

Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz	N.F. 17	1	59–84	1998	Freiburg im Breisgau 22. Mai 1998
--	---------	---	-------	------	--------------------------------------

Limnologische und vegetationskundliche Untersuchungen von Grundwasserbächen der südlichen Oberrheinebene.

I. Riedkanal bei Wasenweiler (Freiburger Bucht, Südbaden)

VON

PRISKA RAMBACH & RAINER BUCHWALD, Freiburg i. Br. *

Zusammenfassung: Der Riedkanal, ein grundwasserbeeinflusstes Fließgewässer der badischen Oberrheinebene, verläuft im Rinnensystem des ehemaligen Ostrheins, der während der Würmeiszeit die Niederterrasse zwischen Kaiserstuhl und Tuniberg durchfloß. Im Rahmen einer Diplomarbeit an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i.Br. wurde das Gewässer von Mai bis Oktober 1993 an vier Untersuchungsstellen hinsichtlich seiner physikalisch-chemischen Faktoren und der Besiedlung durch das Makrozoobenthos untersucht; zusätzlich wurde der Neugraben als abwasserbelasteter Zufluß an zwei Stellen analysiert. Begleitend wurde die Vegetation dieser zwei Fließgewässer an insgesamt 18 Probestellen erhoben.

Es wurden Gemeinsamkeiten und Unterschiede zu typischen Flachlandbächen nach BRAUKMANN (1987) aufgezeigt. Die tierische Besiedlung besteht zum großen Teil aus typischen Vertretern von Flachlandbächen wie *Asellus aquaticus*, *Gammarus pulex*, *Gammarus roeseli*, *Polycelis nigra*, *Polycelis tenuis*, *Dendrocoelum lacteum* und *Sialis lutaria*. In gleicher Weise ist die starke Dominanz von Crustaceen charakteristisch für Flachlandbäche. Es wurden jedoch auch deutliche Unterschiede zu Fließgewässern des Flachlandes festgestellt, die auf den Einfluß des Grundwassers zurückzuführen sind. Die nicht nur auf den engen Quellbereich begrenzte Kaltstenothermie und das beständige Sauerstoff-Defizit sind für Flachlandbäche ungewöhnliche Merkmale. Diese Milieufaktoren prägen auch die tierische und pflanzliche Biozönose und zeichnen den Riedkanal als Vertreter des Typus „Grundwasserbach“ nach CARBIENER et al. (1987, 1990) bzw. des „grundwasser geprägten Tieflandbaches“ nach TIMM (1994) aus. So besiedeln grundwasserzeigende Makrophyten wie z.B. *Sium erectum*, *Nasturtium officinale*, *Veronica anagallis-aquatica* und *Callitriche obtusangula* den gesamten untersuchten Längsverlauf des Gewässers. Das Vorkommen von Quellbacharten wie *Arrenurus cylindricus*, *Hygrobatas prosiliens*, *Hygrobatas fluviatilis*, *Lebertia fimbriata*, *Lebertia sparsicapillata*, *Elmis aenea*, *Gammarus fossarum*, *Sericostoma personatum* und *Silo nigricornis* nicht nur in Quellnähe ist eine Besonderheit der grundwasser geprägten Bäche. Der „dämpfende“ Einfluß von Grundwasserbächen auf die Belastung durch oberflächlich zuströmendes Wasser zeigt sich am Beispiel des Zuflusses Neugraben. Die Untersuchung weist auf die Notwendigkeit hin, die Flachlandbäche nicht nur nach den geochemischen Verhältnissen, sondern auf einer zweiten Ebene zusätzlich mit Hilfe der jeweiligen hydrologischen Situation – z.B. Grad der Grundwasser-Beeinflussung – zu typisieren.

* Anschriften der Verfasser: P. RAMBACH, Gresserstr. 2, D-79102 Freiburg; Dr. R. BUCHWALD, Institut für Biologie II/Geobotanik der Universität, Schänzlestr. 1, D-79104 Freiburg.

Die Makrophyten der zwei Untersuchungsgewässer wurden in Beziehung zu einer Kette von Pflanzengemeinschaften gesetzt, die – in Anlehnung an CARBIENER et al. (1987, 1990) – für den Naturraum der südbadischen Oberrheinebene in einer Folge zunehmender Trophiestufe aufgestellt wurde. Während sich für den Riedkanal im Längsverlauf eine leichte Verschiebung von B-C nach C ergab, konnte für den eutrophen Neugraben eine Abfolge von (E-)D hin zu (D-)C festgestellt werden.

1. Einführung

Die klassischen Vorstellungen über das Ökosystem Fließgewässer basieren auf einer Vielzahl von Untersuchungen, die in Mittelgebirgsbächen durchgeführt wurden (z.B. ILLIES 1952, 1961). Dagegen behandeln verhältnismäßig wenige Arbeiten die Bäche des Flachlandes (z.B. BEYER 1932, BÖTTGER 1986, SPETH & BÖTTGER 1993, TIMM & SOMMERHÄUSER 1993, TIMM 1994, TIMM & OHLENFORST 1994).

Die Grundbedingungen in Flachlandbächen und Gebirgs- oder Bergbächen unterscheiden sich deutlich. So fehlt Flachlandbächen als übergeordneter Faktor das deutliche Gefälle und damit die Strömungs- und Substratdifferenzierung im Längsverlauf. Die Amplitude der Wassertemperatur ist häufig schon in Quellnähe groß (TIMM & SOMMERHÄUSER 1993). BRAUKMANN (1987) Untersuchungen zu einer allgemeinen Bachtypologie an Gewässern aus 9 unterschiedlichen geographischen Regionen ergab eine Einteilung in höhenabhängige (Gebirgs-, Berg- und Flachlandbäche) und geochemische Fließgewässer-Grundtypen (Silikat- und Carbonatbäche).

Der „Grundwasserbach“ ist nach CARBIENER & ORTSCHKEIT (1987) ein Fließgewässertyp der großen perialpinen glazialen Schotterfluren und wird überwiegend von Grundwasser des eiszeitlichen Schotter- und Kiesreservoirs gespeist. Fließgewässer dieses Typs zeigen ein ausgeglichenes hydrologisches Regime und konstante physikalisch-chemische Parameter. Sie sind klar, kaltstenotherm, hart, basenreich, oligotroph und zeichnen sich durch eine geringe Sauerstoffsättigung aus (CARBIENER et al. 1987, 1990).

Im Rahmen einer limnologischen Diplomarbeit an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i.Br. wurde ein grundwassergespeister Bach der badischen Oberrheinebene (Riedkanal) und sein abwasserbelasteter Zufluß (Neugraben) unter folgenden Fragestellungen untersucht:

- 1) Inwieweit zeigt das Gewässer Eigenschaften typischer Flachlandbäche ?
- 2) In welchem Maße, aufgrund welcher thermischer Bedingungen und aufgrund welcher tierischer und pflanzlicher Organismen ist ein Einfluß des Grundwassers feststellbar ?
- 3) Führt die Abwasserbelastung des Neugrabens zu Veränderungen der abiotischen Faktoren sowie der Fauna, Flora und Vegetation im Riedkanal ?

Im Elsaß und im bayerischen Voralpenland kommt der Typus „Grundwasserbach“ noch in ausgeprägter Form vor. Aufgrund der homogenen morphologischen und hydrologischen Verhältnisse sind Grundwasserbäche gut geeignet für Untersuchungen zur Verwendung von Makrophytengesellschaften als Indikatoren für den Eutrophierungsgrad. Unabhängig voneinander beschreiben CARBIENER et al. (1987, 1990) für das „Elsässische Ried“ zwischen Straßburg und Colmar und KOHLER (1971) für das bayrische Voralpengebiet eine Zeigerkette (Catena) der Eutrophierung. Die Zeigerketten der beiden Gebiete weisen große Übereinstimmungen auf. Auf der Basis mehrjähriger paralleler vegetationskundlicher und physikalisch-chemischer Untersuchungen zeigten CARBIENER et al. (l.c.) hohe Korrelationen zwischen dem Vorkommen der einzelnen Makrophytengesellschaften und der

Trophiestufe, insbesondere den Ammonium- und Phosphatkonzentrationen. In Anlehnung an die Arbeiten von CARBIENER et al. (l.c.) und KOHLER (div. public.) wurde für diese und folgende Untersuchung(en) eine vorläufige Catena für die stärker eutrophierte südbadische Oberrheinebene aufgestellt. Aufgrund der vorkommenden Makrophytenarten und deren Häufigkeiten konnte damit eine Einteilung der Gewässer Riedkanal und Neugraben in Abschnitte unterschiedlicher Vegetationstypen vorgenommen werden.

In den folgenden Ausführungen sind die Ergebnisse der physikalisch-chemischen, zoologischen und vegetationskundlichen Untersuchungen (stark zusammengefaßt) wiedergegeben.

2. Zur Lage und Hydrogeographie der Gewässer

Der Riedkanal hat seinen Quellbereich zwischen Wasenweiler und Ihringen am SO-Rand des Kaiserstuhls und mündet nach einer Fließstrecke von ca. 6,5 km bei Bötzingen in den Mühlbach ein (Abb. 1). Somit befindet sich der Hauptteil des Gewässers in der Ebene zwischen Kaiserstuhl und Tuniberg. Während der Würmeiszeit floß durch dieses Gebiet ein vom Rhein abgelenkter Arm, der sogenannte Ostrhein. Dieser wurde später abgetrennt und verlandete im Holozän. Der geologische Untergrund besteht aus alpinem Kies und Sand, der damals abgelagert wurde (GLA 1977, KAYSER & MÄCKEL 1994). Darüber ist das Rinnensystem mit Schluff- und Torflagen gefüllt (LEHMANN-CARPZOV, PATERNOSTER & STUBENDORFF 1978).

Die oberen Kieslager bilden den Hauptgrundwasserleiter der Niederterrasse. Im Osten und Westen wird der Aquifer von den Festgesteinen des Tunibergs und des Kaiserstuhls begrenzt. Die nördliche Grenze liegt zwischen Bötzingen und Eichstetten, wo die Ostrheinrinne und die südlichen Schwemmfächer der Dreisam zusammentreffen. Die Durchlässigkeit des Grundwasserkörpers nimmt in diesem Gebiet stark ab (GLA 1977) und bewirkt ebenso wie die Hochwässer der Dreisam einen Aufstau des Grundwassers; darüberhinaus wird der Grundwasserstand vom Betrieb des Kulturwehres am Rhein bei Breisach beeinflusst. Seit dessen Inbetriebnahme 1965 liegt der Grundwasserspiegel etwa zwei Meter unter Gelände. Führt der Rhein Hochwasser, so tritt das Grundwasser oberflächlich aus. Der Riedkanal als Oberflächengewässer entstand 1923 im Zuge der Entwässerung des Wasenweiler Rieds.

Der Neugraben wurde als Zufluß in die Untersuchungen einbezogen. Er verläuft, an der Kläranlage Merdingen beginnend, in nördlicher Richtung durch die Niederterrasse und mündet nach 4,3 km in den Riedkanal (Abb. 1). Auch der Neugraben entstand durch die Entwässerung der grundwassernahen Wiesen in den 20er Jahren (SCHWEISGUT 1930).

3. Methoden

Riedkanal und Neugraben wurden an vier bzw. zwei Untersuchungsstellen (Abb. 1) von Mai bis September 1993 in vierzehntägigem Abstand untersucht. Vor Ort wurden Bachbreite, Wassertiefe und mittlere Fließgeschwindigkeit (Driftkörpermethode) ermittelt, ferner wurden die Parameter Luft- und Wassertemperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und -sättigung mit WTW-Geräten elektrisch gemessen. Im Labor des geographisch-hydrologischen Instituts der Universität Freiburg erfolgten die Analysen der Parameter NO_2^- -N (DEV DIN), NH_4^+ -N (DEV DIN), NO_3^- -N (Natriumsalicylatmethode nach Scheringa) und o-PO_4^{3-} (Verfahren nach Vogler). Einmalig fand eine orientierende Analyse der Gesamthärte (titrimetrisch) und der Chloridkonzentration (DEV DIN) statt.

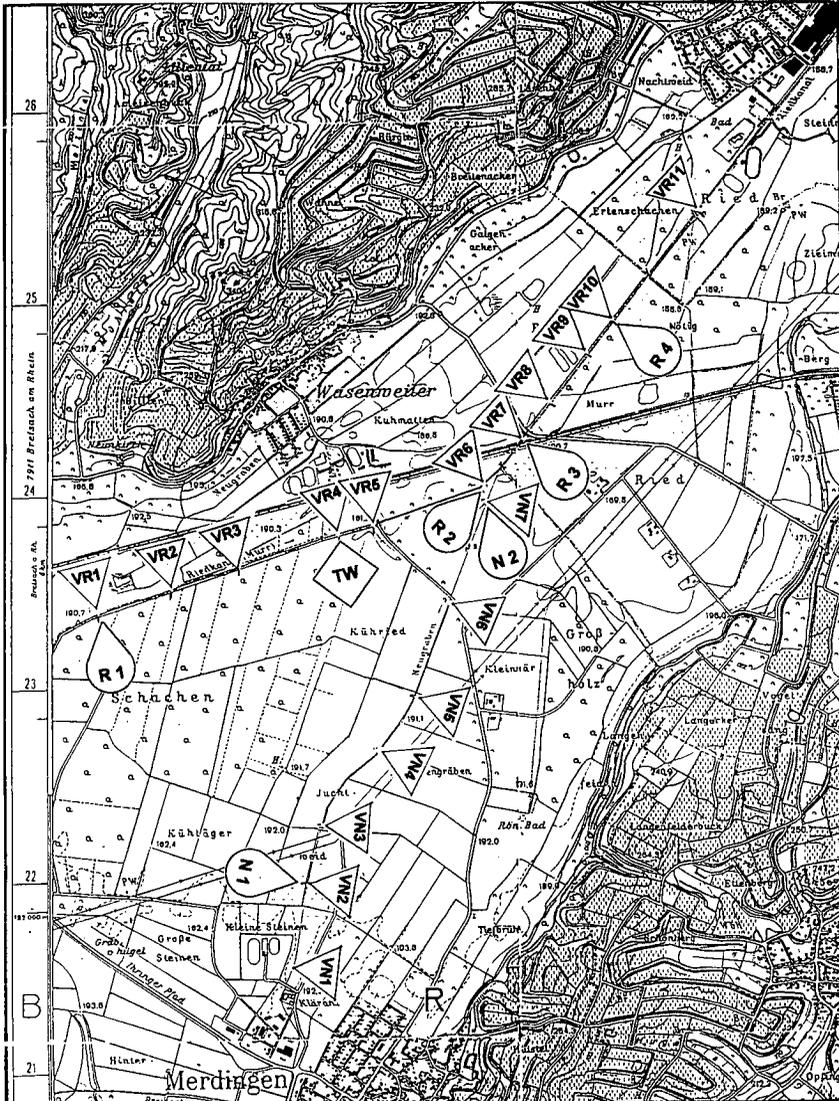


Abb. 1: Lage der limnologischen Untersuchungsstellen an Riedkanal (R1–R4) und Neugraben (N 1, N 2) sowie der Vegetationsaufnahme-Flächen (VR1–VR11; VN 1–VN7).

Ein Tagesgang an zwei Probestellen sollte weitere Daten zur Charakterisierung des Gewässers liefern. Über 24 Stunden hinweg wurden im Abstand von einer (11–17 Uhr) oder von zwei Stunden (17–11 Uhr) die Parameter Luft- und Wassertemperatur, Lichtintensität, Sauerstoffgehalt und -sättigung, pH-Wert und Leitfähigkeit ermittelt.

Die Substratzusammensetzung verändert sich im Verlauf des Riedkanals von kiesig nach sandig-schluffig, ist aber im Querprofil einheitlich. Die Sohle des Neugrabens besteht aus einer mächtigen Schicht von Feinsedimenten. Die Aufnahmen des Makrozoobenthos erfolgten viermalig im Untersuchungszeitraum und wurden je nach Substrat mit einem „Surber-Sampler“ (Flächenmaß 30 x 40 cm,

Maschenweite 0,5 mm) oder einem Ekmangreifer (Flächenmaß 15 x 15 cm) durchgeführt (SCHWOERBEL 1986). Zur Entnahme des Makrozoobenthos wurden flächenbezogene Sammelverfahren gewählt, um die Ergebnisse der einzelnen Probestellen vergleichen zu können und um die tatsächliche Verteilung der Organismen auf der Sohle möglichst genau zu erfassen. Um auch die Makrophytenbestände zumindest annähernd flächenbezogen untersuchen zu können, wurden sie in gleicher Weise mit dem Surbersampler erfaßt. Dabei wurden alle Pflanzen der Probefläche aus dem Substrat gezogen und ins Netz gegeben.

Die Organismen wurden mit Binokular und Mikroskop – soweit möglich – bis auf Artniveau bestimmt und gezählt. Bei sehr häufig vorkommenden Taxa wurden Teile der Proben ausgezählt und die Abundanzen hochgerechnet. Zur Bestimmung oder zur Revision mancher Gruppen (Hydracarina, Oligochaeta, Coleoptera, Gastropoda) wurden Spezialisten hinzugezogen.

Aus den ermittelten Daten wurden die Parameter Individuenabundanz, Dominanz, Shannon-Diversitätsindex, Evenness, Saprobienindex und Gewässergüte (DEV DIN) berechnet. Ferner erfolgte eine Einteilung der Taxa in Ernährungs- und Biozönosotypen. Neben diesen Parametern, die üblicherweise zur Charakterisierung von Gewässern verwendet werden, erfolgte eine Auflistung der nachgewiesenen Quellbach- und reotypischen Arten.

Die Untersuchung der Vegetation der beiden Fließgewässer erfolgte am 23. und 30. Juli 1993. Sie wurden zunächst in ihrem gesamten Längsverlauf abgegangen; dann erfolgte die Auswahl der 20 m langen Untersuchungsabschnitte derart, daß eine Quasi-Homogenität der Vegetation und der erkennbaren Standortfaktoren gegeben war und alle wesentlichen Veränderungen der Gewässervegetation im Längsverlauf erfaßt wurden. Am Riedkanal wurden 11 Abschnitte (VR 1 bis VR 11) und am Neugraben 7 Abschnitte (VN 1 bis VN 7) gewählt (Abb. 1). Es wurden die dort vorkommenden Hydro- und Helophyten aufgenommen und ihre Häufigkeit nach der Methode von Braun-Blanquet durch Individuenzahlen und Deckungsklassen bestimmt.

Aufgrund einer Vielzahl von Vegetationsaufnahmen und hydrochemischen Messungen vergangener Jahre (z.B. BUCHWALD 1989 u. 1995, HUBER 1996) war es möglich, in Anlehnung an die Catena der Eutrophierung in den elsässischen Grundwasserbächen (z.B. CARBIENER et al. 1987, 1990) ein vorläufiges regionales Kartierungsschema für die Fließgewässer der südbadischen Oberrheinebene zu entwickeln, das die Zusammenfassung von Makrophyten in 5 Vegetationstypen unterschiedlicher Trophiestufe (vgl. folgenden Abschnitt) beinhaltet. Mit Hilfe der gefundenen Makrophyten und deren Häufigkeiten wurden die zwei untersuchten Gewässer in Abschnitte unterschiedlicher Vegetationstypen und damit unterschiedlicher Trophiestufen unterteilt.

4. Vegetationstypen der Fließgewässer in der südbadischen Oberrheinebene (Catena der Trophiestufen)

Die in dieser Arbeit vorgestellte Kette von Vegetationstypen für die Fließgewässer der südbadischen Oberrheinebene beruht auf einer Vielzahl von Vegetationsaufnahmen und hydrochemischen Messungen, ist aber wegen des Fehlens von Langzeit-Untersuchungen an Dauer-Probeflächen noch vorläufiger Natur. Sie umfaßt 5 Vegetationseinheiten, die im folgenden nach zunehmender Trophiestufe geordnet sind und selbstverständlich alle Übergänge zur jeweils folgenden Einheit zeigen (Tab.1).

A: *Potamogeton coloratus* (- *Juncus subnodulosus*)-*Sium erectum*-Typ

Die Artengemeinschaft ist nach CARBIENER et al. (1987, 1990) gekennzeichnet durch das Vorkommen von *Potamogeton coloratus*, *Juncus subnodulosus* fo. *submersus*, *Chara hispida* und *Sium erectum* (= *Berula erecta*) fo. *submersum* und wächst in katharoben, Phosphat- und Ammonium-armen Grundwasserbächen. In Südbaden ist dieser Typus seit mehr als 15 Jahren nicht mehr nachgewiesen worden, im Großen Elsässischen Ried sind aktuell etwa 10 Fundorte bekannt. Die Emersvegetation ist meist spärlich entwickelt mit *Mentha aquatica*, *Juncus subnodulosus*, *Sium erectum* und wenigen anderen Arten.

Tab. 1: Vorläufige Übersicht der Vegetationstypen in Fließgewässern der südbadischen Oberrheinebene, geordnet nach zunehmender Trophiestufe. Angegeben sind jeweils die Kennarten und häufigen Begleiter (in Auswahl), mit Fettdruck hervorgehoben die für die Bioindikation entscheidende Vegetationsschicht. Wenn nicht gesondert bezeichnet, handelt es sich um die „typischen“ (d.h. in den Gewässern am häufigsten vorgefundenen) Wuchsformen; zur Bezeichnung der Vegetationstypen A–E siehe Text.

<u>Vegetationstyp</u>	<u>submers/flutend/pleustisch</u>	<u>emers</u>
A	Potamogeton coloratus Juncus subnodulosus fo. submersus Sium erectum fo. submersum Chara hispida	Mentha aquatica Juncus subnodulosus Sium erectum Carex paniculata Carex elata
B	Sium erectum fo. submersum (optimal) Mentha aquatica fo. submersa Nasturtium officinale fo. submersum Veronica anag.-aquatica fo. submersa Groenlandia densa	Sium erectum Mentha aquatica Phragmites australis Veronica anag.-aquatica Carex elata Carex acutiformis
C	Sium erectum fo. submersum Nasturtium officinale fo. submersum Myosotis palustris agg. fo. submersa Phalaris arundinacea fo. submersa Callitriche obtusangula Callitriche stagnalis/platycarpa Potamogeton berchtoldii Veronica anag.-aquatica fo. submersa Lemna trisulca Lemna minor Elodea canadensis	Sium erectum Nasturtium officinale Myosotis palustris Phalaris arundinacea Sparganium erectum s.l. Phragmites australis Carex acutiformis Veronica anag.-aquatica Filipendula ulmaria
D	Phalaris arundinacea fo. submersa Callitriche stagnalis/platycarpa Callitriche obtusangula Potamogeton pectinatus Ranunculus fluitans Elodea canadensis Lemna minor	Phalaris arundinacea (optimal) Glyceria maxima Ranunculus repens Nasturtium officinale Carex acutiformis Polygonum hydropiper Filipendula ulmaria Impatiens glandulifera
E		Polygonum hydropiper Urtica dioica Ranunculus repens Phalaris arundinacea Impatiens glandulifera

B: *Sium erectum*-Typ (*Sium erectum* optimal)

Diese Pflanzengemeinschaft ist dem Beruletum angustifoliae submersae Roll 38 gleichzusetzen und durch die Dominanz von submers wachsenden Phänomorphen (vgl. BUCHWALD 1992) einiger Grundwasserzeiger (*Sium erectum*, *Mentha aquatica*, *Nasturtium officinale*, *Veronica anagallis-aquatica* u.a.) sowie negativ durch das weitgehende Fehlen von Arten des A- und des C-Typs charakterisiert. Die Vegetationseinheit ist Zeiger für den (oligo- bis) mesotrophen Bereich der Trophieskala. Als emers wachsende Kontaktvegetation findet man in der Regel ein artenarmes Sietum erecti Philippi 73.

C: *Sium erectum*-*Lemna trisulca*-Typ

Die Vegetationseinheit ist in mesotrophen bis leicht eutrophen Fließgewässern angesiedelt und setzt sich aus einer Anzahl weitgehend eurytraphenter Arten und Phänomorphen wie *Lemna trisulca*, *Callitriche obtusangula*, *Callitriche stagnalis/platycarpa*, *Sium erectum* fo. submersum und *Myosotis palustris* fo. submersa zusammen. In der Emersvegetation findet man Arten des Sietum erecti, Nasturtietum officinalis, Sparganietum erecti s. str. oder (suboptimal) des Phalaridetum arundinaceae.

D: *Phalaris arundinacea*-*Glyceria maxima*-Typ

Mit steigendem Trophiegrad nehmen Deckung und Artenzahl der submersen/flutenden/pleustischen Vegetation ab; in dieser eutraphenten Vegetationseinheit finden sich *Phalaris arundinacea* fo. submersa (optimal), *Callitriche stagnalis/platycarpa*, *Potamogeton pectinatus*, *Ranunculus fluitans* und andere, während *Lemna trisulca* und *Callitriche obtusangula* gegenüber der Einheit C zurücktreten. Die emerse Wasservegetation ist regelmäßig entwickelt und wird in erster Linie als Trophiezeiger verwendet; sie besteht aus einigen charakteristischen Vertretern wie *Phalaris arundinacea* (auch in B, C und E vorkommend), *Glyceria maxima*, *Ranunculus repens*, *Filipendula ulmaria* sowie – seltener – *Carex acutiformis* und *Polygonum hydropiper*.

E: *Polygonum hydropiper*-*Urtica dioica*-Typ (Verödungszone der submersen/flutenden Vegetation)

In stark eutrophen bis hypertrophen Fließgewässern ist in der Regel keine oder eine sehr artenarme submerse, flutende oder pleustische Vegetation ausgebildet (Arten wie bei D; häufig Grünalgenmatten dominierend). Als Indikatoren dieser Trophiestufe werden daher ausschließlich Helophyten herangezogen, so *Polygonum hydropiper*, *Urtica dioica*, *Ranunculus repens* (auffällig dunkelgrün glänzend und mastig wachsend) sowie als Begleiter *Phalaris arundinacea*, *Impatiens glandulifera* und andere.

Die Vegetationstypen A und B sind für die elsässische und die südbadische Oberreinebene identisch, während die Typen C, D und E den stärker eutrophierten Bereich indizieren; dies ist notwendig, da die südbadischen Fließgewässer aufgrund der schwächeren Grundwasserbeeinflussung und der – im Durchschnitt – intensiveren landwirtschaftlichen Nutzung weiter im eutrophen und hypertrophen Bereich angesiedelt sind als die elsässischen.

Obwohl die Emersvegetation geringere Korrelationen zu den hydrochemischen Größen des freien Wassers aufweist als die submerse oder flutende Vegetation, wurde sie – im Gegensatz zu den Eutrophierungsketten von KOHLER (1971) und

CARBIENER et al. (1987, 1990) – in das vorliegende regionale System integriert. Zum einen können damit auch der eutrophe und der eutroph-hypertrophe Bereich durch jeweils eine Pflanzengemeinschaft (D, E) klar gekennzeichnet werden, zum anderen ist durch die Hinzunahme der Emersvegetation für die Vegetationstypen A, B und C eine zusätzliche Information über die gesamten Vegetationsverhältnisse in den Fließgewässern dieser Trophiestufen gegeben.

Die Bioindikation der Trophiestufen mit Hilfe von Wasserpflanzen ist nicht unumstritten, doch sei die Diskussion der grundsätzlichen Problematik (vgl. z.B. CAIRNS 1974, KOHLER 1982, 1995) wie auch der hier vorgestellten Kette der Trophiestufen für die südbadische Oberrheinebene an anderer Stelle geführt (BUCHWALD in prep.).

5. Ergebnisse

5.1 Riedkanal

a) Ergebnisse der physikalisch-chemischen Untersuchungen

Der im Untersuchungsgebiet von Grundwasseraufstößen geprägte Riedkanal weist hinsichtlich der Wasserführung deutliche Unterschiede im Längsverlauf auf; die zeitweise stehenden bzw. trockenfallenden Gewässerabschnitte der Untersuchungsstellen R1 und R2 zeigten mit maximal 17,6 und 33,0 l/s einen geringen Abfluß. Die mittleren Fließgeschwindigkeiten betragen lediglich 0,05 (R1) und 0,04 m/s (R2). Im weiteren Verlauf des Gewässers stieg der Abfluß rasch an: auf einer Strecke von 380 m erfolgte ein Anstieg auf maximal 136 l/s an der Untersuchungsstelle R3. Nach weiteren 1400 m Fließstrecke betrug der Abfluß an der Stelle R4 bis zu 361 l/s. Die mittlere Fließgeschwindigkeit sank von 0,2 m/s (R3) auf 0,1 m/s (R4) ab. Das Gewässer ist in bezug auf die Parameter Leitfähigkeit (574 bis 823 $\mu\text{S}/\text{cm}$), pH-Wert (6,9 bis 7,5) und Gesamthärte (22°dH) nach der Klassifizierung von BRAUKMANN (1987) als Carbonatbach einzustufen.

Tab. 2: Statistische Kennwerte der Wassertemperaturen in [°C] an den Untersuchungsstellen von Riedkanal und Neugraben.

	Untersuchungsstellen					
	R1	R2	R3	R4	N1	N2
Mittelwert [°C]	12,5	14,4	12,4	11,5	18,6	16,2
Standardabweichung [°C]	1,6	1,0	0,6	0,6	2,1	1,9
Minimum - Maximum [°C]	10,2 - 14,5	12,2 - 15,9	11,5 - 13,3	10,5 - 12,5	16,3 - 23,0	13,6 - 19,7
Anzahl der Messungen	8	10	10	10	10	9

Tab. 3: Statistische Kennwerte der Sauerstoffsättigungen [%] an den Untersuchungsstellen von Riedkanal und Neugraben.

	Untersuchungsstellen					
	R1	R2	R3	R4	N1	N2
Mittelwert	32%	64%	51%	51%	29%	48%
Standardabweichung	13%	17%	8%	6%	12%	10%
Minimum - Maximum	28% - 38%	44% - 87%	39% - 63%	42% - 59%	12% - 50%	30% - 62%
Anzahl der Messungen	8	10	10	10	10	9

Der Riedkanal ist durch eine deutliche Kaltstenothermie gekennzeichnet. Die Temperaturen der konstant wasserführenden Untersuchungsstellen R3 und R4 schwankten im Untersuchungszeitraum nur geringfügig und bewegten sich mit maximalen Sommertemperaturen von 13,3 °C nur wenig über der Temperatur des Grundwassers von etwa 10 °C (Tab. 2). Der Beschattungsgrad als ein weiterer die Temperatur von Gewässern prägender Faktor spielt offensichtlich eine nur geringe Rolle, da die Untersuchungsstelle R3 – in einem unbeschatteten Teil des Gewässers liegend – nur geringfügig höhere Sommertemperaturen als die Stelle R4 aufwies, die im Bereich eines geschlossenen Waldes liegt und daher stark beschattet ist. Der Temperaturhaushalt spiegelt somit einen deutlichen Einfluß des Grundwassers auf den Riedkanal wider.

Ferner zeigte der Sauerstoffhaushalt des Gewässers eine große Abhängigkeit von der Sauerstoffkonzentration des Grundwassers, die bei etwa 3,5 mg/l lag. Die quellenah, gering wasserführende Untersuchungsstelle R1 wies extrem geringe und recht konstante Werte der Sauerstoffsättigung von 28 bis 38 % auf (Tab. 3). Die höchsten Werte wurden an der Untersuchungsstelle R2 (44 bis 87 %) ermittelt, die im unteren Teil eines wenig wasserführenden Bereiches mit spärlich ausgebildeten Makrophytenbeständen liegt. Die zum Sommer hin ansteigende Sauerstoffsättigung weist darauf hin, daß die photosynthetischen Prozesse diesen Parameter wesentlich beeinflussen. Die gleichmäßig wasserführenden Untersuchungsstellen R3 und R4 wiesen Werte von 39 bis 63 % (R3) und 42 bis 59 % (R4) auf. Die Tagesgangmessungen ergaben Sauerstoffsättigungen von 30–72 % (R3) und 64–79 % (R4). Trotz sehr großer Makrophytenbestände oberhalb und im Bereich von R3 wurden mit maximal 72 und 79 % relativ geringe Werte gemessen.

Die Konzentrationen der eutrophierungsrelevanten Parameter Ammonium, Nitrit und Phosphat waren zumindest an einigen Untersuchungstagen gegenüber den Werten des Grundwassers erhöht. Sie weisen auf eine schwache Eutrophierung des Riedkanals sowohl vor als auch nach dem Zufluß des Neugrabens hin. Es zeigte sich der „dämpfende“ Einfluß des austretenden Grundwassers auf die Belastung durch oberflächlich zufließendes Wasser, indem das Grundwasser im Untersuchungszeitraum – mit Ausnahme einer Einzelmessung – einen starken Anstieg der Konzentrationen von Ammonium, Nitrit und Phosphat durch das stark belastete Wasser des Neugrabens verhinderte. Die Ammonium-N-Konzentration betrug maximal 0,14 mg/l und die Nitrit-N-Konzentration maximal 0,04 mg/l, wobei die Werte beider Parameter an den meisten Untersuchungstagen im Bereich der Nachweisgrenze lagen. Der Phosphat-P-Gehalt im Riedkanal wies eine Amplitude von 6 bis 223 µg/l auf und lag an den meisten Untersuchungstagen unterhalb von 50 µg/l. Grundwasser und Riedkanal zeichnen sich durch stark erhöhte Nitrat-N-Konzentrationen aus (Tab. 4). Die Werte betragen bis zu 12,1 mg/l und waren mit

Tab. 4: Statistische Kennwerte der Nitrat-N-Konzentrationen [mg/l] an den Untersuchungsstellen von Riedkanal und Neugrabens.

	Untersuchungsstellen					
	R1	R2	R3	R4	N1	N2
Mittelwert [mg/l]	11,0	9,1	9,8	10,3	22,3	8,1
Standardabweichung [mg/l]	1,6	0,7	0,7	0,4	11,1	4,8
Minimum - Maximum [mg/l]	7,2 - 12,1	7,9 - 10,3	8,4 - 10,6	9,5 - 10,8	1,9 - 34,7	2,0 - 16,1
Anzahl der Messungen	8	10	10	10	10	9

8,01 mg/l bereits im Grundwasser stark erhöht (Trinkwasseranalyse am Tiefbrunnen Wasenweiler am 9.11.93). Der Riedkanal ist somit ein Nitrat-hypertrophes Gewässer. Hohe Nitrat-Konzentrationen treten gerade in Flachlandbächen inmitten von landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen auf; beim Riedkanal gehen sie auf eine in der badischen Oberrheinebene bereits ins Grundwasser vorgedrungene Stickstoff-Belastung zurück. Nach EG-Richtlinie beträgt der Grenzwert für Nitrat-N im Trinkwasser 11,5 mg/l.

b) Ergebnisse der faunistischen Untersuchungen

Bei den faunistischen Untersuchungen wurden 90 Taxa nachgewiesen, von denen 66 bis zur Art bestimmt wurden. Als besonders artenreich erwiesen sich die Gruppen der Coleoptera (21 Arten) und Diptera (11 Familien). Weitere im Riedkanal recht artenreiche Gruppen waren die Acarina und Gastropoda mit jeweils 8 Arten. Insgesamt wurden im Riedkanal pro m² 724 bis 30829 Individuen nachgewiesen, die 8 bis 34 Taxa angehörten. Die Untersuchung des grundwassergespeisten Fließgewässers an den vier Untersuchungsstellen ergab, daß einige nach BRAUKMANN (1987) charakteristische Arten der Flachlandbäche wie *Asellus aquaticus*, *Gammarus pulex*, *Gammarus roeseli*, *Polycelis nigra*, *Polycelis tenuis*, *Dendrocoelum lacteum*, *Sialis lutaria* dominierten. Ferner traten *Gammarus fossarum* und *Elmis aenea* als Charakterformen der Berg- und Gebirgsbäche auf, wobei erstere Art nach GELLER (1970) in der badischen Oberrheinebene nur schwach vertreten ist. Die überwiegende Anzahl der Taxa im mit Detritus angereicherten Gewässer sind (a) Zerkleinerer (15 Taxa), z.B. *Asellus aquaticus*, Gammariden und einige Gastropoda, (b) Sedimentfresser (21 Taxa), z.B. Oligochaeten und Chironomiden, sowie (c) Räuber (36 Taxa), so die Gruppen der Hirudinea, Acarina und Hydroporinae. Nur in kleiner Anzahl kamen im Riedkanal die Filtrierer (4 Taxa, z.B. *Simulium* spp. und die Culicidae) sowie die Weidegänger (11 Taxa, z.B. die Gattungen *Elmis*, *Haliphus*, *Baetis* und *Silo*) vor; sie traten bevorzugt an der Untersuchungsstelle R3 (0,20 m/s) auf, an der das Gewässer aufgrund der starken Grundwasser-Anbindung schnell über kiesige Sohle strömt.

Das Gewässer ist durch die für Flachlandbäche typische starke Dominanz der Crustaceen geprägt. An den Untersuchungsstellen R1, R2 und in den Pflanzenproben der Untersuchungsstelle R3 war *Asellus aquaticus* (maximal 70,6 %), im kiesigen Substrat der Stelle R3 und an der Stelle R4 dagegen *Gammarus pulex* (maximal 69,9 %) die Art mit der höchsten Dominanz. Eine Besonderheit in der sommerwarmen Oberrheinebene stellen die ökologisch anspruchsvollen Quellbacharten dar, nämlich *Gammarus fossarum*, *Arrenurus cylindricus*, *Hygrobates prosiliensis*, *Hygrobates fluvialis*, *Lebertia fimbriata*, *Lebertia sparsicapillata*, *Elmis aenea*,

Tab. 5: Saprobienindex, Saprobitätsstufe und Güteklasse an den Untersuchungsstellen von Riedkanal und Neugraben.

Untersuchungsstellen	Saprobienindex S	Saprobitätsstufe	Güteklasse
R1	2,45 ± 0,06	β-meso- bis æ-mesosaprob	II-III
R2	2,39 ± 0,09	β-meso- bis æ-mesosaprob	II-III
R3	2,24 ± 0,20	β-mesosaprob	II
R4	2,16 ± 0,12	β-mesosaprob	II
N1	3,37 ± 0,08	æ-meso- bis polysaprob	III - IV
N2	2,93 ± 0,21	æ-mesosaprob	III

Sericostoma personatum und *Silo nigricornis*, die im gesamten Längsverlauf nachgewiesen wurden; alle Arten sind – mit Ausnahme von *Arrenurus cylindratus* – zugleich rheotypisch. Die Untersuchungsstelle R3 wies die größte Anzahl von Quellbach- und von rheotypischen Arten auf, was als Folge des starken Grundwasserzuflusses und der damit verbundenen größeren Strömung interpretiert wurde (Tab. 6,7). An

Tab. 6: Rheotypische Arten der Untersuchungsstellen von Riedkanal und Neu-graben.

Art	Untersuchungsstellen					
	R1	R2	R3	R4	N1	N2
Acarina						
<i>Erpobdella octoculata</i>	X	X	X	X		X
<i>Glossiphonia complanata</i>	X	X	X	X		X
<i>Hygrobates fluviatilis</i>			X			
<i>Hygrobates nigromaculatus</i>		X	X	X		
<i>Hygrobates prosiliens</i>	X	X				
<i>Lebertia fimbriata</i>			X			
<i>Lebertia sparsicapillata</i>			X			X
<i>Wettina podagrica</i>		X		X		
Coleoptera						
<i>Elmis aenea</i>		X	X	x		
<i>Elmis maugetii</i>	X	X				
<i>Haliphus laminatus</i>						X
<i>Haliphus lineatocollis</i>			X			
<i>Stictotarsus-12-pustulatus</i>		X	X	X		
Crustacea						
<i>Gammarus fossarum</i>	X	X	X	X		
<i>Gammarus pulex</i>	X	X	X	X		X
<i>Gammarus roeseli</i>	X	X	X	X		
Ephemeroptera						
<i>Baetis vernus</i>			X			
Odonata						
<i>Calopteryx virgo</i>		X	X			
<i>Chalcolestes viridis</i>		X	X			
Trichoptera						
<i>Sericostoma personatum</i>	X	X				
<i>Silo nigricornis</i>			X			
Anzahl: Rheotypische Arten	6	14	18	9	0	5
Gesamtartenzahl	22	34	42	22	6	28
Anteil: Rheotypische Arten [%]	27	41	43	41	0	18

dieser Stelle wurde mit 34 auch die größte Zahl von Taxa im gesamten Gewässer festgestellt. Die quantitative und qualitative Zusammensetzung der tierischen Biozönose wurde folglich nicht durch das Wasser des zufließenden Neugrabens, sondern v. a. durch die Grundwasser-Anbindung beeinflusst.

Die ermittelten Saprobienindices zeigen, daß die organische Belastung im Längsverlauf des Gewässers nicht zu-, sondern geringfügig abnahm, und belegen damit den dominierenden Einfluß des Grundwassers (Tab. 5). Die Belastung der im oberen Bereich des Gewässers gelegenen Untersuchungsstellen R1 und R2 wurde als kritisch (II-III) eingestuft, damit das Gewässer als β - bis α -mesosaprob. An diesen Stellen war *Asellus aquaticus* (Saprobiewert: 2,7) aufgrund seiner hohen Individuenzahlen die wichtigste Indikatorart. Die ermittelten Indices betragen an R1 $2,45 \pm 0,06$ und an R2 $2,39 \pm 0,09$. An den Untersuchungsstellen R3 und R4 war das Gewässer mäßig belastet (Güteklasse II), demnach β -mesosaprob. An diesen Stellen mit Indices von $2,24 \pm 0,2$ (R3) und $2,16 \pm 0,12$ (R4) war die Dominanz von *Gammarus pulex* (Saprobiewert: 2,1) an den meisten Untersuchungstagen größer als diejenige von *Asellus aquaticus*. Die Saprobienindices und ihre Streuungsmaße spiegelten den von den dominanten Taxa indizierten saprobiellen Zustand wieder.

Die generell starke Dominanz der Crustaceen zeigte sich auch in den recht niedrigen Diversitätsindices (0,86 bis 2,65). Das kiesige Substrat der Untersuchungsstelle R3 zeigte relativ hohe Diversitätsindices (2,04 bis 2,65). An dieser Stelle waren die Individuenzahlen gleichmäßiger auf die einzelnen Arten verteilt als an den anderen Probestellen. So betrug die maximale Dominanz eines Taxons an dieser Stelle ledig-

Tab. 7: Quellbacharten der Untersuchungsstellen von Riedkanal und Neugrabens.

Art	Untersuchungsstellen					
	R1	R2	R3	R4	N1	N2
Acarina						
<i>Arrenurus cylindricus</i>	X	X	X	X		X
<i>Hygrobatas fluviatilis</i>			X			
<i>Hygrobatas prosiliens</i>		X	X			
<i>Lebertia fimbriata</i>			X			
<i>Lebertia sparsicapillata</i>			X			X
Coleoptera						
<i>Elmis aenea</i>		X	X	X		
Crustacea						
<i>Gammarus fossarum</i>	X	X	X	X		
Trichoptera						
<i>Sericostoma personatum</i>	X	X				
<i>Silo nigricornis</i>			X			
Anzahl der Quellbacharten	3	5	8	3	0	2
Gesamtartenzahl	22	34	42	22	6	28
Anteil der Quellbacharten [%]	14	9	19	14	0	4

lich 28,4 %. Die in der Natur vorkommenden Biozönosen erreichen maximal Werte bis 4,5; die meisten Indices liegen jedoch zwischen 1,5 und 3,5 (MÜHLENBERG 1989). Die in dieser Arbeit ermittelten Werte liegen im unteren Bereich des üblichen Spektrums, einige sogar darunter. Die von BRAUKMANN (1987) ermittelten mittleren Diversitätsindices von Tieflandbächen sind geringer als die der Berg- und Gebirgsbäche. Die aufgrund homogener Substrat- und Strömungsbedingungen niedrigeren Taxazahlen sowie die starke Dominanz von *Gammarus pulex* erklären die niedrigen Werte der Tieflandbäche. BRAUKMANN (l.c.) untersuchte weitgehend unbelastete und unverbaute Bäche. Der Riedkanal ist jedoch nicht naturnah; anthropogene Einflüsse zeigen sich im geradlinigen Verlauf, der sich im Querprofil durch eine einheitliche Sohlstruktur äußert, sowie im erhöhten Gehalt an Nitrat.

Noch geringer ist die Diversität am Neugraben, wo unzureichend geklärtes Abwasser die Biozönose prägt. Mit Werten von 1,46 bis 2,06 zeigt die belastete Untersuchungsstelle N2 mit mächtiger Schlammauflage über der Sohle jedoch keine geringeren Werte als die Untersuchungsstelle R4 (1,14 bis 1,96), die ein schlammig-sandiges Substrat aufweist, aber mit Ausnahme der hohen Nitratkonzentrationen nur gering belastet ist. BRAUKMANN (1987) ermittelte in Tieflandbächen Diversitätswerte unter 1, wobei es sich nicht um Gewässer handelte, die durch Abwasserbelastungen oder Ausbaumaßnahmen anthropogen beeinflusst waren. Umgekehrt traten außerordentlich hohe Dominanzen einzelner Arten auch in recht ungestörten Gewässerläufen auf. Folglich kann der Diversitätsindex lediglich als ein Maß für die Verteilung der Individuen einer Biozönose auf die in ihr vorhandenen Arten betrachtet werden. Ein direkter Vergleich mit den von BRAUKMANN (l.c.) ermittelten Werten war nicht möglich, da dieser zur Berechnung den Logarithmus zur Basis 2 verwendete, während in die Berechnungen der vorliegenden Arbeit der natürliche Logarithmus einging. Zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern schlägt BRAUKMANN (1992) eine Kombination von Diversitätsindex und Saprobienindex vor, den sogenannten „Biotischen Index“. Hohe Taxadiversitäten und niedrige Saprobienindices ergeben hohe Werte des biotischen Index. Der Natürlichkeitszustand wird somit auf der Basis der biozönotischen Vielfalt bei hinreichender Berücksichtigung des saprobiellen Zustands bewertet.

c) Ergebnisse der vegetationskundlichen Untersuchungen

Die Bestandsaufnahme der Vegetation ergab im Längsverlauf einen geringfügigen Anstieg des Trophiegrades von (oligotroph-) mesotroph bis mesotroph (-eutroph) (Abb. 2). Kennarten der oligotrophen Stufe wie *Potamogeton coloratus* und *Juncus subnodulosus* fo. *submersus* und der eutroph-hypertrophen Stufe wie z.B. *Urtica dioica* und *Polygonum hydropiper* wurden nicht nachgewiesen. Der mäßig bis stark beschattete, im Merdinger Wald verlaufende 1. Abschnitt wird als (oligotroph-) mesotroph bis mesotroph eingestuft (Tab. 8). Er wies im Untersuchungsjahr einen geringen Deckungsgrad (1 bis 20 %) der Vegetation auf, mit *Sium erectum* und *Phalaris arundinacea* als häufigsten Arten. Der 2. Abschnitt des Gewässers mit einem mittleren Beschattungsgrad wurde als mesotroph klassifiziert. Zusätzlich zu den beiden erstgenannten Arten traten in Beständen mit einem Deckungsgrad > 5 % *Callitriche platycarpa/stagnalis* und *Nasturtium officinale* auf. Der geringfügig stärker eutrophierte, unbeschattete bis stark beschattete 3. Abschnitt des Gewässers, der unterhalb des Neugrabenzuflusses und im Bereich größeren Grundwasserzustroms gelegen ist, zeigte die größte Artenvielfalt. Charakteristisch waren außer *Lemna trisulca* die Arten *Lemna cf. minuscula*, *Callitriche obtusangula*, *Veronica anagallis-aqua-*



Abb. 3: Untersuchungsstelle R 3 mit dichtem Bestand von *Nasturtium officinale*, dazu (u.a.) *Filipendula ulmaria*, *Phragmites australis*, *Stium erectum*.

5.2 Neugraben

a) Ergebnisse der physikalisch-chemischen Untersuchungen

Der Neugraben wies unterhalb der kommunalen Kläranlage Merdingen mit maximal 38,8 l/s einen recht geringen Abfluß auf. Im Längsverlauf nahm die Wasserführung durch Versickerung stark ab. Am 25. 8. 1993 führte der Graben an der Stelle N1 überhaupt kein Wasser mehr. Die Wassertemperaturen waren mit durchschnittlich 18,6 °C (N1) und 16,2 °C (N2) recht hoch (Tab. 2).

Der Index der Sauerstoffsättigung betrug 12–50 % an der Stelle N1 und 30–62 % an der Stelle N2. Die Mittel lagen bei 29 % (N1) und 48 % (N2), wobei die Werte im Längsverlauf des Gewässers zunahmen (Tab. 3). Die an N1 in großer Anzahl sichtbaren Belebtschlammflocken und die geringen Sauerstoffwerte belegen, daß die Abwasserreinigung in der Kläranlage nur unvollständig durchgeführt wurde/wird.

Die Kläranlage leitet dem Graben eine Mischung aus Quellwasser, Regenwasser und „geklärtem“ Abwasser zu. Der Trockenwetterabfluß im Neugraben besteht vorwiegend aus Abwasser der Kläranlage, während nach Niederschlägen zusätzlich Regenwasser über die Trennkanalisation zugeführt wird. Direkt oberhalb der Kläranlage war nur an wenigen Untersuchungstagen eine Wasserführung sichtbar.

Die im oberen Bereich des Gewässers von der Kläranlage bis etwa zur Untersuchungsstelle N1 sichtbare Belastung wurde weiterhin durch die Ergebnisse der chemischen Untersuchungen bestätigt. Die Konzentrationen von Ammonium, Nitrit, Nitrat und o-Phosphat lagen bei N1 durchweg in beträchtlicher Höhe, nahmen jedoch mit wenigen Ausnahmen im Längsprofil ab: Während an N1 Werte von 0,29 bis 5,94 mg/l Ammonium-N (Mittelwert 1,26 mg/l; Standardabw. 1,74 mg/l) gemessen wurden, betrug die entsprechenden Werte an N2 0,05–1,40 mg/l

(Mittelwert 0,41 mg/l; Standardabw. 0,48 mg/l). Neben Ammonium weist auch die Anwesenheit von Nitrit, einem Zwischenprodukt im Stickstoffkreislauf, auf Eutrophierung hin; hier wurde an N1 ein Mittelwert von 0,32 mg/l (Amplitude: 0,10–0,50 mg/l) und an N2 ein Mittelwert von 0,13 mg/l (Amplitude: 0,01–0,30 mg/l) bestimmt.

Die Nitrat-N-Konzentrationen lagen an der Stelle N1 an 7 von 10 Untersuchungstagen bei 23,9–34,7 mg/l, an den restlichen Tagen darunter bei einem Minimum von 1,9 mg/l (Mittelwert 22,3 mg/l); für die Stelle N2 beträgt der Mittelwert 8,1 mg/l bei Gesamtwerten zwischen 2,0 und 16,1 mg/l (Tab. 4). Auffällig waren die Extremwerte: so trat am 22.9.1993 das Minimum der Nitrat-Konzentration zusammen mit dem Sauerstoff- und Nitrit-Minimum sowie dem Ammonium-Maximum auf; zu dieser Zeit war die Kläranlage – wahrscheinlich wegen der zu diesem Zeitpunkt im Gebiet laufenden Weinkelterei – massiv überlastet. Das in Gewässern häufig als Minimumfaktor für das Pflanzenwachstum auftretende o-Phosphat wurde sowohl an N1 (1,29–3,03 mg/l) als auch an N2 (0,74–2,51 mg/l) in beträchtlichen Mengen nachgewiesen.

Die Abnahme der genannten belastungsrelevanten Parameter und die Zunahme des Sauerstoffgehalts im Längsverlauf können als Bilanz verschiedener Prozesse verstanden werden. Ein verringerter Abbau organischer Substanzen und die Aufnahme der Nährstoffe durch Makrophyten, die Ausfällung von Salzen sowie Adsorption der Ionen an Schwebstoffe und anschließende Sedimentation erklären das vorliegende Ergebnis. Außerdem muß ein – wenn auch minimaler – Austausch mit dem anstehenden Grundwasser in Betracht gezogen werden, der durch das Vorkommen von *Nasturtium officinale* und – eingeschränkt – von *Callitriche platycarpa* angezeigt wird. Die Verdünnung der eutrophierenden Substanzen durch Grundwasser-Anbindung wird jedoch als geringfügig betrachtet, da der Abfluß des Gewässers im gesamten Längsverlauf abnahm. Eine wesentliche Rolle dürfte darüberhinaus der N-Verlust durch Reduktion des gelösten Nitrats in Form von gasförmigem Stickstoff spielen.

b) Ergebnisse der faunistischen Untersuchungen

Wie es zu erwarten war, schließt die organische Belastung und der hohe Eutrophierungsgrad des Neugrabens das Vorkommen einer vielfältigen pflanzlichen und tierischen Besiedlung aus. Es wurden insgesamt 41 Taxa nachgewiesen, von denen 27 bis zur Art bestimmt wurden. Das dem Riedkanal zufließende Gewässer zeichnet sich durch extrem stark dominierende Taxa, geringe Diversitätsindices (0,22 bis 2,06) und hohe Saprobitätsindices (2,93 und 3,37) aus (Tab. 5). So war die etwa 620 m unterhalb der Kläranlage Merdingen gelegene Untersuchungsstelle N1 durch eine extrem verarmte Biozönose charakterisiert: hohe Individuenzahlen bis 65549 Ind./m² und niedere Taxazahlen von lediglich drei bis fünf, mit den dominierenden Arten *Chironomus thummi* und *Tubifex tubifex*, belegen die starke Belastung. So betrug die maximale Dominanz von *Tubifex tubifex* 94,9 %!

Die 2000 m unterhalb von N1 gelegene Untersuchungsstelle N2 wies mit 7 bis 27 Taxa Verhältnisse auf, die in einer dem Riedkanal ähnlichen Größenordnung liegen. Der Saprobienindex von 2,93 entspricht der Gewässergüte III und beruht auf der Dominanz von *Lumbriculus variegatus* und *Chironomus thummi*. Aufgrund der Selbstreinigung, Sedimentation, Versickerung und Verdünnung durch Grundwasserzufluß war jedoch kein negativer Einfluß auf die Güteklasse des Riedkanals an der Untersuchungsstelle R3 feststellbar.

c) Ergebnisse der vegetationskundlichen Untersuchungen

Der Neugraben konnte in drei Vegetationszonen eingeteilt werden, die im Längsverlauf eine Abnahme der Trophiestufe von (eutroph-hypertroph -) eutroph bis zu (mesotroph -) eutroph anzeigen, also von (E-)D bis zu (C-)D (Tab. 8, Abb. 2). Der 1. Abschnitt mit der Untersuchungsstelle N1 zeichnet sich, mit Ausnahme von *Lemna minor*, durch das Fehlen von Hydrophyten aus; einzig vorkommende emerse Arten waren *Urtica dioica*, *Ranunculus repens* und *Polygonum hydropiper*, die im eutrophen und eutroph-hypertrophen Bereich ihr Hauptvorkommen haben, sowie *Phalaris arundinacea*. Im mittleren, bis zur Straßenbrücke verlaufenden eutrophen Abschnitt des Gewässers kamen die eutraphente Art *Glyceria maxima*, welche den Bereich D indiziert, sowie die auch im mesotrophen Bereich vorkommenden Arten *Carex acutiformis* und *Phragmites australis* hinzu. Im unteren Abschnitt des Neugrabens mit der Untersuchungsstelle N2 kam *Phalaris arundinacea* mit Deckungsgraden > 50 % vor. Außerdem wurden in geringer Menge *Urtica dioica*, *Carex acutiformis*, *Solanum dulcamara*, *Nasturtium officinale* und *Rumex hydrolapathum* nachgewiesen. Der Abschnitt wurde als eutroph mit Tendenz zum mesotrophen Bereich eingestuft.

6. Diskussion

a) Charakterisierung des Riedkanals nach BRAUKMANN

Die Höhenlage (knapp 200 m ü. NN) und das Gefälle (weniger als 0,1 %) kennzeichnen den Riedkanal als Flachlandbach, der aufgrund der Parameter Leitfähigkeit, pH-Wert und Gesamthärte als Carbonatbach einzustufen ist. Die Sauerstoffsättigung aller untersuchten Stellen war mit Durchschnittswerten von 32 bis 64 % wesentlich geringer als die Werte, die BRAUKMANN (1987) an Flachlandbächen mit einem Gebietsmittel von 100 bis 120 % bestimmte. Im Gegensatz dazu wurde am Riedkanal zu keinem Zeitpunkt, auch nicht bei den Tagesgangmessungen, eine Sauerstoff-Übersättigung festgestellt.

Die wichtigsten Taxa des Makrozoobenthos, mit Ausnahme der Gruppen Acarina, Gastropoda und Oligochaeta sowie der benthischen Heteroptera, teilte BRAUKMANN (l.c.) nach ihrem Verbreitungsschwerpunkt folgenden Gruppen zu: den (1) typischen Gebirgsbachformen, (2) Gebirgs- und Bergbachformen, (3) Flachlandbachformen und (4) den weitverbreiteten Formen. Die im Riedkanal dominierenden Arten *Asellus aquaticus*, *Gammarus pulex*, *Gammarus roeseli*, *Polycelis nigra*, *Polycelis tenuis*, *Dendrocoelum lacteum* und *Sialis lutaria* sind typische Arten der Flachlandbäche. Bei den 8 vorgefundenen Arten der Gastropoda und den 5 Gattungen der Heteroptera handelte es sich nach BRAUKMANN (l.c.) um typische Bewohner von Flachlandbächen und stehenden Gewässern. Somit zeigt die Biozönose des Riedkanals größte Übereinstimmung mit dem Typus des Flachlandbaches. *Gammarus fossarum* und *Elmis aenea*, die 2 einzigen nachgewiesenen Charakterarten der Gebirgs- und Bergbäche, besiedeln den Riedkanal aufgrund seiner durch starken Grundwasserzustrom bedingten Kaltstenothermie. Berücksichtigt man die von BRAUKMANN (l.c.) nicht näher bestimmten Acarina, so sind weitere kaltstenotherme Arten im Riedkanal beheimatet und traten z.T. dominant auf: *Arrenurus cylindratus*, *Hygrobatas prosiliens*, *Lebertia fimbriata* und *Lebertia sparsicapillata*. Weiterhin zählen zu den von BRAUKMANN (l.c.) nicht beschriebenen Arten die kaltstenothermen Trichopteren *Silo nigricornis* und *Sericostoma personatum*.

Tab. 8: Vegetationstabelle für die 7 Probestellen im Neugraben (VN1–VN7) und die 11 Probestellen im Riedkanal (VR1–VR 11).

Profiläche der Vegetation Lage der limnologischen Untersuchungsetelle	VN1	VN2	VN3	VN4	VN5	VN6	VN7	VR1	VR2	VR3	VR4	VR5	VR6	VR7	VR8	VR9	VR10	VR11	N-Zahl					
	N1			N2				R1			R2		R3			R4								
Deckung Emersvegetation [%]	2	1	70	40	20	70	80	0	1	15	1	15	35	80	40	50	5	25						
Deckung Hydrophytenvegetation [%]	1	1	1	1	0	15	0	1	1	5	1	3	45	50	15	75	35	100						
Beschüttung (0-3)	0	0	0	0	0	0	0	3	2	2	3	2	1	0	1	2	2	1						
Strömung (0-3)	-	-	-	-	-	-	-	0,5	0,5	0	0	1	0,5	1	1	1	1	0,5						
Emersvegetation																								
Ranunculus repens	1	1	2a	.	2m	x					
Urtica dioica	+	1	1	+	+	1	1	8					
Phalaris australis	+	.	2a	2a	2m	4	5	.	1	2a	1	1	2b	2a	2a	2m	.	1	7					
Polygonum hydropiper	1	.	2a	.	1	8					
Carex acutiformis	.	.	+	2a	1	1	.	.	1	.	.	.	1	+	1	.	.	.	5					
Glyceria maxima	.	.	3	2b	2a	9					
Phragmites australis	.	.	.	1	2m	5					
Solanum dulcamara	3	8					
Nasturtium officinale	GW	1	2a	2a	3	2a	3	2m	2b	7					
Rumex hydrolapathum	+	7					
Myosotis palustris egg.	(GW)	1	2a	2m	1	1	5						
Stium arifictum	GW	+	2m	1	1	.	1	2m	1	1	6						
Iris pseudacorus	2m	.	1	+	.	.	1	7					
Petasites hybridus	1	8					
Filipendula ulmaria	1	+	4					
Mentha aquatica	1	+	4					
Veronica enegalis-aquatica	GW	2a	1	1	1	1	8					
Carex paniculata	1	1	.	.	.	4					
Scrophularia umbrosa	7					
Alisma plantago-aquatica	+	.	.	.	8					
Impatiens glandulifera	+	.	.	7					
Hydrophytenvegetation																								
Lemna minor	1	2m	2m	2m	.	2m	2e	x					
Callitriche stagnalis	(GW)	2a	.	.	.	2m	.	.	.	3	7					
Stium arifictum fo. submersum	GW	1	1	1	1	2m	.	1	+	.	.	.	-					
Nasturtium offic. fo. subm.	GW	2a	2a	.	2a	1	2b	-					
Lemna cf. minuscula	2a	2m	2b	2m	3	-					
Callitriche obtusangula	GW	2b	2a	3	2b	4	8					
Lemna trisulca	(GW)	2m	2b	2b	2a	2b	5					
Myosotis palustris fo. submersa	2m	1	.	.	-					
Vegetationstyp	(E-J)	(E-J)	D	D	D	D(-C)	D(-C)	B-C	B-C	B-C	B-C	(B-JC)	(B-JC)	C	C	C	C	C						
Artnüchigkeiten nach Braun-Blanquet (1964):	Stickstoffzahlen nach Ellenberg et al. (1961):																							
+	1-5 Ex.	3	> 50 Ex. >25-50% Deck.	1 : stickstoffärmste Standorte anzeigend																2	zwischen 1 und 3 stehend			
1	6-50 Ex.	4	> 50 Ex. >50-75% Deck.	3 : auf stickstoffarmen Standorten häufiger als auf mittelmäßigen bis reichen																4	zwischen 3 und 5 stehend			
2+	> 50 Ex. < 5% Deck.	5	> 50 Ex. >75% Deck.	5 : mäßig stickstoffreiche Standorte anzeigend, an armen und reichen seltener																6	zwischen 5 und 7 stehend			
2a	> 50 Ex. 5-15% Deck.	7 : an stickstoffreichen Standorten häufiger als an armen bis mittelmäßigen																			8	ausgesprochene Stickstoffzeiger		
2b	> 50 Ex. >15-25% Deck.	9 : an übermäßig stickstoffreichen Standorten konzentriert (Viehgrünpflanzen, Verschmutzungszeiger)																			+	indifferent		
																							-	keine Angaben
GW	GW = Grundwasserzeiger																							
(GW)	(GW) = eingeschränkte Grundwasserzeiger (auch in Oberflächengewässern)																							

In einer limnologischen Studie zeigen TIMM & OHLENHORST (1994) deutlich, daß der Grundwassereinfluß eine größere Rolle bei der Ausbildung von Flachlandbach-Biozönosen spielen kann als die geochemischen Bedingungen. Sie ermittelten an einem grundwassergeprägten Bach des Westmünsterlandes eine größere Übereinstimmung des Makrozoobenthos mit dem der Silikatbäche der Lüneburger Heide (9 Taxa) als mit demjenigen nähergelegener Carbonatbäche (5 Taxa). Sie betonen die Bedeutung des Grundwassereinflusses als weiteren wichtigen, die Biozönosen von Fließgewässern prägenden Faktor, da viele Bäche der Lüneburger Heide sommerkalt und grundwassergeprägt sind; die mit dem westmünsterländischen Grundwasserbach gemeinsamen charakteristischen Arten sind entweder „Quellbacharten“, wie *Dugesia gonocephala*, *Silo* spp. und *Sericostoma personatum*, oder in stärkerer Strömung lebende Arten, wie *Ancylus fluviatilis*, *Isoperla grammatica*, *Limnius volckmari* und *Rhyacophila nubila*. So schlägt TIMM (1994) vor, Flachlandbäche nicht nur aufgrund ihrer Substratverhältnisse, sondern auf einer zweiten Ebene bezüglich ihrer Talmorphologie und Hydrologie zu typisieren. Damit wird der „grundwassergeprägte Bach“ als eigener Typ den sommerwarmen und den sommertrockenen Niederungsbächen gegenübergestellt. Ein Vergleich der Taxaliste des Riedkanals mit den von BRAUKMANN (l.c.) erstellten Listen der „häufigsten und charakteristischsten Makrovertebraten“ der Silikat-Flachlandbäche der Lüneburger Heide und der Carbonat-Flachlandbäche der Münsterländer Bucht ergab, daß der Riedkanal 4 von 14 ausschließlich in den Carbonatbächen nachgewiesene Arten und 2 von 19 ausschließlich in den Silikatbächen vorgefundene Arten aufwies. Die Biozönose des Riedkanals zeigte folglich mit keinem der beiden geochemisch verschiedenen Gewässertypen Norddeutschlands große Übereinstimmungen. Die mit den Bächen der Münsterländer Bucht gemeinsamen Arten *Anisus vortex*, *Bithynia tentaculata* und *Lymnaea peregra* weisen auf die geochemische Gemeinsamkeit der beiden Carbonatgewässer hin. Die kaltstenothermen Taxa *Sericostoma personatum* und *Silo* spp., die auch vom oben erwähnten Grundwasserbach des Westmünsterlandes nachgewiesen sind, stellen die mit den Silikatbächen der Lüneburger Heide übereinstimmenden Taxa des Riedkanals dar. Dessen Untersuchung – in einer geographisch vom Münsterland weit entfernten, sommerwarmen Region – bestätigt die Notwendigkeit, den Grundwassereinfluß als zusätzlichen Faktor bei einer Typisierung von Flachlandbächen zu berücksichtigen.

b) Der Riedkanal – ein typischer Grundwasserbach ?

Verschiedene Autoren folgern aus Untersuchungen an zahlreichen Bächen des Tieflandes, daß der „Grundwasserbach“ als eigenständiger Typus der Flachlandbäche angesehen werden müsse (CARBIENER & ORTSCHKEIT 1987, TIMM 1994, TIMM & OHLENHORST 1994). Zusammenfassend werden im folgenden die Ergebnisse der hier vorgestellten Untersuchungen im Hinblick auf die Eigenschaften von Grundwasserbächen diskutiert.

TIMM et al. (1993, 1994) beschreiben den „grundwassergeprägten Bach“ aufgrund von Untersuchungen im norddeutschen Tiefland als eigenen Typ innerhalb der Flachlandbäche. „Grundwassergeprägte Bäche“ zeigen besondere Milieufaktoren: so ist die Amplitude ihrer Jahrestemperaturen sehr gering, und der Grundwasserzustrom gewährleistet einen hohen Basisabfluß und gute Strömungsbedingungen an der Bachsohle. Ferner vermindert das Grundwasser durch seinen

Verdünnungseffekt die meist durch oberflächliche Einträge erhöhten Konzentrationen an N- und P-Verbindungen und damit den Trophiegrad. Diese abiotischen Faktoren wirken sich auf die Ausbildung der tierischen und pflanzlichen Biozönose aus: grundwassergeprägte Flachlandbäche weisen über weite Fließstrecken Pflanzen- und Tierarten auf, die im Tiefland normalerweise auf Quellen und Quellbäche begrenzt sind (BUCHWALD 1994, TIMM 1994, TIMM & OHLENFORST 1994, BUCHWALD 1995).

Aufgrund chemischer und vegetationskundlicher Untersuchungen in der elsässischen Oberrheinebene beschreiben CARBIENER et al. (1987, 1990) den Typ „Grundwasserbach“, der in den perialpinen Schwemmfächern und ihrem Vorland sowie in den großen inneralpinen Trogtälern zu finden ist. Dieser Gewässertyp kommt, wie TIMM et al. (1993, 1994) belegen, ebenso im nördlichen Mitteleuropa in den Schwemmsandgebieten der Würm-Inlandeisfront vor. Grundwasserbäche der perialpinen glazialen Schotterfluren zeichnen sich durch ein ausgeglichenes hydrologisches Regime und konstante physikalisch-chemische Parameter aus. Sie sind hart, i.d.R. Phosphat- und Ammonium-oligotroph und weisen eine geringe Sauerstoffsättigung auf (CARBIENER & ORTSCHKEIT 1987). Der Riedkanal, im Gebiet des ehemaligen Ostrheins gelegen, wird im untersuchten Abschnitt überwiegend vom Grundwasserkörper des glazialen Kiesreservoirs gespeist. Die physikalisch-chemischen Untersuchungen zeigten, daß der Riedkanal in einen oberen – zumindest an den untersuchten Stellen – gering wasserführenden Abschnitt und in einen unteren, stärker wasserführenden Abschnitt einzuteilen ist. Die mittleren Strömungsgeschwindigkeiten waren mit maximal 0,20 m/s an allen Stellen recht gering. Die Ablagerungen aus feinem Detritus an drei der vier untersuchten Stellen weisen darauf hin, daß die Strömung auch im Bereich der Stromsohle nur gering bis mäßig ausgeprägt ist. Der Riedkanal weist einen für das Untersuchungsgebiet untypischen Sauerstoff- und Temperaturhaushalt auf: die Kaltstenothermie und das an allen Untersuchungstagen – die Tagesgangmessungen eingeschlossen – festgestellte Sauerstoff-Defizit sind so deutlich ausgebildet, daß das Gewässer als einer der noch besterhaltenen Grundwasserbäche der südbadischen Oberrheinebene außerhalb der Aue gelten kann.

Im Grad der anthropogenen Beeinflussung unterscheidet sich der Riedkanal von den meisten bisher untersuchten Grundwasserbächen. So fielen die im gesamten Längsverlauf ermittelten hohen Nitrat-N-Konzentrationen von 7,2 bis 12,1 mg/l auf. Sie treten als Folge der im Gebiet bereits in den Grundwasserkörper vorgedrungenen Belastung auf, wie die nahe dem Riedkanal durchgeführte Trinkwasseruntersuchung des Grundwassers mit einem Nitrat-N-Gehalt von 8,01 mg/l deutlich gezeigt hat. BERNHARD (1985) gibt auch für einige Grundwasserbäche im Elsaß hohe Nitratkonzentrationen an: im westlichen und mittleren Teil des „Großen Mittel-elsässischen Rieds“ zwischen Colmar und Straßburg wurden – hauptsächlich als Folge der Intensivierung der Landwirtschaft – Werte bis über 10 mg/l Nitrat-N ermittelt, doch ist im Elsaß die Eutrophierung des Grundwassers noch nicht so weit fortgeschritten wie auf der badischen Seite. Die noch großflächig vorhandene naturnahe Vegetation (Feuchtwiesen und Auwälder) und die mächtigen Auelehmböden haben ein starkes Rückhaltevermögen und bewirken u.a. eine starke Denitrifizierung. Die badische Oberrheinebene ist ein seit Jahrzehnten landwirtschaftlich intensiv genutztes Gebiet; Gewässerausbau und großflächige Entwässerungen begannen bereits in den 20er Jahren (SCHWEISSGUT 1930, GERKEN & WINSKI 1983). Heute prägen Acker-, vor allem Maisflächen das Landschaftsbild; nach MOHR (1992) waren zu Beginn der 90er Jahre von den rund 50.000 ha Ackerland der südbadischen

Oberrhenebene etwa 1.800 ha allein mit Körnermais bepflanzt, wobei der zunehmende Anbau von Saatmais nicht berücksichtigt ist.

Inwieweit die pflanzliche und tierische Besiedlung des Riedkanals mit derjenigen eines anthropogen wenig beeinflussten Grundwasserbaches übereinstimmt, zeigt ein Vergleich mit den Ergebnissen von HAISS (1995), die im gleichen Untersuchungszeitraum einen Grundwasserbach (Lutter) im westlichen Teil des „Zentralen Elsässischen Rieds“ untersuchte (vgl. auch den folgenden Artikel). Die Lutter zeigt bereits im Bereich der Quelle eine gute Wasserführung. Das Gewässer ist auf der ganzen Länge von Ufergehölzen beschattet und fließt mäandrierend in seinem natürlichen Bett. Die Konzentrationen von Nitrat, Nitrit, Ammonium und Phosphat lagen im gesamten Untersuchungszeitraum im Bereich derjenigen natürlicher Gewässer. Insgesamt waren den beiden Gewässern 10 Arten von Makrophyten gemeinsam. Beide Gewässer wurden im gesamten Längsverlauf von grundwasserzeigenden Arten besiedelt. Von diesen kamen folgende Arten in beiden Gewässern vor: *Sium erectum*, *Callitriche obtusangula*, *Nasturtium officinale* und *Lemna trisulca*. In der Lutter konnten noch vereinzelt die Phosphat- und Ammonium-oligotraphenten Arten *Potamogeton coloratus* und *Juncus subnodulosus* nachgewiesen werden, während erstere in ganz Baden-Württemberg als verschollen gilt. Von 66 im Riedkanal nachgewiesenen Arten des Makrozoobenthos kamen 33 auch in der Lutter vor. Insgesamt wurden in der Lutter 64 Arten vorgefunden. In beiden Bächen waren die im Verhältnis artenreichsten taxonomischen Gruppen die der Coleopteren, Dipteren und Gastropoden. In der Lutter zählten mit 10 Arten auch die Trichopteren dazu, die im Riedkanal mit nur 5 Arten vertreten waren. Umgekehrt zeigte der Riedkanal mit 21 Arten weit mehr Vertreter der Coleoptera als die Lutter mit zehn Arten. Im Riedkanal und in der Lutter bestimmte, wie es charakteristisch für Flachlandbäche ist, die Gruppe der Crustaceen hinsichtlich der Individuendichten das Besiedlungsbild. Beiden Bächen war das Vorkommen der Quellbacharten *Arrenurus cylindricus*, *Hygrobates prosiliens*, *Hygrobates fluviatilis*, *Elmis aenea*, *Gammarus fossarum*, *Sericostoma personatum* und *Silo nigricornis* gemeinsam. Die kaltstenothermen Arten traten in beiden Gewässern nicht nur im Quellbach auf, der den bis zu 200 m langen obersten Abschnitt eines Fließgewässers darstellt, sondern wurden im gesamten untersuchten Längsverlauf nachgewiesen. Eine weitere Gemeinsamkeit zeigten die Bäche im Vorkommen rheophiler und rheobionter Arten; folgende Vertreter wurden in beiden Gewässern vorgefunden: *Glossiphonia complanata*, *Hygrobates fluviatilis*, *Hygrobates nigromaculatus*, *Hygrobates prosiliens*, *Lebertia fimbriata*, *Elmis aenea*, *Elmis maugetii*, *Gammarus fossarum*, *Gammarus roeseli*, *Gammarus pulex*, *Wettina podagrica*, *Baetis vernus*, *Calopteryx virgo* und *Silo nigricornis*. Insgesamt wurden in der Lutter 34 und im Riedkanal 21 rheotypische Arten nachgewiesen. Die Lutter zeigte an den unteren Stellen mit 0,24 und 0,25 m/s höhere durchschnittliche Fließgeschwindigkeiten als der Riedkanal, wo selbst im unteren, stark wasserführenden Abschnitt Werte von lediglich 0,10 und 0,20 m/s ermittelt wurden. Die in der Lutter größere Anzahl an stenöken Vertretern des Rhithrals wie *Odontocerum albicorne*, *Rhyacophila pubescens*, *Plectrocnemia* sp. und *Dugesia gonocephala* ist nicht auf einen einzelnen Faktor zurückzuführen; doch zählen die besseren Strömungsverhältnisse und die große Naturnähe der Lutter sicherlich zu den wichtigsten Einflußgrößen. Sie wirken auf mehrere Faktoren des Ökosystems wie die Substratverhältnisse und das Vorkommen der Makrophyten ein.

Die Untersuchungen zeigen, daß der Riedkanal trotz seiner starken anthropogenen Beeinflussung als grundwassergeprägter Flachlandbach einzustufen ist, wenn auch die im Oberlauf untersuchten Stellen eine nur geringe und nicht konstante

Wasserführung zeigten; für diese Zuordnung sprechen der Temperatur- und Sauerstoff-Haushalt, v. a. aber die Besiedlung durch Quellbach- und rheotypische Arten des Makrozoobenthos sowie durch Bestände grundwasserzeugender Wasserpflanzen.

c) Saprobität von Tiefland- und Grundwasserbächen

Das zu Beginn dieses Jahrhunderts konzipierte, vielfach diskutierte und erweiterte Saprobien-system (CASPER & CARBE 1966, MARVAN, ROTHSCHEIN & ZELINKA 1980, GUHL 1986, BRAUKMANN 1987, FRIEDRICH 1990) basiert auf der Veränderung der tierischen Besiedlung infolge von Abwasserbelastungen entlang der Selbstreinigungsstrecke eines Gewässers. Der Riedkanal wurde aufgrund von Untersuchungen des Makrozoobenthos nach dem DEV DIN 38410 an den Untersuchungsstellen R1 und R2 des Oberlaufes mit Saprobienindices von 2,45 +/- 0,06 und 2,39 +/- 0,09 als kritisch belastet (Güteklasse II–III), die Untersuchungsstellen R3 und R4 mit Indices von 2,24 +/- 0,20 und 2,16 +/- 0,12 dagegen als mäßig belastet (Güteklasse II) eingestuft. BRAUKMANN (1987) wies nach, daß mit Zunahme der lenitischen Bereiche eines Fließgewässers die Anzahl saprobiell höher eingestufte Arten steigt. In Flachlandbächen überwiegt jedoch natürlicherweise die Anzahl lenitischer Arten. So übersteigt selbst in unbelasteten Flachlandbächen die Zahl der β -mesosaprobe Organismen die aller übrigen Indikatorgruppen; oligosaprobe Arten findet man zwar auch in Flachlandbächen, jedoch in viel geringerer Anzahl als in Gebirgs- oder Bergbächen. Die festgestellte Zunahme der Saprobität von den Gebirgs- bis zu den Flachlandbächen korreliert mit der Abnahme der Korngröße und der Fließgeschwindigkeit. Allein aufgrund der physiographischen Gegebenheiten errechnen sich somit für unbelastete Bäche des Gebirges, Mittelgebirges oder Flachlandes unterschiedliche Saprobienindices. Aus diesem Grunde gibt BRAUKMANN (l. c.) für Bäche verschiedener Höhenstufen einen saprobiellen „Grundzustand“ an. Darunter ist der „strukturbedingte, bachtypenspezifische Mittelwert der Saprobitätsindices aller Einzelproben aus unbelasteten Bächen eines Typs“ zu verstehen. Der Grundzustand beträgt für Gebirgsbäche 0,7 +/- 0,2, für Bergbäche 1,0 +/- 0,3 und für Flachlandbäche 1,7 +/- 0,3. Bewertet man als Belastung lediglich den Grad der Abweichung vom Grundzustand, so müßte die Belastung von Flachlandbächen, wie bspw. des Riedkanals, geringer eingestuft werden. Dieser ist jedoch selbst bei Berücksichtigung des Grundzustandes im gesamten Verlauf nicht als unbelastet zu bezeichnen.

Der Grad einer organischen Belastung, der mit Hilfe des Saprobien-systems beschrieben wird, wirkt sich auf die Organismen hauptsächlich über die Verringerung des Sauerstoffgehaltes durch den oxidativen Abbau organischer Substanzen aus. BRAUKMANN (1987) folgert aus seinen Untersuchungen an Bächen der verschiedenen Höhenstufen, daß Flachlandbäche aufgrund ihrer physiographischen Gegebenheiten bezüglich ihrer Saprobie überbewertet werden. Dabei wiesen die von ihm untersuchten Flachlandbäche mit wenigen Ausnahmen Mittelwerte der Sauerstoffsättigung von 100 bis 120 % auf. Grundwasserbäche zeigen von Natur aus Sauerstoff-Defizite; daher ist anzunehmen, daß sie aufgrund der natürlicherweise geringen Sauerstoff-Konzentrationen eine zu schlechte Einstufung durch das Saprobien-system erfahren, d.h. numerisch einer zu hohen Güteklasse zugeordnet werden. So erwies sich die Saprobienindices der Lutter, einem anthropogen kaum beeinflussten Grundwasserbach der elsässischen Oberrheinebene (s. oben), als unerwartet hoch (HAISS 1995). Die Konzentrationen an Phosphat, Ammonium, Nitrit und Nitrat lagen zwar im Bereich solcher natürlicher Gewässer, doch überstiegen die

Saprobienindices der verschiedenen Untersuchungsstellen diejenigen Werte, die den Grundzustand unbelasteter Flachlandbäche kennzeichnen. Sie betragen 1,87 +/- 0,24 bis maximal 2,27 +/- 0,09 und liegen damit vermutlich im Bereich des – noch zu bestimmenden – Grundzustandes von Grundwasserbächen. Die Saprobienindices der untersuchten Stellen am Riedkanal betragen 2,16 +/- 0,12 bis maximal 2,45 +/- 0,06. Sie sind mit einer Ausnahme höher als diejenigen der Lutter und weisen darauf hin, daß der Riedkanal organisch belastet ist. Die chemischen Analysen ergaben für die eutrophierungsrelevanten Ionen Ammonium, Nitrit und Phosphat Konzentrationen, die zumindest an einigen Tagen über den Werten natürlicher Gewässer lagen. Die Saprobienindices am Riedkanal übersteigen jedoch nur geringfügig den für Grundwasserbäche angenommenen Grundzustand.

Bei einer die reelle Situation von Grundwasserbächen berücksichtigenden Bewertung würde die Gewässergüte des Riedkanals wahrscheinlich höher, d. h. numerisch unterhalb von II liegend, eingestuft. Die von der LAWA (1976) für Gewässer der Güteklasse II-III beschriebene Trübung wurde im Untersuchungszeitraum ebensowenig festgestellt wie makroskopisch erkennbare Abwasserpilze. Der Ammonium-N-Gehalt des Gewässers lag bei den meisten Messungen im Bereich oder unterhalb der Nachweisgrenze von 0,03 mg/l. Die an einzelnen Untersuchungstagen festgestellten erhöhten Werte beliefen sich auf maximal 0,14 mg/l. Die von der LAWA (l. c.) genannten Werte häufig anzutreffender Konzentrationen geben für die Güteklasse I–II (!) Ammonium-N-Konzentrationen im Bereich von 0,1 mg/l an. Die Indices der Untersuchungsstellen R3 und R4 von 2,24 +/- 0,20 bzw. 2,16 +/- 0,12 rechtfertigen möglicherweise sogar eine Einstufung in die Güteklasse I–II. BRAUKMANN (l. c.) belegt eindrücklich, wie die natürlicherweise vorhandenen Unterschiede der höhenzonalen Bachtypen zu Schwierigkeiten bei der Bewertung der Gewässer führen. Die Bewertung der von ihm nicht als eigene Typen innerhalb der Flachlandbäche behandelten Grundwasserbäche bringt neue Probleme. Hier zeigt sich die Schwierigkeit, daß das Saprobien-system trotz der methodischen Vereinheitlichung keine tatsächlich vergleichbaren Ergebnisse liefern kann, weil sich Fließgewässer bereits aufgrund natürlicher Gegebenheiten deutlich unterscheiden können. „Jedweder Zustand eines Ökosystems ist die Resultierende aus der Summe aller Wirkgrößen, die das Ökosystem beeinflussen“ (FRIEDRICH 1992). Einen monokausalen Zusammenhang zwischen den Sauerstoffverhältnissen und der Saprobie eines Gewässers kann es, wie im Falle des Riedkanals und der Lutter gezeigt wurde, nicht geben. Daraus ist der Schluß zu ziehen, daß die Einstufung der Saprobie sich nur auf den Grad der Abweichung vom natürlichen Zustand beziehen sollte, wie auch immer dieser zu definieren ist.

d) Beeinträchtigung des Riedkanals durch anthropogene Einflüsse

Die Analyse der abiotischen Faktoren sowie der Besiedlung durch Makrophyten und Makrozoobenthos zeigt deutlich, daß der Riedkanal durch Seitenbäche und -gräben in seiner Wasserqualität (Eutrophierungsgrad, organische Belastung) nicht erkennbar beeinträchtigt wird. Der abwasserbelastete Neugraben, der zwischen den Probestellen VR6 und VR7 bzw. R2 und R3 in den Riedkanal mündet, führt als abflußstärkster Zufluß zu keiner nennenswerten Veränderung hinsichtlich der untersuchten Parameter und der organismischen Besiedlung. Die Ursache liegt zum einen im Grundwasserzustrom, vor allem aber in den oben dargestellten Selbstreinigungsprozessen des Neugraben, welche den Wechsel der Vegetationseinheiten von (E-)D zu D(-C) und die Abnahme der Güteklasse von III–IV auf III bedingt; zum ande-

ren beträgt der Abfluß des Neugraben nahe der Mündung an den einzelnen Untersuchungstagen nur 15–60% desjenigen am Riedkanal an dieser Stelle und kann daher nur in begrenztem Maße eine Veränderung der Wasserqualität herbeiführen. Hinzu kommt, daß ein mit großer Wahrscheinlichkeit geringfügig vorhandener Einfluß des belasteten Neugraben durch den im Bereich und bachabwärts der Mündung deutlich ausgeprägten Grundwasserzstrom des Riedkanals überdeckt wird und somit die Abnahme des Saprobienindex zwischen den Stellen R2 und R3 zur Folge hat.

Es ist fraglich, ob die Eutrophierung im Längsverlauf des Riedkanals in Beziehung steht zum hohen Nährstoffgehalt des Neugraben und anderer Zuflüsse. Da sich die Eutrophierung in sehr geringem Maße, aber kontinuierlich über die gesamte Fließstrecke vollzieht, kommen weniger ein einzelner Zufluß als vielmehr diffuse, weit verteilte Einträge von eutrophierenden Substanzen aus den angrenzenden landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen als anthropogene Ursachen in Frage; zusätzlich sind in diesem Zusammenhang natürliche Prozesse der Nährstoffanreicherung (Seitenerosion, Laubfall, u. a.) zu berücksichtigen.

Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse kann der Riedkanal als einer der besterhaltenen Grundwasserbäche in der durch intensive Landwirtschaft geprägten südlichen Oberrheinebene – d. h. außerhalb der Aue – angesehen werden. Grundwasserbäche und -gräben stellen ein typisches, ehemals weit verbreitetes Landschaftselement der Region dar, haben jedoch durch direkte Zerstörung und anthropogene Beeinträchtigungen große quantitative und qualitative Verluste erleiden müssen. Aktuell sind sie vor allem durch Absenkung des Grundwasserniveaus gefährdet, welche bereits zu drastischen Veränderungen bspw. in Wäldern feuchter bis nasser Standorte (HÜGIN 1982) und in Fließgewässern (BUCHWALD 1995) geführt haben, indem sie eine Verminderung des Grundwasserzstromes im jahreszeitlichen Verlauf wie im räumlichen Muster bewirken. Wie am Beispiel des Riedkanals unschwer zu erkennen ist, sind Grundwasserbäche aufgrund der hohen Stickstoff (bes. Nitrat)-Frachten im Grundwasser bereits im Quellbereich deutlich eutrophiert: während dort ehemals die Vegetationstypen A und B dominierten (wie derzeit noch auf der elsässischen Seite teilweise zu finden!), sind heute selten die Einheit B–C, in der Regel jedoch die Einheiten C oder gar D vorherrschend. Infolgedessen ist eine schleichende Monotonisierung der Fließgewässervegetation in der südbadischen Oberrheinebene zu beobachten (BUCHWALD 1995), bei der oligotraphente Pflanzenarten (*Chara hispida*, *Potamogeton coloratus*, *Juncus subnodulosus*) weitgehend bzw. vollständig ausgerottet sind und meso- und eurytrophente Arten zunehmend von eu- bis hypertytrophenten Vertretern verdrängt werden.

Schrifttum

- BERNHARD, C. (1985): Evaluation du risque de contamination des eaux souterraines du Ried Central de l'Ill par les nitrates. – Thèse Univ. Strasbourg, 1–192.
- BÖTTGER, K. (1986): Zur Bewertung der Fließgewässer aus der Sicht der Biologie und des Naturschutzes unter besonderer Berücksichtigung der Tieflandbäche. – Landschaft und Stadt 18 (2), 77–82.
- BRUKMANN, U. (1987): Zoozöologische und saprobiologische Beiträge zu einer regionalen Bachtypologie. – Arch. Hydrobiol. Beih. 26, 1–355.
- BRUKMANN, U. (1992): Typologischer Ansatz zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern. – In: Ökologische Bewertung von Fließgewässern; Limnologie Aktuell 3, 45–65; Stuttgart, New York.
- BUCHWALD, R. (1989): Die Bedeutung der Vegetation für die Habitatbindung einiger Libellenarten der Quellmoore und Fließgewässer. – Phytocoenologia 17(3), 307–448.

- BUCHWALD, R. (1992): Il Veronico – *Apietum submersi*, una nuova associazione dell' Italia centrale. – Doc. phytosoc. N.S. 14, 513–529.
- BUCHWALD, R. (1994): Zur Bedeutung der Artenzusammensetzung und Struktur von Fließgewässer-Vegetation für die Libellenart *Coenagrion mercuriale* mit Bemerkungen zur Untersuchungs-methododik. – Ber. d. Reinh. – Tüxen-Ges. 6, 61–81.
- BUCHWALD, R. (1995): Processi sindinamici in acque fluenti della Germania sudoccidentale. – Coll. phytosoc. 24, 77–88.
- CAIRNS, J. (1974): Indicator species vs. the concept of community structure as an index of pollution. – Water res. bull. 10 (2), 338–347.
- CARBIENER, R. & ORTSCHAIT, A. (1987): Wasserpflanzengesellschaften als Hilfe zur Qualitätsüberwachung eines der größten Grundwasservorkommen Europas. – In: Miyawaki, A., et al. (eds.): Vegetation ecology and creation of new environments. Proceed. Intern. Symp. IAVS, Tokyo-Yokohama 1984; 283–312.
- CARBIENER, R., TRÉMOLIÈRES, M., MERCIER, J.L. & ORTSCHAIT, A. (1990): Aquatic macrophyte communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters (Upper Rhine plain, Alsace). – Vegetatio 86, 71–88.
- CASPERS, H. & KARBE, L. (1966): Trophie und Saprobie als stoffwechselfundamentaler Komplex. Gesichtspunkte für die Definition der Saprobitätsstufen. – Arch. Hydrobiol. 61 (4), 453–470.
- DEV (Deutsches Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser-, und Schlamm-Untersuchung) (1990): Physikalische, chemische und bakteriologische Verfahren; Bd. I bis IV, Lose Blattsammlung, 31. Lfg.; Weinheim.
- FRIEDRICH, G. (1990): Eine Revision des Saprobien-systems. – Z. Wasser- u. Abwasserforsch. 23, 141–152.
- FRIEDRICH, G. (1992): Ökologische Bewertung von Fließgewässern – eine unlösliche Aufgabe? In: Ökologische Bewertung von Fließgewässern; Limnologie aktuell 3, 1–18; Stuttgart, New York.
- GELLER, W. (1970): Beitrag zur Hydrografie der Fließgewässer des Taubergebietes (Oberrhein-ebene) sowie zur Ökologie der dort lebenden Gammarus-Arten. – Zulassungsarbeit für das Lehramt an höheren Schulen, Universität Freiburg i. Br.
- Geologisches Landesamt Baden-Württemberg (Hrsg; 1977): Erläuterungen zur hydrogeologischen Karte von Baden-Württemberg; Oberrheingebiet, Bereich Kaiserstuhl-Markgräfler Land; Stuttgart.
- GERKEN, B. & WINSKI, A. (1983): Führer zur Exkursion der Deutschen Botanischen Gesellschaft am 18. September 1982 in die südliche Oberrheinaue. – Ber. Dtsch. Bot. Ges. 96, 323–341.
- GUHL, W. (1986): Bemerkungen über den Saprobiegrad Limnologica 17 (1), 119–126.
- HAISS, A. (1995): Limnologische Untersuchung eines stark grundwassergeprägten Flachlandbaches – die Lutter. – Diplomarbeit an der Universität Freiburg, 1–149.
- HUBER, C. (1996): Untersuchungen zur Autökologie der dominanten Makrophytenarten (*Callitriche obtusangula* Le Gall, *Callitriche platycarpa* Kütz., *Nasturtium officinale* R. Br., *Sium erectum* Huds.) in Grundwasser-beeinflußten Fließgewässern der Freiburger Bucht (südliche Oberrheinebene). – Diplomarbeit an der Universität Freiburg, 1–133.
- HÜGIN, G. (1982): Die Mooswälder der Freiburger Bucht. – Veröff. Natursch. Landsch.pfl. Bad.-Württ. Beih. 29, 1–88; Karlsruhe.
- Hydrogeologische Karte Baden-Württemberg (1979): Freiburger Bucht; mit Erläuterungen. – Freiburg i. Br., Karlsruhe.
- ILLIES, J. (1952): Die Mölle. Faunistisch-ökologische Untersuchungen in einem Forellenbach im Lipper Bergland. – Arch. Hydrobiol. 69, 205–213.
- ILLIES, J. (1961): Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. – Int. Revue ges. Hydrobiol. 46 (2), 205–213.
- KAYSER, S. & MÄCKEL, R. (1994): Fluviale Geomorphodynamik und Reliefentwicklung im Ostrhein-gebiet. – Ber. Naturf. Ges. Freiburg i. Br. 82/83, 93–115.
- KOHLER, A. (1971): Zur Ökologie submerser Gefäß-Makrophyten in Fließgewässern. – Ber. Dtsch. Bot. Ges. 84 (11), 713–720.
- KOHLER, A. (1982): Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren. – Decheniana Beih. 26, 31–42.
- KOHLER, A. (1995): Wasserpflanzen als Bioindikatoren – was können sie als Zeigerorganismen für Gewässerbelastungen leisten? – Ber. Inst. Landsch.- Pfl.ökol. Univ. Hohenheim 4, 15–28.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, 1976): Die Gewässergütekarte der Bundesrepublik Deutschland. – Mainz.

- LEHMANN-CARPZOV, R., PATERNOSTER, K. & STUBENDORFF, U. (1978): Quartärgeologische Deckschichtenkartierung und hydrogeochemische Untersuchungen im Wasenweiler Ried. – Jh. d. Geolog. Landesamtes 20, 77–100.
- MARVAN, P., ROTHSCHEIN, J. & ZELINKA, M. (1980): Der diagnostische Wert saprobiologischer Methoden. – *Limnologica* 12 (2), 299–312.
- MOHR, B. (1992): Bodennutzung und Viehwirtschaft in Südbaden. – Freib. Geogr. Hefte 36.
- MÜHLENBERG, M. (1989): Freilandökologie. – 2. Aufl., Stuttgart.
- SCHWEISGUT, M. (1930): Landschaftliche Veränderungen in der badischen Rheinebene und im Schwarzwald in den letzten hundert Jahren. – Bad. Geogr. Abh. 6; Karlsruhe.
- SCHWOERBEL, J. (1986): Methoden der Hydrobiologie. Süßwasserbiologie. – 3. Aufl.; Stuttgart, New York.
- SCHWOERBEL, J. (1987): Einführung in die Limnologie. – 6. Aufl.; Stuttgart.
- SPETH, S. & BÖTTGER, K. (1993): Die substratspezifische Verteilung der Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (Insecta) in einem sandigen Bach des Norddeutschen Tieflandes (Osterau, Schleswig-Holstein). – *Limnologica* 23 (4), 369–380.
- TIMM, T. & SOMMERHÄUSER, M. (1993): Bachtypen im Naturraum Niederrheinische Sandplatten – ein Beitrag zur Typologie der Fließgewässer des Tieflands. – *Limnologica* 23 (4), 381–394.
- TIMM, T. (1994): Neuer Ansatz zu einer Typisierung der Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes. – Ber. Nieders. Natursch. Akad. 6, 1–18.
- TIMM, T. & OHLENFORST, F. H. (1994): Der grundwassergeprägte Tieflandbach. – *Limnologica* 28 (3), 213–229.

(Am 3. März 1997 bei der Schriftleitung eingegangen.)

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz e.V. Freiburg i. Br.](#)

Jahr/Year: 1998-2001

Band/Volume: [NF_17](#)

Autor(en)/Author(s): Buchwald Rainer, Rambach Priska

Artikel/Article: [Limnologische und vegetationskundliche Untersuchungen von Grundwasserbächen der südlichen Oberrheinebene. \(1998\) 59-84](#)