus* sp., und *Baetis vernus* bzw. *Baetis rhodani* angetroffen werden. Die einzige rheophile Art, die hier in höheren Abundanzen nachgewiesen werden konnte, ist *Dugesia gonocephala*. Von der ebenfalls als rheotypisch eingestuften Art *Ancylus fluviatilis* konnten hier nur wenige Individuen gefunden werden.

Insgesamt weist die Gesamtanzahl von 55 Arten bzw. Vertretern höherer Taxa an den untersuchten Probestellen auf deutliche Defizite hin. So sind Plecopteren, welche nahezu ausschließlich auf kühle Fließgewässer mit stärkerer Strömung und hoher Sauerstoffsättigung angewiesen sind, an keiner Probestelle nachzuweisen. Auch bei den ebenfalls hauptsächlich an Fließgewässer angepaßten Ephemeropteren sind die gefundenen Artenzahlen sehr gering (BRAUKMANN 1987, ENGELHARDT 1989, ILLIES 1978, KLEE 1993, LUDWIG 1993, SCHMEDTJE &, KOHMANN 1992). Daß die Mollusken an der Weser-Lutter die artenreichste Gruppe darstellen, könnte zudem bereits darauf hinweisen, daß Strömungsanpassung in diesem Gewässer von vergleichsweise geringer Bedeutung ist. Am Baderbach, der durch insgesamt stärkere Strömung gekennzeichnet ist, konnte beispielsweise nur die einigermaßen strömungstolerante Art *Ancylus fluviatilis* nachgewiesen werden (ILLIES 1978, LUDWIG 1993).

Beim Vergleich mit den Untersuchungen von SPÄH (1979, 1983), fällt auf, daß das gefundene Artenspektrum damals wie zum aktuellen Zeitpunkt deutliche Defizite aufweist. So konnten von SPÄH an der Weser-Lutter und dem Baderbach insgesamt nur 24 Arten bzw. Vertreter höherer Taxa gefunden werden. Die nachgewiesenen Arten sind größtenteils identisch mit den aktuell gefundenen, lediglich bei den Trichopteren konnten mehr Arten/Taxa angetroffen werden. Diese Funde beschränken sich allerdings auf den Bereich zwischen dem Stauwehr Meyer zu Heepen und der Einmündung des Wellbaches in die Lutter, welcher im Rahmen dieser Untersuchung nicht berücksichtigt wurde. Am Baderbach wurden von SPÄH lediglich 5 Arten bzw. Taxa gefunden, darunter die aktuell nicht gefundenen Arten *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Pisidium sp.* und *Bithynia tentaculata*. Die unterschiedlich hohe Anzahl der gefundenen Arten kann u.a. dadurch bedingt sein,daß SPÄH eine geringere Anzahl von Probestellen untersucht hat.

4.2.2 Dominante Arten

Die Dominanz einer Art innerhalb einer Biozönose kann als Bewertungskriterium verwendet werden. Sie läßt sich u.a. über das prozentuale Verhältnis einer Art zur Gesamtindividuenzahl innerhalb einer Biozönose ausdrücken (MÜHLENBERG 1993). In **Tabelle 3** ist die Dominanz der Arten bzw. Vertreter höherer Taxa dargestellt, wobei die Funde aus den drei Aufsammlungen aufsummiert wurden. Bei der Betrachtung der Dominanzverhältnisse läßt sich ein deutlicher Unterschied zwischen dem permanent aufgestauten Bereich der Probestelle **Lu 3** und den strömenden bzw. temporär aufgestauten Bereichen **Lu 2** und **Lu 4** feststellen. Chironomiden stellen nur an den gestauten Probestellen größere Anteile der Makrozönose dar, selbiges gilt für Oligochaeten. Während im Staubereich Chironomiden die Biozönose dominieren (43 %), stellen an den beiden anderen Probestellen koloniebildende Bryozoen der Art *Plumatella fungosa* die größten Individuenzahlen (> 46 % bzw. > 58 %). Im Staubereich **Lu 3** konnten weiterhin Tubificiden in mittleren Abundanzen angetroffen werden.

Die Ordnung der Crustaceen, welche an allen Probestellen häufig oder sogar bestandsbildend sind, ist an den Probestellen **Lu 2** und **Lu 4** durch *Gammarus pulex* vertreten, der im Staubereich fehlt. An seine Stelle tritt dort *Asellus aquaticus*, welche erheblich unempfindlicher gegenüber Sauerstoffdefiziten ist (BELLMANN 1988, BREHM & MEIJERING 1996, LUDWIG 1993, SCHMEDTJE & KOHMANN 1992). Während in gestauten und strömungsberuhigten Bereichen *Asellus aquaticus* dominiert, tritt in stärker strömenden Bereichen ausschließlich *Gammarus pulex* auf.

Im Staubereich stellen Gastropoden mit mehreren Arten 16 % der Besiedlung dar, während an der Probestelle **Lu 2** lediglich *Ancylus fluviatilis* (2,5 %) gefunden werden konnte. An der Probestelle **Lu 4** konnte zusätzlich *Bithynia tentaculata* (3,8 %) gefunden werden, welche langsam fließende oder stehende Gewässer bevorzugt. Die Ordnung der Ephemeropteren ist an den Probestelle **Lu 2** und **Lu 4** durch *Baetis rhodani* und *Baetis vernus* vertreten, welche im Staubereich **Lu 3** fehlen. Hier konnten wiederum Ephemeropteren der Art *Cloeon dipterum* gefunden werden, welche sehr niedrige Sauerstoffkonzentrationen tolerieren können (GUNKEL 1996). Die euryöke Köcherfliege *Hydropsyche angustipennis*, welche auch längere Überstauungen (mit starkem Absinken der Sauerstoffkonzentration) verträgt, konnte an den Probestellen **Lu 2** und **Lu 4** gefunden werden. An der Probestelle **Lu 4** trat zusätzlich die euryöke Art *Tinodes waeneri* auf (BELLMANN 1988, ILLIES 1978).

Tab. 3: Dominanz der Arten bzw. Vertreter höherer Taxa in Weser-Lutter und Baderbach (Organismen, die weniger als 2 % der Gesamtbesiedlung darstellen, werden nicht aufgeführt; die Werte der gestauten Bereiche Lu 3 und Lu 6 sind fett gedruckt)

Taxon	Probestelle							
	Weser-Lutter						Baderbach	
Familie / Art	Lu 2	Lu 3	Lu 4	Lu 5	Lu 6	Lu 7	Ba 1	Ba 2
Ancylus fluviatilis	2,5		3,0					
Asellus aquaticus		**18,2**		5,5	**24,3**	43,1		
Baetis rhodani/vernus	10,3		3,5	13,0			30,5	33,3
Bithynia tentaculata			3,8		**2,9**			
Chironomidae		**43,7**		2,1	**15,5**	8,2		
Clocon dipterum		**6,3**						
Corixidae		**3,9**						
Dugesia gonocephala							13,6	
Erprobdella sp.	7,1		4,8	4,5		15,1	3,2	3,3
Gammarus pulex	17,0		11,9	38,0	**7,8**	15,7	48,3	47,3
Glossiphonia heteroclita						3,6		
Gyraulus sp.		**4,2**						
Halesus sp.				5,8			3,0	8,1
Hydracna minutissima					**3,9**			
Hydropsyche angustipennis	13,4		8,9	18,7				3,5
Notonecta glauca					**3,9**			
Physa acuta		**3,2**						
Sialis lutaria		**5,2**						
Sphaerium lacustre		**3,1**						
Tinodes waeneri			2,9	5,0				
Tubificidae		**7,0**			**31,1**	5,5		
Plumatella fungosa	46,8		58,4					
Valvata piscinalis		**2,8**						
Σ	**97,1**	**98,2**	**94,3**	**92,6**	**89,4**	**91,2**	**98,6**	**95,5**

An den Probestellen **Lu 5**, **Lu 6** und **Lu 7** liegen etwas andere Verteilungen der dominanten Arten vor, welche teilweise auf die geringen Abundanzen der gefundenen Makroinvertebraten zurückzuführen sind. So stellen an der extrem gering besiedelten Probestelle **Lu 6** bereits 32 gefundene Organismen (Tubificidae) 31 % der gesamten Besiedlung dar, während an der Probestelle **Lu 5** 160 Organismen für einen derartigen Prozentsatz notwendig sind. Eine direkte Vergleichbarkeit ist daher aufgrund der stark unterschiedlichen Stichprobengröße nicht gegeben. Ähnlich wie an Probestelle **Lu 3** dominieren an der Probestelle **Lu 6** Chironomiden und Tubificiden die Zusammensetzung der Besiedlung (15,5 % und 31,1%). Sowohl Chironomiden als auch Tubificiden zeichnen sich durch hohe Toleranz gegenüber niedrigen Sauerstoffkonzentrationen und organischer Belastung

aus. Mit 24,3 % der Besiedlung stellt *Asellus aquaticus* die dritte dominierende Art an der Probestelle **Lu 6** dar. Im Gegensatz zu Probestelle **Lu 3** ließen sich im Staubereich noch einige Individuen *Gammarus pulex* nachweisen. Dieses läßt sich durch die insgesamt bessere Sauerstoffversorgung der Probestelle **Lu 6** und Verdriftung aus darüberliegenden Gewässerabschnitten erklären. Ein weiterer Unterschied zu Probestelle **Lu 3** ist die geringe Besiedlung mit Mollusken (2,9 %). Die Besiedlung an der Probestelle **Lu 6** wird durch einige Heteropteren ergänzt, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in stehenden Gewässern besitzen (BELLMANN 1988, ILLIES 1978). Bei dem Vergleich der Dominanzverhältnisse an den Probestellen **Lu 5** und **Lu 7** fällt auf, daß sich unterhalb des Staubereiches **Lu 6** keine Köcherfliegenlarven mehr finden lassen, die oberhalb etwa 27 % der Besiedlung ausmachen. Weiterhin konnten hier keine Ephemeropteren gefunden werden, die mit 11,5 % an der Besiedlung der Probestelle **Lu 5** beteiligt sind. Bei den Crustaceen verschiebt sich das Verhältnis unterhalb von Probestelle **Lu 6** deutlich zugunsten *Asellus aquaticus* (43,1 %), während an Probestelle **Lu 5** *Gammarus pulex* (38%) dominierte. Diese Entwicklung korreliert mit einer Zunahme der organischen Belastung, sowie einer Abnahme der Strömungsgeschwindigkeit.

4.2.3 Bewertung der untersuchten Gewässer anhand rheotypischer Faunenelemente

Bei der Bewertung der untersuchten Fließgewässer wurde bereits auf den Effekt des abiotischen Faktors Strömung hingewiesen. Die Folgen der massiven Beeinflussung der Strömungsverhältnisse in weiten Bereichen der Fließstrecke für die Besiedlung mit Makroinvertebraten treten an der Weser-Lutter besonders deutlich hervor. So konnten an den untersuchten Gewässern lediglich drei Arten gefunden werden, die nach BÖTTGER & PÖPPERL (1992) als rheotypisch eingestuft werden. Dazu zählen *Ancylus fluviatilis*, *Calopteryx splendens* und *Platambus maculatus*, die an wenigen Stellen in mittleren bzw. geringen Abundanzen gefunden wurden. Nahezu sämtliche nachgewiesenen Makroinvertebraten, wie z.B. *Gammarus pulex*, *Asellus aquaticus*, *Bithynia tentaculata* und *Erprobdella octoculata* lassen sich nach ihren Verbreitungsschwerpunkten der typischen Fauna von Tieflandbächen, Flüssen und stehenden Gewässern zuordnen (ILLIES 1978), bzw. gelten als Leit- bzw. Charakterarten der Karbonat- und Silikat-Flachlandbäche (OTTO & BRAUKMANN 1983, BRAUKMANN 1987, GUNKEL 1996).

Organismen, deren Verbreitung auf kalte, stark strömende und sauerstoffreiche Gewässer angewiesen ist, ließen sich mit Ausnahme von *Dugesia gonocephala* an der Weser-Lutter und dem Baderbach nicht nachweisen (BELLMANN 1988, BREHM & MEIJERING 1996, ILLIES 1978, LUDWIG 1993, SCHMEDTJE & KOHMANN 1992).
Bei der Konzeption eines Bewertungsverfahrens, welches auf dem Vorhandensein rheotypischer Makroinvertebraten beruht, treten bei Fließgewässern in der Kulturlandschaft Probleme auf, da in den meisten Gewässern der Faktor Strömung durch Stauregulierung massiv beeinflußt wird. In solchen Fließgewässern treten rheotypische Faunenelemente daher größtenteils überhaupt nicht auf oder besiedeln nur kleinere Bereiche der Fließstrecke. So konnten von GLIER (1997) in einem Fließgewässersystem des Bielefelder Stadtgebietes lediglich sieben Arten in vergleichsweise geringen Abundanzen gefunden werden, die nach BÖTTGER & PÖPPERL (1992) als rheotypisch eingestuft werden. Bei den von uns durchgeführten Untersuchungen an der Weser-Lutter und dem Baderbach konnten ebenfalls nur drei Arten in geringen Abundanzen gefunden werden, die als rheotypisch bezeichnet werden können.

4.2.4 Berechnung des Saprobienindex

Tabelle 4 macht deutlich, daß bei keiner der drei Aufsammlungen die Kriterien für eine statistisch abgesicherte Berechnung des Saprobienindex nach DIN 38410 (1990) an allen untersuchten Probestellen erfüllt wurden. Dieses ist zumeist auf das Nichterreichen der geforderten Mindestabundanzsumme von 15 (A_i >15) zurückzuführen. An Probestelle **Lu 6** wurde zusätzlich bei allen Aufsammlungen das maximale Streuungsmaß SM von 0,2 überschritten. Daher konnte an der Probestelle **Lu 6** keine abgesicherte Berechnung des Saprobienindex erfolgen. An der Probestelle **Lu 3** konnte nur im August eine abgesicherte Berechnung des Saprobienindex stattfinden. Insgesamt fällt auf, daß an den beiden permanent aufgestauten Probestellen **Lu 3** und **Lu 6** nur ein einziges Mal die Kriterien nach DIN 38410 erfüllt wurden. Im Winter konnte nur an den Probestellen **Lu 4**, **Ba 1** und **Ba 2** eine Indizierung stattfinden, an allen weiteren Probestellen wurden wiederum die Bedingungen für eine Berechnung des Saprobienindex nicht erfüllt.
An den beiden Baderbach-Probestellen (**Ba 1** , **Ba 2**) konnte bei der Sommeraufsammlung keine Indizierung erfolgen, da die geforderte Mindestabundanzsumme unterschritten wurde.

Tab. 4: Saprobienindex (S) und Güteklasse (GK) an den Probestellen der Weser-Lutter und des Baderbaches; die Werte der aufgestauten Bereiche Lu 3 und Lu 6 sind fett gedruckt. (Die nach DIN 38410 Teil 2 (1990) statistisch nicht abgesicherten Saprobienindices bzw. Güteklassen stehen in Klammern)

Probestelle	März		Mai		August	
	S	GK	S	GK	S	GK
Lu 2	(2,26)	(II)	2,26	II-III	2,27	II-III
Lu 3	**(3,18)**	**(III)**	**(2,52)**	**(II-III)**	**2,63**	**II-III**
Lu 4	2,2	II	2,24	II	2,35	II-III
Lu 5	(2,35)	(II-III)	2,28	II-III	2,26	II
Lu 6	**(2,7)**	**(III)**	**(2,3)**	**(II-III)**	**(2,65)**	**(II-III)**
Lu 7	(2,32)	(II-III)	2,5	II-III	2,5	II-III
Ba 1	1,86	II	2,1	II	(1,98)	(II)
Ba 2	2,14	II	2,17	II	(1,97)	(II)

Zusammenfassend läßt sich die Weser-Lutter unter Einbeziehung der nicht abgesicherten Werte und Berechnung des Mittelwertes aller Saprobienindices in die Güteklasse II-III einordnen, entsprechend einer kritischen Belastung mit organischen Substanzen. Die kleinsten Saprobienindices konnten an der Probestelle **Lu 4** mit der Güteklasse II entsprechend einer mäßigen Belastung und eingeschränkt an der Probestelle **Lu 2** ebenfalls mit der Güteklasse II ermittelt werden. Die Allgemeine GüteAnforderung (**AGA**) an Fließgewässer (LWA 1991) von Güteklasse II wird nur an der Probestelle **Lu 4** durchgängig bei allen Aufsammlungen erreicht. Am Baderbach konnte an beiden Probestellen (**Ba 1, Ba 2**) im Winter und Frühjahr ein Saprobienindex ermittelt werden, der Güteklasse II zuzuordnen ist, im Sommer wurde allerdings an beiden Probestellen die Mindestabundanzsumme unterschritten. Dieses ist darauf zurückzuführen, daß Ephemeropteren-Larven, welche bei den anderen Aufsammlungen in hohen Abundanzen auftraten, zum Zeitpunkt der Aufsammlung bereits größtenteils abgeflogen waren. Zusammenfassend läßt sich der Baderbach im Bereich der

Probestellen in Güteklasse II einordnen und erfüllt damit die Kriterien der Allgemeinen Güteanforderung (LWA 1991).
Die Gewässergüteermittlung mittels der Berechnung des Saprobienindex nach DIN 38410, Teil 2 bietet auch nach mehreren Revisionen (zuletzt 1990) noch vielfältige Ansätze für Kritik (BRAUKMANN 1987, FRIEDRICH 1990, 1992, MAGER et al. 1992, MARTEN & REUSCH 1992, SCHMEDTJE & KOHMANN 1988). So ist die Berechnung von Saprobienindices nur dann sinnvoll, wenn das untersuchte Gewässer auf größeren Strecken bzw. durchgängig als Fließgewässer zu bezeichnen ist, eine Anforderung, welche von vielen urbanen Gewässern und auch der Weser-Lutter nicht erfüllt wird. Daraus folgt, daß für die Indizierung der Gewässergüte bzw. Biozönosenstruktur der permanent gestauten Probestellen **Lu 3** und **Lu 6** die Berechnung des Saprobienindex kein geeignetes Verfahren darstellt. Aber auch an ungestauten Gewässerabschnitten lassen sich nicht immer verläßliche Saprobienindices berechnen. Daher schlagen MAGER et al. (1992) für die Bewertung von urbanen Fließgewässern zusätzlich die Verwendung der Gesamtsumme der Abundanzen vor. Die generell zu verzeichnende Artenarmut läßt sich mittels der Bewertungskriterien "Biozönose verarmt" und "Biozönose verödet" beschreiben und beurteilen. Bei den von uns untersuchten acht Probestellen konnten die Biozönosen an zwei Probestellen (**Ba 1**, **Ba 2**) als verarmt ($EA_{ges} < 25$) und eine Probestelle (**Lu 6**) als verödet ($EA_{ges} < 15$) bezeichnet werden. Der Informationsgehalt dieser Aussagen läßt im Gegensatz zum Saprobienindex ebenfalls Rückschlüsse auf die Naturnähe bzw. Naturfremde eines untersuchten Fließgewässers zu. Unter Hinzunahme der Dominanzstruktur lassen sich daraus realistischere Einschätzungen der Biozönosen vornehmen.

4.2.5 Diversität und Eveness

Die Ausgeglichenheit der Besiedlungsverhältnisse innerhalb einer Biozönose ist von der Anzahl der Arten und deren Abundanz abhängig. Mit Hilfe des **Diversitätsindex H_S** nach SHANNON und WEAVER und der daraus abgeleiteten **Eveness E_S** lassen sich Beeinträchtigungen einer Biozönose quantifizieren und bewerten. So haben Massenentwicklungen einzelner Arten eine Verringerung der Gleichmäßigkeit der Individuenverteilung zur Folge, was sich z.B. in einer Verringerung der Diversität äußert. Gerade bei anthropogen beeinflußten Gewässern werden häufig Diversitätsindices verwendet, um die Beeinträchtigungen der Biozönose zu dokumentieren (BRAUKMANN 1987, GUNKEL 1996, LAMPERT & SOMMER 1993, MÜHLENBERG 1993).

Tab. 5: Diversitätsindex H_S und Eveness E_S an den Probestellen der Weser-Lutter und des Baderbaches (die Werte der aufgestauten Bereiche Lu 3 und Lu 6 sind fett gedruckt)

Parameter	Probestelle							
	Weser-Lutter						Baderbach	
	Lu 2	Lu 3	Lu 4	Lu 5	Lu 6	Lu 7	Ba 1	Ba 2
Diversität $\varnothing H_S$	1,4	**1,79**	1,38	1,88	**1,75**	1,7	1,2	1,24
Eveness $\varnothing E_S$	0,63	**0,8**	0,55	0,74	**0,86**	0,71	0,64	0,6

Die ermittelten Diversitätsindices und Eveness-Werte weisen bei allen Probestellen auf starke Beeinträchtigungen der Biozönose hin. Nach MÜHLENBERG (1993) liegen die Diversitätsindices H_S in realen Biozönosen zwischen 1,5 und 3,5. Große Zahlenwerte kommen durch hohe Artenzahlen bei gleichmäßig hoher Besiedlung zustande. Die berechneten Werte liegen unter 2 und weisen damit generell auf starke Beeinträchtigungen der Biozönose an allen untersuchten Probestellen hin. Besonders auffällig sind die sehr niedrigen Diversitätsindices für die Probestellen am Baderbach (**Ba 1**, **Ba 2**), welche durch die insgesamt niedrige Anzahl gefundener Arten/Vertreter höherer Taxa (18) und deren ungleichmäßig verteilte Abundanzen zustande kommen. Dagegen weisen die staureguliertен, also stärker anthropogen beeinflußten Gewässerabschnitte der Lutter etwas höhere Diversitätsindices auf. Die Makrozönosen in beiden untersuchten Fließgewässern sind vermutlich derartig stark beeinträchtigt, daß das Instrument Diversitätsindex bzw. Eveness bei der Ermittlung der Auswirkungen von Aufstauungen keine sinnvolle Anwendung finden kann.

4.2.6 Der Einfluß der Aufstauungen auf die Besiedlung mit Makroinvertebraten

Eine Problematik, die neben der Artenverarmung und der Abnahme der Abundanzen auf der massiven Beeinträchtigung von Fließgewässern der Kulturlandschaft durch anthropogene Einflüsse beruht, ist die Verschiebung des Artenspektrums von hochspezialisierten stenöken Arten zu euryöken Ubiquisten. Diese als "künstliche Bachalterung" (DARSCHNIK et al. 1989) oder "Potamalisierung" (THIESMEIER et al. 1988) bezeichnete Veränderung der Artenzusammensetzung läßt sich besonders häufig an urba-

nen Gewässern feststellen (PODRAZA & SCHUHMACHER 1989, SCHUHMACHER 1991). Auch an der Weser-Lutter und am Baderbach konnten nahezu ausschließlich Arten nachgewiesen werden, deren Verbreitung sich über alle Süßwasserbereiche erstreckt oder schwerpunktmäßig auf stehenden und langsam fließenden Gewässern beruht. Solche Arten, deren Ansprüche an Temperatur, Strömung und Sauerstoffbedarf entsprechend geringer sind als die der typischen Rhithralfauna, verdrängen oder ersetzen diese (GUNKEL 1996, PODRAZA & SCHUHMACHER 1989, SCHUHMACHER 1991, THIESMEIER et al. 1988). Viele der nachgewiesenen Organismen weisen zusätzlich eine höhere Toleranz gegenüber organischer Verschmutzung auf. Ausgesprochen rheophile, kaltstenotherme und oxybionte Organismen fehlen in der Weser-Lutter und im Baderbach fast vollständig. Die einzige gefundene Art, welche als Reinwasseranzeiger nach dem Saprobiensystem (Saprobiewert $s < 2$) zu bezeichnen wäre, ist die Turbellarienart *Dugesia gonocephala* ($s = 1,6$), welche am Baderbach in mittleren Abundanzen anzutreffen ist. Weiterhin konnte am Baderbach noch ein Einzelfund aus der Trichopteren-Gruppe *Hyperrhyacophila* sp. (Saprobiewert $s = 1,0$) verzeichnet werden.

Da die gefundenen Organismen größtenteils in allen Süßwasserlebensräumen verbreitet sind und demzufolge hohe ökologische Toleranzen aufweisen müssen, ist der Einfluß von Stauregulierungen auf die Makroinvertebraten erwartungsgemäß nicht so deutlich, wie bei weniger stark anthropogen beeinträchtigten Fließgewässern oder größeren Flüssen und Strömen (vgl. REHFELDT 1987, RIDLEY & STEEL 1975, SCHÖNBORN 1992, WARD & STANFORD 1979). Dieses läßt sich dadurch erklären, daß die Aufstauungen aufgrund der Besiedlung des Gewässersystems mit schwerpunktmäßig euryöken Arten nur geringe Veränderungen innerhalb der Makrozönose bewirken. Dennoch lassen sich zwei Effekte der Aufstauungen auf die Makrozönose herausarbeiten:

1.) An der Probestelle **Lu 3** konnten ausschließlich Arten gefunden werden, die eine große Toleranz gegenüber hohen Wassertemperaturen ($> 25°C$) und extrem niedrigen Sauerstoffkonzentrationen ($< 1,9$ mg/l) im Gewässer besitzen. Typische Vertreter einer rheophilen Bachfauna fehlten vollständig. Bei den gefundenen Mollusken konnten einige Arten (*Valvata piscinalis*, *Segmentina nitida*, *Potamopyrgus antipodarum*) nur im Staubereich **Lu 3** nachgewiesen werden. Die Ephemeroptere *Cloeon dipterum* wurde ebenfalls nur an dieser Probestelle gefunden.

2.) Unterhalb der Staubereiche läßt sich eine Verschiebung innerhalb der Ernährungstypologien der Makroinvertebraten feststellen. So konnten an der Probestelle **Lu 4** vermehrt filtrierende Bryozoen (*P. fungosa*) und

Trichopteren (*H. angustipennis*) sowie Weidegänger (*A. fluviatilis, B. tentaculata*) gefunden werden. An der Probestelle **Lu 2** konnten ebenfalls große Individuenzahlen von *H. angustipennis* und *P. fungosa* gefunden werden, was darauf zurückzuführen ist, daß auch diese Probestelle durch die darüberliegenden Staubereiche beeinflußt wird. Weiterhin läßt sich an den Probestellen **Lu 4** und **Lu 7** eine deutliche Abnahme der Abundanzen des Fallaubfressers *G. pulex* feststellen. Insgesamt nimmt der Anteil der Zerkleinerer im Laufe der Fließstrecke ab. Auch der Anteil der algenabweidenden Ephemeropteren *B. rhodani* bzw. *B.vernus* nimmt im Verlauf der Fließstrecke ab, unterhalb von Probestelle **Lu 5** konnten keine Individuen mehr nachgewiesen werden.

5. Zusammenfassende Bewertung

Die Berechnunung der Saprobienindices spiegelt ziemlich genau die jeweiligen physikalisch-chemischen Verhältnisse an den Probestellen wider. Artenspektrum, Dominanzverhältnisse und Diversitätsindices weisen auf eine massive Störung der Biozönosen an allen untersuchten Probestellen hin. Basierend auf den erhobenen physikalisch-chemischen Daten können die Ursachen für die **extreme Faunenverarmung** nicht in erster Linie in der Wassergüte gesucht werden. Sicherlich haben Belastungsspitzen nach starken Niederschlägen (Mischwasserüberläufe) und temporäre Einleitungen Besiedlungseinschränkungen zur Folge. Neben der festgestellten Belastung wird wahrscheinlich auch ein nicht erfaßter Eintrag von Kohlenwasserstoffen, Schwermetallen und anderen Xenobiotika über den Oberflächenabfluß erfolgen, der für die Verschmutzung der untersuchten Fließgewässer Bedeutung besitzt (GUNKEL 1996, LUA 1996, LOSKE & VOLLMER 1990, MÜHLENBERG 1993).

Als Hauptgrund für die festgestelle Faunenverarmung läßt sich die massive strukturelle Beeinträchtigung der untersuchten Fließgewässer durch Verbau, Verrohrung und **Aufstauung** anführen, welche zur Folge hat, daß die Fließstrecke in viele kleinere Inselbiotope zerstückelt ist. Diese Zerstückelung der Fließstrecke bei gleichzeitigem Fehlen von Refugialräumen, aus denen Wiederbesiedlung erfolgen könnte, führt zusammen mit der stoßweisen Belastung infolge von starken Niederschlägen und permanenten diffusen Einträgen von ballungsraumtypischen Schadstoffen (Kohlenwasserstoffe, Schwermetalle u.ä.) zu einer Belastungssituation der untersuchten Fließgewässer, die fast ausschließlich euryöke Makrozoen als Besiedler zuläßt. Diese Zusammenhänge gelten insbesonders für die We-

ser-Lutter, die sich auf über 30 % der offenen Fließstrecke unter der Beeinflussung von Aufstauungen befindet und nicht einmal mehr abschnittsweise den Charakter eines naturnahen Fließgewässers aufweist. Die Weser-Lutter läßt sich daher in großen Abschnitten der Fließstrecke eher als stehendes oder langsam fließendes Gewässer bezeichnen. Eine naturnahe Aue, die für viele Fließgewässerorganismen notwendig ist, liegt an der Weser-Lutter nur noch fragmentarisch vor oder fehlt gänzlich. Die Folgen dieses Defizites für die Besiedlung lassen sich besonders deutlich an den geringen Artenzahlen der Trichopteren (6 Arten) und Ephemeropteren (3 Arten) zeigen, deren geflügelte Generationsstadien offenbar an den untersuchten Fließgewässern keine guten Lebensbedingungen vorfinden. Die artenreichsten Gruppen der Makroinvertebraten stellen folgerichtig Mollusken und Hirudineen dar, die bezüglich ihrer Entwicklungsstadien nicht oder nur wenig von einer intakten Auenvegetation abhängig sind. Bemerkenswert ist die festgestellte Artenarmut am Baderbach, bei dem sich aufgrund der höheren Struktur- und Strömungsdiversität und geringerer chemischer Belastung ausgewogenere Besiedlungsverhältnisse an den ausgewählten Probestellen erwarten ließen. Ob die Befunde auf nicht erfaßte Einleitungen oder die ebenfalls zu verzeichnende fehlende Anbindung des Fließgewässers an intakte Biotope und daraus resultierende Wiederbesiedlungsbeschränkungen zurückführbar ist, läßt sich aufgrund der Untersuchungsergebnisse allerdings nicht feststellen.

Die Ergebnisse der Makroinvertebraten-Aufsammlungen und Vergleiche mit vorherigen Untersuchungen (SPÄH 1979, 1983) belegen deutlich, daß die Biozönosen an beiden untersuchten Gewässern massiv gestört und auch Wiederbesiedlungen aus angeschlossenen Gewässern nicht zu erwarten sind. Besonders an der Weser-Lutter wird die Besiedlung von Ubiquisten dominiert, die ihre Verbreitungsschwerpunkte größtenteils in stehenden oder langsam fließenden Süßwasserbiotopen besitzen. Die Problematik der "künstlichen Bachalterung" bzw. "Potamalisierung" läßt sich an der Weser-Lutter nur eingeschränkt feststellen, da typische Potamalarten nicht in größeren Abundanzen anzutreffen sind. Eine treffendere Bezeichnung wäre eine "Ubiquitisierung" innerhalb der Makroinvertebratenfauna, die sich auch auf die Bereiche des Baderbaches erstreckt, der aufgrund seiner abiotischen Faktoren eher dem Rhithralbereich zuzuordnen ist. Für die Weser-Lutter gelten hingegen abiotische Faktoren (Strömung, Temperatur), die eher dem Potamalbereich eines Fließgewässers zuzuordnen wären. Die Aufstauungen innerhalb der Fließstrecke üben zusammenfassend zwei Einflüsse auf die Makroinvertebraten-Besiedlung der Weser-Lutter aus, welche die extrem arten- und individuenarme Zusammensetzung der Bio-

zönosen und die Dominanz limnophiler, euryöker Organismen begünstigen. Der erste Bereich umfaßt die Beeinträchtigungen, die sich aus der Zerstükkelung der Fließstrecke ergeben: Die räumliche Isolierung der oberhalb und unterhalb der Staubereiche befindlichen Gewässerabschnitte unterbindet größtenteils eine Kompensation von Driftverlusten durch Aufwärtswanderung von Organismen. Auch die Neu- oder Wiederbesiedlung faunistisch verödeter bzw. verarmter Abschnitte der Fließstrecke ist aufgrund dieser strukturellen Bedingungen extrem erschwert. Der zweite Bereich umfaßt die Störeinflüsse, welche sich aus den veränderten physikalisch-chemischen Bedingungen ergeben, die sich als Folge der Aufstauungen betrachten lassen. Dazu zählt vor allem die thermische Belastung der nachfolgenden Fließgewässerabschnitte, welche die Ansiedlung kaltstenothermer Organismen verhindert. Weiterhin hat die Ausschwemmung abzubauender Biomasse aus den Staubereichen Auswirkungen auf Sauerstoffversorgung und Nahrungssituation darunterliegender Bereiche der Fließstrekke, die sich teilweise in veränderten Ernährungstypologien der Organismen niederschlägt. So konnten an den Probestellen **Lu 2** und **Lu 4** filtrierende Bryozoen als dominierende Arten festgestellt werden. Die Ausbildung einer oxybionten und kaltstenothermen Rhithralfauna wird so zusätzlich verhindert.

Die Einflüsse der Stauhaltungen äußern sich insgesamt weniger drastisch als an strukturell und physikalisch-chemisch weniger stark beeinflußten Gewässern, da die Artenzusammensetzung generell durch Ubiquisten dominiert wird (vgl. FITTKAU & REISS 1983, REHFELDT 1987, RIDLEY & STEEL 1975, WARD & STANFORD 1979). Organismen, die durch Stauungen stark beeinträchtigt werden, d.h. ausgeprägt rheophile Organismen konnten daher weder oberhalb noch unterhalb der Aufstauungen gefunden werden. Inwieweit die festgestellte Artenarmut Folge der bereits seit Jahrzehnten bestehenden Aufstauungen bzw. Strömungsberuhigung der Fließstrecke ist und nicht aus der spezifischen Belastungsituation des urbanen Einzugsgebietes resultiert, läßt sich aufgrund der zur Verfügung stehenden Daten nicht eindeutig feststellen.

Die Weser-Lutter und der Baderbach müssen als strukturell und physikalisch-chemisch stark beeinträchtigte Fließgewässer mit erheblichen Defiziten in der Besiedlung mit Makroinvertebraten betrachtet werden. Aus finanziellen Erwägungen und der spezifischen Situation des urbanen Einzugsgebietes (Flächenknappheit, Abflußverhältnisse, Wasserverschmutzung und fehlende Biotopvernetzung) sind umfassende Verbesserungen des ökologischen Zustandes nicht realisierbar. Um langfristig *natürlichere* Besiedlungsverhältnisse zu etablieren bzw. die Durchgängigkeit der Fließ-

strecke zu erhöhen, wäre die Aufhebung der Aufstauungen sicherlich ein Schritt in die richtige Richtung. Positive Auswirkungen auf die Gewässergüte wären dann sicherlich vor allem aufgrund generell verbesserter Sauerstoffversorgung der Weser-Lutter zu erwarten. Aufgrund der bestehenden Nutzungsansprüche (Hochwasserschutz, Erholungsnutzung) sind solche Bestrebungen allerdings in absehbarer Zeit nicht zu erwarten. Ob die aktuell durchgeführten Kanalbauarbeiten im Innenstadtbereich und der Bau von Hochwasserrückhaltebecken positive Auswirkungen auf die Verschmutzung der Weser-Lutter und deren Besiedlung haben, bleibt daher ebenfalls abzuwarten (FRIEDRICH et al. 1994, GUNKEL 1996, OHSE & ENDERLE 1996).

6. Zusammenfassung

Von Januar bis August 1997 wurden an der Bielefelder Weser-Lutter und am Baderbach an insgesamt acht Probestellen die Besiedlung mit Makroinvertebraten untersucht. An diesen Probestellen und einer weiteren Probestelle wurden weiterhin verschiedene physikalisch-chemische Parameter ermittelt. Beide Gewässer verlaufen im Stadtgebiet, die Weser-Lutter verläuft mehrere Kilometer unterirdisch und wird mehrmalig aufgestaut. Beide Gewässer sind massiv durch wasserbauliche Maßnahmen in ihrem Fließverhalten und ihrer Struktur beeinträchtigt. Naturnahe Auen und Nebengewässer sind nicht vorhanden. Die Weser-Lutter führt den Großteil des innerstädtisch abfließenden Oberflächenwassers mit sich.
An den untersuchten Probestellen konnten insgesamt 55 Arten bzw. höhere Taxa nachgewiesen werden. Die Besiedlungen sind größtenteils als verarmt oder sogar verödet zu bezeichnen, die Besiedlungsverhältnisse sind stark unausgeglichen. Die Makroinvertebratenfauna setzt sich nahezu vollständig aus euryöken, limnotypischen Arten sowie charakteristischen Arten des Flachlandes zusammen. Rheotypische Arten fehlen fast vollständig im Arteninventar. Bestandsmäßig dominieren wenige euryöke Arten wie *Plumatella fungosa*, *Gammarus pulex* und *Hydropsyche angustipennis*. Die Makrozönosen an allen untersuchten Probestellen müssen als massiv gestört bezeichnet werden, naturnahe Besiedlungsverhältnisse lassen sich besonders in den aufgestauten bzw. strömungsberuhigten Bereichen der Fließstrecke nicht feststellen.
Die pysikalisch-chemischen Untersuchungen und die Berechnung der Saprobienindices an der Weser-Lutter weisen auf eine zumeist kritische Belastung (Güteklasse II-III) hin. Der Baderbach läßt sich als mäßig bela-

stet (Güteklasse II) bezeichnen. Besonders bei der Weser-Lutter muß davon ausgegangen werden, daß nach starken Niederschlagsereignissen durch Einträge von Mischwasser aus der Kanalisation kurzzeitige Belastungsspitzen anstehen. Die Weser-Lutter ist durch große Temperaturamplituden und häufige Sauerstoffuntersättigungen gekennzeichnet. In den Sommermonaten konnten in einem größeren Staubereich Massenentwicklungen von Cyanobakterien und starke Sauerstoffübersättigungen festgestellt werden. Sowohl die hohen Temperaturwerte als auch die Massenentwicklung von Planktonorganismen an der Weser-Lutter können auf die Aufstauungen und die geringe Beschattung der Fließstrecke zurückgeführt werden.

7. Literatur

BECKER, A. & RÜTHER-LÜLFSMANN, P. (1991): Verfahren zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern des Bielefelder Osning und des Ravensberger Hügellandes.- Berichte des Naturwissenschaftlichen Vereins Bielefeld, **32**: 1-36.

BELLMANN, H. (1988): Leben in Bach und Teich. Reihe Steinbachs Naturführer, Mosaik, München.

BÖTTGER, K. (1986): Zur Bewertung der Fließgewässer aus der Sicht der Biologie und des Naturschutzes unter besonderer Berücksichtigung der Tieflandbäche.- Landschaft und Stadt **18**: 77-82.

BÖTTGER, K. & PÖPPERL, R. (1992): Aussagen zum Natürlichkeitsgrad von Bächen anhand rheotypischer Faunenelemente, dargestellt unter besonderer Berücksichtigung der Tieflandbäche Schleswig-Holsteins. In: G. FRIEDRICH & J. LACOMBE (Hrsg.): Ökologische Bewertung von Fließgewässern.- Limnologie aktuell, **3**: 159-165, Gustav Fischer, Stuttgart.

BRAUKMANN, U. (1987): Zoozönologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie.- Archiv für Hydrobiologie, Ergebnisse der Limnologie **26**: 1-355.

BREHM, J. & MEIJERING, .M.P.D. (1996): Fließgewässerkunde - Einführung in die Ökologie der Quellen, Bäche und Flüsse.-Biologische Arbeitsbücher, Quelle & Meyer, Wiesbaden, 3. überarbeitete Aufl.

DARSCHNIK, S., RENNERICH, J., SCHUHMACHER, H. & THIESMEIER, B. (1989): Rekonstruktion des potentiell natürlichen Gewässerzustandes als Grundlage für die ökologische Bewertung und Renaturierung von Fließgewässern im Ballungsraum.- Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Band **XVIII**: 541-547.

DIN 38410 (DEUTSCHE EINHEITSVERFAHREN ZUR WASSER-, ABWASSER- UND SCHLAMMUNTERSUCHUNG), Teil 2 (1990): Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M). Bestimmung des Saprobienindex (M2).

ENGELHARDT, W. (1989): Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher? Pflanzen und Tiere unserer Gewässer; eine Einführung in die Lehre vom Leben der Binnengewässer.- Franckh'sche Verlagsbuchhandlung, W. Keller & Co., Stuttgart, 13. Aufl.

FITTKAU, E.J. & REISS, F. (1983): Versuch einer Rekonstruktion der Fauna europäischer Ströme und ihrer Auen. - Arch. Hydrobiol. **97**, 1-6.

FRIEDRICH, G. (1990): Eine Revision des Saprobienindex.- Z. Wasser-Abwasser-Forsch. **23**, 141-152.

- (1992): Ökologische Bewertung von Fließgewässern - eine unlösbare Aufgabe? In: G. FRIEDRICH & J. LACOMBE (Hrsg.): Ökologische Bewertung von Fließgewässern. - Limnologie aktuell, **3**: 1-7, Gustav Fischer, Stuttgart.

FRIEDRICH, G., SCHULTE-WÜLLWER-LEIDIG, A., SPÄH, H., BÖHMER, E. (1994): Wassergütewirtschaftliche Auswirkungen von Dauerstauen in Hochwasserrückhaltebecken. - Wasser & Boden **2**: 30-33.

GAMMETER, S. & FRUTIGER , A. (1989): Wirkung kurzer Belastungsspitzen auf die Kleinlebewesen der Flußsohle. Gas-Wasser-Abwasser **69**: 703-713.

GLIER, K. (1997): Makroinvertebratenfauna und Wassergüte eines renaturierten urbanen Fließgewässersystems.- Universität Bielefeld, Examensarbeit, unveröffentlicht.

GLÖER, P. & MEIER-BROOK, C. (1994): Süßwassermollusken - Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland. - Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung (DJN), Hamburg, 11. erw. Aufl.

GUNKEL, G. (1996): Renaturierung kleiner Fließgewässer. - Gustav Fischer, Stuttgart, Jena.

ILLIES, J. (Hrsg.) (1978) : Limnofauna Europaea, Gustav Fischer, Stuttgart, New York, 2. überarb. Aufl.

KLEE, O. (1993): Wasser untersuchen: einfache Analysenmethoden und Beurteilungskriterien. Biologische Arbeitsbücher, Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden, 2. Aufl.

LAMPERT, W. & SOMMER, U. (1993): Limnoökologie. - Georg Thieme, Stuttgart.

LANDESAMT FÜR WASSER UND ABFALL NORDRHEIN-WESTFALEN (LWA) (1991): Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA).- LWA-Merkblätter Nr. 7,- Woeste Druck u. Verlag, Essen.

LANDESUMWELTAMT NRW (LUA) (1995): Gewässerstationierungskarte NRW.

- (1996): Gewässergütebericht '93/'94.

LOSKE, K.-H. & VOLLMER, A. (1990): Die Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern. - Wasser & Boden **2**: 76-80.

LUDWIG, H.W. (1993): Tiere in Bach, Fluß, Tümpel, See. - Merkmale, Biologie, Lebensraum, Gefährdung. BLV, München, 2. Überarb. Aufl.

MAGER, T., BERG, R. & FLORACK, F. (1992): Gewässergüteuntersuchung nach DIN und Artenarmut urbaner Bäche. - Wasser & Boden **11**: 730-734.

MARTEN, M. & REUSCH, H. (1992): Anmerkungen zur DIN "Saprobienindex" (DIN 38410, Teil 2) und Forderung alternativer Verfahren. - Natur und Landschaft, 67. Jg., **11**: 544-547.

MÜHLENBERG, M. (1993): Freilandökologie. - Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden, 3. überarb. Aufl.

NAGEL, P. (1989): Bestimmungsschlüssel der Saprobien - Makrozoobenthos. - Gustav Fischer, Stuttgart.

OHSE, H.-W. & ENDERLE, M. (1996): Siedlungsententwicklung und Hochwasserschutz in den Städten, Wasser & Boden, 48.Jg., **2**: 47-52.

OTTO, A. & BRAUKMANN, U. (1983): Gewässertypologie im Ländlichen Raum. - Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A: Angewandte Wissenschaft, **88**: 1-61.

PITSCH, T. (1993): Zur Larvaltaxonomie, Faunistik und Ökologie mitteleuropäischer Fließgewässer-Köcherfliegen (Insecta: Trichoptera). - Landschaftsentwicklung und Umweltforschung- Schriftenreihe des Fachbereiches Landschaftsentwicklung- Sonderheft **8**, TU Berlin.

PODRAZA, P. & SCHUHMACHER, H. (1989): Die anthropogene Überformung von Fließgewässern im Ballungsraum - dargestellt am Beispiel des Ölbachs in Bochum.- Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Band **XVIII**: 549-555.

REHFELDT, G. (1987): Wirkung von Talsperren und Gewäserbelastung auf Invertebratengesellschaften in Fließgewässern und Auen des Harzes.- Arch. Hydrobiol. **111**, 2: 255-281.

RIDLEY, J.E. & STEEL J.A. (1975): Ecological aspects of river empoundments, 565-587. In: B.A. Whitton (Hrsg.): River ecology, Oxford.

SCHMEDTJE, U. & KOHMANN, F. (1988): Bewertung von Fließgewässern - Aussagekraft und Grenzen biologischer und chemischer Indizes.- Wasser & Boden **11**: 610-613.

SCHMEDTJE, U. & KOHMANN, F. (1992): Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen).- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Informationsberichte, Heft **2/88**, München, 2. Überarb. Aufl.

SCHÖNBORN, W. (1992): Fließgewässerbiologie. - Gustav Fischer, Jena, Stuttgart.

SCHUHMACHER, H. (1989): Stadtbäche als Lebensraum, Naturwissenschaften **76**, 505-511, Springer-Verlag.

- (1991): Limnologische Vorgaben und Bewertungskriterien zur ökologischen Verbesserung, Bewertung und Renaturierung von Fließgewässern im Ballungsraum. In: G. FRIEDRICH & J. LACOMBE (Hrsg.): Ökologische Bewertung von Fließgewässern. - Limnologie aktuell, **3**: 16-36, Gustav Fischer, Stuttgart.

SCHUHMACHER, H., DARSCHNIK, S., RENNERICH, J. & THIESMEIER, B. (1989): Erfassung, Bewertung und Renaturierung von Fließgewässern im Ballungsraum. - Natur und Landschaft, 64. Jg., **9**: 383-388.

SPÄH, H. (1979): Ökologische Untersuchungen an organisch belasteten Bächen im Stadtbereich von Bielefeld. - Berichte des Naturwissenschaftlichen Vereins Bielefeld, **24**: 383-410.

- (1983): Zur Verbreitung und Ökologie der Makroinvertebratenfauna in Fließgewässern des westlichen Teutoburger Waldes. - Forschungsberichte des Landes Nordrhein-Westfalen Nr. **3161**, Fachgruppe Umwelt/Verkehr, Westdeutscher Verlag, Opladen.

STADT BIELEFELD / WASSERSCHUTZAMT (1996, 1997): Gewässergütebericht 1994, Gewässergütedaten 1996, 1997, schriftliche Mitteilung.

THIESMEIER, B., RENNERICH, J. & DARSCHNIK, S. (1988): Fließgewässer im Ballungsraum Ruhrgebiet: Ökologische Grundlagenerhebung in der Stadt Bochum. - Decheniana **141**: 296-311.

WARD, J.V. & STANFORD, J.A. (1979): The ecology of regulated streams. Plenum Press, New York.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Berichte des Naturwissenschaftlichen Verein für Bielefeld und Umgegend

Jahr/Year: 1998

Band/Volume: 39

Autor(en)/Author(s): Lenz Holger, Rustige Karl Heinz

Artikel/Article: Einflüsse von Aufstauungen auf die Makrozönose eines urbanen Fließgewässers Eine Untersuchung am Weser-Lutter-System (Ostwestfalen) 97-124