

## Inhalt

<b>Inhalt</b> .....	<b>1</b>
<b>1. Einleitung</b> .....	<b>3</b>
<b>2. Untersuchungspunktbeschreibung</b> .....	<b>3</b>
<b>3. Methodik und Methodendiskussion</b> .....	<b>3</b>
3.1 Erfassungsmethodik .....	3
3.2 Gefährdete Arten .....	4
3.3 Biotopbindung .....	4
3.4 Strömungspräferenz .....	5
3.5 Ernährungstypen.....	6
3.6 Der Saprobienindex und das Streuungsmaß .....	7
3.7 Erhebungsbogen faunistische Indikatoren LRT .....	9
3.7.1 Datenblatt - Aggregierte Daten .....	9
3.7.2 Bewertungsblatt 1 .....	10
<b>4. Ergebnisse und Diskussion</b> .....	<b>11</b>
4.1 Allgemeines .....	11
4.2 Gefährdete Arten .....	11
4.3 Anmerkungen zu ausgewählten Arten.....	12
4.3.1 Gastropoda (Schnecken) .....	12
4.3.2 Bivalvia (Muscheln) .....	13
4.3.3 Hirudinea (Egel) .....	14
4.3.4 Crustacea (Krebstiere) .....	15
4.3.5 Ephemeroptera ( Eintagsfliegen) .....	15
4.3.6 Odonata (Libellen).....	16
4.3.7 Plecoptera (Steinfliegen) .....	17
4.3.8 Heteroptera (Wanzen).....	18
4.3.9 Coleoptera (Käfer).....	19
4.3.10 Trichoptera (Köcherfliegen).....	20
4.4 Biotopbindung und Strömungspräferenz .....	22
4.5 Ernährungstypen.....	23
4.6 Der Saprobienindex und das Streuungsmaß.....	24
4.7 Zusammenfassung .....	25
<b>5. Beeinträchtigungen und Maßnahmevorschläge</b> .....	<b>27</b>
5.1 Allgemeines .....	27
5.2 Gewässergüte .....	27
5.3 Ökologische Durchgängigkeit .....	28
5.4 Gewässerausbau .....	29
5.5 Gewässerbett-, Sohl- und Habitatstruktur.....	29
5.6 Ufergehölze.....	30
5.7 Gewässerrandstreifen .....	31
5.8 Gewässerunterhaltung.....	31
5.9 Sonstiges .....	32
5.10 Zusammenfassung Beeinträchtigung und Maßnahmevorschläge .....	32
<b>6. Im Text zitierte Literatur</b> .....	<b>33</b>

## Anhang

Torsten Berger  
Rosa Luxemburg Straße 26  
14482 Potsdam  
Tel./ Fax: 0331 - 713410  
Funk: 0173 - 8386549  
e-mail: bergtor@web.de



## 1. Einleitung

Für die Zustandsbeschreibung und die planungsrelevante Bewertung eines Fließgewässers stellt die Kenntnis möglichst der gesamten aquatischen Zoozönose, die Kenntnis der Beziehungen verschiedener Arten zueinander sowie deren Abhängigkeit vom Lebensraum eine wesentliche Grundlage dar. Besonders geeignet für die Bewertung ist die Erfassung des Makrozoobenthos, da sich dessen Arten entweder in ihrem gesamten Leben oder, wie bei vielen Insektengruppen, zumindest zur Larvenentwicklung im Wasser aufhalten. Weitere Vorteile sind die weite Verbreitung der Arten in nahezu allen Süßwasserbiotopen und das insgesamt sehr große Artenspektrum mit vielfältigen ökologischen Ansprüchen. Die Präsenz bzw. das Defizit bestimmter standort- und naturraumtypischer Arten ermöglicht in den meisten Fällen zudem Rückschlüsse auf kleinräumige Biotopstrukturen sowie auf die mittlere Wasserqualität während einer längeren Abflussperiode (JOHNSON & al., PEISSNER 1992, REUSCH 1995).

## 2. Untersuchungspunktbeschreibung

Der untersuchte Gewässerabschnitt der Großen Röder befindet sich innerhalb der Ortslage Radeburg. In Abstimmung mit der fischökologischen Untersuchung wurde der Bereich oberhalb der linksseitig einmündenden Promnitz beprobt. Die große Röder ist hier etwa sechs bis acht Meter breit und bis einen Meter tief. Sie ist beidseitig eingedeicht wobei die Vorländer kaum breiter als zehn Meter ausfallen. Die Sohle des begradigten Gewässerabschnitts ist vollständig geschottert. Im Lückensystem der Schottersteine lagert sich feinpartikuläres organisches Material ab. Die Uferböschungen sind durch Blockpackungen gesichert. Die Fließgeschwindigkeit ist hoch. Es ist eine deutliche Trübung festzustellen, die auf eine erhöhte Stofffracht schließen lässt. An Ufergehölzen ist lediglich ein solitärer Weidenbusch vorhanden. Somit handelt es sich um einen sonnenexponierten Gewässerabschnitt. Dies begünstigt die Ausbildung eines beidseitigen Bachröhrichts. Flutende Wasserpflanzen traten dagegen nur punktuell auf.

## 3. Methodik und Methodendiskussion

### 3.1 Erfassungsmethodik

Insgesamt erfolgten drei Erhebungen der Zönose am Röderabschnitt. Die Erhebung erfolgte zu je einem Termin im Frühjahr (4.5.2004), Sommer (8.7.2004) und Herbst (29.8.2004).

Jede Probestelle wurde nach der Zeitsammelmethode 2 Stunden lang nach aquatischen Organismen abgesucht. Der Untersuchungspunkt wurden auf einer Länge von rund 100 m beprobt, um möglichst sämtliche Kleinstbiotope (Choriotope) zu erfassen. Als Untersuchungsgeräte dienten ein Handnetz (ca. Ø 35 cm; Maschenweite 1 mm), Pinsel und Federstahlpinzetten. Die vorherrschenden Substrate wurden anteilmäßig nach Organismen abgesucht. Bei den Wasserpflanzen, durchspülten Wurzelräumen, dem Sohlsubstrat sowie Schlamm- und Detritusablagerungen wurde das jeweilige Substrat abgekeschert bzw. durchsiebt. Bei ausreichender Wasserströmung fand die Kick-sampling-Methode Verwendung, indem die Substrate aufgewirbelt wurden und so die Organismen in das in der Strömung befindliche Netz hineindriften (KLEE 1993). Die Proben wurden zunächst in weiße Fotoschalen überführt und selektiv ausgelesen. Hartsubstrate (z. B. Totholz, Steine) wurden dem Gewässer entnommen und gezielt nach Invertebraten abgesucht.

Bei der Entnahme der einzelnen Individuen wurde bei hoher Dichte lediglich ein repräsentativer Querschnitt entnommen. Die Belegexemplare zur Determination wurden in 75% Ethanol (vergällt mit 1% Methylethylketon) fixiert. Zusätzlich wurden Streifsackzüge innerhalb der Ufervegetation zur Erfassung der imaginalen Entwicklungsstadien merolimnischer Insekten durchgeführt.

Die Häufigkeiten der einzelnen Taxa wurden im Gelände ermittelt. In oberen Abundanzbereichen wurde die Anzahl durch Schätzung erhoben (MAUCH & WITTLING 1994). Insbesondere für taxonomisch

leicht ansprechbare Arten hat sich diese Methode gut bewährt. Speziell jedoch für einzelne Arten die gegenüber anderen Arten der Familie einen sehr ähnlichen Habitus aufweisen sind Häufigkeitsschätzungen im Gelände kaum sicher möglich. Die Häufigkeitsangaben werden vereinfacht in einer 7-stufigen Skala angegeben. Die dazugehörigen Stückzahlen sind in Tabelle 1 dargestellt.

**Tabelle 1:** Häufigkeitsangaben Makrozoobenthos

Anzahl pro Taxa	Häufigkeitswert (Abundanzziffer)	Definition	Methodischer Hinweis (nach MAUCH & WITTLING)
1 - 2	1	Einzelfund	leicht übersehbar
3 - 10	2	wenig	kaum übersehbar
11 - 30	3	wenig bis mittel	nicht übersehbar
31 - 100	4	mittel	leicht feststellbar, ansehnliche Populationen
101 - 300	5	mittel bis viel	auffällig, bedeutende Populationen
301 - 1000	6	viel	Aspektbildend
mehr als 1000	7	Massenvorkommen	extreme Entwicklung, hohe bis vollständige Flächendeckung

Die Bestimmung erfolgte mit Hilfe einer Stereolupe und einem Stereomikroskop. Die Determination erfolgte unter Verwendung aktueller Bestimmungsliteratur möglichst bis auf Artniveau.

### 3.2 Gefährdete Arten

Die Rote Liste, als Auflistung von in Ihrem Bestand verschieden stark gefährdeten Arten, ist ein wichtiges Instrument des Arten- und Biotopschutzes. Sie ist allerdings nur eine von vielen parallel anzuwendenden Bewertungsgrundlagen und als alleiniges Kriterium bei weitem nicht ausreichend wenn nicht sogar irreführend. Bei der Verwendung von Rote Liste Arten für die Bewertung von Gewässern ist ein regionaler Bezugsrahmen notwendig. Wenig hilfreich sind hingegen Rote Listen mit bundesweiten Bezug (z.B. BLAB & al. 1984) da sie in ihrer praktizierten Form regionale Differenzierungen (z.B. verschiedene geographische Regionen, verschiedene erdgeschichtliche Oberflächenentstehung usw.) nicht zulassen. Trotzdem wurden die bundesweit gültigen Roten Listen zur Bewertung herangezogen da z.B. für einige Tiergruppen bisher keine Roten Listen Sachsens vorliegen. Auch zeigt sich durch sie die gesamtstaatliche Bedeutung einzelner Taxa. Weiterhin bleibt zu beachten, dass gefährdete Arten nur dann wertgebend sind, wenn sie in typischen Biotopen nachgewiesen werden. (REUSCH 1995). Aus diesen Gründen stellen die Roten Listen des Landes Sachsens die für die Bewertung am besten geeignetsten Listen dar.

Die Einstufung der nachgewiesenen bedrohten bzw. gefährdeten Arten erfolgt nach:

- Rote Liste Land- und Süßwassermollusken Sachsens - BÖßNECK (1996),
- Rote Liste Libellen Sachsens - ARNHOLD, BROCKHAUS & KRETZSCHMAR (1994),
- Rote Liste Wasserkäfer Sachsens - KLAUSNITZER (1996),
- Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands - BINOT & al. (1998),
- Artenbestand und Gefährdungssituation der Wasserkäfer Deutschlands - HESS & al. (1999).

### 3.3 Biotopbindung

Ein sehr sensitives Instrument der Gewässeranalyse ist die Auswertung der längszonalen Verteilung der Fließgewässerorganismen. Grundlage ist die Tatsache, dass im Längenverlauf einer Fließstrecke, und in Reaktion auf gesetzmäßig auftretende physiologische und physikalisch/

chemische Kontinuumsänderungen, jeweils typische Zönosen einander ablösen (MOOG 1995). Bereits Anfang dieses Jahrhunderts erfolgte die Unterteilung der einzelnen Fließgewässerabschnitte in bestimmte Fischregionen. Auf dieser Grundlage entwickelten ILLIES & BOTOSANEANU (1963) ein Konzept der biozönotischen Regionen welches neben den Fischen auch das Benthos und abiotische Umweltvariablen mit einschließt. Die Unterteilung der Fließgewässer durch ILLIES & BOTOSANEANU (1963) umfasst beginnend mit dem Eukrenal, der Quelle von Fließen, insgesamt acht Unterteilungen die mit der Brackwasserzone, dem Hypopotamal, endet. Ergänzend zu den einzelnen Fließgewässerbiotopen wurden die Stillgewässer in das Litoral, die eigentliche Uferzone, und das Profundal, dessen Lebensgemeinschaft im wesentlichen durch Prozesse im Pelagial dominiert wird, unterteilt (MOOG 1995, SCHMEDTLE & COLLING 1996).

Durch den Vergleich des Istzustandes der längszonalen Regionsverteilung mit dem Sollzustand kann auf die ökologische Funktionsfähigkeit der makrozoobenthischen Zönose geschlossen werden. Auf Basis von festzustellenden längszonalen Faunenverschiebungen können Rückschlüsse auf anthropogene Beeinträchtigungen und Veränderungen gezogen werden. So ist beispielsweise die Beeinträchtigung eines Fließgewässers durch Anstau und einer damit verbundenen erhöhten Sedimentation, Erwärmung und verstärkten Planktonentwicklung („Potamalisierung“ im Sinne von MOOG 1992) leicht zu dokumentieren.

Um die erhaltenen Ergebnisse sicher darstellen zu können, ist es notwendig Referenzzustände möglichst ungestörter Biotope des selben Naturraums als Maßstab und Vergleichsgrundlage heranzuziehen (REUSCH 1995).

Im Gegensatz zum Rheo-Index nach BANNING (1991), welcher jeweils nur die Hauptverbreitung der Taxa nach Fließwasser- und Stillwasserarten sowie Ubiquisten berücksichtigt, erfolgt die Darstellung der Biotopbindung nach der prozentualen Bindung der einzelnen Taxa an bestimmte Biotoptypen.

Da nur ausgewählte Gruppen berücksichtigt wurden, ist eine leichte Verfälschung der Ergebnisse gegenüber dem tatsächlichen Bestand möglich. Die biozönotische Zuordnung in einzelne Gewässerabschnitte erfolgte nach dem 10- Punkte- System nach ZELINKA & MARVAN (1961). Als Datengrundlage wurden die Zusammenstellungen von MOOG (1995) verwendet. Die relative Häufigkeit der einzelnen Taxa wurde nicht berücksichtigt.

### 3.4 Strömungspräferenz

Im Fließgewässern stellt die Strömung die zentrale Komponente der Faktoren dar, die auf einen Organismus einwirken. Sie ist eng mit der Geomorphologie des Gewässersystems und mit der Morphologie des Gewässerbetts verbunden und bedingt andere physikalisch/chemische Parameter wie Sauerstoffgehalt und Temperatur. Die Strömung bewirkt sowohl hemmende (z.B. „hydraulischer Stress“) als auch besiedlungsfördernde (z.B. erhöhter Sauerstoffgehalt) Parameter der aquatischen Organismen. Dieses Wechselspiel zwischen besiedlungsbegünstigenden und beschränkenden Parametern hat zu einer vielfältigen Anpassung der Arten an bestimmte Strömungsverhältnisse geführt (SCHMEDTJE & COLLING 1996). Auf Grund dieser speziellen Anpassung (z.B. Form der Nahrungsaufnahme, Anhaftung und Bewegung) einer Reihe von Invertebraten an bestimmte Verhältnisse stellt die Strömung eine wesentliche Komponente für das Vorhandensein bestimmter Arten dar. Aus diesem Grund ist es möglich durch den Vergleich des angetroffenen Zustandes mit dem Sollzustand auf die Intaktheit bzw. Beeinträchtigung bestimmter Fließgewässerbiotope zu schließen. So ist die Zahl der strömungsgebundenen Arten in einem natürlichen Fließgewässer deutlich höher zu erwarten als die der stillwassergebundenen und Ubiquisten.

Bei der Bewertung der Biotopbindung der Zönose wird die anteilige Verteilung des Gesamtartenbestandes dokumentiert. Dabei wird jedoch nicht ersichtlich inwieweit die einzelnen Arten eine spezielle Bindung an Fließ- bzw. Stillgewässer aufweisen oder die Lebensgemeinschaft durch Arten mit breiterer ökologischer Valenz gebildet wird. Eine Möglichkeit dies zu bewerten ist die Betrachtung der Strömungspräferenz. Ausgereifte Zuordnungen der Strömungspräferenz existieren

zum heutigen Zeitpunkt bis auf Einzelpublikationen nicht. Lediglich durch SCHMEDITJE & COLLING (1996) werden Zuordnungen zu verschiedenen Strömungstypen gegeben. Allerdings besitzen diese keinen Bezug für bestimmte geographische Regionen. Deshalb ist eine Verwendung dieser allgemeinen Angaben nicht sinnvoll.

Um trotzdem die Strömungspräferenz bewerten zu können wurden pauschal Zuordnungen in Anlehnung an die Biotopbindung der einzelnen Arten vorgenommen. Zusätzlich wurden auch Einzelarbeiten zur Autökologie der verschiedenen Arten bei der Zuordnung mitberücksichtigt.

Alle Arten die ausschließlich in Fließgewässern anzutreffen sind als „streng an Fließgewässer gebunden“, alle mit Verbreitungsschwerpunkt in Fließgewässern als „deutlich an Fließgewässer gebunden“ bewertet. Identisch wurde bei den Stillwasserarten verfahren. Arten die keine deutliche Fließ- bzw. Stillgewässerbindung aufweisen oder bei denen keine Präferenz für bestimmte Biotopen erkennbar ist bilden eine weitere Gruppe. In die Bewertung der fließgewässergebundenen Arten wurden auch die krenophilen und krenobionten (quellgebunden) Vertreter integriert. Unsicherheiten dieser Vorgehensweise ergeben sich jedoch dadurch, dass beispielsweise Arten die in Fließgewässern vornehmlich strömungsberuhigte Bereiche präferieren und Arten der Brandungszone von Seen möglicherweise ungenau bewertet werden. Insgesamt wurden fünf verschiedene Kategorien für die Zuordnung verwendet:

- streng an Fließgewässer gebunden
- deutlich an Fließgewässer gebunden
- indifferent
- deutlich an Stillgewässer gebunden
- streng an Stillgewässer gebunden

Unsicherheiten bei der Bewertung ergeben sich aus den oben und bereits bei der Biotopbindung genannten Problemstellungen.

### 3.5 Ernährungstypen

Eine zusätzliche Bewertungsmöglichkeit des ökologischen Zustandes der Fließgewässer ist die Dokumentation der prozentualen Verteilung der einzelnen Ernährungstypen. Mit ihr soll ermöglicht werden, die von VANNOTE & al. (1980) beschriebene Abfolge der typischen Ernährungstyp-Kombinationen im Längsverlauf natürlicher Fließgewässer zu dokumentieren und zu bewerten. Die Abfolge ist in natürlichen Fließgewässern wesentlich von der sich ändernden qualitativen und quantitativen Zusammensetzung an organischer Substanz als Ernährungsgrundlage der aquatischen Fauna geprägt. So ist für natürliche Fließgewässer davon auszugehen, dass in kleinen Bächen (Oberlauf und Quelle) unter den Primärproduzenten vor allem die Zerkleinerer aber auch Weidegänger, in größeren (Unterläufen) die Filtrierer und Sedimentfresser überwiegen. Wesentlichen Einfluss auf diese Veränderung der Ernährungsverhältnisse ist in strukturellen Veränderungen im Längsverlauf von Fließgewässern zu suchen. So liegt an natürlichen Oberläufen durch Kronenschluss der bachbegleitenden Ufergehölzstreifen eine vollständige Beschattung des Gewässers vor sowie ein reiches Angebot an Falllaub. Mit zunehmender Gewässerbreite verliert der Eintrag an Falllaub für den Ernährungstyp der aquatischen Lebensgemeinschaft an Bedeutung. Die Beschattung der Gewässer nimmt ab und der Algenaufwuchs wird begünstigt. Im Unterlauf haben Falllaub und Aufwuchs ihre Bedeutung für die Ernährung der Lebensgemeinschaft im wesentlichen verloren und Filtrierer und Sedimentfresser dominieren als Ernährungstyp der vorkommenden Invertebraten. Diese natürliche Abfolge von standorttypischen Ernährungstypengemeinschaften wird jedoch von anthropogenen Belastungen wie zum Beispiel Abwassereinleitungen, Stauhaltungen, Fischteichanlagen sowie Unterhaltungsmaßnahmen beeinträchtigt. So stellen sich in solchen überformten und beeinträchtigten Gewässern Zoozönosen ein, die natürlicherweise erst viel weiter unterhalb im Längsverlauf des

Fließgewässers zu erwarten gewesen wären (SCHWEDER 1992). Dieser Umstand wird von THIESMEYER & al. (1988) als „Potamalisierung“ bezeichnet.

Die Zuordnung zu den jeweiligen Typen pro Taxa erfolgte nach dem 10- Punkte- System von ZELINKA & MARVAN (1961). Zur Berechnung diente nachfolgende Formel:

$$ET_a = \frac{\sum (P_a \cdot h_i) \cdot 100}{\sum (P_n \cdot h_i)} \quad (\text{hier: } n = 1 \text{ bis } 5)$$

$ET_a$  = prozentualer Anteil des jeweiligen Ernährungstypen an der Gesamtheit aller Ernährungstypen

$P_a$  = Einordnung der Taxa in verschiedene Ernährungstypen nach dem 10 Punkte-System nach ZELINKA & MARVAN (1961)

$P_n$  = Summe der auftretenden  $P_a$  pro Taxon

$h_i$  = Häufigkeit (Summe der einzelnen Begehungen nach Tabelle 1)

Unterschieden wurden die einzelnen Ernährungsformen nach Weidegänger, Zerkleinerer, Detritusfresser, Filtrierer (aktiv + passiv), Räuber und sonstige (Parasiten, Zellstecher, Holzfresser, Aasfresser usw.). Die Zuweisung erfolgte nach MOOG (1995) und SCHMEDITJE & COLLING (1996). Da sich bei der bloßen Betrachtung der unterschiedlichen Ernährungsweisen der nachgewiesenen Taxa erfahrungsgemäß eine Dominanz der Räuber ergibt, wurde für die Berechnung die Individuenzahl mitberücksichtigt. Dies erfolgte, indem die im Rahmen der halbquantitativen Erhebung ermittelten Abundanzziffern pro Begehung summiert und in die Ermittlung integriert wurden.

Eine Unsicherheit ergibt sich aus der Verallgemeinerung der einzelnen Taxa zu den jeweiligen prozentual anzutreffenden Ernährungstypen. So wird die Lebensdauer, die Veränderung des Ernährungstypus im Laufe der Entwicklung und der Verbrauch von Nahrung für die vollständige Entwicklung eines Taxons nicht berücksichtigt was insbesondere das Verhältnis der Räuber zu den restlichen Typen verzerren kann. Eine weitere, und nicht unwesentliche Unsicherheit ergibt sich dadurch, dass nur ausgewählte Makrozoobenthosordnungen erhoben wurden. So bleiben z.B. die Heteroptera, Diptera und Oligochaeta unberücksichtigt. Diese können jedoch insbesondere in Unterlaufbereichen einen bedeutenden Teil der Biomasse ausmachen. Insgesamt sind die erhaltenen Ergebnisse nur grobe Analysen der tatsächlichen Zusammensetzung und werden dementsprechend nur kurz erörtert.

### 3.6 Der Saprobienindex und das Streuungsmaß

Saprobien sind Tiere, die auf Grund ihrer relativ engen ökologischen Verbreitung geeignet sind bestimmte Saprobiebereiche eines Gewässers anzuzeigen. Sie können somit als Bioindikatoren für das Ausmaß der Belastung von Gewässern mit organischer Substanz herangezogen werden (NAGEL 1989). Als Indikatoren finden die Organismen (Saprobien) Verwendung, die direkt oder indirekt von der Präsenz fäulnisregender Stoffe, und damit der Sauerstoffzehrung im Wasser beeinflusst werden. Sie repräsentieren im Idealfall eine bestimmte Stufe der Saprobie, also die Intensität der biologischen Abbauprozesse und damit den Zersetzungsgrad abgestorbener organischer Substanz. Dies betrifft die Summe aller Stoffwechselprozesse die der Primärproduktion entgegengesetzt sind (MARTEN & REUSCH 1992). Grundlage des heute angewendeten Saprobienindex bildet die erste Zusammenstellung von KOLKWITZ & MARSSON 1902, 1909). In der Folgezeit wurde dieses System durch eine Reihe von Limnologen erweitert und weiterentwickelt (z. B. KOLKWITZ 1950, LIEBMANN 1962, SLADCEK 1973, ZELINKA & MARVAN 1961). Derzeit findet in Deutschland die als DIN- Norm in den deutschen Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser und Schlammuntersuchung eingeführte Bestimmung des Saprobienindex Verwendung (NAW 2003 - Diskussionsentwurf).

Zur Bewertung der Gewässer wird der Saprobienindex ermittelt der sieben verschiedenen Gütestufen und vier Güteklassen zugeordnet werden kann (siehe Tabelle 2). Verwendung finden ausschließlich heterotrophe Organismen um Überschneidungen mit der Trophieindikation zu vermeiden. Die getroffene Auswahl der Indikatorarten beschränkt sich auf solche Organismen von denen eine möglichst enge saprobielle Valenz bekannt ist und deren Bestimmbarkeit eindeutig möglich ist (KLEE 1993).

**Tabelle 2:** Zuordnung der Indexwerte des Saprobienindex zu den biologischen Güteklassen und der saprobiellen Einstufung

Saprobienindex	Güteklasse (LAWA 1980)	Grad der organischen Belastung	Saprobiebereich
1,0-< 1,5	I	unbelastet bis sehr gering belastet	oligosaprob
1,5-< 1,8	I-II	gering belastet	oligosaprob - β-mesosaprob
1,8-< 2,3	II	mäßig belastet	β-mesosaprob
2,3-< 2,7	II-III	kritisch belastet	β-mesosaprob - α-mesosaprob
2,7-< 3,2	III	stark verschmutzt	α-mesosaprob
3,2-< 3,5	III-IV	sehr stark verschmutzt	α-mesosaprob - polysaprob
3,5- 4,0	IV	übermäßig verschmutzt	polysaprob

Der Saprobienindex berechnet sich nach der von PANTLE & BUCK (1955) aufgestellten und von ZELINKA & MARVAN (1961) weiter entwickelten Formel:

$$S = \frac{\sum s_i \cdot A_i \cdot G_i}{\sum A_i \cdot G_i}$$

S	=	Saprobienindex
i	=	i-tes Taxon
s <sub>i</sub>	=	Saprobienwert
A <sub>i</sub>	=	Abundanzzahl des i-ten Taxon
G <sub>i</sub>	=	Indikationsgewicht des i-ten Taxon
n	=	Anzahl der Taxa

Für die Bestimmung des Saprobienindex wird zur statistischen Absicherung das Streuungsmaß nach nachfolgender Gleichung ermittelt:

$$SM = \pm \sqrt{\frac{\sum (s_i - S)^2 \cdot A_i \cdot G_i}{(n-1) \cdot \sum A_i \cdot G_i}}$$

Erreicht das Streuungsmaß einen Wert von 0,2 oder übersteigt diesen, muss davon ausgegangen werden, dass das erhaltene Ergebnis für die Ermittlung der Saprobie des Gewässers nicht eindeutig die Belastung durch leicht biologisch abbaubare Substanz widerspiegelt. Unsicherheiten ergeben sich ebenfalls bei einer zu geringen Zahl von Taxa die für die Bewertung eines jeweiligen Gewässerabschnittes herangezogen werden können. Um fehlerhafte Bewertungen zu vermeiden wurde festgelegt, dass die Summe der Abundanzzahl der saprobiellen Indikatoren (im Sinne des Saprobienindex) nicht kleiner als 20 sein darf.

Das derzeit angewendete System besitzt jedoch neben dem Vorteil einer eindeutigen Zuweisung des angetroffenen Zustandes eines Gewässers und der verhältnismäßig einfachen Umsetzbarkeit eine



Reihe von Nachteilen und Defiziten. So nennen beispielsweise MARTEN & REUSCH (1992) grundsätzliche Probleme bei der Anwendung des Bewertungssystems von denen folgende beispielhaft genannt werden sollen:

- Das Vorkommen von Fließgewässerorganismen hängt außer von der Belastung durch organische Abwässer auch von zahlreichen anderen ökologischen Faktoren ab, die die Belastung durch Abwässer überlagern können.
- Für keine der DIN- Indikatorarten ist belegt, dass sie in allen geographischen Regionen Deutschlands dieselbe ökologische Valenz besitzen. Vielmehr ist nach verschiedenen Autoren zu Folge das Gegenteil zu vermuten.
- Die Klassengrößen des Saprobienindex für die Zuordnung zu Saprobitätsbereichen sind von einer durchgehenden Unregelmäßigkeit.
- Die in der Indikatorartenliste enthaltenen Arten kommen häufig nur in bestimmten Regionen der Bundesrepublik vor. So fehlen eine Vielzahl der aufgeführten Arten im norddeutschen Tiefland.
- Die Liste beinhaltet auch Arten deren Euryökie bekannt und dokumentiert ist.
- Es werden höheren Taxa pauschale Zeigerwerte zugeordnet. Verallgemeinerte Zeigerwerte für Taxa oberhalb des Art- Status sind jedoch wissenschaftlich umstritten.
- Die Liste enthält auch Arten deren Verbreitungsschwerpunkt in Stillgewässern zu suchen ist. Eine Anwendung des Verfahrens auf solche Biotope ist jedoch ausdrücklich untersagt.
- Die Liste enthält ein deutliches Maximum von Indikatoren der Gewässergüte II
- Ein möglichst vollständiger, sicher aussagekräftiger Artbestand kann erst bei einer monatlichen Erhebung über den Zeitraum eines Jahres erreicht werden (REUSCH 1995).
- Eine Reihe von im norddeutschen Tiefland und den Übergangsbereichen für bestimmte natürliche und naturnahe Fließgewässerbiopte typische Arten berücksichtigt die Indikatorliste nicht.

MARTEN & REUSCH (1992) beziehen sich mit ihren kritischen Anmerkungen auf die Bewertungsvorlage von 1990 (NAW 1990). Der aktuell erstellte Entwurf umfasst nun eine deutlich höhere Zahl bewertungsrelevanter Arten und auch die Bewertungseinstufungen wurden teils korrigiert. Allerdings fehlt auch weiterhin ein Bezug zu geographischen Regionen und ein Übergewicht von Vertretern der Güteklasse II bleibt bestehen.

Aus dieser Auswahl von Kritikpunkten ergibt sich, dass die Bewertung des Saprobienindex zwar zur fortlaufenden Überwachung von Fließgewässern ein durchaus hilfreiches Instrument des Naturschutzes darstellt, insbesondere aber für naturschutzfachliche Planungen als alleiniges Bewertungsverfahren nicht ausreicht und durch weitere Bewertungsverfahren und -ansätze zu ergänzen ist.

### **3.7 Erhebungsbogen faunistische Indikatoren LRT**

#### **3.7.1 Datenblatt - Aggregierte Daten**

Für die Indikatorgruppe Makrozoobenthos sind in Sachsen bisher keine Bewertungseinstufungen zu den einzelnen Arten innerhalb der verschiedenen aquatischen Lebensräume erschienen.

Durch BEUTLER & BEUTLER (2004) werden für den Lebensraumtyp 3260 beispielhaft typische Indikatortierarten für das Land Brandenburg aufgeführt. Die gegebenen Zusammenstellungen und Differenzierungen nach Rhithral und Potamal scheinen für die Bachbewertung jedoch unausgereift und nur bedingt geeignet zu sein. Zudem beziehen sie sich auf das norddeutsche Tiefland und können deshalb nur bedingt auf die Große Röder übertragen werden. Deshalb erfolgt die Zuordnung des LRT- Präferenz- Index in Anlehnung an die Biotopbindung der einzelnen Arten, ihre Toleranzgrenze gegenüber Belastungen und ihre ökologische Potenz.

Der Lebensraumtyp 3260 umfasst sowohl Bäche als auch Flüsse. Es ist jedoch nicht möglich sichere Aussagen für derartig variable Bewertungseinheiten zu geben, da sich die Verhältnisse und damit auch die typischen Lebensgemeinschaften zwischen rhithralen und potamalen Biotopen oft deutlich unterscheiden. Deshalb wird bei der Bewertung die Große Röder als größerer Bachlauf betrachtet (Meta- bis Hyporhithral) und die einzelnen Arten dementsprechend bewertet. Dies bedeutet beispielsweise, dass auch rheobionte, das heißt streng strömungsgebundene Arten lediglich mit der Kategorie +1 (lebensraum-holt) bewertet werden, wenn sie innerhalb der Fließgewässer eine weite Verbreitung besitzen und eine höhere Toleranz gegenüber Belastungen und strukturellen Störungen besitzen.

Innerhalb der Kategorie 0 (lebensraumtyp-tolerant) wurden auch Arten aufgelistet die neben Stillgewässern auch Fließgewässer besiedeln, hier aber vornehmlich strömungsberuhigte Bereiche präferieren. Diese Arten sind vor allem innerhalb von Unterläufen anzutreffen, wobei aber regelmäßig auch Bäche besiedelt werden können. Bei ihnen handelt es sich jedoch nicht zwangsläufig um „echte“ eurytope Arten.

### **3.7.2 Bewertungsblatt 1**

Auch für das Bewertungsblatt 1 gibt es keine Vorgaben welche Parameter in die Betrachtung einzubeziehen sind. Bei der Makrozoobenthosdokumentation werden vom Bearbeiter die verwendeten Bewertungsansätze berücksichtigt.

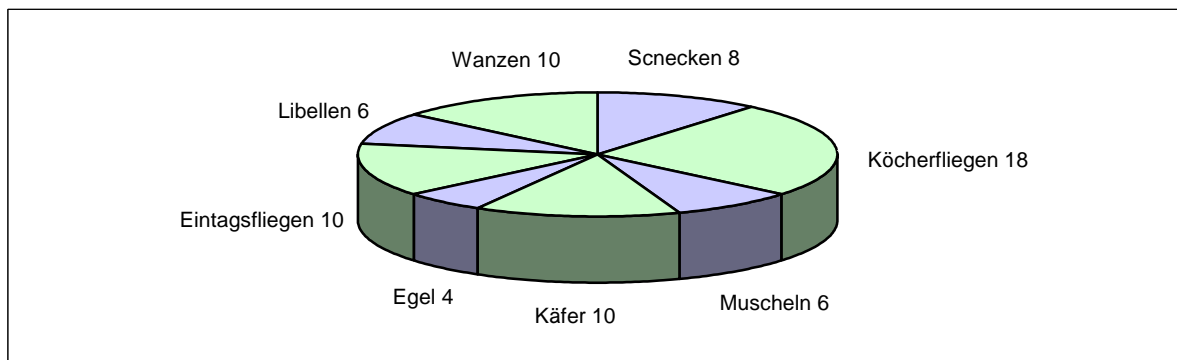
Ein wesentliches Problem ergibt sich aus der Tatsache, dass lediglich drei Bewertungskategorien für die Einstufung vorgegeben werden. Insbesondere eine fehlende Differenzierung zwischen mittel bis schlecht macht es unmöglich für beeinträchtigte Lebensräume eine aussagekräftige Zuordnung vorzunehmen, da die Spannbreite innerhalb der Kategorie C zu groß ausfällt. Die Datenblätter Bewertungsblatt 1 und Datenblatt - Aggregierte Daten finden sich in Anhang 3.

## 4. Ergebnisse und Diskussion

### 4.1 Allgemeines

Insgesamt konnten 76 Taxa in der Großen Röder ermittelt werden. Dies ist eine für größere Bachläufe der Vorgebirge recht geringe Artenzahl. Gerade innerhalb einiger Tiergruppen wie den Eintags-, Stein- und Köcherfliegen sowie den Krebstieren und Plattwürmern, welche viele charakteristische Fließwasserarten aufweisen bestehen Defizite bzw. vollständige Verödungen (siehe Kap.: Anmerkungen zu ausgewählten Arten). Die Taxazahlen ausgewählter Tiergruppen sind in Diagramm 1 dargestellt. Die Gesamtartenliste und die autökologischen Daten sind in Anhang 1 und 2 dargestellt.

**Diagramm 1:** Taxazahlen ausgewählter Tiergruppen



### 4.2 Gefährdete Arten

Insgesamt 12 Arten sind nach der Roten Liste Deutschlands bzw. Sachsens in ihrem Bestand mehr oder weniger stark gefährdet und besitzen daher einen besonderen Schutzgrad. Dies ist mit 16% ein mittlerer Anteil an der Gesamtzönose. Dabei ist mit weiteren gefährdeten Vertretern innerhalb der Tiergruppen zu rechnen, für die keine Einstufung der Gefährdung in Sachsen vorliegt (siehe Tabelle 3; Anmerkung ①).

Insbesondere die Roten Listen der Weichtiere (Gastropoda, Bivalvia) und der Libellen (Odonata) bedürfen in Sachsen einer Überarbeitung. Ein gewachsener Kenntnisstand und die zu beobachtende Verbesserung der Gewässergüte in den letzten Jahren haben dazu geführt, dass erfreulicherweise für einige erhobene gefährdete Vertreter aktuell keine Gefährdung mehr bestehen dürfte bzw. geringere Gefährdungskategorien vergeben werden können.

Mit dem Nachweis der in der Bundesrepublik „gefährdeten“ Köcherfliege *Ceraclea nigronervosa* gelang ein **Wiederfund für den Freistaat Sachsen**.

Unter den nachgewiesenen gefährdeten Arten finden sich unter anderem eine Reihe von charakteristischen und besonders wertgebenden Fließgewässerarten. Weitere Rote Liste Arten besiedeln sowohl Fließ- als auch Standgewässer und sind somit ebenfalls typisch für den untersuchten Gewässerabschnitt. Dagegen sind zwei gefährdete Käferarten (*Anacaena bipustulata*, *Helophorus dorsalis*) die Libelle *Lestes viridis* und der gefährdete Wasserläufer (*Gerris rufoscutellatus*) als Arten der größeren Flüsse und der Stillgewässer trotz ihres Gefährdungsstatus als Störungsanzeiger anzusehen. Alle gefährdeten Vertreter sind in Tabelle 3 aufgelistet. Anmerkungen zu ausgewählten Arten werden im Kap.: Anmerkungen zu ausgewählten Arten gegeben.

**Tabelle 3:** Gefährdete Arten

	Nachweisstatus	RL Sachsen	RL BRD	Hauptlebensraum
<b>Tricladida (Plattwürmer)</b>		①		
<b>Gastropoda (Schnecken)</b>				
<i>Ancylus fluviatilis</i> O.F. MÜLLER, 1774		3		(K),R,P,(L)
<b>Bivalvia (Muscheln)</b>				
<i>Anodonta anatina</i> (LINNAEUS, 1758)		3	V	(R),P,L
<i>Pisidium supinum</i> A. SCHMIDT, 1851		1	3	(R),P,(L)
<b>Hirudinea (Egel)</b>		①		
<b>Crustacea (Krebstiere)</b>		①		
<b>Ephemeroptera ( Eintagsfliegen)</b>		①		
<i>Baetis buceratus</i> EATON, 1890	La		3	R,P
<b>Odonata (Libellen)</b>				
<i>Calopteryx splendens</i> (HARRIS, 1782)	La, Im	3	V	R,P
<i>Lestes viridis</i> (Van der LINDEN, 1825)	La	R <sup>1</sup>		P,L
<i>Platycnemis pennipes</i> (PALLAS, 1771)	La, Im	3		R,P,L
<b>Heteroptera (Wanzen)</b>		①		
<i>Gerris rufoscutellatus</i> LATREILLE, 1807	Im		2/3	(P),L
<b>Coleoptera (Käfer)</b>				
<i>Anacaena bipustulata</i> (MARSHAM, 1802)	Im	4		L
<i>Helophorus dorsalis</i> (MARSHAM, 1802)	Im		3	L
<i>Orectochilus villosus</i> (O.F. MÜLLER, 1776)	Im	3		R,P
<b>Megaloptera (Schlammfliegen)</b>		①		
<b>Neuroptera (Schwammfliegen)</b>		①		
<b>Trichoptera (Köcherfliegen)</b>		①		
<i>Ceraclea nigronervosa</i> (RETZIUS, 1783)	La, Im	②	3	R,P,L

① = bisher keine Rote Liste für Sachsen erschienen, ②= Wiederfund für Sachsen; 1 = vom Aussterben bedroht; 2/3 = Stark gefährdet/ gefährdet (nur Wanzen); 3 = gefährdet; 4 = potentiell gefährdet; R<sup>1</sup> = im Rückgang in Sachsen; V = Vorwarnliste; La = Larve; Im = Imago; K = Krenal; R = Rhithral; P = Potamal; L = Litoral

### 4.3 Anmerkungen zu ausgewählten Arten

Nachfolgend werden ausgewählte Vertreter der untersuchten Tiergruppen kurz dargestellt und erläutert. Dabei wird verstärkt auf gefährdete und/ oder besonders wertgebende und jeweils charakteristische Taxa eingegangen.

#### 4.3.1 Gastropoda (Schnecken)

Von den über 330 Molluskenarten die in Deutschland bekannt sind, gehören 74 Schnecken der Süßwasserfauna an (GLÖER & MEIER- BROOK 2003). Schnecken und auch die nachfolgend

aufgeführten Muscheln sind wegen ihrer engen Bindung an bestimmte Biotoptypen, ihrer geringen Mobilität und Empfindlichkeit gegenüber Umwelteinflüssen (z. B. Gewässerversauerung) gut als Indikatorgruppe geeignet (FOECKLER 1990). Ganzjähriger Aufenthalt im Gewässer, gute Bestimmbarkeit, kleines Minimumareal, eine Reihe stenöker Arten und die Nachweisbarkeit ehemaliger Vorkommen über Totfunde sind Gründe der guten Nutzbarkeit der aquatischen Mollusken als Bioindikatoren (GESKE & al. 1997). Aber auch ihre Empfindlichkeit gegenüber der Gewässerversauerung macht sie speziell für bergbaulich beeinträchtigte aquatische Lebensräume zu einer geeigneten Indikatorgruppe. Eine Gefährdungseinstufung der einzelnen Arten im Rahmen einer Roten Liste Sachsens ist publiziert (BÖßNECK 1996).

#### nachgewiesene Schneckenarten

- |  |  |
|--|--|
| • <i>Acroloxus lacustris</i> (LINNAEUS, 1758)  | • <i>Physella acuta</i> / <i>heterostropha</i> |
| • <i>Ancylus fluviatilis</i> O.F. MÜLLER, 1774 | • <i>Potamopyrgus antipodarum</i> (GRAY, 1843) |
| • <i>Gyraulus albus</i> (O.F. MÜLLER, 1774)    | • <i>Radix ovata</i> (DRAPARNAUT, 1805)        |
| • <i>Lymnaea stagnalis</i> (LINNAEUS, 1758)    | • <i>Stagnicola palustris</i> - Komplex        |

Einziges Strömungsspezialist ist die Flussnapfschnecke (*Ancylus fluviatilis*). Die in Sachsen „gefährdete“ Art zeigt eine deutliche Bindung an schnell fließende Gewässer und Brandungszonen von Seen. Die Schnecke ist an Steinen und Totholz sitzend anzutreffen und ernährt sich fast ausschließlich durch Abweidung ihrer Besiedlungssubstrate (ZETTLER 2000). Hierbei werden überwiegend Diatomeen, Algenaufwuchs und Cyanobakterien gefressen (GLÖER 2002). Durch die flächig geschotterte Sohle bieten sich der Art ausreichend Siedlungssubstrate. Auch abzuweidender Aufwuchs ist in ausreichendem Maße vorhanden. Dass ihre Zahl trotzdem als eher gering (unter Berücksichtigung bestehender optimaler Strukturen) anzusehen ist lässt auf bestehende Störungen wie eine erhöhte Wasserbelastung schließen.

Mit *Physella acuta* / *heterostropha* und *Potamopyrgus antipodarum* sind zwei Schneckentaxa als Neozoen zu nennen, d.h. durch den Menschen nach Deutschland eingeschleppt worden (z.B. TITTIZER & al. 2000).

Die weiteren Schnecken besitzen ihren Vorkommensschwerpunkt in Standgewässern oder sie treten zusätzlich in Fließgewässern, mit möglichst ausreichenden Röhrlicht- und Vegetationsbeständen auf. Somit sind sie durchaus Störungsanzeiger und Indikation für Ausbauzustand und fehlende beschattende Ufergehölze (Datenquellen Autökologie Gastropoda & Bivalvia: z.B. : (BRINKMANN & al. 1997, GLÖER & MEIER-BROOK 2003, GLÖER 2002, FALKNER 1990, ZETTLER 2000).

### 4.3.2 Bivalvia (Muscheln)

#### nachgewiesene Muschelarten

- |  |   |
|--|---|
| • <i>Anodonta anatina</i> (LINNAEUS, 1758) | • <i>Pisidium subtruncatum</i> MALM, 1855   |
| • <i>Pisidium casertanum</i> (POLI, 1791)  | • <i>Pisidium supinum</i> A. SCHMIDT, 1851  |
| • <i>Pisidium nitidum</i> JENYNS, 1832     | • <i>Sphaerium corneum</i> (LINNAEUS, 1758) |

Unter den sechs erfassten Muschelarten ist besonders der Fund der in Sachsen „vom Aussterben bedrohten“ Dreieckigen Erbsenmuschel (*Pisidium supinum*) zu nennen. Sie ist innerhalb der Muschelgattung am strengsten auf stark bewegtes kalkhaltiges Wasser beschränkt und fast nur in Flüssen zu finden (ZETTLER 2000). Sie kann als Leitart größerer Fließgewässer mit sandig/ kiesigem Grund genannt werden.

Die drei weiteren Vertreter der Gattung *Pisidium* (*P. casertanum*, *P. nitidum*, *P. subtruncatum*) sind weit verbreitet und können durchaus als euryök bezeichnet werden. Dies gilt auch für die Gemeine Kugelmuschel (*Sphaerium corneum*). Gerade die Kugelmuschel zeigt bei hoher Gewässerbelastung

und ausreichender Fließgeschwindigkeit (Sauerstoffeintrag) oft Massenentwicklungen. Auch ihre hohe Abundanz an der Röder ist als Indiz für ein großes Nahrungsangebots des Filtrierers. Die Strömungstoleranz der Erbsenmuscheln in Fließgewässern zeigt Tabelle 4.

Auch die Entenmuschel (*Anodonta anatina*) gilt als sehr tolerant gegenüber Gewässerbelastungen. Zu hohe Strömung wird von der Art aber meist gemieden. Aber auch die flächig geschotterte Sohle am Untersuchungspunkt stellt lediglich einen suboptimalen Standort der Muschel dar. Dies dürften die wesentlichen Ursachen sein, dass lediglich ein sehr junges Einzeltier gefunden wurde. Weitere Großmuscheln konnten nicht ermittelt werden. Ein Auftreten der FFH- Art *Unio crassus* wird ausgeschlossen.

**Tabelle 4:** Ökologische Toleranz der, innerhalb der Großen Röder nachgewiesenen Vertreter der Gattung *Pisidium* (Erbsenmuscheln) in Fließgewässern nach ZETTLER (2000) [x<sup>1</sup> - nach ZETTLER mündl.]

[Hellgrau] Bereiche dokumentieren subdominante Präferenzen]

Pisidium- Art	Quellen	Gräben	Bäche & Flüsse		
		Künstliche Fließgewässer	stagnierend	schwach strömend	stark strömend
<i>Pisidium casertanum</i>					
<i>Pisidium nitidum</i>					
<i>Pisidium subtruncatum</i>					
<i>Pisidium supinum</i>					

#### 4.3.3 Hirudinea (Egel)

Die Artenzahl der aus Deutschland bekannten Egel (Bezug Hirudinea) ist vergleichsweise gering. Insgesamt sind in der Bundesrepublik 34 limnische Egelarten bekannt (GROSSER & al. 2001). Im Bezug auf die Verteilung in biozönotischen Regionen und die Toleranz gegenüber chemischen Parametern sind die meisten Vertreter der systematischen Einheit Hirudinea als euryök zu bewerten (COLLING 1996, NESEMANN 1997). Eine Gefährdungseinstufung für Sachsen wurde bisher nicht erarbeitet. Zwar finden einzelne Arten für die Bewertung der Gewässergüte Verwendung (DIN 38 410), ihr vergleichsweise geringes Indikatorgewicht gegenüber anderen Tiergruppen des Makrozoobenthos limitiert jedoch ihre Planungsrelevanz.

##### nachgewiesene Egelarten

- *Erbobdella octoculata* (LINNAEUS, 1758)
- *Glossiphonia complanata* (LINNAEUS, 1758)
- *Helobdella stagnalis* (LINNAEUS, 1758)
- *Piscicola geometra* (LINNAEUS, 1758)

Alle vier erfassten Egel gehören zu den häufigsten in Deutschland. Dabei ist der Hundseegel (*Erbobdella octoculata*) sowohl aus sehr klaren als auch stark verschmutzten Wasser bekannt. Er toleriert sehr starke organische Belastungen, verbunden mit großen Sauerstoffdefiziten. Aber auch hohe Belastungen durch Schwermetalle sowie Nitrit-, Nitrat- und Phosphatwerte werden toleriert. Auch der Große Schneckenegel (*Glossiphonia complanata*) ist als tolerant gegen geringe Sauerstoffsättigungen und hohe Nitrit-, Nitrat- und Phosphatwerte bekannt. Der Zweiaugige Plattegel (*Helobdella stagnalis*) besitzt eine hohe ökologische Potenz. In weniger stark belasteten Gewässern ist er gegenüber anderen Egelarten aber wahrscheinlich nicht sehr konkurrenzfähig.

Schließlich ist der Fischegel (*Piscicola geometra*) zu nennen. Wie der Name schon sagt sind Fische wichtigster besiedlungsbestimmender Faktor. Seine Eignung als Indikator zur Gewässerbewertung schränkt sich jedoch dadurch ein, dass er durch seinen Aufenthalt an Fischen leicht verdriftet werden kann. Insgesamt gilt er aber als guter Indikator der Gewässergüteklasse II da er recht hohe Ansprüche an die Wasserqualität stellt (Datenquellen Autökologie Hirudinea: z.B. GROSSER & al. 2001, NESEMANN 1997).

#### 4.3.4 Crustacea (Krebstiere)

Die Besiedlung der Röder durch Krebstiere ist als verödet zu bewerten. So fehlen Nachweise von Flohkrebse (Gammaridae) völlig. Einzelne Arten der Flohkrebse bilden einige der wichtigsten Faunenvertreter unserer Bäche. So treten bestimmte Taxa in natürlichen Bächen meist massenhaft auf und zerkleinern die in die Gewässer gefallen Blätter und schließen sie dadurch für den weiteren Abbau durch Pilze und Bakterien auf. Allerdings sind sie oft anfällig gegenüber chemischen Parametern wie Säuren, die die Kalkablagerungen in ihren Panzern lösen. Bei einem Ausfall bestimmter Flohkrebse ist der Abbau der Blätter durch andere Faunenvertreter nicht so effektiv und dauert meist länger (KRÜGER 1996). Das vollständige Fehlen der Flohkrebse ist als deutliches Defizitbeleg zu bewerten. Genauere Ursachen dafür sind nicht abschätzbar. Häufig ist aber die Gewässerqualität (z.B. Versauerung) eine wesentliche Ursache. Aber auch die hohe Fließgeschwindigkeit und das Fehlen geeigneter beruhigter Uferbereiche kommt oft als Grund für die vollständige Verödung in Frage.

Der einzige nachgewiesene Vertreter der Gruppe ist weit verbreitet in Sachsens Gewässern. Dabei besitzt die Wasserassel (*Asellus aquaticus*) keine stark ausgeprägte Bindung an bestimmte Lebensräume und toleriert eine schlechtere Wasserqualität der besiedelten Gewässer.

#### 4.3.5 Ephemeroptera (Eintagsfliegen)

Insgesamt wurden bisher in Sachsen 72 Eintagsfliegenarten nachgewiesen. Davon sind 46 aus der Oberlausitz bekannt (KÜTTNER & BRAASCH 2002). Wie auch die nachfolgend besprochenen Stein- und Köcherfliegen eignen sich die Ephemeroptera besonders für die Bewertung von Fließgewässern. Auf Grund ihrer vergleichsweise gut untersuchten Aut- wie auch Synökologie, der teils strengen biozönotischen Ortsgebundenheit und ihren spezifischen Ansprüchen hinsichtlich Wasserqualität und Biotopstruktur stellt das Arteninventar der Ephemeroptera eine grundsätzlich zu berücksichtigende Gruppe hinsichtlich der Charakterisierung von Gewässern dar (REUSCH 1995). Besonders in Fließgewässern bilden sie typische Lebensgemeinschaften und es existieren eine Reihe von Ansätzen zur Charakterisierung von Fließgewässern anhand der längszonalen Verteilung der Ordnung. Hinzu kommt die vergleichsweise gute Bestimmbarkeit der Larven und ihr nur kurzes geflügeltes Leben in der Gewässernähe. Eine Gefährdungseinstufung für Sachsen fehlt bisher. Allerdings gibt es aktuelle kommentierte Checklisten mit Angaben zur Verbreitung in den verschiedenen Naturräumen Sachsens (KÜTTNER & BRAASCH 2002) sowie eine bundesweite Gefährdungseinstufung (BINOT & al. 1998). Innerhalb der Untersuchung wurden eine Reihe von Arten ermittelt bei denen von einer aktuellen Gefährdung in Sachsen auszugehen ist.

##### nachgewiesene Eintagsfliegenarten

- |   |   |
|---|---|
| • <i>Baetis buceratus</i> EATON, 1890       | • <i>Caenis macrura</i> STEPHENS, 1835        |
| • <i>Baetis fuscatus</i> (LINNAEUS, 1761)   | • <i>Centroptilum luteolum</i> (MÜLLER, 1776) |
| • <i>Baetis vernus</i> CURTIS, 1834         | • <i>Cloeon dipterum</i> (LINNAEUS, 1758)     |
| • <i>Caenis horaria</i> (LINNAEUS, 1758)    | • <i>Ephemera danica</i> MÜLLER, 1764         |
| • <i>Caenis luctuosa</i> (BURMEISTER, 1839) | • <i>Siphonurus aestivalis</i> (EATON, 1903)  |

Mit nur zehn Eintagsfliegenarten fällt ihre Zahl für mittelgroße Bachläufe eher gering aus. Ein Grund hierfür ist sicherlich der recht späte Beprobungstermin im Frühjahr. Er allein ist jedoch keine Erklärung.

Einziger bundesweit bestandsgefährdeter Vertreter ist *Baetis buceratus*. Die „gefährdete“ Eintagsfliege wurde erst in den letzten Jahren in Sachsen nachgewiesen. Der Fund der vor allem im

Tiefland verbreiteten Art gelang KÜTTNER & BRAASCH (2002) in der Lausitzer Neiße oberhalb Bad Muskau. Sie ist charakteristisch für hyporhithrale und epipotamale Biotope. Über besiedelte Habitate ist wenig bekannt. Die Art bevorzugt offenbar kiesige und stärker überströmte Bereiche mit entsprechendem Makrophytenbewuchs im Gewässer, wobei Makrophytenbestände besiedelt werden (HAYBACH 1996). Der für Sachsen nennenswerte Fund sollte jedoch nicht überbewertet werden. So ist sie innerhalb des Systems der Schwarzen Elster (Vorfluter der Röder) in Brandenburg und Sachsen-Anhalt recht weit verbreitet.

Mit *Baetis fuscatus*, *Caenis macrura*, *B. vernus* und *Ephemera danica* zeigen drei weitere Arten eine sehr strenge an Fließgewässer. Dabei sind die beiden erstgenannten eher typisch für größere Fließgewässer während die beiden weiteren im Wesentlichen auf Bachläufe beschränkt sind. Hohe Ansprüche an die Wasserqualität oder die Strukturen stellt jedoch keine der drei Arten. Auch *Centroptilum luteolum* besiedelt vornehmlich Fließgewässer. Sie tritt jedoch auch regelmäßig an Brandungsufern auf.

*Siphonurus aestivalis* ist innerhalb von Fließgewässern offenbar an vorhandene Makrophyten gebunden. Dabei werden größere Fließe bevorzugt. Typisch ist die Art jedoch z.B. auch für Auengewässer.

Die weiteren Ephemeroptera besiedeln sowohl Stand- als auch Fließgewässer. In Fließen werden aber die potamalen Biotope bevorzugt. Dabei ist ihnen eine gewisse Bindung an vegetations- und detritusreiche Biotope gemein.

Trotz flächig auftretender Steine fehlen die für größere Bachläufe typischen Heptageniidae. Die Larven dieser, recht artenreichen Familie sind durch ihren stark abgeplatteten Körper gut an hohe Strömungen angepasst und finden sich immer auf auftretenden Hartsubstraten. Die eher geringe Artenzahl innerhalb der Eintagsfliegen und der offenbar vollständige Ausfall innerhalb der „abgeplatteten“ Vertreter sind als Indikation für bestehende Defizite zu werden (Datenquellen Autökologie Ephemeroptera: z.B. HAYBACH 1997, BAUERNFEIND & HUMPECH 2001, ELLIOTT & al. 1988, BRAASCH & JACOB 1976, BRINKMANN & REUSCH 1998, STUDEMANN & al. 1992, MOOG 1995, MÜLLER-LIEBENAU 1969).

#### 4.3.6 Odonata (Libellen)

Bisher konnten in Sachsen 69 Libellenarten (Odonata) nachgewiesen werden (MÜLLER & SCHORR 2001). Über die Eignung dieser Tiergruppe existieren eine Reihe von Publikationen. Vergleicht man die einzelnen Arten miteinander, ist eine teils sehr unterschiedliche Biotopbindung und Habitatpräferenz (u.a. im Bezug auf die Gewässersubstrate) erkennbar was unter anderem differenzierte Einschätzungen der „Naturnähe“ eines Gewässers erlaubt. Dabei eignen sich besonders die Arten zur Klassifizierung die auf bestimmte Biotop- und Habitattypen spezialisiert sind, da sie auf anthropogene Veränderungen relativ schnell reagieren (GESKE & al. 1997, SCHMIDT 1983, THOMES 1987). Andererseits ermöglicht die teils erhebliche Ausbreitungsenergie (BRAASCH 1995) dieser Gruppe eine rasche Wiederbesiedlung ehemals beeinträchtigter und neu entstandener Gewässer und somit Aussagen zur aktuellen Situation dieser Biotoptypen. Hinzu kommt die vergleichsweise leichte Determination der Larven und das relativ leichte Auffinden der Exuvien (Larvenhäute) an oft arttypischen Uferstrukturen und deren relativ lange Entwicklungszyklen (ein bis mehrere Jahre) in aquatischen Lebensräumen. Rote Listen für Sachsen bzw. die Bundesrepublik existieren (ARNHOLD, BROCKHAUS & KRETZSCHMAR 1994, BINOT & al. 1998).

##### nachgewiesene Libellenarten

- |  |   |
|--|---|
| • <i>Calopteryx splendens</i> (Harris, 1782) | • <i>Orthetrum cancellatum</i> (Linnaeus, 1758) |
| • <i>Coenagrion puella/pulchellum</i>        | • <i>Platycnemis pennipes</i> (Pallas, 1771)    |



- *Lestes viridis* (Van der Linden, 1825)
- *Somatochlora metallica* (Van der Linden, 1825)

Einzige streng fließgewässergebundene Art ist die gebänderte Prachtlibelle (*Calopteryx splendens*). Sie zeigt hier aber ein breites Verbreitungsbild von den Bachmittelläufen bis in die Flüsse hinein. In Sachsen gilt sie als „gefährdet“. Es ist jedoch davon ausgehen, dass innerhalb einer Neuauflage der Roten Liste in Sachsen die Art nicht mehr als bestandsgefährdet aufgeführt wird, da eine deutliche Bestandsstabilisierung in Sachsen festzustellen ist. Ein Grund hierfür liegt in der erfreulichen Verbesserung der Wasserqualität in den letzten 15 Jahren. Auch für die beiden weiteren gefährdeten Vertreter der Gruppe ist in Sachsen keine Bestandsgefährdung erkennbar.

Auch die weiteren fünf erfassten Libellen finden sich regelmäßig in strömungsgeprägten nicht zu schnell fließenden und vegetationsreichen Biotopen. Innerhalb von natürlichen beschatteten Bachläufen sind sie jedoch nur selten festzustellen. An der Röder werden sie durch den aktuellen Ausbauzustand begünstigt.

Dagegen blieben Nachweise besonders wertgebender Vertreter der Fließgewässer aus. Auch die Grüne Keiljungfer (*Ophiogomphus cecilia*) war nicht festzustellen. *O. cecilia* nutzt ein breites Spektrum von Gewässertypen für seine Entwicklung. Schnellfließende Bäche sind für die Larvenentwicklung ebenso geeignet wie die großen Ströme der Ebene. In allen Gewässertypen sind Larven bisher vorrangig in sandigen bis kiesigen Substraten gefunden worden (SUHLING & MÜLLER 1996). Deshalb bietet die flächig geschotterte Sohle der Röder, der Art, des Anhang II der FFH- Richtlinie nur suboptimale Verhältnisse. Allerdings ist bekannt, dass z.B. in der Oder & Neiße auch die Blockpackungen der Uferlinie besiedelt werden (MÜLLER in Druck).

Zusammenfassend kann das Fehlen fast aller charakteristischer Fließgewässerlibellen als Störungsindiz gewertet werden. Neben der Gewässerstruktur kommt auch die Wassergüte als Ursache hierfür in Frage (Datenquellen Autökologie Odonata: z.B. HEIDEMANN & SEIDENBUSCH 1993, GERKEN & STERNBERG 1999, DONATH 1987, STERNBERG & BUCHWALD 1999, 2000).

#### 4.3.7 Plecoptera (Steinfliegen)

Von den 123 aus Deutschland bekannten Steinfliegen existieren für 74 auch bekannte Funde in Sachsen (REUSCH & WEINZIERL 1999). Dabei sind, wie auch bei den Eintags- und Köcherfliegen ein Großteil von Vertretern auf die Mittelgebirgslagen beschränkt. Der überwiegende Teil der Plecoptera ist streng an Fließgewässer gebunden. Dabei bestehen auch innerhalb des Längslaufs von Fließgewässerlebensräumen Unterschiede der typischen Steinfliegenzönose.

Wesentliche besiedlungsbestimmende Faktoren der Plecoptera sind neben der Temperaturamplitude eines Jahresgangs auch die Gewässergüte, Sauerstoffsättigung im Gewässer und die Strukturen der Sohlbereiche. Durch die geringe Mobilität der Imagines können auch anhand der geflügelten Stadien gezielte Rückschlüsse auf den Gewässerabschnitt, an dem ihre Nachweise gelangen, gezogen werden (z.B. im Unterschied zu den Libellen). Hinzu kommt, dass Männchen von einzelnen Arten überhaupt nicht mehr flugfähig sind.

Neben der artspezifischen Biotopbindung kommt dieser Tiergruppe auch wegen des hohen Anteils an gefährdeten Arten in Sachsen mit insgesamt 68% eine bedeutende Indikatorfunktion für die Gewässerbewertung zu. Neben der Roten Liste für Sachsen (KÜTTNER 1999) existiert auch eine bundesweite Gefährdungsliste (REUSCH & WEINZIERL 1998).

Nachweise von Steinfliegen blieben im Untersuchungszeitraum völlig aus. Wie oben aufgeführt, ist gerade innerhalb dieser Tiergruppe der überwiegende Teil der in Sachsen bekannten Arten meist eng an natürliche und naturnahe Fließgewässerbiootope gebunden und sind als gute Gewässerindikatoren anzusehen. Deshalb ist der völlige Ausfall dieser Tiergruppe durchaus Indikation für bestehende

Defizite. Allerdings ist der Termin der Frühjahrsprobe im Mai als recht spät einzustufen (im Bezug auf die Steinfliegenzönose). Viele Steinfliegen schlüpfen meist recht früh im Jahr und sind somit bis in den Herbst hinein in den jüngsten Entwicklungsstadien oder als Eier nicht nachweisbar. Dies ist eine mögliche Erklärung für den ausgebliebenen Nachweis. Aber auch Erfassungen sogenannter Herbst-Plecoptera blieben am Abschnitt der Großen Röder aus. Deshalb muss das Defizit innerhalb dieser Tiergruppe insgesamt als Beeinträchtigungsindikator bewertet werden.

#### 4.3.8 Heteroptera (Wanzen)

Die Wasserwanzenfauna lässt im Allgemeinen weniger Rückschlüsse auf den Zustand eines Fließgewässers zu. Auf Grund ihres Flugvermögens als Imago (aptere und brachyptere Individuen ausgenommen) und die nicht sichere Bestimmbarkeit der Larven sind Rückschlüsse auf geeignete Entwicklungsmöglichkeiten in den jeweiligen Gewässerabschnitten nicht sicher möglich. Zudem sind die semiaquatisch lebenden Gerromorpha („Wasserläufer“) nicht so stark von negativen Veränderungen des Gewässers betroffen wie beispielsweise rein aquatisch oder zumindest als Larven aquatisch lebenden Benthosarten. Die Vielzahl der 70 aus Deutschland bekannten Wasserwanzen (GÜNTHER & SCHUSTER 2000, HESS mündl. Mitt.) gelten als euryök oder sind in ihrer Verbreitung im Wesentlichen an verschiedene Stillgewässerbiotope gebunden. So finden z.B. nur fünf Arten Berücksichtigung bei der Bewertung der rheotypischen Arten in Fließgewässern in Brandenburg (BRAASCH 1995). Andere Bewertungsverfahren (z. B. DIN 38 410) berücksichtigen gar nur die Grundwanze (*Aphelocheirus aestivalis*) als Vertreter dieser Tiergruppe. Gerade aber als Zeiger von Störungen innerhalb von Fließgewässern ist die Tiergruppe durchaus geeignet. Eine Rote Liste für Sachsen ist bisher nicht erschienen.

##### nachgewiesene Wanzenarten

- |  |  |
|--|--|
| • <i>Gerris lacustris</i> (LINNAEUS, 1758)       | • <i>Nepa cinerea</i> LINNAEUS, 1758       |
| • <i>Gerris odontogaster</i> (ZETTERSTEDT, 1828) | • <i>Notonecta glauca</i> LINNAEUS 1758    |
| • <i>Gerris rufoscutellatus</i> LATREILLE, 1807  | • <i>Ranatra linearis</i> (LINNAEUS, 1758) |
| • <i>Hydrometra stagnorum</i> (LINNAEUS, 1758)   | • <i>Sigara falleni</i> (FIEBER, 1848)     |
| • <i>Micronecta spec.</i>                        | • <i>Sigara striata</i> (LINNAEUS, 1758)   |

Zehn Vertreter der Heteroptera wurden am Röderabschnitt ermittelt. Nachweise der wenigen Fließgewässerwanzen wie *Aphelocheirus aestivalis*, *Sigara hellensii*, *Velia caprai* oder *Gerris najas* blieben allerdings aus.

Einziger gefährdeter Vertreter ist der Wasserläufer *Gerris rufoscutellatus*. Die innerhalb der Bundesrepublik als „gefährdet“ eingestufte Wanze ist hauptsächlich in Standgewässern verbreitet. Moorige Gewässer sind dabei vermutlich Verbreitungsschwerpunkt. Aber auch an größeren Fließgewässern, mit ausreichend Vegetation ist die Wanze regelmäßig durch Einzeltiere nachweisbar (Berger unveröff.).

Die weiteren erhobenen Arten gehören zu den häufigsten Vertretern innerhalb dieser Tiergruppe. Dabei können Heteroptera wie *Gerris lacustris*, *Nepa cinerea*, *Notonecta glauca* und *Hydrometra stagnorum* als Süßwasserubiquisten genannt werden die lediglich zu stark strömende Fließe und Quellen als Lebensraum meiden. Die weiteren Wasserwanzen sind dagegen als charakteristische Stillwasserarten als Störungsanzeiger zu bewerten. Allerdings sind Wanzen durch ihre meist hohe Mobilität auch immer wieder Einzelgast in natürlichen Bachbiotopen (Datenquellen Autökologie Heteroptera: z.B. BERNHARDT 1992, HOFFMANN 1992, KLAUSNITZER & al. 1978, WARINGER-LÖSCHENKOHL & WARINGER 1989, BELLMANN 1988, LUDWIG 1989, HANDKE & HANDKE 1988, JORDAN 1950, 1952).

#### 4.3.9 Coleoptera (Käfer)

Bisher sind 286 aquatische Käferarten aus Sachsen bekannt (exkl. Scirtidae, KÖHLER & KLAUSNITZER 1998). Damit bilden sie die artenreichste Gruppe unter den gezielt bearbeiteten Tiergruppen.

Die Eignung zur Gewässerbewertung ist recht unterschiedlich. Wie auch bei den Wanzen ist die Ausbreitungsfähigkeit durch gutes Flugvermögen, der schweren Bestimmbarkeit der Larven und der euryöke Charakter vieler Arten ein limitierender Faktor. Dagegen sind die gute Bestimmbarkeit der Imagines, die Bindung an den aquatischen Lebensraum (auch der Imago), die enge Biotopbindung bestimmter Käferarten und -gemeinschaften neben der hohen Artenzahl und der Nutzung unterschiedlicher Gewässerhabitate als Gründe für zunehmende Verwendung als Indikatororganismen für den Gewässerzustand zu nennen (GESKE & al. 1997). So nennt beispielsweise HEBAUER (1983) 90% der in Fließgewässern vorkommenden Arten als stenök (Bezug Bergbach). Auch in größeren und in ungestört langsam fließenden Gewässern haben sich Käfer als Indikatororganismen in der Praxis gut bewährt (REUSCH 1995). Aktuelle Gefährdungseinstufungen sind sowohl für Sachsen als auch Gesamtdeutschland bekannt (KLAUSNITZER 1996, HESS & al. 1999).

##### nachgewiesene Käferarten

- |  |  |
|--|--|
| • <i>Anacaena bipustulata</i> (MARSHAM, 1802)    | • <i>Helophorus griseus</i> HERBST, 1793           |
| • <i>Anacaena limbata</i> (FABRICIUS, 1792)      | • <i>Laccobius minutus</i> (LINNAEUS, 1758)        |
| • <i>Elmis maugetii</i> LATREILLE, 1798          | • <i>Laccophilus hyalinus</i> (DEGEER, 1774)       |
| • <i>Haliphus immaculatus</i> GERHARDT, 1877     | • <i>Orectochilus villosus</i> (O.F. MÜLLER, 1776) |
| • <i>Helophorus cf. dorsalis</i> (MARSHAM, 1802) | • <i>Platambus maculatus</i> (LINNAEUS, 1758)      |

Unter den zehn erfassten Käfern ist der Hakenkäfer *Elmis maugetii* eine echte Fließwasserart. Er bevorzugt Mittel- und Unterläufe und gilt als eurytherm. Besiedelt werden Bachmoose, Wurzelbärte und Totholz sowie kiesiges Sohls substrat. Vereinzelt tritt er aber auch an Pflanzen auf. Der Käfer ist flugunfähig und deshalb bei seiner Ausbreitung im Gewässer an ein durchgängiges Lückensystem gebunden.

Ein weiterer „echter“ Fließwasserbewohner ist der nachtaktive, räuberische Bachtaumelkäfer (*Orectochilus villosus*). Der in Sachsen „gefährdete“ Taumler lebt tagsüber versteckt an den Uferbereichen der Gewässer. Innerhalb von Sandgewässern findet er sich ausnahmsweise auch an Brandungsuferrn.

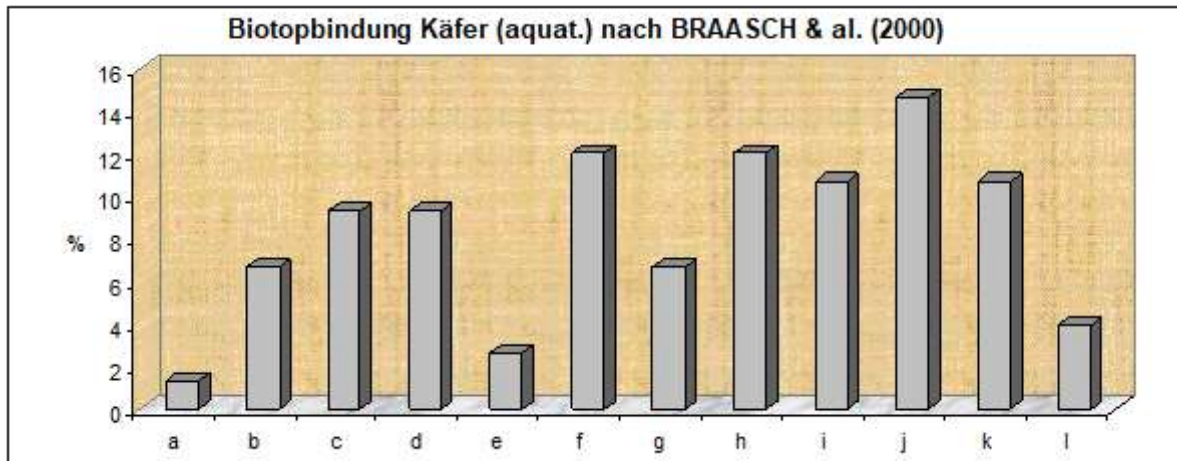
Weitere rheophile Vertreter sind der Gefleckte Schnellschwimmer (*Platambus maculatus*) und der Schwimmkäfer *Laccophilus hyalinus*. Neben den verschiedenen Fließgewässerabschnitten besiedeln die beiden Arten aber auch Brandungsufer von Seen. Letztgenannter Käfer ist ebenfalls regelmäßig in Kleingewässern und Seen anzutreffen.

*Anacaena bipustulata*, *A. limitata*, *Haliphus immaculatus* und *Laccobius minutus* besitzen nach BRAASCH & al. (2000) zumindest Nebenvorkommen in Fließgewässern. Hier werden jedoch die potamalen Biotope besiedelt. Die beiden erfassten *Helophorus*-Arten gelten dagegen als „echte“ Stillwasservertreter. (Datenquellen Autökologie Coleoptera: z.B. GESKE & al. 1997, BRAASCH & al. 2000, KLAUSNITZER 1996, FICHTNER 1984, FREUDE et. al. 1971, BELLMANN 1988, DROST et. al. 1992, FICHTNER & BELLSTEDT 1990, GRAUVOGL 1992).

Die ökologische Ausrichtung der erfassten Käferzönose wird bei Betrachtung der Biotopbindung (Haupt-, Neben- und Schwerpunkt vorkommen in der statistischen Bewertung mitberücksichtigt) der erfassten Käfer nach BRAASCH & al. (2000) deutlich (Diagramm 2). Zwar handelt es sich um eine für Brandenburg erstellte ökologische Einstufung und die Artenzahl in der Röder ist mit zehn Käfern für eine Bewertung eher zu gering. Grundsätzliche Tendenzen werden aber deutlich sichtbar. So ist die Käferzönose zum einen geprägt durch Präferenzen für Bäche und Flüsse sowie Grabensysteme.

Hinzu kommt ein nennenswerter Anteil von Arten der Flachwasserzonen von Seen die oft auch Brandungsufer, also Bewegtwasserbereiche darstellen. Zum anderen wird deutlich, dass auch die verschiedenen Standgewässerbiotope von den Arten anteilig bzw. ausschließlich besiedelt werden.

**Diagramm 2:** Biotopbindung der nachgewiesenen Käferarten der Großen Röder unter Berücksichtigung des Vorkommensstatus (Schwerpunkt-, Haupt- und Nebenvorkommen) nach BRAASCH et. al. (2000) (a= Perennierende Moorgewässer, b= Ephemere, oligo- schwach eutrophe Moorgewässer; c= Bruchwaldgewässer (Reichmoorstandorte); d= Sölle, Weiher u. a. Kleingewässer, e= Temporäre Kleinstgewässer; f= Flachwasserzonen von Seen; g= Auengewässer; h= Rohbodenhabitats; i= Feld-, Wiesen- und Meliorationsgräben; j= Potamal; k= Rhithral; l= Krenal)



#### 4.3.10 Trichoptera (Köcherfliegen)

Bisher konnten in Deutschland 313 Köcherfliegenarten nachgewiesen werden. 201 davon sind auch aus Sachsen bekannt (ROBERT 2001). Ähnlich wie die Eintags- und Steinfliegen eignen sich auch die Köcherfliegen besonders für die Bewertung von Gewässern. Gründe hierfür sind die lange Entwicklungsdauer und somit Nachweisbarkeit der Larven in aquatischen Biotopen sowie deren gute Bestimmbarkeit, das große Arteninventar, der gute Kenntnisstand zur Aut- und Synökologie sowie die teils strenge Biotop- und Substratgebundenheit einzelner Arten (z.B. REUSCH 1995). So reagieren einzelne Arten empfindlich auf Veränderungen ihrer Lebensräume (im Larvenstadium) wodurch ihr Vorhandensein Aussagen zum Zustand eines Gewässers zulässt. Gerade Fließgewässer weisen charakteristische, artenreiche Trichoptera- Zönosen auf welche sich im Längslauf in typischer Weise verändern. Eine Reihe weiterer Arten besitzen dagegen einen vergleichsweise weiten Toleranzbereich in Hinsicht auf Wasserqualität und Biotopstruktur. Eine Rote Liste fehlt bisher für Sachsen. Allerdings ist eine Checkliste erschienen (CHRISTIAN & al. 1995). Dagegen ist die Gefährdung für Deutschland dokumentiert (KLIMA & al. 1998). Wie auch bei den Eintagsfliegen ist auch bei den Köcherfliegen davon auszugehen, dass eine Reihe der erfassten Arten für Sachsen als gefährdet einzustufen sind.

##### nachgewiesene Köcherfliegenarten

- *Anabolia nervosa* (CURTIS, 1834)
- *Athripsodes cinereus* (CURTIS, 1834)
- *Ceraclea dissimilis* (STEPHENS, 1836)
- *Ceraclea nigronervosa* (RETZIUS, 1783)
- *Cyrnus trimaculatus* (CURTIS, 1834)
- *Hydropsyche angustipennis* (CURTIS, 1834)
- *Hydropsyche contubernalis* McLACHLAN, 1865
- *Hydropsyche incognita* PITSCH, 1993
- *Hydropsyche pellucidula* (CURTIS, 1834)
- *Hydropsyche siltalai* DÖHLER, 1963
- *Hydroptila spec.*
- *Limnephilus lunatus* CURTIS, 1834
- *Mystacides azurea* (LINNAEUS, 1758)
- *Neureclipsis bimaculata* (LINNAEUS, 1758)
- *Oecetis furva* (RAMBUR, 1842)
- *Polycentropus flavomaculatus* (PICTET, 1834)
- *Polycentropus irroratus* CURTIS, 1834
- *Psychomyia pusilla* (FABRICIUS, 1781)

Mit 18 Taxa bilden die Köcherfliegen zwar die artenreichste Gruppe innerhalb der Untersuchung, trotzdem ist die Zahl für Bachläufe dieser Größe aber als eher gering zu bewerten. Besonders bemerkenswert ist der Nachweis von *Ceraclea nigronervosa*. Die in der Bundesrepublik „gefährdete“ Art wird von ROBERT (2001) für Sachsen in der Kategorie 0 aufgeführt. Das heißt, dass keine Funde seit 1970 bekannt sind und die Art somit als Verschollen gilt. Somit stellen die nachgewiesene Larve sowie die zwei erbeuteten Männchen einen Wiederfund für Sachsen dar. Die Art besiedelt zum einen Fließgewässer. Hier zeigt die Art eine deutliche Präferenz von den Bachunterläufen bis in die Flussmittelläufe hinein. Besiedelt werden nach Literaturangaben vor allem strömungsberuhigte Bereiche. Die Einzellarve an der Röder fand sich an der Unterseite eines Steines. Zum anderen sind auch Vorkommen aus Still- und Auengewässern bekannt. Ebenfalls auf den Gewässerabschnitt zwischen dem Bachunterlauf und dem Flussmittellauf beschränkt sind beispielsweise *Psychomyia pusilla*, *Ceraclea dissimilis*, *Cyrnus trimaculatus* und *Polycentropus irroratus*. Letztgenannte Trichoptera gilt in Sachsen nach ROBERT (2001) als vereinzelt auftretend, das heißt es sind maximal fünf Fundpunkte bekannt. Dies gilt auch für *Hydropsyche incocnita*. Beide Arten sind jedoch häufiger zu erwarten. So dürfte *P. irroratus* insbesondere in größeren Flüssen des sächsischen Tieflandes und den Übergangsbereichen zum Bergland regelmäßiger auftreten. Bei *H. incocnita* ist es wahrscheinlich, dass sie schlichtweg nicht erkannt wurde. So erfolgte die Artbeschreibung erst im Jahr 1993. Zudem sind die Larven sehr leicht mit denen von *H. pelucidula* zu verwechseln. Beide Arten treten in Fließgewässern häufig parallel auf. Nach P. Neu (mündl. Mitt.) ist zu beobachten, dass *H. incocnita* im Bergland eher Unterläufe und *H. pelucidula* eher Oberläufe präferiert. Diese Beobachtung kann der Bearbeiter für das Tiefland jedoch nicht bestätigen.

Als weitere streng fließwassergebundene Vertreter können alle fünf ermittelten *Hydropsyche*-Arten genannt werden. Hierbei ist für diese Familie der besiedlungslimitierende Faktor eine ausreichende Wasserströmung, da es sich um netzbauende passive Filtrierer handelt.

Mit *Nereclipsis bimaculata* und *Polycentropus flavomaculatus* sind zwei weitere Taxa streng fließwassergebunden. *P. flavomaculatus* zeigt innerhalb der strömungsgeprägten Biotope aber keine spezifischen Bindungen und stellt auch an die Wasserqualität und Gewässerstrukturen keine erhöhten Ansprüche. *N. bimaculata* ist dagegen als potamobiont, das heißt streng flussgebunden anzusehen und wird an der Großen Röder durch den aktuellen Zustand (Potamalisierung wegen der offenbaren Gewässerbelastung und der fehlenden Beschattung) begünstigt.

Die vier weiteren Trichoptera treten sowohl in Fließ- als auch in Standgewässern auf. Dabei zeigt *Oecetis furva* eine recht deutliche Bindung an Stillgewässer und ist in Flüssen lediglich mit geringeren Präferenzen und nur in größeren Flüssen anzutreffen. Im norddeutschen Tiefland wird die Art von REUSCH & BRINKMANN (1998) als reine Stillwasserart angegeben. Bekannt ist auch eine enge Bindung an ausreichend Vegetation im Gewässer. Somit ist die Art durchaus als Störungsanzeiger im Bachlauf zu werten.

Insgesamt auffällig ist der hohe Anteil an filtrierenden Arten innerhalb der Köcherfliegen und deren Individuenzahl. Sie werden, wie die Gattung *Hydropsyche* zum einen durch die flächig geschotterte Sohle begünstigt, an denen die Larven dieser passiven Filtrierer geeignete Siedlungssubstrate vorfinden. Zum anderen kann auch auf eine hohe Fracht organischen Materials geschlossen werden. So ist von *H. angustipennis* beispielsweise bekannt, dass sie bei ausreichender Sauerstoffversorgung gerade bei stärker belasteten Gewässern zu Massenentwicklungen neigt (OTTO 1995, PITSCH 1993). Offenbar gilt dies auch für *H. contubernalis*. Aber auch die Weidegänger werden vom hohen Schotteranteil und dessen Mikrobewuchs begünstigt. (Datenquellen Autökologie Trichoptera: z.B. PITSCH & WEINZIERL 1992, PITSCH 1993, WARINGER & GRAF 1997, REUSCH & BRINKMANN 1998, WALLACE & al. 2003, MOOG 1995)

#### 4.4 Biotopbindung und Strömungspräferenz

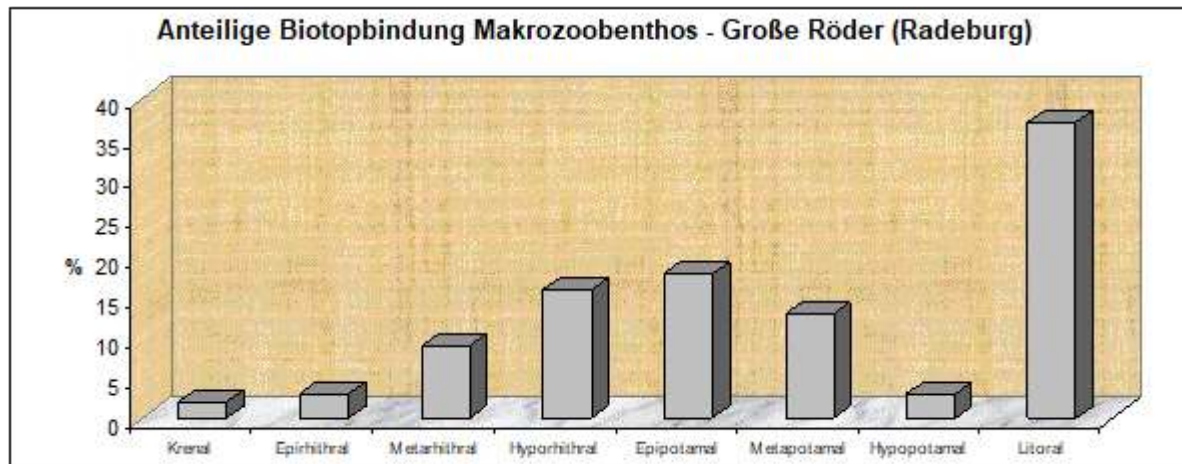
Dominiert wird die Zönose durch die anteilige Fließgewässerpräferenz für das Hyporhithral, Epi- und Metapotamal. Diese Bereiche der Bachunter- bis Flussmittelläufe werden zu etwa 45% anteilig durch die erfassten Zönosen besiedelt. Wie oben dargestellt finden sich unter den ermittelten Makrozoobenthosvertretern eine Reihe von Charakterarten dieser Biotope. Knapp 30% sind dabei streng an strömungsgeprägte Lebensräume gebunden. Oft zeigen die Arten jedoch eine längszonal weitere Verbreitung innerhalb von Fließgewässerlebensräumen. Dies spiegelt sich innerhalb der vorliegenden Untersuchung z.B. dadurch wieder, dass Quellen und Bachoberläufe, sowie die Brackwasserzone, also das Hypopotamal ebenfalls geringere Anteile aufweisen.

Optisch wird die Verteilung innerhalb von Fließwasserlebensräumen durch ein pyramidenförmiges Bild der Fließwasserpräferenzen sichtbar (siehe Diagramm 3). Allerdings ist kritisch zu betrachten, dass trotz des naturnahen Erscheinungsbildes eine Potamalisierung zu vermuten ist. So ist gerade der Anteil am Flussmittellaufbindungen (13% Metapotamal) für einen Bach wie der Großen Röder recht hoch und Bachmittellaufbindungen (9% Metarhithral) fallen sehr gering aus. Ursachen dafür sind zum einen Ausbaustrecken, die negative Auswirkungen auf Chemismus und physikalische Parameter haben. Zum anderen fördert die fehlende Beschattung die Verschiebung der Bedingungen zu Zuständen wie sie erst an Flüssen zu erwarten sind. Aber auch mögliche Belastungen durch Stoffeinträge kommen als Ursache in Frage.

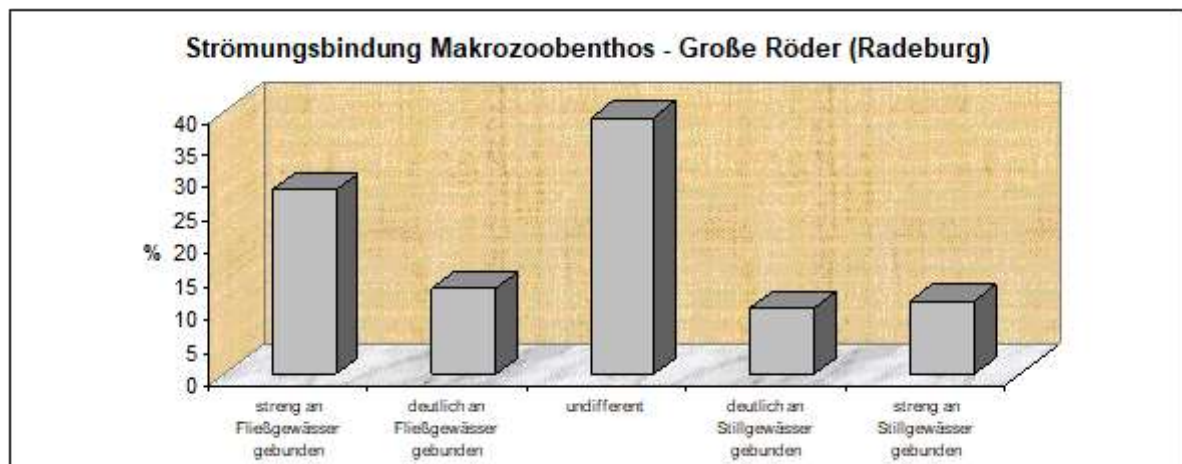
Festzustellen ist, dass ein recht hoher Anteil an Stillwasserpräferenzen ermittelt wurde. Zwar besitzen viele der nachgewiesenen Taxa sowohl Vorkommen in Fließ- und Standgewässern. Daraus ergibt sich automatisch auch immer ein nennenswerter Anteil von Litoralpräferenzen. Mit fast 40% fällt dieser jedoch unnatürlich hoch aus.

Betrachtet man die anteilige Strömungsbindung zeigt sich das zwar ca. 40% der erhobenen Taxa keine spezifische Strömungsbindung besitzen und somit typischerweise in Fließgewässern auftreten. Mit über 20% ist jedoch der Anteil der strömungsmeidenden Vertreter recht hoch. Vertreter dieser Gruppe sind vor allem innerhalb der Libellen, Wanzen und Käfer anzusiedeln. Die betroffenen Vertreter werden an der Großen Röder durch den Ausbauzustand begünstigt. Hier bieten die durch Strömungsschatten und Detritusablagerungen geprägten Bachröhrichte den strömungsmeidenden Taxa optimale Lebensbedingungen. Aber auch die Temperaturganglinie im Jahreslauf ist oft ein besiedlungsbestimmender Faktor. Hier führt die fehlende Beschattung zu einer sommerlichen unnatürlichen Erwärmung. Dieser Faktor einer unnatürlichen Potamalisierung von Bachläufen kann ebenfalls als für Stillwasserarten begünstigend gewertet werden. Allerdings sind eine Reihe von Wanzen und Käfern als recht mobil bekannt. Deshalb kann bei Einzelnachweisen ein nicht dauerhafter Zuflug nicht ausgeschlossen werden. Die anteilige Biotopbindung und die Strömungspräferenz sind in Diagramm 3 und 4 graphisch dargestellt.

**Diagramm 3:** Anteilige Biotopbindung der nachgewiesenen Taxa pro Probepunkt



**Diagramm 4:** Anteilige Strömungspräferenz der nachgewiesenen Taxa pro Probepunkt



## 4.5 Ernährungstypen

Bei der Betrachtung der Ernährungstypenverteilung ist es wichtig möglichst die gesamte Zönose (Makrozoobenthos, Plankton) zu berücksichtigen. Da dies innerhalb der vorliegenden Untersuchung nicht möglich ist, ist dieser Bewertungsparameter für sich betrachtet, nicht ausreichend aussagekräftig und die erhaltenen Ergebnisse lassen keine sichere Bewertung der angetroffenen Zönosen zu. Einzelne grundsätzliche Aussagen und Bewertungen können jedoch getroffen werden:

- Die Räuber sind mit 45% recht deutlich ausgebildet. Grundsätzlich fällt diese Gruppe innerhalb aller aquatischer Lebensräume nennenswert hoch aus. Durch die Tatsache, dass jedoch nicht die gesamte aquatische Zönose berücksichtigt wurde ergibt sich der unrealistisch hohe Wert.
- Der Anteil des zerkleinernden Typs ist mit 5% als zu gering für Bachläufe zu bewerten. Der geringe Anteil weist beispielhaft auf bestehende Defizite des Gehölzsaumes hin. So bildet Falllaub eine wichtige Nahrungsgrundlage innerhalb rhithraler Biotope. Innerhalb verschiedener Tiergruppen finden sich Vertreter die als „Zerschredder“ ins Wasser gefallene Blätter für die weitere Verwertung durch die aquatische Zönose aufschließen. Fehlt diese Nahrungsgrundlage geht auch der Anteil an Zerkleinerern zurück. Aber auch chemische Belastungen können zum Rückgang führen. Beispielhaft sei hier auf die Flohkrebse verwiesen. Sie bilden in Bächen bedeutende Vertreter des zerkleinernden Typs, sind jedoch

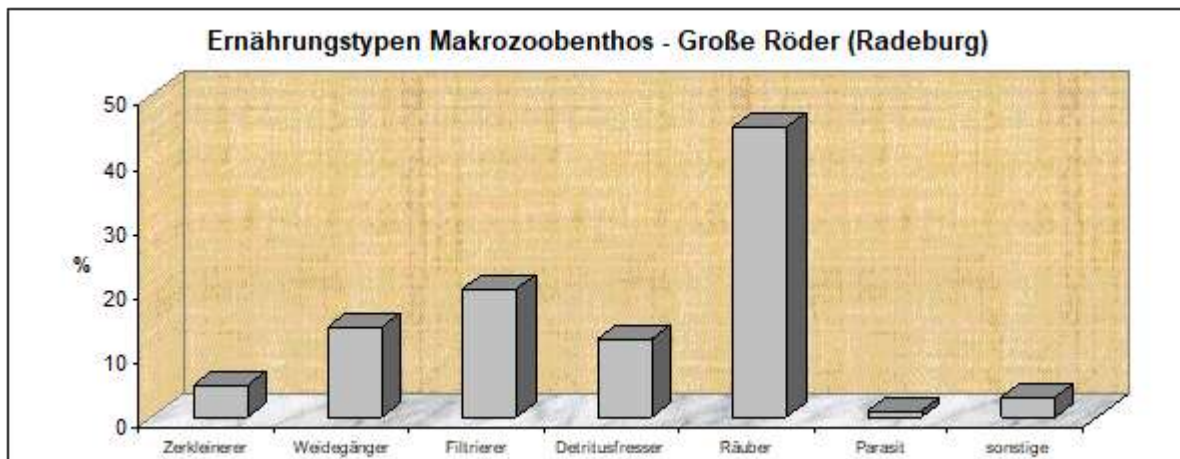


gegen Versauerungen empfindlich. Auch an der Großen Röder fehlen sie. Eine sichere Ursache hierfür bleibt offen.

- Die Filtrierer bilden mit 20% die größte Gruppe (exkl. Räuber). Begünstigt wird diese Gruppe durch eine offensichtlich hohe Stofffracht an der Großen Röder. Aber auch die vorhandenen Anheftungsbereiche auf der geschotterten Sohle für die passiven Filtrierer innerhalb der Köcherfliegen fördern diese Gruppe. Typisch ist ein so hoher Anteil an Filtrierern z.B. in Seeabflüssen. Auffällig ist, dass festgestellte Massenentwicklungen gerade dem Ernährungstyp der Filtrierer zuzuordnen sind. So ist die Kugelmuschel *Sphaerium corneum* und die Köcherfliege *Hydropsyche contubernalis* als massenhaft anzusehen. Der hohe Anteil des filtrierenden Typs sowie Massenentwicklungen von Filtrierern sind deutliches Indiz für bestehende Beeinträchtigungen der Wasserqualität.
- Auch die Weidegänger (14%) fallen recht hoch aus. Auch sie werden durch die flächig vorhandenen Schottersteine begünstigt. Diese bieten eine große Oberfläche die abgeweidet werden kann. Hinzu kommt, dass die fehlende Beschattung und die offenbare hohe Nährstofffracht die Bildung von Aufwuchs (z.B. Diatomeen, Algenaufwuchs, Pilze und Bakterien) begünstigt.
- Auch die Detritusfresser (12%) profitieren von der hohen Stofffracht in der Großen Röder. Diese lagert sich innerhalb der Bachröhrichte und im stagnierenden Lückensystem der geschotterten Sohle ab.

Die Ernährungstypenverteilung am untersuchten Abschnitt der Großen Röder ist in Diagramm 5 dargestellt.

**Diagramm 5:** Anteilige Ernährungstypenverteilung pro Probepunkt



#### 4.6 Der Saprobienindex und das Streuungsmaß

Während aller drei Begehungen wurde die Gewässergüteklasse II, mäßig belastet ermittelt. Somit ist die gesetzliche Vorgabe Gewässer herzustellen von höchstens mäßiger Belastung bei bloßer Wertebetrachtung erreicht. Zudem zeigt der recht kleine Wert des Streuungsmaß von 0,04 (maximale Obergrenze 0,2) und der hohe Wert der Summe der Abundanzen der DIN- Taxa eine statistisch sichere Bewertung auf. Der Saprobienindex der während der Begehungen Werte zwischen 2,14 und 2,26 schwankte zeigt aber eine erkennbare Tendenz zur Güteklasse II–III, kritisch belastet. Dies ist Indiz für weiterhin bestehende Probleme an der Großen Röder. Nach Ansicht des Bearbeiters zeigt die bloße Betrachtung der Gewässergüte nicht den tatsächlichen Belastungszustand des Gewässers auf.



- So kommt es durch die raue Sohle und die hohe Fließgeschwindigkeit sicherlich zu einem erhöhten Sauerstoffeintrag in die Große Röder. Dadurch steht für den sauerstoffabhängigen Abbau fäulniseregender Stoffe genügend Sauerstoff zur Verfügung und für Organismen entsteht kein Defizit. Dies verwischt durchaus die Darstellung der Gewässergüte, da lediglich die Sauerstoffsättigung bzw. dessen Bedarf betrachtet wird.
- Innerhalb der Methodendiskussion geschilderte Probleme des Verfahrens wie ein Übergewicht von Indikatorarten der Güteklasse II, ein fehlender naturräumlicher Bezug und die Tatsache, dass viele Taxa innerhalb verschiedener Belastungsstufen überleben können bestehen auch beim hier angewendeten Vorschlag des überarbeitenden Güteermittlungsverfahrens.
- Gerade der hohe Anteil des filtrierenden Ernährungstyps und Massenentwicklungen von Filtrierern zeigt ein erhöhtes Aufkommen an leicht abbaubarer organischer Fracht auf.
- Das Verfahren bewertet vorkommende Zönosen. Die festgestellten Defizite und Verödungen innerhalb verschiedener Tiergruppen werden nicht erfasst. Neben der Gewässerstruktur und physikalischen Parametern (z.B. Temperatur) kommt aber auch die Gewässergüte als Ursache für ein Fehlen von charakteristischen Bacharten in Frage.

**Tabelle 5:** Gewässergüte Große Röder (Radeburg)

Probenahmetermin	4.5.2004	8.7.2004	19.8.2004
Saprobienindex	<b>2,14</b>	<b>2,22</b>	<b>2,26</b>
Güteklasse	<b>II</b>	<b>II</b>	<b>II</b>
Güteklasse verbal	<b>mäßig belastet</b>	<b>mäßig belastet</b>	<b>mäßig belastet</b>
Streuungsmaß	0,04	0,04	0,04
Anzahl DIN- Taxa	36	29	29
Summe der Abundanzen der DIN- Taxa	172	144	120

#### 4.7 Zusammenfassung

- Insgesamt 76 Taxa konnten ermittelt werden. Dies ist eine eher geringe Artenzahl für Bachläufe innerhalb der Vorgebirge.
- Insgesamt 12 Arten sind nach den Roten Listen Sachsens und der Bundesrepublik bestandsgefährdet und besitzen daher einen besonderen Schutzgrad. Innerhalb Sachsens ist mit weiteren gefährdeten Vertretern zu rechnen für die bisher keine Roten Listen erschienen sind. Dagegen sind insbesondere innerhalb der Weichtiere und Libellen mit dem Verlust bzw. der Abwertung der Gefährdung zu rechnen. Grund hierfür ist ein verbesserter Kenntnisstand und eine verbesserte Wasserqualität.
- Der überwiegende Teil der gefährdeten Taxa ist streng an Fließgewässer gebunden oder besiedelt Fließ- und Standgewässer gleichermaßen. Vier Vertreter der Roten Listen stellen jedoch als „echte“ Stillwasservertreter trotz ihres Gefährdungsstatus sogenannte „Störarten“ dar die Beeinträchtigungen dokumentieren.
- Besonders hervorzuheben ist der Wiederfund der Köcherfliege *Ceraclea nigronervosa* in Sachsen.
- Nachweise von fließwassertypischen Arten des FFH- Richtlinie Anhang II gelangen nicht.
- Innerhalb der einzelnen Tiergruppen sind die erhaltenen Ergebnisse durchaus unterschiedlich zu bewerten.
  - So wurden z.B. innerhalb der Eintags- und Köcherfliegen vornehmlich fließgewässertypische Arten ermittelt. Allerdings bestehen offensichtliche Defizite an bachtypischen Arten.

- Auch die meisten Muschelarten besitzen natürliche Präferenzen für Fließgewässer. Aber auch innerhalb der Bivalvia gibt es „Fehlarten“.
  - Innerhalb der Käfer wurden neben einer Reihe wertgebender Fließwasserarten auch Stillwasserkäfer erfasst die Indikation für Beeinträchtigungen sind.
  - Der überwiegende Teil der Schnecken und Libellen tritt zwar neben Standgewässern auch in Fließgewässern auf. Hier werden jedoch vor allem potamale Biotope besiedelt.
  - Gerade die Wanzenzönose setzt sich aus Ubiquisten und Stillwasserarten zusammen. Fließwasserwanzen wurden nicht erfasst.
  - Die Steinfliegen blieben trotz zahlreicher charakteristischer Bacharten ohne Nachweis und sind somit ebenso wie die Flohkrebse vollständig verödet.
- 
- Innerhalb der Biotopbindung ist bei den Fließgewässerpräferenzen eine Verschiebung hin zu Zusammensetzungen feststellbar wie sie erst in Flussläufen zu erwarten ist. Insbesondere die geringe anteilige Bindung der Zönose an das Metarhithral (Bachmittelläufe) zeigt Störungen der Bachzönose auf. Auch der sehr hohe Anteil an Stillwasserpräferenzen weist auf bestehende Defizite hin.
  - Die Betrachtung der Strömungspräferenz zeigt, dass zwar die hohen Stillwasserpräferenzen durch unspezifische Arten erreicht werden. Eine Reihe von Taxa ist jedoch als strömungsmeidend einzustufen und dokumentiert somit den Ausbauzustand der großen Röder.
  - Dies wird auch bei Betrachtung der Ernährungstypen sichtbar. Hier ist der recht hohe Wert an Filtrierern Indiz für eine hohe Stofffracht. Zudem werden sie durch die flächig geschotterte Sohle (Anheftungsuntergrund) begünstigt. Auch sind Massenentwicklungen von Filtrierern wie sie beispielsweise von Seeabflüssen bekannt sind, Belastungsindikator. Auch die Weidegänger werden durch die hohe Nährstofffracht in Verbindung mit der fehlenden Beschattung und geschotterten Sohle begünstigt, da die genannten Faktoren zu einer Förderung der Aufwuchsbildung führen.
  - Die Ermittlung der Gewässergüte nach auf Basis des Saprobienindex ergab Güteklasse II (mäßig belastet). Die statistische Ergebnissicherung (z.B. Streuungsmaß) ist positiv. Allerdings zeigt der Saprobienindex eine deutliche Tendenz zur nächst schlechteren Güteklasse. Dies und oben aufgeführte methodische Probleme sowie die Ergebnisse der weiteren Bewertungsansätze und die Betrachtung der Zönose für sich lassen jedoch Zweifel an der tatsächlichen Aussagekraft des ermittelten Gütewertes aufkommen.

**Zusammenfassend ist festzustellen, dass es sich beim untersuchten Abschnitt, der Großen Röder in Radeburg um einen deutlich beeinträchtigten Bachabschnitt handelt.** Daraus ergibt sich die Forderung zur Verbesserung der aktuellen Situation. Ursachen des beeinträchtigten Zustandes und allgemeine Lösungsvorschläge zur Verbesserung werden im nachfolgenden Kapitel gegeben.

## 5. Beeinträchtigungen und Maßnahmevorschläge

### 5.1 Allgemeines

Nachfolgend werden die während der Makrozoobenthoserhebungen der Großen Röder in Radeburg festgestellten Beeinträchtigungen kurz dargestellt und erläutert. Für die bestehenden Störungen werden aus Sicht der aquatischen Lebensgemeinschaften von Fließgewässern Vorschläge zu deren Beseitigung unterbreitet. Die Darstellung kann jedoch eine gezielte Aufnahme der Störungen nicht ersetzen. So ist zur Aufnahme aller bestehenden Defizite eine vollständige Begehung und möglichst eine umfassende Strukturgütekartierung notwendig. Auch die Durchführung von zu ergreifenden Maßnahmen bedarf oft einer gezielten Planung und teils auch Genehmigungsverfahren.

Bei der Großen Röder handelt es sich am Abschnitt in Radeburg um eine deutlich beeinträchtigten Bachabschnitt. Begründungen für die verursachenden Defizite lassen sich beispielhaft aus folgenden Ergebnissen ableiten:

- Mittlere Artenvielfalt,
- Fehlarten innerhalb für Fließgewässer typischer Tiergruppen (z.B. Eintagsfliegen, Köcherfliegen),
- Vollständige Verödung der Steinfliegenzönose,
- Nachweise charakteristischer Stillwasserarten (z.B. innerhalb der Libellen, Wanzen und Käfer),
- Sehr hoher Anteil von Stillwasserpräferenzen innerhalb der Biotopbindung und eine Verschiebung der Fließgewässerbindungen hin zu Zuständen wie sie erst innerhalb von Flüssen zu erwarten sind,
- Nachweise viele strömungsmeidender Taxa,
- Sehr hoher Anteil des filtrierenden Ernährungstyps und Massenentwicklungen von Flitrierern.
- Mäßige Gewässergüte mit erkennbarer Tendenz zur nächst schlechteren Güteklasse.

Als Ursachen für die festgestellten Störungen innerhalb der Fließgewässerzönose können folgende Ursachen angenommen werden:

- Beeinträchtigung der Gewässergüte durch Stoffeinträge,
- Gewässerausbau durch Begradigung und Eindeichung,
- Zerstörung natürlicher Strukturen durch Schotterung der Sohle und der Uferböschungen,
- Verhinderung eigendynamischer Prozesse.

### 5.2 Gewässergüte

Der Wasserqualität kommt eine entscheidende Bedeutung für die anzutreffende Besiedlung von Gewässern zu. Gerade zu Zeiten der Industrialisierung und Intensivierung der Landwirtschaft wurde durch die Einleitung von Schadstoffen vielerorts die aquatische Lebensgemeinschaft von Fließgewässern nachhaltig beeinträchtigt. Erfreulicherweise sind solche Störungen durch ein gestiegenes Umweltbewusstsein, verschärfte Gesetze und auch den Rückgang der intensiven Flächennutzung und industriellen Einleitungen heutzutage reduziert. Trotzdem bestehen immer noch Defizite in dieser Richtung.

Die Beeinträchtigung der Wasserqualität ist wohl eine der erheblichsten Störungsquellen an der Großen Röder und wirkt negativ auf die vorhandene Lebensgemeinschaft (siehe oben). Deshalb müssen alle Ursachen unbedingt beseitigt werden. Punktuell wurden diese nicht gezielt erhoben. Dies ist für gezielte Maßnahmen jedoch dringend notwendig.

Neben direkten Einleitungen von nicht oder nur unzureichend gereinigten Abwässern, die zu unterbinden sind kommt es an Fließgewässern (ohne Deich), mit direkt angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen immer wieder zum Stoffeintrag wenn ein ausreichender Gewässerrandstreifen fehlt. Durch Nutzungsextensivierungen und Ausweisungen von Randstreifen können diese Belastungsquellen beseitigt werden (siehe nachfolgend).

Als weitere Belastungsquelle können Einleitungen von Straßenentwässerungen genannt werden. Aber auch starke Makrophytenentwicklung innerhalb der meist unbeschatteten Bachstrecken, der Erwärmung des Wassers durch die Sonnenexponiertheit und Nährstoffbildung durch abgestorbene Pflanzen (Potamalisierung im Sinne von SCHUHMACHER 1986) führt zur Verschlechterung der Gewässergüte.

Neben den Schad- und Nährstoffeinträgen ist aber auch eingetragenes Erosionsmaterial als Belastungsquelle zu nennen. Über Stoffeinträge und Bodenerosion aus angrenzenden Flächen (z.B. Weideflächen, kleinere Privatacker, Straßenentwässerungen) bei unzureichenden Gewässerrandstreifen gelangt nährstoffreicher Boden in die Bachläufe was zum einen die Nährstoffanreicherung begünstigt und zum anderen Feinsedimente einspült, die die natürlichen Substrate „verstopfen“.

Neben direkten Gütebeeinträchtigungen an der großen Röder kann es auch über einmündende Bachläufe und Entwässerungsgräben zu einer Belastung kommen. Beispielhaft ist hier die Promnitz zu nennen. Die hier zu beobachtende erhöhte Fadenalgenbildung und die auf der Sohle festzustellende Abwasserpilzbildung sowie die Verödung innerhalb der Zönose deuten auf eine deutliche Belastung hin. Alle Störstellen die zur Verschlechterung der Wasserqualität führen sind zu beseitigen.

### 5.3 Ökologische Durchgängigkeit

Neben der Herstellung einer positiven Gewässergüte kommt der Schaffung der ökologischen Durchgängigkeit unserer Fließgewässer eine entscheidende Bedeutung zu (z.B. ATV - DVWK 2003). Die ökologische Funktion von Fließgewässern als lineare Lebensräume wird von VANNOTE & al. (1980) als „River Continuum Concept“ beschrieben. So erfolgt die Bewegung eines Großteils der aquatischen Fauna im Längsverlauf der Fließe vor allem im weniger stark durchströmten Lückensystem der Gewässersohle, dem Interstitial (insb. Wirbellose und Jungfische). Eine Durchgängigkeit dieses Lückensystems ist somit entscheidend für:

- die Kompensation der ständig stattfindenden Abdrift bzw. Katastrophendrift,
- die Wiederbesiedlung von ehemals verödeten und beeinträchtigten Teillebensräumen,
- zum genetischen Austausch,
- zum Erreichen von Laich- und Nahrungsräumen (z.B. PECHLANER 1986, DVWK 1996).

Störungen dieses „River Continuum Concept“ ergeben sich vor allem innerhalb von Straßenüberführungen durch eingebrachte Verrohrungen und „Fachbäume“, durch Wehranlagen und auch an Pegelmessstationen und Sohlschwellen. Aber auch Rückstaubereiche oberhalb von Wehranlagen bzw. Teiche im Hauptstau bieten für zahlreiche rheotypische Vertreter der aquatischen Zönose lebensfeindliche Bedingungen (Verschlammung, O<sub>2</sub>-Gehalt usw.), die eine Durchwanderung einschränken bzw. vollständig behindern.

Beeinträchtigungen der Ökologischen Durchgängigkeit konnten am Untersuchungsabschnitt nicht festgestellt werden. Zur Gewährleistung eines uneingeschränkten Fließwasserbiotopverbundes sind jedoch alle auf der Lauflänge eines Gewässers bestehenden Störungen zu beseitigen, da nur so ein Erfolg der Einzelmaßnahmen gegeben ist. Dies bedeutet, dass eine ökologische Durchgängigkeit über die Grenzen Sachsens hinaus geschaffen werden muss. Gerade eine durchwanderbare Anbindung an

das Vorflutgewässer Schwarze Elster muss langfristiges Ziel der Gewässerentwicklung sein. Gerade im System der Schwarzen Elster stellt insbesondere die Pulsnitz einen wichtigen Refugialraum charakteristischer und besonders wertgebender Bacharten dar. Aber auch an der Schwarzen Elster sind in den letzten Jahren erfreuliche Bestandsentwicklungen zu beobachten. Somit kommt dem Elstersystem eine hohe Bedeutung als Refugialraum für die heute gestörte Große Röder zu.

## 5.4 Gewässerausbau

In Sachsen finden sich kaum noch Fließe, die nicht zumindest teilweise durch den Menschen begradigt, eingedeicht, rückgestaut oder vertieft wurden. Dies erfolgte beispielsweise mit dem Ziel den Hochwasserschutz zu verbessern, neue landwirtschaftliche Flächen zu erschließen sowie deren Be- und Entwässerung effektiv gestalten zu können oder Mühlen und Fischzuchten zu betreiben.

Es ist nicht möglich im Rahmen biologischer Erhebungen alle im Einzelnen erfolgten Ausbaumaßnahmen sicher zu erfassen und zu bewerten. Hierfür ist vielmehr eine detaillierte Erhebung und Strukturgütekartierung notwendig.

Wesentliche Parameter des Gewässerausbaus am untersuchten Abschnitt der Großen Röder sind:

- Begradigung und Eindeichung,
- Anlage eines Regelprofils (Kastenprofil),
- Ufersicherung durch Blockpackungen an den Uferböschungen,
- Vernichtung fließgewässertypischer Uferbereiche und Ufergehölze.

Am stark überformten, untersuchten Gewässerabschnitt sind aus Sicht der Fließgewässerzönosen dringend gezielte Maßnahmen zu ergreifen. Bei der Renaturierung und Gestaltung, die eine gezielte Planung voraussetzt, sollte sich an naturraumtypischen Leitbildern orientiert werden. Maßnahmen sollten mit den Schritten zur Verbesserung von Sohl- und Habitatstrukturen, mit der Schaffung einer ökologischen Durchgängigkeit, der Ausweisung von Gewässerrandstreifen und der Anlage von durchgängigen Gehölzsäumen abgestimmt werden. Auch eine Unterhaltungsminimierung und Extensivierung der Umfeldnutzung bilden einen Schwerpunkt zur Verbesserung. Wichtig bei zu ergreifenden Maßnahmen ist es, den Fließgewässern eigendynamische Entwicklungen zu ermöglichen.

Die unmittelbare Siedlungsnähe hat zur Eindeichung des Abschnitts geführt. Optimal wäre ein vollständiger Rückbau. Ist dies nicht möglich sollten punktuell Maßnahmen ergriffen werden und durch initiierte Maßnahmen eigendynamische Bachbettentwicklungen gefördert werden. Eine Möglichkeit ist die Anlage von Buhnen (wechselseitig, auf Mittelwasserlinie). Sofern eine gesonderte Sicherung der Buhnen notwendig ist, sollte Holzfaschinenmaterial Verwendung finden. In jedem Fall ist eine Bepflanzung (vor allem durch Schwarzerle) vorzunehmen, um sie dauerhaft zu sichern. Eine Ufererosion an entstehenden Prallhängen sollte toleriert werden, da so eigendynamische Laufentwicklungen gefördert werden. Ein Erfolg ist hierbei aber nur gegeben wenn die bestehenden Böschungssicherungen durch Blocksteine gelockert werden. Auch das Einbringen von „Strömungslenkern“ schräg zur Laufrichtung fördert die natürliche Laufentwicklung. Zu verwendendes Baumaterial ist hierbei standorttypisches Totholz (HERING & REICH 1997, GERHARD 1997, GERHARD & REICH 2000). Langfristig ist für eine Verbesserung in jedem Fall die Anlage eines durchgehenden Gehölzsaumes notwendig (siehe nachfolgend).

## 5.5 Gewässerbett-, Sohl- und Habitatstruktur

Die verschiedenen Substrate oder auch „Choriotope“ in einem Fließgewässer bieten der Zönose sehr unterschiedliche Lebensbedingungen, da wesentliche Faktoren wie Nahrung, Strömung und „hydraulic

stress“ eng mit der Ausbildung bestimmter Substrattypen geprägt sind (SPETH & BÖTTGER 1993). In der Regel sind sandig/ kiesige Sohlen, Totholz und flutende Wurzelbärte, Verkläuserungen sowie punktuell auftretende aquatische Makrophyten die wesentlichsten Strukturen innerhalb natürlicher Bäche des Norddeutschen Tieflandes und der Übergangsgebiete. Gerade die kiesigen Sohlbereiche sind über Jahrhunderte hinweg entstanden, in dem Bäche kontinuierlich feinkörniges Material austrugen und so die grobkörnigen Sohlen entstanden. Ein einmaliger Ausbau durch den Menschen zerstört solche entstandenen Biotope für lange Zeit. Aus diesem Grund finden sich Beeinträchtigungen vor allem innerhalb von Ausbaustrecken der Fließgewässer. Auch durch die Gewässerunterhaltung werden die Strukturen in Fließen negativ verändert. So wird das in Fließgewässern des Norddeutschen Tieflands und den Übergangsbereichen sehr bedeutende Totholz (FELD et. al 2001, MUTZ & DANIEL 2000) regelmäßig entnommen. Historische Nutzbarmachungen im direktem Umfeld führten zum Verlust der Auen.

Innerhalb des untersuchten Röderabschnitts wurde die Sohle flächig geschottert. Weiterhin wurden die Ufer durch Blocksteine gesichert. Zwar ist eine steinige Sohle in Fließgewässern des Naturraums durchaus typisch. Im Falle der Röder wurde sie jedoch zur Erosionsverhinderung eingebracht. Im Vergleich zu Bachsohlbereichen die im Folge des Gewässerausbau verschlammten oder an denen sich lageinstabile Sande ablagern ist die negative Wirkung zwar als eher gering einzuschätzen. Durch die flächige Überschotterung ist jedoch die Vielgestaltigkeit der „Choriotope“ eingeschränkt was auch durchaus mit für Artendefizite in Frage kommt. Auch das Fehlen von Ufergehölzen ist als negativ für die Habitatstrukturen zu werten (siehe nachfolgend).

Zur Verbesserung der Situation sind positive Effekte durch gezielte Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur (siehe Kap.: Gewässerausbau) und der Anlage von durchgängigen Gehölzstreifen an den Ufern zu erwarten.

## 5.6 Ufergehölze

Natürliche Bach- und Flussoberläufe im Norddeutschen Tiefland und den Übergangsgebieten zu den Mittelgebirgen sind unter anderem dadurch geprägt, dass sie auf Grund vorhandener Ufergehölze nahezu vollständig beschattet sind und eine Entwicklung von aquatischen Makrophyten kaum stattfindet. Man spricht in diesem Fall allgemein von einem „grünen Tunnel“, den das Gewässer durchfließt. Fehlen die Gehölze kommt es in diesen Bereichen auf Grund der Veränderung unterschiedlichster Umweltfaktoren (Lichtintensität, Temperatur, vermehrtes Pflanzenwachstum, Nährstoffbelastung, eingeschränkter Stoffrückhalt usw.) zu einer künstlichen Bachalterung, der „Potamalisierung“ (MOOG 1992, SCHUHMACHER 1986). Mit ihr verbunden ist die Veränderung der Lebensgemeinschaften auf Basis einer Verdrängung der potentiell natürlich Auftretenden. Neben ihrer beschattenden Wirkung kommt den Gehölzen an Bachläufen auch eine entscheidende Bedeutung für die strukturelle Ausprägung der Gewässer zu. So ist beispielsweise ihre Funktion für die Ufersicherung und die Ausbildung von typischen Substraten z. B. durch Totholzeintrag und durchflutete Wurzelbärte zu nennen. Aber auch der Stoffrückhalt und als „Treffpunkt der Geschlechter“ einer Vielzahl von merolimnischen Insekten sind Gehölze von Bedeutung (BÖTTGER 1990, LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 1996 usw.).

Neben dem Fehlen von Ufergehölzen ist auch das Auftreten von standortuntypischen Gehölzen als Beeinträchtigung zu bewerten. So fehlen z.B. für das Laub von Hybridpappeln oder Nadelgehölzen geeignete Verwerter im Gewässer und es kann zu einer Beeinträchtigung der Wasserqualität kommen.

Am untersuchten Gewässerabschnitt fehlen Ufergehölze bis auf ein Solitär- Weidengebüsch vollständig. Daraus ergeben sich zum einen negative Effekte wie eine Erwärmung, ein fehlender Eintrag von für Bachläufe typischen und wichtigem Totholz und die Begünstigung von

Makrophytenwachstum. Zum anderen kommt es wegen des fehlenden Laubeintrags auch zu Veränderungen innerhalb der Nahrungsketten. So fielen am Probepunkt die für Bachläufe typischen Zerkleinerer sehr gering aus. Dagegen zeigten vor allem die Filtrierer teils Massenentwicklungen, so dass sich am Bachlauf eine Zusammensetzung der Ernährungstypen ergab wie sie für Seeabflüsse durchaus typisch ist.

Um den bestehenden Problemen entgegenzuwirken ist die Schaffung von durchgängigen Gehölzsäumen erforderlich. Ist es nicht möglich beide Ufer mit Gehölzen auszustatten ist die Südseite zu bevorzugen. Zu beachten ist, dass die Pflanzungen in Mittelwasserlinie erfolgen. Besonders positiv ist die Schaffung von breiten Gehölzrandstreifen. Direkt am Gewässer sollten vornehmlich Schwarzerlen verwendet werden. Im weiteren Gewässerumfeld sollten zusätzlich weitere standorttypische Laubgehölze Verwendung finden. Weiterhin sollte berücksichtigt werden, dass auch nach den Pflanzungen der Raum für eigendynamische Prozesse bleibt. Denkbar sind auch Initialpflanzungen und eine anschließende Tolerierung sukzessiver Gehölzentwicklungen. Wichtig ist das bei der Anlage von Ufergehölzen wie auch bei strukturverbessernden Maßnahmen Fragen zum Schutz des Allgemeinwohls berücksichtigt werden.

## **5.7 Gewässerrandstreifen**

Dem Gewässerrandstreifen kommt eine entscheidende Bedeutung für die Funktionsfähigkeit und den Zustand unserer Fließgewässer zu. Insbesondere bei landwirtschaftlicher Flächennutzung im Umfeld ist er von entscheidender Bedeutung für den Stoffrückhalt von Schad- und Nährstoffen (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 1996). Aber auch als Fläche für eigendynamische Entwicklungen besitzt er erhöhte Bedeutung, da solche Prozesse oft zu Konflikten zwischen Flächennutzung und naturschutzfachlichen Aspekten führen. Prinzipiell können 5-10m breite Randstreifen in den Landeswassergesetzgebungen als eine Art Schutzzone für das Gewässer festgeschrieben werden, für welche Auflagen für die Nutzung vom jeweiligen Grundstückseigentümer einzuhalten sind. Diese ermöglichen aber aus ökologischer Sicht keine ausreichenden Maßnahmen oder Unterlassungen, weshalb weitreichende Auflagen über Ausgleichszahlungen oder Entschädigungen durchgesetzt werden müssen (FREIHERR VON STEINAECKER 1994, LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 1996).

Bei der Ausweisung von Randstreifen ist zu beachten, dass erst ab einer Breite von 20m eine Retentionsleistung von durchschnittlich etwa 70% erreicht wird. Ein vollständiger Rückhalt z.B. von Nitratreinträgen ist erst bei einer Breite von etwa 100m zu erwarten. Aus diesem Grund sollte neben der reinen Ausweisung auch eine Nutzungsextensivierung im Umfeld erfolgen. Ist dies gegeben sind Randstreifen von 20 m, wie sie die Mehrzahl der Autoren fordert, durchaus ausreichend (z. B. LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 1996).

Am unmittelbar untersuchten Gewässerabschnitt besteht aktuell durch die Eindeichung keine Wechselwirkung mit dem Umfeld. Dies wäre jedoch durchaus wünschenswert, ist jedoch nur nach einem Deichrückbau zu erreichen. An Röderabschnitten ober- und unterhalb, an denen keine Eindeichung erfolgte sollten jedoch Gewässerrandstreifen ausgewiesen werden. Bei gleichzeitiger Nutzungsextensivierung im Umfeld sind Randstreifen von minimal 20m auszuweisen (siehe oben). Verschiedene Möglichkeiten zur Gestaltung und Pflege von Randstreifen werden z.B. durch das LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (1996) gegeben, wobei diejenigen die einen geschlossenen Gehölzsaum gewährleisten besonders zu berücksichtigen sind.

## **5.8 Gewässerunterhaltung**

Während des Untersuchungszeitraumes wurde am Röderabschnitt keine Gewässerunterhaltung festgestellt. Durch die beidseitig vorhandenen Bachröhrichte kann jedoch vermutet werden, dass es zu einer regelmäßigen Krautung im Herbst kommt. Die Gewässerunterhaltung ist grundsätzlich als negativ für aquatische Lebensräume zu bewerten (z. B. GAUMERT 1991, MUNR 1997, DVWK 1992,

BÖTTGER & STATZER 1983). Durch die Entnahme von Pflanzen und Sohlsubstrat kommt es zu einer regelmäßigen Vernichtung von Individuen sowie zur Beseitigung der natürlichen Sohlstrukturen.

Wesentlichste Unterhaltungsursache am Röderabschnitt ist die fehlende Beschattung. Eine Verbesserung ist nur durch die Schaffung eines durchgehenden Gehölzsaumes zu erreichen. Bis dieser durch die Beschattung das Makrophytenwachstum ausreichend limitiert ist eine mögliche Gewässerunterhaltung auf ein Minimum zu reduzieren.

## **5.9 Sonstiges**

- Illegale Wasserentnahmen zur Bewässerung von Gärten sind zu unterbinden.
- Dies gilt auch für beobachtete Ablagerungen von Schutt und Gartenabfällen im Siedlungsbereich in unmittelbarer Gewässernähe.

## **5.10 Zusammenfassung Beeinträchtigung und Maßnahmevorschläge**

### **Zusammenfassung Beeinträchtigungen am untersuchten Röderabschnitt**

- Beeinträchtigung der Gewässergüte durch Nähr-, Schadstoff- und Sedimenteinträge sowie Makrophytenentwicklungen im Gewässer (Abbauprozesse),
- Gewässerausbau durch Begradigung und Eindeichung,
- Verödung natürlicher Strukturen durch Schotterung der Sohle und der Uferböschungen,
- Damit verbunden ist die Verhinderung eigendynamischer Prozesse,
- Fehlende Ufergehölze,
- Mögliche Beeinträchtigungen durch Gewässerunterhaltung.

Außerdem sind am weiteren Röderverlauf Beeinträchtigungen innerhalb der ökologischen Durchgängigkeit und durch fehlende bzw. zu gering ausfallende Gewässerrandstreifen anzunehmen.

### **Zusammenfassung allgemeine Maßnahmevorschläge am untersuchten Röderabschnitt**

- Beseitigung aller Ursachen die zur Verschlechterung der Wasserqualität führen.
- Vollständiger Rückbau des eingedeichten Gewässerverlaufes. Ist dies nicht möglich müssen innerhalb des Regelprofils gezielte strukturverbessernde Maßnahmen erfolgen, die die Laufentwicklung, das Gewässerprofil, die Strömungsdiversität und die Sohlstrukturen verbessern.
- Schaffung eines durchgängigen Gehölzstreifens zur Beschattung und Verbesserung der Gewässerstruktur.
- Reduzierung der Gewässerunterhaltung auf ein kleinstmögliches Maß.
- Schaffung einer ökologischen Durchgängigkeit bis hin zur Schwarzen Elster.
- Ausweisung von Gewässerrandstreifen.



## 6. Im Text zitierte Literatur

- ARNHOLD, A., T. BROCKHAUS & W. KRETZSCHMAR** (1994): Rote Liste Libellen.- Hrsg.: Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geologie:16 pp.
- ATV - DVWK** (2003): Wehre und Stau an kleinen und mittelgroßen Fließgewässern – Grundlagen zu Strömung, Sedimenttransport und ökologischen Funktion.- ATV – DVWK Arbeitsbericht: 68 pp.
- BANNING, M.** (1990): Der Rheo-Index - Eine Möglichkeit zur Berechnung der Auswirkungen des Flußstau auf die benthische Lebensgemeinschaft.- Deutsche Gesellschaft für Limnologie Jahrestagung 1990. Erweiterte Zusammenfassung, 186- 190.
- BAUERNFEIND, E. & U.H. HUMPECH** (2001): Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta: Ephemeroptera): Bestimmung und Ökologie.- Verlag des Naturhistorischen Museums Wien: 239 pp., Wien.
- BELLMANN, H.** ( 1988): Leben in Bach und Teich. Pflanzen und Wirbellose der Kleingewässer.- Steinbachs Naturführer, 285 pp., Mosaikverlag München.
- BERNHARDT, K.G.** (1992) Ergänzungen zum Verzeichnis der für die Westfälische Bucht, das Emsland und den Landkreis Osnabrück nachgewiesenen Wanzenarten (Heteroptera).- Osnabr. naturwiss. Mitt. 18: 95- 102, Osnabrück.
- BINOT, M.; BLESS, R.; BOYE, P. GRUTKE & P. PRETSCHER** (1998): Rote Liste der gefährdeten Tiere Deutschlands. - Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn, 1-434.
- BLAB, J. et.al.** (1984): Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland.- Naturschutz aktuell 1. 270 pp, Kilda- Verlag, Greven.
- BÖßNECK, D.** (1996): Rote Liste Land- und Süßwassermollusken.- Hrsg.: Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geologie, 15 pp.
- BÖTTGER, K. & B. STATZER** (1983): Die ökologischen Folgen der Ausbaggerung eines norddeutschen Tieflandbaches, dargestellt am Beispiel des Unteren Schierenseebaches.- Schr. Naturw. Ver. Schlesw. Holst. 53: 59-81.
- BÖTTGER, K.** (1990): Ufergehölze- Funktion für Bach und Konsequenzen ihrer Beseitigung. Ziele eines Fließgewässerschutzes.- Natur und Landschaft 65(2): 57-62.
- BRAASCH, D.** (1995): Zur Bewertung rheotypischer Arten in Fließgewässern des Landes Brandenburg.- Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 4 (3): 4- 15.
- BRAASCH, D. & U. JACOB** (1976): Die Verwendung von Ephemeropteren (Insecta) der DDR als Indikatoren für die Wassergüte.- Entomologische Nachrichten 20 (7): 101-111, Dresden.
- BRAASCH, D., M. HENDRICH & M. BALKE** (2000): Rote Liste und Artenliste der Wasserkäfer des Landes Brandenburg (Coleoptera) Hrsg.: Landesumweltamt Brandenburg.- Naturschutz und Landschaftspflege Bbg. 9(3): 35 pp., Beilage, Potsdam.
- BRINKMANN, R. & AL.** (1997): Zur Molluskenfauna der Alten Oder (Land Brandenburg).- Schr. Malakozool. 10: 49- 58, Cimar, Ostholstein.
- BRINKMANN, R. & H. REUSCH** (1998): Zur Verbreitung der aus dem norddeutschen Tiefland bekannten Ephemeroptera- und Plecoptera- Arten (Insecta) in verschiedenen Biotoptypen.- Braunsch. naturkundl. Schr. 5(3): 531-540.
- CHRISTIAN, A. et. al.** (1995) Verzeichnis der Köcherfliegenarten des Freistaates Sachsen (Insecta, Trichoptera).- Mitt. Sächs. Ent. 29: 6-11.
- COLLING, M.** (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna.- Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft Heft 4/96: 543 pp., München.
- DONATH, H.** (1987): Vorschlag für ein Libellen- Indikatorsystem auf ökologischer Grundlage am Beispiel der Odonatenfauna der Niederlausitz.- Entomologische Nachrichten und Berichte 31/5: 213-217.
- DROST, M.B.P., CUPPEN, H.P.J.J., VAN NIEUKERKEN, E.J & M. SCHREIJER** (1992): De Waterkevers van Nederland.- Uitgeverij K.N.N.V., Utrecht: 280 pp.

- DVWK** (1996): Fischaufstiegsanlagen- Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle.- Merkblätter zur Wasserwirtschaft 232, 110 pp, Wirtschafts- und Verl. Ges. Gas und Wasser Bonn.
- ELLIOTT, J.M., U.H. HUMPECH & T.T. MACAN** (1988): Larvae of the British Ephemeroptera: A key with ecological notes.- Freshwat. Biol. Ass. Sci. Publ. No. 49; 145 pp.
- FALKNER, G.** (1990): Binnenmollusken *In*: FECHTNER, R. & FALKNER, G.: Weichtiere.- 112.286. Steinbachs Naturführer; Mosaik Verlag München.
- FICHTNER, E.** (1984): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera - Gyrinidae. - Ent. Nachr. Ber. 28, 49-55 .
- FOECKLER, F.** (1990): Charakterisierung und Bewertung von Augewässern des Donauraums Straubing durch Wassermolluskengesellschaften.- Beiheft 7 zu den Berichten der ANL: 154 pp.
- FRIEHERR VON STEINAECKER, H.-C.** (1994): Rechtsfragen bei der Schaffung, Gestaltung und Pflege von Gewässerrandstreifen.- Zeitschrift für Kulturtechnik und Landesentwicklung 35: 140- 147.
- FREUDE, H.; HARDE, W. & LOHSE, G. A.** (1971): Die Käfer Mitteleuropas. - Bde. 1, 3, 6, Krefeld.
- GAUMERT, D.** (1991): Ökologische Auswirkungen der maschinellen Gewässerunterhaltung.- BWK 30 Fortbildungslehrgang „Naturnahe Gewässergestaltung und Gewässerunterhaltung“: 1- 11.
- GERHARD, M. & M. REICH** (2000): Die Bedeutung des Totholzes als Initiale zur Struktur- und Habitatverbesserung eines begradigten Fließgewässers.- *In*: BfN (2000): Renaturierung von Bächen, Flüssen und Strömen.- Angewante Landschaftsökologie 37: 81- 90.
- GERHARD, M.** (1997): "Einsatz von Totholz bei Renaturierungsmaßnahmen an Mittelgebirgsbächen: Erfolgskontrolle anhand struktureller und faunistischer Parameter." Diplom-Arbeit (unveröff.), Universität Marburg.
- GERKEN, B. & K. STERNBERG** (1999): Die Exuvien Europäischer Libellen (Insecta: Odonata).- Arnika & Eisvogel; 354 pp., Höxter, Jena.
- GESKE, C., E. ENGEL & H. PLACHTER** (1997): Typologisierung und Bewertung kleiner Fließgewässer - ein Methodenvergleich.- Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz, Heft 242: 133 pp. + Anhang; Schriftenreihe des Hess. Landesamtes für Umwelt, Wiesbaden.
- GLÖER, P. & C. MEIER- BROOK** (2003): Süßwassermollusken - Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland.- Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung 13. neubearbeitete Auflage: 136 pp.; Hamburg.
- GLÖER, P.** (2002): Die Süßwassergastropoden Nord- und Mitteleuropas.- *In*: Die Tierwelt Deutschlands: 73. Teil.- 327pp, Conch Books Hackenheim.
- GRABOW, K.** (2000): Farbatlas Süßwasserfauna Wirbellose.- Ulmer Verlag: 288 pp.
- GROSSER, C., D. HEIDECHE & G. MORITZ** (2001): Untersuchungen zur Eignung heimischer Hirudineen als Bioindikatoren für Fließgewässer.- *Hercynia* N.F. 34 (2001): 101- 127.
- GÜNTHER, H. & G. SCHUSTER** (2000): Verzeichnis der Wanzen Mitteleuropas (Insecta: Heteroptera) (2. überarbeitete Fassung).- Mitteilungen Int. Ent. Vereins: 69 pp., Frankfurt/ Main.
- HANDKE, K. & U. HANDKE** (1988): Zur Wasserwanzen- Fauna eines Flußmarschen- Gebietes bei Bremen.- BSH/NVN - Nat. Spec. Report 5; 15-61, Wardenburg.
- HAYBACH, A.** (1998): Die Eintagsfliegen (Insecta: Ephemeroptera) von Rheinland- Pfalz - Zoogeographie, Faunistik, Ökologie, Taxonomie und Nomenklatur unter besonderer Berücksichtigung der Familie Heptageniidae und unter Einbeziehung der übrigen aus Deutschland bekannten Arten.- Dissertation an der J. Gutenberg- Universität in Mainz: 417 pp., Mainz.
- HEBAUER, F.** (1983): Käfer als Bioindikatoren - dargestellt am Ökosystem Bergbach.- Lauffener Seminarbeiträge 7, 55-65.
- HEIDEMANN, H. & R. SEIDENBUSCH** (1993): Die Libellenlarven Deutschlands und Frankreichs - Handbuch für Exuviansammler.- Verlag Erna Bauer; 391 pp., Keltern.
- HERING, D. & M. REICH** (1997): "Bedeutung von Totholz für Morphologie, Besiedlung und Renaturierung mitteleuropäischer Fließgewässer" in: Natur und Landschaft 72(9): 383 - 389.

- HESS, M. et. al.** (1999): Artenbestand und Gefährdungssituation der Wasserkäfer Deutschlands (Coleoptera).- Naturschutz und Landschaftsplanung 31(7): 197- 211.
- HOFFMANN, H. J.** (1992): Zur Wanzenfauna (Heteroptera) von Köln.- Decheniana - Beihefte 31: 115-164, Bonn.
- ILLIES, J. & L. BOTOSANEANU** (1963): Problemes et methodes de la classification et de la zonation ecologique des eaux courantes, cosiderees surtout du point de vue faunistique.- Mitt. Internat. Verein. theor. angew. Limnol. 12: 1- 57.
- JOHNSON, R.K., T. WIEDERHOLM & D.M. ROSENBERG** (1993): Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations and species assemblages of benthic macroinvertebrates.- *In*: ROSENBERG & RESH (ed.): Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.- 40-158; Chapman & Hall, New York - London.
- JOHNSON, R.K., T. WIEDERHOLM & D.M. ROSENBERG** (1993): Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations and species assemblages of benthic macroinvertebrates.- *In*: ROSENBERG & RESH (ed.): Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.- 40-158; Chapman & Hall, New York - London.
- JORDAN, K.H.C.** (1950): Wasserwanzen. Die neue Brehm Bücherei ; Akad. Verlagsgem. Geest & Portig KG, Leipzig und A. Zimsen Verlag, 39 pp, Wittenberg.
- JORDAN, K.H.C.** (1952): Wasserläufer. Die neue Brehm Bücherei 52; Akad. Verlagsgem. Geest & Portig KG, Leipzig und A. Zimsen Verlag, 32 pp, Wittenberg.
- KLAUSNITZER, B. & al.** (1978): Wasserinsekten.- Kulturbund der DDR, Zentrale Kommission Natur und Heimat des Präsidialrates, Zentraler Fachausschuss Entomologie (Hrsg.): 87 pp.
- KLAUSNITZER, B.** (1996): Käfer am und im Wasser. - Neue Brehm Bücherei 567, Wittenberg, 200 pp.
- KLAUSNITZER, B.** (1996): Rote Liste Wasserkäfer. - Hrsg.: Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geologie, 13 pp.
- KLEE, O.** (1993): Wasser untersuchen: einfache Arbeitsmethoden und Beurteilungskriterien.- 245 pp, Biologische Arbeitsbücher Quelle & Meyer, Heidelberg Wiesbaden.
- KOCH, K.** (1989): Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie. Bd. 1: 440 pp.; Goecke & Evers, Krefeld.
- KÖHLER, F. & B. KLAUSNITZER** (ed.) (1998): Verzeichnis der Käfer Deutschlands. Entomofauna Germanica 1 – Ent. Nachr. Ber. Beiheft 4: 1- 185, Dresden.
- Kolkwitz, R. & M. Marsson** (1902): Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Fauna und Flora.- Mitt. Prüfungsanst. Wasserversorgung. Abwasserreinig. 1: 33- 72.
- Kolkwitz, R. & M. Marsson** (1909): Ökologie der tierischen Saprobien.- Int. Rev. Hydrobiol. 2: 126-152
- Kolkwitz, R.** (1950): Ökologie der Saprobien - Über die Beziehungen der Wasserorganismen zur Umwelt.- Schriftenr. Ver. Wasser-, Boden- und Lufthygiene 4: 1- 64.
- Köpp, H.** (1955): Grundsätzliches zur Frage biologischer Vorfluteruntersuchungen, erläutert an einem Gütelängstsnitt des Maines.- Arch.Hydrobiol. Suppl. 22(3/4); 363-368; Stuttgart.
- KRÜGER, K.** (1996): Quellbereiche in Brandenburg - Handbuch für Quellschützer und Quellbesitzer.- Verein für Natur und Umwelt „Adonidhänge“ e.V., Lebus.
- KÜTTNER, R. & D. BRAASCH** (2002): Kommentiertes Verzeichnis der Eintagsfliegen (Ephemeroptera) des Freistaates Sachsen (2. Fassung) mit Neufunden für Sachsen.- Mitt. Sächs. Entomol. 59: 3- 8, Mittweida.
- KÜTTNER, R.** (1999): Rote Liste Steinfliegen.- Hrsg.: Sächs. Landesamt f. Umwelt u. Geologie: 11 pp.
- LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG** (1996): Ausweisung von Gewässerrandstreifen, Studien und Tagungsberichte 10: 86 pp.
- LIEBMANN, H.** (1962): Handbuch der Frischwasser- und Abwasser- Biologie.- Bd. 1, 2. Aufl., G. Fischer Verlag Jena: 588 pp.
- LOHSE, G. A. & W. LUCHT** (1971): Die Käfer Mitteleuropas. - 1 Suppl.band, Krefeld.

- LUDWIG, H.W.** (1989): Tiere unserer Gewässer: Merkmale, Biologie, Lebensraum und Gefährdung.- 255 pp., BLV- Verlag, München, Wien, Zürich.
- MARTEM, M. & H. REUSCH** (1992): Anmerkungen zur DIN „Saprobienindex“ (38410 Teil 2) und Forderung alternativer Verfahren.- *Natur und Landschaft* 67: 544- 547, Stuttgart.
- MAUCH, E. & T. WITTLING** (1994): Abundanzschätzung bei der biologischen Gewässeranalyse - Möglichkeiten und Grenzen.- *Limnologica* 24(2); 147-151; Jena.
- MOOG, O.** (1992): Das Konzept der biozönotischen Regionen - ein Hilfsmittel zur Charakteristik anthropogener Einflüsse auf benthische Fließgewässerzönosen.- *Erw. Zusammenfass. d. DGL-Jahrestagung 1992*: 622- 626.
- MOOG, O.** (ed.) (1995): *Fauna Aquatica Austriaca*. Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs. Lieferung Mai/95.- Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Wien.
- MÜLLER, J. & M. SCHORR** (2001): Verzeichnis der Libellen (Odonata) Deutschlands.- *Entomofauna Germanica* 5 – Ent. Nachr. Ber. Beiheft 6: 9- 44, Dresden.
- MÜLLER, O.** (1995): Ökologische Untersuchungen an Gomphiden (Odonata) unter besonderer Berücksichtigung ihrer Larvenstadien.- 234 pp., Cuvillier Verlag Göttingen.
- MÜLLER- LIEBENAU, I** (1969): Revision der europäischen Arten der Gattung *Baetis* Leach, 1815 (Insecta, Ephemeroptera).- *Gewäss. Abwäss.* 48/ 49, Krefeld.
- MUNR DES LANDES BRANDENBURG** (1997): Richtlinie für die naturnahe Unterhaltung und Entwicklung von Fließgewässern im Land Brandenburg.- *UNZE- Verlag*: 58 pp.
- MUTZ, M. & S. DANIEL** (2000): Totholz in einem naturnahen Tieflandbach - Art, Menge und räumliche Verteilung.- *DGL Tagungsbericht 1999*: 235- 240.
- NAGEL, P.** (1989): Bildbestimmungsschlüssel der Saprobien.- G. Fischer Verlag, Stuttgart- New York, 183 pp.
- NESEMANN, H.** (1997): Egel und Kriebel Österreichs.- Sonderheft der Ersten Vorarlberger Malakologischen Gesellschaft: 104 pp., Rankweil.
- Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V.** (1990): DIN 38 410 Teil 2 - Bestimmung des Saprobienindex (M 2).- Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Biologisch- ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M). 18 S.; Beuth Verlag; Berlin.
- OTTO, C.- J.** (1995): Zur Verbreitung von *Hydropsyche*- Arten sowie Neufund von *Hydropsyche bulbifera* (Trichoptera, Hydropsychidae) im Norddeutschen Tiefland.- *Lauterbornia* Heft 22: 17- 23, Dinkelscherben.
- PECHLANER, R.** (1986): „Driftfallen“ und Hindernisse für die Aufwärtswanderung von wirbellosen Tieren in rhithralen Fließgewässern.- *Wasser und Abwasser* 30; 431- 461, Wien.
- PEISSNER, T.** (1992): Erfassung und Eignung des Makrozoobenthos für die Gütebestimmung und Beurteilung von Gewässern.- *In: TRAUTNER, J. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen.- Ökologie in Forschung und Anwendung* 5; 75- 96; Weikersheim.
- PITSCH, T.** (1993): Zur Larvaltaxonomie, Faunistik und Ökologie mitteleuropäischer Fließwasserköcherfliegen (Insecta, Trichoptera).- *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung- Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung* 8; 316 S; Berlin.
- PITSCH, T. & A. WEINZIERL** (1992): Rote Liste gefährdeter Köcherfliegen (Trichoptera) Bayerns.- *Schriftenreihe des Bayerischen Landesamts für Umweltschutz* 111 (Beiträge zum Artenschutz 15): 201- 205. München.
- REUSCH, H. & A. WEINZIERL** (1999): Regionalisierte Checkliste der aus Deutschland bekannten Steinfliegen (Plecoptera).- *Lauterbornia* 37: 87- 96.
- REUSCH, H. & R. BRINKMANN** (1998): Zur Kenntnis der Präsenz der Trichoptera- Arten in limnischen Biotoptypen des norddeutschen Tieflandes.- 91- 104, *Lauterbornia* Heft 34, Dinkelscherben.

- REUSCH, H.** (1995): Planungsrelevante Aufbereitung und Bewertung faunistisch- ökologischer Daten vom Makrozoobenthon in Fließgewässern.- Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Natursch. 43; 31-43; Bonn-Bad Godesberg.
- ROBERT, B.** (2001): Verzeichnis der Köcherfliegen (Trichoptera) Deutschlands.- *In*: KLAUSNITZER, B. (ed.): Entomofauna Germanica 5.- Entomologische Nachrichten und Berichte (Dresden): 107- 151.
- SCHMEDTJE, U. & M. COLLING** (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna.- Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft Heft 4/96, 543 S.; München.
- SCHMIDT, E.** (1983): Odonaten als Bioindikatoren für mitteleuropäische Feuchtgebiete.- Verh. Dtsche. Zool. Ges. 1983: 131-136.
- SCHWEDER, H.** (1992): Neue Indizes für die Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern abgeleitet aus der Makroinvertebraten - Ernährungstypologie. *In*: FRIEDRICH & LACOMBE (1992): Ökologische Bewertung von Fließgewässern.- Limnologie aktuell Bd. 3: 353- 377, Gustav-Fischer-Verlag, Stuttgart und New York.
- SLADECEK, V.** (1973): System of Water Quality from the Biological Point of View.- Arch. Hydrobiol. Beih., Ergebn. Limnologie /: 218 pp.
- SPETH, S. & K. BÖTTGER** (1993): Die substratspezifische Verteilung der Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (Insecta) in einem sandigen Bach des norddeutschen Tieflandes.- Limnologica 23(4): 369- 380.
- STERNBERG, K. & BUCHWALD, R.** (ed.) (1999): Die Libellen Baden- Württembergs - Band 1: Allgemeiner Teil, Kleinlibellen (Zygoptera).- Verlag Eugen Ulmer: 468 pp.
- STERNBERG, K. & BUCHWALD, R.** (ed.) (2000): Die Libellen Baden- Württembergs - Band 2: Großlibellen (Anisoptera), Literatur.- Verlag Eugen Ulmer: 712 pp.
- STUDEMANN, D. & al.** (1992): Ephemeroptera. - Insecta Helvetica Fauna 9: 175 pp., Fribourg.
- THIESMEIER, B., J. RENNERICH & S. DARSCHNIK** (1988): Fließgewässer im Ballungsraum Ruhrgebiet. Ökologische Grundlagenerhebung in der Stadt Bochum.- Decheniana 141; 296- 311.
- TITTIZER, T., F. SCHÖLL, M. BANNING, A. HAYBACH & M. SCHLEUTER** (2000): Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands.- Lauterbornia Heft 39: 1-72, Dinkelscherben.
- VANNOTE, R. V., G. W. MINSHALL, K. W. CUMMINS, J. R. SEDELL & C. E. CUSHING** (1980): The river Continuum Concept.- Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37: 130- 137, Ottawa.
- WALLACE, I.D., B. WALLACE & G.N. PHILIPSON** (2003): Keys to the case-bearing caddis larvae of Britain and Ireland.- Freshwat. Biol. Ass. Sci. Publ. No 61: 259 pp., Ambleside
- WARINGER- LÖSCHENKOHL, A. & J. WARINGER** (1989): Zur Typisierung von Auengewässern anhand der Litoralfauna.- Arch. Hydrobiol. Suppl. 84(1): 73- 94, Stuttgart.
- WARINGER, J. & W. GRAF** (1997): Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven unter Einschluß der angrenzenden Gebiete.- 286 S; Facultas- Universitätsverlag Wien.
- ZELINKA, M. & MARVAN, P.** (1961): Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer.- Arch. Hydrobiol. 57 (3): 399- 40.
- ZETTLER, M.** (2000): Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern in Mecklenburg-Vorpommern über die Malakofauna als Indikatororganismen.- Natur und Naturschutz in Mecklenburg-Vorpommern 35: 3- 63, Greifswald.