

**LIFE-Natur-Projekt:
"Lebendige Bäche in der Eifel"**

Monitoringprogramm

Untersuchungsteil: Makrozoobenthon

Voruntersuchung 2004

Im Auftrag der
Biologischen Station im Kreis Euskirchen e.V.
und der
Biologischen Station im Kreis Aachen e.V.

LIFE-Natur-Projekt: „Lebendige Bäche in der Eifel“

Originaltitel: „Wiederherstellung des Lebensraums oligotropher Mittelgebirgsbach“

Monitoringprogramm

Untersuchungsteil: Makrozoobenthon Voruntersuchung 2004

Auftraggeber: Biologische Station im Kreis Euskirchen e.V.
Steinfelder Str. 10
53947 Nettersheim

Biologische Station im Kreis Aachen e.V.
Zweifaller Str. 162
52224 Stolberg

Bearbeitung: Dr. Harald Groß
Gewässer- und Fischereibiologe
Neustraße 7
53902 Bad Münstereifel-Schönau
Tel.: 0 22 53 / 96 08 59 E-mail: astacus@t-online.de

Determination: Dr. Maria Dommermuth
Birgitta Eiseler

Bad Münstereifel-Schönau, August 2004

Inhaltsverzeichnis

<u>1</u>	<u>Einleitung</u>	3
<u>2</u>	<u>Untersuchungsmethoden</u>	3
<u>3</u>	<u>Untersuchungsgebiet</u>	7
<u>4</u>	<u>Allgemeine Gewässeruntersuchung</u>	8
4.1	<u>Rur</u>	8
4.2	<u>Perlenbach</u>	11
4.3	<u>Kyll</u>	14
<u>5</u>	<u>Maßnahmenbezogene Untersuchungen</u>	16
5.1	<u>Entfichtung</u>	16
5.2	<u>Teiche</u>	18
5.2.1	<u>Löschteiche</u>	18
5.2.2	<u>Fischteiche</u>	20
5.3	<u>Wanderbarrieren</u>	21
5.3.1	<u>Verrohrungen</u>	22
5.3.2	<u>Wehre</u>	24
5.3.3	<u>Teiche</u>	25
5.4	<u>Gewässerverbau</u>	25
<u>6</u>	<u>Zusammenfassung</u>	28
	Literatur	29

Anhang

- Tabelle A.1: Übersicht Makrozoobenthonuntersuchung Rur-System
- Tabelle A.2: Übersicht Makrozoobenthonuntersuchung Perlenbach-Systeme
- Tabelle A.3: Übersicht Makrozoobenthonuntersuchung Kyll-System
- Tabelle A.4: Ernährungstypenverteilung
- Tabelle A.5: Taxaliste Gewässersystem Obere Rur
- Tabelle A.6a: Taxaliste Gewässersystem Perlenbach
- Tabelle A.6b: Taxaliste Gewässersystem Fuhrtsbach
- Tabelle A.7: Taxaliste Gewässersystem Obere Kyll
- Abbildung A.1: Makrozoobenthon-Probstellen im Rur-System
- Abbildung A.2: Makrozoobenthon-Probstellen im Perlenbach-System
- Abbildung A.3: Makrozoobenthon-Probstellen im Kyll-System
- Taxonomische Anmerkungen von M. Dommermuth & B. Eiseler
- Glossar

- CD - Untersuchungsbericht (incl. Tabellen & Abbildungen)
- Fototeil

1 Einleitung

Der Oberlauf der Rur, das Perlenbach-System und der Oberlauf der Kyll sind typische nährstoffarme Mittelgebirgsbäche auf silikatischem Untergrund. Sie beherbergen natürlicherweise eine einzigartige, teilweise hoch spezialisierte Tier- und Pflanzenwelt. Im Rahmen des LIFE-Projektes „Lebendige Bäche in der Eifel“ werden verschiedenste Maßnahmen zur Wiederherstellung des Lebensraumes „nährstoffarmer Mittelgebirgsbach“ durchgeführt. Neben der Entnahme von gebietsfremden Fichten im Auenbereich und der Umwandlung in natürliche Waldgesellschaften bzw. extensiv genutztes Grünland, soll durch die Beseitigung von Wanderbarrieren eine weitgehende lineare Durchgängigkeit der Gewässer erreicht werden. Weiterhin erfolgt ein Rückbau bzw. Extensivierung von Teichanlagen. Auch landwirtschaftlich genutzten Flächen werden extensiviert und ausreichende Uferrandstreifen geschaffen.

Um die Auswirkungen diese Maßnahmen auf die Gewässer zu dokumentieren, werden diese durch ein umfangreiches Monitoringprogramm begleitet. Ein Teil dieses Monitorings ist Untersuchung des Makrozoobenthon. In der vorliegenden Voruntersuchung 2004 soll der Stand vor Beginn der Maßnahmen festgehalten und die Auswirkungen der vorhandenen Beeinträchtigungen auf die benthische Fließgewässer-Biozönose diskutiert werden.

2 Untersuchungsmethoden

Die Benthonaufsammlungen wurden im Zeitraum zwischen dem 05.04.04 und dem 27.04.04 durchgeführt.

Die Methode zur Erfassung des Makrozoobenthon orientiert sich an der DIN 38410. Die Aufsammlungen erfolgten nach der halbquantitativen Methode des „kick-samplings“ mit einer durchschnittlichen Sammelzeit von 45 Minuten, wodurch die Ergebnisse unterschiedlicher Probestellen untereinander vergleichbar werden. Je nach Gewässergröße wurde diese Sammelzeit, v.a. auf Grund der unterschiedlichen Erreichbarkeit der einzelnen Habitate, angepasst. So wurde die Sammelzeit von kleinen Quellbächen von teilweise weniger als einem Meter Gewässerbite auf bis zu 30 Minuten verkürzt. In den Untersuchungsbereichen mit einer Gewässerbite von teilweise bis zu 10 Metern waren Teilhabitate oftmals deutlich schwieriger zu beproben. Hier wurde die Sammelzeit auf bis zu 60 Minuten verlängert.

Bei der Probenahme wurden möglichst alle gewässerspezifischen Strukturen und Bereiche sowie die verschiedenen Substrattypen entsprechend ihrem Vorkommen berücksichtigt. Zum Fang der Tiere diente ein Metallsieb mit einer Maschenweite von ca. 1 mm. Dieses wurde senkrecht zur Strömung auf den Bachgrund gestellt und das Sediment davor mit der Hand aufgewühlt. Durch die Strömung werden die Organismen und feineres Substrat in das Sieb gespült.

Die in strömungsberuhigten Zonen vorkommenden Feinsedimente wurden durch das Sieb ausgewaschen und ins Wasser ragende Wurzeln und Vegetation abgekeschert. Größeres Substrat wie Blöcke, Steine und Totholz wurde einzeln dem Gewässer entnommen und festsitzende Tiere mit einer Pinzette abgesammelt.

Alle diese Unterproben wurden zum Aussortieren v.a. der größeren Tiere in eine helle Kunststoffschale gegeben. Danach wurde die gesamte Probe incl. des feineren Substrates in eine Probeflasche zur späteren Nachkontrolle unter der Lupe überführt. Durch diese Nachkontrolle im Labor werden auch kleine Tiere erfasst.

Bis auf die Turbellarien (Lebendbestimmung) wurden alle Tiere zur späteren Determination in 70% Alkohol konserviert. Die Bestimmung erfolgte mit einer Stereolupe der Fa. Wild (bis 80fache Vergrößerung). Mikroskopische Präparate wurden mit einem Lichtmikroskop der Fa. Zeiss bearbeitet. Die Häufigkeit der gefundenen Tiere wurde als absolute Häufigkeit festgehalten und zur Berechnung der Saprobie in sieben Abundanzklassen (relative Häufigkeit) überführt (Tab. 1, DOMMERMUTH 1997).

Tab. 1: Abundanzklassen der relativen Häufigkeit

Abundanzklasse / Gruppe	A	B	C
1	1	1	1
2	2-6	2-4	2
3	7-17	5-8	3-4
4	19-45	9-12	5-6
5	46-90	13-24	7-8
6	91-180	25-48	9-10
7	>180	>48	>10
Gruppe A: Kleine bis mittelgroße Räuber, Gruppe B: Große Räuber, Gruppe C: Sonstige			

Insgesamt wurde das Makrozoobenthon an 31 Probestellen untersucht (Tab. 2). Neun dieser Probestellen befanden sich im Rur-System, 14 Probestellen im Perlenbach-System und acht Probestellen im Kyll-System.

Neben Probestellen, die überwiegend zur allgemeinen Bewertung der Benthon-Biozönose bzw. als Referenzstellen dienen (Nr. 3, 7, 9, 18, 20, 22, 23, 24, 27, 30 und 31), wurde der größte Teil der Probestellen in beeinträchtigte Bereiche gelegt. In diesen Bereichen sind konkrete Maßnahmen zu Beseitigung bzw. zur Verringerung dieser Beeinträchtigungen geplant, deren Auswirkungen auf die Benthon-Biozönose hier im Rahmen des Monitorings exemplarisch untersucht werden sollen. Die Beeinträchtigungen stellten Fichtenanpflanzung im Auenbereich (Probestelle Nr. 1, 8, 10, 11 & 15), mit unterschiedlicher Intensität genutzte Fischeiche in Nebenschluss (Probestelle Nr. 2, 14, 16 & 17), Löscheiche im Hauptschluss (Nr. 12 & 29), verschiedene Wanderhindernisse (Nr. 4, 5, 19, 21, 25, 26 & 28) sowie verbaute bzw. begradigte Gewässerstrecken (Nr. 6, 13 & 19) dar.

Um festzustellen, welchen Einfluss diese Beeinträchtigung auf die Benthon-Biozönose haben, ist ein Vergleich mit einer unbeeinflussten Referenzstelle notwendig. Nach der Beseitigung einer Beeinträchtigung, können auch die auftretenden Veränderungen der Benthon-Biozönose Rückschlüsse auf die negative Wirkung einer Beeinträchtigung zeigen. Beide Ansätze werden im Rahmen des Monitoringprogrammes verfolgt. Hierbei ist aber zu beachten, dass es durch die Beseitigung der Beeinträchtigung auch zu einer kurzfristigen Verschlechterung der Situation kommen kann. Diese Entwicklung soll durch mehrmalige Beprobung dokumentiert werden.

Als Bewertungskriterien dienten Arteninventar, Saprobiewert, Abundanzsumme, Rote-Liste-Status und Säureempfindlichkeit. Zur Unterstützung dieser Bewertung wurden die im AQEM European stream assessment program (Version 2.3, 2004) hinterlegten autökologischen Daten verwendet.

Die Berechnung der Saprobiewerte bzw. Gewässergüte (NAW 1991) wurde sowohl anhand der Saprobie-liste nach DIN, als auch nach der des Landes Rheinland-Pfalz (Stand: 2000) vorgenommen (Tab. A.1 – A.3).

Die zur Determination verwendete Bestimmungsliteratur ist im Anhang zusammengefasst.

3 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich über die drei Gewässer bzw. Gewässersysteme Rur, Perlenbach und Kyll. Es befindet sich auf dem Gebiet des Landes Nordrhein-Westfalen sowie der Kreise Aachen (Rur & Perlenbach) und Euskirchen (Kyll). In Bezug auf die Gemeindeverwaltung ist die Stadt Monschau und die Gemeinde Hellenthal zuständig.

Der Untersuchungsbereich der Rur reicht von der belgischen Grenze bis zur Mündung der Perlenbachs bei Dreistegen, kurz oberhalb von Monschau. Alle in diesem Bereich mündenden Nebenbäche (z.B. Schwarzbach, Ermesbach), sofern sie sich auf deutschem Hoheitsgebiet befinden, sind eingeschlossen.

Auch der Perlenbach ist von der belgischen Grenze bis zu seiner Mündung in die Rur einschließlich der Nebenbäche (z.B. Fuhrtsbach) in die Untersuchung einbezogen. Eine Benthonuntersuchung der Perlenbachtalsperre fand nicht statt.

Der Untersuchungsbereich der Kyll erstreckt sich von der Quelle bis zur Landesgrenze von Rheinland-Pfalz und schließt auch die Nebenbäche (z.B. Ötzelbach) mit ein. Die Wilsam zählt ebenfalls bis zur Landesgrenze Rheinland-Pfalz zum Untersuchungsgebiet.

Die untersuchten Gewässer befinden sich ausschließlich auf silikatischem Grundgebirge. Vom Gewässertyp entsprechen sie dem grobmaterialreichen, silikatischen Mittelgebirgsbach. Alle Quellbäche und Oberläufe sind typische Kerbtalgewässer (Tab. 2). Die unteren Abschnitte von Ermesbach, Fuhrtsbach, Wilsam und Kyll können als kleine Talauenbäche charakterisiert werden. Die Rur bis zum Gut Reichenstein und der Perlenbach oberhalb der Talsperre sind dem Typus „Großer Talauenbach“ zuzurechnen.

Eine Besonderheit stellen die unteren Abschnitte der Oberen Rur und teilweise auch des Perlenbachs dar. Zwar entsprechen die Gewässer von ihrer Breite einem großen Talauenbach. Es ist aber kaum eine Aue ausgebildet und die Talhänge schließen sich wie bei Kerbtalgewässern direkt an das Gewässer an.

4 Allgemeine Gewässeruntersuchung

4.1 Rur

In den neun im Rur-System untersuchten Probestellen konnten insgesamt 102 Taxa nachgewiesen werden (Tab. 3). Dies sind 57 % alle im Rahmen der Untersuchung gefundenen Taxa. Bei 63 Taxa war eine Bestimmung bis zum Artniveau möglich. Durchschnittlich waren im Rur-System 36 Taxa pro Probestelle vorhanden, wobei die Bandbreite von 50 bis 18 Taxa reichte. Die fünf Probestellen der Rur selbst waren dabei artenreicher als die übrigen vier Probestellen der Nebengewässer. Das größere Artenspektrum hängt ursächlich mit dem weiteren Spektrum an Kleinlebensräumen in größeren Gewässern zusammen. Dies zeigt auch die Steigerung der durchschnittlich vorkommenden Taxa vom krenalen über den epirhithralen zum metarhithralen Bereich (Tab. 5).

Tab. 3: Vergleich der Benthonuntersuchungen (Fließgewässersysteme)

Parameter / System	Rur	Perlenbach	Kyll
Taxa (Gesamt 179)	102	132	104
\bar{x} Taxa / Pst.	36 (50 – 18)	38 (56 – 5)	43 (52 – 27)
\bar{x} Abundanzsumme (von – bis)	166 (204 – 62)	198 (271 – 49)	213 (290 – 171)
Arten	63	81	59
Taxa/Taxa-Gruppen	39	51	45
Rote-Liste-Arten	13	18	11
Nur hier vorhandene Taxa	6	31	16
Reinwasserarten gesamt	11	18	17
\bar{x} Reinwasser-Arten / Pst. (von – bis)	2 (5 – 0)	5 (8 – 0)	5 (9 – 1)
Säureempfindliche Arten	20	32	32
\bar{x} Säureempfindliche Arten/ Pst. (von – bis)	6 (13 – 0)	10 (18 – 0)	11 (14 – 4)

Im Schwarzbach konnten mit 18 Taxa die wenigsten Arten im Rur-System nachgewiesen werden (Tab. A.1). Dies ist sicherlich durch den harten Verbau von Sohle und Ufer sowie der Begradigung des Gewässers begründet (siehe Kap. 5.4). Da die Abundanzsumme der relativen Häufigkeit unter dem Grenzwert von 15 war, konnte für diese Probestelle keine gesicherte Saprobie nach DIN berechnet werden.

Mit 23 bzw. 25 Taxa pro Probestellen ist das Arteninventar des Ermesbachs nur geringfügig höher, obwohl hier keine offensichtlichen Beeinträchtigungen vorliegen. Gründe für diese, im Vergleich zu den anderen Probestellen des Rur-Systems

artenärmere Biozönose, könnte die z.T. felsige Sohle sein, die kein Interstitial besitzt. Auch die Tatsache, dass im Ermesbach bei Probestelle Nr. 2 mit *Habroleptoides confusa* nur eine gegen Versauerung empfindliche Art nachgewiesen wurde, könne ein Hinweis auf eine Artenverarmung auf Grund von Gewässerversauerung sein. Dieser in moorigen Bereichen entspringende Vennbach besitzt natürlicherweise schon geringe pH-Werte. Wahrscheinlich ergeben die Untersuchungen des Wasserchemismus hier weitere Hinweise.

Alle anderen Probestellen im Rur-System sind als überdurchschnittlich artenreich zu bezeichnen und entsprechen so dem natürlichen Leitbild dieser Gewässer.

Tab. 4: Verteilung der Rote-Liste-Arten

Taxa	RL-D	RL-NRW 1	RL-NRW 2	Rur	Perlenbach	Kyll
<i>Adicella reducta</i> McLACHLAN		3	3	⊕		⊕
<i>Agapetus ochripes</i> CURTIS		3	2		⊕	
<i>Ancyclus fluviatilis</i> O.F.MÜLLER	2			⊕	⊕	⊕
<i>Apatania fimbriata</i> (PICTET)		3	3		⊕	
<i>Brachycentrus montanus</i> KLAPALEK		3	2		⊕	
<i>Calopteryx splendens</i> (HARRIS)	V	3		⊕		
<i>Calopteryx virgo</i> (L.)	3	3		⊕	⊕	⊕
<i>Cordulegaster boltoni</i> (DONOVAN)	3	3			⊕	
<i>Diplectrona felix</i> (McLACHLAN)	2	3	1			⊕
<i>Ecclopteryx dalecarlica / madida</i>		R	-	⊕	⊕	⊕
<i>Hydatophylax infumatus</i> (McLACHLAN)		3	3			⊕
<i>Hydraena pygmaea</i> WATERHOUSE, Im.	V					⊕
<i>Hydropsyche silfvenii</i> McLACHLAN	2	R	R	⊕	⊕	
<i>Lasiocephalus basalis</i> (KOLENATI)		3		⊕	⊕	
<i>Limnius opacus</i> , P.W.J.MUELLER, Im.	2				⊕	
<i>Micrasema minimum</i> McLACHLAN		1	2	⊕	⊕	
<i>Micropterna nycterobia</i> (McLACHLAN)		1	1		⊕	
<i>Oecetis testacea</i> (CURTIS)	3	2		⊕		
<i>Perla marginata</i> (PANZER)	3				⊕	
<i>Perlodes</i> sp., <i>P. burmeisteriana / dispar</i>	2/3			⊕	⊕	⊕
<i>Philopotamus variegatus</i> (SCOPOLI)		3	1		⊕	
<i>Rhithrogena hercynia</i> LANDA	2				⊕	⊕
<i>Rhyacophila (P.) laevis</i> PICTET	2	3	2			⊕
<i>Rhyacophila praemorsa</i> McLACHLAN		3		⊕	⊕	
Scirtidae, cf. <i>Hydrocyphon deflexicollis</i> La.	3				⊕	
<i>Silo piceus</i> BRAUER			3	⊕		
<i>Tinodes rostocki</i> McLACHLAN		3				⊕
<i>Wormaldia occipitalis</i> (PICTET)			3	⊕		
Summe:				13	18	11

L. = Larve, Im. = Imago, RL-D = Rote-Liste Deutschland (BfN 1998), RL-NRW 1 = Rote-Liste NRW (Jedicke 1997), RL-NRW 2 = Rote-Liste NRW Trichoptera (Wichard 1999), V = Vorwarnliste, R = sehr seltene Art, 3 = gefährdet, 2 = stark gefährdet, 1 = vom Aussterben bedroht

Insgesamt konnten im Rur-System 13 Rote-Listen-Arten nachgewiesen werden (Tab. 3 & 4). Bis auf die Probestellen Nr. 6 (Schwarzbach) und Nr. 2 (Ermesbach) war zumindest eine Rote-Liste-Art pro Probestelle vorhanden (Tab. A.1).

Besonders herauszustellen ist die Trichoptere *Hydropsyche silfvenii* als in Deutschland stark gefährdete Art (BFN 1998), die auch in NRW und der Eifel wegen ihrer Seltenheit als gefährdet einzustufen ist. Ebenfalls in NRW stark gefährdet ist *Micrasema minimum*. Diese Art gilt für die Eifelregion sogar als vom Aussterben bedroht (WICHARD & ROBERT 1999). Bisher in der Eifel noch nicht nachgewiesen sind *Oecetis testacea*, die in NRW stark gefährdet ist, und *Ecclisopteryx dalecarlica/madida*. Beide Ecclisopteryx-Arten gelten in NRW durch ihre extreme Seltenheit als gefährdet.

Neben diesen Köcherfliegen sind die Steinfliegen der Gattung *Perlodes* zu erwähnen, die in Deutschland gefährdet bzw. stark gefährdet sind.

Die übrigen sieben Rote-Liste-Arten sind für NRW bzw. die Eifel der Kategorie 3 (gefährdet) zuzuordnen.



Abb. 1: Die Rur im Bereich der Probestelle Nr. 4

Neun Arten konnten bei dieser Untersuchung ausschließlich im Rur-System nachgewiesen werden (**Rote-Liste-Arten**)

- Erpobdella octoculata (L.)
- **Calopteryx splendens (HARRIS)**
- Sigara fossarum (LEACH)
- Hirudinea (Egel)
- Odonata (Libellen)**
- Heteroptera (Wanzen)

- | | |
|---|----------------------------|
| • Elmis rioloides (KUWERT) | Coleoptera (Käfer) |
| • Anomalopterygella chauviana (STEIN) | Trichoptera Köcherfliegen) |
| • Oecetis testacea (CURTIS) | " |
| • Silo piceus BRAUER | " |
| • Wormaldia occipitalis (PICTET) | " |
| • Atherix marginata FABRICIUS | Diptera (Zweiflügler) |

Weiterhin bemerkenswert ist, das in keiner der Probestellen *Gammarus sp.* (Bachflohkrebse) nachgewiesen wurde. Diese Gattung konnte im untersuchten Abschnitt der Rur auch in früheren Untersuchungen nicht nachgewiesen werden (GROß 2000).

Die Saprobiewerte im Rur-System liegen zwischen 1,23 und 1,69 (Tab. A.1), wobei die Saprobie der Rur höher ist als die der Nebengewässer. Dies spiegelt sich auch in der Güteklasse wider. Alle Bereiche der Rur selbst sind der Güteklasse I – II (gering belastet) zuzuordnen. Die Nebengewässer besitzen die Güteklasse I (unbelastet bis sehr gering belastet). Hier ergeben sich keine Hinweise auf eine stärkere Beeinträchtigung der Wasserqualität.

Bis auf Probestelle Nr. 5 (15 %) liegt der Anteil der „Reinwasser-Taxa“ (Saprobiewert $\leq 1,1$) deutlich unter 10 %. In den anderen untersuchten Gewässersystemen wird dieser Wert dagegen von den meisten Gewässern erreicht und häufiger sogar deutlich überschritten. Dies zeigt sich auch in der Gesamtzahl der nachgewiesenen „Reinwasser-Taxa“, die beim Perlenbach- und Kyll-System mit 18 bzw. 17 Taxa deutlich höher war als im Rur-System, wo nur 11 dieser Taxa gefunden wurden (Tab. 3).

Eine vergleichbare Tendenz zeigt sich bei den „Säureempfindlichen-Taxa“. Hier war sowohl die Gesamtzahl als auch die Anzahl/Probestelle im Rur-System deutlich geringer als im Perlenbach- und Kyll-System.

4.2 Perlenbach

Mit 132 Taxa, die 74 % aller nachgewiesenen Taxa entsprechen, wurden in den 14 Probestellen des Perlenbach-Systems erkennbar mehr Benthon-Organismen als in den anderen beiden Systemen nachgewiesen (Tab. 3). Dies ist sicherlich nur teilweise auf die größere Zahl Probestellen zurückzuführen. Eine Bestimmung bis zum Artniveau war bei 81 Arten möglich (siehe Anhang, taxonomische Anmerkungen). Die durchschnittliche Taxazahl pro Probestellen lag bei 38 Taxa, wobei die Varianz mit 5 bis 56 Taxa/Probestelle sehr groß war. Ähnliches gilt für die Abundanzsumme. Bei einem beachtlichen Durchschnittswert von 198 Individuen/Probestelle, war das Maximum 271 und das Minimum 49 Individuen/Probestelle.

Im Bezug auf das Arteninventar ist die Probestelle Nr. 10, ein kleiner Nebenbach des Fuhrtsbachs, als Negativbeispiel aller Beprobungen herauszustellen. In diesem, in einem Fichtenforst befindlichen Gewässerabschnitt konnten lediglich fünf Taxa nachgewiesen werden. Es handelte sich dabei um drei Steinfliegen-Taxa, eine Köcherfliegenart und Kriebelmücken, die in hoher Dichte vorhanden waren. Eine gesicherte Berechnung der Saprobie war hier auf Grund der zu geringen Abundanzsumme nicht möglich. Weiterhin konnten im Bereich dieser Probestelle keine Rote-Liste-, Reinwasser- oder gegenüber Versauerung empfindliche Arten nachgewiesen werden.

Ein mit 21 Taxa im Vergleich zu den anderen Probestellen geringes Arteninventar besitzt Probestelle Nr. 13. Das Gewässer ist in dem beprobten Bereich als Bewässerungsgraben ausgebaut. Das begradigte und strukturarme Gewässerbett trägt sicherlich die Hauptverantwortung für die geringe Artenzahl.

Ein mit ca. 30 Taxa ebenfalls unterdurchschnittliches Arteninventar besitzen die Probestellen Nr. 13 (Heistertbach), Nr. 14 und Nr. 15. Alle drei Gewässer besitzen erhebliche Beeinträchtigungen in Form von hartem Gewässerausbau, Gewässerbegradigung und Bepflanzung des direkten Gewässenumfeldes mit Fichten. In Kapitel 5 wird näher auf die Auswirkungen derartiger Beeinträchtigungen auf die Gewässerfauna eingegangen.

Alle übrigen untersuchten Bereiche in Perlenbach-System sind überdurchschnittlich artenreich.

In den Untersuchungsbereichen fanden sich 18 Arten, die in der Roten-Liste Deutschland bzw. NRW geführt werden (Tab. 3 & 4). Besonders herauszuheben sind *Rhithrogena hercynia* (Ephemeroptera), *Limnius opacus* (Coleoptera) und *Hydropsyche silfvenii* (Trichoptera) als in Deutschland stark bedrohte Arten. Weiterhin die Trichopteren *Micrasema minimum*, *Micropterna nycterobia* und *Philopotamus variegatus*, die in NRW bzw. in der Eifelregion als vom Aussterben bedroht gelten.

Alle weiteren Rote-Liste-Arten sind in NRW gefährdet, wobei *Agapetus ochriceps* und *Brachycentrus montanus* als für die Eifelregion stark gefährdete Trichopteren gelten (WICHARD & ROBERT 1999).



Abb. 2: Der Perlenbach im Bereich der Probestelle Nr. 23

Faunistische Besonderheiten stellen noch die Trichopteren *Ecclisopteryx dalecarlica/madida* und *Glossosoma intermedium* dar, die bis dahin in der Eifel noch nicht nachgewiesen waren. Zumindest bei der zweiten Art ist aber noch eine taxonomische Absicherung über Imagines notwendig.

Ausschließlich im Perlenbach-System konnten die folgenden 30 Taxa gefunden werden (**Rote-Liste-Arten**):

• Glossiphonia complanata (L.)	Hiudinea (Egel)
• Gammarus fossarum (KOCH)	Crustacea (Krebse)
• Baetis lutheri MÜLLER-LIEBENAU	Ephemeroptera (Eintagsfliegen)
• Rhithrogena puytoraci SOWA & DEGRANGE	“
• Leuctra hippopus KEMPNY	Plecoptera (Steinfliegen)
• Perla marginata (PANZER)	“
• Cordulegaster boltoni (DONOVAN)	Odonata (Libellen)
• Limnius opacus, P.W.J.MUELLER	Coleoptera (Käfer)
• Scirtidae, cf. Hydrocyphon deflexicollis	“
• Sialis lutaria (L.)	Neuropteroidea (Netzflügler)
• Agapetus ochripes CURTIS	Trichoptera (Köcherfliegen)
• Anabolia nervosa (CURTIS)	“
• Apatania fimbriata (PICTET)	“
• Brachycentrus montanus KLAPALEK	“
• Chaetopteryx villosa / fusca	“
• Glossosoma cf. intermedium KLAPALEK	“
• Hydropsyche incognita (PITSCH)	“
• Hydropsyche pellucidula (CURTIS)	“
• Limnephilus rhombicus (L.)	“
• Micropterna lateralis (STEPHENS)	“
• Micropterna nycterobia (McLACHLAN)	“
• Philopotamus montanus (DONOVAN)	“
• Philopotamus variegatus (SCOPOLI)	“
• Empididae	Diptera (Zweiflügler)
• Limoniidae, Antocha sp.	“
• Liponeura cinarescens LOEW	“
• Simuliidae, Prosimulium tomosvaryi (ENDERLEIN)	“
• Simuliidae, Simulium argyreatum (MEIGEN)	“
• Simuliidae, Simulium variegatum MEIGEN	“

Bis auf wenige Ausnahmen waren die Rote-Liste-Arten und die nur im Perlenbach-System nachgewiesenen Taxa auf einzelne bzw. wenige Probestellen beschränkt. Dies gilt auch für *Gammarus fossarum*. Diese in der rhithalen Zone kalkhaltiger Gewässern oft dominierende Art war nur im Fuhrtsbach und zwei seiner Nebenbäche nachweisbar.

Die Saprobiewerte im Perlenbach-System reichen von 1,20 bis 1,67 (Tab. A.2). Von den 14 Untersuchungsstellen erreichen 10 einen Wert für die Güteklasse I (unbelastet bis sehr gering belastet). Die übrigen vier Stellen liegen im oberen Bereich der Güteklasse I–II (gering belastet). Dieses Ergebnis und das meist häufige Vorkommen (> 10 % der Gesamttaxa) von „Reinwasser-Taxa“ weisen das Perlenbach-System als ein Gewässer mit sehr guter Wasserqualität aus. Nur in Probestelle Nr. 10 und Nr. 12 waren diese meist eng an einen unbelasteten Lebensraum angepassten Benthon-Organismen nicht bzw. kaum vorhanden.

Gegenüber einer Gewässerversauerung empfindlich reagierende Arten sind bis auf die Probestelle Nr. 10 überall in bemerkenswerten Anteilen (min. 10 %) vorhanden (Tab. A.2), wobei in größeren Gewässern ihr Anteil durchschnittlich höher ist.

4.3 Kyll

Mit 104 Taxa (58 % aller nachgewiesenen Taxa) einspricht die Gesamtzahl der im Kyll-System nachgewiesenen Taxa nahezu der des Rur-Systems (Tab. 3), und liegt damit deutlich unter der des Perlenbach-Systems. Auch die Anzahl der bis zum Artniveau zu bestimmenden Organismen ist mit 59 Arten fast identisch zur Rur. Die Anzahl der pro Probestellen gefundenen Taxa ist mit 43 Taxa die höchste der drei untersuchten Systeme. Durch das Fehlen von Probereichen mit sehr geringer Taxazahl ist die Bandbreite mit 52 bis 27 Taxa/Probestelle vergleichsweise gering. Auch bei den Abundanzsummen der absoluten Häufigkeit schneidet das Kyll-System mit durchschnittlich 213 Individuen/Probestelle am besten ab. Auch hier ist keine Probestelle vorhanden, die weniger als 150 Ind./Pst. aufweist. Begründet ist dieses gute Abschneiden auch durch die Tatsache, dass im Kyll-System keine Bereiche beprobt wurden, die durch Gewässerverbau oder Fichtenanpflanzungen offensichtlich stark beeinträchtigt waren.

Die geringste Taxasumme im Kyllsystem wurde in Probestelle Nr. 21 (Ötzelbach) festgestellt. Der Grund ist hier weniger in eine Verarmung der Biozönose, sondern überwiegend durch die natürlicherweise geringen Taxazahlen in krenalen Bereichen bedingt.

Alle untersuchten Bereiche des Kyll-Systems können als artenreich bzw. überdurchschnittlich artenreich bezeichnet werden.



Abb. 3: Die Wilsam im Bereich der Probestelle Nr. 28

Die Anzahl der im Kyll-System nachgewiesenen Rote-Liste-Arten ist mit 11 Arten vergleichbar mit dem Rur-System (12 Arten). Durchschnittlich waren hier aber nur wenige Rote-Liste-Arten an den einzelnen Probestellen vorhanden (Tab. 3).

Besonders herauszustellen sind *Perlodes microcephales/dispar* (Plecoptera), als in Deutschland stark gefährdet bzw. gefährdet (BFN 1998) sowie *Diplectrona felix* und *Rhyacophila laevis* (Trichoptera) als in Deutschland stark gefährdet. Beide Trichopteren waren nur im Kyll-System zu finden. *Diplectrona felix* gilt für die Eifelregion sogar als vom Aussterben bedroht (WICHARD & ROBERT 1999). Alle weiteren Rote-Liste-Arten gelten in Deutschland bzw. NRW als gefährdet (Kategorie 3) bzw. befinden sich auf der Vorwarnliste. Als Neufund für die Eifelregion ist *Ecclisopteryx dalecarlica/madida* (Trichoptera) zu erwähnen.

Ausschließlich im Kyll-System konnten die folgenden 17 Taxa gefunden werden (Rote-Liste-Arten):

• Paraleptophlebia submarginata (STEPHENS)	Ephemeroptera (Eintagsfliegen)
• Leuctra pseudosignifera AUBERT	Plecoptera (Steinfliegen)
• Hydraena melas DALLA-TORRE	Coleoptera (Käfer)
• Hydraena pygmaea WATERHOUSE	“
• Hydroporus sp.	“
• Platambus maculatus (L.)	“
• Osmylus fulvicephalus (SCOPOLI)	Neuropteroidea (Netzflügler)
• Diplectrona felix (McLACHLAN)	Trichoptera (Köcherfliegen)
• Glossosoma boltoni, CURTIS	“
• Hydatophylax infumatus (McLACHLAN)	“
• Brachycentrus montanus KLAPALEK	“
• Lithax niger (HAGEN)	“
• Potamophylax nigricornis (PICTET)	“
• Rhyacophila (P.) laevis PICTET	“
• Dolichopodidae	Diptera (Zweiflügler)
• Psychodidae	“
• Ptychopteridae	“

Die Rote-Liste-Arten und die nur im Kyll-System nachgewiesenen Taxa waren auf einzelne bzw. wenige Probestellen beschränkt. Gammariden konnten wie an der Rur in keiner Probestelle gefunden werden.

Im Kyll-System konnten für alle Probestellen aussagekräftige Saprobiewerte berechnet werden (Tab. A.3). Bis auf die Probestellen Nr. 30 (Kyll) und Nr. 29 (Wilsam), die gerade im Bereich der Güteklasse I-II (gering belastet) liegen, besitzen alle untersuchten Bereiche die Güteklasse I (unbelastet bis sehr gering belastet). „Reinwasser-Taxa“ waren in allen Probestellen anzutreffen. Bei den beiden gering belasteten Gewässerabschnitten waren es nur einzelne Arten. In den übrigen Gewässerabschnitten waren mehrere dieser Arten vorhanden. Etwas herausragend für das Kyll-System war dabei die Probestelle Nr. 21 (Ötzelbach) mit 9 „Reinwasser-Taxa“, die 33 % der Gesamttaxa ausmachen.

Auch gegen Gewässerversauerung empfindliche Taxa waren in allen Probestellen mit beachtlichen Anteilen von mindestens 15 % der Gesamttaxa vorhanden. Eine Versauerung der untersuchten Bereiche des Kyll-Systems liegt daher offenbar nicht vor.

5 Maßnahmenbezogene Untersuchungen

5.1 Entfichtung

Die Ufer- bzw. Auenbereiche von Fließgewässern sind natürlicherweise mit Laubbäumen bewachsen. Besonders die Erle ist an diese, von Gewässer beeinflussten Lebensraum ausgezeichnet angepasst. Diese gewässerspezifische Ufervegetation erfüllt im und am Fließgewässer wichtige Funktionen.

Neben der Festigung der Uferbereiche durch die bis unter das Gewässerbett reichenden Wurzeln, bilden die freigespülten Wurzelbereiche einen Lebensraum für verschiedenste Tierarten. So zählen Wurzelbereiche zu den bevorzugten Jagdbereichen der Prachtlibelle (*Calopteryx spec.*), deren schlanke Larven hier kaum zu entdecken sind.

Weiterhin stellt v.a. das Falllaub der Erle eine sehr wichtige Nahrungsgrundlage in rhithralen Gewässern dar (BICK 1989). Auch die Licht- und Temperaturverhältnisse werden durch den Uferbewuchs beeinflusst. Laubbäume beschatten ein Gewässer im Sommer, wodurch ein Lichtklima für typische Algengesellschaften entsteht. Weiterhin wird eine unnatürlich starke Erwärmung des Wassers durch direkte Sonneneinstrahlung verhindert. In unbeschatteten Bächen wird die Toleranzgrenze der kalt-stenothermen (kälteliebende) Arten häufig überschritten (STATZER 1986). In den Wintermonaten lassen die laubfreien Bäume eine moderate Erwärmung des Wassers durch direkte Sonneneinstrahlung zu.

Fichtenanpflanzungen im Gewässerumfeld können diese vielfältigen Funktionen nur unzureichend erfüllen. Neben der geringeren Ufersicherung, die v.a. die Tiefenerosionsgefahr erhöht, können Fichtennadeln kaum als Nahrung genutzt werden. Auch eine ganzjährige starke Verdunklung eines Gewässers v.a. in dichten Fichtenforsten verändert die Licht- und Temperaturverhältnisse erheblich. Je nach Ausmaß dieser Beeinträchtigung kommt es zu einer mehr oder weniger deutlichen Veränderung der Lebensgemeinschaft im Gewässer.

Fünf der untersuchten Probestellen befanden sich in Bereichen, die beidseitig bis zur Uferkante mit Fichten bepflanzt waren. Die Probestellen Nr. 1 und 8 in der Rur sowie Nr. 11 im Perlenbach haben eine mittlere Breite von 6,0 bis 8,0 m, wodurch sich die Kronen der Bäume über dem Gewässer nicht schließen. Die Probestellen Nr. 10 und Nr. 15 waren epirhithrale Gewässerbereiche mit einer Breite von durchschnittlich 1,0 m. Hier war die Krone der Fichten über dem Gewässer geschlossen, was zu einer deutlich stärkeren Beschattung führte.

Aus den erhobenen Daten lassen sich für die beiden Probestellen der Rur (Nr. 1 & 8) keine Veränderungen des Makrozoobenthon gegenüber den benachbarten Probestellen (Nr. 4, 3 & 9) durch die Fichten im Uferbereich erkennen. Weder beim Arteninventar noch bei der Besiedlungsdichte (Tab. A.1) ergeben sich signifikante Unterschiede. Kein in der Rur nachgewiesenes Taxon beschränkt sich auf die Probestellen mit zumindest naturnaher Uferbepflanzung (Tab. A.5). Auch bei der Ernährungstypenzusammensetzung (Tab. A.4) sind keine Differenzen zu erkennen.

Das gleiche Ergebnis ist für die Probestelle Nr. 11 im Perlenbach festzuhalten. Auch hier ergeben sich aus den Daten keine signifikanten Unterschiede zu den

Probstellen ohne Fichtenbepflanzung (Nr. 20, 22 & 23). Möglicherweise sind die Beeinträchtigungen auf Grund der durch die Gewässerbreite eher mäßigen Beschattung und die Verdriftung von Nahrung und Organismen hier geringer.

Für diese metarhithralen Bereiche bzw. Gewässer bleibt abzuwarten, in wieweit sich eine Veränderungen der Biozönose nach der Beseitigung der Fichten einstellt.

Teilweise erhebliche Differenzen zu vergleichbaren Probstellen zeigen dagegen die Probstellen Nr. 10 und Nr. 15. Eine extreme Artenverarmung mit lediglich fünf nachgewiesenen Taxa wurde bei Probstelle Nr. 10 festgestellt (Tab. A.2). Auch die Abundanzsumme war mit 49 Ind./Probstelle die geringste alle untersuchten Probstellen, wobei die Häufigkeit der Simuliiden (Kriebelmücken) sehr hoch war. In wieweit hier die Ernährungstypen-Zusammensetzung bei der geringen Artenzahl überhaupt eine Interpretation zulässt, ist fraglich. Festzustellen ist, dass hier mit 15 % der geringste Anteil an Weidegängern und mit 30 bzw. 31 % der größte Anteil an Zerkleinerern und Filtrierern auftrat (Tab. A.4).



Abb. 4: Nebenbach des Fuhrtsbachs mit Fichtenbepflanzung bis zur Uferkante (Probstelle Nr. 15)

Die Defizite der Biozönose von Probstelle Nr. 15 sind weniger gravierend. Mit 32 festgestellten Taxa hat diese Probstelle sowohl für das Gewässersystem als auch für die Fließgewässerregion einen unterdurchschnittlichen Wert (Tab. 3 & 5). Deutlicher sind die Differenzen zu Probstellen, die eine vergleichbar gute Gewässerstruktur aufweisen, aber keine Fichtenbepflanzung vorhanden ist. So ist die Taxazahl der Probstellen Nr. 16 und 24 mit 41 bzw. 45 Taxa/Probstelle deutlich höher. Auch die Abundanzsumme der Probstelle Nr. 15 ist mit 103 Ind./Probstelle vergleichsweise gering. Bei der Ernährungstypenzusammensetzung ergeben sich bis

auf einen etwas erhöhten Anteil an Zerkleinerern (Tab. A.4) keine Hinweise auf eine negative Beeinflussung durch die Fichtenanpflanzung.

Tab. 5: Vergleich der Benthonuntersuchungen (Gewässerregion)

Parameter (Anzahl Probestellen)	Krenal (3)	Epirhithral (19)	Metarhithral (9)
Æ Taxa / Pst.	30 (27 – 33)	35 (5 – 52)	48 (38 – 56)
Æ Reinwasser-Arten / Pst.	7 (5 – 9)	4 (0 – 8)	3 (0 – 8)

Sicherlich werden aus dem oberhalb befindlicher Abschnitt mit naturnaher Uferbepflanzung Organismen und Nahrung in den Bereich der Probestelle Nr. 15 verdriftet. Möglicherweise ist dies ein Grund für die im Vergleich zu Probestelle Nr. 10 deutlich besser Ausprägung der Benthon-Biozönose von Probestelle Nr. 15. Beide Bereiche besitzen aber ein erhebliches Entwicklungspotential, das nach einer Beseitigung der Fichten mittelfristig zu einer erheblichen Verbesserung der Biozönosen führen kann.

5.2 Teiche

Je nach Ausgestaltung oder Nutzung können Teiche unterschiedliche Auswirkungen auf die Biozönose von Fließgewässern haben. Neben der Unterbrechung des Längskontinuums (Kapitel 5.3), können Veränderungen chemischer und physikalischer Parameter unterhalb von Teichen auftreten, die auch die Fließgewässerbiozönose beeinflussen (FOECKLER ET AL. 1997).

Besonders durch die Ableitung von über die direkte Sonneneinstrahlung erwärmten Teichwassers, kommt es je nach Teichgröße zu einer deutlichen Veränderung des Temperatur- und Sauerstoffregimes im Fließgewässer. Kaltstenotherme (kälteleibende) Organismen sind von derartigen Veränderungen besonders betroffen.

Werden Teiche intensiver zur Fischzucht genutzt, tragen sie besonders bei natürlicherweise nährstoffarmen (oligotrophen) Fließgewässers zur Eutrophierung bei. Die Gewässergüte kann sich so bis zu einer Gütestufe verschlechtern, wodurch „Reinwasserarten“ verschwinden. Weiterhin hat der z.T. wesentlich höhere Schwebstoffanteil des Wasser Einfluss auf die Biozönose, deren Anteil an Filtrierern und Weidegängern zunimmt (FOECKLER ET AL. 1997).

Um den möglicherweise unterschiedlichen Auswirkungen der Teiche gerecht zu werden, wurden fischereilich ungenutzte Löschteiche und Fischteiche bei der Bewertung unterschieden.

5.2.1 Löschteiche

Im Kyll- und im Perlenbach-System wurde die Fließgewässerbiozönose unter- und oberhalb je eines ausschließlich als Löschteich angelegten Teiches untersucht. Dabei unterscheiden sich die beiden Teiche in ihrer Ausgestaltung deutlich. Der Teich im Kyll-System (K5) liegt im Hauptschluss, so dass die gesamte Wassermenge der Wilsam den Teich durchfließt. Am Auslauf wird das Wasser oberflächlich

abgeführt. Der Teich im Perlenbach-System (P5) befindet sich zwar ebenfalls in der Talmitte und sperrt so das ursprüngliche Bachbett. Zum Zeitpunkt der Beprobung umfloss nahezu die gesamte Wassermenge den Teich über einen Bewässerungsgraben. Der Teich wurde nur über das durch eine Undichtigkeit des Ausleitungsbauwerkes im Bach verbleibende Wasser und seitlich im Tal austretendes Quellwasser versorgt.

Die Fließgewässerbiozönose der Wilsam unterhalb des Teiches K5 (Probestelle Nr. 29) zeigt deutliche Unterschiede zur Biozönose oberhalb (Nr. 25). So nimmt die Gesamtzahl der nachgewiesenen Taxa unterhalb um 10 % ab (Tab. A.3). Von den vier oberhalb vorkommenden Reinwasserarten konnte unterhalb des Teiches nur noch eine Art nachgewiesen werden. Die Saprobie erhöht sich mit der Teichpassage von 1,39 (Güteklasse I) auf 1,53 (Güteklasse I-II). Gleichzeitig ist eine Verringerung der Abundanzsumme um 32 % festzustellen.

Tab. 6: Differenzen im Arteninventar ober- und unterhalb der Teiche K5 (Kyll)

Art / Probestellen Nr.	25	29	Verbreitungsschwerpunkt der Art
<i>Beatis rhodani</i>	1		Meta- bis Hyporhithral
<i>Rhithrogena hercynia</i>	1		Epi-Rhithral
<i>Leuctra spec.</i>	3		Epi-Rhithral
<i>Anacaena globulus</i>	2		Hypo-Krenal /Litoral
<i>Hydraena pygmaea</i>	1		Krenal / Epi-Rhithral
<i>Esolus angustatus</i>	2		Epi-Rhithral
<i>Philopotamus ludificatus</i>	2		Epi-Rhithral
<i>Rhyacophila laevis</i>	1		Krenal
<i>Silo pallipes</i>	1		Epi- bis Meta-Rhithral
<i>Eiseniella tetraedra</i>		1	k.A.
<i>Ecdyonurus venosus</i>		1	Epi- bis Meta-Rhithral
<i>Calopteryx virgo</i>		1	Hypo-Rhithral
<i>Oreodytes sanmarkii</i>		1	Meta-Rhithral
<i>Sialis fuliginosa</i>		2	Meta-Rhithral
<i>Osmylus fulvicephalus</i>		2	k.A.
<i>Halesus radiatus</i>		3	Meta-Rhithral bis Epi-Potamal
<i>Hydatophylax infumatus</i>		1	Meta- bis Hypo-Rhithral
<i>Hydropsyche siltalai</i>		2	Meta-Rhithral
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>		2	k.A.
<i>Atherix ibis</i>		2	Hypo-Rhithral bis Epi-Potamal
k.A. = keine Angaben, Angabe der relativen Häufigkeiten			

Die Betrachtung der einzelnen Arten zeigt, dass es im Hinblick auf die Lebensraumansprüche der Tiere zu einer Verschiebung kommt. So handelt es sich bei den neun Arten, die unterhalb des Teiches fehlen fast ausnahmslos um Arten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt eher im Epirhithral haben, wie z.B. *Rhithrogena hercynia* und *Hydraena pygmaea* (Tab. 6). Sieben Arten dagegen, die unterhalb des Teiches neu auftreten (z.B. *Calopteryx virgo* und *Hydatophylax infumatus*), haben ihren Verbreitungsschwerpunkt eher im Meta- bis Hyporhithral. In ihrer fließgewässerregionalen Zuordnung sind beide Probestellen aber der gleichen Zone (Übergang Epi- zu Metarhithral) zuzuordnen, was diese Artenverschiebung nicht erklärt.

Bei der Zusammensetzung der Ernährungstypen (Tab. A.4) zeigt sich eine deutliche Abnahme der Weidegänger um 9 % und eine geringe Zunahme der Filtrierer um 4 %, die auch auf den Einfluss des Teiches zurückzuführen sein könnte.

Zusammenfassend ist auf Grund der verschiedenen Indizien von einer Veränderung der Biozönose der Wilsam durch den Einfluss des Teiches auszugehen.

Für den Teich im Perlenbach-System (P5) ist ein Vergleich der Fließgewässerfauna ober- und unterhalb kaum sinnvoll, da die Begradigung des Baches oberhalb des Teiches die möglichen Einflüsse des Teiches sicherlich überlagert (siehe Kap. 5.4). Diese Einflüsse könnten aber durch eine vorher/nachher Untersuchung (Tab. 2) nachgewiesen werden.

Der Vergleich mit anderen Probestellen der entsprechenden Fließgewässerregion ohne Beeinflussung durch einen Teich, deutet auf keine Beeinträchtigung durch den Teich hin. So ist die Anzahl der gefundenen Taxa unterhalb des Teiches (Probestelle Nr. 12) mit 43 überdurchschnittlich (Tab. A.2). Auch die Zusammensetzung der Ernährungstypen mit 43 % Weidegängern und 8 % Filtrieren weist keine durch den Teich hervorgerufene Verschiebung auf (Tab. A.4). Durch die Umleitung des Wassers und die geringe Durchflussmenge des Teiches war auch von einer eher geringen Beeinflussung auszugehen. Dies deckt sich mit der Feststellung von FOECKLER ET AL. (1997), der postuliert, dass kleine, extensiv genutzte Teiche im Quellbereich sich scheinbar nicht auf die biologische Gewässergüte auswirken. Nach der Beseitigung dieses Teiches wird sich möglicherweise trotzdem eine Veränderung der Fließgewässerbiozönose ergeben.

5.2.2 Fischteiche

Von den vier auf ihren Einfluss auf die Fließgewässerbiozönose untersuchten Bereichen mit Teichen bzw. Teichketten befindet sich einer im Rur-System. Die beiden hintereinander liegenden und offensichtlich in mäßiger Intensität genutzten Teiche (R 2) werden im Nebenschluss von einem Nebenbach des Ermesbachs gespeist. Unmittelbar an den Teichauslauf schließt sich die Mündung in den Ermesbach an. Zur Überprüfung des Teicheinflusses wurde je eine Probestelle im Ermesbach ober- und unterhalb der Mündung des Nebenbachs beprobt.

Die übrigen Teiche (P12, P14 & P19) liegen im Perlenbach-System und werden von kleinen epirhithralen Nebenbächen ebenfalls im Nebenschluss gespeist. Die Teiche P12 und P14 - jeweils zwei hintereinander liegende Teiche - werden offensichtlich nur extensiv genutzt. Die Teichkette P19 mit vier hintereinanderliegenden Teichen ist scheinbar schon längere Zeit ungenutzt und teilweise schon stark verlandet. Der Wasserdurchfluss war hier zum Zeitpunkt der Beprobung nur äußerst gering. An diesen Teichen fand jeweils eine Beprobung unterhalb des Teichauslaufes statt.

Im Bezug auf Artenzahl, Abundanzsumme, Saprobie und Anzahl an „Reinwasserarten“ tritt am Ermesbach keine Verschlechterung von Probestelle Nr. 7 zu Probestelle Nr. 2 durch den Zulauf von Teichwasser auf (Tab. A.1). Auch die Ernährungstypenverteilung zeigt keinen Einfluss des Teiches (Tab. A.4). Der Anteil der Weidegänger ist in beiden Probestellen mit 22 bzw. 25 % vergleichsweise gering. Überraschender Weise halbiert sich der Anteil der Filtrierer unterhalb der Teiche auf 5 %. Bei einem stärkeren Einfluss von Teichen auf das Fließgewässer erhöht sich

dieser Wert merklich (FOECKLER ET AL. 1997). Da auch beim Arteninventar der beiden Probestellen keine, auf den Einfluss der Teiche zurückzuführenden Verschiebungen erkennbar sind (Tab. A.5), bleibt festzustellen, dass sich in der Benthonbiozönose keine Beeinträchtigung durch die Teiche R 2 erkennen lässt.



Abb. 5: Ungenutzte und z.T. verlandete Fischeich (P 19) im Perlenbach-System

Auch die unterhalb von Fischeichen P12, P14 und P19 befindlichen Probestellen Nr. 14, 16 & 17 besitzen für die betreffende Gewässerregion durchschnittliche bis überdurchschnittliche Taxazahlen (Tab. A.2). Auch die geringe Saprobie und die vorhandenen „Reinwasserarten“ weisen nicht auf einen Einfluss der Teiche hin. Bei der Zusammensetzung der Ernährungstypen ist ebenfalls keine Erhöhung von Filtrierer und Sedimentfressern festzustellen (Tab. A.4).

Eine Beeinflussung der Fließgewässerbiozönose durch die mit geringer Intensität genutzten Fischeiche ist über einen Probestellenvergleich nicht nachweisbar. Es bleibt aber abzuwarten, ob sich die Biozönose nach der Beseitigung bzw. Umgestaltung der Teiche verändern wird.

5.3 Wanderbarrieren

Als Wanderbarrieren können verschiedenste Strukturen wirken. Dabei kann der Umfang der Barrierewirkung je nach Ausgestaltung sehr unterschiedlich sein. Auch sind die Möglichkeiten, Barrieren zu überwinden bei den Fließgewässerorganismen sehr verschieden. So sind die flugfähigen Imagines merolimnischer Insekten (nur bestimmte Stadien leben im Wasser) in der Lage, eine Reihe von Barrieren zu überwinden. Für hololimnische Tiere mit schlechtem Schwimmvermögen stellen teilweise schon glatte Verrohrungen unüberwindbare Barrieren dar. Aber nicht nur

eine Wanderung bachaufwärts kann durch Barrieren unterbunden werden. Auch eine Wanderung bzw. Verdriftung bachabwärts – die für viele Organismen eine wichtige Funktion hat – wird z.B. durch im Hauptschluss betriebenen Teiche zumindest für einen Teil der Arten unterbunden.

Auch treten natürlicherweise in Fließgewässern Wanderbarrieren, wie z.B. Totholzverkläuserungen oder Biberdämme auf. Diese Strukturen sind aber nie vollkommen dicht und eine Überwindung für viele Organismen über vorhandene Lücken möglich. Weiterhin besitzen derartige Strukturen eine eher kurze Verweildauer und werden v.a. durch Hochwasserereignisse zerstört bzw. beschädigt. Vom Menschen geschaffene Wanderbarrieren haben in der Regel eine wesentlich längere Verweildauer und zerschneiden so ein Fließgewässer über einen langen Zeitraum.

Viele Organismen nutzen nicht nur einen Lebensraum, sondern sind z.B. zur Fortpflanzung, Nahrungsaufnahme oder Überwinterung auf verschiedene Habitate angewiesen. Da diese oft nicht direkt aneinander grenzen, ist eine Wanderung im Gewässer bzw. die lineare Durchgängigkeit für diese Arten existentiell. Besonders bei Fischen ist dies bekannt. Aber auch Benthonorganismen, die für ihren gesamten Lebenszyklus teilweise nur auf einen vergleichsweise kleinen Raum angewiesen sind, führen Wanderungen aus, um z.B. die ständige Verdriftung im Fließgewässer auszugleichen.

Oftmals reichen die durch Wanderbarrieren unterteilten Lebensräume zum Überleben der Arten aus. Kommt es aber zu Ereignissen, die zu einem Verschwinden der Tiere führen, können Wanderbarrieren eine Wiederbesiedlung auf unbestimmte Zeit verhindern.

Nicht ganz außer Acht zu lassen, ist die Tatsache, dass Wanderbarrieren auch im weitesten Sinne dem Artenschutz dienen können. Durch die Einführung gebietsfremder Arten und deren Ausbreitung werden heimische Tierarten gefährdet und verdrängt. Die heimischen Flusskrebse sind ein erschreckendes Beispiel für eine derartige Entwicklung. Hier haben Wanderbarrieren die Rückzugsareale der heimischen Arten teilweise vor der Invasion der Neozoen geschützt (GROß 2003). Dies spricht aber nicht gegen die allgemeine Forderung nach einer linearen Durchgängigkeit der Fließgewässer, sondern sollte nur in speziellen Einzelfällen zur Beibehaltung einer Wanderbarriere führen.

Bei der Bearbeitung der Einflüsse auf die Benthon-Biozönose wurden Verrohrungen, die den weitaus größten Teil der Wanderbarrieren im Projektgebiet ausmachen, Wehre und Teiche unterschieden. Die Bewertung ob und in wie weit eine Wanderbarriere für Benthonorganismen vorliegt, kann anhand der Ausgestaltung abgeschätzt oder durch das Fehlen von Organismen oberhalb festgestellt werden. Dabei sind v.a. bei kleineren Barrieren besonders die Tiere von Interesse, die keine flugfähigen Stadien besitzen.

5.3.1 Verrohrungen

Da eine unterschiedliche Barrierewirkung zu erwarten ist, wurden Verrohrungen ohne anschließenden Absturz und Verrohrungen mit anschließendem Absturz unterschieden.

Bei V 31 im Heistertbach handelt es sich um eine kurze Verrohrung (ca. 6 m Länge), die keinen Absturz besitzt. Die Trasse des kreuzenden Weges ist nur ca. 2 m hoch. Für fliegende merolimnische Insekten müsste diese Verrohrung überwindbar sein.

Von den 36 unterhalb der Verrohrung gefundenen Taxa (Probestelle Nr. 18) konnten 15 Taxa (42 %) oberhalb (Probestelle Nr. 19) nicht mehr nachgewiesen werden (Tab. 7). Nur auf den oberhalb befindlichen Bachabschnitt waren 10 Taxa beschränkt. Von den 15 ausschließlich unterhalb gefundenen Taxa waren 10 Arten merolimnische Insekten mit flugfähigen Imagines. *Pisidium sp.*, *Eiseniella tetraedra*, *Niphargus sp.*, *Elodes sp.* und *Hydraena sp.* waren Arten ohne flugfähige Stadien.

Die Struktur der beiden Probestellen unterscheidet sich deutlich. Oberhalb ist die Gewässersohle mit Steinstickungen befestigt, begradigt und Makrophyten kommen häufig vor. Unterhalb der Verrohrung weisen die Steinstickungen erhebliche Schädigungen auf, wodurch ein stärker strukturierter Lebensraum entsteht. Da die Unterschiede im Arteninventar mit Sicherheit zumindest teilweise auch auf diese strukturellen Unterschiede zurückzuführen sind, ist eine Aussage, ob die Arten durch die Verrohrung an ihrer Ausbreitung gehindert werden durch einen Vergleich der Benthon-Biozönose ober- und unterhalb nicht zu treffen. Eine Untersuchung nach der Beseitigung der Verrohrung könnte über eine Ausbreitung dieser Arten aber nachträglich den Beweis erbringen.

Tab. 7: Faunistische Unterschiede ober- und unterhalb von Wanderbarrieren

Gew.-System	Nr. der Barriere	Absturz	Gewässer-Region	P.St. Nr. oberh.	Fehltaxa oberh.	P.St. Nr. unterh.	Fehltaxa unterh.
Perlenbach	V 31		Epi-Rhithral	19	15 (42 %) / 5 hL	18	10
Kyll	V 33	vorhanden	Epi-Rhithral	26	13 (38 %) / 1 hL	31	27 / 8 hL
Kyll	V 61	vorhanden	Epi-Rhithral	28	21 (40 %) / 4 hL	27	10 / 1 hL
Kyll	V 44		Krenal	21	35 (71 %)	26*	13
Rur	V 35	vorhanden	Krenal	5		-	
Rur	W 11	vorhanden	Meta-Rhithral	4	23 (46 %) / 7 hL	3	9

* = Epi-Rhithral, Vergleichbarkeit schwierig; P.St. = Probestelle; hL = hololimnische Formen ohne flugfähige Stadien

Die Verrohrungen V33 und V61 besitzen am Ende beide einen Absturz von mindestens 10 cm Höhe. Für Organismen, die das Wasser nicht verlassen können (z.B. kurzzeitige Landpassage, springen) bilden derartige Abstürze meist ein unüberwindbares Hindernis. Die Trassen der kreuzenden Wege waren höher als bei V 31 und behindern möglicherweise auch die Orientierung von fliegenden Imagines.

Im Bereich der Verrohrung V33 konnten von den 34 unterhalb erfassten Taxa (Probestelle Nr. 31) 13 Taxa (38 %) oberhalb nicht mehr nachgewiesen werden (Tab. 7). Bis auf *Hydaena sp.* handelte es sich dabei um merolimnische Formen mit flugfähigen Imagines. Im Gegenzug wurden oberhalb der Verrohrung (Probestelle Nr.

26) 27 Taxa zusätzlich gefunden, von denen 8 Taxa hololimnisch waren. Eine Barrierewirkung ist hier nicht festzustellen.

Gegensätzliche Verhältnisse finden sich im Bereich der Verrohrung V61. Hier fehlen oberhalb der Verrohrung (Probestelle Nr. 28) 21 Taxa (40 %), von denen vier hololimnische Formen sind (Tab. 7). Unterhalb (Probestelle Nr. 27) fehlten gegenüber dem Arteninventar oberhalb aber nur 10 Taxa, die bis auf eine Ausnahme merolimnisch sind. Da beide Bereiche strukturell durchaus vergleichbar sind, ist diese deutliche Diskrepanz überraschend und möglicherweise Folge einer Barrierewirkung der Verrohrung.

Die unterhalb der Verrohrung V44 gelegene Probestelle Nr. 26 eignet sich nicht als Referenz zu Probestelle Nr. 12, da sie unterschiedlichen Gewässerzonen zuzuordnen sind. Dies verdeutlicht auch die geringe Übereinstimmung der beiden Bereiche. Lediglich 14 Taxa (28 % der in Probestelle Nr. 26 gefundenen Taxa) waren in beiden Probestellen vorhanden. Diese sehr deutliche Differenz ist sicherlich zu einem erheblichen Teil auf die unterschiedliche Fließgewässerzone zurückzuführen. Die Barrierewirkung der Verrohrung wird hier zu stark überlagert.

Für den Bereich der Verrohrung V35 stand ebenfalls keine Referenzprobestelle unterhalb zu Verfügung, da das Gewässer unmittelbar über einen großen Teich in die Rur mündet. Auf Grund der zu geringen Anzahl an Vergleichsstellen für den krenalen Bereich, ist eine Bewertung der Barrierewirkung über einen Vergleich nicht möglich. Wie bei allen untersuchten Verrohrungen kann ein definitiver Beweis, dass eine Barrierewirkung vorhanden ist, nur durch den Nachweis der Ausbreitung von Benthonorganismen bachaufwärts nach der Beseitigung der Verrohrung im Rahmen des weiteren Monitorings (vorher/nachher Untersuchungen) erbracht werden.

5.3.2 Wehre

Beim Vergleich des Arteninventars von Probestelle Nr. 4 (oberhalb Wehr W11) und Probestelle Nr. 3 (oberhalb Wehr W11) zeigen sich deutlich Unterschiede. Von den insgesamt 50 Taxa, die unterhalb des Wehres gefunden wurden, konnten 23 (46 %) oberhalb nicht nachgewiesen werden (Tab. 7). Umgekehrt waren 9 Taxa nur oberhalb des Wehres nachweisbar. Diese deutliche Differenz ist überraschend, da beide Bereiche strukturell sehr ähnlich sind.

Da von den 23 nur unterhalb des Wehres vorkommenden Taxa 16 merolimnische Formen sind, deren flugfähige Imagines den verhältnismäßig kleinen Wehrbereich einfach überfliegen können, ist diese Differenz aber nicht ausschließlich auf eine Barrierewirkung des Wehres zurückzuführen.

Möglicherweise beeinflusst die Einleitung der Kläranlage „Kalterherberg“ oberhalb der Probestelle Nr. 3 die Biozönose der Rur. Ein Hinweis darauf könnte das Fehlen von „Reinwasserarten“ im Bereich von Probestelle Nr. 3 sein. Auch hier könnten die wasserchemischen Untersuchungen Klärung bringen.

Eine zumindest teilweise Beeinflussung der Biozönose durch eine Barrierewirkung ist aber möglich. Besonders bei weniger empfindlichen hololimnischen Arten wie *Radix balthica*, *Erpobdella octoculata* ist das Fehlen oberhalb des Wehres nicht zu erklären.



Abb. 6: Wehr in der Rur zwischen Probstelle Nr. 3 und 4

5.3.3 Teiche

Auch Teiche bzw. deren Ausleitungsbauwerke können als Wanderbarrieren wirken. Da Teiche aber noch andere, teilweise gravierende Einflüsse auf die Fließgewässerbiozönose haben können (siehe Kapitel 5.2), ist eine Differenzierung der Beeinträchtigung durch die Barrierewirkung kaum möglich. Daher wurde dieser Aspekt für Teiche nicht bearbeitet.

5.4 Gewässerverbau

Durch den Ausbau von Fließgewässern wird Lebensraum vernichtet. Ein betoniertes Bachbett bietet nur noch sehr wenig Lebensraum für Benthonorganismen. Aber auch durch eine Steinstickung der Sohle geht das Interstitial des Bach weitgehend verloren. Dieses Lückensystem, das teilweise Kontakt zum Grundwasser aufweist, ist einer der wichtigsten Lebensräume in rhithralen Fließgewässern. Besonders viele Jugendstadien nutzen es als Aufwuchshabitat. So verbringen junge Flussperlmuscheln die ersten Lebensjahre tief im Bachbett, um sich dann erst an der Oberfläche der Bachsohle zu zeigen.

Meist ist ein Ausbau eines Fließgewässers auch mit einer Begradigung verbunden. Auch dadurch geht Lebensraum verloren. Die verbleibende Gewässerstrecke verändert sich z.B. durch die deutlich erhöhte Strömung in diesen Bereichen entscheidend.

Im Projektgebiet wurden drei Bereiche untersucht, die verbaut bzw. begradigt sind.

Beim Schwarzbach (Probestelle Nr. 6) im Rur-System ist im gesamten unteren Bereich sowohl die Bachsohle als auch die Uferbereiche durch Steinstickungen

befestigt. Ein lockeres Sediment mit Lückensystem ist nur ganz vereinzelt vorhanden. Das Gewässer besitzt ein Trapezprofil und einen geraden Verlauf, wodurch Bereiche mit geringer Strömung nahezu vollkommen fehlen.



Abb. 7: Der Schwarzbach (Probestelle Nr. 6) mit Sohl- und Uferbefestigung

Auch der Heistertbach im Perlenbach-System ist im untersuchten Bereich durch Steinstickungen befestigt und begradigt. Im oberen Abschnitt (Probestelle Nr. 19) ist die Steinstückung noch vollkommen intakt. Im Gewässer haben sich auch durch die starke Besonnung – das Gewässer wird hier bis zur Uferkante gemäht – ausgedehnte, für die Gewässerregion eher unnatürliche Makrophytenbestände gebildet, die zu einer Verlangsamung der normalerweise schnellen Strömung führen.

Im unteren Abschnitt (Probestelle Nr. 18) weist die Steinstückung schon deutliche Schäden auf und ist häufig von Gewässer hinterspült. Die Strukturvielfalt ist hier zwar deutlich erhöht, aber im Vergleich zu natürlichen Gewässern eher gering. Makrophyten sind in dem stärker beschatteten Bach nicht vorhanden.

Im Bereich der Probestelle Nr. 13 (Perlenbach-System) einem Nebenbach des Fuhrtsbachs befindet sich am linken Talrand ein Bewässerungsgraben, durch den nahezu die gesamte Wassermenge geleitet wird. Das eigentliche Bachbett in der Talmitte ist stellenweise kaum noch zu erkennen und besitzt keine Strömung. Die Beprobung erfolgte im Bewässerungsgraben um die Auswirkungen des zwar nicht befestigten aber begradigten und sehr strukturarmen Bachverlaufs auf die Benthon-Biozönose zu erfassen.

Die Benthon-Biozönose des Schwarzbachs (Probestelle Nr. 6) ist mit nur 18 nachgewiesenen Taxa und einer Abundanzsumme von 62 Ind./Probestelle im

Vergleich sowohl arten- als auch individuenarm (Tab. A.1). Eine gesicherte Berechnung der Saprobie nach DIN war für dieses Gewässer nicht möglich. Auch das Ausfallen mehrerer in vergleichbaren Gewässern vorhandener Großgruppen wie Gastropoden (Schnecken), Bivalvia (Muscheln), Hirudinea (Egel), Ephemeroptera (Eintagsfliegen) und Odonata (Libellen) zeigt deutlich die Defizite der Biozönose auf. Mit *Hydropsyche silfvenii* fand sich lediglich eine Rote-Liste-Art, die auch als empfindlich gegenüber Gewässerversauerung gilt.

Da bis auf den Gewässerverbau im Rahmen dieser Untersuchung keine weitere Beeinträchtigung des Gewässers festgestellt wurde, müssen die deutlichen Defizite der Makrozoobenthon-Biozönose auf den Verbau und die damit zusammenhängenden Lebensraumveränderungen zurückgeführt werden.

Für die Probestelle Nr. 19 mit einem vergleichbaren Ausbaugrad konnte keine derart gravierende Schädigung der Biozönose festgestellt werden. Trotzdem ist die Zahl der gefundenen Taxa mit 31 eher gering (Tab. A.2). Möglicherweise bieten die Makrophyten zusätzlichen Lebensraum. Es ist nicht auszuschließen, dass der sich am linken Ufer anschließende Fichtenforst ebenfalls negative Auswirkungen auf die Biozönose hat (verg. Kap. 5.1).



Abb. 8: Dieser historische Bewässerungsgraben (Probestelle Nr. 13) weist nur eine geringe Strukturvielfalt auf

Im unteren Bereich (Probestelle Nr. 18) ist die Beeinträchtigung durch die einseitige Bepflanzung mit Fichten in gleicher Weise vorhanden, die Gewässerstruktur aber variabler. Mit 36 gefunden Taxa ist nur ein eher moderater Anstieg des Arteninventars zum oberen Abschnitt festzustellen. Arten wie *Sialis fuliginosa*, *Pisidium* sp. und *Elodes* sp., die Feinsediment bzw. Detritus bevorzugen, finden sich

nur im unteren Bereich. Derartige Sedimente sind im oberen Bereich nicht vorhanden. Auch die Zunahme der Trichopteren-Taxa (Köcherfliegen), auf eine mit den meisten epirhithralen Probestellen vergleichbare Zahl, ist wahrscheinlich auf diese strukturelle Verbesserung zurückzuführen.

Die Probestelle Nr. 13 ist im Gegensatz zu den anderen Probestellen nicht befestigt, durch die nahezu ausschließlich mit Sand und Feinkies bedeckte Gewässersohle und den geradlinigen Verlauf ist dieser Gewässerabschnitt aber auch sehr strukturarm. Diese strukturellen Defizite spiegeln sich offensichtlich auch deutlich in faunistischen Ausprägung wieder. Mit nur 21 nachgewiesenen Taxa ist die Biozönose für die Fließgewässerregion vergleichsweise artenarm (Tab. A.2). Organismengruppen, die üblicherweise vorhanden sind, wie Turbellaria (Strudelwürmer), Gastropoda (Schnecken) und Oligochaeta (Wenigborster), fehlen hier. Auch bleiben die Taxazahlen vorhandener Gruppen wie Coleoptera (Käfer), Trichoptera (Köcherfliegen) und Diptera (Zweiflügler) hinter den meisten Probestellen dieser Gewässerregion zurück. Anspruchsvollere Rote-Liste- und Reinwasser-Arten sind ebenfalls selten anzutreffen.

Die Untersuchungen der verbauten bzw. begradigten Bewässerbereiche zeigen deutliche bis erhebliche Defizite der Benthon-Biozönosen auf. Die Gewässerfauna besitzt hier aber erhebliches Entwicklungspotential, das sich nach einer strukturellen Aufbesserung der Gewässer sicherlich zeigen wird.

6 Zusammenfassung

Das LIFE-Projekt „Lebendige Bäche in der Eifel“ begleitet ein umfangreiches Monitoringprogramm. Innerhalb dieses Programms wurde zwischen dem 05.04.04 und dem 27.04.04 die Makrozoobenthon-Biozönose von 31 Probestellen untersucht. Die Probestellen befanden sich im Gewässersystem der Rur (9 Stellen), des Perlenbachs (14 Stellen) und der Kyll (8 Stellen). Neben Probestellen, die zur Untersuchung der allgemeinen Situation dienen, soll ein großer Teil der Probestellen derzeitige Beeinträchtigungen und die Veränderungen der Biozönose durch die geplanten Verbesserungsmaßnahmen dokumentieren. Probestellen befanden sich sowohl im Krenal (3 Stellen) als auch im Epirhithral (19 Stellen) und Metarhithral (9 Stellen).

Insgesamt konnten 179 verschiedene Benthon-Taxa im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden, von denen 28 Arten (Tab. 4) in der Roten-Liste Deutschlands bzw. NRWs geführt werden.

Die Saprobie der Untersuchungsgewässer war gering. Der überwiegende Teil der Gewässer besitzt die Güteklasse I (unbelastet bis sehr gering belastet). Keines der Gewässer war schlechter als Güteklasse I-II (gering belastet).

Im Allgemeinen ist das Makrozoobenthon im Untersuchungsgebiet als überdurchschnittlich arten- und individuenreich zu bezeichnen. Neben dem stetigen Vorkommen mehrerer Rote-Liste- und „Säureempfindlicher-Arten“ (Säureklasse 1 und 2), ist die vergleichsweise hohe Zahl an „Reinwasser-Arten“ (Saprobie $\leq 1,1$) herauszustellen. Abweichungen von dieser guten Bewertung zeigen neben beeinträchtigten Bereichen die Probestellen im Ermensbach (Rur-System). Gründe

für den mäßigen Zustand der Makrozoobenthon-Biozönose könnten das häufiger felsige Substrat oder eine zumindest teilweise natürlich bedingte Gewässerversauerung dieses in moorigen Bereichen entspringenden Vennbachs sein. Ein Indiz für diese Vermutung ist die geringe Anzahl säureempfindlicher Arten im Ermesbach.

Die größten Defizite der Makrozoobenthon-Biozönose zeigen kleine Gewässer, deren Umfeld bis zur Uferkante mit Fichten bepflanzt sind. Hier ist eine deutliche Verbesserung nach der Entfernung der Fichten zu erwarten. Ebenfalls z.T. deutliche Defizite waren in verbauten bzw. begradigten Bachbereichen festzustellen. Auch hier ist eine positive Entwicklung des Makrozoobenthon nach einer Renaturierung zu erwarten.

Wesentlich differenzierter sind die Ergebnisse im Bereich von Teichen und Wanderbarrieren. So ergeben sich Hinweise für eine Beeinträchtigung des Makrozoobenthon nur bei einem größeren Löschteich. Bei kleineren Löschteichen und extensiv genutzten Fischteichen sind derartige Hinweise kaum vorhanden.

Auch ein Einfluss von Wanderbarrieren, wie Verrohrungen oder Wehre, auf die Benthon-Biozönose ist durch die Untersuchung nicht zu belegen. In einzelnen Fällen ergeben sich zumindest Hinweise auf einen möglichen Einfluss. In Bezug auf Teiche und Wanderbarrieren könnte eine positive Entwicklung des Makrozoobenthon nach einer Beseitigung bzw. einem Umbau eindeutige Hinweise auf eine vorherige Beeinträchtigung bringen.

Literatur

Bick, H. (1989): Ökologie.- (G. Fischer) Stuttgart.

BfN, Bundesamt für Naturschutz (1998): Rote-Liste gefährdeter Tiere Deutschlands.- Schriftenreihe für Landespflege und Naturschutz, Heft 55.

Dommermuth, M. (1997): Die Wied.- Schriftenreihe naturwiss. Forschungsergebnisse, Bd. 51, 308 S.

Foeckler, F., H. Schmidt & O. Deichner (1997): Naturschutzfachliche Analyse und Bewertung der Auswirkungen von Fischteichen auf die Gewässerfauna von Flussperlmuschelgewässern Nordostbayerns.- Z. Ökologie u. Naturschutz 6, 111 – 123.

Groß, H. (2000): Untersuchung ausgewählter Fließgewässer der Nordeifel auf ihre Eignung zur Wiederansiedlung der Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) sowie Erfassung noch vorhandener Muschelvorkommen.- unveröffentl. Gutachten im Auftrag der Biologischen Station im Kreis Euskirchen e.V., 61 S.

Groß, H. (2003): Lineare Durchgängigkeit von Fließgewässern – ein Risiko für Reliktvorkommen des Edelkrebses (*Astacus astacus*).- Natur & Landschaft 78(1), 33 – 35.

Haybach, A. (1998): Die Eintagsfliegen (Insecta: Ephemeroptera) von Rheinland-Pfalz.- Dissertation Universität Mainz, 417 S. + Anhang

Haybach, A. & Malzacher (2003): Verzeichnis der Eintagsfliegen (Ephemeroptera) Deutschlands.- Entomofauna Germanica 6 : 33 – 46

Huet, H. (1949): Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes.- Schweiz. Z. Hydrol., 24, 332 – 351.

Jedicke, E. (1997): Die Roten Listen.- Stuttgart, Ulmer, 581 S.

Meier, C., D. Hering, R. Biss, J. Böhmer, P. Haase & F. Schöll (2004): Weiterentwicklung und Anpassung des nationalen Bewertungssystems für Makrozoobenthon an neuen internationalen Vorgaben.- Gutachten im Auftrag des Umweltbundesamtes.

NAW, Normenausschuss Wasserwesen (1991): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, M2, Berlin.

Reusch, H. & Weinzierl, A. (1999): Regionalisierte Checkliste der aus Deutschland bekannten Steinfliegenarten (Plecoptera). – Lauterbornia 37: 87-96.

Statzer, B. (1986): Fließgewässerökologische Aspekte bei naturnaher Umgestaltung heimischer Bäche.- Mitt. Inst. F. Wasserbau u. Kulturtechnik. Univ. Karlsruhe Mitt. 174, 56 – 95.

Wichard, W. & B. Robert (1999): Rote Liste der gefährdeten Köcherfliegen (Trichoptera) in Nordrhein-Westfalen.- In: Landesanstalt für Ökologie, Bodenkunde und Forsten / Landesamt für Agrarordnung (Hrsg.), Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Nordrhein-Westfalen, 3. Fass. – LÖBF-Schr.R.17: 627-640

Anhang

- Tabelle A.1: Übersicht Makrozoobenthonuntersuchung Rur-System
- Tabelle A.2: Übersicht Makrozoobenthonuntersuchung Perlenbach-System
- Tabelle A.3: Übersicht Makrozoobenthonuntersuchung Kyll-System
- Tabelle A.4: Ernährungstypenverteilung
- Tabelle A.5: Taxaliste Gewässersystem Obere Rur
- Tabelle A.6a: Taxaliste Gewässersystem Perlenbach
- Tabelle A.6b: Taxaliste Gewässersystem Fuhrtsbach
- Tabelle A.7: Taxaliste Gewässersystem Obere Kyll
- Abbildung A.1: Makrozoobenthon-Probstellen im Rur-System
- Abbildung A.2: Makrozoobenthon-Probstellen im Perlenbach-System
- Abbildung A.3: Makrozoobenthon-Probstellen im Kyll-System
- Taxonomische Anmerkungen von M. Dommermuth & B. Eiseler
- Glossar

- CD - Untersuchungsbericht (incl. Tabellen & Abbildungen)
- Fototeil