

Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz	N.F. 16	1	125-142	1994	Freiburg im Breisgau 31. Juli 1994
--	---------	---	---------	------	---------------------------------------

Pilotprojekt: Naturnahe Umgestaltung des Brettenbachs/Emmendingen*

von

THOMAS KALYTTA, Freiburg i. Br.**

Zusammenfassung: Der Brettenbach wurde im Winter 1990/91 auf einer Strecke von einem Kilometer naturnah umgestaltet. Ingenieurbiologische Bauweisen standen im Vordergrund der Maßnahmen. Im Simultanvergleich dreier Fließstrecken werden neben dem ökomorphologischen Zustand, der Vegetation und der Uferstrukturen die Ergebnisse der Korngrößenanalysen und Fließgeschwindigkeiten vorgestellt und die Unterschiede bewertet. Auf die Problematik bei der Interpretation von Besiedlungsunterschieden im Simultanvergleich wird näher eingegangen. Die Zusammensetzungen des Makrozoobenthos und der organismischen Drift geben Hinweise dafür, daß eine Verschiebung der Biozönose eingesetzt hat, ausgelöst durch die günstigeren Gerinnefaktoren der neuen Fließstrecke. Obwohl das Pilotprojekt in einigen Punkten nicht den Anspruch einer naturnahen Umgestaltung gerecht wird, lassen sich bereits in n ersten Entwicklungsjahr ökologische Verbesserungen für etliche Biotopfaktoren nachweisen.

1. Einleitung

Seit gut zehn Jahren setzt sich in der Wasserwirtschaft zögernd die Erkenntnis durch, daß ein aufwendiger technischer Verbau die Probleme der Gewässerunterhaltung verstärkt und nicht beseitigt (LONDONG 1986, OTTO 1989). Die Erfahrungen zeigen, daß ein Fließgewässer im Laufe der Zeit auch massiven Torverbau aufzubrechen vermag. Die entstehenden Folgekosten werden der Allgemeinheit zugemutet. Günstiger erweist es sich, dem Gewässer a priori einen angemessenen Uferstreifen zuzuordnen. Auch die nachträgliche Extensivierung der Uferflächenbewirtschaftung zahlt sich langfristig aus.

Im Domänenkonzept des Landes Baden-Württemberg wurde seit 1985 die naturnahe Umgestaltung von Gewässerläufen gefördert, sofern sie auf Staatsgrund verliefen.

Der Brettenbach wurde im Rahmen dieses Konzepts im Winter 1990/91 auf einer Länge von einem Kilometer umgestaltet. Er entspringt in der Schwarzwälder

* Die Arbeit wurde vom Badischen Landesverein durch den Prof. Friedrich Kiefer-Fonds gefördert.

** Anschrift des Verfassers: Dipl. Biol. T. KALYTTA, Altweg 5, D-79356 Eichstetten am Kaiserstuhl.

Vorbergzone und mündet in der nördlichen Freiburger Bucht bei Emmendingen in die Elz. Er ist als β -mesosaprobe, silikatischer Bergbach zu charakterisieren und zeichnet sich durch eine hohe Abflußdynamik aus (Tab. 1). Nach einer Laufstrecke von 17 km erreicht er die Ebene und ist auf den letzten drei Fließkilometern begradigt und in der Ortslage Emmendingen stark verbaut.

Ziel des Pilotprojektes ist es, zur Biotopvernetzung beizutragen und naturnahe wasserbauliche Maßnahmen zu demonstrieren.

Die vorliegende Arbeit ist der limnologischen Begleituntersuchung entnommen, die als unabhängige Studie an der Universität Freiburg entstanden ist. Sie beschreibt das Pilotprojekt und analysiert in einem theoretischen Teil das Konzept der naturnahen Umgestaltung. Im praktischen Teil werden Ergebnisse zur Fließwasserökologie des Brettenbachs vorgestellt.

Tabelle 1

Hydrologische und physiko-chemische Kenndaten zum Brettenbach

Gebiet:	Oberrhein, Elzsystem	Einzugsgebiet:	72.63 km ²
Abflußregime:	pluvial	Waldanteil:	ca. 50 %
Quellen:	744 bzw. 680 m ü. M.	Flußlänge:	23 km
Relieffenergie:	545 m	Abfluß:	NQ~0.1, MQ~0.5, HHQ~40-60 m ³ /s

Ergebnisse 1991:				
Temperatur max.:	24.1	°C	pH:	7.1-8.2
elektr. Leitfähigk.:	136-258	μ S/cm	O ₂ -Sättig.:	88-117 %
Gesamthärte:	3.1-5.8	°dGH	BSB ₅ :	1.1-2.6 mgO ₂ /l
NH ₄ -N:	0.03-0.07	mg/l	NO ₂ -N:	<0.01-0.03 mg/l
NO ₃ -N:	1.8-2.6	mg/l	o-PO ₄ -P:	0.03-0.11 mg/l
g-PO ₄ -P:	0.07-0.18	mg/l	Saprobienindex:	1.94-2.15

2. Maßnahmen der naturnahen Umgestaltung

Wegen der katastrophalen Hochwasser am Brettenbach (z.B. Juli 1987) ergaben sich Bedenken für eine naturnahe Umgestaltung. Das zuständige Wasserwirtschaftsamt (WBA, Freiburg) hielt es darum für notwendig, das breite Trapezprofil beizubehalten und die Umgestaltung innerhalb davon zu realisieren. Umfangreiche Berechnungen zur Hydraulik bestätigten, daß die Abflußkapazität, trotz der aufkommenden Gehölze ausreiche.

Ingenieurbioologische Bauweisen (BEGEMANN 1986) standen im Vordergrund der naturnahen Umgestaltung. Zur Verengung des Mittelwasserbetts wurde wechselseitig Abtrag der Böschungen ins Gerinne hineingezogen. Dadurch entstanden „amphibische Zonen“, die zunächst mit Raubbäumen und Fichtenspreitlagen gesichert werden mußten, bevor die gepflanzten Schwarzerlen und Bruchweiden die Ufersicherung übernehmen können. Die Abtragungsflächen erzeugen im Zusammenwirken mit den Störsteinen im ehemals uniformen Bachbett einen schwach gewundenen Verlauf und schaffen Strukturen, die das Strömungsmosaik verstärken. An zwei Stellen wurde das Bett aufgeweitet. Hier wurden Steilwände angelegt, die als

Brutorte für Eisvögel dienen könnten. An einem alten Wehr wurde eine 10 m breite und 35 m lange rauhe Sohlrampe geschaffen. Als Material dienten u.a. Steinblöcke bis 1 m im Durchmesser. Die Rampe überwindet einen Höhenunterschied von ca. 2 m und fungiert als naturgerechter Fischeaufstieg. Ferner wurden zwei Seitenbäche, die z.T. verdolt lagen, über Natursteinsprünge an den Brettenbach angeschlossen. Als Ausgleich für das fehlende Bachröhricht entschied man sich, 25 m breite Biotopstreifen mit Lesesteinhaufen, Gehölzgruppen und Flachwasserteichen jenseits des Wirtschaftswegs anzulegen. Das Projekt hatte einen finanziellen Umfang von 600.000 DM (Detaillierte Maßnahmenbeschreibung s. KALYTTA 1992 oder Erläuterungsbericht, WBA Freiburg 1990).

3. Ökomorphologischer Zustand

Als Überblick der Funktionsverluste im Naturhaushalt des Fließgewässers wurde der ökomorphologische Zustand im Untersuchungsgebiet kartiert (Abb. 1). „Dabei wird davon ausgegangen, daß bei Vorliegen einer natürlichen oder naturnahen Situation, das Ökosystem Fließgewässer seine beste Funktionstüchtigkeit und höchste Leistungsfähigkeit im Naturhaushalt besitzt“ (BAUER 1985). Für die Bewertung wurden sieben Kriterien herangezogen: Bachquerschnitt, Substrat, Längsverlauf, Verzahnung von Wasser/Land, Uferbefestigung, Uferböschungen und zivilisatorische Belastung. Aus der Höhe der Defizite ergibt sich die Bewertung (modifiziert nach WERTH 1987, BRUNKEN 1986 und BAUER 1990).

Wie aus historischen Karten hervorgeht, war das Projektgebiet noch bis vor 120 Jahren größtenteils bewaldet. Heute fehlen Waldabschnitte und naturnahe Fließstrecken am Brettenbach-Unterlauf fast gänzlich. Für die Strecken durch landwirtschaftlich genutzte Areale ergibt sich meist nur noch ein bedingt naturnaher, für diejenigen im urbanen Bereich ein naturferner oder naturfremder Zustand. Dieser wurde im Projektgebiet (XXXX-Strecke, Abb. 1) durch die Maßnahmen der naturnahen Umgestaltung im Detail deutlich aufgewertet, prägend bleiben jedoch die Randfaktoren:

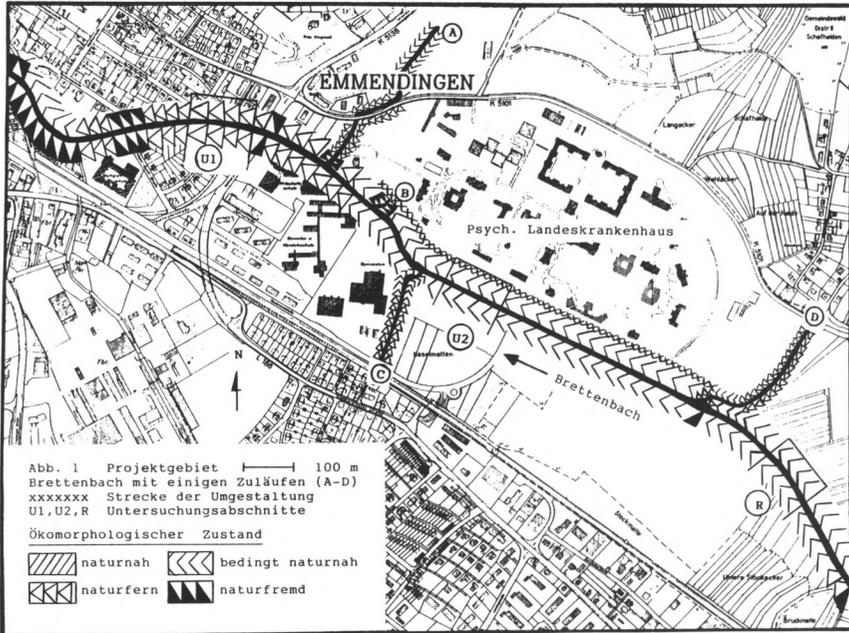
1. das tief eingeschnittene Bachbett, begrenzt durch das Trapezprofil,
2. die steilen Uferböschungen und damit fehlenden Röhrichtzonen,
3. der begradigte Charakter, der keine freie Bachbettdynamik zuläßt (z.B. Mäandrierung).

4. Limnologische Potentialanalyse

Das „Naturpotential“ vom Unterlauf des Brettenbachs sollte limnologisch umfassend charakterisiert werden. Dazu bedarf es verschiedenster Datenerhebungen zum Klima, zur Geologie, zur Geschichte, zur Hydrologie, zur Wasserchemie und zur Hydrobiologie. Eine derartige „Potentialanalyse“ gewährt Einblicke in die lokalspezifische Fließwasserökologie und geht damit weit über eine reine Bestandsaufnahme hinaus.

Aus dem praktischen Teil der Arbeit können in diesem Rahmen nur eine Auswahl von Ergebnissen besprochen werden.

Im Zentrum steht ein simultaner Vergleich dreier Fließstrecken, die sich im Ausbaugrad erheblich unterscheiden. Der mittlere Abschnitt (U2) befindet sich im



unteren Drittel der Umgestaltungsstrecke. Einige hundert Meter bachabwärts liegt der naturferne U1-Abschnitt. Er besitzt noch den alten „harten Ausbau“, wie es früher dem U2-Abschnitt entsprach. Ein Referenzabschnitt (R) wurde bachaufwärts bestimmt. Allerdings konnte kein in allen Punkten naturnaher Abschnitt ausfindig gemacht werden, da der Brettenbach bis ins Quelltal hinauf anthropogen verändert ist. Der R-Abschnitt besitzt aber in einigen wesentlichen Punkten (Vegetation, Sohlstruktur, Strömungsmuster) größere Naturnähe als andere Fließstrecken. Daneben wurden wichtige Zuläufe in diesem Bereich in einige Untersuchungen miteinbezogen, um deren Einflüsse ausmachen zu können.

Der Ansatz über den Simultanvergleich mußte gewählt werden, da keine limnologischen Untersuchungen projektbegleitend geplant waren und Bestandsaufnahmen dazu aus der Zeit vor den Maßnahmen fehlten. Dies führt zu teilweise erheblichen Interpretationsschwierigkeiten der Ergebnisse, die nachfolgend im Mittelpunkt stehen sollen (s. 9. „Theoretische Überlegungen . . .“). Daß bei solchen Eingriffen in den Naturhaushalt nicht generell wissenschaftliche Studien eingeplant sind, bleibt eine bedauerliche Tatsache.

5. Methoden

Das Gefälle und die Gerinnevertiefung konnten aus den Vermessungen zur Hydraulik entnommen werden (ERLÄUTERUNGSBERICHT, WBA Freiburg 1990). Zur Bestimmung der Fließgeschwindigkeiten wurde eine zufällige Zick-Zack-Linie aus sieben Querprofilen und sechs Diagonalen je Bachabschnitt abgesteckt. Mit einem hydrometrischen Miniflügel (\varnothing 10 mm) incl. Datenspeicher wurden entlang dieser Linien im regelmäßigen Abstand die

Messungen ca. 5 cm unter der Oberfläche vorgenommen. Die Bachbreiten und Maximaltiefen wurden dabei notiert. Das Substrat für die Korngrößenanalysen wurde pro Bachabschnitt aus einer typischen Pool- und Riffelzone (engl. „riffle“) entnommen (sofern vorhanden). Von dem getrockneten Material (5–12 kg) wurden die Fraktionen mit einer Schüttelapparatur (aus DIN-Sieben) bestimmt. Details zur Methode und Bewertung siehe STÄBLEIN 1970, LESER 1977 und SCHWOERBEL 1986. Die Uferstrukturen, potentielle Fischunterstände und Beschattungssituationen wurden vor Ort kartiert. Der Glühverlust und die physiko-chemischen Erhebungen wurden entsprechend der DEV-DIN-Vorschriften im Labor bestimmt. Die Temperatur, die elektrische Leitfähigkeit, der pH-Wert und der Sauerstoffgehalt konnten mit WTW-Geräten im Feld elektrisch gemessen werden. Die photometrischen Bestimmungen fanden dreimal (im Mai, Juli und Oktober) statt, die elektrischen öfter. Die organismische Drift wurde mit speziellen Netzen (Maschenweite 300 μm) in der fließenden Welle bestimmt. Innerhalb von 24 Stunden wurden die Netze 6–8 mal 30 min lang exponiert. Die Drift- und Benthosanalysen fanden ebenfalls dreimal im Jahr statt. Im November mußten bei der Driftbestimmung wegen der hohen Laubfracht Vornetze eingesetzt werden. Die Makrozoobenthosaufnahmen erfolgten mit einem „Surber Sampler“ (Mw. 300 μm), der flächenbezogen arbeitet (SCHWOERBEL, 1986). Makrophyten und Feinsedimente wurden mit einem Handnetz gleicher Maschenweite beprobt. Die Organismen wurden wenn möglich bis auf die Art bestimmt und ausgezählt. Für sehr häufige Taxa wurden die Abundanzen geschätzt. Die Chironomiden konnten nur den Unterfamilien zugeordnet werden; es wurde versucht im Binokular weitere „Morphogruppen“ zu bilden, um das Taxon differenzierter behandeln zu können. Bei anderen Gruppen (Hydrachnellae, Oligochaeta, Gatt. *Elmis*, einige Gastropoden und Dipteren) wurden zur Bestimmung Spezialisten hinzugezogen.

6. Vergleich einiger Biotopfaktoren

Zur Physiognomie* der drei Untersuchungsabschnitte wurden Karten angefertigt (Abb. 2–4), in denen die Gehölze und die Uferstrukturen besondere Berücksichtigung fanden. Die Tabelle 2 enthält konkrete Meßwerte zu den Biotopfaktoren. Der U1-Abschnitt weist viele naturferne Aspekte auf. Das Gerinne ist begradigt und an der Uferbasis mit Blocksatz gesichert. Regelmäßige Sohlschwellen fangen das Gefälle ab. Das Regelprofil ist gleichmäßig breit (Tab. 2: Variationskoeffizient 4 %) und tief und führt Spitzenhochwasser zügig ab. Der ökologische Wert ist durch die Strukturarmut gering, echte Pool- und Riffelzonen fehlen, ebenso geeignete Fischunterstände. Der Übergang zum Ufer erfolgt abrupt, Helophyten können daher keinen Fuß fassen. Die Eintiefung, als Resultat der Laufverkürzung und Begradigung beträgt durchschnittlich 3.3 m unter der Geländeoberkante. Die Fließgeschwindigkeiten schwanken nur wenig (Tab. 2: geringste Varianz). Die aktuelle Vegetation besteht aus einem homogenen Erlengebüsch oberhalb des Blocksatzes (Abb. 2) und beschattet das Gewässer relativ stark. Submerse und emerse Vegetation fehlen; Aufwuchsalgen entwickeln sich saisonal.

Durch die Maßnahmen der Umgestaltung hat am U2-Abschnitt (Abb. 3) eine Entwicklung eingesetzt, die erst in einigen Jahren einen Gleichgewichtszustand erreichen wird. Der Bocksatz wurde weitgehend entfernt. Die Abtragungsf lächen verengen und strukturieren das Mittelwasserbett.

Materialumlagerungen finden im eingeschränkten Maße statt. Die Bachbreiten- und Varianz der Maximaltiefen erhöhten sich (Tab. 2), was von JUNG-

* (gr.) Aussehen, besonderer Ausdruck: hier die Darstellung markanter Strukturen incl. der Vegetation gemeint. Sie kann Teil einer ökomorphologischen Aufnahme sein.

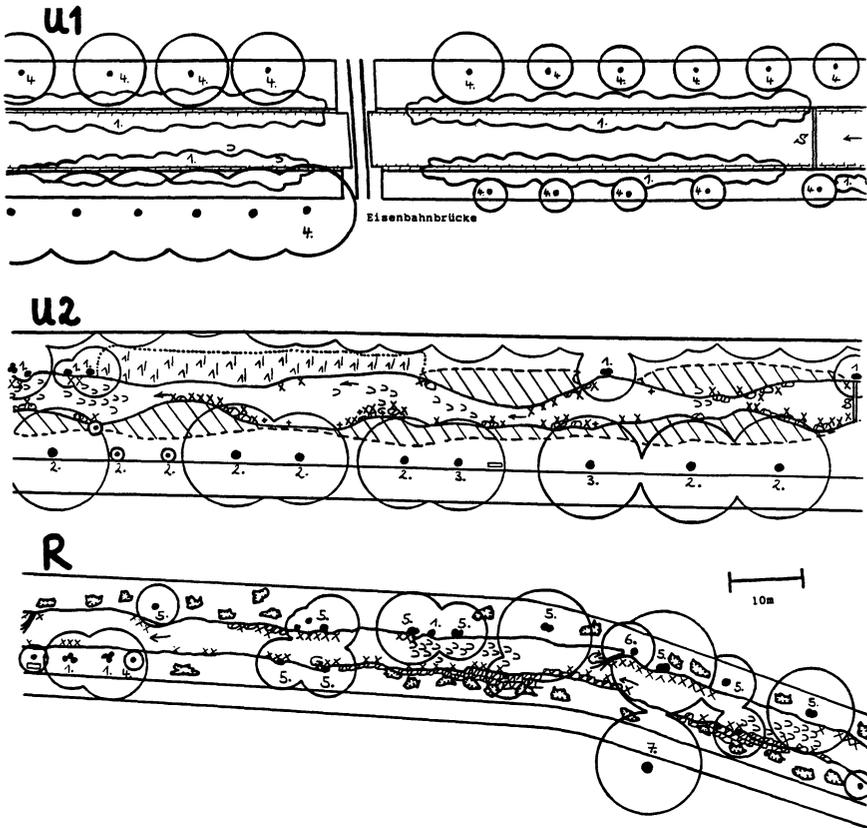


Abb. 2-4 Physiognomie der drei Untersuchungsabschnitte (U1, U2, R)

- | | | | |
|----|----------------------------------|--|-------------------------------|
| 1. | <i>Alnus glutinosa</i> L. | | Steinsatz |
| 2. | <i>Tilia</i> sp. | | Grundschwelle |
| 3. | <i>Acer platanoides</i> | | Geschaffene Abtragungsflächen |
| 4. | <i>Aesculus hippocastanum</i> L. | | Störsteine |
| 5. | <i>Salix fragilis</i> L. | | Potentielle Fischunterstände |
| 6. | <i>Fraxinus excelsior</i> L. | | Ufersicherung durch Geröll |
| 7. | <i>Quercus robur</i> L. | | Riffel |
| | Alter Carex-Phalarisbestand | | |
| | Potamogeton berchtoldii FIEB. | | |
| | Niederwüchsige Gehölze | | |
| | Totholz | | |

WIRTH (1984) und PETER (1991) als wichtiger Faktor für einen reichen Fischbestand vorausgesetzt wird. Pool- und Riffelzonen treten auf. Potentielle Fischunterstände im Strömungsschatten und in den Spalten der Störsteine sind ein Nebeneffekt der Maßnahmen. Die Fließgeschwindigkeiten erreichen im U2-Abschnitt die höchste Varianz. Die Uferböschungen wurden um die Abtragungsflächen verlängert. Die Vegetation ist in Entwicklung; die Gehölze werden das Gewässer in Zukunft stärker beschatten und das Wurzelwerk naturnähere Fischunterstände bilden.

Tabelle 2

Vergleich einiger Biotopfaktoren der drei Untersuchungsabschnitte U1, U2, R

	U1 naturfern	U2 bed.naturnah	R relativ naturnah	
Bachbreiten n=7:	778-876	400-702	466-525	cm
Variationskoeff.:	4	25	8	%
Maximaltiefen n=13:	18-40	15-78	23-107	cm
Varianz:	51	249	485	
potent. Fisch- unterstände:	0	49*	61	m
Böschungslänge:	6-7	4-9	3-4	m
Eintiefung:	ca. 3.3	ca. 3.0	ca. 2.0	m
Gefälle:	0.22	0.38	0.48	%
Fließgeschwin- digkeiten**:	0-50	-9-60	-1-63	cm/s
mittlere:	24	29	25	cm/s
Varianz:	145	213	202	
n=	206	144	142	
Korngrößenanalysen				
Sk-Wert: Pool:	1.98	3.31	5.57	
Riffel:	1.99	1.61	1.65	
Glühverlust: Pool:	3.57	5.24	7.23	%
Riffel:	1.88	4.82	3.57	%

* durch Bachbreitendiversität längste Uferlinie

** bei Q = 0.3 m³/s

Sk = Sortierungskoeffizient

Der Referenzabschnitt (Abb. 4) zeichnet sich durch eine naturnahe Vegetation aus. Bruchweiden und Schwarzerlen befestigen die Ufer und beschatten den Bach weitgehend. Lokale Steinschüttungen zeugen von historischer Ufersicherung. Totholz erhöht die Strukturvielfalt im Bach und ist ein Indikator für Naturnähe (STATZNER 1986). Mit 61 m Uferlinie besitzt der R-Abschnitt die meisten, aber auch die naturnächsten Fischunterstände. Ausgeprägte Pool- und Riffelzonen sind auszumachen. Die Diversität der Fließgeschwindigkeiten ist hoch. Die Eintiefung ist in diesem Abschnitt geringer (ca. 2 m); die Böschungen sind steil. Der ungünstigste Faktor ergibt sich aus den schmalen Uferstreifen und der Laufkorrektur. Die Bachbettdynamik und die Breitendiversität sind stark eingeschränkt (Tab. 2: Variationskoeffizient 8 %). Für die Varianz der Maximaltiefen findet man dagegen den höchsten Wert. Submerse Vegetation tritt durch die volle Beschattung und die fehlenden lenitischen Uferbuchten nicht auf.

7. Korngrößen und organischer Gehalt

Die Komplexität der Sohlstruktur ist von hoher Bedeutung für das Makrozoobenthos (BRAUKMANN 1987) und sollte daher näher analysiert werden. Das Substrat wird ständig umgelagert und ist das Ergebnis der Geologie des Einzugsgebietes und der Schub- und Scherkräfte, die sich beim Abfluß ergeben. Die Strukturarmut vom U1-Abschnitt läßt sich auch anhand der Substratanalysen nachweisen.

Obwohl die Proben an Stellen entnommen wurden, die sich unterschieden (z.B. in der Fließgeschwindigkeit), fielen die Analysen nahezu identisch aus (Abb. 5). Der Sortierungskoeffizient war gleich (Tab. 2) und der mittlere Korndurchmesser (Md) sehr ähnlich. Im U2-Abschnitt zeigten sich deutlich größere Unterschiede zwischen Riffel- und Poolanalysen (Abb. 6). Die Sortierung des Poolsubstrats war sehr schlecht, während das Riffelsubstrat mäßig gut sortiert war. Der Medianwert (Md) der Korngrößen vom Riffelsubstrat war deutlich höher. Am stärksten unterschieden sich die Analysen vom Referenzabschnitt (Abb. 7). Im Riffel fand eine mäßige Sortierung, im Pool kaum eine statt. Das Substrat vom Pool fiel in die Mittel- bis Feinkiesklasse. Die 0,63 bis 130 mm Fraktionen besaßen etwa gleich große Anteile. Beim Riffelmaterial war eine klare Zunahme der groben Fraktionen zu erkennen; es handelte sich insgesamt um Grobkies.

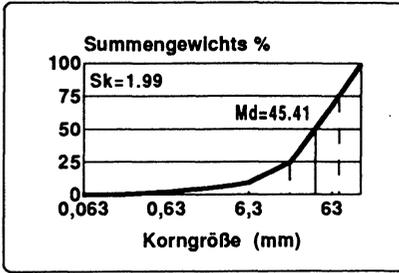
Der Glühverlust kann als Maß für den organischen Gehalt (und der flüchtigen mineralischen Stoffe) der Probe herangezogen werden (DIN 38 414 S3 1983). Es fällt auf, daß der Glühverlust der Poolproben immer höher war (Tab. 2) Das galt sogar für die U1-Substratproben. In lenitischen Bereichen können Feindetritus und gröbere organische Partikel (Holz- und Laubreste) besser absedimentieren. Daraus ergibt sich ein höherer organischer Gehalt. Im R-Abschnitt fiel dieser am höchsten aus, möglicherweise bedingt durch die dichte Ufervegetation.

Insgesamt konnten für den R- und U2-Abschnitt starke Unterschiede zwischen Pool- und Riffelzonen herausgefunden werden, nicht aber für den U1-Abschnitt. Echte Riffelsubstrate scheinen sich nach diesen Ergebnissen durch eine bessere Sortierung, einen höheren Medianwert und einen geringeren organischen Gehalt auszuzeichnen.

8. Physiko-chemische Erhebungen

Im Simultanvergleich unterschieden sich die drei Untersuchungsabschnitte bzgl. der Wasserbeschaffenheit nur sehr geringfügig. Es gelten damit die allgemeinen Kenndaten aus Tabelle 1. Der Brettenbach fällt in den Grenzbereich zum Karbonatgewässer. Seine mineralische und organische Belastung war 1991 gering. Alle physiko-chemischen Parameter lagen im Normalbereich und wurden unter Verwendung verschiedener Bewertungsverfahren (BACH 1980, BARNDT & al. 1988/89, Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Umwelt, Baden-Württemberg 1987) in die Klasse „geringfügig belastet“ eingestuft. Die Wasserbeschaffenheit der Zuläufe erwies sich als sehr variabel. Die daraus entstehenden Einfüsse für den Brettenbach waren nicht gravierend.

Abb. 5 U1-Riffel



U1-Pool

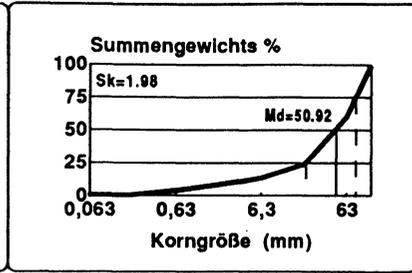
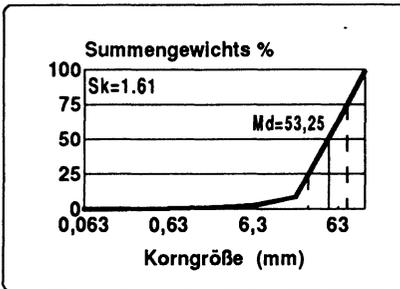


Abb. 6 U2-Riffel



U2-Pool

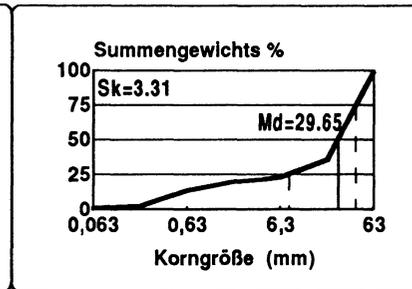
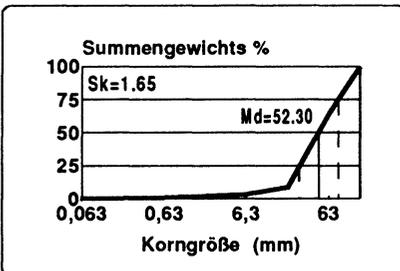


Abb. 7 R-Riffel



R-Pool

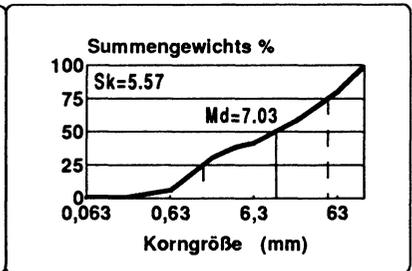


Abb. 5-7

Granulometrische Summenkurven in halblogarithmischer Auftragung. Es wurde jeweils eine Riffel- und Poolprobe pro Bachabschnitt (U1, U2, R) analysiert (Md=Medianwert der Korngrößen, Sk=Sortierungskoeffizient).

Einflüsse auf ein Fließgewässer

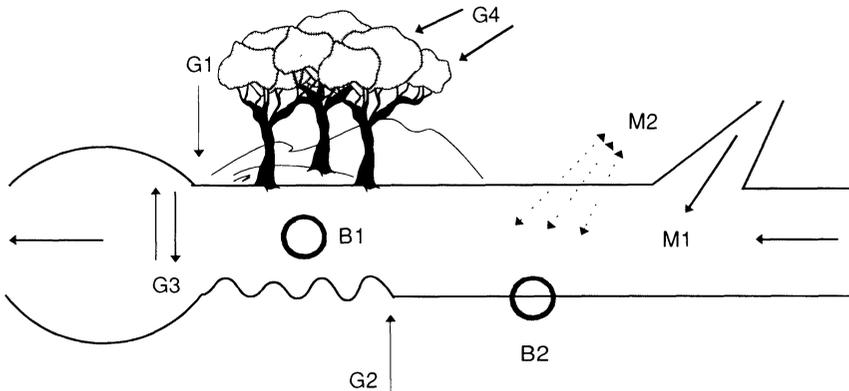


Abb. 8 Einflüsse auf ein Fließgewässer

M1:punktueLLer, M2:diffuser Ein- oder Austrag

B1:autochthone, B2:allochthone Einflüsse der Bioaktivität

G1:Faktorenwechsel im Gerinnequerschnitt, G2:in der Geologie, im Gefälle, im Ausbaugrad etc. G3: in den Sedimentations- und Erosionsbedingungen, G4:in der Ufermorphologie

9. Theoretische Überlegungen zu Besiedlungsunterschieden im Gewässer

Wenn man Besiedlungsunterschiede in einem Fließgewässer vorfindet, bedeutet das keineswegs immer, daß sich anthropogene Einflüsse bemerkbar machen. Ein Fließgewässer ist komplex strukturiert; neben der großräumigen natürlichen Längszonierung treten auch kleinräumig zufällige Disparitäten auf (HYNES 1970). Fragt man, inwieweit diese auf die Maßnahmen einer naturnahen Umgestaltung zurückzuführen sind, ergeben sich Probleme in der Nachweisbarkeit kausaler Zusammenhänge. Im einfachsten Fall, beim chronologischen Vergleich lassen sich zumindest die lokalen Veränderungen als „Vorher-“ und „Nachher-Situationen“ eindeutig darstellen. Schwieriger gestaltet sich die Interpretation beim Simultanvergleich.

Besiedlungsunterschiede können auf mancherlei Weise zustande kommen:

1. Die Disparitäten sind zufälliger Art.
2. Die natürliche Längszonierung macht sich bereits bemerkbar.
3. Es findet ein echter Faktorenwechsel statt.

zu 1.: Um den Zufall statistisch ausschalten zu können, müßten in einem Fließgewässer derart viele Benthosproben genommen werden, daß ein ganzes Team mit der Auswertung beschäftigt wäre (ELLIOT 1971). Man versucht deshalb, alle vorhandene-

nen Habitattypen gezielt zu beproben und erhöht damit die Wahrscheinlichkeit, einen repräsentativen Querschnitt der Besiedlung zu erhalten. Zusätzlich kann man mit verschiedenen Methoden arbeiten. Wichtig ist es, den Einfluß der verschiedenen Jahreszeiten zu berücksichtigen.

zu 2.: Den Einfluß der Längszonierung kann man relativ leicht dadurch minimieren, daß man die Abschnitte im Simultanvergleich nicht unnötig weit auseinander legt.

zu 3.: Findet ein Faktorenwechsel statt, muß dieser genauer bestimmt werden. Es ergeben sich folgende Möglichkeiten:

3a Faktorenwechsel im Milieu

3b Änderungen in der Bioaktivität

3c Faktorenwechsel im Gerinne. Ein Fließgewässer ist ein gerichtetes Kontinuum, Einflüsse werden immer verzögert wirksam. Die Abbildung 8 zeigt die wichtigsten Einflußgrößen.

zu 3a: Findet ein Faktorenwechsel statt, der den Wasserkörper betrifft, so kann man den punktuellen (M1) und den diffusen Ein- oder Austrag (M2) unterscheiden. Durch Messungen zur Wasserbeschaffenheit lassen sich solche Effekte nachweisen und lokalisieren. Punktuelle Abwassereinleitungen z.B. werden sich durch Abbau- und Verdünnungseffekte im unteren Abschnitt (U1) schwächer bemerkbar machen, als im mittleren (U2). Die Bachbiozönose wird sich durch die Selbstreinigungskraft des Gewässers langsam wieder erhöhen (Abb. 9) (SCHREIBER 1975). Diffuse Einträge (z.B. von Grundwasser) sind kleinräumig kaum prägend oder aber als lokale Quellen zu behandeln.

zu 3b: Einflüsse aus einer veränderten Bioaktivität können autochthoner (B1) oder allochthoner Natur (B2) sein. Häufig sind sie mit externen Faktoren gekoppelt (z.B. POM-Eintrag) oder erst innerhalb der natürlichen Längszonierung von Bedeutung (z.B. Vermehrung von Plankton). Biogene Faktoren wie Konkurrenz, Fraßdruck, Parasitismus etc. ändern sich selten spontan.

zu 3c: Findet ein Faktorenwechsel statt, der sich auf die Gerinnemorphologie bezieht, stellt sich häufig ein Besiedlungsgradient ein (Abb. 10). Man kann folgende Fälle unterscheiden: Der Gerinnequerschnitt ändert sich abrupt (G1). Die Geologie, das Gefälle oder die Sohlenrauigkeit verändert sich (G2). Sedimentations- und Erosionsbedingungen ändern sich (G3). Einflüsse der Strahlung, des Windes oder des Niederschlags werden durch die Morphologie verändert (G4). Weitere Fälle sind vorstellbar. Durch die Datenerhebungen zum Klima, zur Geologie, zur Ökomorphologie und zur Hydrologie ergaben sich keine Hinweise auf natürliche Faktorenwechsel, die eine Verschiebung der Bachbiozönose im Untersuchungsgebiet bewirken. Am Brettenbach ändert sich der Ausbaugrad im Längsverlauf aber mehrfach (Abb. 11). Es wird vermutet, daß die bestehenden Unterschiede im Makrozoobenthos darauf zurückzuführen sind. Kleinräumig können dann tatsächlich Besiedlungsgradienten entstehen, indem Organismen beständig aus aufwärts gelegenen Arealen eindringen und in den unteren Habitaten nicht überleben können (Abb. 10). Es wurde jedoch schon bei der Auswahl der Untersuchungsabschnitte darauf geachtet, daß der maximale Effekt der Ausbauf orm zum Tragen kommt und die täglichen Driftweiten (10-60 m nach WATER 1965) der Organismen untergeordnet bleiben. Entsprechend diesen Ausführungen wird es für zulässig erachtet, die bestehenden Besiedlungsunterschiede primär auf die abweichenden Ausbauformen des Gewässers zu beziehen. Wie schon erwähnt, konnten auch im Milieu (s. 8. Physiko-chem. Erhebungen) keine Faktorenwechsel festgestellt werden.

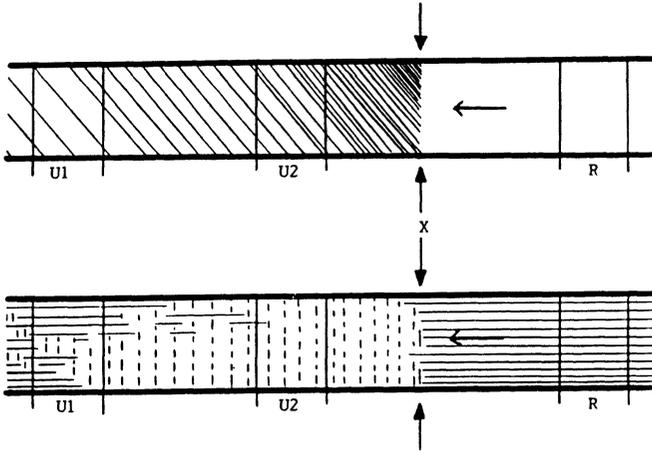


Abb. 9 Faktorenwechsel im Fließgewässer im Milieu
 Biozönose an das Milieu oberhalb von X adaptiert
 Biozönose an des Milieu unterhalb von X adaptiert

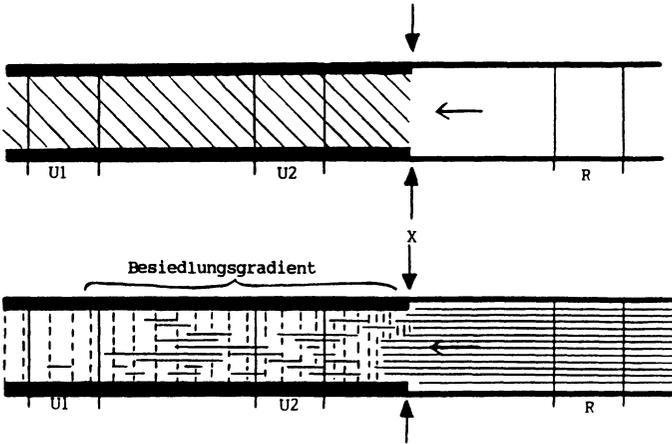


Abb. 10 Faktorenwechsel im Gerinnezustand
 Biozönose an den Ausbauzustand oberhalb von X adaptiert
 Biozönose an den Ausbauzustand unterhalb von X adaptiert

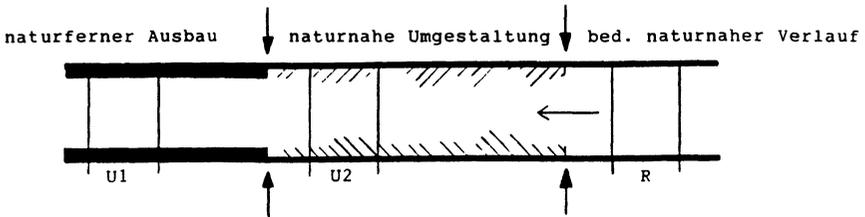


Abb. 11 Gerinneausbau der Brettenbachabschnitte (schematisch)

10. Ergebnisse zum Simultanvergleich des Makrozoobenthos

Aus den drei Untersuchungsabschnitten wurden insgesamt 152 Taxa bekannt. Die meisten davon (130) wurden im Referenzabschnitt gefunden, im U2-Abschnitt waren es 115 und im U1-Abschnitt nur 97 Taxa (incl. der Voruntersuchung u. Analyse von Teilhabitaten). Die Abundanzen verhielten sich umgekehrt. Der U1-Abschnitt war mit durchschnittlich 18.000 Individuen/m² am dichtesten besiedelt. Tabelle 3 gibt Aufschluß über die Verteilung der Taxa auf die Großgruppen der Makrozoen. Die Taxazusammensetzung entspricht den typischen Verhältnissen eines silkatischen Bergbachs im Unterlauf. Auffällig ist das Fehlen von Turbellarien, die aber in zwei Zuläufen und im Oberlauf nachgewiesen wurden. Der Referenzabschnitt zeigt eine artenreichere Besiedlung als die beiden anderen Abschnitte. Im U2-Abschnitt treten beim Vergleich nur bei den Trichopteren, Coleopteren und Chironomiden die meisten Taxa auf. Im U1-Abschnitt (nur 1,5 km unterhalb von R) fehlen ca. 25 % der Taxa. Die Oligochaeten dominieren die Dominanzstruktur (Tab. 4). Berücksichtigung fanden darin alle Taxa über 1 % Anteile. Die Naididen und *Stylodrilus heringanus* machten überall über 90 % der Oligochaetenhäufigkeiten aus. Die Dominanzstruktur des R-Abschnitts war wesentlich ausgeglichener;

Tabelle 3

Verteilung der Taxa auf die Makrozoengruppen

Angegeben ist jeweils die Zahl der determinierten Taxa pro Großgruppe

Organismengruppe	Untersuchungsabschnitte		
	U1	U2	R
Kl. Hydrozoa	1	0	0
Kl. Nematomorpha	1	1	1
Kl. Turbellaria	0	0	0
Kl. Oligochaeta	14	11	17
Kl. Hirudinea	2	2	4
Kl. Gastropoda	7	6	6
Kl. Bivalvia	1	1	1
Kl. Crustacea	2	0	3
Kl. Arachnida	10	10	13
Ord. Odonata	1	2	3
Ord. Ephemeroptera	8	10	13
Ord. Plecoptera	1	2	2
Ord. Trichoptera	12	14	13
Ord. Neuroptera	0	0	1
Ord. Coleoptera	7	13	11
Ord. Diptera*	11	11	13
Fam. Chironomidae	19	32	28
Kl. Bryozoa	0	0	1
Taxasumme	97	115	130

* excl. Chironomidae

immerhin zehn Taxa erreichten Anteile über 1 %. Die neuseeländische Deckelschnecke (*Potamopyrgus jenkinsi* = *antipodarum*), ein Neozoon (WINTERBOURN 1970) dominierte die Bachbiozönose. Im U2-Abschnitt waren die Oligochaeten (noch) am stärksten vertreten. Neben den Chironomiden war die Gattung *Baetis* (*B. fuscatus*-Gr. und *B. rhodani*) von Bedeutung. Für die Oligochaeten zeichnet sich ein zunehmender Gradient zum naturfernen Abschnitt hin ab, für *P. jenkinsi* und die Chironomiden in umgekehrter Richtung zum Referenzabschnitt hin. Natürlich fallen die Driftergebnisse (Tab. 5) nicht genau entsprechend der Benthosbesiedlung aus, da jede Art eine andere Driftneigung besitzt (WATER 1965). Trotzdem finden sich die häufigsten Taxa der Benthosproben auch in der Drift auf den oberen Dominanzrängen wieder. *P. jenkinsi* wird wegen ihrer Lebensweise und ihres Gewichts nur selten verdriftet. Erstaunlich ist, daß sie (wegen ihrer hohen Dichte) im R-Abschnitt auf 2 % Anteile kommt. Hydrachnellen dagegen sind sehr mobil und dadurch in der (Tag-) Drift relativ häufiger vertreten.

Nachdem die wesentlichen Unterschiede in der Besiedlung der drei Abschnitte vorgestellt wurden, soll eine Interpretation versucht werden. Dazu wurden die Faunenähnlichkeiten mit Hilfe des Sørensen-Quotienten und Renkonen-Koeffizienten berechnet. Die Matrixtafel (Tab. 6) läßt erkennen, daß die Sørensen-Quotienten immer 70 % übersteigen und seltene Taxa evtl. zufällige Ähnlichkeiten

Tabelle 5

Dominanzstrukturen der Evertebraten der zusammengefaßten Driftergebnisse

Abschnitt U2		(total 4767 Individuen)	
1.	Oligochaeta	34.1	%
2.	Chironomidae	29.4	%
3.	Baetis spp.	18.8	%
4.	Hydrachnellae	9.0	%
5.	Simuliidae	3.7	%
6.	übrige Diptera	1.5	%
	Sonstige	3.5	%
	Potamop. jenkinsi	0.4	%
Referenzabschnitt		(total 3918 Individuen)	
1.	Chironomidae	28.1	%
2.	Baetis spp.	21.6	%
3.	Hydrachnellae	17.9	%
4.	Oligochaeta	14.0	%
5.	Simuliidae	5.3	%
6.	Ephemerella ignita	4.1	%
7.	übrige Diptera	4.0	%
8.	Potamop. jenkinsi	2.0	%
9.	Trichoptera	1.1	%
10.	Coleoptera	1.1	%
	Sonstige	0.8	%

Tabelle 6:
 Matrixtafel der Faunenähnlichkeiten der
 Untersuchungsgebiete berechnet nach
 SØRENSEN-Quotient (l.u.) und
 RENKONEN-Koeffizient (r.o.) in Prozent.

RENKONEN-Koeff.			
	U1	U2	R
U1	≡≡≡	40.9	38.8
U2	79.6	≡≡≡	67.6
R	74.4	81.5	≡≡≡

SØRENSEN-Quotient

bedingen. Dagegen berücksichtigen die Renkonen-Koeffizienten auch die Dominanzverhältnisse, sodaß seltene Taxa nicht mehr ausschlaggebend für die Faunenähnlichkeiten werden (BUCK 1986). Die Werte lassen sich als Dendrogramm auf der Grundlage einer Clusteranalyse darstellen (Abb. 12). Bei drei Abschnitten ergeben sich sehr einfache Beziehungen. Der U2-Abschnitt besitzt eine größere Faunenähnlichkeit mit dem Referenzabschnitt. Die Ursachen sind in den veränderten Biotopfaktoren (spez. Gerinnefaktoren) zu suchen.

Clusteranalysen der Zoozöosen

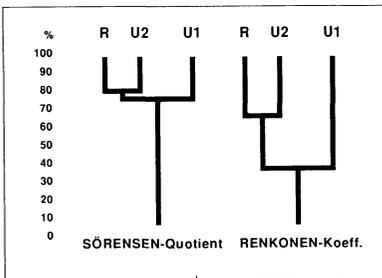


Abb. 12:
 Clusteranalyse der Zoozöosen dargestellt als Dendrogramme. Die Zusammensetzung des Makrozoobenthos vom U2-Abschnitt zeigt größere Übereinstimmung mit der aus dem Referenzabschnitt als mit der aus dem naturfernen U1-Abschnitt.

Diskussion

Obwohl das Pilotprojekt Brettenbach bei kritischer Betrachtung in einigen Punkten nicht den Anspruch einer naturnahen Umgestaltung gerecht wird, zeichnen sich ökologische Erfolge in wichtigen Aspekten des Fließgewässers schon im ersten Entwicklungsjahr ab. Die Strukturvielfalt wurde erhöht. In vielen Punkten wurde eine Annäherung an die Situation des Referenzabschnitts erreicht, sodaß man beide Bereiche in die Kategorie „bedingt naturnah“ einordnen kann. Bei den untersuchten Biotopfaktoren wirken sich die Maßnahmen zur Verengung des Mittelwasserbetts positiv auf das Abflußverhalten, die Bachprofilgestaltung, die Diversität der Fließgeschwindigkeiten, die Wasser-/Landverzahnung und die Ufersicherung aus. Folge davon sind gegenüber dem naturfernen U1-Abschnitt, eine Ausprägung

von Riffel- und Poolzonen, die Entwicklung einer standortsgerechten Vegetation und damit eine günstigere Beschattung, naturnähere Ufersicherung und Ausbildung von Fischunterständen. Weitere vorteilhafte Effekte in der Betonung des Rhithralcharakters, in der Verstärkung der Selbstreinigung und in der zunehmenden Komplexität der Biozönose sind zu erwarten. Die rauhe Sohlrampe ist zwar ein geeigneter Fischaufstieg, aber ein Kontinuum im Gewässer bleibt durch viele Absturzbauwerke in der nächsten Umgebung unerreicht. Die Bildung von amphibischen Zonen ist nur ansatzweise gelungen, da der abrupte Übergang zu den steilen Böschungen des Trapezprofils weiterhin besteht und naturnahe Röhrlichzonen fehlen. Dem tief eingeschnittenen begradigten Bach bleibt eine Eigendynamik und Mäanderbildung immernoch verwahrt. Der Biotopstreifen jenseits des Wirtschaftswegs kann den fehlenden Retentionsraum und den Verlust der Aue nicht ersetzen. Das Einbeziehen der Aue ist eine der Grundforderungen, die KERN & NADOLNY (1986) an die naturnahe Umgestaltung von Fließgewässern stellen.

Ein Simultanvergleich der Besiedlung von Gewässerabschnitten schafft Schwierigkeiten in der Interpretation der Ergebnisse. Es lassen sich jedoch Hinweise für die Beurteilung ableiten. Die Veränderungen im Makrozoobenthos, dargestellt an Drift- und Benthosanalysen, zeigen einen Trend zur Verarmung der Biozönose in Richtung des naturfernen Bachabschnitts. Da sich keine Faktorenwechsel bzgl. des Milieus nachweisen ließen, werden die Disparitäten auf den unterschiedlich starken Ausbaugrad der Abschnitte zurückgeführt. Ob das artenreichere Makrozoobenthos im U2-Abschnitt bereits eine positive Reaktion auf die günstigeren Biotopfaktoren der Umgestaltungsstrecke (durch erfolgreiche Drift) ist, bleibt offen. In der Berechnung der Faunenähnlichkeiten zeigt der U2-Abschnitt eine engere Beziehung zum Referenzabschnitt. Zur eindeutigen Beurteilung der Situation wäre es trotzdem notwendig zu wissen, ob die Ähnlichkeiten früher zum naturfernen Abschnitt tatsächlich höher waren, wie hier postuliert wird. An dieser Stelle äußert sich die mangelhafte Bestandsaufnahme im Vorfeld des Projekts. Eine differenzierte Bestandsaufnahme ist keine Fehlinvestition, sondern schafft einen realen Einblick in das Projektgebiet und das darin vorhandene „Naturpotential“. Eine endgültige Beurteilung zum Erfolg der naturnahen Umgestaltung wird erst in einigen Jahren möglich sein. Die vorliegende limnologische Begleitstudie aus dem ersten Entwicklungsjahr mag dazu dienen, den Anfangszustand zu dokumentieren.

Danksagungen: Herrn Prof. Dr. J. Schwoerbel habe ich für die Überlassung des Themas zu danken und Herrn Dr. Martin Pusch für die intensive Betreuung und Durchsicht der Manuskripte.

Schrifttum

- BACH, E. (1980): Ein chemischer Index zur Überwachung der Wasserqualität von Fließgewässern. – Dt. Gewässerkundl. Mitt. 24, 4/5, 102–106.
- BARNDT, G., BOHN, B. & KÖHLER, E. (1988/89): Biologische und chemische Gütebestimmung von Fließgewässern. – Schriftenr. d. Vereinigung Dt. Gewässerschutz e.V., Bd. 53, Berlin.
- BAUER, J. (1985): Bewertung des ökologischen Zustands von Fließgewässern. – LÖLF-Mitt. 10/3, Recklinghausen.
- (1990): Bewertungsverfahren für ökologische Auswirkungen der Wasserwirtschaft. – Wasserwirtschaft 80/3, 129–134.
- BEGEMANN, W. (1986): Ingenieurbilogie: Handbuch zum naturnahen Wasser- und Erdbau. – Bauverlag, Wiesbaden.

- BRAUKMANN, U. (1987): Zooökologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen und regionalen Bachtypologie. – Arch. Hydrobiol. Beih. 26, 1–355.
- BRUNKEN, H. (1986): Zustand der Fließgewässer im Landkreis Helmstedt: ein einfaches Bewertungsverfahren. – Natur und Landschaft, Heft 4, 130–133.
- BUCK, H. (1986): Vergleichende Gewässergütebeurteilung mit Hilfe der Kopplungsanalyse unter Verwendung statistischer Parameter. – aus: Bewertung der Gewässerqualität und Gewässergüteanforderungen; Münchner Beitr. z. Abwasser-, Fischerei- u. Flußbiologie, Bd. 40, Oldenbourg Verlag, München.
- DEV-DIN-Vorschriften: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; physikalische, chemische, biologische und bakteriologische Verfahren. – VCH Verlagsges., Loseblattwerk, 1975–1989.
- ELLIOTT, J. (1971): Statistical analysis of samples of benthic invertebrates. – Freshw. Biol. Ass., Sci. Publ., Ambleside, No. 25.
- Erläuterungsbericht (1990) u.a. Unterlagen und Planungsberichte zum Pilotprojekt Brettenbach. – Amt für Bodenschutz und Wasserwirtschaft (WBA) Freiburg.
- HYNES, H. B. (1970): The ecology of running waters. – Liverpool, Univ. Press.
- JUNGWIRTH, M. (1984): Auswirkungen von Fließgewässerregulierung auf Fischbestände. – in: Wasserwirtschaft, Wasserversorgung, Forschungsarbeiten (Hrsg.: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien).
- KALYTTA, T. (1992): Limnologische Begleituntersuchung (1. Entwicklungsjahr) zum Pilotprojekt „Naturnahe Umgestaltung des Brettenbachs/Emmendingen“. – Diplomarbeit, 250 S., Univ. Freiburg.
- KERN, K. & NADOLNY, I. (1986): Naturnahe Umgestaltung ausgebauter Fließgewässer, Projektstudie. – Mitt. Inst. f. Wasserbau u. Kulturtechnik, Univ. Karlsruhe, Heft 175.
- LESER, H. (1977): Feld- und Labormethoden der Geomorphologie. – de Gruyter, Berlin-New York.
- LONDONG, D. (1986): Erfahrungen mit Renaturierungen von Wasserläufen. – Mitt. Inst. f. Wasserbau u. Wasserwirtschaft d. TH Aachen, Heft 60, 237–264.
- Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft u. Umwelt, BW (1987): Gütezustand der Gewässer in Baden-Württemberg, Heft 4, Stand 1985, Karlsruhe.
- OTTO, A. (1989): Projektbeispiel Holzbach – Sanierung, eines anthropogenen Erosionsbaches. – Schriftenreihe d. Dt. Rates f. Landespflege, Heft 58, 852–861.
- PETER, A. (1991): Ansprüche von Fischen an die Morphologie und Hydrologie der Bäche. – EAWAG Mitt. Schweiz, Dez. 1991, 9–13.
- SCHREIBER, I. (1975): Biologische Gewässergütebeurteilung der Mettma anhand des Makrozoobenthos: Methodenvergleich. – Arch. Hydrobiol., Supp. 47/4, 432–457, Stuttgart.
- SCHWOERBEL, J. (1986): Methoden der Hydrobiologie. – 3. Aufl., Fischer Verlag, Stuttgart.
- STÄBLEIN, G. (1970): Grobsediment – Analyse als Arbeitsmethode der genetischen Geomorphologie. – Würzburger Geographische Arbeiten, Heft 27.
- STATZNER, B. (1986): Fließgewässerökologische Aspekte bei der naturnahen Umgestaltung heimischer Bäche. – Mitt. Inst. f. Wasserbau u. Kulturtechnik, Univ. Karlsruhe, Heft 174.
- WATER, T. (1965): Interpretation of invertebrate drift in streams. – Ecology, Vol. 46/3, 327–334.
- WERTH, W. (1987): Ökomorphologische Gewässerbewertung in Oberösterreich (Gewässerezustandskartierung). – Österr. Wasserwirtschaft 39, Heft 5/6, 122–129.
- WINTERBOURN, M. (1970): The New Zealand species of Potamopyrgus (Gastropoda: Hydrobiidae). – Malacologia 10/2, 283–321.

(Am 31. März 1993 bei der Schriftleitung eingegangen.)

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

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

Jahr/Year: 1994-1997

Band/Volume: [NF_16](#)

Autor(en)/Author(s): Kalytta Thomas

Artikel/Article: [Pilotprojekt: Naturnahe Umgestaltung des Brettenbachs/Emmendingen \(1994\) 125-142](#)