Biologische Charakterisierung des Riederbachs

von Bernd Dittrich, Gottmadingen

Einleitung

Betrachtet man die aktuelle Gewässergütekarte für die Bundesrepublik Deutschland (LAWA 1980), so überwiegen beim näheren Hinschauen die Bewertungen »kritisch belastet, stark belastet, sehr stark verschmutzt«. Gütebeurteilungen, die das Gewässer als »gering belastet« ausweisen sind nur auf wenige Flußabschnitte beschränkt.

Grundlage der Gewässergütebeurteilungen bilden biologische und chemische Analysen, wobei die biologischen Verfahren trotz mancher Kritik (SLADECEK 1973) seit über 70 Jahren von der angewandten Limnologie praktiziert werden. Bei den Dimensionen der heutigen Schadstoffeinleitung sind diese Verfahren jedoch nur begrenzt anwendbar. »Das Saprobiensystem und die darauf basierenden Gütekriterien reichen zur Bestimmung der Wasserqualität allein nicht mehr aus. Sie bleiben wichtige Teilaspekte zur Kontrolle der leicht zersetzlichen organischen Abwässer in den Gewässern und zur Kontrolle der Kläranlagen«. (ELSTER 1982)

Über die Fließgewässer des südbadischen Raums liegen eine Reihe von Arbeiten, vor allem aus dem südlichen Schwarzwald (SCHREIBER 1975, GONSER 1983) und aus dem westlichen Bodenseegebiet (SCHWEDER 1979, SCHRÖDER 1981, STIEBLER 1983) vor.

Die Fließgewässer des Hegaus sind bislang nur spärlich Objekt limnologischer Untersuchungen geworden (SCHRÖDER & STREIT 1983, SCHULTZ 1983), sodaß vorliegende Arbeit unter regionalem Aspekt einen Beitrag zur Kenntnis der Fließgewässer des Landkreises Konstanz leisten kann und soll. Aufgabe und Ziel dieser Arbeit ist es, den Riederbach unter biologisch-ökologischen Gesichtspunkten zu charakterisieren, wozu, anhand des Makrobenthos, eine biologische Gewässergütebeurteilung (Saprobiensystemanalyse) nach zwei verschiedenen Methoden vorgenommen wurde.

Um ein möglichst umfangreiches Datenmaterial in Erfahrung zu bringen, wurde im Rahmen der Diplomprüfungsordnung der Universität Konstanz von der Möglichkeit der Anfertigung einer gemeinsamen Diplomarbeit Gebrauch gemacht, wobei das Gewässer unter verschiedenen Gesichtspunkten bearbeitet wurde. (Biologischer Teil: B. Dittrich, Chemischer Teil: P. Ruhrmann). In einem gemeinsamen Kapitel wurden die Ergebnisse der chemischen und biologischen Analysen gegenübergestellt und diskutiert.

Der abgedruckte Beitrag kann nur Auszüge aus dem biologischen Teil der Diplomarbeiten wiedergeben. Limnologische Fachtermini werden zum besseren Verständnis (im Anhang) erläutert.

Der Riederbach und die Probestellen

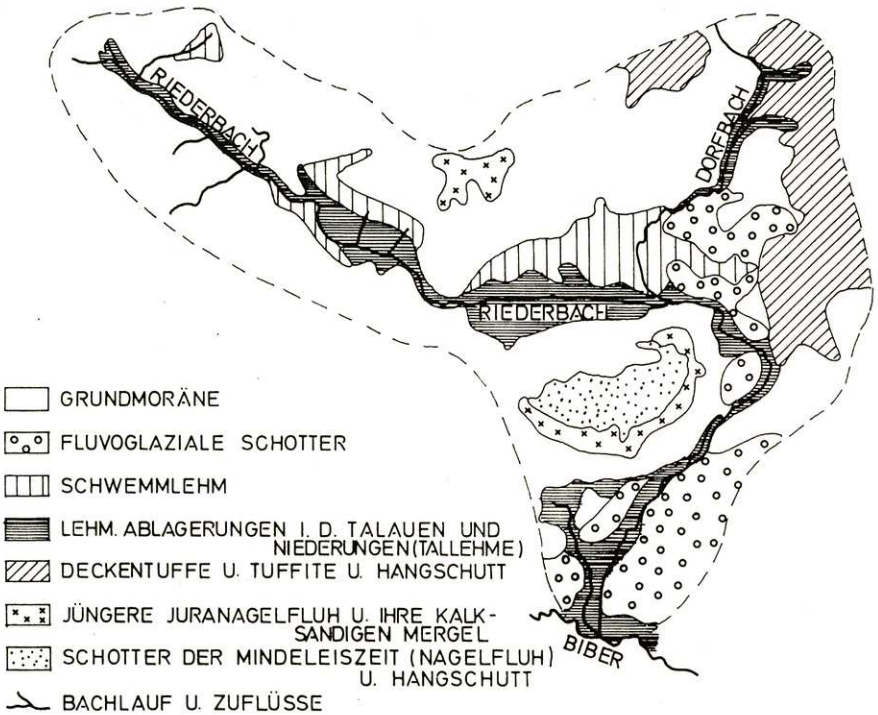
Geologische Grundlagen

Geologie des Einzugsgebietes

Die geologischen Formationen des Einzugsgebietes sind hauptsächlich von Grundmoränenablagerungen aus der Würmeiszeit bestimmt. Die Grundmoränen des westlichen Hegaues sind mergelig und stark kalkschluffig-tonig ausgebildet (Erläuterungen zur geologischen Karte des Landkreises Konstanz, Geologisches Landesamt Baden-Württemberg, Freiburg i. Br. 1974).

Das aus würmeiszeitlichen Kiesen entstammende Wasser zeichnet sich durch hohe Härtegrade und hohe Ca- und Mg-Konzentrationen aus.

Der Unterlauf des Riederbaches kommt in den Einflußbereich fluvoglazialer Schotter. Für das Wasser aus Rinnenschottern sind hohe Härtegrade und hohe Mg-Konzentration typisch.



Zum Einzugsgebiet des Riederbaches gehört auch der Heilsperg, ein Tafelberg, dessen Deckenschotterplatte auf braunen Mergeln der Juranagelfluh liegt. Diese tonigen, kalksandigen Ausbildungen der oberen Süßwassermolasse zeichnen sich durch Kalkgehalte von 30 bis 60% aus. Aus Deckenschottern fließt nur wenig Wasser ab. Der Oberlauf des Riederbaches fließt strekkenweise durch Schwemmlehm-Gebiete. Der Lehm ist stark sandhaltig oder mit Kieslagen durchsetzt und bedeckt als braune Schicht würmeiszeitliche Kiesfüllungen.

Da der Bachlauf selbst auf gesamter Länge in einem Auenlehmbett fließt, das eine Abdichtung der Stromsohle gegen die darunterliegenden Kiese bewirkt, ist der hohe Ca- und Mg-Gehalt des Bachwassers wohl eher auf Zuflüsse aus dem Einzugsgebiet als auch die Ausschwemmung dieser Ionen aus dem Kiesbett zurückzuführen.

Geographische Lage des Untersuchungsgebietes

Das Fließgewässersystem des »Riederbaches« liegt im westlichen Hegau und besteht aus zwei Hauptarmen, die sich bei Dietlishofen zum eigentlichen Riederbach vereinigen und südlich von Gottmadingen in die Biber einmünden. Die Biber wiederum fließt westlich von Hemmishofen (Schweiz) in den Rhein (Abb. 1).

Der aus westlicher Richtung kommende Hauptarm hat sein Quelleinzugsgebiet nördlich des Ortes Schlatt am Randen (Spöckgraben, Zeltengraben). Auf der etwa 1,5 km langen Fließstrecke durch den Riedheimer Wald werden mehrere kleine Seitenbäche aufgenommen, die sich zum Klavbach – weiter östlich Rohrbach genannt – vereinigen. Dem Rohrbach werden die aus Überlaufgruben gesammelten Abwässer eines Oxidationsgrabens der Gemeinde Ebringen zugeleitet. Der nördliche Hauptarm hat sein Quelleinzugsgebiet bei Weiterdingen (Hohenstoffeln) und fließt durch die Gemeinde Hilzingen (Dorfbach). Etwa 300 m oberhalb der Stelle, an der Dorfbach und Rohrbach zusammenfließen, erfolgt die Einleitung der Klärwässer der Kläranlage Hilzingen.

Zum Untersuchungsgebiet gehört die 7,5 km lange Fließstrecke des westlichen Hauptarmes (Spöckgraben, Klavbach, Rohrbach) und der 5,5 km lange Abschnitt des eigentlichen Riederba-

ches bis zur Mündung in die Biber. In der Folge wird der Einfachheit halber dieses gesamte Fließsystem als »Riederbach« bezeichnet.

Abgesehen von der Fließstrecke durch den Riedheimer Wald durchquert der Riederbach hauptsächlich landwirtschaftlich genutztes Wiesen- und Ackergelände.

Gefälle:

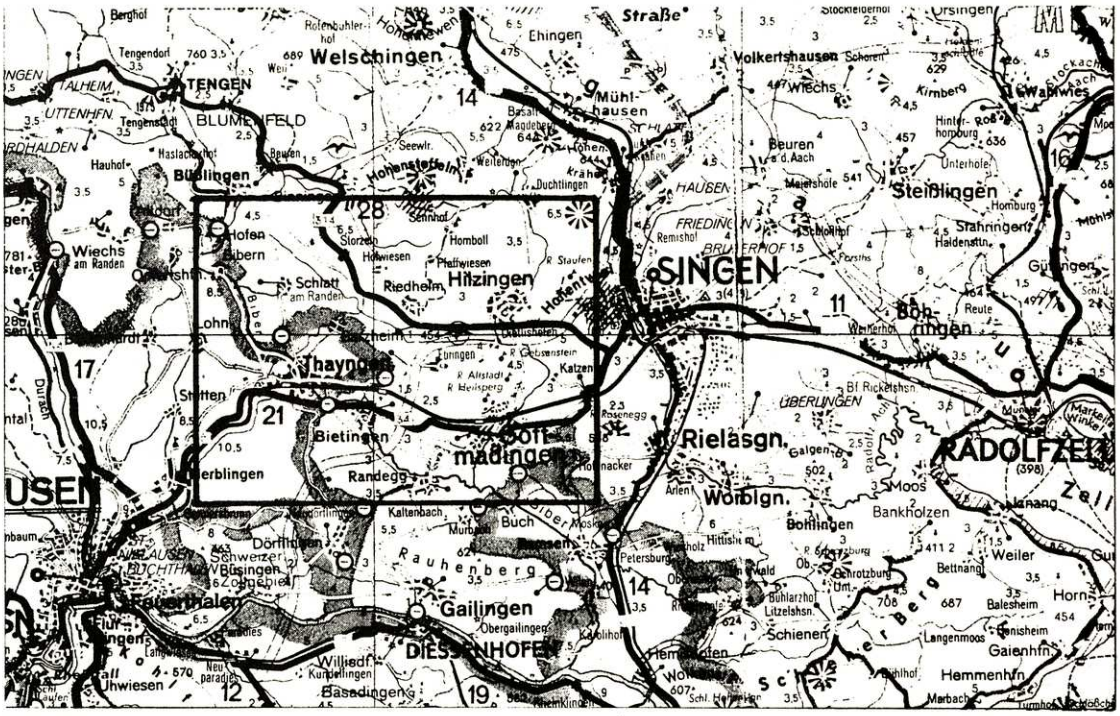
Der Riederbach überwindet von seinem westlichen Quellgebiet bis zur Mündung einen durchschnittlichen Höhenunterschied von 80 m. Dies entspricht einem Gesamtgefälle von 6,2‰.

Die Probestellen

Tabelle

Topographische, morphologische und physikalische Daten zur Beschreibung der Probestellen am Riederbach:

Probestelle	Durchschnittliche Breite (m)	Durchschnittliche Tiefe (cm)	Höhe über NN (m)	Entfernung von P 1 (m)	Fließzeit von P 1 (min)	18.8.82 Abfluß (% Q P8)	4.10.82	18.8. V (% V P6)	4.10.82	Entfernung (m)	Fließzeit (min)	Höhendifferenz (m)	‰ Gefälle x 10^{-2}
1	1.1	20	500	—	—	3	3	22	8	Zwischen zwei Probestellen			
										1300	470	20	1.5
2	1.1	8	480	1300	470	11	9	46	14				
										3600	325	25	0.7
3	1.5	18	455	4900	795	13	13	65	22				
										1500	207	2	0.1
4	1.4	29	453	6400	1000	—	—	—	—				
										1050	100	3	0.3
5	2.8	60	450	7450	1100	83	96	75	72				
										900	36	10	1.1
6	3.4	26	440	8350	1140	87	97	100	100				
										2600	60	10	0.4
7	6.1	25	430	10950	1200	84	32	43	21				
										1900	62	10	0.5
8	3.0	34	420	12850	1260	100	100	67	70				
										Gesamt			
D	1.5	20	450	—	—	33	30	77	50			80	


Welschingen
Ehingen
Mühl-
hausen
Volkertshausen
Wiechs
Beuren
Steißlingen
Stahringen
Güttingen
Bohlingen
Hilzingen
Riedheim
Hohenstoffeln
Duchtlingen
Hofen
Schlatt
Wiechs
Bietingen
Randegg
Gailingen
Dettingen
Rielasgn.
Worblgn.
Bankholzen
Weiler
Bettnang
Bühlarzhof
Schienen
Gaienhfn.
Hemmenhfn.
Langenmoos
Balesheim
Horn
Moos
Buch
Kaltenbach
Dorfhausen
Schwerzen
Basadingen
Willisdf.
Uhwiesen
Stockach
Kirmberg
Hinter-
horberg
Unterhole
Homburg
Haldenstn.
Reute
Weiterhof
Remishof
Forsths
Bf. Rickelshsn.
Galgenh.
Schrotzburg
Dmt.
Petersburg
Hittisheim
Arlen
Rauhenberg
Obergailingen
Kadelhof
Bahnhof
Marbach
Schl. Hemmenhfn.
Berghof
Tengendorf
Tengenschdt
Hauhof
Haslach
Bauen
Seewlr.
Weitenhofen
Krähen
Sennhof
Storzen
Hohwiesen
Hornboll
Pfeffwiesen
R. Staufen
Lohn
Tunnigen
R. Gebsenstein
R. Alstadt
R. Kleinsperg
Katzen
Stetten
Rosenegg
Hornacker
Bf. Ricketshsn.
Bahnhof
Markelfingen
Winkel
Zell
Anhang
Langenrain
Mühlh
Hittisheim
Petersburg
Ob.
Wald
Litzelshsn.
Schl. Hemmenhfn.
Marbach
Turnhof
Schlachthof
Schl. U.
Schl. Hemmenhfn.
Straße
Kimberg
Hinter-
horberg
Unterhole
Homburg
Haldenstn.
Reute
Weiterhof
Remishof
Forsths
Bf. Rickelshsn.
Galgenh.
Schrotzburg
Dmt.
Petersburg
Hittisheim
Arlen
Rauhenberg
Obergailingen
Kadelhof
Bahnhof
Marbach
Schl. Hemmenhfn.

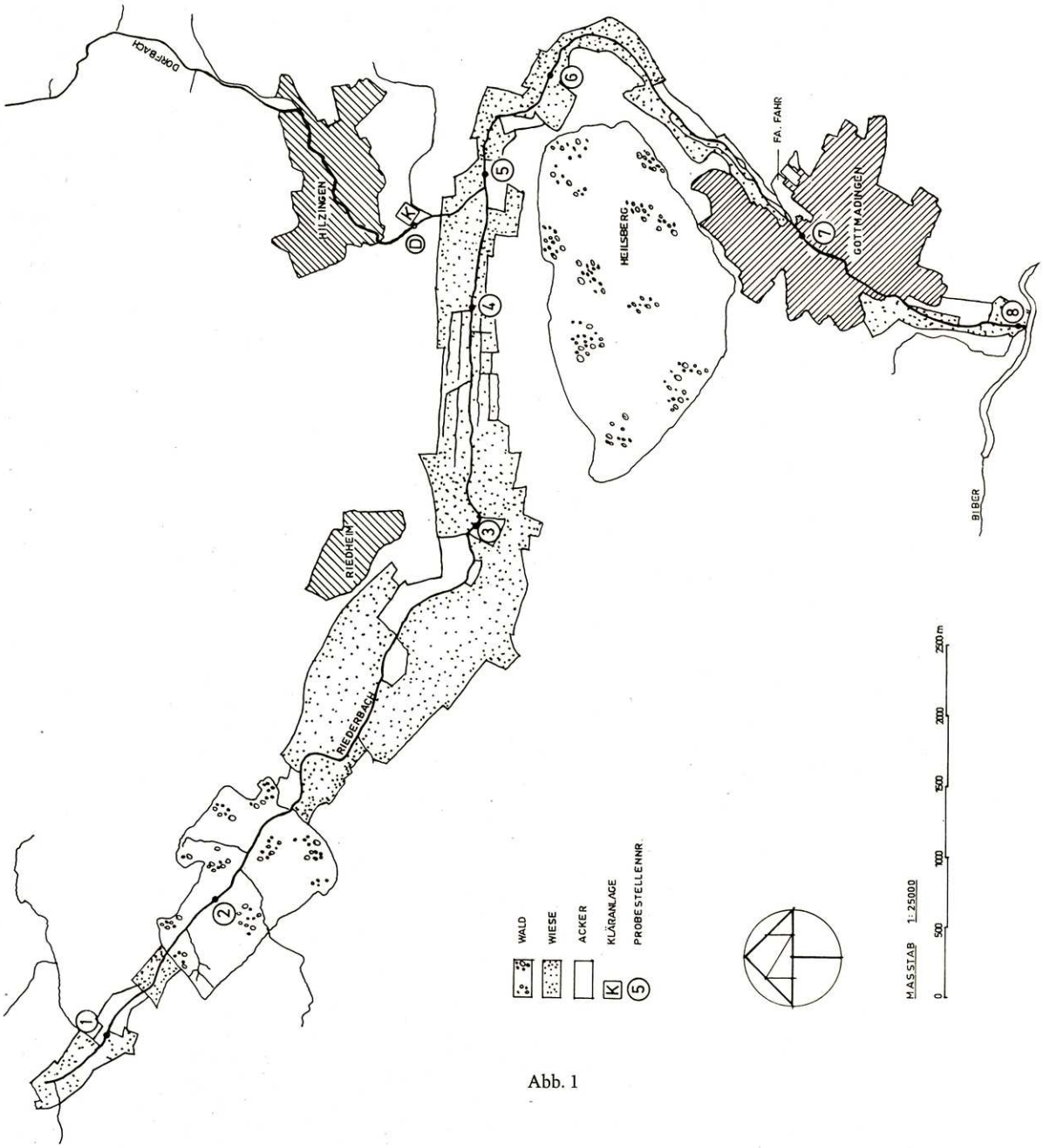

DORFBACH
HILZINGEN
K
RIEDHEIM
RIEDERBACH
HEILSBERG
FA. FAHR
GOTTMADINGEN
BIBER
1
2
3
4
5
6
7
8
WALD
WIESE
ACKER
KLÄRANLAGE
PROBESTELLENNR.
MASSTAB 1:25000
0
500
1000
1500
2000
2500 m

Abb. 1

Bild 2: An Probestelle 1 (P 1) durchfließt der »Riederbach«, hier Spöckgraben genannt, zunächst eine Pappelaufforstung (Eschenbüdt, im Hintergrund) um dann in freies Wiesengelände überzugehen. Am Waldrand entlang erfolgt der Zufluß des Zeltengrabens. Das Bild entstand nach stärkerem Regen; der Wasserstand ist erhöht.

Bild 3: Die während der Vegetationsperiode ständig beschattete Probestelle 2 (P 2) im Riedheimer Wald. Geringer Pflanzenwuchs am Ufer und im Bachbett sind Charakteristika dieses Bachabschnittes.

Bild 4: Dichte Phalaris-Bestände säumen das Bachufer dieser Probestelle (P 3), die unterhalb der Bachbrücke zwischen Ebringen und Gottmadingen gelegen ist. Im Hintergrund der Ort Ebringen mit dem Heilsperg.

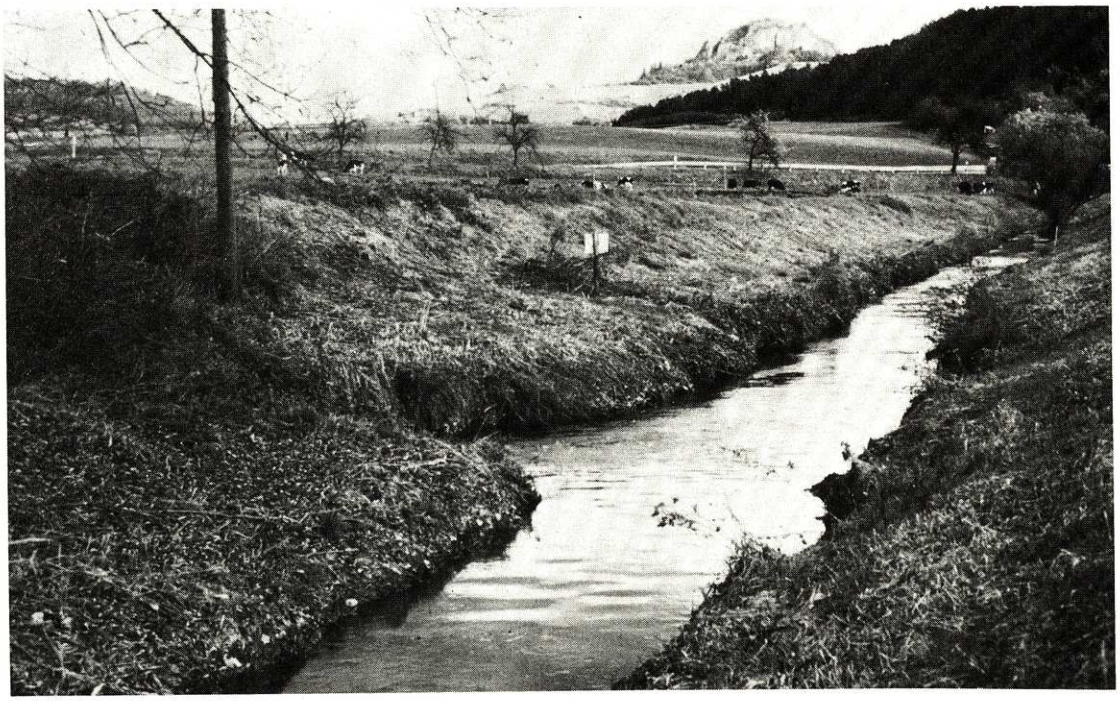


Bild 5: Zusammenfluß von Dorfbach (linke Bildhälfte) und Rohrbach zum Riederbach an der Probestelle 5 (P 5). In den Dorfbach werden die Klärwässer der Kläranlage Hilzingen eingeleitet.

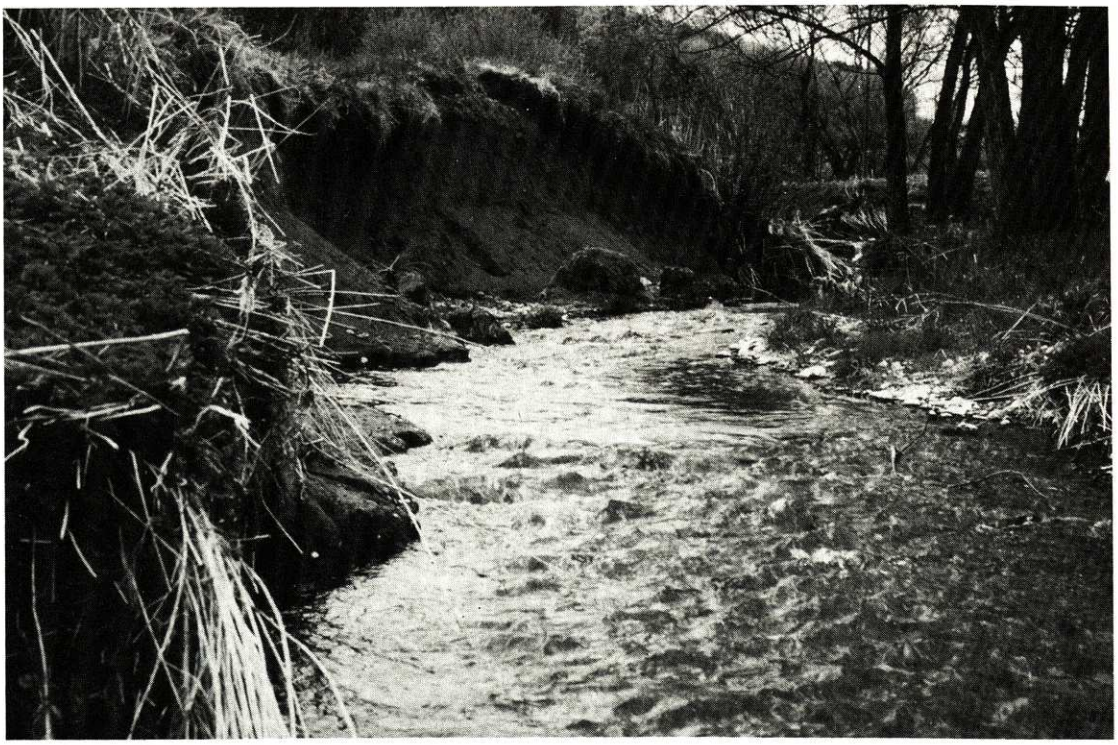


Bild 6: Etwa 900 m unterhalb von P 5 liegt die Probestelle 6 (P 6), die sich durch relativ hohe Fließgeschwindigkeiten auszeichnet. Die ausgewaschenen Steilhänge zeigen die Spuren des Frühjahrshochwassers.

Bild 7: Probestelle 7 bei Niedrigwasser im Hochsommer. Auf der gesamten Strecke durch den Ort Gottmadingen ist das Bachufer eingefaßt. Ideale Stelle für Interstitialgrabungen.

Bild 8: Weiden und Rohrglanzgrasbestände säumen die Ufer des Baches kurz vor der Mündung in die Biber (P 8). Im Hintergrund der Rauhenberg.

Material und Methoden

Über den Zeitraum der Untersuchung fanden vier Exkursionen statt, die die Grundlage für die Ermittlung der tierischen Besiedlung und der Gewässergütebeurteilung lieferten.

Exkursion I : 30. 4. bis 1. 5. 82
Exkursion II : 31. 5. bis 1. 6. 82
Exkursion III : 19. 7. bis 21. 7. 82
Exkursion IV : 30. 9. bis 1. 10. 82

Um sich ein möglichst genaues Bild von der Besiedlung des Benthal zu verschaffen, wurden drei verschiedene Substrate des Bachgrundes berücksichtigt. Es waren dies, soweit vorhanden, Steine, das feinere Sediment und submerse Pflanzenpolster. Von den Substraten wurden die Organismen mit Hilfe eines Handnetzes und des Neill-Zylinders (Bild 1) abgesammelt, ausgezählt und determiniert. Sie lieferten auf diese Weise zum einen den Organismenbestand und die Häufigkeit der Arten getrennt nach Substrat sowie nach Probestellen und zum anderen die quantitativen Daten zur Ermittlung der Saprobienindices (Gewässergüteanalyse).

Ergebnisse

Botanische Befunde

Im Rahmen dieser Untersuchung konnten die botanischen Befunde nur qualitativ und ergänzend zu den faunistischen Aufnahmen wiedergegeben werden. Abgesehen von zwei Grünalgenarten der Gattung Cladophora, die teilweise bestandsbildend wuchsen, konnten die Algen nicht berücksichtigt werden.

Der einzige Vertreter aus der Abteilung Bryophyta war das Ufermoos Leptodictyum riparium, das zur Hauptvegetationszeit an den meisten Probestellen dichte, dunkelgrüne Rasen bildete. Höhere Pflanzenarten aus der Abteilung Spermatophyta sind aus Tabelle 1 zu ersehen.

Die am Oberlauf des Baches, in Höhe des Gewanns Eschenbüdt liegende Probestelle 1 weist eine sehr reichhaltige Vegetation auf: Submerse Wasserpflanzen waren nicht anzutreffen. Bedingt durch die hier sehr geringen Fließgeschwindigkeiten können sich Arten wie Veronica beccabunga, Epilobium hirsutum und Sparganium über das ganze Bachbett ausbreiten. Aus der Vielzahl der hier anzutreffenden Pflanzengesellschaften wurden zur Charakterisierung nur die höheren pflanzensoziologischen Einheiten, die Verbände, gewählt (siehe Tabelle). Diese Zuordnung bezieht sich allerdings nicht auf die submerse Vegetation.

Probestelle 2, (Riedheimer Wald) zeichnet sich durch starke Beschattung während der Sommermonate, und im Vergleich zur vorhergehenden Probestelle, durch geringe Artendiversität aus. In den vom Bach ausgehöhlten Kolken (mit entsprechend geringer Fließgeschwindigkeit) wachsen dichte Rasen der Grünalge Cladophora glomerata.

Zu den submersen Wasserpflanzen der Probestelle 3 zählt Leptodictyum riparium, das bis zur 2. Probenahme Ende Mai bestandsbildend wuchs. Bei der 3. Probenahme war jedoch fast ausschließlich Cladophora crispata anzutreffen. Bei der 4. Probenahme, Anfang Oktober, hatte sich das Bild wieder zugunsten des Ufermooses verschoben.

Diese Tendenz war auch an den Probestellen 6–8 festzustellen. Die Hauptverbreitung von Callitriche spec. ist auf den Bachverlauf vor bzw. unmittelbar bis zur Probestelle 5 beschränkt.

Zur submersen Vegetation dieser Probestelle zählt bestandsbildend die in langen Fäden flotierende Grünalge Cladophora crispata.

Im weiteren Bachverlauf bis zur Mündung in die Biber findet man diese Alge vergesellschaftet mit Leptodictyum riparium.

Das Bild der Ufervegetation der Probestellen 3–6 und 8 wird hauptsächlich von Phalaris arundinacea bestimmt (Bild 8). Die dichten Bestände wachsen zeitweise zur Bachmitte hin und bilden das Besiedlungssubstrat z. B. für Simuliiden.

Tabelle 1

Pr. st.	Vegetation submers bzw. emers	Vegetation marginal	Vegetations-einheiten (Verband)
1	Caltha palustris Epilobium hirsutum Glyceria fluitans Nasturtium officinale Sparganium spec. Veronica beccabunga	Carex elata Carex spec. Filipendula ulmaria Iris pseudacorus Lysimachia nummularia Lythrum salicaria Phalaris arundinacea Scutellaria galericulata	Caricion Calthion Filipendulion Magnocaricion Sparganio-Glycerion
2	Cladophora glomerata	Alnus glutinosa Caltha palustris	Alnion
3	Leptodictyum riparium Cladophora crispata	Carex elata Filipendula ulmaria Lythrum salicaria Phalaris arundinacea	Magnocaricion
5	Callitriche spec. Cladophora crispata	Phalaris arundinacea Urtica dioica	Salicion
6	Leptodictyum riparium Cladophora crispata	Caltha palustris Equisetum telmateia Filipendula ulmaria Geranium palustre Iris pseudacorus Phalaris arundinacea	Alnion Caricion Filipendulion Magnocaricion
7	Cladophora crispata Leptodictyum riparium	Bachbett eingefaßt	
8	Leptodictyum riparium Cladophora crispata	Filipendula ulmaria Phalaris arundinacea	Filipendulion Magnocaricion
D	Cladophora glomerata	Filipendula ulmaria Geranium palustre Lythrum salicaria Phalaris arundinacea	Caricion Filipendulion Magnocaricion

Tierische Besiedlung anhand des Makrobenthos

Während der 4 Probenahmen des Untersuchungszeitraums (Exkursion I–IV) wurden unter Berücksichtigung der Substrate Sediment, Steine und Pflanzenpolster die in der Faunenliste zusammengestellten Organismen gefunden.

Faunenliste

TRICLADIDA	Polycelis nigra	O.F.M.
	Planaria gonocephala	DUG.
NEMATOMORPHA	Gordius spec.	
MOLLUSCA	Lymnea stagnalis	LINNS
	Ancylus fluviatilis	O.F. MÜLLER
OLIGOCHAETA	Lumbriculus variegatus	MÜLLER
	Nais spec.	
	Phreoryctes giordioides	HARTMANN
	Stylodrilus heringianus	CLAP.
	Eclipidrilus lacustris	VERILL
	Tubifex spec.	
HIRUDINEA	Glossiphonia complanata	L.
	Haemopis sanguisuga	L.
	Helobdella stagnalis	L.
	Herpobdella octoculata	L.
	Theromyzon spec.	
ACARINA	Hygrobates fluviatilis	STRÖM
	Lebertia spec.	
	Sperchon setiger	THOR
	Sperchon clupeifer	PIERSIG
MALACOSTRACA	Asellus aquaticus	L.
	Rivulogammarus fossarum	L.
EPHEMEROPERA	Baetis rhodani	PICT.
EPHEMEROPTERA	Baetis spec.	
	Caenis luctuosa	BURM.
	Caenis macrura	STEPH.
	Centroptilum luteolum	MÜLL.
	Ecdyonurus dispar	CURT.
	Ecdyonurus venosus	F.
	Ephemera danica	MÜLL.
	Ephemerella ignita	PODA
	Habrophlebia fusca	CURT.
	Paraleptophlebia submarginata	STEPH.
	Rhithrogena semicolorata	CURT.
	Siphlonurus lacustris	ETN.
	Siphlonurus armatus	ETN.
PLECOPTERA	Amphinemura sulcicollins	STEPH.
	Brachyptera risi	MORTON
	Isoperla difformis	KLP.
	Isoperla grammatica	PODA
	Nemoura cinerea	RETZ.
HETEROPTEROIDEA	Corixa spec.	
	Nepa rubra	
NEUROPTEROIDEA	Sialis fuliginosa	
	Sialis lutaria	

	Osmylus fulvicephalus	
COLEOPTERA	Agabus spec.	
	Elmis maugei	
	Haliplus ruficollis	
	Hydroporus spec.	
	Platambus spec.	
TRICHOPTERA	Holocentropus stagnalis	ALBARDA
	Hydropsyche angustipennis	CURTIS
	Hydropsyche instabilis	CURTIS
	Hydropsyche pellucidula	CURTIS
	Hydropsyche siltalai	DÖHLER
	Hydroptila spec.	
	Limnephilus spec.	
	Metalype fragilis	PICT.
	Polycentropus flavomaculatus	PICT.
	Potamophylax spec.	
	Rhyacophila dorsalis	CURTIS
	Rhyacophila septentrionis	McL
	Tinodes unicolor	
DIPTERA	Antomyidae	
	Ceratopogonidae	
	Bezzia spec.	
	Chironomidae	
	Chironomus thummi	
	div. Arten	
	Dolichopodidae	
	Limoniidae	
	Dicranota spec.	
	Psychodidae	
	Simuliidae	
	Eusimulium aureum	FRIES
	Eusimulium latigonium	RUBTZON
	Eusimulium vernum	MARQUART
	Odagmia nitidifrons	EDWARDS
	Odagmia ornata-Gruppe	
	Wilhelmia spec.	
PISCES	Cottus gobio	L.
	Noemacheilus barbatulus	L.
	Phoxinus phoxinus	L.
	Squalis cephalus	L.
AMPHIBIA	Rana temporaria	L.
	Bufo bufo	L.

Organismische Drift

Die Organismen der Fließgewässer sind durch Körperbau und Lebensweise gegen den Abtrieb durch die Strömung weitgehend geschützt. Jedoch werden vor allem bei Hochwasser sowie in der Abenddämmerung, wenn die Tiere ihre strömungsgeschützten Aufenthaltsorte verlassen viele Organismen von der Strömung weggerissen. Außerdem ist diese Drift auch als ein spezifisches Verhalten zur Verbreitung bachabwärts zu betrachten.

Zur Ermittlung der organismischen Drift wurden im August an zwei Probestellen, im Mittellauf und im Mündungsbereich Driftmessungen durchgeführt.

Dabei ergaben sich in qualitativer wie auch in quantitativer Hinsicht Unterschiede zwischen den beiden Entnahmestellen.

Den prozentual größten Anteil an verdrifteten Organismen stellen an Probestelle 3 mit etwa 70% die Baetiden. Chironomiden und Simuliiden sind mit 14 bzw. 11% in der über 24 h gemessenen Gesamtdrift enthalten (Tabelle 1). Die prozentuale Zusammensetzung der Gesamtdrift der Probestelle 8 ist aus Tabelle 2 ersichtlich.

An Probestelle 8 sind die Chironomiden anteilmäßig am stärksten vertreten. Baetiden und Simuliiden werden zu gleichen Anteilen in den Driftnetzen gefunden.

Abb. 1 stellt die Individuenhäufigkeiten in Bezug zum Tagesverlauf dar.

Tabelle 1: Gesamtdrift Probestelle 3

Probestelle 3	Anzahl/24 h	in % der Gesamtdrift
Hirudinea gesamt	27	0.5
Erpobdella octoculata	20	0.4
Glossiphonia complanata	6	0.1
Helobdella stagnalis	1	0.02
Ephemeroptera gesamt	3853	71.4
Baetis spec.	3764	69.6
Centroptilum luteolum	47	0.8
Paraleptophlebia submarginata	1	0.02
Rhitrogenia semicolorata	1	0.02
Megaloptera gesamt	3	0.06
Sialis lutaria	3	0.06
Trichoptera gesamt	3	0.06
Hydropsyche angustipennis	3	0.06
Diptera gesamt	1348	25.0
Simuliidae gesamt	573	10.6
Odagmia ornata-Gruppe	292	5.4
Odagmia nitidifrons	200	3.7
Wilhelmia spec.	46	0.9
Eusimulium latigonium	29	0.5
Dipteren spec.	11	0.2
Chironomidae-Puppe	52	0.9
Chironomidae-Larve	712	13.2
Coleoptera gesamt	189	3.6
Elmis spec.	3	0.06
Platambus spec.	1	0.02
Haliplus spec.	153	2.8
Agabus spec.	6	0.12
Hydroporus spec.	13	0.24
Coleoptera-Larven spec.	13	0.24

Tabelle 2: Gesamtdrift Probestelle 8

Probestelle 8	Anzahl/24 h	in % der Gesamtdrift
Hirudinea gesamt	21	2.2
Erpobdella octoculata	19	2.0
Helobdella stagnalis	2	0.4
Ephemeroptera gesamt	317	33.4
Baetis spec.	218	23.0
Centroptilum luteolum	4	0.4
Cloeon spec.	1	0.2
Ephemerella ignita	2	0.4
Hydracarina gesamt	12	1.2
Hygrobates fluviatilis	12	1.2
Trichoptera gesamt	50	5.2
Hydropsyche pellucidula	50	5.2
Diptera gesamt	577	62.0
Simuliidae gesamt	216	22.8
Odagmia ornata-Gruppe	11	1.2
Odagmia nitidifrons	76	8.1
Wilhelmia spec.	130	13.7
Dipteren spec.	13	1.4
Chironomidae-Puppe	48	5.0
Chironomidae-Larve	300	31.6
Coleoptera gesamt	16	1.6
Elmis spec.	6	0.6
Haliplus spec.	10	1.0

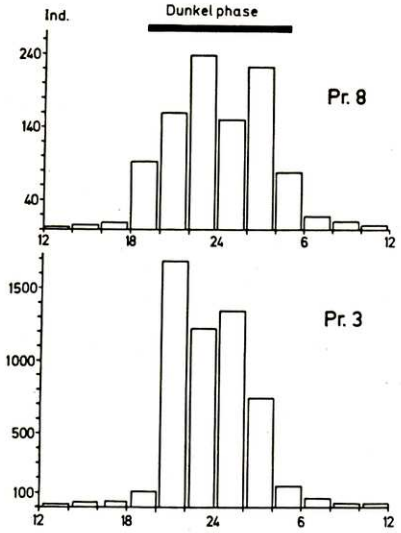


Abb. 1
Tierische Gesamtdrift/24 h der Probestellen 3 und 8 Abszisse: Uhrzeit, Ordinate: Individuenzahl (absolut)

Der größte Anteil an verdrifteten Organismen ist an beiden Probestellen während der Dunkelphase festzustellen, wobei die Individuenzahlen an beiden Stellen beträchtlich differieren. So steigt die Zahl der verdrifteten Benthosorganismen zu Beginn der Dunkelphase auf das 50 bis 100-fache der während Tageslicht verdrifteten Tiere an und sinkt zu Beginn der Morgendämmerung rasch wieder ab. Ein ähnlicher Anstieg der Driftraten, jedoch mit geringerer Individuendichte ist für Probestelle 8 festzustellen. Für beide Probestellen ergeben sich zwei Individuenmaxima, die zeitlich jedoch nicht korrespondieren.

Biologische Gewässergütebeurteilung anhand des Makrobenthos

Neben den chemischen Parametern zur Charakterisierung des Wasserzustandes kommen besonders auch biologische Beurteilungsverfahren zur Anwendung. Die Besiedlungsverhältnisse charakterisieren einen Zustand des Gewässers, der von den täglichen Schwankungen der Wasserchemie weitgehend unabhängiger ist.

Aufgrund der Zuleitung von abbaubaren organischen Stoffen in ein Gewässer, kommt es zu einer Verschiebung des Gleichgewichtes zwischen Saprobie und Trophie. Die durch die gesteigerte heterotrophe Aktivität der Destruenten bedingten Veränderung im Gewässer, wie z. B. Sauerstoffzehrung haben Änderungen der mikroskopischen und makroskopischen Organismengesellschaften zur Folge.

Aus dem Zusammenhang zwischen der Besiedlung des Gewässers und dessen Verunreinigungsgrad leiteten (KOLKWITZ UND MARSSON 1908, 1909) das Saprobiensystem der Indikatororganismen ab.

Den im Riederbach gefundenen Arten wurde anhand der Tabellen von SLADECEK (1973) ein Saprobienindex zugeteilt, der für die Darstellung der Ergebnisse nach der Methode von PANTLE und BUCK (1955) erforderlich war.

Biologische Gewässergüteanalyse nach PANTLE und BUCK

Bei diesem Verfahren wird der Saprobienindex für einen Gewässerabschnitt nach folgender Berechnungsformel ermittelt:

$$S = \frac{\Sigma (s \times h)}{\Sigma \times h}$$

Aus den Saprobitätswerten (s) der an dieser Stelle vorkommenden Arten und deren Häufigkeiten (h) wird ein Zahlenwert (S) errechnet, der zwischen 1 und 4 variieren kann (siehe auch Tabelle LAWA). Die Saprobitätswerte (s) sind den Tabellen SLADECEKS (1973) entnommen. Ein Saprobienindex mit dem numerischen Zahlenwert 1 bedeutet also, daß der Grad der organischen Belastung als sehr gering bis unbelastet einzustufen wäre, während der Index 4 ein übermäßig verschmutztes Gewässer charakterisiert.

Tabelle LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser)
Die Gütegliederung der Fließgewässer

Güte-klasse	Grad der organischen Belastung	Saprobität (Saprobiestufe)	Saprobien-index	Chemische Parameter* BSB_5 (mg/l)	NH_4-N (mg/l)	O_2-Minima (mg/l)
I	unbelastet bis sehr gering belastet	Oligosaprobie	1,0 – < 1,5	1	höchst. Spuren	> 8
I–II	gering belastet	Oligosaprobie mit betamesosaprobem Einschlag	1,5 – < 1,8	1–2	um 0,1	> 8
II	mäßig belastet	ausgeglichene Betamesosaprobie	1,8 – < 2,3	2–6	< 0,3	> 6

Güte-klasse	Grad der organischen Belastung	Saprobität (Saprobiestufe)	Saprobien-index	Chemische Parameter* BSB_5 (mg/l)	NH_4-N (mg/l)	O_2-Minima (mg/l)
II–III	kritisch belastet	alpha-betameso-saprobe Grenzzone	2,3 – < 2,7	5–10	< 1	> 4
III	stark verschmutzt	ausgeprägte Alphamesosaprobie	2,7 – < 3,2	7–13	0,5 bis mehrere mg/l	> 2
III–IV	sehr stark verschmutzt	Polysaprobie mit alphamesosaproben Einschlag	3,2 – < 3,5	10–20	mehrere mg/l	> 2
IV	übermäßig verschmutzt	Polysaprobie	3,5 – < 4,0	> 15	mehrere mg/l	< 2

*Die chemischen Daten geben lediglich Anhaltswerte für häufig anzutreffende Konzentrationen

Für den Gütelängsschnitt des Baches ergibt sich dabei das aus Abb. 2 ersichtliche Profil.

Der höchste Saprobienindex, mit einem numerischen Wert von 2.3, (α/ß mesosaprobe Grenzzone) wurde an Probestelle 5 ermittelt. Es ist ein kontinuierlicher Anstieg der Indexwerte von Probestelle 2 zu Probestelle 5 festzustellen. Diese Saprobiensteigerung wird durch die in diesem Bereich des Baches an mehreren Stellen erfolgende Zufuhr organischen abbaubaren Materials (häusliche Abwässer) hervorgerufen.

Das allmähliche Absinken der Saprobienindices ab Probestelle 5 deutet die sich anschließende Selbstreinigung des Gewässers an. Am Ende der 5.5 km langen Strecke von Probestelle 5 bis zur Mündung des Baches in die Biber scheint die Selbstreinigung jedoch noch nicht abgeschlossen, da die Werte für Probestelle 8 ß-mesosaproben Charakter, d. h. eine noch mäßige Belastung des Baches anzeigen.

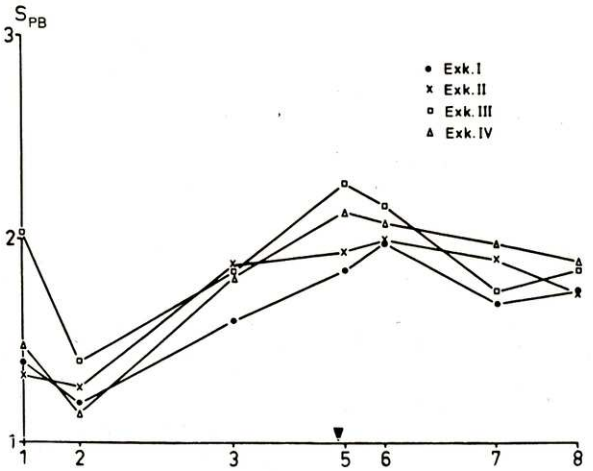


Abb. 2
Gütelängsschnitt nach PANTLE und BUCK
Abszisse = Bachverlauf, Ordinate = Saprobienindex, aus Querschnittswert ermittelt.

Vergleicht man die Saprobienindices entsprechender Probestellen zu den verschiedenen Probenahmezeiten (Exkursion I–IV), so läßt sich eine jahreszeitlich bedingte Erhöhung der Werte feststellen (Abb. 3).

Bei dieser Abbildung fand eine dreidimensionale Darstellung zur Verdeutlichung des zeitlich bedingten Anstiegs der Indexwerte Anwendung.

Abgesehen von dem Wert der III. Probenahme bei Stelle 3, der durch zu geringe Arten- und Individuenzahl zustande kommt, ist die Tendenz zu einer verschlechterten saprobiellen Situation des Gewässers im Verlauf der vier Exkursionen an allen anderen Probestellen festzustellen, wobei eine maximale Verschiebung um 0.4 Indexeinheiten ermittelt wurde.

Die Verschlechterung des Saprobitätsgrades ist dabei u. a. Folge der veränderten stoffwechseldynamischen Situation des Gewässers, was sich letztendlich in einer Verschiebung der Anteile des autotrophen bzw. heterotrophen Organismenbestandes äußert.

Zusammenfassend läßt sich demnach nach LAWA-Kriterien (Tab. LAWA) folgendes festhalten.

Anhand des biologischen Gewässergüteprofils (nach PANTLE und BUCK) weist der Riederbach in seinem Oberlauf (P 1, P 2) keine bis geringe organische Belastung auf (Oligosaprobie). Im weiteren Bachverlauf (P 3) werden mäßige organische Belastungsgrade (ausgeglichene ß-Mesosaprobie) erreicht mit einer kritischen Belastungszone (α -ß-mesosaprobe Grenzzone) unterhalb der Klärwässereinleitung. Die Selbstreinigungsprozesse im Gewässer mindern im Verlauf den Grad der organischen Belastung, so daß an der Mündung schließlich Gewässergüteklasse II, d. h. mäßige Belastung, erreicht wird.

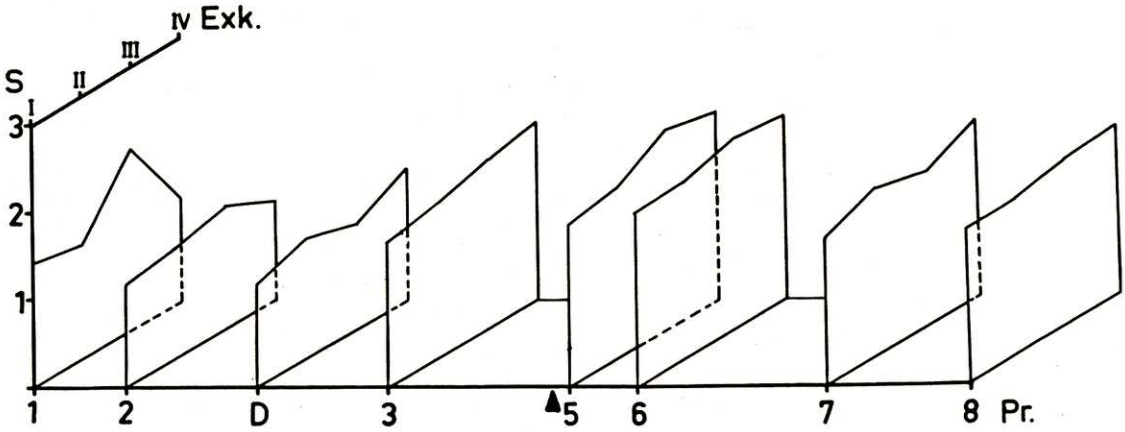


Abb. 3
Jahreszeitlich bedingter Anstieg der Saprobienindices (nach PANTLE und BUCK) Abszisse = Bachverlauf, Ordinate = Saprobienindex, z-Achse = Exkursionen (Probenahmen).

Vergleich der chemischen und biologischen Werte

Zur Beurteilung der limnologischen Gesamtsituation im Gewässer ist es hinsichtlich des organischen Belastungsgrades sinnvoll, die chemischen, physikalischen sowie die biologischen Methoden gleichermaßen zu berücksichtigen (ZIMMERMANN 1961, ELSTER 1966, CASPERS 1977).

Aus diesem Grund wurden u. a. die chemischen Parameter: Sauerstoff-Sättigungskonzentration, das Verhältnis von Ammonium zu Nitrat (NH_4:NO_3) und die Phosphat-Fracht mit den aus biologischen Analysen resultierenden Saprobienindices verglichen (Abb. 4–6), wobei Tendenzen deutlich werden sollten, da direkter Kurvenvergleich wegen der verschiedenen Meßmethoden nicht möglich ist.

Dabei konnte weitgehende Übereinstimmung bezüglich der Maximalwerte der Saprobienindices und der entsprechenden Maximalwerte der chemischen Parameter an Probestelle 5, d. h. der Stelle mit der höchsten organischen Belastung gefunden werden.

Für Bereiche mit niedrigstem Sauerstoffsättigungsindex d. h. höchstem Sauerstoffbedarf in-

folge von Zersetzungsprozessen werden in der Regel auch die höchsten Saprobienidices ermittelt.

Ebenfalls Maximalwerte erreichen Phosphat-Fracht sowie das Verhältnis der NH_4:NO_3-Konzentrationen im Bereich der Klärwasserzuleitung an Probestelle 5 (Abb. 5 und 6). Aus der Literatur sind nur spärlich Daten über Beziehungen zwischen Saprobitätsgrad und Gehalt an gelöstem ortho-Phosphat zu entnehmen (SCHREIBER 1975), doch bewirken die erhöhten Phosphatkonzentrationen (aus häuslichen Abwässern) eine Steigerung der Trophie, die sich als Saprobiensteigerung im Gewässer bemerkbar macht.

Inwieweit die Phosphat-Konzentration in direkte kausale Zusammenhänge mit dem Saprobitätsgrad gebracht werden können, kann jedoch im Rahmen dieser Untersuchung nicht beantwortet werden.

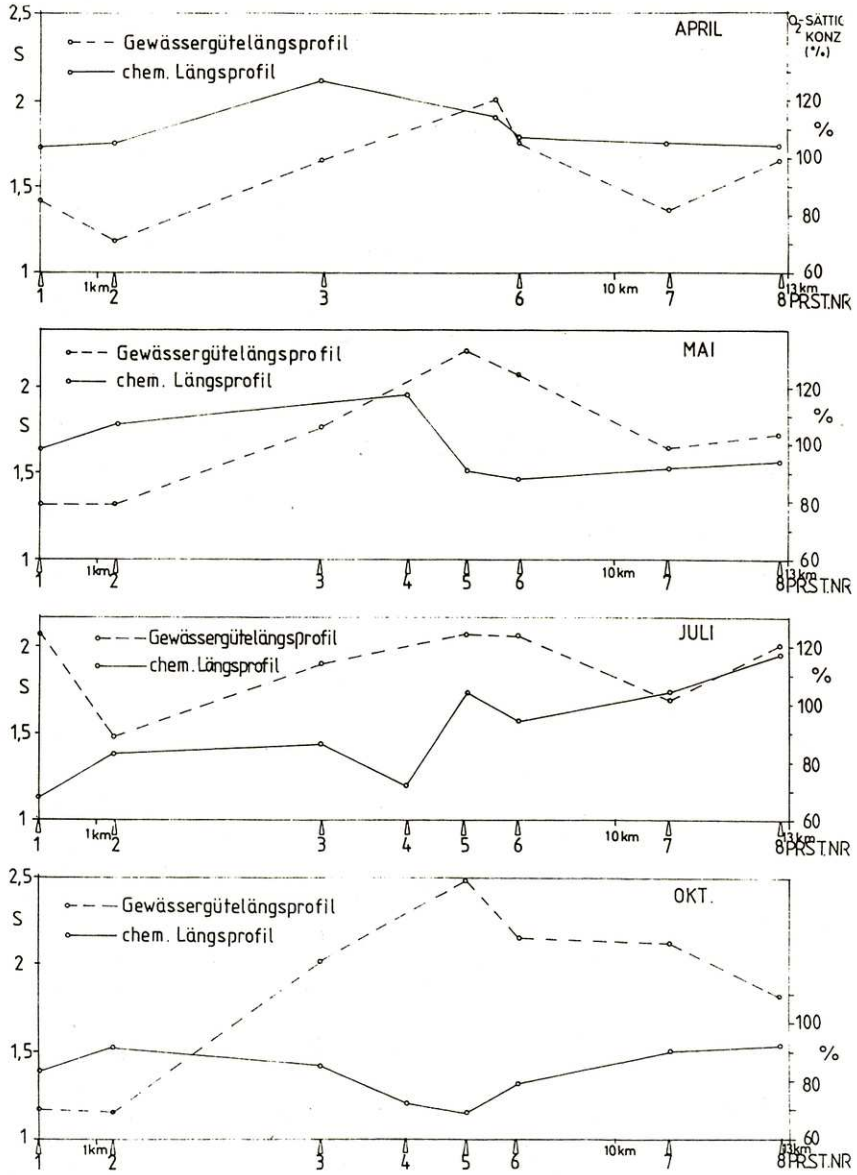


Abb. 4
Vergleich des Gewässergütelängsprofiles (Saprobienindex = S) mit dem O_2-Sättigungsindex (%) im Längsprofil

Wie bereits erwähnt, werden kurz vor der Mündung des Baches in die Biber (P 8), anhand der Makrobenthosproben Saprobienindices ermittelt, die darauf hinweisen, daß die Selbstreinigung noch nicht abgeschlossen ist.

Die mit den biologischen Analysen verglichenen chemischen Parameter weisen dabei in die gleiche Richtung, d. h. auch aus den chemischen Werten kann man schließen, daß die Selbstreinigung an P 8 noch nicht abgeschlossen ist.

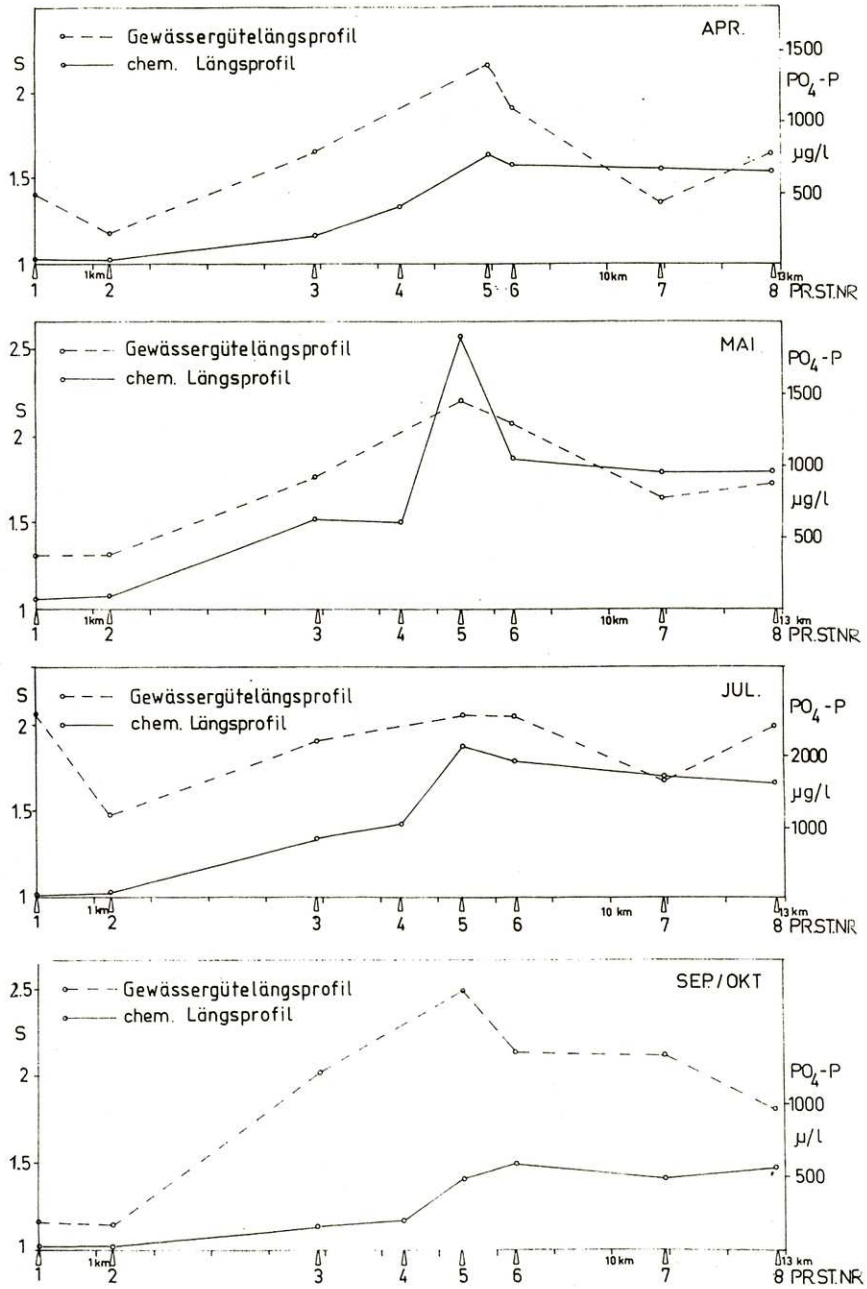


Abb. 5
Vergleich des Gewässergütelängsprofiles (Saprobienindex = S) mit der PO_4-P-Konzentration (ug l^{-1}) im Längsprofil

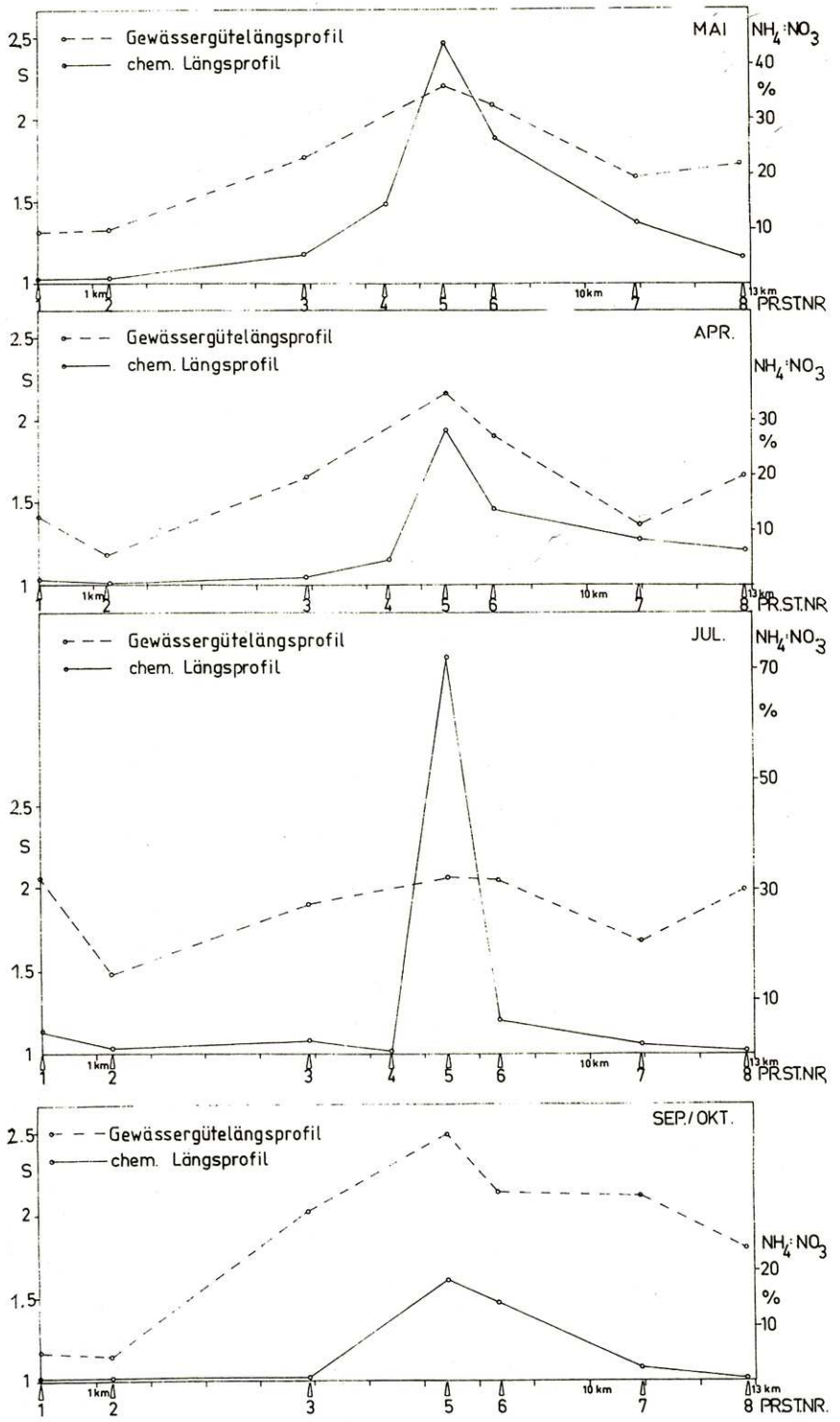


Abb. 6
Vergleich des Gewässergütelängsprofiles (Saprobienindex = S) mit dem Verhältnis $NH_4 : NO_3$ im Längsprofil.

Erläuterung der limnologischen Fachausdrücke

Benthal:
Bodenzone eines Gewässers.
Destruenten:
Bakterien und Pilze, die tote organische Stoffe abbauen und mineralisieren.
heterotroph:
Herkunft des Bakterienzellkohlenstoffs aus organischen Verbindungen.
Limnologie:
Lehre von den stehenden und fließenden Gewässern.
Makrobenthos:
Die in der Bodenzone eines Gewässers lebenden, makroskopisch sichtbaren Organismen.
Saprobie:
Summe der heterotrophen Bioaktivität in einem Gewässer. Gewöhnlich wird der Begriff auf die Tätigkeit der heterotrophen Mikroorganismen eingeschränkt und auf ein organisch belastetes Gewässer bezogen.
Saprobiensystem:
Zusammenstellung von Organismen deren Vorkommen und Häufigkeit in bestimmten Zonen eines belasteten Gewässers liegt. (Indikatorfunktion für den Belastungszustand). Das Saprobiensystem dient zur Charakterisierung der biologischen Gewässergüte.
submers:
untergetaucht (z. B. bei Wasserpflanzen).
Substrat:
hier Lebensräume der Organismen, wie z. B. Steine, Kies, Schlamm, Pflanzen.
Trophie:
Intensität der Pflanzenproduktion im Gewässer.

Literatur

CASPERS, N. & MÜLLER-LIEBENAU, I. & WICHARD, W. (1977):
Köcherfliegen (Trichoptera) der Fließgewässer der Eifel. – Gewässer und Abwasser 62/63, 111–120.
ELSTER, H.-J. (1966): Über die limnologischen Grundlagen der biologischen Gewässer-Beurteilung in Mitteleuropa. – Verh. Internat. Verein. Limnol. 16, 759–785.
ELSTER, H.-J. (1982): Zur Definition der »Gewässer« – bzw. »Wassergüte« und über die limnologischen Grundlagen ihrer Beurteilung in Vergangenheit und Zukunft. – Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene 54.
KOLKWITZ, R & MARSSON, M. (1908): Ökologie der pflanzlichen Saprobien. – Ber. Dtsch. Bot. Gesellsch. 26 a, 505–519.
KOLKWITZ, R & MARSSON, M. (1909): Ökologie der tierischen Saprobien. – Int. Rev. Hydrobiol./Hydrograph. 2, 126–152.
LAWA (1980): Die Gewässergütekarte der Bundesrepublik Deutschland. Hrsg.: LAWA unter Vorsitz des Ministers für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Bad.-Württ., Stuttgart.
PANTLE, R. & BUCK, H. (1955): Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. – Besond. Mitt. zum Deutsch. Gewässerkundl. Jahrbuch 12, 135–143.
SCHREIBER, I. (1975): Biologische Gewässergütebeurteilung der Mettma anhand des Makrobenthos: Methodenvergleich. – Arch. Hydrobiol./Suppl. 47, 432–457.
SCHRÖDER, P. & STREIT, B. (1983): Ernährungstypen einer Fließwasserzoozönose (Krebsbach bei Eigeltingen/Bodenseegebiet) unter Berücksichtigung saisoneller und kleinräumiger Änderungen.
SCHWEDER, H. (1979): Untersuchung zur Hydrographie, Chemie und Biologie eines Schluchtbaches. – Diplomarbeit.
SLADECEK, V. (1973): System of water quality from the biological point of view. – Arch. Hydrobiol. Beih. 7, 1–218.
ZIMMERMANN, P. (1961): Experimentelle Untersuchungen über den Einfluß der Strömungsgeschwindigkeit auf die Fließwasserbiozönose.