Mitt. POLLICHIA	73	179 - 229	25 Abb.	8 Tab.	Bad Dürkheim/Pfalz 1985/86
					ISSN 0341-9665

Bernd RISS

Biozönologische, chemisch-physikalische und rückstandsanalytische Untersuchungen zur Gewässergüte der Ruwer (Hunsrück, SW-Deutschland)

Kurzfassung

RISS, B. (1985/86): Biozönologische, chemisch-physikalische und rückstandsanalytische Untersuchung zur Gewässergüte der Ruwer (Hunsrück, SW-Deutschland). - Mitt. POLLICHIA, 73: 179 - 229, Bad Dürkheim/Pfalz.

Im Jahre 1984 wurden die Ruwer und ausgewählte Seitenbäche (Hunsrück, Bundesrepublik Deutschland) im Zuge einer Diplomarbeit am Biogeographischen Institut der Universität Saarbrücken einer biozönologischen, chemisch-physikalischen und rückstandsanalytischen Bearbeitung unterzogen. Das an insgesamt 56 Standorten determinierte und biologisch bewertete Makrozoobenthon erfuhr durch die chemisch-physikalischen Parameter eine Absicherung. Der sehr heterogen gestaltete Untersuchungsraum spiegelt sich vor allem in der Vielzahl von Einleitern wider. Neben den 11 Kläranlagen und vereinzelten kommunalen Einleitern waren die großflächigen Abschwämmungen aus der Landwirtschaft und die toxischen Abwässer der Firma BILSTEIN interessant. Aus diesem Grunde nahm die Rückstandsanalytik in Sedimenten und ausgewählten Organismen einen Hauptbestandteil der Arbeit ein.

Abstract

RISS, B. (1985/86): Biozönologische, chemisch-physikalische und rückstandsanalytische Untersuchungen zur Gewässergüte der Ruwer (Hunsrück, SW-Deutschland).
[Biocoenological, chemical, physical and residue analytical investigations of the quality of the Ruwer river (Hunsrück, SW-Germany)]. - Mitt. POLLICHIA, 73: 179 - 229, Bad Dürkheim/Pfalz.

In 1984 the Ruwer river in the Hunsrück mountain area of the Federal Republic of Germany was, together with selected tributaries, the object of a graduate (Master's) research project under the auspices of the Biogeographic Institute of the University of Saarbrücken. Samples were subjected to three separate analyses according to accepted methods of physics, chemistry, residual analysis and biocoenological analysis. The physical and chemical parameters served to corroborate the macrozoobenthos of the biologically evaluated samples, which were taken at 56 selected locations. The heterogeneity of the samples corresponds to that of the area under study and reflects the large number of "dumpers" into the streams under study. In addition to those of the 11 sewage plants and occasional community "dumpers", the samples from the agricultural drainage and the samples from the toxic wastes of the BILSTEIN company were interesting. For this reason, the main part of the project concerns itself with the residual analysis of sediment and selected organisms.

Résumé

RISS, B. (1985/86): Biozönologische, chemisch-physikalische und rückstandsanalytische Untersuchungen zur Gewässergüte der Ruwer (Hunsrück, SW-Deutschland).
[Recherches sur les qualités biozoenologiques, chimiques et physiques de l'eau et analyse de ses résidus de la Ruwer (Hunsrück, Allemagne du Sud-Quest)]. - Mitt. POLLICHIA, 73: 179 - 229, Bad Dürkheim/Pfalz.

En 1984, dans un mémoire de l'institut biogéographique de l'université de Saarbrücken, on a entrepris une recherche biozoenologique, chimique et physique et des analyses des résidus de la Ruwer et de quelques affluents choisis. Le macrozoobenthon a pu être mis en évidence à l'aide de paramètres chi-

miques et physiques dans un maximum de 56 points déterminés. C'est surtout le grand nombre de personnes qui déversent dans les égouts qui est à l'origine de la grande diversité dans la recherche. En plus des 11 stations d'épuration et de quelques utilisateurs communaux isolés, les débris des champs emmenés par les eaux pluviales ainsi que les déchêts toxiques de l'usine Bilstein étaient également dignes d'intérêt. De ce fait, l'analyse des résidus dans les sédiments et les organismes choisis a été une part importante du travail.

1. Einleitung und Problemstellung

Das zunehmende Aufkommen von Abfallstoffen aus dem industriellen, landwirtschaftlichen und individuellen Bereich führte in den letzten Jahren zu einer immer stärker werdenden Belastung unserer Fließ- und Stillgewässer.

Unter den Fließgewässern besitzen vor allem die kleinen Flüsse und Bäche nur ein geringes Aufnahmevermögen für diese belastenden Stoffe, ohne einen gravierenden Schaden zu nehmen. Meist liegt die Belastung aber deutlich über dem Schwellenwert, so daß starke Eingriffe in die biologischen Systeme und die damit verbundene Selbstreinigung die Folge sind.

Die bis vor kurzem noch ausschließlich aus organischen Stoffen bestehende Abwasserfracht, wurde innerhalb der letzten Jahre – insbesondere seit Ende der sechziger Jahre (REICHERT & de HAAR 1982) – auch mit toxischen Substanzen versetzt.

Die Folgen liegen klar auf der Hand: empfindliche Störung des biologischen Gleichgewichtes und Anreicherung von Schadstoffen (Schwermetalle und Pestizide) in den Nahrungsketten (STUMM 1977). Anfang dieses Jahrhunderts wurde von verschiedenen Wissenschaftlern ein System entwickelt, das es gestattet, ein Gewässer mit Hilfe des biologischen Befundes zu bewerten. Gemeint ist das Saprobiensystem von KOLKWITZ & MARSSON aus den Jahren 1902, 1908 und 1909. Ursprünglich sehr lückenhaft in seiner Anwendung (zur Ökologie der verwendeten Saprobier lagen keine ausreichenden und gesicherten Kenntnisse vor), wurde es von LIEBMANN 1947, 1959, 1966, und 1969, CASPERS 1960, 1962, 1966 und 1967, SLADECEK 1973 sowie ZELINKA/MARVAN/ROTSCHEIN 1980 überarbeitet und zum Teil revidiert.

Wie von verschiedener Seite durchaus zu Recht kritisiert wurde, kann der biologische Befund alleine nicht zu einer Beurteilung eines Fließgewässers herangezogen werden (TÜMPLING & ZIEMANN 1961, TÜMPLING 1965). Wichtig sind auch die chemischen Analysen, auch wenn sie nur einen Momentzustand darstellen (CASPERS & SCHULZ 1962, KLAPPER 1963 und TÜMPLING 1965), doch bleibt der biologische (biozönologische) Befund meiner Meinung nach das entscheidende Kriterium bei der Beurteilung eines Gewässerökosystems. Das Makrozoobenthon, das sich ja nicht von heute auf morgen auf die kurzfristig immer wieder auftretenden Schwankungen im Wasserchemismus einstellen kann, zeigt den langfristigen Zustand im Gewässer an. Hohe Abwasserschübe mit den enthaltenen Schadstoffen sind durch diese biozönologischen Untersuchungen natürlich nicht nachweisbar. Dies geht nur auf chemischem Wege, aber auch hier spielt das Glück des Tüchtigen eine wichtige Rolle, um genau zur größten Abwasserbelastung an Ort und Stelle zu sein. Im Laufe der fünfziger Jahre haben sich verschiedene Autoren mit der Fragestellung der biologischen Kartierung von Gewässern beschäftigt (BEER 1958, 1961 u. 1962, CASPERS & KARBE 1967, HAMM 1968, KNÖPP 1954, KOTHE 1962, PANTLE & BUCK 1955 sowie PANTLE 1960).

Das Ziel der vorliegenden Arbeit war es, ein durch organische und toxische Verbindungen beeinflußtes Gewässersystem mit Hilfe des Makrozoobenthon, der chemisch-physikalischen Parameter und der Rückstandsanalytik in Sedimenten und ausgewählten Organismen zu charakterisieren und zu bewerten.

Diese Bewertung kann nur auf einer solchen Untersuchungsreihe basieren (vergl. auch NAGEL 1981), soll sie doch eine vernünftige Grundlage für spätere Maßnahmen – Kläranlagenbau, Renaturierung verbauter Gewässerabschnitte oder Richtlinien für den Naturschutz – sein.

2. Der Untersuchungsraum

2.1 Lage und Abgrenzung

Die Ruwer zieht sich als ein typischer Mittelgebirgsbach von den Hochlagen des Hochwaldes (Rösterkopf) bis hin zur Mündung in die Mosel unterhalb Trier. Sie hat eine Länge von 47,5 km und muß auf ihrem Wege ein beachtliches Gefälle von 516 m überwinden. Dies ist der primäre Grund für den äußerst stark ausgebildeten rhithralen Charakter des Gewässers.

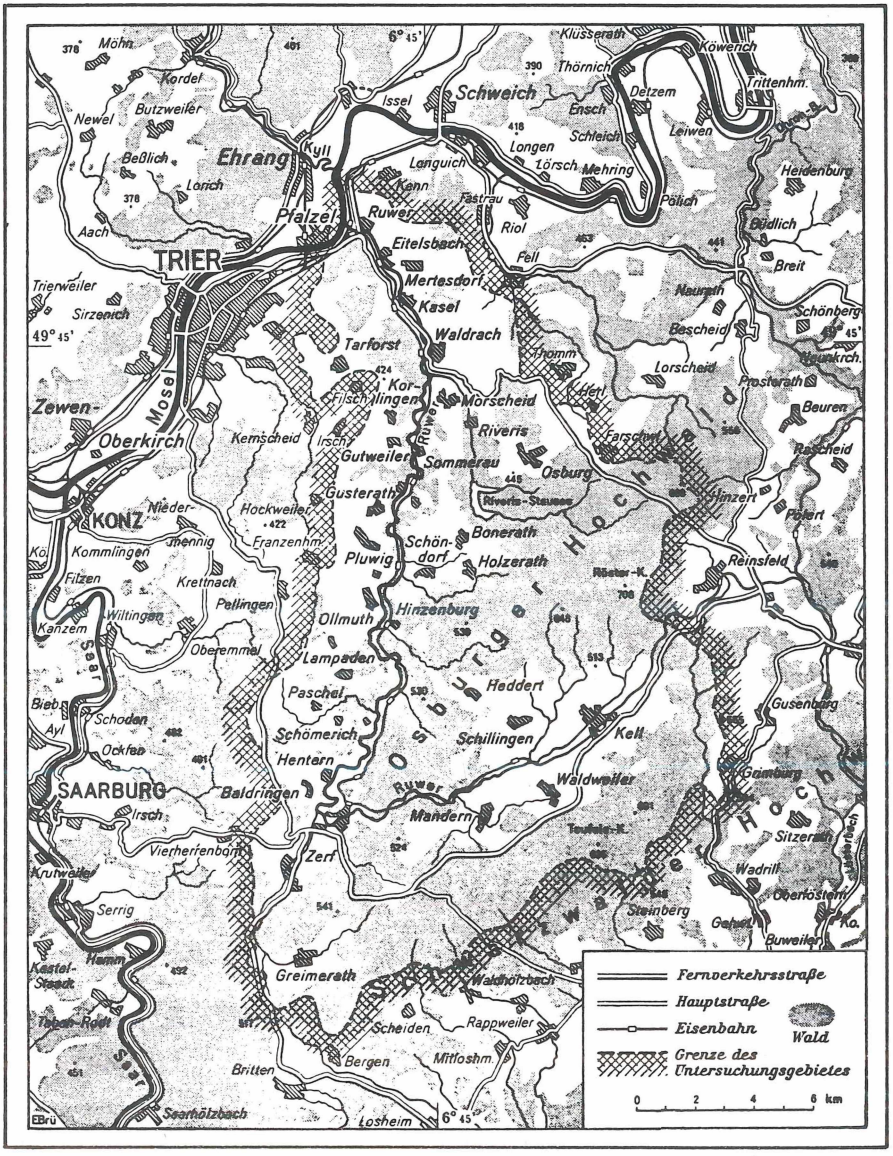


Abb. 1: Lage des Ruwergebietes und Abgrenzung des Untersuchungsraumes.

2.2 Geologie und Geomorphologie

Zwischen Mosel und Nahe erheben sich die Gebirgsrücken des Hunsrück mit einer Streichrichtung von Südwest nach Nordost. Das Untersuchungsgebiet liegt an deren Westseite und bildet hier die Grenze zum östlich anschließenden unteren Saartal. Das Ruwergebiet repräsentiert den Gesamtcharakter des Hunsrück, nämlich die Gliederung in einzelne hohe Gebirgsrücken auf einer Hochfläche mit teilweise tief eingeschnittenen Tälern. Man kann aber nicht von einem ausgesprochen gebirgigen Relief sprechen, sondern eher von einem Hochplateau, das von etwa 500 m im Süden auf 200 m im Norden abfällt. Diese Hochfläche wird von den tiefen Tälern der Ruwer und der Riveris durchschnitten.

Die vorherrschenden Gesteinsarten im Ruwergebiet werden aus Tonschiefern, Grauwacken und Quarziten gebildet. Die im Quellgebiet der Ruwer anstehenden Throner Quarzite haben einen starken Einfluß auf die pH-Verhältnisse des Gewässers.

Die Quarzitrücken treten in zwei großen langgestreckten Zügen in Erscheinung, dem Osburger und dem Schwarzwälder Hochwald. Der Erstgenannte wird ausschließlich aus den Throner Quarziten aufgebaut, wohingegen der südliche Teil des Schwarzwälder Hochwaldes auch Taunusquarzite aufweist (Zerfer Schwarzwald, Errwald). Teilweise tritt auch Buntsandstein auf, so daß der Großbach regelmäßig dieses Gestein in seinem Geschiebe führt.

2.3 Das Klima

Das Ruwergebiet liegt im Einflußbereich des gemäßigten ozeanischen Klimas mit der charakteristischen atlantischen Zirkulation. Nach dem Wetterdienst Berlin läßt sich das Gebiet zwei großen Klimabereichen zuteilen, dem Moselgebiet und dem Hunsrück. Auch die klimatischen Verhältnisse lassen eine deutliche Unterteilung in die drei Einheiten – Rücken, Hochfläche und Tal – zu.

Bezüglich Schneedeckenhäufigkeit bzw. -mächtigkeit und Tage mit Frost bestehen ebenfalls erhebliche Unterschiede zwischen den Tallagen und den Hochplateaus.

In der nachfolgenden Tabelle sind die Niederschlagsverhältnisse für den Untersuchungsraum verdeutlicht.

Tab. 1: Niederschlagsverhältnisse aus: CARNO CORREA GALVAO

Gemeinde	See-höhe	Mittlere Monats- und Jahressummen des Niederschlags (1891 – 1930)													Veg. Zeit	
	m	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Jahr	mm	%
Eitelsbach	180	43	36	43	43	50	62	67	67	52	61	48	50	621	298	48,0
Osburg	448	61	54	60	56	60	72	77	77	64	74	66	81	802	350	43,6
Schillingen	515	91	74	85	71	68	72	89	86	71	92	84	103	986	386	39,2
Sommerau	197	50	41	50	48	58	72	78	78	61	71	56	58	721	347	48,1
Waldrach	160	51	41	50	48	58	72	78	78	61	72	56	59	724	334	46,1
Zerf	372	60	54	63	57	62	70	79	74	70	79	69	82	819	354	43,3

Man erkennt, daß die Niederschläge vom Mündungsgebiet hin zur Quellregion zunehmen (Eitelsbach 621 mm, Sommerau 721 mm, Zerf 819 mm und Schillingen 986 mm), sie ändern sich also mit der Höhenlage.

1 = Eitelsbach
2 = Sommerau
3 = Zerf
4 = Schillingen

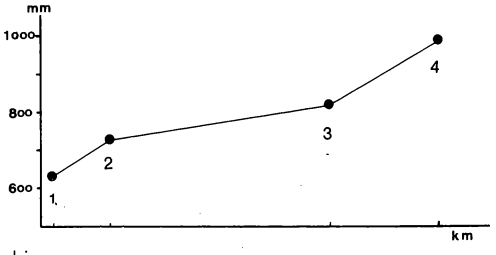


Abb. 2: Niederschlagsverteilung im Ruwergebiet

Die Rücken erhalten über das Jahr gesehen etwa 100 mm mehr Niederschlag als die Hochflächen. Die Erklärung dieses Phänomens liegt wohl darin begründet, daß die Quarzite der allgemeinen Drift von Südwest nach Nordost ein Hindernis in den Weg stellen und es deshalb zu verstärkten Steigungsregen kommt.

2.4 Die hydrologischen Verhältnisse

Die Ruwer entspringt in 650 m Höhe am Südhang des Rösterkopfes und mündet nach einer Fließstrecke von 47,5 km in die Mosel.

Das Gefälle beträgt im Quellbereich 100‰, geht dann in der Umgebung von Kell auf 43‰ zurück und erreicht bei Niederkell nur noch 9‰. Aufgrund der durchflossenen Strecke und der Höhendifferenz errechnet sich ein durchschnittliches Gefälle von 11‰.

Das Einzugsgebiet (Niederschlagsgebiet) der Ruwer umfaßt eine Gesamtfläche von 238 km² und hat die Form eines nach Osten gerichteten gleichschenkligen Trapezes.

Der einzige Meßpegel an der Ruwer befindet sich in Hentern, etwa 27 km von der Mündung entfernt. Für die Abflußjahre 1978 und 1981 seien hier einmal die monatlichen Mittelwerte der mittleren Abflüsse dargestellt.

	Nov.	Dez.	Jan.	Feb.	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.
1978	114	79	85	88	164	70	80	32	57	20	13	11
1981	62	124	90	99	123	51	76	28	24	26	22	89

Diese Daten waren für die Festlegung der Untersuchungszeiträume von großer Wichtigkeit. Deutlich fällt auf, daß wir ein Sommerminimum und ein Wintermaximum des Abflusses haben. Aber auch innerhalb dieser beiden Zeiträume können die Wasserstände stark variieren.

Das Niedrigwasser fällt in die Monate August/September. Während dieser Zeit liegen die eingetragenen Schadstoffe in ihren höchsten Konzentrationen (pro Liter) vor. Somit ist auch die Belastung der Bäche in dieser Zeit am größten. Die Sommeruntersuchung des Benthon fand in diesem Zeitraum statt (22. – 24. 8. 1984). Um Vergleichswerte bei anderer Wasserführung zu bekommen, führte ich eine weitere Untersuchung im Frühjahr 1984 (25. – 28. 5.) durch.

2.5 Die Nutzung

Da die Nutzungsverhältnisse gerade bei der Beurteilung eines Fließgewässersystems geklärt werden müssen, ist es erforderlich eine derartige Kartierung durchzuführen.

Die gravierendsten Veränderungen innerhalb der letzten 25 Jahre sind auf dem kommunalen und forstwirtschaftlichen Sektor zu beobachten. Während seit 1818 (8 000 Einwohner) die Bevölkerungszahl bis heute kontinuierlich anstieg (ca. 33 000 Einwohner heute), hat sich auch die kommunale Siedlungsfläche bedeutend vergrößert. In der Forstwirtschaft ging man dazu über, vermehrt Nadelgehölze anzupflanzen. *(Picea abies, Pinus sylvestris, Pseudotsuga menziesii)*. Im Nachfolgenden soll nun kurz auf die einzelnen Nutzungseinheiten eingegangen werden.

2.5.1 Die Kommunen

Man kann drei große Ballungszentren an der Ruwer erkennen: am Oberlauf die Verbandsgemeinde Kell mit den Ortschaften Schillingen, Niederkell, Waldweiler und Mandern, am oberen Mittellauf der Gemeindekomplex Zerf und am Unterlauf die Gemeinden Waldrach, Kasel, Mertesdorf und Ruwer. Aufgrund dieser stellenweise doch recht hohen Konzentration von Ortschaften werden erhebliche Anforderungen an die Abwasserbeseitigung gestellt. 11 Kläranlagen sind seit 1958 an der Ruwer und deren Seitenbächen in Betrieb genommen worden, aber keine, darauf möchte ich hier schon einmal hinweisen, entspricht dem heutigen Stand der Klärtechnik annähernd (Ausnahme: Teichkläranlage Lampaden).

2.5.2 Die Industrie

Neben der Eignung des Ruwergebietes zur Land- und Forstwirtschaft gibt es aber auch günstige Ansätze für die Entwicklung einer leistungsstarken Industrie. Im gesamten Gebiet sind zwei größere Industriekomplexe angesiedelt, zum einen die Schuhfabrik ROMIKA (gegründet 1922) und zum anderen das metallverarbeitende Werk BILSTEIN (heute mit ca. 900 Mitarbeitern das größte metallverarbeitende Werk im Kreis Trier-Saarburg). Letzterer kam vor allem durch den Giftunfall vom 26. Dez. 1981 verstärkt in die Diskussion. Damals wurden aus einem defekten Behälter 15 000 l Chromsäure in die Ruwer eingeschwemmt.

2.5.3 Die landwirtschaftliche Nutzung

Als belastendes Element kann die ackerbauliche Nutzung vernachlässigt werden, da aufgrund der relativ großen Entfernung zum Gewässer (Ruwer und Seitenbäche) ein Dünger- und Pestizideintrag sicherlich nicht in einem hohen Maße wirksam ist.

Viel bedeutender in ihrer Gefährdung für das Gewässersystem ist die Viehwirtschaft, die sich im gesamten Ruwergebiet ausdehnt.

Neben diesen beiden Schwerpunktnutzungen im Bereich der Landwirtschaft stellt der Weinbau im unteren Ruwertal eine weitere Nutzungsform dar. Das Versprühen von Fungiziden und Herbiziden während der Vegetationsperiode, das Spülen der Fässer sowie das Ableiten von Kelterrückständen können die Biozönose im Gewässer stark beeinträchtigen.

2.5.4 Die forstwirtschaftliche Nutzung

Die heute unter der staatlichen Forstverwaltung stehenden Wälder hatten für das Ruwergebiet schon immer eine große wirtschaftliche Bedeutung. Die Nutzungsstruktur innerhalb dieses Sektors hat sich in den letzten Jahrzehnten grundlegend geändert. Ehemalige Laubwälder wurden mit Nadelgehölzen, vor allem Fichte, Kiefer und Douglasie aufgeforstet.

Denkt man im Zusammenhang mit der geänderten prozentualen Artenzusammensetzung an eine damit verbundene Belastung, so wird man zunächst keine Beeinträchtigung des Gewässers durch derartige Maßnahmen erkennen können. Es ist aber doch so, daß gerade Nadelaufforstungen in Ufernähe mit zu der Versauerung des Wassers durch die eingetragenen Huminstoffe (vergl. auch THIELE & KETTNER 1953 sowie SIMM 1969) beitragen können. Neben diesen Huminsäureeinschwemmungen konnte ich im oberen Ruwertal zwischen Zerf und Mandern an mehreren Stellen beobachten, wie direkt ans Gewässer angepflanzte Fichten stark unterspült und sogar weggerissen waren. Durch sachgemäße Aufforstung und Anpflanzung standortgerechten Holzarten (hier *Alnus glutinosa*) könnten diese Erscheinungen vermieden werden.

2.6 Die Einleiter

Bei der gütemäßigen Untersuchung eines Fließgewässers stellt die Kartierung der Einleiter einen wichtigen Bestandteil dar.

Generell kann man zwei Arten von Einleitungen unterscheiden, die punktförmigen und die flächenhaften. Die zuletzt genannten spielen vor allem bei großflächigen Abspülungen (Düngemittel, Pestizide) eine Rolle. Im Ruwergebiet treten derartige Erscheinungen in den landwirtschaftlich genutzten Bereichen auf, besonders auf den Viehweiden und in den Weinanbaugebieten am Unterlauf.

Bei den punktförmigen Einleitungen kann man wiederum drei Arten unterscheiden: häusliche, städtische und industrielle Abwässer (SCHWOERBEL 1980). Die im Ruwergebiet anfallenden Abwässer stammen überwiegend aus dem häuslichen und industriellen Bereich.

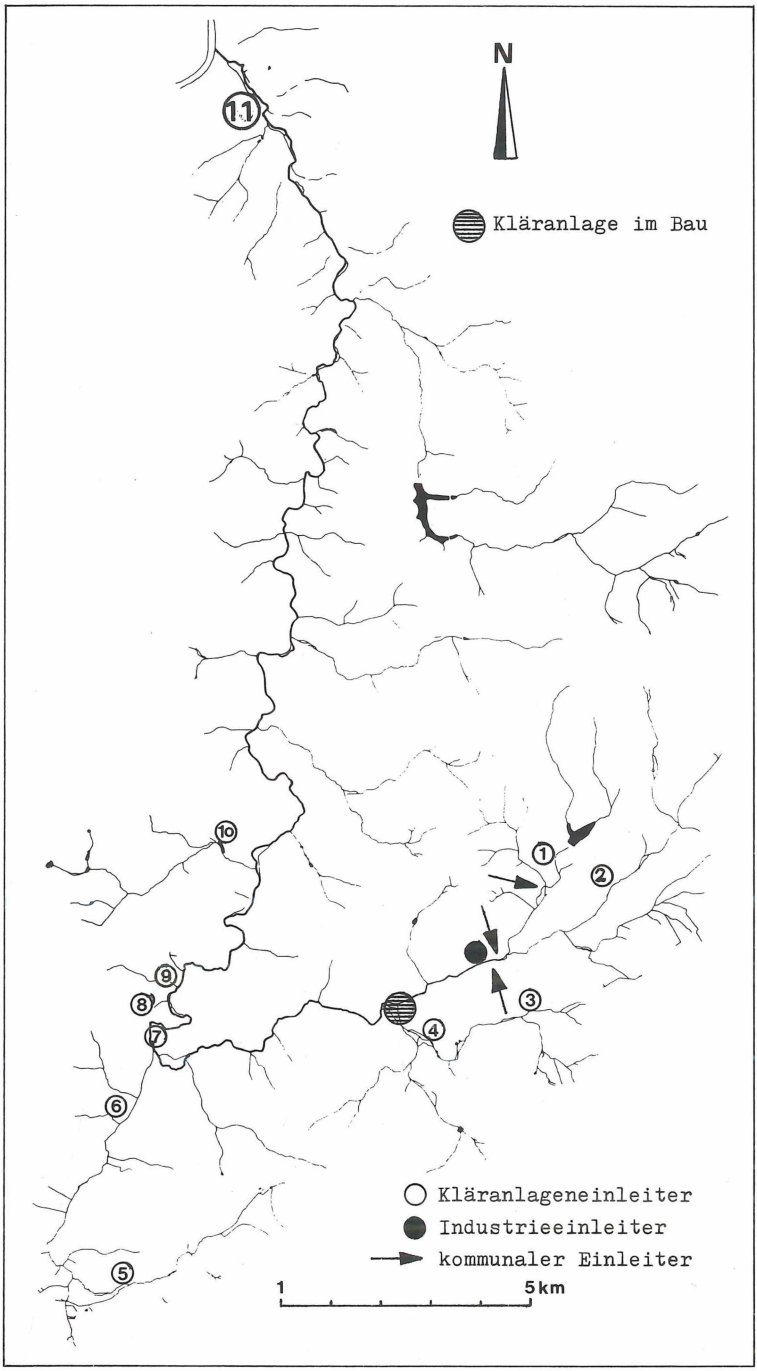


Abb. 3: Einleiter im Ruwergebiet
1 Feriendorf Kell, 2 Kell, 3, Waldweiler, 4 Mandern, 5 Greimerath, 6 Oberzerf, 7 Zerf, 8 Baldringen, 9 Hentern, 10 Lampaden, 11 Ruwertal

3. Material und Methoden

Wie in der Einleitung schon erwähnt, basierte die Arbeit auf folgenden drei Schwerpunkten:

- Makrobenthon
- chemisch -pysikalische Parameter
- Rückstandsanalytik im Sediment und in ausgewählten Organismen.

Eine solche Untersuchungsreihe beinhaltet sowohl Feldarbeit als auch Laboranalysen. Die Erfassung des Makrobenthon, die Bestimmung von Luft- und Wassertemperatur, pH, Leitfähigkeit und Sauerstoff, sowie die Expositionstests konnten nur im Gelände durchgeführt werden.

Der meist steinige, aus Geschiebe verschiedener Größe bestehende Boden eines Fließgewässers, läßt eine einwandfreie quantitative Probenahme nicht zu (BREITIG & TÜMPLING 1982). Alle vorhandenen Substrate (Steine, Schlamm, Kies, Wasserpflanzen) müssen intensiv abgesammelt werden. Zur Erfassung der tierischen Organismen diente ein – üblicherweise bei solchen Untersuchungen verwendetes – engmaschiges Sieb (Maschenweite 1 mm). Weiterhin benutzte ich ein Aquariennetz zum Durchkämmen der Wasserpflanzen (*Callitriche* u. *Fontinalis*) sowie eine Federstahlpinzette zum Absammeln der Steine. Die Häufigkeit der einzelnen Arten, Gattungen oder Familien wurde mit Hilfe der 7-stufigen Schätzskala ermittelt (MEYER 1983, Wasserwirtschaft NRW 1982); es bedeuten:

1 Einzelfund
2 wenig
3 wenig bis mittel
4 mittel
5 mittel bis viel
6 viel
7 massenhaft

Da in dieser 7-stufigen Skala die Zuordnung einer Schätzziffer immer mit gewissen Schwierigkeiten verbunden ist, entsteht ein kleiner relativer Fehler. Relativ deshalb, da er – vorausgesetzt, alle Standorte werden von der gleichen Person bearbeitet – für alle Probenahmestellen der Gleiche ist. So macht sich die eventuelle Falscheinschätzung bei der Auswertung nicht negativ bemerkbar. Egel und Strudelwürmer wurden an Ort und Stelle mit einer Lupe bestimmt, alle übrigen Organismen in Alkohol (ca. 45%) konserviert und zu einem späteren Zeitpunkt determiniert.

Die Auswertung der biologischen Befunde erfolgte nach der am Institut für Biogeographie praktizierten Methode (NAGEL 1981):

- Indikatorengraph n. KNÖPP 1954 (in der Literatur auch Biologischer Gütelängsschnitt, Zusammensetzung der Indikatorfauna oder biologisch-ökologisches Zustandsbild)
- Saprobienindex n. PANTLE & BUCK 1955 oder ZELINKA & MARVAN
- Relative Saprobie n. KNÖPP 1954 (in der Literatur auch Relative Belastung)
- Artenfehlbetrag n. KOTHE 1962 (abgeändert)
- Artenzahl
- Speciesdiversität

Die Saprobienindices der einzelnen Organismen wurden schwerpunkmäßig der neuen DIN-Taxa-Liste entnommen.

An Bestimmungsliteratur wurde folgendes Material verwendet:

BROHMER, P.	Fauna von Deutschland
BURSCHE, E.-M.	Wasserpflanzen

CHINERY, M.	Insekten Mitteleuropas
EDINGTON, J.-M.	Caseless Caddis Larvae of the British Isles
ENGELHARDT, W.	Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher?
FRANKE, U.	Bestimmungsschlüssel mitteleuropäischer Libellenlarven
GLÖER, P.	Süßwassermolluscen
HARDE/SEVERA	Der Kosmos Käferführer
HICKIN, N. E.	Caddis Larvae
HYNES, H. B. N.	A Key of the Adults and Nymphs of the British Stoneflies
MACAN, T. T.	A Key of the Nymphs of the British Species of Ephemeroptera
McCAFFERTY, W. R.	Aquatic Entomology
MEYER, D.	Makroskopisch-biologische Feldmethoden zur Wassergütebeurteilung von Fließgewässern
NAGEL, P.	Bestimmungstabelle der bisher im Saarland nachgewiesenen oberirdisch lebenden Flohkrebse; weiterhin Bestimmungstafeln für Strudelwürmer und Egel
OBERDORFER, E.	Pflanzensoziologische Exkursionsflora
PODSZUHN, H.	Gatt.-Bestimmung von europäischen Simuliiden-Larven
QUIGLEY, M.	Invertebrates of Streams and Rivers
RICHOUX, P.	Coleopteres Aquatiques
SCHOENEMUND, E.	Eintagsfliegen oder Ephemeroptera
STRESEMANN, E.	Exkursionsfauna Band I u. II
THEOWALD, Br.	Familie Tipuludae

Die genauen Literaturangaben können im Literaturverzeichnis nachgelesen werden.

Leitfähigkeit, pH und Sauerstoff wurden mittels elektronischer Meßgeräte im Freiland erfaßt, Luft- und Wassertemperatur mit Quecksilberthermometer gemessen (vereinzelt Parallelmessung mit elektronischem Meßgerät). Zur BSB-Bestimmung wurde die Winkler-Methode im Labor angewendet. Ammonium, Nitrit und Nitrat sowie Gesamtphosphat wurden am Photometer ermittelt.

Rückstandsanalytische Vorarbeiten (Sammeln der Proben und aktives Monitoring) mußten ebenfalls im Gelände durchgeführt werden.

Zur Exposition der Wassermoose verwendete ich Gazebeutel mit einer Maschenweite von ca. 1,5 mm. *Gammarus fossarum* wurde in modifizierten Fischlaichkästen in das Gewässer eingebracht.

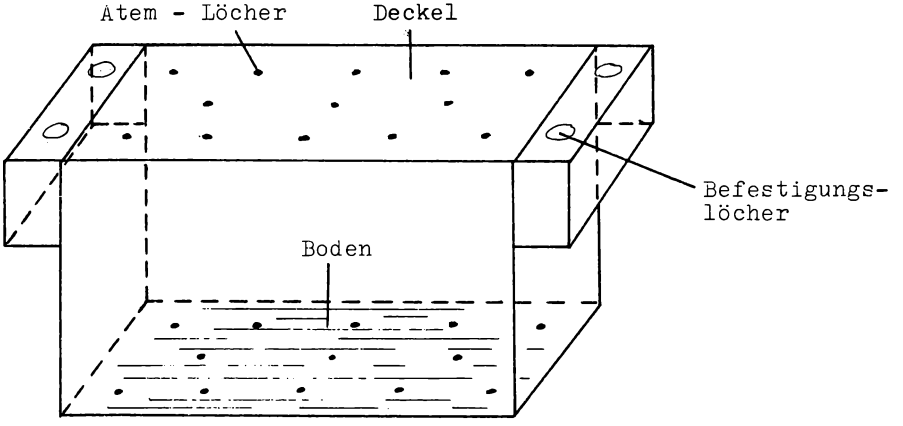


Abb. 4: Expositionsbox für Gammarus fossarum

Sedimentproben nahm ich mit einer Polyäthylenschaufel, das Bohrprofil wurde mittels Drehbohrer, wie er in der Geologie oder Bodenkunde verwendet wird, angelegt.

Die gesammelten und exponierten Proben wurden nach dem Aufschlußverfahren nach TÖLG (Pflanzenmaterial) und mittels Königwasser (Sediment) zur Messung im Atomabsorptionsspektrophotometer (AAS) vorbehandelt. Da ich die ungefähren Konzentrationsbereiche in den verwendeten Matrices aus Voruntersuchungen kannte, wählte ich die Flamme als Atomisierungseinrichtung.

4. Freilanduntersuchungen und Laborbefunde

Den Untersuchungszeitraum für die vorliegende Arbeit stellte das Jahr 1984 dar. Gutachten und Stellungnahmen nach dem Chromsäureunfall, sowie die Ausarbeitung eines biogeographischen Geländepraktikums im selben Raum lagen mir als Studienmaterial vor und gaben eine gewisse Hilfestellung bei der Einarbeitung in die spezielle Problematik des Untersuchungsraumes.

4.1 Standorte und Auswahlkriterien

Insgesamt wurden 33 Standorte an der Ruwer und 23 an den Seitenbächen ausgewählt. Die Auswahlkriterien waren folgende:

- Vergleichbarkeit der Standorte untereinander, d. h. möglichst gleiche Strömungsgeschwindigkeit, gleiche Substrate, gleiche Ufergestaltung; eine optimale Vergleichbarkeit läßt sich natürlich nicht realisieren. So liegen z. B. im Quellgebiet ganz andere Verhältnisse vor, als im Mündungsbereich. Die Stillwasserbereiche wurden ganz weggelassen.
- Erfassung aller Einleiter, d. h. Probenahmestelle ober- und unterhalb
- Vergleichbarkeit der Ergebnisse von 1982 mit meinen Untersuchungen.

Standorte – Seitenbäche

Standort 1: Lehbach oberhalb Stausee Kell
Standort 2: Lehbach oberhalb Klärwerk Feriendorf Kell
Standort 3: unterhalb Zusammenfluß der beiden Lehbach-Arme
Standort 3[1]: Linker Lehbach-Arm (vom Klärwerk kommend)
Standort 4: Lehbach-Mündung (unter der Eisenbahnbrücke)
Standort 5: Flonterbach-Mündung
Standort 6: Burkelsbach oberhalb Mandern
Standort 7: Winkelbach oberhalb Mandern
Standort 8: Burkelsbach-Mündung
Standort 9: Großbach oberhalb Kläranlage Oberzerf
Standort 10: Großbach-Mündung
Standort 11: Klinkbach unterhalb der Straße Paschel-Hentern
Standort 12: Klinkbach oberhalb Kläranlage Lampaden
Standort 13: Klinkbach-Mündung
Standort 14: Bach bei Burg Heid
Standort 15: Rauruwer unterhalb Heddert
Standort 16: Rauruwer-Mündung
Standort 17: Waschbach-Mündung
Standort 18: Entergraben-Mündung
Standort 19: Riveris unterhalb Riveris (Gemeinde)
Standort 20: Seitenbach der Riveris

Name des Gewässers:	Standort-Nr.	Dia/Foto ja nein	Name des Bearbeiters:
Wassertemp. in °C	Witterung:		Lagebezeichnung:
Lufttemp. in °C			
Einleiter:			Nutzung des Uferbereiches:
Abfluß in m^3/sec.	Fließgeschw. in m/sec.	Breite:	Tiefe:
Substrate:	1 Steine	2 Sand	3 Schlamm	4 Wasserpfl.	5 Sonstiges
Beschattung:			Uferzustand:
Farbe:	Geruch:		Sichttiefe:
Chemische Parameter:	pH - Wert:		Leitfähigkeit: µS/cm
O_2 - Gehalt: mg/l	O_2 - Gehalt in der Exp.-B. mg/l		O_2 - Sättigung in %:
Wasserpflanzen:			Artenzahl:

Arten - Nr. Standortnummer											
Schätzfaktor Substratziffer											

Bemerkungen:

Abb. 5: Kartierungsblatt (verkleinert) Original DIN A4

Standort 21: Riveris-Mündung
Standort 22: Bach bei Mertesdorf (ausgebaut)
Standort 23: Bach bei Mertesdorf (oberhalb der ausgebauten Strecke)

Standorte – Ruwer

Standort 1: Quellbereich
Standort 2: oberhalb Kell
Standort 3: neben Sportplatz Kell
Standort 4: unterhalb Mühlscheider Graben
Standort 5: oberhalb Lehbach-Einmündung
Standort 6: Niederkell, oberhalb Einleiter Bilstein
Standort 7: 1 km unterhalb Einleiter Bilstein
Standort 8: oberhalb Burkelsbach-Einmündung
Standort 9: ca. 500 m unterhalb Burkelsbach-Einmündung
Standort 10: zwischen Mandern und Frommersbach
Standort 11: oberhalb Frommersbach
Standort 12: oberhalb Großbach-Einmündung
Standort 13: oberhalb Einleiter Kläranlage Zerf
Standort 14: zwischen Zerf und Hentern
Standort 15: Kramesmühle Hentern
Standort 16: oberhalb Kläranlage Hentern
Standort 17: unterhalb Kläranlage Hentern
Standort 18: zwischen Hentern und Burg Heid
Standort 19: oberhalb Klinkbach-Einmündung
Standort 20: 500 m unterhalb Einmündung Klinkbach
Standort 21: oberhalb Rauruwer-Einmündung
Standort 22: oberhalb Einmündung Entergraben
Standort 23: oberhalb der Ausbaustrecke bei Raulsmühle
Standort 24: oberhalb Romika
Standort 25: unterhalb Romika
Standort 26: unterhalb Sommerau
Standort 27: Korlinger Mühle
Standort 28: oberhalb Waldrach
Standort 29: oberhalb Riveris-Einmündung
Standort 30: oberhalb Kasel
Standort 31: Schwimmbad Mertesdorf
Standort 32: unnterhalb Kläranlage Ruwertal
Standort 33: Ruwermündung

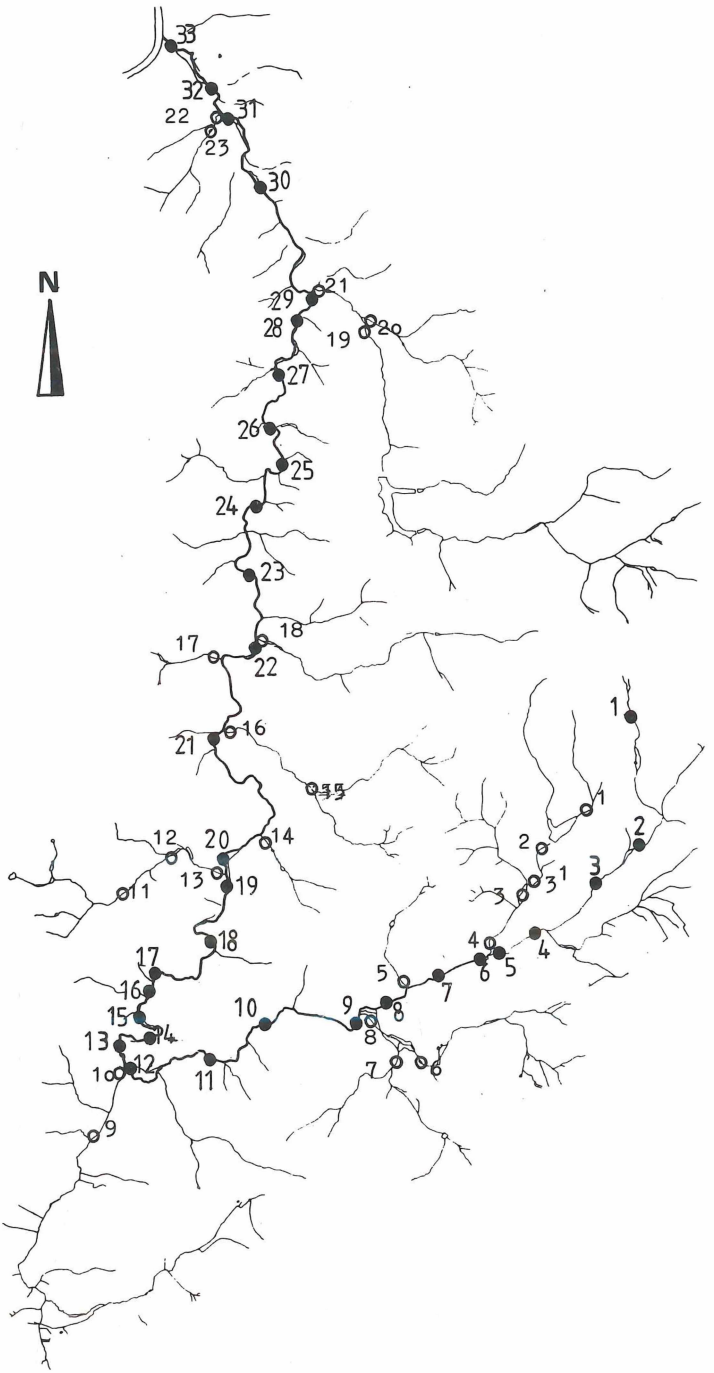


Abb. 6: Standortsverteilung an der Ruwer und den Seitenbächen
● = Standorte Ruwer, ○ = Standorte Seitenbäche.

4.2 Erfassung des Makrozoobenthon

Vorweg ein paar Definitionen, die dem Verständnis nachfolgender Punkte dienen sollen.

Unter **Benthon** versteht man nach BREITIG & TÜMPLING (1982) die Gesamtheit aller Organismen, die für ihren Lebensablauf ständig oder zeitweise an ein festes Substrat gebunden sind. Sie leben im **Benthal,** der Bodenregion stehender Gewässer, oder in der Ufer- und Grundzone der Fließgewässer.

Ich beschränkte mich bei meinen Untersuchungen im Ruwergebiet auf das **Makrobenthon,** hier insbesondere auf das **Makrozoobenthon.** Es sind dies alle Tiere, die größer sind als 2 mm und von einem Sieb mit ca. 0,5 mm Maschenweite zurückgehalten werden.

In den beiden Übersichtsdarstellungen sind die Schätzabundanzen für die einzelnen determinierten Gruppen an den jeweiligen Standorten aufgeführt.

I = Frühjahrsuntersuchung
II = Sommeruntersuchung

In der **Gesamtartenliste** sind alle im Jahre 1984 erfaßten Arten des Makrozoobenthon aufgeführt. Aus Gründen der Übersicht habe ich rechts neben die einzelnen Taxa die Saprobienindices mit den Indikationsgewichten plaziert.

S = Sapobienindex
I = Indikationsgewicht

	S	I	
PLATHELMINTHES			
Tricladia – Strudelwürmer			
– *Dugesia gonocephala* (DUGES)	1.6	4	+
– *Polycelis felina* (DALYELL)	1.1	5	+
MOLLUSCA			
Gastropoda – Schnecken			
– *Ancylus fluviatilis* (O. F. M.)	2.0	2	+
– *Radix peregra* (O. F. M.)	2,3	2	+
ANNELIDA			
Oligochaeta – Wenigbortser			
– *Eiseniella tetraedra* SAVIGNY)	2.0	3	+
– *Tubifex* sp. (O. F. M.)	3.5	3	+
Hirudinea – Egel			
– *Erpobdella octoculata* LINNE)	2.7.	2	+
– *Glossiphonia complanata*(LINNE)	2.2	3	+
– *Helobdella stagnalis* (LINNE)	2.6	3	+
ARACHNIDA			
Acari – Milben (gen. spec. indet.)	/	/	
CRUSTACEA			
Amphipoda – Flohkrebse			
– *Gammarus fossarum* (KOCH)	1.6	3	+
– *Gammarus pulex* (LINNE)	2.0	2	+
– *Niphargus schellenbergi*	1.0	5	+
Isopoda – Asseln			
– *Asellus aquaticus* (LINNE)	2.7.	2	+
INSECTA			
Ephemeroptera – Eintagsfliegen			
– *Baetis* sp. /	/		
– *Caenis* sp. 2.2	3	+	
– *Cloeon* sp. 2.2	3	+	
– *Ecdyonurus torrentis*	1.7	3	+
– *Ecdyonurus* sp.	1.7	3	+
– *Ephemera danica* (MÜLLER)	1.8	4	+
– *Ephemerella ignita* (PODA.)	1.9	3	+
– *Ephemerella notata* (EATON)	2.0	/	-

– *Epeorus* sp.	1.4	4	+
– *Habrophlebia fusca* (CURTIS)	1.6	/	-
– *Habrophlebia* sp.	1.6	/	-
– *Heptagenia* sp.	2.0	3	+
– *Paraleptophlebia* sp.	1.5	3	+
– *Siphlonurus lacustris* (EATON)	/	/	
Odonata – Libellen			
– *Calopteryx virgo* (LINNE)	1.9	3	+
– *Cordulegaster boltoni* (DONOVAN)	1.5	3	+
Plecoptera – Steinfliegen			
– *Amphinemura solcicollis* (STEPHENS)	1.4	4	+
– *Chloroperla torrentium* (PICTET)	1.3	4	+
– *Dinocras cephalotes* (CURTIS)	1.3	4	+
– *Diura bicaudata* (LINNE)	1.0	5	+
– *Isoperla* sp.	1.8	3	0
– *Leuctra* sp.	1.5	3	+
– *Nemoura avicularis*	/	/	
– *Nemoura cambrica* (STEPHENS)	1.0	3	+
– *Nemoura* sp.	1.5	/	-
– *Nemourella picteti* (KLAPALEK)	1.0	4	x
– *Perla bipunctata* (PICTET)	1.0	5	x
– *Perlodes microcephala* (PICTET)	1.3	4	+
– *Protonemura praecox* (MORTON)	1.0	5	x
Heteroptera – Wanzen			
– *Gerris* sp. /	/		
– *Velia caprai* (TAM.)	/	/	
Coleoptera – Käfer			
– *Agabus bipustulatus* (Imago)	1.5	/	-
– *Anacaena* sp. (Imago)	/	/	-
– *Elmis* sp. (Imago)	1.6	3	x
– *Elmis* sp. (Larve)	1.6	3	x
– *Haliplus* sp. (Imago)	2.0	/	-
– *Hydrobius fuscipes* (Imago)	1.5	/	-
– *Hydroporus ovatus* (Imago)	/	/	
– *Hydroporus* sp. (Larve)	/	/	
– *Laccobius* sp. (Imago)	1.5	/	-
– *Limnius volckmari* (Imago) (PANZ.)	2.0	3	0
– *Limnius* sp. (Larve) (PANZ.)	2.0	3	0
– *Orectochilus villosus* (Imago) (MÜLLER)	2.0	3	+
– *Potamophilus acuminatus* (Imago)	/	/	
Megaloptera – Schlammfliegen			
– *Sialis fuliginosa* (PICTET)	2.0	3	+
Trichoptera – Köcherfliegen			
– *Agapetus* sp.	1.0	4	x
– *Ecnomus* sp.	2.0	/	-
– *Halesus* sp.	2.0	/	-
– *Hydropsyche* sp.	2.0	4	+
– *Lepidostoma hirtum* (FABRICIUS)	1.8	5	+
– *Metamophylax* sp.	/	/	
	S	I	
– *Micropterna* sp.	1.5	/	-
– *Odontocerum albicorne* (SCOPOLI)	1.4	3	+
– *Philopotamus montanus* (DONOVAN)	1.0	5	0
– *Plectrocnemia* sp.	1.2	4	0
– *Potamophylax* sp.	1.7	/	-
– *Rhyacophila dorsalis* (CURTIS)	2.0	/	-
– *Sericostoma* sp.	1.5	3	x
– *Silo* sp. 1.7	3	x	
– *Stenophylax* sp.	1.4	3	x
– *Wormaldia* sp.	1.2	/	x
Lepidoptera – Schmetterlinge			
– *Nymphula nymphaeta* (Larve)	/	/	

Diptera - Zweiflügler			
- *Chironomus thummi* (KIEFER)	3.2	3	+
- *Chironomidae* gen. sp.	/	/	
- *Ceratopogon* sp.	/	/	
- *Dicranota* sp. (1. Art)	1.9	/	-
- *Dicranota* sp. (2. Art)	1.9	/	-
- *Dixa* sp. 1.7	/	-	
- *Psychoda* sp.	2.4	2	+
- *Simulium* sp.	1.5	1	+
- *Tabanus* sp.	2.1	/	-
- *Tipula* sp. 2.0	/	-	
PISCES			
Cyclostomi - Rundmäuler			
- *Lampetra planeri* (BLOCH)	1.2	/	-
Teleostei - Knochenfische			
- *Cottus gobio* (LINNE)	1.1	2	+
- *Gobio gobio* (LINNE)	/	/	
- *Leuciscus cephalus* (LINNE)	/	/	
- *Rutilus rutilus* (LINNE)	/	/	
- *Salmo trutta fario* (LINNE)	/	/	

Die verwendeten Saprobienindices mit den Indikationsgewichten entstammen folgenden Quellen:
- als Grundlage diente die neue DIN-Taxa-Liste (Stand 27.03.1984) +

Weiterhin:
- Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung, Band II, 1982 x
- Wasserwirtschaft Nordrhein-Westfalen (Fließgewässer) Richtlinien für die Ermittlung der Gewässergüteklassen 0
- MAUCH Erik -

Insgesamt konnten 92 Arten ermittelt werden!

I. Übersichtsdarstellung der Frühjahrsuntersuchung

aufgeführt sind die Standorte der Ruwer und Seitenbäche mit den Schätzabundanzen der einzelnen Gruppen (Arten)

nb = Standort nicht bearbeitet

| | Standorte Ruwer | | |

I. Übersichtsdarstellung der Frühjahrsuntersuchung (Fortsetzung)
aufgeführt sind die Standorte der Ruwer und Seitenbäche mit den Schätzabundanzen der einzelnen Gruppen (Arten)

nb = Standort nicht bearbeitet

| | Standorte Ruwer | | |

I. Übersichtsdarstellung der Frühjahrsuntersuchung (Fortsetzung)

aufgeführt sind die Standorte der Ruwer und Seitenbäche mit den Schätzabundanzen der einzelnen Gruppen (Arten)

nb = Standort nicht bearbeitet

| | Standorte Ruwer | | |

II. Übersichtsdarstellung der Sommeruntersuchung

aufgeführt sind die Standorte der Ruwer und Seitenbäche mit den Schätzabundanzen der einzelnen Gruppen (Arten) nb = Standort nicht bearbeitet

| | Standorte Ruwer | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | Standorte Seitenbäche | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---

II. Übersichtsdarstellung der Sommeruntersuchung (Fortsetzung)

aufgeführt sind die Standorte der Ruwer und Seitenbäche mit den Schätzabundanzen der einzelnen Gruppen (Arten) nb = Standort nicht bearbeitet

| | Standorte Ruwer | | |

II. Übersichtsdarstellung der Sommeruntersuchung (Fortsetzung)

aufgeführt sind die Standorte der Ruwer und Seitenbäche mit den Schätzabundanzen der einzelnen Gruppen (Arten) nb = Standort nicht bearbeitet

	Standorte Ruwer																															Standorte Seitenbäche																			
	1				5					10					15					20					25					30				1					5					10					15					20			
PISCES																																																							
Cyclostomi – Rundmäuler																																																						
– *Lampetra planeri*	–	–	–	nb	–	–	–	–	nb	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	nb	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Teleostei – Knochenfische																																																				
– *Cottus gobio*	–	–	–	nb	–	–	–	–	nb	–	–	–	–	–	–	–	–	2	2	1	2	1	–	–	2	–	1	nb	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–
– *Gobio gobio*	–	–	–	nb	–	–	–	–	nb	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	nb	–	–	–	6	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
– *Leuciscus cephalus*	–	–	–	nb	–	–	–	–	nb	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	nb	–	–	–	3	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
– *Rutilus rutilus*	–	–	–	nb	–	–	–	–	nb	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	nb	–	–	–	6	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
– *Salmo trutta*	–	–	–	nb	–	–	–	–	nb	–	–	–	2	–	1	–	–	–	2	–	–	–	–	–	3	1	–	nb	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	2	–	–	–	–	–	1	–	–	–

4.3 Physikalische und chemische Parameter

Im Untersuchungsjahr wurden in der Ruwer und den Seitenbächen folgende Parameter erfaßt:

- Sauerstoffgehalte
- BSB_5-Werte
- Ammonium, Nitrit, Nitrat
- Gesamtphosphat
- Wassertemperaturen
- pH, Leitfähigkeiten

Die Analysedaten sollten bei der Beurteilung der Gewässergüte herangezogen werden und die biozönologischen Befunde absichern. Sie sind zwar nur Momentaufnahmen, zeigen aber doch den Trend der stofflichen Zusammensetzung im Wasser.

Aufgrund der Zeitknappheit konnte ich einige Parameter nur einmal im Untersuchungszeitraum ermitteln.

Das 24-Stundenprofil sollte Einblick in den Stoffhaushalt des Gewässers innerhalb eines Tagesablaufes vermitteln, wobei primär Wassertemperatur-, pH-, Leitfähigkeits- und Sauerstoffkurven ermittelt wurden.

Physikalisch-chemische Parameter im Längsprofil

Tab. 2: Wassertemperatur, pH und Leitfähigkeit an ausgewählten Standorten in der Ruwer und verschiedenen Seitenbächen. Die Wasserführung zur Zeit der Probenahme war mit einem Abfluß von 2.56 cm/sec. am Pegel Hentern rel. hoch. Daraus resultiert auch der hohe Sauerstoffgehalt an allen Standorten.

Probenahmedatum: 26. 5. 84

Standort	Wassertemperatur °C	pH	Leitfähigkeit µS/cm
oberhalb Kell	9.5	5.5	44
oberhalb Niederkell	12.00	6.5	86
unterhalb Bilstein	13.00	6.7	107
oberhalb Frommersberg	10.50	7.5	63
unterhalb Hentern	12.50	7.8	97
oberhalb Klinkbach	10.50	6.4	71
oberhalb Rauruwer	12.00	6.4	82
oberhalb Raulsmühle	10.50	7.1	84
unterhalb Sommerau	11.00	7.4	91
Kasel - Wehr	12.00	7.6	115
unterhalb Ruwertal	12.50	7.8	162
Mündung	12.50	7.7	143
Lehbach-Mündung	13.00	6.9	92
Flonterbach-Mündung	12.00	7.3	52
Burkelsb.-Mündung	10.00	7.2	48
Grossbach-Mündung	11.00	7.4	81
Klinkbach-Mündung	11.50	6.4	140
Bach bei Burg Heid	10.50	6.2	50
Rauruwer-Mündung	11.50	6.3	65
Waschbach-Mündung	13.00	6.2	174
Entergraben-Mündung	10.00	6.9	49
Riveris-Mündung	12.00	7.7	220

Tab. 3: Wassertemperatur, pH, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung zur Frühjahrs- und Sommeruntersuchung.

Probenahmedatum: 3. 6. 84

Standort	Wassertemp. °C	pH	Leitfähigkeit µS/cm	Sauerstoffgehalt mg/l	Sauerstoffsättigung %
oberhalb Kell	9.00	5.5	54	15.20	135.84
oberh. N.-Kell	10.00	7.4	80	14.80	135.53
unterh. Bilstein	11.00	7.5	91	15.30	143.39
oberh. Frommers.	10.50	7.7	72	15.20	140.74
unterh. Hentern	10.50	7.5	81	15.40	142.59
oberh. Klinkb.	10.50	7.6	80	15.40	142.59
oberh. Rauruwer	11.00	7.6	79	15.40	144.33
oberh. Raulsm.	11.30	7.5	86	16.30	153.77
unterh. Sommer.	11.40	7.6	94	15.80	149.48
Kasel - Wehr	11.40	7.5	105	16.80	158.94
unt. Ruwertal	11.20	7.6	117	16.40	154.43
Mündung	11.50	7.5	117	16.40	155.45
Lehbach-Münd.	11.00	7.4	89	15.00	140.58
Burkelsb.-M.	9.80	8.0	58	16.00	145.72
Grossbach-M.	11.00	7.5	82	11.40	106.84
Klinkbach-M.	11.50	7.5	154	15.40	145.97
Rauruwer-M.	10.90	7.6	61	15.70	146.73
Riveris-Münd.	9.20	7.5	135	16.40	147.22

Probenahmedatum: 27. 8. 84

oberhalb Kell	12.00	6.1	38	11.00	105.47
oberh. N.-Kell	14.50	7.2	146	9.00	91.19
unterh. Bilstein	14.50	7.4	382	7.70	78.01
oberh. Frommers.	15.00	7.5	193	9.10	93.24
unterh. Hentern	16.00	7.8	160	7.00	73.22
oberh. Klinkb.	16.50	7.5	117	9.00	95.14
oberh. Rauruwer	/	/	/	/	/
oberh. Raulsmü.	17.00	7.4	130	9.50	101.46
unterh. Sommer.	/	/	/	/	/
Kasel - Wehr	16.00	7.4	175	8.50	88.91
unt. Ruwertal	16.00	7.3	278	7.30	76.36
Mündung	16.00	7.2	222	7.80	81.59
Grossbach-M.	15.00	7.6	85	9.20	94.26

Tab. 4: Biochemischer Sauerstoffverbrauch nach 5 Tagen (BSB_5); deutlich fällt die hohe Zehrung in den Belastungsräumen (Niederkell, Zerf und Kläranlage Ruwertal) auf.

Probenahmedatum: 5. 9. 1984

Standort	Wassertemperatur °C	Sauerstoffgehalt mg/l	BSB_5 mg/l	%
oberhalb Kell	12.00	11.50	2.570	22.41
oberhalb Niederkell	13.00	10.70	7.310	68.13
Niederkell	13.00	10.30	8.540	83.32
unterhalb Bilstein	13.00	9.93	6.500	65.46
oberhalb Frommersbach	12.80	11.90	7.480	62.69
unterhalb Hentern	13.50	10.60	7.030	66.20
oberhalb Klinkbach	13.80	10.60	7.860	74.15
oberhalb Rauruwer	14.00	10.90	4.070	37.31
unterhalb. Sommerau	14.50	11.00	5.000	45.54
Kasel - Wehr	14.80	11.30	3.970	35.07
Mertesdorf	15.00	10.60	2.380	22.50
unterhalb Klärwerk	15.00	10.40	9.750	93.48
Mündung	15.20	10.80	8.030	74.63
Lehbach-Mündung	12.80	8.51	7.140	83.90
Grossbach-Mündung	12.80	10.90	4.940	45.20

Tab. 5: Gesamtphosphat-Gehalte an ausgewählten Standorten. Auch hier sind die Belastungszentren durch höhere Konzentrationen hervorgehoben.

Probenahmedatum: 1. 10. 1984

Standort	Gesamtphosphat ($P\text{-}PO_4^{3-}$) µg/l
oberhalb Kell	31.00
Sportplatz Kell	20.00
Oberhalb Niederkell	130.00
unterhalb Bilstein	245.00
oberhalb Burkelsbach	148.00
oberhalb Frommersbach	101.00
unterhalb Klärwerk Zerf	116.00
unterhalb Hentern	224.00
oberhalb Klinkbach	112.00
oberhalb Entergraben	117.00
Raulsmühle	101.00
unterhalb Sommerau	95.00
Kasel - Wehr	177.00
Mündung	473.00
Lehbach-Mündung	194.00
Grossbach-Mündung	158.00

Tab. 6: Die Gehalte an Ammonium, Nitrit und Nitrat liegen in tolerierbaren Grenzen, was nicht zuletzt auf die hohe Wasserführung während der Probenahme zurückzuführen ist. Aufgrund der guten Sauerstoffversorgung im gesamten Untersuchungsraum liegen die Ammoniumkonzentrationen rel. niedrig, lediglich die Probe am Kläranlageneinleiter in Hentern zeigt aufgrund fehlender Oxidation einen deutlich höheren Ammoniumgehalt.

Probenahmedatum: 30. 6. 1984

Standort	Ammonium mg/l	Nitrit mg/l	Nitrat mg/l
oberhalb Kell	Spuren	0.03	1.64
Sportplatz Kell	Spuren	0.03	2.12
oberhalb Niederkell	0.58	0.06	2.41
Niederkell	0.77	0.15	2.12
unterhalb Bilstein	0.52	0.22	2.75
Frommersbach	0.26	0.10	2.31
oberhalb Grossbach	0.26	0.08	1.35
oberhalb Kläranlage Hentern	0.21	0.08	2.55
unterhalb Hentern	0.54	0.11	4.24
Raulsmühle	0.12	0.03	2.70
Mertesdorf	0.21	0.03	3.85
Mündung	0.62	0.08	3.90
Lehbach-Mündung	0.43	0.06	3.18
Grossbach-Mündung	0.21	0.07	2.36
Einleiter der Kläranlage Hentern	4.17	0.11	1.35

Das 24-Stunden-Profil

Als Profilstelle wählte ich den Ruwerbereich in Höhe der Kramesmühle etwa 200 m oberhalb des Pegels Hentern. Wichtig war u. a. zu klären, inwieweit der oberhalb gelegene Einleiter der Kläranlage Zerf einen Einfluß auf die gemessenen Parameter ausüben würde. Am 03.09. um 10.00 Uhr begann ich mit den Messungen, die am 04.09.84 um die gleiche Zeit abgeschlossen waren.

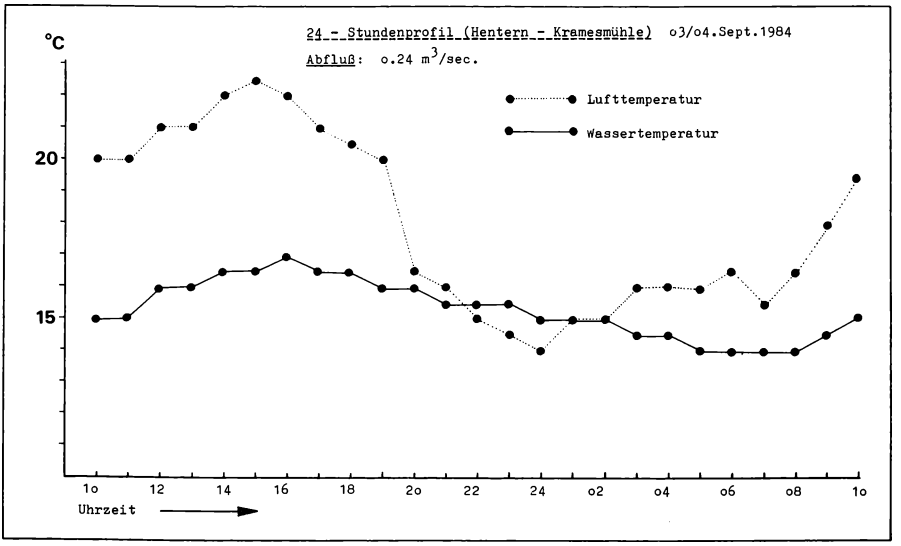


Abb. 7: Luft- und Wassertemperatur im 24-Stunden-Profil

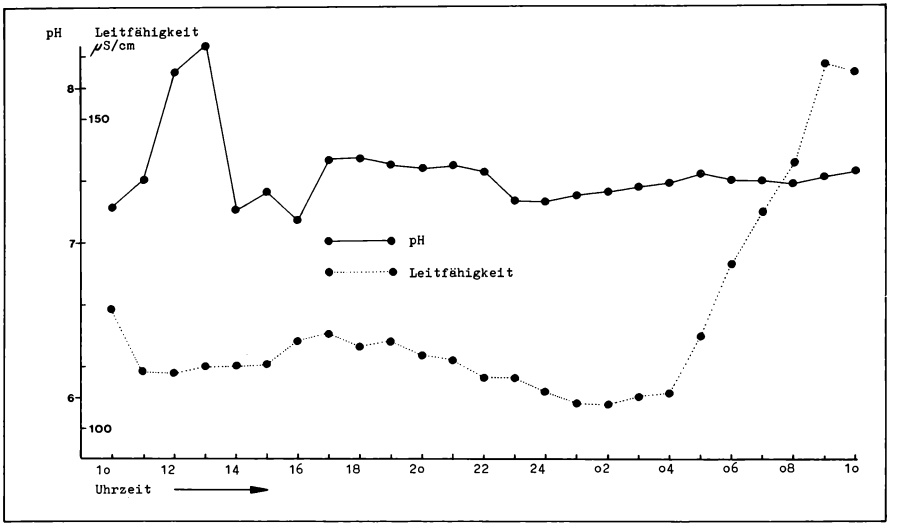


Abb. 8: PH und Leitfähigkeit im 24-Stunden-Profil

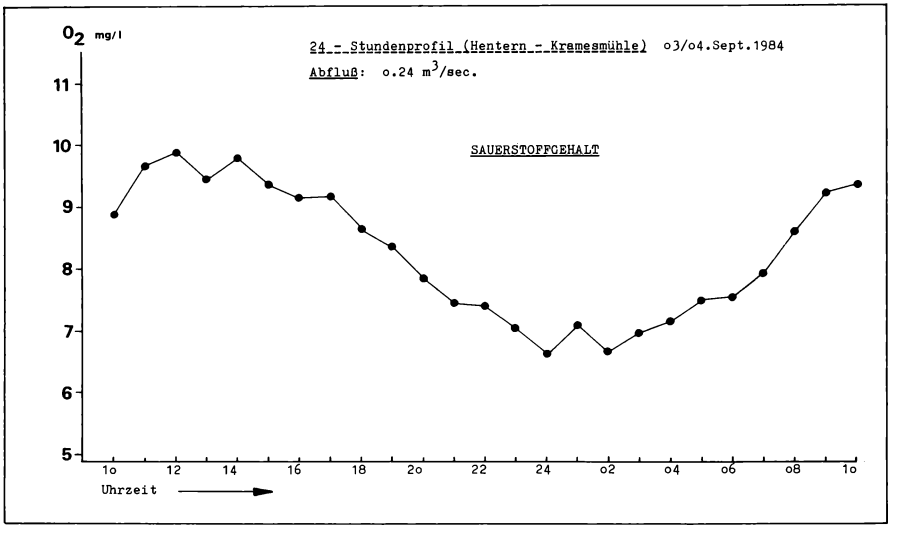


Abb. 9: Sauerstoffgehalt im 24-Stunden-Profil

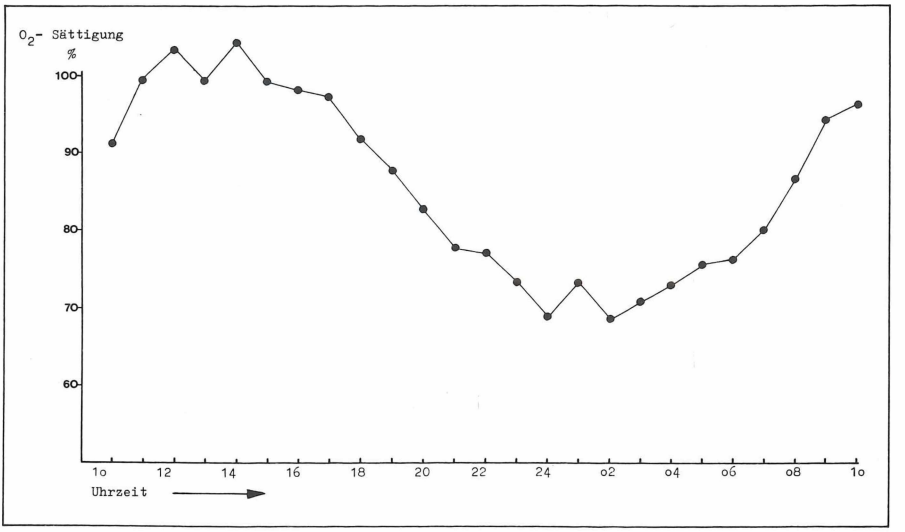


Abb. 10: Sauerstoffsättigung im 24-Stunden-Profil

4.4 Schwermetalluntersuchungen in Sedimenten

Die schon von NAGEL (1982) geforderten Schwermetalluntersuchungen (insbesondere auf Chrom) in Organismen und Sedimenten stellten den dritten Schwerpunktkomlex der Arbeit dar.

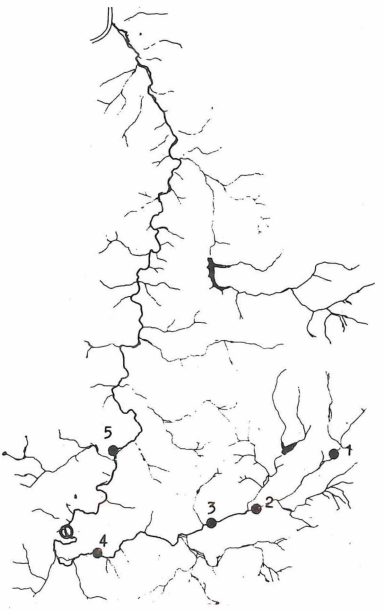


Abb. 11: Sedimententnahmestellen im Untersuchungsraum
● Entnahmestelle, O Profilstelle, 1 = oberhalb Kell, 2 = oberhalb Niederkell, 3 = unterhalb BILSTEIN, 4 = oberhalb Frommersbach, 5 = Burg Heid

Die Standorte mußten so gewählt werden, daß auch die natürlichen Background-Werte erfaßt werden konnten, d. h. ein Standort sollte sich zumindest oberhalb des Einleiters der Firma BILSTEIN befinden. Um den Einfluß des Chromgehaltes vom Dezember 1981 nachzuweisen, legte ich im Mühlengraben der Kramesmühle ein 50 cm-Profil, das in 10 cm Abschnitte unterteilt wurde, so daß auch hier 5 Proben auf Chrom untersucht werden konnten.

Die Oberflächenproben wurden mit Hilfe einer Polyäthylenschaufel entnommen und stellten eine Mischung aus je 5 Einzelproben dar.

4.5 Expositionstests mit *Gammarus fossarum*

Aus der Literatur lagen mir keinerlei Hinweise zur Exposition von *G. fossarum* vor. Somit betrat ich gewissermaßen wissenschaftliches Neuland und mußte mir über die Art und Weise der Exposition Gedanken machen. Als Expositionsbox schien mir ein Fischlaichkasten, wie er in Tierhandlungen vertrieben wird, sehr geeignet. Voruntersuchungen machte ich Ende April. Mir war bekannt, daß die Gammariden nie häufig in der Ruwer vorkamen. Genaue Erklärungen konnte mir keine der angesprochenen Personen geben.

Die Nahrung, überwiegend Erlenlaub steht an vielen Stellen massenhaft zur Verfügung. Das Ziel der Voruntersuchungen war es festzustellen, ob die Gammariden überhaupt in der Ruwer lebensfähig sind. Aus diesem Grunde exponierte ich in einem unbelasteten Teil oberhalb Kell am 29. 4. 84 in 2 Boxen je 25 Gammariden (auf gleiches Verhältnis von Männchen und Weibchen wurde geachtet.

Die Flohkrebse und das als Nahrung dienende Erlenlaub stammten aus dem oberen Klinkbach (Standort 11 Seitenbäche). Hier fanden sich starke Populationen aus *G. fossarum*, die durch die Entnahme nicht geschädigt wurden.

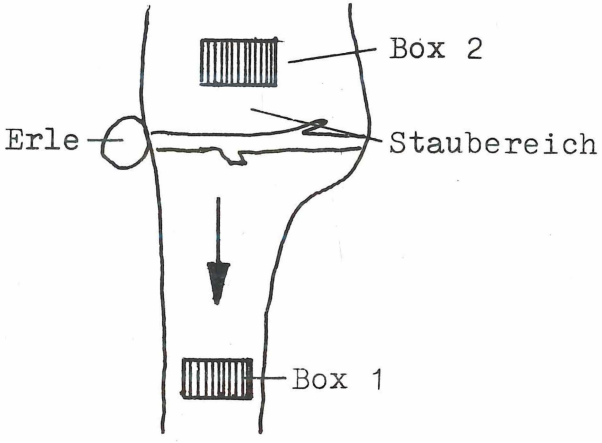


Abb. 12: Expositionsstandorte der Voruntersuchung

Am 4. 5. 84 wurden die Exponate kontrolliert und auf ihre Vitalität überprüft.
Box 1: 25 Gammariden exponiert, davon 21 vital und 4 abgestorben.
Box 2: 25 Gammariden exponiert, alle vital

Der Tod der 4 Exemplare in Box 1 kann durch Schädigung während des Transportes erklärt werden.

Somit stand den Expositionsserien in der gesamten Ruwer nichts mehr im Wege. Zur laufenden Kontrolle blieb Box 2 ständig im Gewässer.

Die erste Serie wurde am 19. 6. 84 ins Gewässer eingebracht.

Standort 1:	oberhalb Kell	
	pH:	6.10
	Leitfähigkeit:	43 µS/cm
	Wassertemperatur:	14 °C
	Expositionszeit:	15.15 Uhr
Standort 2:	oberhalb Einleiter Bilstein	
	pH:	7.45
	Leitfähigkeit:	122 µS/cm
	Wassertemperatur:	20 °C
	Expositionszeit:	16.00 Uhr
Standort 3:	ca. 1 km unterhalb Einleiter BILSTEIN	
	pH:	7.35
	Leitfähigkeit:	155 µS/cm
	Wassertemperatur:	19 °C
	Expositionszeit:	16.30 Uhr
Kontrolle:	am 21. 6. 84	
Standort 1:	alle vital	
Standort 2:	10 der 25 ausgebrachten Exemplare abgestorben	
Standort 3:	15 der 25 ausgebrachten Exemplare abgestorben	

Es trat ein erstes Problem auf: die Löcher der Expositionsboxen verstopften an Standort 2 und 3 zusehends durch das fein suspendierte Material aus den anthropogenen Belastungsquellen Kell, Schillingen und Niederkell.

Am gleichen Tage wurde die zweite Serie eingebracht.

Standort 1:	oberhalb Kell; hier keine neue Box eingebracht	
Standort 2:	Oberhalb Niederkell	
	pH:	7.34
	Leitfähigkeit:	96 µS/cm
	Wassertemperatur:	18 °C
	Expositionszeit:	16.00 Uhr
Standort 3:	ca. 1 km unterhalb Einleiter BILSTEIN	
	pH:	7.12
	Leitfähigkeit:	88 µS/cm
	Wassertemperatur:	19 °C
	Expositionszeit:	16.30 Uhr
Standort 4:	Oberhalb Burkelsbach-Einmündung	
	pH:	7.28
	Leitfähigkeit:	93 µS/cm
	Wassertemperatur:	18 °C
	Expositionszeit:	17.00 Uhr

Wiederum wurden in jeder Box 25 Gammariden exponiert. Aus Transportgründen wurden die Exponate in Styropor-Kühlbehältern aufbewahrt. Es stellte sich nämlich heraus, daß ein normaler Transport ohne Kühlelemente zu einem starken Verlust führte.

Die Parameter im Klinkbach (Entnahmestelle):

pH:	6.98
Leitfähigkeit:	173 µS/cm
Wassertemperatur:	16 °C

Kontrolle am 26. 6. 84
Die Exponate blieben genau 5 Tage in den Boxen!

Standort 1: alle Gammariden in der Kontrollbox vital und ohne erkennbare Schädigungen

Standort 2: 13 Gammariden ohne erkennbare Lebenszeichen
davon 9 weibliche Tiere und 4 Männchen

Standort 3: Weibchen alle ausgefallen
Männchen nur in 5 Exemplaren überlebt

Standort 4: 15 Gammariden abgestorben
davon 9 Weibchen und 6 Männchen

Es traten die gleichen Probleme wie nach der ersten Serie auf. Wieder waren die Ausflußlöcher am Boden der Box zum größten Teil mit feinem Material verstopft. Trotzdem war ein gewisser Trend unverkennbar. Die weiblichen Tiere waren wesentlich anfälliger als die männlichen. Der erwünschte Erfolg blieb allerdings aus, die Tiere starben in den Belastungszonen zu schnell ab. Einzelfunde von *Gammarus fossarum* und *Gammarus pulex* stellen wahrscheinlich kurzfristig verdriftete Exemplare aus Seitenbächen dar. Zur Rückstandsanalytik wurden die exponierten Tiere nicht verwendet, da durch die nicht optimal verlaufenden Serien keine objektive Bewertung möglich ist.

4.6 *Fontinalis antipyretica* als Akkumulationsindikator für Chrom

Aus der Literatur ist bekannt, daß Wassermoose sehr hohe Gehalte an Schwermetallen akkumulieren können (ATRI 1983, DENNEVILL 1979, DIETZ 1972, SAY & WHITTON 1983, SOMMER 1980, WEHR & WHITTON 1983). Als häufige und auch in den belasteten Bereichen noch vorkommende Art konnte nur das Wassermoos *Fontinalis antipyretica* zu rückstandsanalytischen Untersuchungen verwendet werden.

Das Vorkommen des Mooses unmittelbar unterhalb des Bilsteineinleiters läßt auf eine hohe Chromresistenz schließen. Die biogeographisch erprobten Methoden der Freilanduntersuchung sollten zur Anwendung kommen (vergl. auch MÜLLER 1976, 1978 u. 1980).

Unter **passivem Monitoring** versteht man die Entnahme lebender Systeme aus der Umwelt, die dann Anzeiger von Umweltqualitäten sein können. Das Wassermoos wurde also ganz gezielt an ausgewählten Stellen gesammelt, am Ort gründlich ausgewaschen und im getrockneten Zustand zur späteren Untersuchung in Papiertüten aufbewahrt. Die ersten Proben wurden bereits 1983 der Ruwer entnommen.

Aktives oder **experimentelles Monitoring** setzt eine Standardisierung des Materials voraus. Man betreibt Expositionstests, die einen Trend oder eine Wirkung anzeigen können. Wassermoose sind typische Trendmonitororganismen, die normalerweise keine optischen Einwirkungen durch Schwermetalle erkennen lassen.

Passives Monitoring

In der Übersichtskarte sind die Entnahmestandorte von 1983 und 1984 dargestellt.



Abb. 13: Entnahmestandorte 1983 und 1984
a oberhalb Niederkell, b unterhalb Einleiter BILSTEIN, c oberhalb Burkelsbach-Einmündung, d oberhalb Frommersbach, e unterhalb Kläranlage Zerf, f Hentern, g Pluwiger Hammer, h Mertesdorf, i Oberzerf – Großbach

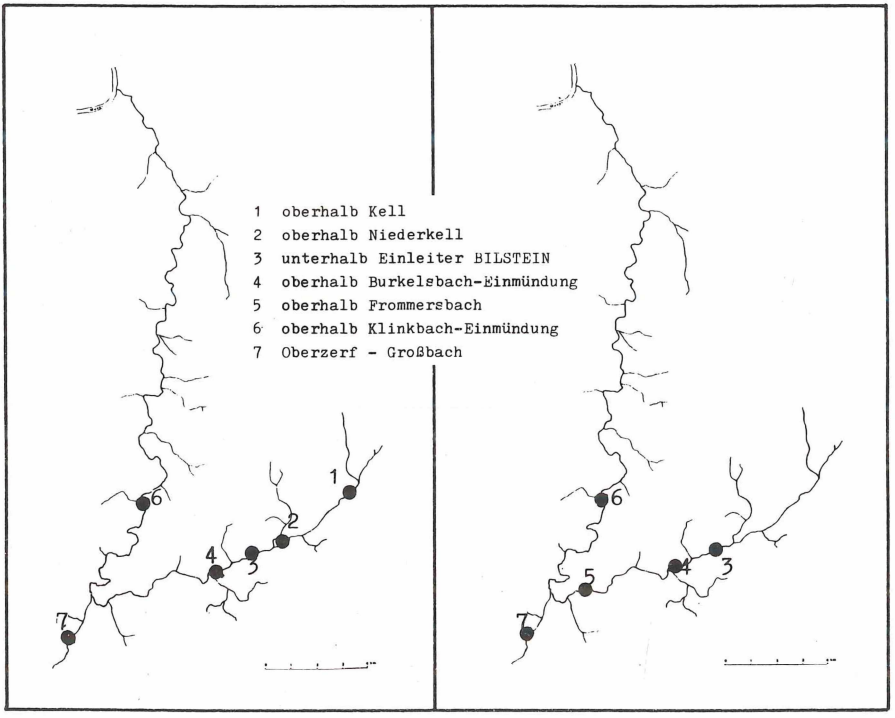


Abb. 14: Expositionsstandorte der beiden Serien von *Fontinalis antipyretica*

Aktives oder experimentelles Monitoring

Wie bereits angedeutet, setzt dieses Freilandverfahren eine Standardisierung des Probematerials voraus. Ich mußte an allen Expositionsstandorten das gleiche Material ausbringen. Glücklicherweise fand ich bei Oberzerf in einem Seitenbach des Großbach *Fontinalis* in großer Menge. Voruntersuchungen auf Chrom brachten einen Background-Wert von 21 mg/kg Trockensubstanz.

2 Expositionsserien wurden durchgeführt
- 20. 9. - 1.10.84 = 11 Tage
- 1.10. - 16.10.84 = 15 Tage

Die Exponate wurden in kleinen Gazebeutel an Nylonschnüren in der Ruwer befestigt. Die Maschenweite der Gaze ließ zur Photosynthese genügend Licht durch.

Da die ausgebrachten Exponate oft weggerissen wurden oder auf andere mysteriöse Weise verschwanden, sind die Ergebnisse lückenhaft, aber durchaus interpretierbar.

4.7 *Callitriche obtusangula* als Akkumulationsindikator für Chrom

Im Gegensatz zu dem mehrjährigen Moos *Fontinalis antipyretica* ist diese Wasserpflanze einjährig, erneuert also jährlich ihre oberirdischen Organe. Neben diesem grundlegenden Unterschied nimmt *F. antipyretica* die Wasserinhaltsstoffe über die Blattoberfläche auf, Wurzeln sind als Haftscheiben ausgebildet und dienen lediglich der Anheftung am Substrat. Ganz anders sieht es beim Wasserstern aus, der den größten Teil der Stoffe über die Wurzeln aufnimmt. BROOKS stellte 1972 fest, daß Wassermoose beträchtliche Mengen an Schwermetallen aus ihrer Umgebung abziehen können (durch Kationenaustausch), was natürlich auch damit zusammenhängt, daß die einzelnen Pflanzen bis zu 20 Jahre alt werden können. Grundsätzlich können sich Wasserpflanzen gegen die Aufnahme von Schwermetallen nicht wehren (SCHUSTER 1979).

Es sind keine speziellen Erkennungsmechanismen für die verschiedenen Schwermetallverbindungen vorhanden, so daß keine selektive Aufnahme erfolgt.

Callitriche obtusangula wurde nur stichprobenartig erfaßt. Nach Informationen Einheimischer und Ruwerpächter kam diese Wasserpflanze einst häufiger im Untersuchungsraum vor. Besonders im Bereich Zerf sollen die Bestände stark zurückgegangen sein.

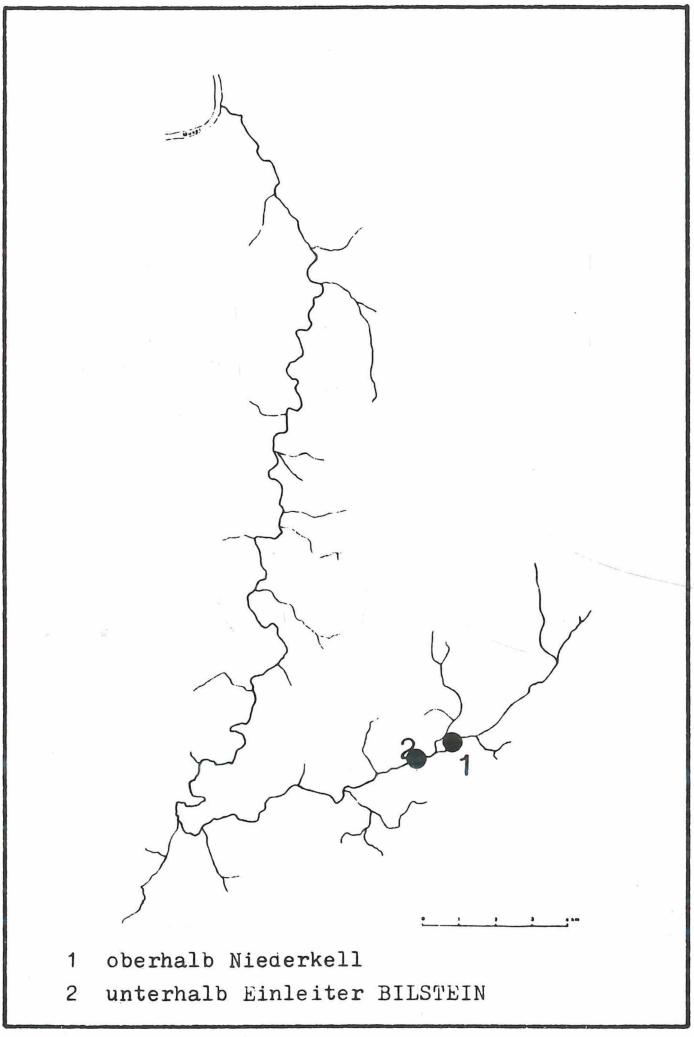


Abb. 15: Entnahmestellen des Wassersterns – *Callitriche obtusangula*

5. Diskussion der Ergebnisse

Die unter Punkt 4 aufgezeigten Freilanduntersuchungen und Laborbefunde werden im Folgenden analysiert und diskutiert. Bevor die einzelnen Unterpunkte abgehandelt werden, muß kurz auf die Saprobitätsstufen eingegangen werden, da die verwendeten Abkürzungen (os, bms, ams, ps) einer Erklärung bedürfen.

Man unterscheidet heute 7 Stufen, die mit den LIEBMANN'schen Gewässergüteklassen gleichzusetzen sind. Die in den letzten Jahren vermehrt auftretenden toxischen Substanzen ließen eine neue Diskussion um die Güteklassen aufkommen. Wenn heute von einer Gewässergüte gesprochen wird, so meint man damit einerseits die organische Belastung und andererseits die giftigen Inhaltsstoffe aus Gewerbe und Industrie.

Saprobitätsstufen und Gewässergüteklassen

Saprobitätsstufe	Gewässergüteklasse	
- oligosaprob	I	unbelastet bis sehr gering belastet
- oligosaprobe Stufe mit Tendenz zur Betamesosaprobie	I-II	gering belastet
- betamesosaprob	II	mäßig belastet
- alpha-betamesosaprobe Grenzstufe	II-III	kritisch belastet
- alphmesosaprob	III	stark verschmutz
- polysabrobe Stufe mit Tendenz zur Alphamesosaprobie	III-IV	sehr stark verschmutzt
- polysaprobe Stufe	IV	übermäßig stark verschmutzt

Während die Saprobität den Grad (Menge) der abbaubaren organischen Substanz angibt, sind die Charakteristika der Gewässergüte wesentlich komplexer (s. oben und Gewässergütekarte Bundesrepublik Deutschland).

5.1 Auswertung der biozönologischen Befunde

5.1.1 Indikatorengraph

Der Indikatorengraph ist heute eine gebräuchliche Methode biozönologische Untersuchungen auf einfachem Wege anschaulich darzustellen. Erstmals wurde die Problematik des biologischen Gütelängsschnittes am Beispiel des Mains von KNÖPP 1954 dargestellt. Die Seitenbäche und sonstige Einleiter, die normalerweise direkt in die Graphik eingezeichnet werden, habe ich aus Gründen der Übersicht oberhalb plaziert. Die punktierten Linien geben die Einmündungsstellen der Seitenbäche wieder, die schwarzen Pfeile stellen die Einleiter der Kläranlagen dar.

Da starke Wasserführung während der Frühjahrsuntersuchung die Erfassung des Makrozoobenthon beeinflußte, muß der Graph stark angezweifelt werden. Hier wird primär die Darstellung der Sommeruntersuchung diskutiert.

Indikatorengraph der Frühjahrsuntersuchung

Wegen der schlechten Zugänglichkeit der mittleren und unteren Ruwer scheint nur der Ober- und obere Mittellauf repräsentativ. Der negative Einfluß der Einleiter wird durch die biozönologischen Befunde voll belegt.

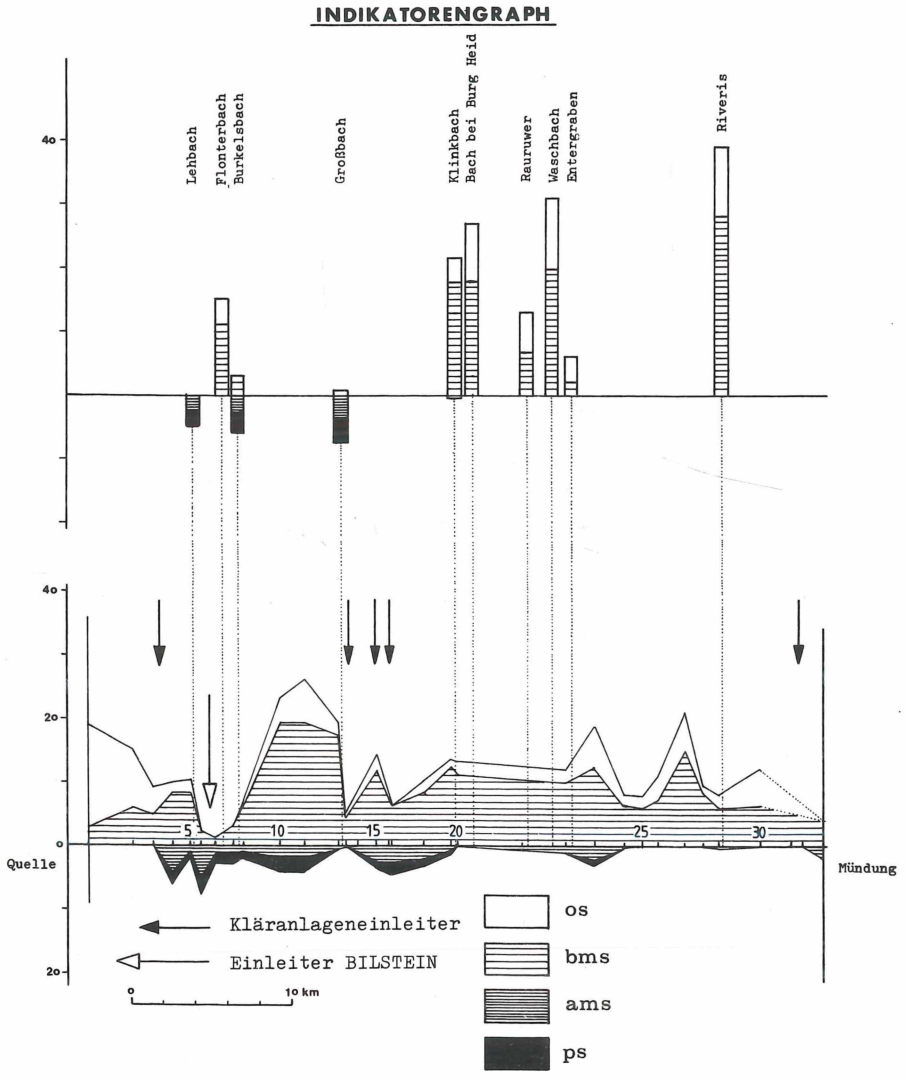


Abb. 16: Indikatorengraph der Frühjahrsuntersuchung

Indikatorengraph der Sommeruntersuchung

Die schon im Graph der Frühjahrsuntersuchung erkennbaren Einleitungsstellen treten aufgrund der extremen Verhältnisse bei Niedrigwasser im Spätsommer hier noch verstärkt in Erscheinung. Als unbelastete Zone kann eigentlich nur der Quellbereich (bis Standort 3) angesehen werden.

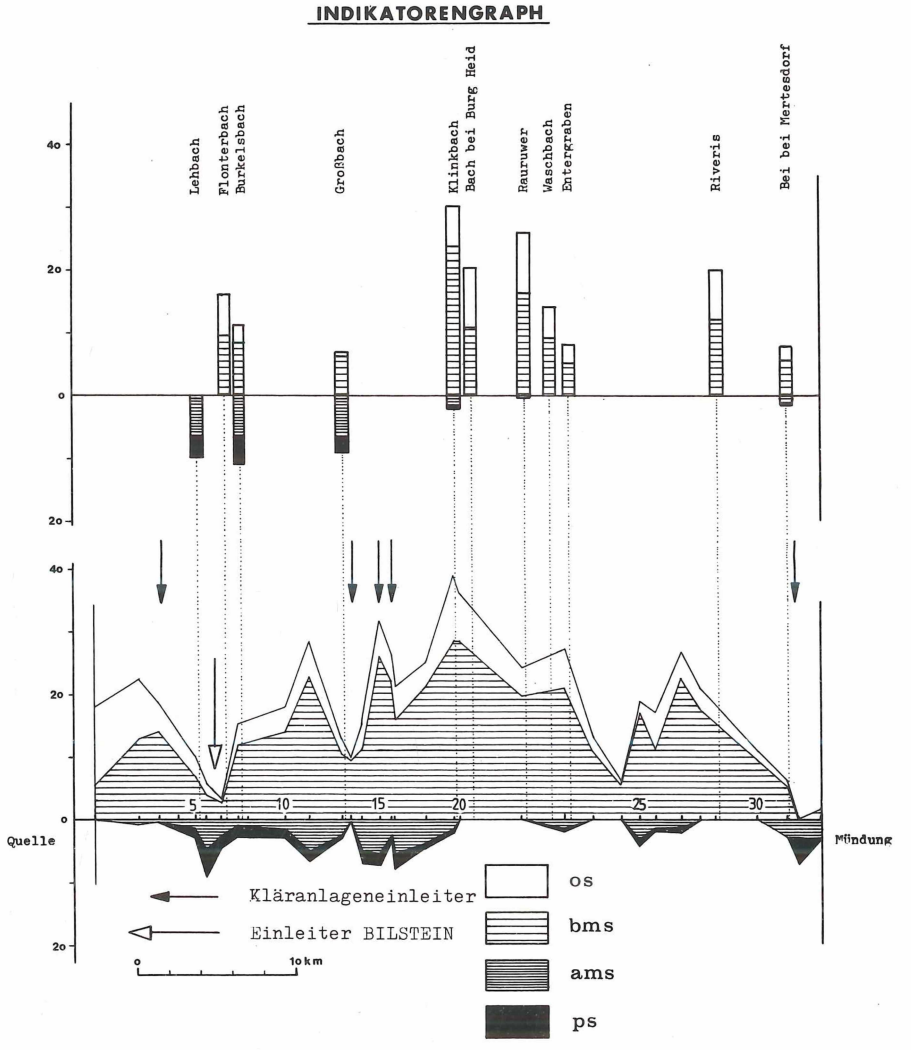


Abb. 17: Indikatorengraph der Sommeruntersuchung

Aus Platzgründen kann hier an dieser Stelle nicht näher auf Saprobienindex, relative Saprobie, Diversität, Artenzahl und Artenfehlbetrag eingegangen werden. Diese Sachverhalte sind ausführlich in meiner Diplomarbeit abgehandelt und diskutiert.

5.2 Auswertung der physikalischen und chemischen Analysen

Wenn in der Arbeit nur ausgewählte Parameter zur Analyse kamen, liegt das zum einen an der Fülle des Bearbeitungsmaterials und zum anderen daran, daß die analysierten Verbindungen ausreichten, eine Einordnung in die Güteklassen (zusammen mit den biozönologischen Befunden und den rückstandsanalytischen Messungen) vorzunehmen. Unter den physikalischen Parametern sollte der Einfluß der Strömungsgeschwindigkeit nicht näher untersucht werden, da sie im Untersuchungsraum mehr oder weniger gleichartig ausgebildet ist. Die Wahl der Untersuchungsstandorte wurde von vornherein so durchgeführt, daß in Bezug zur Strömungsgeschwindigkeit ein repräsentativer Querschnitt von der Quelle zur Mündung gelegt werden konnte.

Wassertemperaturen im Längsprofil

Die Ruwer kann als ein – über das Jahr gesehen – kühles Gewässer eingestuft werden. Die gemessenen Höchstwerte liegen bei 17,5 °C. Die größten Temperatur-Schwankungen treten im Sommer bei Niedrigwasser auf. Trotzdem fallen die Differenzen, bedingt durch den hydrologischen Charakter des Baches, gering aus. Einzelne Bereiche neigen bei intensiver Sonneneinstrahlung zur geringen Aufheizung, da schattenspendender Erlenbewuchs fehlt (oberhalb Kell, ober- und unterhalb Niederkell). Die Folgen waren vor allem im Sommer 1984 ein unerwartet starker Grünalgenbewuchs aus *Clodophora* sp.

PH-Werte im Längsprofil

Die pH-Werte schwanken im Bereich der Ruwer um den neutralen Wert 7. Ohne die anthropogene Belastung wäre der pH mit Sicherheit höher. Messungen im direkten Quellbereich der Ruwer erbrachten Analysewerte von 4,5. Für die Ausbildung der Gewässerbiozönose haben die pH-Verhältnisse eine ausschlaggebende Bedeutung. ZIEMANN konnte dies 1975 am Besiedlungsbild der Diatomeen, Plecopteren, Ephemeropteren und Trichopteren deutlich zeigen.

Leitfähigkeiten im Längsprofil

Die elektrische Leitfähigkeit, angegeben in µS/cm, gibt über die im Wasser gelösten Salzionen Aufschluß. In der Ruwer müssen Werte um 150 schon als anthropogen bedingt angesehen werden. Die höchsten Werte fallen in der Ruwer mit den Belastungszonen zusammen.

Sauerstoffverhältnisse im Längsprofil

Der Sauerstoffgehalt wird seit langem als wesentliche Größe bei der Gewässerbeurteilung angesehen (IMHOFF & ALBRECHT 1978).

Aufgrund der rhithralen Verhältnisse spielt der Sauerstoffeintrag durch die Atmosphäre die dominierende Rolle. Die Photosyntheseaktivität sollte jedoch nicht unterschätzt werden, wie das 24-Stunden-Profil noch zeigen wird.

Auch während der Niedrigwassersituation im Spätsommer müssen die Sauerstoffverhältnisse in der Ruwer als sehr gut angesehen werden. Sättigungswerte von 70% lassen den Sauerstoffgehalt nicht zum Minimumfaktor werden. Im Gegensatz zur Frühjahrsuntersu-

chung läßt der aktuelle Sauerstoffgehalt im August die Belastungszentren mit deutlich niedrigeren Werten hervortreten.

Der BSB_5 als Verschmutzungsparameter schlechthin (HARTMANN 1977) fügt sich lückenlos in das Belastungsmosaik ein.

Stickstoffverbindungen im Längsprofil

Als Zersetzungsprodukte menschlicher oder tierischer Exkremente spielen die Stickstoffverbindungen – vor allem Ammonium – in belasteten Gewässern eine bedeutende Rolle. Die analysierten Gehalte an Ammonium, Nitrit und Nitrat geben Aufschluß über die Abbau- und Oxidationsbedingungen in einem Gewässer.

In der Ruwer treten hohe Ammoniumkonzentrationen nur im Bereich von Kläranlageneinleitern auf. Nitrit und Nitrat haben nur eine untergeordnete Funktion.

Phosphatgehalte im Längsprofil

Die Phosphate stellen als essentielle Nährstoffe für die Primärproduktion häufig einen Minimumfaktor dar (SCHWOERBEL 1980).

Erhöhte Phosphatgehalte führen zu starken Algenblüten und Bewuchs durch höhere Pflanzen. Solche Phänomene konnten im Untersuchungsjahr 1984 an vielen Stellen beobachtet werden. Fast alle Analysen weisen in der Ruwer mehr als 0,1 mg/l Gesamtphosphat auf, nur in der Quellregion traten deutlich niedrigere Werte in Erscheinung.

Das 24-Stunden-Profil

Bei den Messungen sollte deutlich werden, daß der Sauerstoffhaushalt des Gewässers während 24 Stunden großen Schwankungen unterworfen sein kann.

Die **Wassertemperatur** zeigt eine Amplitude von 3°C. Aufgrund der hohen spezifischen Wärme des Wassers und der großen Wärmespeicherkapazität treten die niedrigsten Werte erst in den frühen Morgenstunden kurz vor Sonnenaufgang auf.

Die **Lufttemperatur** ist viel größeren Schwankungen unterworfen. Die Amplitude beträgt 8,5°C. Es wird deutlich, daß Wasser eine ausgleichende Funktion besitzt, wodurch gerade an den großen Flüssen auch die Temperaturwerte der Luft in ihren Extremwerten abgeschwächt werden.

Die **pH-Werte** lassen kein besonderes Verhalten erkennen. Sie liegen alle im Bereich um pH 7. Kurzfristig wurde am 3. 9. 84 ein Wert größer 8 erreicht.

Die **Leitfähigkeiten** unterliegen dem starken Einfluß der Einleiter. Deutlich macht sich gegen 04.00 Uhr ein starker Anstieg bemerkbar.

Sauerstoffgehalt und -sättigung unterliegen stark den unterschiedlichen Prozessen bei Tag und Nacht. Während tagsüber der atmosphärische Eintrag und die Photosynthese die dominierende Rolle spielen, geht die Photosyntheseaktivität nachts auf null zurück. Sauerstoffzehrung überwiegt in diesen Stunden.

5.3 Schwermetalluntersuchungen

5.3.1 Schwermetalle in aquatischen Systemen

Daß gerade die Schwermetalle in zunehmenden Maße ins Blickfeld der Öffentlichkeit geraten, liegt an **drei** Faktoren:

- sie wirken toxisch schon in äußerst geringen Konzentrationen;
- sie werden durch natürliche Prozesse im Wasser nicht mehr abgebaut (FÖRSTNER & MÜLLER 1974);

- sie reichern sich in den Nahrungsketten an und gelangen auf diesem Wege in den menschlichen Organismus (Minamata- und Itai-Itai-Krankheit in Japan).

Nicht alle Schwermetalle können von vornherein als toxisch eingestuft werden. Kupfer, Zink, Kobalt und Eisen sind essentielle Bestandteile des Stoffwechsels und können bei Nichtvorhandensein Schädigungen an dem betreffenden Organismus verursachen. Erst wenn sie in höheren Konzentrationen auftreten werden auch sie toxisch.

Bedingt durch die Bindung der Hauptemission an die Industriekomplexe traten auch die ersten katastrophalen Schwermetallvergiftungen in einem hochentwickelten Industrieland auf, nämlich in Japan. Hier kam es durch hohe Quecksilber- und Cadmiumgehalte in Meeresfischen wiederholt zu schweren Erkrankungen und sogar zu Todesfällen. Das Gefährliche an den Schwermetallen ist ihre Langzeitwirkung, d. h. sie rufen chronische Schädigungen hervor, die dann durch verschiedene Parameter (z. B. Sauerstoffgehalt) in ihrer Wirkung noch verstärkt werden können.

Wegen der allgemein anerkannten Schädlichkeit der Schwermetalle wurden von verschiedenen nationalen und internationalen Organisationen Grenz- und Richtwerte festgelegt.

Tab. 7: Quelle HABERER & NORMANN (1971)

	Rohwasser					Trinkwasser			
	UdSSR	USA Ntl. Techn. Adv.	World Health Organization (WHO)			USA			
	[85]	Comm. [80]	Internatl. Standards [81]			Europ. St. [82]	Public Health Service		AWWA [58]
Metall	1967	1958	1963			1970	1962	[78]	1958
	Grenzwert	Grenzwert	Grenzw.	Richtw.	Grenzw.	Grenzwert	Richtwert	Grenzwert	Ziel („Goal")
AG		50						50	50
Al	500* [55]								50
As	50	50	50		50	50	10	50	50
B		1000					1000* [44]	5000* [44]	
Ba	4000	1000			1000			1000	1000
Be	0.2								
Cd	10	10	10		10	10		10	10
Co	1000								
Cr (VI)	100	50	50		50	50		50	50
Cr (III)	500								
Cu	100	1000	1500	1000	1500	50 (3000)[1]	1000		200
Fe	500	300	50000	300	1000	100[2]	300		50
Hg	5							5* [49]	
Mn		50	5000	100	500	50	50		10
Mo	500								
Ni	100								
Pb	100	50	50		50	100		50	50
Sb	50* [2]						59* [73]	100* [73]	
Se	10	10	10		10	10		10	10
Ti	100								
V	100								
Zn	1000	5000	1500	5000	15000	5000	5000		1000

1) Nach 16stündigem Kontakt mit neuen Rohren
2) wenn das Wasser in das Verteilungssystem einfließt

*) zur Aufnahme in die Standards vorgeschlagen

5.3.2 Die Chrombelastung im Ruwergebiet

Chrom ist in der Erdkruste ein weit verbreitetes Metall und zum Teil auch essentiell. Chrommangel führte in Tierversuchen zu Diabetes, Arteriosklerose, Wachstumsstörungen und Augenlinsentrübungen (KIEFER 1979).

Chrom existiert in den Oxidationsstufen II bis VI, doch nur die Verbindungen des drei- und sechswertigen Chroms sind für die Beurteilung einer Gewässerbelastung von Bedeutung.

Schlagzeilen machte die Ruwer am 26.12.1981, als binnen weniger Stunden 15 000 l Chromtrioxid (CrO_3) in den Bach oberhalb Mandern einflossen. Auf dem Betriebsgelände der Firma BILSTEIN führte ein defekter Tank zu dieser Umweltkatastrophe. Besonders negativ muß bewertet werden, daß die Unglücksstelle am Oberlauf des Gewässers lag, so daß fast die gesamte Fließstrecke in Mitleidenschaft gezogen wurde.

Chromgehalte in *Fontinalis antipyretica* und *Callitriche obtusangula*

Die aus der Ruwer entnommenen und exponierten *Fontinalis*-Proben zeigen in etwa das gleiche Kontaminationsmuster wie es DIETZ für Wassermoose fand. Den geringen Chromgehalten in den Proben oberhalb des Bilstein-Einleiters stehen Konzentrationen unterhalb gegenüber, die um den Faktor 14 höher liegen. Ein deutlicher Belastungsgradient ist erkennbar, der sich allerdings in der Umgebung von Mertesdorf nicht mehr bemerkbar macht.

In den beiden durchgeführten Expositionsserien liegen die analysierten Chromgehalte in den Exponaten unterhalb des Bilsteineinleiters deutlich über denen oberhalb. Nun könnten kritische Stimmen zu Recht bemerken, daß oberhalb des Einleiters schon eine Chrombelastung vorliegt, da die gefundenen Gehalte um den Faktor 2 höher liegen, als diejenigen des passiven Monitorings. Ein aus einem Seitengewässer entnommenes Moos, welches an die dort herrschenden Standortsbedingungen adaptiert ist, muß sich physiologisch erst an die veränderte Wasserbeschaffenheit (Wasserinhaltsstoffe) der Ruwer anpassen. Eine erhöhte Chromaufnahme in der Anfangszeit kann durchaus realistisch sein. Auf der anderen Seite ist die Diskussion um die Chromgehalte oberhalb Niederkell belanglos. Es kam mir in erster Linie darauf an, den negativen Einfluß des Bilstein-Einleiters nachzuweisen, und der wirkt sich in entscheidender Weise auf die Konzentrationen in den exponierten Wassermoosen aus. Es bleibt festzuhalten, daß sich der Chromeinfluß mindestens bis zur Lampadener Mühle (Burg Heid) bemerkbar macht.

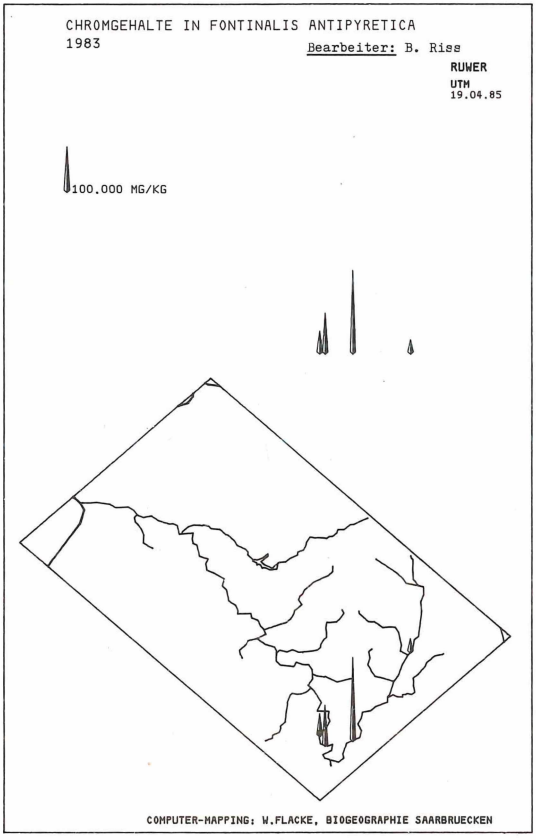


Abb. 18: Chromgehalte in *F. antipyretica* 1983

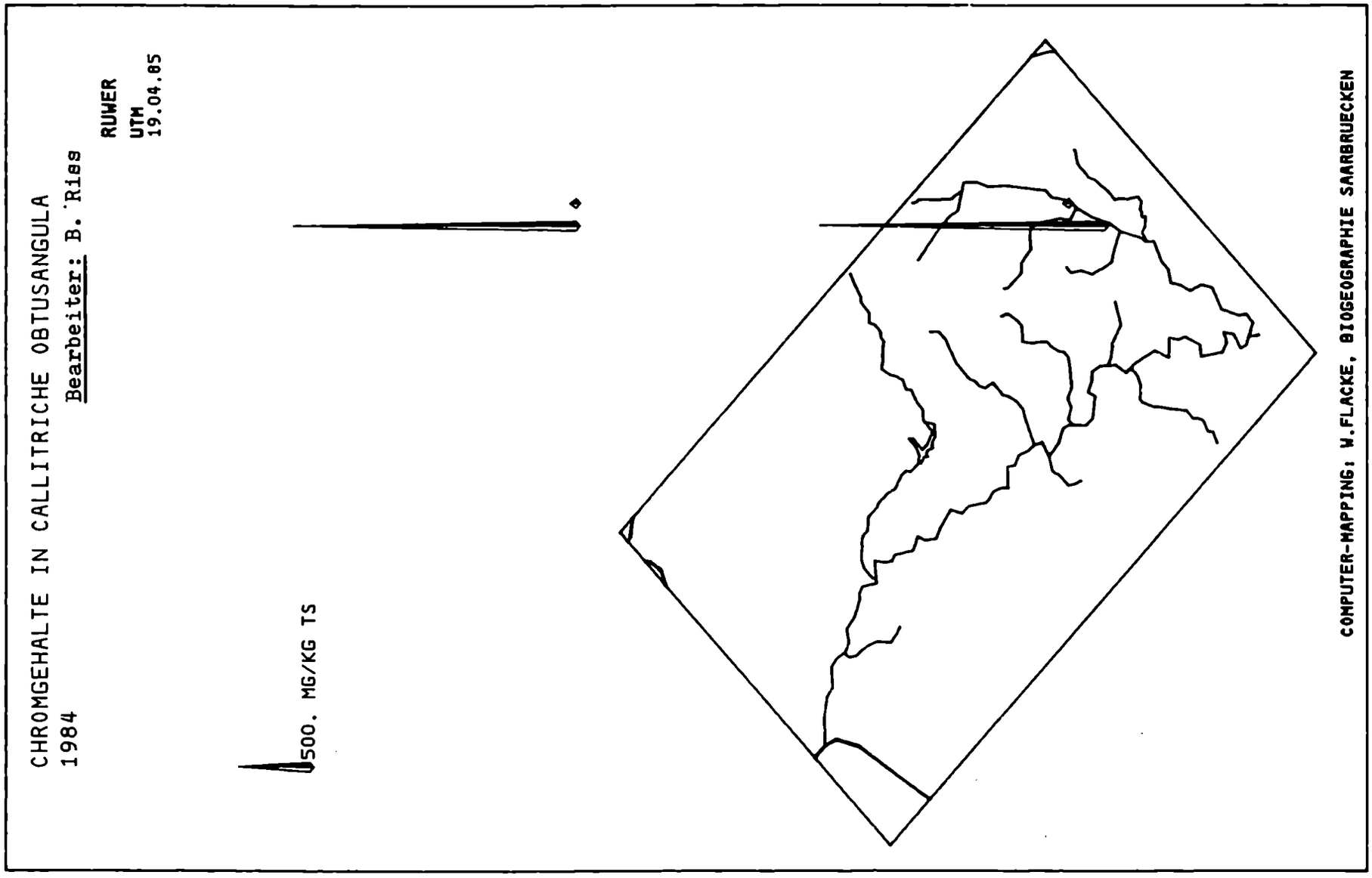


Abb. 20: Chromgehalte in *C. obtusangula* 1984

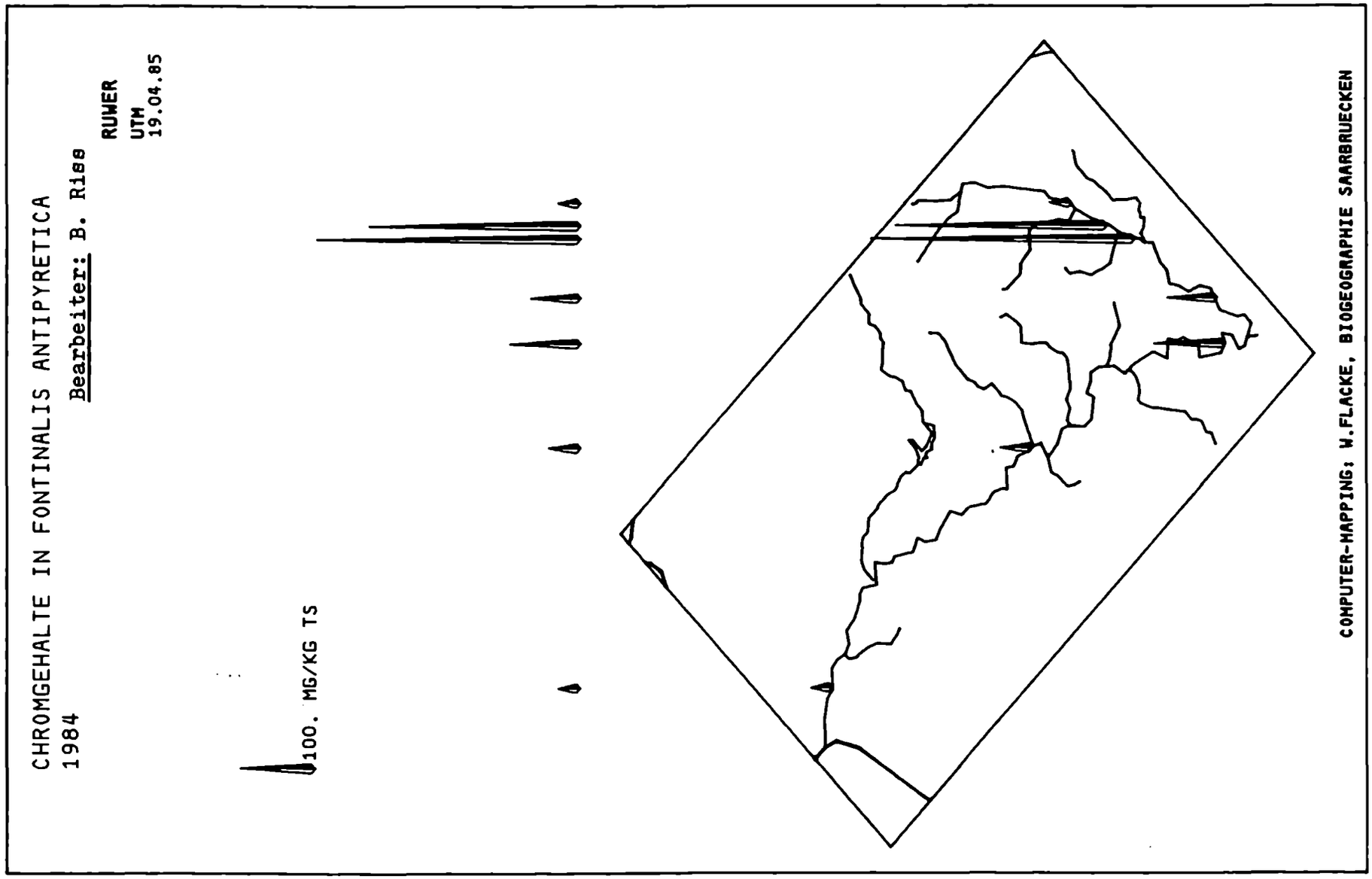


Abb. 19: Chromgehalte in *F. antipyretica* 1984

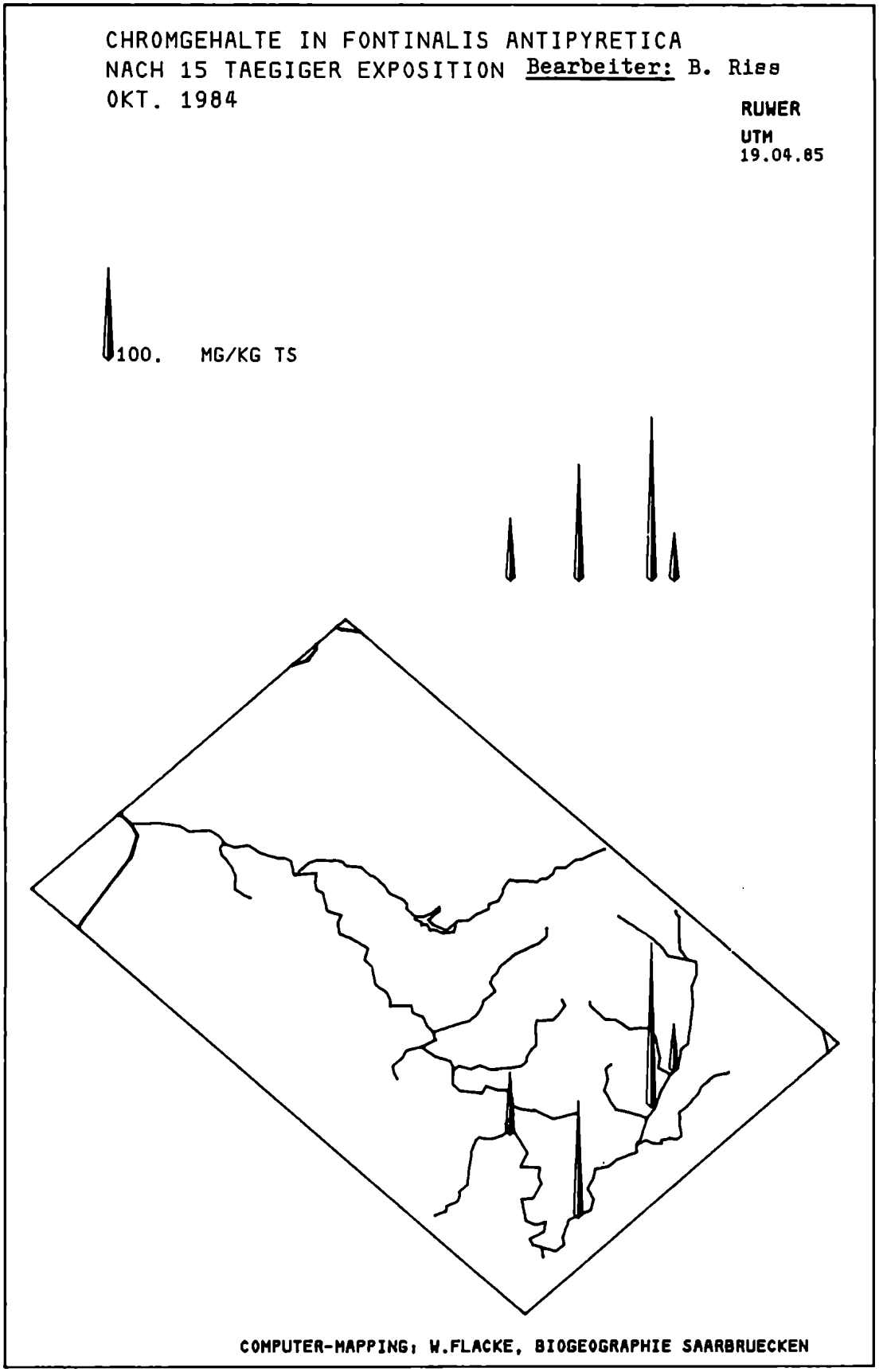


Abb. 22: 15-tägige Exposition

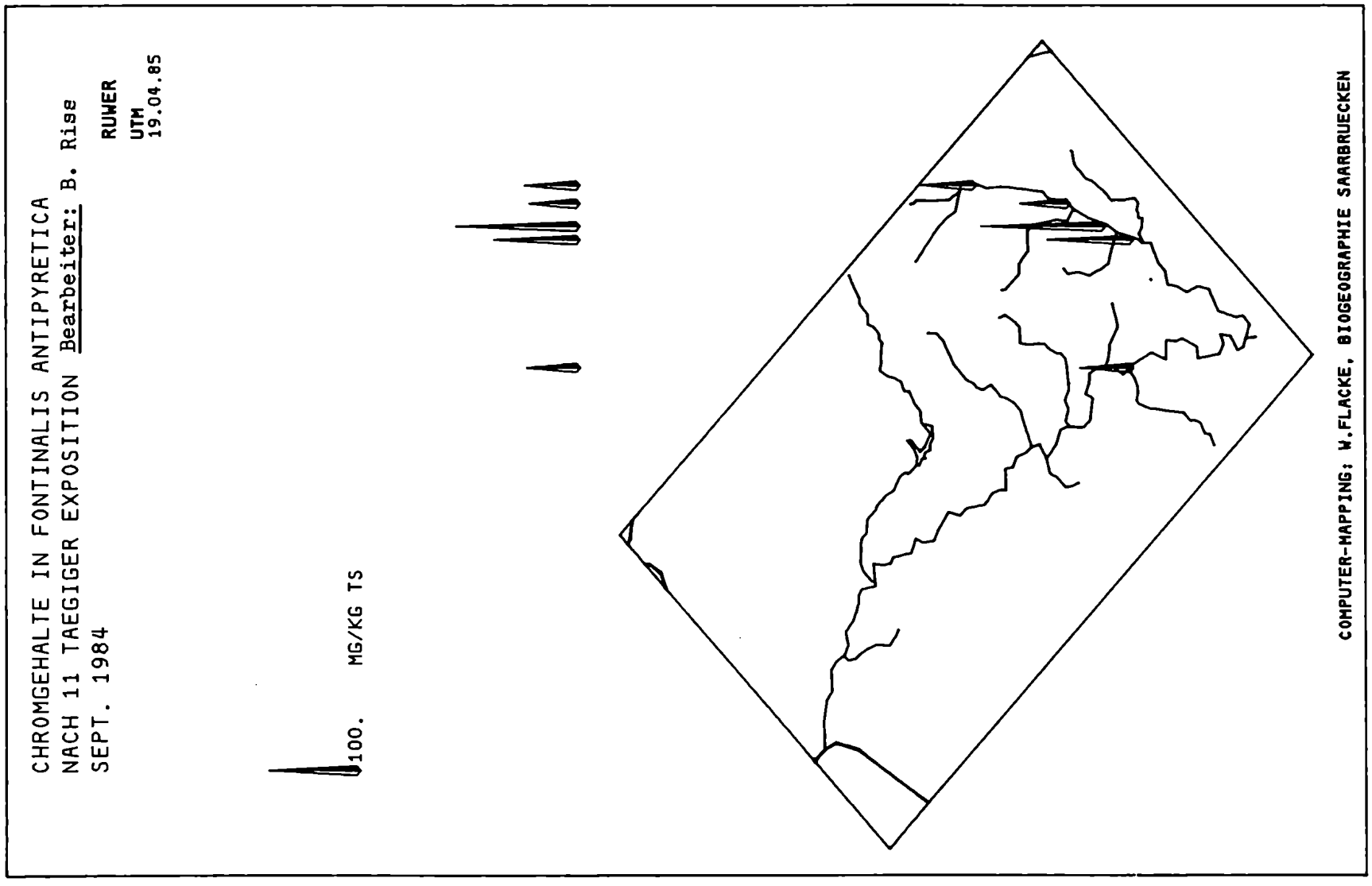


Abb. 21: 11-tägiges Exposition

Die gemessenen Konzentrationen im Wasserstern (*Callitriche obtusangula*) liegen mit 41 mg/kg TS oberhalb Niederkell unwesentlich über denen der Wassermoose. Die Probe unterhalb des Einleiters zeigt mit 2000 mg/kg TS einen sehr hohen Chromgehalt. Hier spielt sicherlich der Sedimenteinfluß eine große Rolle, da die *Fontinalis*-Konzentrationen mit 300 – 400 mg/kg TS erheblich geringer ausfallen. Als Ergebnis der Untersuchungen an *Fontinalis* und *Callitriche* kann festgehalten werden, daß die Einleitungen der Firma BILSTEIN – vor allem die Chromverbindungen – einen erheblichen Einfluß auf die obere und mittlere Ruwer ausüben.

Chromgehalte in Sedimenten

Die Analyse von Chrom in Sedimenten brachte nicht die von FRANZEN (1982) sowie HANSEN & KOLLING (1980) ermittelten Werte. Fast alle Konzentrationen lagen unter den Werten der genannten Autoren. Lediglich am Standort unterhalb des Einleiters BILSTEIN konnte mit 582 mg/kg TS eine erhebliche Belastung festgestellt werden.

Tab. 8: Chromgehalte in mg/kg in Sedimenten

	HANSEN & KOLLING	FRANZEN	RISS
Background-Wert	150 – 122	100 – 168	36 – 37
unterhalb BILSTEIN	292	224 – 300	582
unterhalb ROMIKA	125 – 180	/	/

Im 50 cm-Profil kam nicht die erwartete starke Differenzierung innerhalb der einzelnen Horizonte heraus. Der damalige Chromsäureunfall machte sich nur durch eine geringfügig erhöhte Konzentration im Horizont D bemerkbar.

A	38	0 – 10 cm
B	40	10 – 20 cm
C	43	20 – 30 cm
D	54	30 – 40 cm
E	39	40 – 50 cm

Abb. 23: Bohrprofil im Mühlengraben Kramesmühle

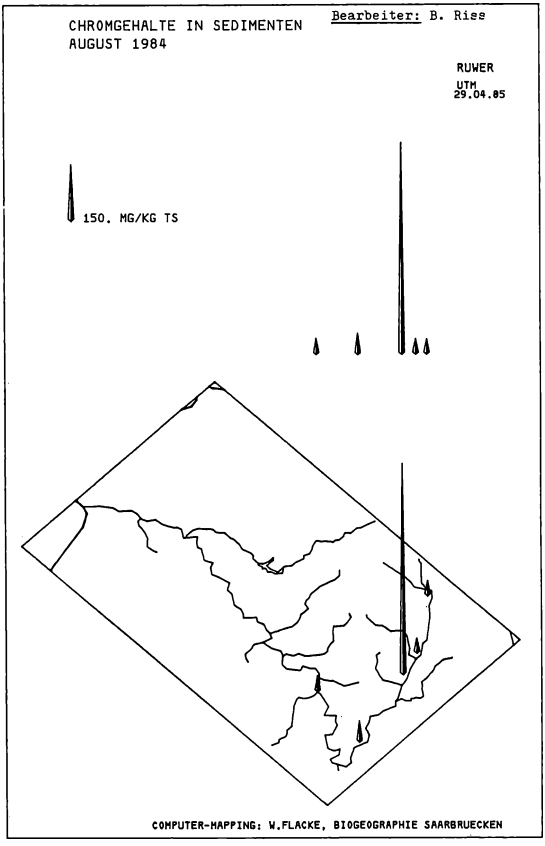


Abb. 24: Chromgehalte in Sedimenten der Ruwer

5.4 Gewässergüte der Ruwer

Der Gewässergütekarte von 1984 liegen folgende Parameter zugrunde:

- biozönologische Befunde
- chemisch-physikalische Parameter
- rückstandsanalytische Untersuchungen

Alle drei Teilbereiche der Arbeit zusammen ergeben die Gewässergüte der Ruwer und ausgewählter Seitenbäche.

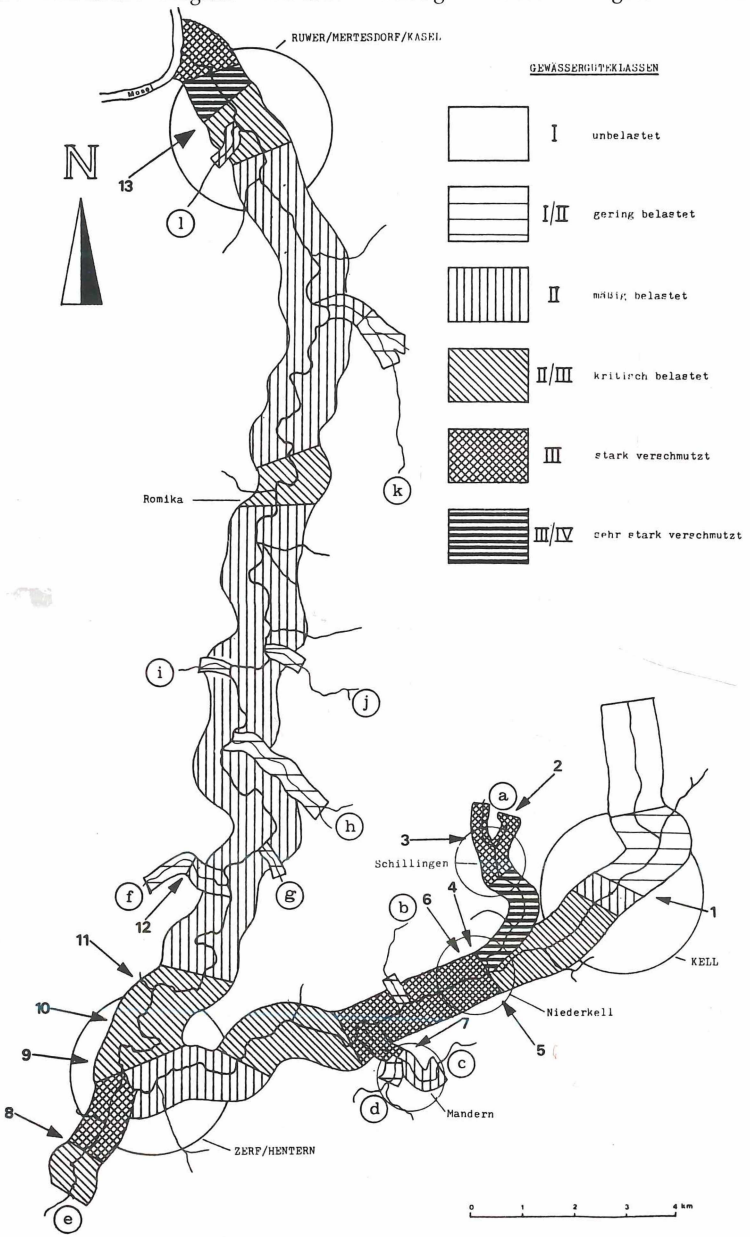


Abb. 25: Gewässergütekarte der Ruwer

Einleiter sind mit einem Pfeil und zugehöriger Zahl gekennzeichnet

1 Kläranlageneinleiter Kell, **2** Kläranlageneinleiter Feriendorf Kell, **3** Einleitungen von Schillingen, **4** Kommunaler Einleiter Niederkell, **5** Kommunaler Einleiter Niederkell, **6** Einleiter BILSTEIN, **7** Kläranlageneinleiter Mandern, **8** Kläranlageneinleiter Oberzerf, **9** Kläranlageneinleiter Zerf, **10** Kläranlageneinleiter Baldringen, **11** Kläranlageneinleiter Hentern, **12** Kläranlageneinleiter Lampaden, **13** Kläranlageneinleiter Ruwertal

(a) Lehbach, (b) Flonterbach, (c) Burkelsbach, (d) Winkelbach, (e) Großbach, (f) Klinkbach, (g) Bach bei Burg Heid, (h) Rauruwer, (i) Waschbach, , (j) Entergraben, (k) Riveris, (l) Bach bei Mertesdorf

6. Zusammenfassung

Im Jahre 1984 wurden die Ruwer und ausgewählte Seitenbäche im Zuge einer Diplomarbeit untersucht. Ziel der Arbeit war eine biozönologische, chemisch-physikalische und rückstandsanalytische Wertung zur Gewässergüte des Systems.

Die Nutzungskartierung zeigte frühzeitig, daß der Untersuchungsraum sehr heterogen gestaltet ist und dementsprechend auch die Belastungsquellen unterschiedlich sind. Vor allem im forstlichen Bereich und in der Besiedlungsdichte haben sich die Nutzungsverhältnisse seit Beginn des 20. Jahrhunderts drastisch geändert.

Die heutige Situation wird geprägt durch eine Vielzahl von Einleitern (Kläranlagen, kommunale Einleiter, Industrieeinleiter) sowie landwirtschaftlichen Schadstoffeintrag durch die angrenzenden Viehweiden und Weinanbaugebiete am Unterlauf der Ruwer. Den häuslichen Abwässern stehen die toxischen Einleitungen der Firma BILSTEIN gegenüber.

Als Fließgewässer mit sehr stark ausgebildetem rhithralem Charakter besitzt die Ruwer über das ganze Jahr eine gute Sauerstoffversorgung, die auch bei Niedrigwasser in den Belastungszentren nicht unter 70 % Sättigung abfällt. Dies ist der primäre Grund für die in einigen Bereichen fehlende Gewässergüte IV, die bei Niederkell und im Lehbach zu erwarten wäre.

Die Freilanduntersuchungen und chemisch-physikalischen Wasseranalysen machten den schädigenden Einfluß der unterschiedlichen Einleitungen deutlich. Als ein äußerst schwerwiegender Negativfaktor für das Gewässer muß die Hauptbelastungszone am Oberlauf und oberen Mittellauf angesehen werden. Eine Beeinträchtigung des gesamten Ruwerlaufes ist somit die Folge. Die eigentlich unbelasteten Bereiche findet man heute nur im Quellbereich und oberhalb von Kell (Standorte 1 und 2). Ab Kell setzt der anthropogene Schadstoffeintrag ein und im Raum Niederkell-Schilling besitzt die Ruwer bereits Gewässergüte III, was einer starken Verschmutzung entspricht. Die ab Standort 7 nachweisbaren toxischen Abwässer der Firma BILSTEIN beeinflussen die Selbstreinigungskraft derart, daß der Abbau der organischen Fracht (häusliche Abwässere) verzögert und insgesamt verlangsamt wird. Erst unterhalb der Einmündungsstelle des ebenfalls stark verschmutzten Burkelsbaches (Standort 9) besitzt die Ruwer eine ca. 5 km lange Selbstreinigungsstrecke, die unter normalen Bedingungen zur Mineralisation der häuslichen Abwässer ausreichen würde. So treten aber – bedingt durch den Negativeinfluß der BILSTEIN-Abwässer – noch deutliche Restmengen der organischen Verbindungen an Standort 11 (Frommersbach) auf. Drei Kläranlageneinleiter und der Großbach bewirken im Raum Zerf eine erneute Verschlechterung des Ruwerwassers. Erst ab Ruwerstandort 17 (unterhalb Hentern) kann die eigentliche Selbstreinigungsstrrecke beginnen. Alle Gemeinden nördlich Heddert sind an die Zentralkläranlage Ruwertal angeschlossen. Erst im Unterlauf zwischen Kasel und Mertesdorf machen sich die anfallenden Abschwämmungen aus den Weinbergen und vereinzelte kommunale Einleiter wieder negativ bemerkbar. Unterhalb des Einleiters der Zentralkläranlage Ruwertal tritt sogar kurzfristig die Tendenz zum polysaproben Bereich auf, der durch massenhaftes Vorkommen des Abwasserbakteriums *Sphaerotilus natans* angezeigt wird. Als erheblich belastetes Gewässer mündet die Ruwer schließlich in die ebenfalls stark verschmutzte Mosel (Gewässergüte III).

Die Chromuntersuchungen in *Fontinalis antipyretica, Callitriche obtusangula* und in Sedimenten haben gezeigt, daß unterhalb des BILSTEIN-Einleiters ein deutlicher Einfluß dieses Schwermetalls vorhanden ist. Der in der Einleitungsgenehmigung fixierte Wert von 2 mg Gesamtchrom pro Liter Abwasser liegt meiner Meinung nach viel zu hoch. Insbesondere muß man berücksichtigen, daß nicht nur dieses Schwermetall, sondern noch eine ganze Anzahl weiterer Elemente, die auch toxisch wirken können, in gewissen Konzentrationen eingeleitet werden dürfen.

Die Ruwer stellt bei Niederkell aufgrund ihrer niedrigen Wasserführung (vor allem im Sommer) und der starken Belastung ein hochgradig beeinflußtes Systm dar, das durch

diese eingeleiteten toxischen Abwässer der Selbstreinigungsfunktion nicht mehr ausreichend nachkommen kann. Die genannten Folgen sind für die weitere Fließstrecke schwerwiegend. Da die 2 mg Gesamtchrom unbedingt reduziert werden müssen, ist unumgänglich, daß die zuständigen Behörden Verhandlungen mit der Betriebsleitung diesbezüglich aufnehmen. Technisch dürfte es heute kein Problem mehr sein, die anfallenden giftigen Abwässer für den Vorfluter wesentlich besser aufzubereiten.

Aber nicht nur hier sollte schnellstmöglich etwas geschehen, auch der Kläranlagen-Sektor müßte umgehend saniert werden.

10 der 11 Kläranlagen im Untersuchungsraum sind in ihrer Klärtechnik unzureichend und total veraltet, so daß sie nicht mehr dem Stand der Technik entsprechen. Allein die Teichkläranlage Lampaden genügt den Anforderungen und klärt die Abwässer der Gemeinde Lampaden ausreichend.

Das man nicht ganz unnütz geblieben ist zeigt das im Bau befindliche Gruppenklärwerk Mandern, das voraussichtlich im Jahr 1986 fertiggestellt und in Betrieb genommen wird. Durch diese Sanierungsmaßnahme wird dann das obere Ruwertal erheblich entlastet werden. Bleibt zu hoffen, daß dies keine einmalige Angelegenheit ist, sondern auch die Anlagen um Zerf in nächster Zukunft einer ähnlichen Anlage weichen müssen.

Gerade die Ruwer, die landschaftlich einen ganz besonderen Wert darstellt, sollte nicht weiter als Vorfluter für anfallende Abfallstoffe genutzt werden. Ein ökologisch intaktes System ist nicht nur für einen kleinen Kreis von Umwelt- und Naturschützern wertvoll, sondern kann durchaus auch ökonomisch eine Bereicherung darstellen.

7. Literaturverzeichnis

ATRI, F. R. (1983): Schwermetalle und Wasserpflanzen – Aufnahme und Akkumulation von Schwermetallen und anderer anorganischer Schadstoffe bei höheren aquatischen Makrophyten. – Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Heft 55.

BEER, W.-D. (1958): Zur Problematik des biologischen Gütelängsschnittes von Fließgewässern, dargestellt am Beispiel der Weißen Elster. – Wasserwirtschaft – Wassertechnik, **8**: 195 - 199

– (1961): Methodologische Untersuchungen zur biologischen Fließgewässeranalyse. – Rev. gesamt. Hydrobiol., **46**: 5 - 17.

– (1962): Zur Methodik und Problematik des biologischen Flußgütelängsschnittes. – Wiss. Z. Univ. Leipzig, **11**: 143 - 148.

BREITIG, G. & TÜMPLING W. v. (1982): Ausgewählte Methoden der Wasseruntersuchung – Biologische, mikrobiologische und toxikologische Methoden. – Institut für Wasseruntersuchung, 2. Auflage, Band II, Jena: G. FISCHER.

BROHMER, P. (1974): Fauna von Deutschland. – Heidelberg: Quelle & Meyer.

BUHSE, G. (1981): Gutachten zum Chromsäureunfall in der Ruwer vom 26. Dez. 1981.

BURSCHE, E.-M. (1980): Wasserpflanzen. – Melsungen-Berlin-Basel-Wien: J. Nermann-Neudamm.

CARMO CORREA GALVAO, M.do (1964): Das Ruwergebiet – Landschaftswandel und Sozialstruktur. – Heft 21, Bonn: F. DÜMMLER.

CASPERS, H. (1966): Stoffwechseldynamische Gesichtspunkte zur Definition der Saprobitätsstufen. – Verh. Int. Vereinigung Limnol., **16**.

– (1967): Vorschläge für die saprobiologische Typisierung der Gewässer. – Int. Rev. gesamt. Hydrobiol., **52**: 145 - 162.

CASPERS, H. & SCHULZ, H. (1960): Studien zur Wertung der Saprobiensysteme. Erfahrungen an einem Stadtkanal Hamburgs. – Int. Rev. gesamt Hydrobiol., **45**: 535 - 565.

– (1962): Weitere Unterlagen zur Prüfung der Saprobiensysteme. – Int. Rev. gesamt Hydrobiol., **47**: 100 - 117.

CASPERS, H. & KARBE, L. (1966): Trophie und Saprobie als stoffwechseldynamischer Komplex. Gesichtspunkte für die Definition der Saprobitätsstufen. – Arch. Hydrobiol., **61**: 453 - 470.

CHINERY, M. (1979): Insekten Mitteleuropas. – Hamburg & Berlin: P. Parey.

DENNEVILL, R. (1979): Schwermetallgehalte in Wassermoosen aus der Iller. – Zulassungsarbeit aus der Abteilung Spezielle Botanik der Universität Ulm.

DIETZ, F. (1972): Die Anreicherung von Schwermetallen in submersen Pflanzen. – GWF – Wasser/Abwasser, **113**: 269 - 273.

EDINGTON, J. M. & HILDREW, A. G. (1981): Caseless Larvae of the British Isles. – Freshwater biol. Ass., Sci. Publ. No. **43**.

ENGELHARDT, W. (1955): Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher ? – Stuttgart: Kosmos – Franckh.

FÖRSTNER, U. & MÜLLER, G. (1974): Schwermetalle in Flüssen und Seen als Ausdruck der Umweltbelastung. – Berlin: Springer.

FRANKE, U. (1979): Bestimmungsschlüssel mitteleuropäischer Libellenlarven (Insecta, Odonata). – Stuttgarter Beitr. Naturkund, Ser. A (Biologie), **333**: 1 - 17.

FRANZEN, Dr. (1982): Untersuchungsergebnisse der Ruwerproben nach dem Chromsäureunfall. – Chemisches Untersuchungsamt Trier.

GLÖER, P. MEIER-BROCK, C. & OSTERMANN, O. (1980): Süßwassermollusken, – 2. Auflage, Hamburg: DJN.

HABERER, K. & NORMANN, S. (1971): Metallspuren im Wasser – ihre Herkunft, Wirkung und Verbreitung. – Jb. f. Wasserchemie und Wasserreinigungstechnik, **38**: 157 - 182.

HAMM, A. (1968): Nomogramm zur Ermittlung der Gewässergüteklassen von Fließgewässern. – Wasser- und Abwasserforschung, Nr. 5/68.

HARDE, K. W. & SEVERA, F. (1981): Der Kosmos Käferführer. – Stuttgart: Kosmos – Franckh.

HARTMANN, L. (1977): Kritik am BSB_5 als Verschmutzungsparameter. – Das Gas- und Wasserfach, **118** (8).

HICKIN, N. F. 1967: Caddis Larvae, Larvae of the British Trichoptera. – London.

HYNES, H. B. N. (1958): A key to the adults and nymphs of British Stoneflies. – Freshwater Biol. Ass. Sci. Publ. No. 17: 1 - 86.

IIMHOFF, K. R. & ALBRECHT, D. (1978): Anmerkungen zur Gewässergüteeinteilung nach dem Sauerstoffgehalt. – GWF – Wasser/Abwasser, **119**, (12).

KIEFER, F. (1979): Sandoz Bulletin Nr. **52**: 18 - 19.

KLAPPER, H. (1963): Zu einigen Problemen der biologischen Wasseranalyse. Nach Untersuchungen im Einzugsgebiet der Mittleren Elbe Sude – Elde. – Int. Rev. gesamt. Hydrobiol., **48**: 9 - 34.

KNÖPP, H. (1954): Ein neuer Weg zur Darstellung biologischer Vorflutuntersuchungen, erläutert an einem Gütelängsschnitt des Mains. – Die Wasserwirtschaft, **45** (1): 9 - 15.

KOLKWITZ, R. & MARSSON, M. (1902): Grundsätzliches für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. – Mitt. K. Prüfamt Wasservers. Abwasserbes., **1**: 33 - 72, Berlin-Dahlem.

- (1908): Zur Ökologie der pflanzlichen Saprobier. – Ber. Dt. Botan. Ges., **260**: 505 - 519.
- (1909): Zur Ökologie der tierischen Saprobier. – Int. Rev. gesamt. Hydrobiol. u. Hydrograph., **2**: 126 - 152.

KOLLING & HANSEN (1980): Schwermetalle und Schwermetallkonzentrationen in Sediment- und Wasserproben der oberen Ruwer und deren Einzugsgebiet. – Universität Trier – Examensarbeit.

KOTHE, R. (1962): Der Artenfehlbetrag, ein einfaches Gütekriterium und seine Anwendung bei biologischen Vorflutuntersuchungen. – Dt. gewässerkundl. Mitt., **6**: 60 - 65.

LIEBMANN, H. (1947): Die Notwendigkeit einer Revision der Saprobiensysteme und deren Bedeutung für die Wasserbeurteilung. – Gesundheits-Ingenieur, **68**.

- (1959): Methodik und Anwendung biologischer Wassergütekartierungen. – Münchener Beitr. zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiol., **6**: 192 S., München.
- (1966): The Bavarian Register of water quality. – 3 rd Int. Conf. on Water Pollution Research: 1 - 7, München.

- (1969): Der Wassergüteatlas, Methodik und Anwendung. - Münchener Beitr. zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiol., **15**, München.

MACAN, T. T. (1961): A key of the nymphs of British species of Ephemeroptera. - Freshwater Biol. Ass. Sci. Publ. No. **20**: 64 S.

MCCAFFERTY, W. P. (1981): Aquatic Entomology. - Boston.

MEYER, D. (1983): Makroskopisch-biologische Feldmethoden zur Wassergütebeurteilung von Fließgewässern. - BUND Landesverband Niedersachsen e. V.

MÜLLER, P. (1978): Informationsgehalt lebender Systeme für die Raumbwertung. - Landschaft u. Stadt, **10** (3): 144 - 152.
- (1980): Ökologischer Zustand der Saar vor ihrer Kanalisierung. - Abh. Arbeitsgemeinschaft für Tier- und Pflanzengeographische Heimatforschung im Saarland, Heft **10**, zugleich Band **12** der Untersuchungsergebnisse aus Landschafts- und Naturschutzgebieten im Saarland.
- (1980): Biogeographie. - Stuttgart; Ulmer.

MÜLLER, P. & SCHÄFER, A. (1976): Diversitätsuntersuchungen und Expositionstests in der mittleren Saar. - Forum Umwelt Hygiene, **27** (2): 43-49.

NAGEL, P. (1978): Bestimmungsschlüssel der bisher im Saarland nachgewiesenen oberirdisch lebenden Flohkrebse. - Faunist. florist. Not. aus dem Saarland, **10** (3).
- (1978): Bestimmungsschlüssel der bisher im Saarland nachgewiesenen Strudelwürmer. - Faunist. florist. Not. aus dem Saarland, **10** (3).
- (1981): Organismen als Indikatoren für die Gewässergüte, dargestellt am Beispiel der Saar. - Deutscher Geographentag, Mannheim.
- (1982): Biogeographisches Geländepraktikum Ruwer, 09.08. - 20.08.1982. - Institut für Biogeographie Univ. Saarbrücken.

OBERDORFER, E. (1979): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. - Stuttgart.

PANTLE, R. & BUCK, H. (1955): Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. - Besondere Mitt. zum dt. gewässerkundl. Jb. Nr. **12**.

PANTLE, R.(1960): Darstellung und Kartierung der biologischen Wassergüte. - Dt. gewässerkundl. Mitt., Jg. 4, (4).

PODZUHN, H. (1967): Gattungsschlüssel von europäischen Simuliidenlarven (Diptera). - Gewässer u. Abwässer **44/45**: 87-95.

QUIGLEY, M. (1977): Invertebrates of Streams and Rivers, a key to Identification. - London.

REICHERT, J. & HAAR, U. de (1982): Metalle. Band 1 - Schadstoffe im Wasser. - G. A. Kaufmanns Buchhandlung.

RICHOUX, P. (1982): Coleoptera aquatiques. - Bull, Soc. Linnéenne de Lyon, **51**.

RISS, B. (1985): Biozönologische, chemisch-physikalische und rückstandsanalytische Untersuchungen zur Gewässergüte der Ruwer. - Diplomarbeit am Biogeographischen Institut der Universität Saarbrücken.

SAY, P. J. & WHITTON, B. A. (1983): Accumulation of heavy metals by aquatic mooses. - 1 *Fontinalis antipyretica* Hedw., 1983.

SCHOENEMUND, E. (1930): Eintagsfliegen oder Ephemeroptera. - Tierwelt Deutschlands, **19**: 1-108, Jena.

SCHUSTER, H. K. (1979): Experimentelle Untersuchungen zur Schwermetallresistenz von submersen Makrophyten. - Diss. Botan., **50**: 156 S., Vaduz.

SCHWOERBEL, J. (1980): Einführung in die Limnologie. - Stuttgart: G. Fischer.

SIMM, H. (1969): Zur Humusforschung der Seen Estlands. - Arch. Hydrobiol., **66**: 273-282.

SLADECEK, V. (1973): System of water quality from the biological point of view. - Arch. Hydrobiologie, Ergebnisse Limnologie, **7**: 1-218.

SOMMER, C. H. (1980): Reaktionen von *Fontinalis antipyretica* nach experimenteller Belastung mit Schwermetallverbindungen. Dissertation der Universität Ulm.

STRESEMANN, E. (1983): Exkursionsfauna. – Bd. I und II, Berlin: Volks. Wissen.

STUMM, W. (1977): Die Beeinträchtigung aquatischer Ökosysteme durch die Zivilisation. – Naturwissenschaften, **64**: 157-165.

THEOWALD, B. (1967): Familie Tipulidae (Diptera, Nematocera) – Larven und Puppen. – Bestimmungsbücher Bodenfauna Europas, **7**: 100 S.

THIELE, H. & KETTNER, H. (1953): Über Huminsäuren. – Kolloid-Z.: **130**.

TÜMPLING, W. v. (1965): Die biologische und chemische Gewässeranalyse – ein Vergleich. – Fortschr. Wasserchemie.

TÜMPLING, W. v. & ZIEMANN, H. (1961): Beitrag zur Kritik der Einheitsmethode in der biologischen Gewässerüberwachung. – Mitt. Inst. Wasserwirtsch. (Berlin), **12**: 119-130.

WEHR, J. D. et al. (1983): Methodes for processing aquatic mooses used as monitors of heavy metals.

ZELINKA, M., MARVAN, P. & ROTHSCHEIN, J. (1980): Der diagnostische Wert saprobiologischer Methoden. – Limnologica (Berlin), **12** (2): 299-312.

ZÖLLER, L. (1977): Untersuchungen zur Morphologie der Hochwaldmulde von Reinsfeld – Hermeskeil (Hunsrück). – Wissenschaftliche Prüfungsarbeit, Univ. Trier.

(Bei der Schriftleitung eingegangen am 11. 9. 1985).

Anschrift des Verfassers:
Dipl.-Geogr. Bernd RISS,
Universität Saarbrücken
Institut für Biogeographie
Im Stadtwald
D-6600 Saarbrücken