

# Bewertungsmodell für die Entwicklung von Zielvorstellungen des Gewässerschutzes

Reinhold LEHMANN, Bruno KIFINGER, Erik BOHL und Johannes BAUER

Gliederung:	Seite
<b>1. Einleitung</b> .....	175
<b>2. Naturräumliche Beschreibung der Untersuchungsgebiete</b> .....	176
<b>2.1 Hardtbach</b> .....	176
<b>2.2 Aubach</b> .....	176
<b>3. Untersuchungsmethoden und -parameter</b> .....	176
<b>3.1 Terrestrischer Bereich</b> .....	178
3.1.1 Umland .....	
3.1.2 Erfassung des Uferbereichs .....	
<b>3.2 Aquatischer Bereich</b> .....	181
3.2.1 Wasserkörper .....	
3.2.2 Gewässerbett .....	
3.2.3 Aquatische Biotope .....	
3.2.4 Gewässervernetzung .....	
<b>4. Bewertungen</b> .....	187
<b>4.1 Bewertungsproblematik</b> .....	187
<b>4.2 Bewertung der Eigenschaften von Einzugsgebiet und Gewässer</b> .....	189
4.2.1 Eigenschaften des Einzugsgebietes (Untereinzugsgebiete) .....	
4.2.2 Eigenschaften der Gewässerstruktur .....	
4.2.3 Eigenschaften der aquatischen Biologie .....	
4.2.4 Naturräumliche Ausprägung des Gewässers .....	
<b>4.3 Bewertung von Gefährdungen</b> .....	191
4.3.1 Bauliche Eingriffe .....	
4.3.2 Wasserqualität .....	
4.3.3 Nutzungen .....	
4.3.4 Gewässerverbund (effektiver Gewässerverbund) .....	
<b>4.4 Bewertung von Besonderheiten</b> .....	200
4.4.1 Schutzgebiete .....	
<b>4.5 Integrierende Gesamtbewertung</b> .....	201
<b>5. Zusammenfassung</b> .....	202
<b>6. Literatur</b> .....	202

## 1. Einleitung

Die hier vorgestellten Ergebnisse basieren auf einem Forschungsvorhaben mit dem Titel „Ökologische Bewertungsindizes für die Entwicklung von Zielvorstellungen des Gewässerschutzes“ (LEHMANN et al. 1992), das von der ehemaligen Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung durchgeführt und durch das Bayerische Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen über einen Zeitraum von 27 Monaten gefördert wurde.

Für die geoökologischen Erhebungen standen eine Voll- und eine Halbtagsstelle zur Verfügung, die übrigen Arbeiten (Laboranalysen, gewässerfaunistische Erhebungen) sind über Stammpersonal sowie über studentische Hilfskräfte und Praktikanten abgedeckt worden.

Mit dieser Untersuchung wurde versucht, Bewertungsgrundlagen für naturraumbezogene Aussagen zum Schutz- und Handlungsbedarf an und im Umfeld von Bächen anzubieten. Damit sollten Argumentationshilfen für die spezifischen Belange des Gewässerschutzes bereitgestellt werden, die auch im Rahmen von Umweltverträglichkeitsstudien oder -prüfungen immer größere Aktualität erlangen.

Ökosystemare Stoffflüsse oder Wechselwirkungen zu erfassen oder landesweite Bestandsaufnahmen durchzuführen, waren nicht Aufgabe dieses Vorhabens.

Da Fließgewässer und ihre Lebewelt vor allem durch ihre Naturraumlage mit allen ihren geogenen, vegetativen, klimatischen und hydrologischen Komponenten sowie durch die anthropogenen Einflüsse im Einzugsgebiet geprägt werden, konnten sich die Untersuchungen nicht nur auf das Gewässer selbst beschränken. Die Untersuchungsmethoden wurden dadurch interdisziplinär und die daraus abzuleitenden Bewertungskriterien vielschichtig.

Auf der Grundlage der Untersuchung zahlreicher bayerischer Bäche im Zusammenhang mit Forschungsvorhaben zum Arten- und Biotopschutzprogramm oder spezifischen Projekten zur Ökologie von Krebs- und Kleinfischarten an der ehemaligen Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung, Außenstelle Wielenbach, wurden zwei Bach-Einzugsgebiete ausgewählt, die sich in den natürlichen Gegebenheiten, den Gewässersystemen, den Nutzungs- und Belastungseinflüssen deutlich unterschieden (LEHMANN u. BAUER 1987, BOHL u. LEHMANN 1988, BOHL 1989, BOHL 1989a-e, BOHL u. LEHMANN 1988, LEHMANN et al. 1989, LEHMANN et al. 1990, BOHL 1990, LEHMANN 1991, BOHL et al. 1992). Damit war ein breites Spektrum an Analyse- und Bewertungsmöglichkeiten gegeben.

Die angestrebten Bewertungen sollten sich hierbei nicht an einem unbeeinflussten, hypothetischen „Naturzustand“, sondern bewußt an der heutigen

naturräumlich differenzierten Kulturlandschaft orientieren (LEHMANN et al. 1992).

## 2. Naturräumliche Beschreibung der Untersuchungsgebiete

Die Abgrenzung der Naturräume wurde nach der standortkundlichen Landschaftsgliederung von WITTMANN (1983) vorgenommen, um vor allem die geogenen Ausgangsvoraussetzungen erfassen zu können. Die Lage der beiden Gebiete in Bayern ist der Abb. 1 zu entnehmen.

### 2.1 Hardtbach

Das Einzugsgebiet des Hardtbachs (Abb. 2) wird über die Ammer, Amper, Isar zur Donau hin entwässert. Es liegt in der Großlandschaft der Schwäbisch Bayerischen Jungmoränen und Molassevorberge.

Der Hardtbach selbst durchfließt die nördlichen und südlichen Teillandschaften der Jungmoränen des Isar - Loisach - Ammergletschers, die durch den gleichnamigen jungpleistozänen Vorlandgletscher und seine Schmelzwässer geformt wurden. Der Untergrund besteht daher vorwiegend aus karbonatreichen Schottern, die dem älteren, wassersattenden Flinz aufliegen. Dies führt dazu, daß der Grundwasserstand bzw. der laterale Zufluß hoch ist und der Hardtbach sehr rasch auf Niederschlagsereignisse reagiert. Klimatisch ist das Gebiet als feucht einzustufen (WITTMANN 1983).

Der Untergrund und die durch Drumlins geprägte Morphologie führen zu einem sehr differenzierten Landschaftsbild mit Wäldern, Seen, Mooren und Feuchtgebieten. Heute unterliegen diese Flächen den unterschiedlichsten Nutzungen.

Auf der Basis der Karte zur potentiellen Vegetation (SEIBERT 1968) lassen sich folgende Gesellschaften unterscheiden:

*Tannen - Buchenwald (Asperulo-Fagetum):*

Alpenvorlandrasse mit Orchideen-Buchenwald (Carici-Fagetum), die flächenmäßig den Hauptteil des Einzugsgebietes einnimmt.

*Vegetationsgebiete der Bruchwälder und Moore:*

Kalk-Flachmoore (Tofieldietalia) treten am zweithäufigsten auf. Bei einer Entwässerung entwickeln sie sich hin zum Pruno-Fraxinetum und Quercu Ulmetum im Wechsel mit Schwarzerlenbruch (Caricon elongatae-Alnetum) sowie Niedermoor.

Hochmoor (Sphagnion fuscii) ist nur einmal vertreten.

Diese natürlichen Vegetationsgesellschaften sind durch den Einfluß der landwirtschaftlichen und forstlichen Nutzung weitgehend und nachhaltig verändert worden.

### 2.2 Aubach

Das Einzugsgebiet des Aubachs entwässert über die Elsava zum Main. Es liegt im Naturraum Spessart - Odenwald (Abb. 1), wobei der Aubach die Teillandschaften Hoch- und Mainspessart durchfließt (Abb. 3).

Diese Naturräume werden durch die silikatischen Gesteine des Unteren, Mittleren und Oberen Buntsandsteins geprägt, die im Unterlaufbereich des Untersuchungsgebietes von Löß überlagert werden.

Im Gegensatz zum Einzugsgebiet des Hardtbachs war dieser Raum während der letzten Kaltzeit nicht mit Eis bedeckt, sondern gehörte den Periglazialbereichen an. Diese sind geprägt durch wiederholtes Auftauen und Gefrieren des Bodens, was bereits bei geringen Hangneigungen zu Solifluktionvorgängen führte.

Die heutigen Landschaftsveränderungen sind vor allem in den Lößgebieten durch die intensiven landwirtschaftlichen Nutzungen vorangetrieben worden.

Die geogenen Voraussetzungen und die starke Bewaldung im Oberlauf wirken sich positiv auf die Grundwasserneubildung und einen gedämpften Abflußgang aus.

Insgesamt ist das Klima des Mainspessarts als mäßig trocken bis mäßig feucht, das des Hochspessart als feucht bis sehr feucht einzustufen (WITTMANN 1983).

Aufgrund der Karte über die potentielle Vegetation (SEIBERT 1968) lassen sich drei pflanzensoziologische Typen unterscheiden.

*Hainsimsen-Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald:*

(Galio-Carpinetum luzuletosum) Er stockt zwischen 200-450 m und ist im Gebiet des Mainspessarts zu finden, wurde jedoch durch die agrarische Nutzung stark zurückgedrängt.

*Hainsimsen-Buchenwald:*

(Luzulo-Fagetum) Dieser stockt zwischen 300-700 m und ist typisch für die dem Hochspessart angehörenden Bereiche des Einzugsgebietes. Er nimmt auch heute noch weite Areale ein, wird allerdings von Aufforstungen aus Fichten oder Kiefern unterbrochen.

*Schwarzerlen-Ufer-Auwald:*

(Stellario-Alnetum) Er tritt zwischen 200 - 700 m auf und ist im gesamten Talbereich vertreten. Dies entspricht der natürlichen Verbreitung.

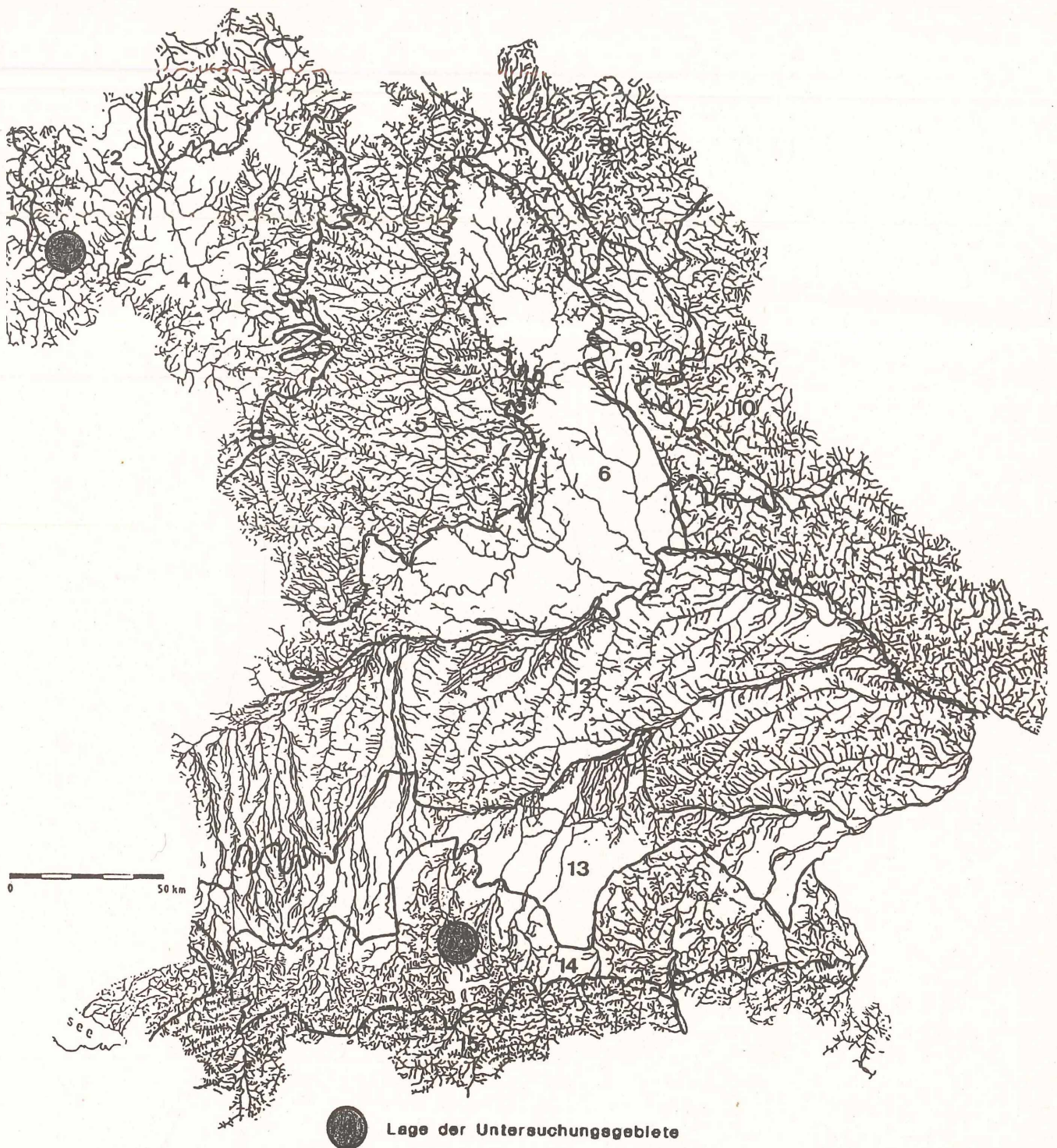
Im Einzugsgebiet des Aubachs wurde die natürliche Vegetation vorwiegend durch die intensive landwirtschaftliche Nutzung (Ackerfeldbau) zurückgedrängt.

Diese Kurzbeschreibungen sowie die Tab. 1 verdeutlichen die Bandbreiten und die Unterschiede der natürlichen Gegebenheiten, der Nutzungen sowie der biozönotischen Gliederungen der beiden Einzugsgebiete Hardt- und Aubach.

## 3. Untersuchungsmethoden und -parameter

Der umfangreiche methodische Teil (LEHMANN et al. 1992) zur Analyse des Einzugsgebietes (Abb. 4) kann im Rahmen dieser Publikation nur an Beispielen dargestellt werden.

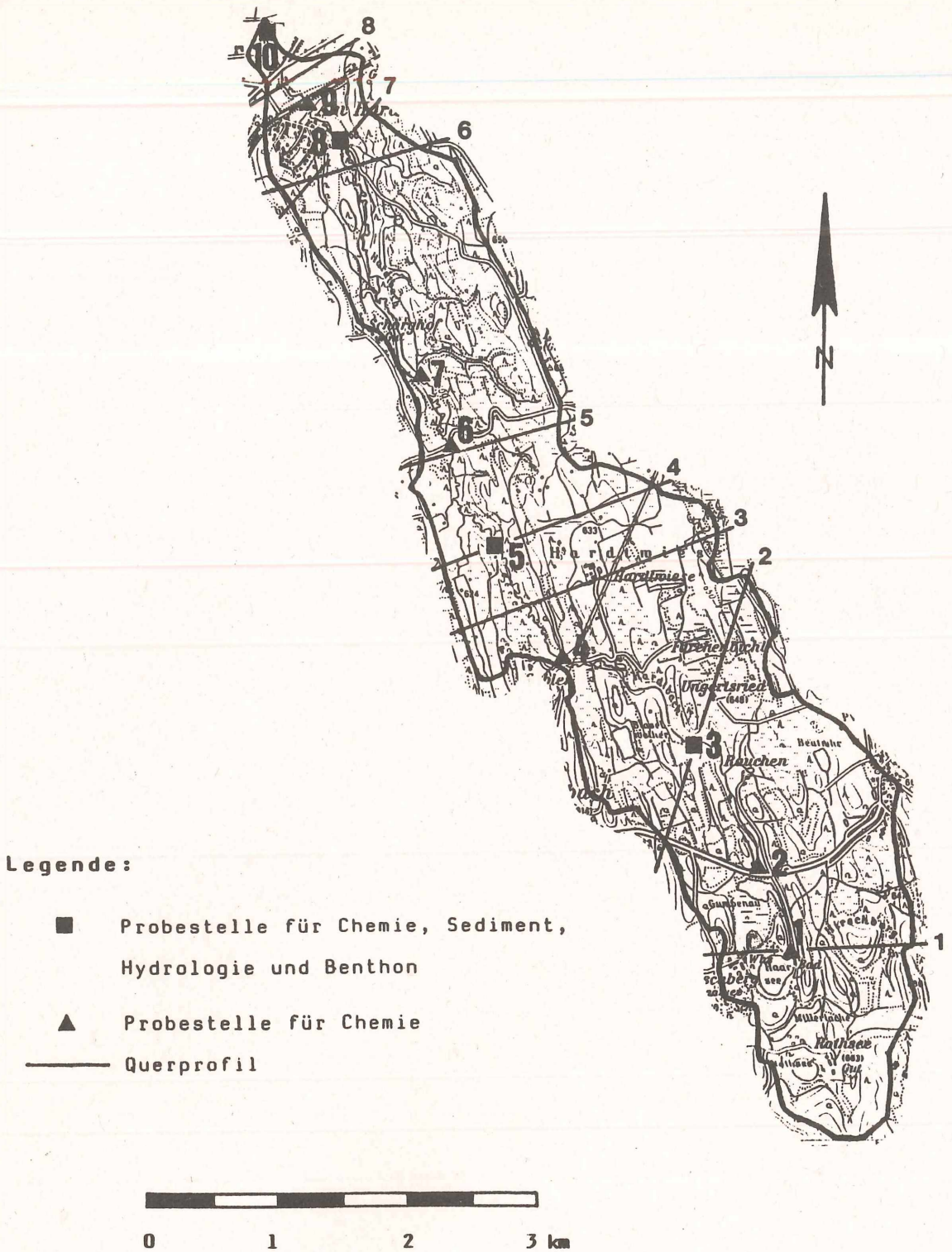
Wesentlich für die Untersuchungen war die Auswahl von repräsentativen Gewässerlaufabschnitten und die Unterteilung der beiden Untersuchungsgebiete in Untereinzugsgebiete (Abb. 2, 3). So zum Beispiel lassen die Ergebnisse der wasserchemischen Untersuchungen an den Hilfspegeln differenzierte Rückschlüsse auf die Beeinflussungen durch die Landnutzung zu.



**Abbildung 1**

**Lage der beiden Untersuchungsgebiete**

- |   |   |
|---|---|
| 1 Rhein-Main-Niederung                          | 9 Oberpfälzer Becken- und Hügelland                               |
| 2 Spessart-Odenwald                             | 10 Oberpfälzer Wald   |
| 3 Rhön  | 11 Bayerischer Wald   |
| 4 Fränkische Platten                            | 12 Tertiärhügelland, Iller-Lechplatte und Donautal                |
| 5 Fränkisches und Schwäbisches Keuper-Lias-Land | 13 Schwäbisch-Bayerische Schotterplatten und Altmoränenlandschaft |
| 6 Fränkische und Schwäbische Alb                | 14 Schwäbisch-Bayerische Jungmoräne und Molassevorberge           |
| 7 Obermain-Schollenland                         | 15 Bayerische Alpen   |
| 8 Frankenwald, Fichtelgebirge und Vogtland      |   |



**Legende:**

- Probestelle für Chemie, Sediment, Hydrologie und Benthon
- ▲ Probestelle für Chemie
- Querprofil

**Abbildung 2**

**Einzugsgebiet des Hardtbachs.** Quelle: Topographische Karte 1:50000 L 8132

Einen Überblick über die vorgenommenen Untersuchungen vermittelt die Abb. 4.

**3.1 Terrestrischer Bereich**

**3.1.1 Umland**

**3.1.1.1 Strukturanalyse der Einzugsgebiete**

Die beiden Einzugsgebiete wurden beispielsweise hinsichtlich ihrer Landnutzungsformen untersucht.

Für die Erhebungen wurden Luftbildauswertungen und Feldkartierungen im Maßstab 1:5000 durchgeführt.

**3.1.1.2 Agrarleitplanung**

Die Angaben aus der Agrarleitplanung (ALP) dienen zur Beurteilung der standortgerechten Nutzung der durch die Strukturanalyse erfaßten Kulturarten.



- Legende:
- Probestelle für Chemie, Sediment, Hydrologie und Benthon
  - ▲ Probestelle für Chemie
  - Querprofil

Abbildung 3  
 Einzugsgebiet des Aubachs. Quelle: Topographische Karten 1:50000, L 6120, L 6122  
 L 6320

### 3.1.1.3 Biotope und Arten

Die angegebenen Biotope und Artenvorkommen im terrestrischen Bereich basieren auf der Artenschutzkartierung des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz. Die Daten zum aquatischen Bereich stammen aus eigenen Erhebungen. Die punktuellen, linienhaften wie auch flächenhaften Angaben wurden in Übersichtskarten zusammen mit den bestehenden oder geplanten Schutzgebieten dargestellt. Eine tabellarische Auflistung der Biotope und Arten, die in den Karten mit Nummern versehen sind, sowie Angaben zu deren Gefährdungsgrad nach der Roten-Liste-Bayern, vervollständigen diese Informationen (LEHMANN et al. 1992).

Im aquatischen Bereich wurde für die Verteilung der Fische, der Krebse und anderer Wirbelloser in Abhängigkeit von Art und Dichte der Beobachtungen eine punktuelle oder linienförmige Darstellung entlang der Gewässer gewählt.

### 3.1.1.4 Geomorphologie und Boden

Für die Beschreibung der einzugsgebietsspezifischen Gegebenheiten sowie zum Zwecke hydrologischer Interpretationen wurden im Bereich der Hilfspegel Querprofile durch das Einzugsgebiet gelegt, welche die Oberflächenform, die Morphologie, die Böden sowie die Nutzungen wiedergeben (Abb. 5).

### 3.1.2 Erfassung des Uferbereichs

Um die Einflüsse aus dem Talraum, aus den angrenzenden Nutzungen sowie die Ausbildung der gewässerbegleitenden Uferstreifen zu erfassen, wurden diese unter Zuhilfenahme von Luftbildern kartiert.

Hierbei wurde außer der Ausprägung des Gehölz-, Strauch- und Krautsaumes auch die Art der angrenzenden Nutzungen und die Beeinträchtigungen aufgenommen. Die Böschungsmorphologie wurde zusammen mit dem Gewässerbett erfaßt.

Tabelle 1

Kenngrößen zur Charakterisierung der Einzugsgebiete Hardt- und Aubach

<b>Einzugsgebiete</b>	<b>Hardtbach</b>	<b>Aubach</b>
<b>Naturraum</b>	14.4.1;14.4.2	2.2.1;2.2.3
<b>Gestein</b>	Quartär	Buntsand.
<b>überwiegende Nutzung</b>	Grünland Wald	Wald Acker
<b>Klima</b>	f.	m.t.-s.f.
<b>Niederschlag (mm)</b>	950-1050	750-1100
<b>Abflußregime (Monate)</b>		
<b>Monate mit höchsten mittl. Abflüssen</b>	4-6	1-3
<b>Monate mit geringsten mittl. Abflüssen</b>	10-12	7-9
<b>Größe (ha)</b>	1227	3073
<b>Höhen ü. N.N. (m)</b>	689/554	513/155
<b>Reliefindex (m)</b>	135	358
<b>Formentwicklung</b>	4,5	3,8
<b>Gewässerregion</b>	Metarhithral	Epirhithral
<b>Fischregion</b>	Forellenr.	Forellenr.

**Naturraum:** 2.21. = Hochspessart; 2.2.3. = Mainspessart; 14.4.2. = Jungmoräne des Isar-Loisachgletschers südlicher Teil; 14.4.1. = Jungmoräne des Isar-Loisachgletschers nördlicher Teil

**Abflußregime:** Angaben nach KELLER et al. (1978)

**Klima** (Trockenheitsindex): f = feucht (47.5-70.0); m. t. = (30,0-37,5); s.f. = sehr feucht (70-100) (WITTMANN 1983)

**Reliefindex:** Höchste minus tiefste Höhenangabe im Einzugsgebiet

**Formentwicklung:** Maximale Länge dividiert durch maximale Breite des Einzugsgebietes

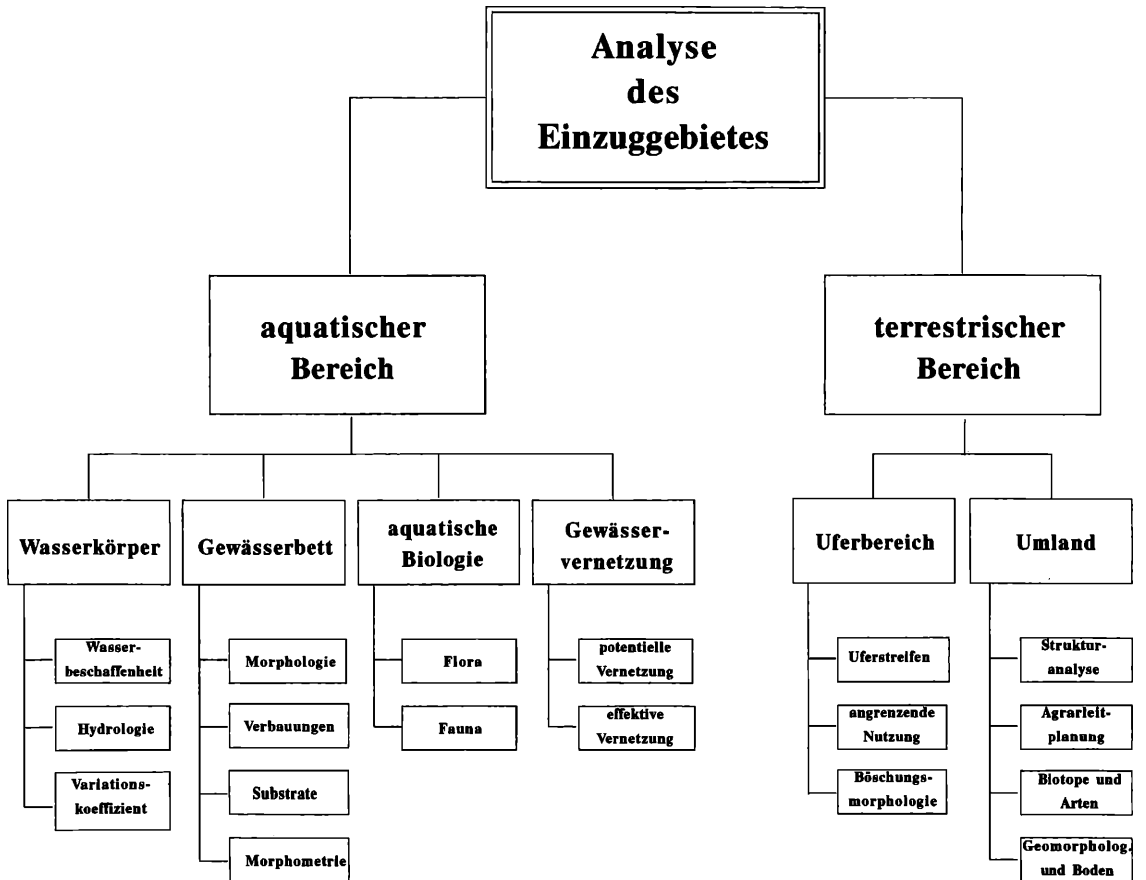


Abbildung 4

Überblick zu den vorgenommenen Untersuchungen (Analyse d. Einzugsgebietes)

### 3.2 Aquatischer Bereich

Unter diesem Überbegriff werden die verschiedenen Untersuchungsmethoden für den Wasserkörper, die aquatische Lebewelt, das Gewässerbett und die Gewässervernetzung zusammengefaßt. Bei der Erfassung des Gewässerbetts wird beispielsweise auch der Wasserkörper mit einbezogen.

Die Meß- und Probenahmestellen für die chemisch-physikalischen, hydrologischen, sedimentologischen sowie biologischen Untersuchungen wurden so ausgewählt, daß die zu erwartenden Einflüsse aus der Landnutzung (z.B. Siedlungen, Landwirtschaft) bzw. die Abbauleistungen (Selbstreinigung) ebenso erfaßt wurden wie die morphologischen, morphometrischen und hydrologischen Veränderungen entlang des Gewässerlaufs. Hierfür sind am Hardtbach 4 Hilfspegel und 10 Probestellen (Abb. 2) und am Aubach 5 Hilfspegel und 10 Probestellen (Abb. 3) installiert und entsprechende Kartierungen und Aufnahmen durchgeführt worden.

#### 3.2.1 Wasserkörper

Die Charakteristik und die Inhaltsstoffe des Wasserkörpers wurden über chemisch-physikalische und hydrologische Methoden an den oben benannten Hilfspegeln und Probestellen erfaßt. Die Daten zur Berechnung der Variationskoeffizienten der Gewässerbreiten und -tiefen wurden zusammen mit den Daten zum Gewässerbett erhoben.

#### 3.2.1.1 Wasserbeschaffenheit (chemisch-physikalische Untersuchungen) und Hydrologie

Um die Gewässerbeschaffenheit erfassen und Gewässertypisierungen durchführen zu können, sind zu verschiedenen Abfluß- und Vegetationsperioden am Aubach 4 und am Hardtbach 6 Probenahmen durchgeführt worden. Dabei wurde je Probepunkt und Probenahme 32 Parameter erfaßt (Tab. 2). Die Abflußmessungen (l/s bzw. m<sup>3</sup>/s) erfolgten parallel zur chemisch-physikalischen Probenahme an den Hilfspegeln.

#### 3.2.1.2 Variationskoeffizienten

Für die Berechnung der Variationskoeffizienten der Gewässerbreite und der Maximaltiefe wurden die an den einzelnen Pegelpunkten eingemessenen Querprofile herangezogen (siehe 3.2.2.1.2). Die Berechnung erfolgte nach folgender Formel:

Variationskoeffizient =  $\sigma/x$

$$\sigma = \sqrt{S^2}$$

$S^2$  = Varianz

$x$  = arithmetisches Mittel

Aus einer Zusammenstellung der Daten von JUNGWIRTH (1984) ergibt sich für „regulierte“ Bachabschnitte ein durchschnittlicher Variationskoeffizient der Maximaltiefe von 15,5 (Schwankungsbereich: 6 - 35,5). Für „naturbelassene“ Gewässer gibt JUNGWIRTH (1984) einen durchschnittlichen Variationskoeffizienten von 47,5 an (Schwankungsbereich: 26,8 - 80,5).

Der durchschnittliche Variationskoeffizient der Gewässerbreite für „regulierte“ Bäche beträgt nach JUNGWIRTH (1984) 4,8 (Schwankungsbereich: 1,3 - 10,3), für „naturbelassene“ Bäche 24,9 (Schwankungsbereich: 6,4 - 38,5).

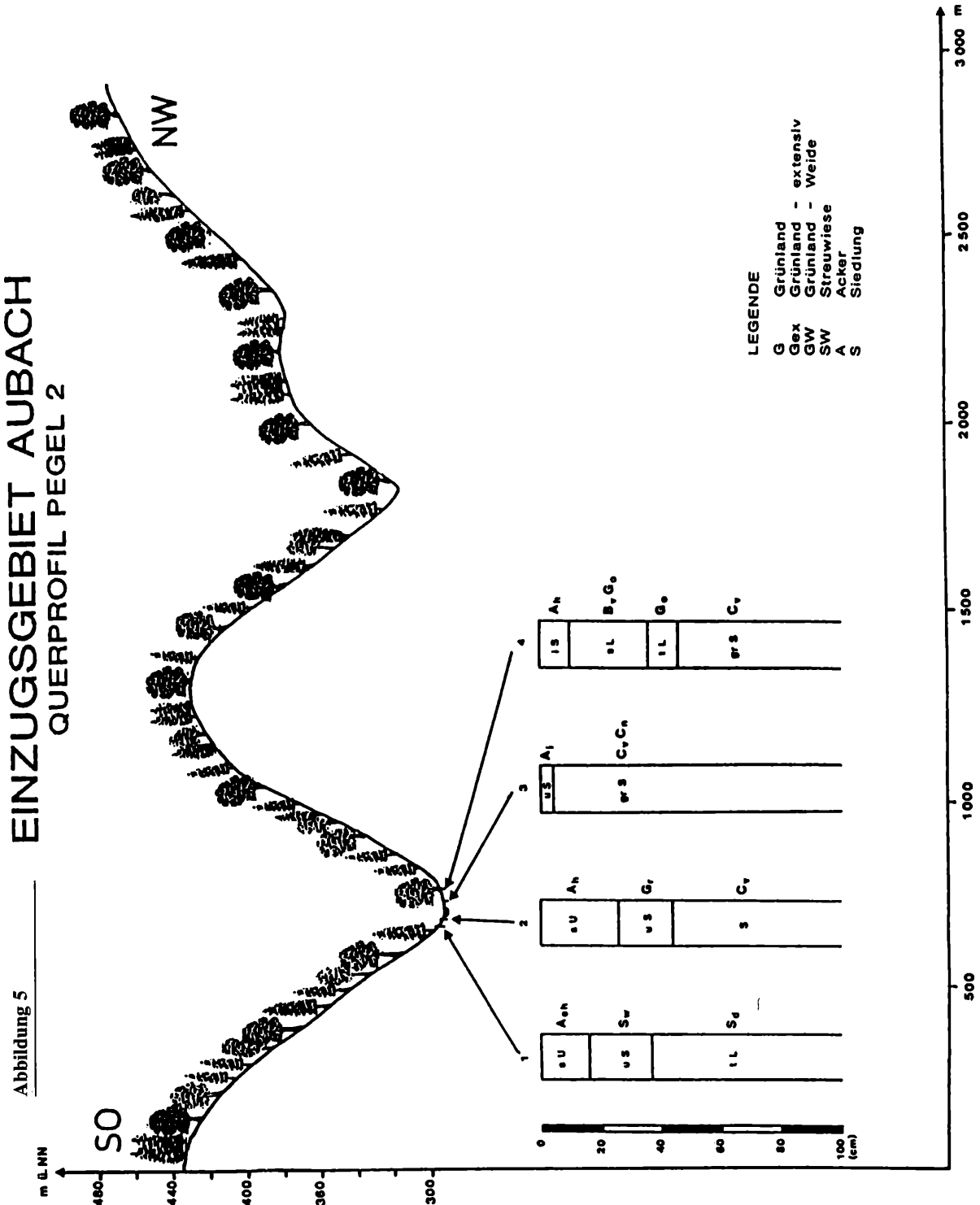
schaften entweder für den gesamten Bachverlauf oder für repräsentative Gewässerabschnitte (Bereich der Hilfspegel) erhoben.

### 3.2.2 Gewässerbett

Für die Erfassung und Beschreibung des Gewässerbettes (Abb. 6) wurden die Art und Verteilung der Substrate, die Gewässerbettmorphologie, die Verbauungen sowie die morphometrischen Eigen-

#### 3.2.2.1 Morphologie und Verbauungen

Die Erfassung der Gewässerbettmorphologie schließt die Böschung mit ein und vermittelt einen wesentlichen Eindruck über die strukturelle Vielfalt des Gewässerbettes sowie die anthropogenen Eingriffe (Verbauungen). Hierfür wurden in den beiden Gewässern in bestimmten repräsentativen Abschnitten Längs- und Querprofile aufgenommen.





### 3.2.2.1.1 Längsprofil

Mittels Begehungen sind bei der Aufnahme des Uferstreifens bereits die Verbauungen, Aufstauungen, Schwellen, Verrohrungen, Verteilung der Substrate etc. auf der gesamten Gewässerlänge kartiert worden. Außerdem wurde an repräsentativen Bachabschnitten (Pegel) ein Längsprofil von ca. 30 m Länge mit Bussole und Maßband aufgenommen (z. B. Abb. 7). Zeichnerisch dargestellt wurde auch die Substratverteilung im Bachbett.

### 3.2.2.1.2 Querprofil

Im Bereich der einzelnen Längsprofile wurden in einem Abstand von ca. 3 m Querprofile eingemessen und dargestellt (siehe Beispiel Abb. 7 und 8).

Zusätzlich wurden für die Ableitung von Variationsquotienten an Stellen des Gewässerlängsverlaufs, an denen sich rein visuell aus der Karte Veränderungen ergaben, Querprofile für die statistische Auswertung erfaßt.

### 3.2.2.2 Substrate

Aus der Analyse der Substratverteilung und -sortierung, der petrographischen und mineralogischen Eigenschaften sowie der Zurundungsgrade sollten wesentliche Informationen über die vom Bach bewegte Geschiebefracht, deren Herkunft und Zusammensetzung gewonnen werden. Zu diesem Zweck wurden im Bereich der Hilfspiegel Geschiebeprobren aus trockenen Kiesbänken (Mischproben) gewonnen und hinsichtlich folgender Parameter untersucht:

Tabelle 2

#### Schwankungsbereiche der untersuchten Parameter an Hardt- und Aubach

	Hardtbach	Aubach
Abfluß (l/s)	2-450	3-129
Temperatur (°C)	2.0-22.0	3.3-15.4
Leitfähigkeit(µS/cm)	224-573	101-343
pH-Wert-logc(H <sup>+</sup> )	7.1-8.9	6.2-8.6
Gesamthärte °d	6.6-18.0	2.2-9.6
Natrium (mg/l)	0.8-4.3	4.1-10.2
Kalium (mg/l)	0.4-5.5	2.2-9.4
Magnesium (mg/l)	7.9-20.6	2.3-9.6
Calcium (mg/l)	25.5-97.2	10.3-53.8
KS4.3 (mmol/l)	2.3-5.9	0.1-2.2
Hydrogencarbonat (mg/l)	140.3-360.0	6.1-134.2
O <sub>2</sub> -Gehalt (mg/l)	7.0-14.7	9.0-13.2
O <sub>2</sub> -Sättigung (%)	73-118	84-119
Nitrat (mg/l)	0-15.1	5.1-24.0
Nitrat-N (mg/l)	0-3.4	1.2-5.4
Ammonium-N (µg/l)	4-553	0-990
Nitrit-N (µg/l)	0-52	0-170
ortho-Phosphat (µg/l)	0-212	keine Messung
Gesamt-Phosphat (µg/l)	0-260	0-446
Chlorid (mg/l)	1.1-7.5	5.1-24.0
Sulfat (mg/l)	3.0-11.8	12.4-25.8
Silizium (µg/l)	<100-2150	3600-5800
DOC (mg/l)	4.6-15	0.5-4.6
TOC (mg/l)	4.8-15	0.7-5.6
UV-Absorption (nm/m-1)	0.09-0.77	keine Messung
Eisen (µg/l)	<50-261	<50-190
Mangan (µg/l)	<10-306	18-485
Kupfer (µg/l)	0.4-3.8	0.4-1.8
Aluminium (µg/l)	<300	<300
Cadmium (µg/l)	<0.07-0.28	<0.07-0.16
Blei (µg/l)	<0.5-0.8	<0.5
Zink (µg/l)	<5-22	<5-35
BSB5 (mg/l)	0.3-5.0	0.5-5.0

a) Korngrößenzusammensetzung (nach DIN 4022)

<	0,002 mm	Ton
0,002	0,063 mm	Schluff
0,063	0,2 mm	Feinsand
0,2	0,63 mm	Mittelsand
0,63	2,0 mm	Grobsand
2,0	6,3 mm	Feinkies
6,3	20,0 mm	Mittelkies
20,0	63,0 mm	Grobkies
>	63,0 mm	Steine

b) Sortierungsgrad, Kornsummenkurve

Die Kornsummenkurve wird für jede Untersuchungsstelle auf der Grundlage der Korngrößenanalyse erstellt und vermittelt einen Eindruck über die Korngrößenverteilung. Um die Heterogenität des Lebensraumangebotes erfassen zu können, wurde der in der Sedimentologie gebräuchliche Sortierungsgrad herangezogen (FÜCHTBAUER u. MÜLLER 1970). Grundsätzlich gilt, daß ein guter Sortierungsgrad einen nachteilig monotonen, ein schlechter Sortierungsgrad einen gut strukturierten Lebensraum anzeigt.

c) mineralogisch petrographische Bestandsaufnahme

Dieses Verfahren wird hauptsächlich bei großen Flüssen angewandt (u. a. MANGELSDORF 1970, MANGELSDORF u. SCHEUERMANN 1980) und dient der Feststellung, inwieweit sich die unterschiedlich zusammengesetzten Sedimente aufgrund ihrer Mineralart über den Transport verändern. Für eine Bewertung waren die Ergebnisse jedoch nicht aussagekräftig genug.

d) Morphologische Analyse (Rundungsgrade)

Für die Bestimmung der Rundungsgrade gibt es verschiedene mehr oder weniger aufwendige Methoden (CAILLEUX 1952, KUENEN 1956, REICHEL 1961 u. a.). Eine einfache Methode, Rundungsgrade zu bestimmen, ist die der visuellen Einschätzung nach den Schattenrissen von Russel-Taylor-Pettijohn, das bei SCHNEIDERHÖHN (1954) dargestellt ist. Die Auswertungen zeigten jedoch, daß sie für eine Bach-Bewertung nicht aussagekräftig genug sind.

Werden diese Ergebnisse in Form eines Geschiebebandes zusammengestellt, können sich jedoch interessante Hinweise zu den hydraulischen Bedingungen und der Genese des Gewässers ergeben.

3.2.2.3 Morphometrische Eigenschaften des Gewässerverlaufs

Der derzeitige Gewässerverlauf resultiert aus der Adaption des Fließgewässers an die Geologie und Morphologie seines Einzugsgebietes unter aktiver Mitgestaltung dieses Raumes durch Erosion, Akkumulation sowie bauliche Eingriffe. Für dessen Bewertung wurde unter anderem die Laufentwicklung ( $e_L$ ) herangezogen, die nach folgender Formel ermittelt wird (MANGELSDORF u. SCHEUERMANN 1980):

$$e_L = (l_F - l_T) / l_T;$$

$l_F$  = Flußlänge,  $l_T$  = Tallänge

Die Berechnung der Laufentwicklung wurde für alle Bachabschnitte vorgenommen, die sich hin-

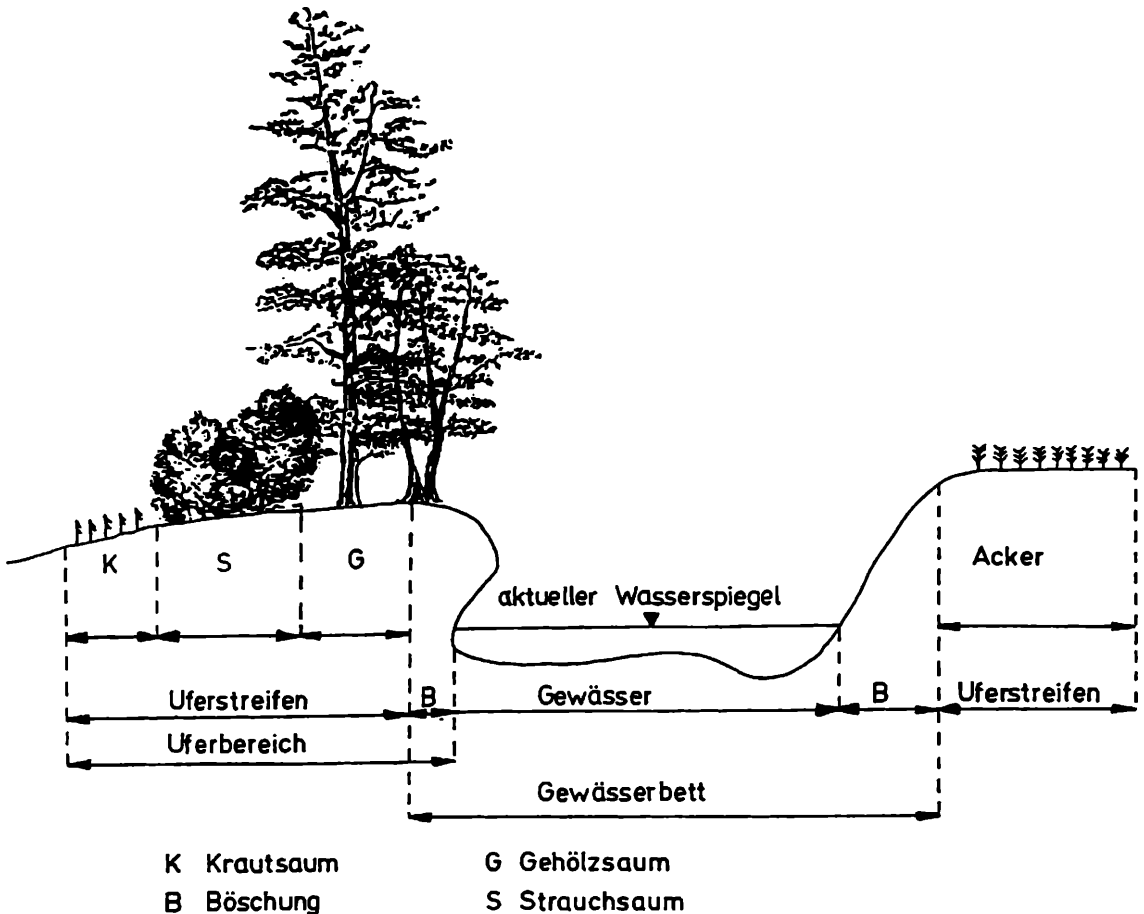
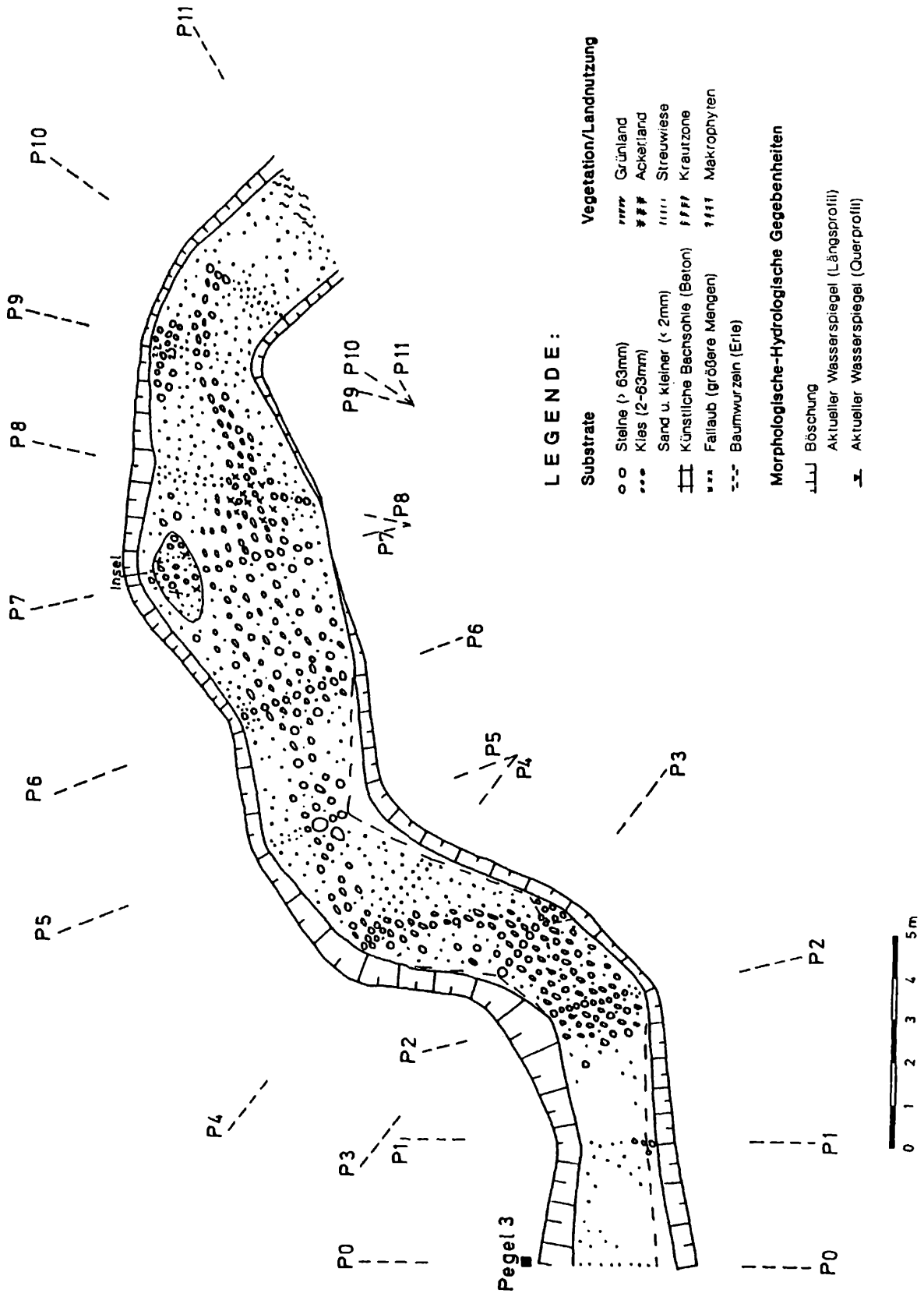


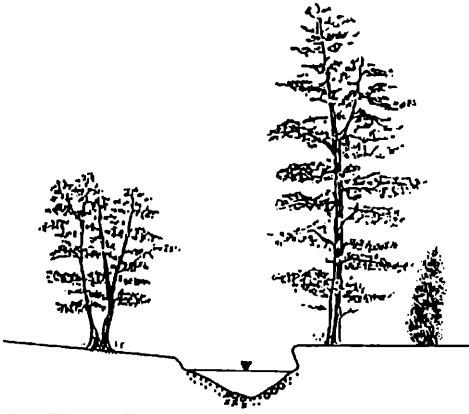
Abbildung 6  
Abgrenzung von Uferstreifen, Uferbereich und Gewässerbett

Abbildung 7

# Längsprofil Aubach Probestelle 6 (Pegel 3)



## Profil 9 (P3)



## Profil 10 (P3)

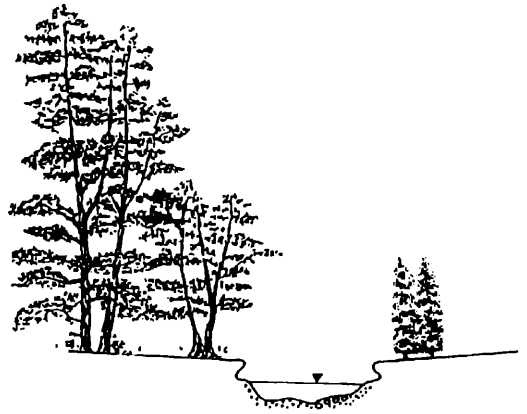


Abbildung 8

## Querprofile im Bereich des Hilfspegels 3

sichtlich ihres Mäandrierungsgrades visuell auf der Karte 1:5000 unterscheiden ließen.

Die Auswertungen für den Hardt- und Aubach ergaben keine naturraumtypischen Unterschiede in der Laufentwicklung, so daß sich den fünf Lauftypendifferenzierungen folgende Bereiche zuordnen lassen (Tab. 3). Da Überlappungen auftreten können, sind die Abgrenzungen nicht statisch zu sehen.

Tabelle 3

## Typisierung der Laufentwicklung von Hardt- und Aubach

Bachverlauf	Laufentwicklung (eL)
geradlinig	0,00 - 0,08
leicht gewunden	0,09 - 0,30
mäandrierend	0,22 - 0,60
stark mäandrierend	>0,60

## 3.2.3 Aquatische Biologie

## 3.2.3.1 Flora (Wasserpflanzenverteilung im Längsprofil)

Neben den chemisch-physikalischen Eckwerten, den Makrozoobenthon- und fischfaunistischen Erhebungen geben im allgemeinen auch die Makrophyten Einblick in das Nährstoffangebot, in die Belichtungsverhältnisse sowie in die Strömungs- und Substratverhältnisse von Bächen (KÖHLER 1981).

Aufgrund der Fragestellung wurde versucht, über eine grobrastrige Kartierungsmethode (Unterwasser-, Schwimm- und Überwasserpflanzen und ihrer Häufigkeiten) der Makrophytenverteilung im Hardt- und Aubach ausreichende Aussagen für eine Bewertung zu erhalten. Bei der Auswertung zeigte sich jedoch, daß diese Art der Kartierung für eine Bewertung nur bedingt geeignet ist. Bestenfalls könnte eine Identifizierung von Zeigerarten Hinweise auf die Wasserbelastung geben. Diese Indikation wird jedoch bei den untersuchten Bächen durch mechanische Effekte (Geschiebedrift usw.) überprägt.

## 3.2.3.2 Fauna

## 3.2.3.2.1 Benthologische Untersuchungen

Die Erfassung der benthischen Makroinvertebraten erfolgte an beiden Gewässern in repräsentati-

ven Bereichen (Hilfspegel) jeweils im Frühjahr und Herbst, wobei die Organismen substratbezogen gesammelt und ausgezählt wurden.

Die Bewertung von Gewässern mit Hilfe von Makroinvertebraten ist sehr komplex. Als wesentliche Kriterien für die Erfassung der Intaktheit einer Gewässerbiozönose wurden unter anderem die substratbezogene Artenverteilung (auch Rote-Liste-Arten), die Gesamttaxa, die Anzahl der BRD-Rote-Liste-Arten, die Artendiversität sowie der Makro-Saprobienindex (nach DIN 38410 Teil 2) ermittelt (Abb. 8, 9).

## 3.2.3.2.2 Erfassung der Fisch- und Krebsbestände

Aufgrund der vergleichsweise geringen Dimensionen der beiden bearbeiteten Gewässer konnte der Fisch- und Krebsbestand über weite Bereiche qualitativ und streckenweise annähernd quantitativ ermittelt werden.

Die Erfassungen erfolgten durch Direktbeobachtungen bei Niedrigwasser, teilweise durch nächtliches Ableuchten. Bodenfische (Mühlkoppe) wurden durch Aufheben von Steinen erfaßt. Die im Sediment eingegrabenen Bachneunaugen konnten durch vorsichtiges Aufgraben der besiedelten Sandbänke freigelegt werden.

Zur quantitativen Charakterisierung der Fischbestände (Abb. 10) wurde in besonders repräsentativen Teststrecken die Elektrofischerei angewandt (tragbare Aggregate von 0,7 bis 1,5 kW und 300-600 V Gleichspannung). Die Krebsbestände wurden in erster Linie durch nächtliche Begehungen zu geeigneten Zugzeiten erfaßt. Zur exemplarischen Bestimmung der Populationsdichte wurden Versuche mit Markierung und Wiederfang angestellt (Abb. 11).

## 3.2.4 Gewässervernetzung

Unter Gewässervernetzung wird (u. a. LEHMANN u. BAUER 1987, BOHL u. LEHMANN 1988, LEHMANN 1989) die Anzahl der Gabelungen pro Flächeneinheit bzw. pro Einzugsgebiet verstanden.

## 3.2.4.1 Potentielle Gewässervernetzung

Um die naturräumliche Differenziertheit der Gewässersysteme zu erfassen, wurde das Kriterium

„potentielle Vernetzung“ herangezogen, das mittels Kartenanalysen verschiedenster Maßstäbe bestimmt werden kann (LEHMANN et al. 1990). Darunter ist die Vernetzung der im jeweiligen Kartenmaßstab dargestellten Fließgewässer, unabhängig von ihrer tatsächlichen Wasserführung, zu verstehen.

### 3.2.4.2 Effektive Gewässervernetzung

Im Gegensatz zur potentiellen Gewässervernetzung stehen die im Gelände tatsächlich vorhandenen, effektiven Vernetzungen. Mit letzteren werden die perennierend für Wasserorganismen passierbaren Verbindungsstellen zwischen den Gewässern bezeichnet und können in Relation zu den potentiellen Vernetzungen gesetzt werden.

## 4. Bewertungen

### 4.1 Bewertungsproblematik

Für den aquatischen Bereich gibt es seit Anfang 1970 Bewertungsansätze (u. a. BAUER 1971; aus WERTH 1987, BRUNKEN 1986, PATZNER et al. 1985, LÖLF 1985, HOLM 1989, FRIEDRICH u. LACOMBE 1992), die sich primär auf das Gewässer selbst beschränken.

Viele der gängigen Bewertungsmodelle gehen von Indikatororganismen wie Fischen, Makrozoobenthon oder Wasserpflanzen aus, andere beschränken sich auf das Gewässer, den Uferstreifen und einen nicht klar abgegrenzten terrestrischen Bereich. Wieder andere bewerten die ökomorphologischen Gegebenheiten des Gewässerlaufs nach visuellen Eindrücken. Zum Teil werden auch geogene Gegebenheiten in die Betrachtungen mit einbezogen (PATZNER et al. 1985).

Keines der gängigen gewässerbezogenen Bewertungsschemata berücksichtigt zusammenhängend die naturräumliche Differenziertheit von Einzugsgebieten, die Beeinflussungen durch die Landnutzung, die Wasserqualität, die Besonderheiten im terrestrischen und/oder aquatischen Bereich.

Jede Bewertung ist von der Aufgliederung des zu bewertenden Objektes, dem Bezugssystem und dem Bewertungsvorgang abhängig (KAULE 1986). So zum Beispiel können kaum bekannte ökosystemare Stoffflüsse und Wechselbeziehungen nur unzureichend durch die Auswahl von Kriterien (z. B. Laufentwicklung) mit ihren Indikatoren (z. B. Fluß- und Tallänge) erfaßt und bewertet werden. Letztendlich basieren solche Bewertungsverfahren auf subjektiven Erfahrung und Wertvorstellungen und sollten deshalb in methodischer Hinsicht logisch aufgebaut und nachvollziehbar sein. Grundproblem aller Bewertungen ist die Festlegung von Kriterien sowie deren Bewertung und

## Makroinvertebraten

Gesamttaxa, Rote-Liste-Arten und Saprobienindex  
Aubach November 1989 und April 1990

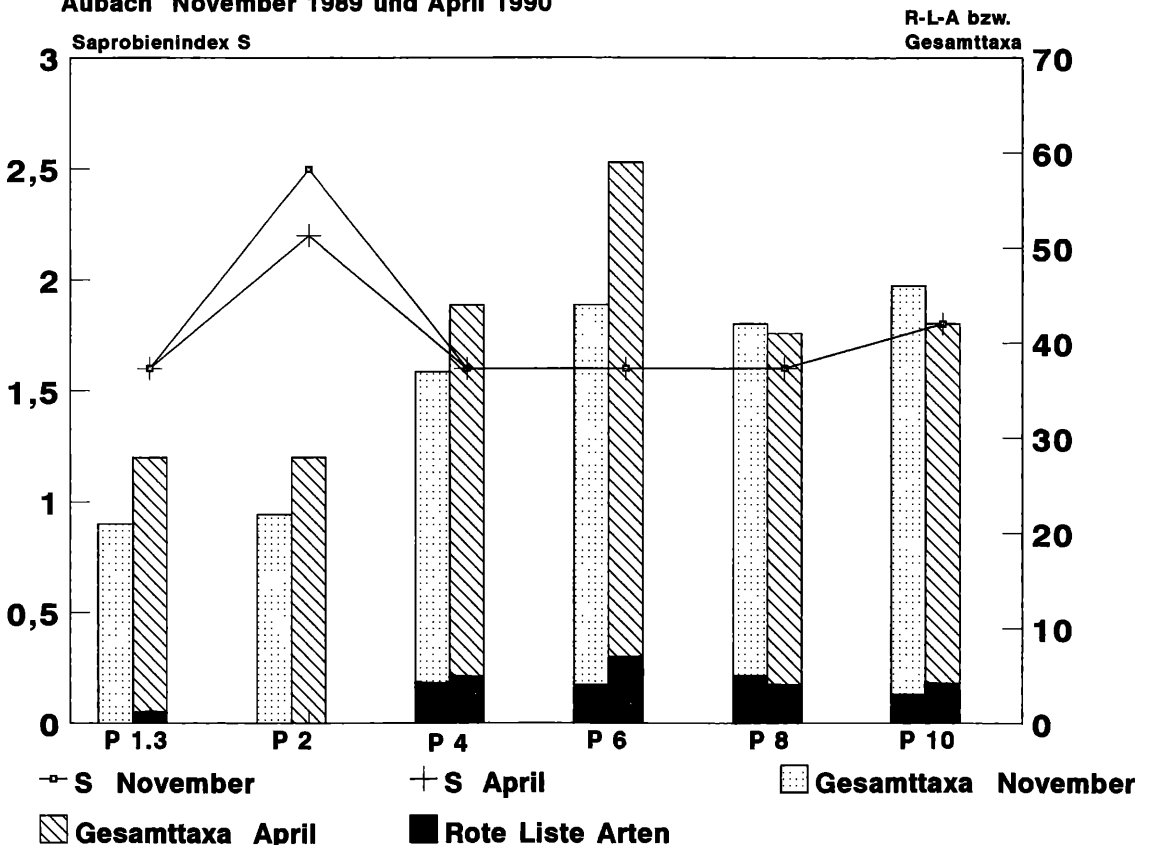


Abbildung 9

Makroinvertebraten

## Bachforelle Hardtbach

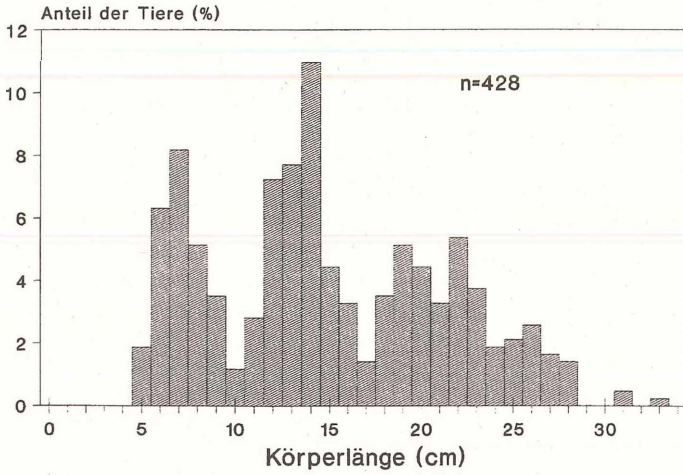


Abbildung 10  
Fischbestände

## Steinkrebs (Hardtbach/Gabler)

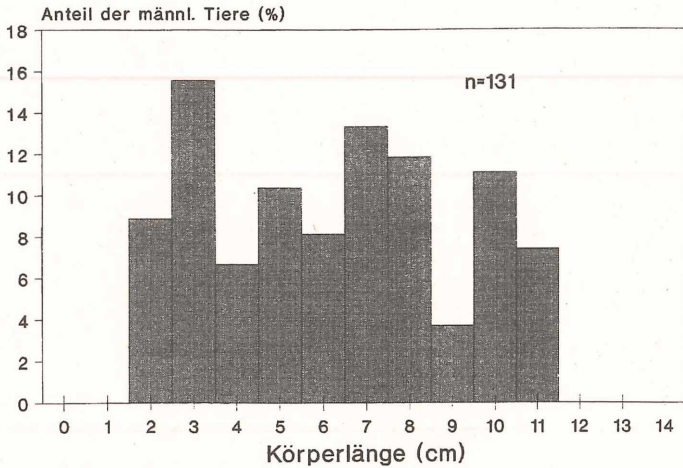


Abbildung 11  
Krebsbestände

Zusammenführung bei unterschiedlichster Dimensionierung und Bedeutung. Dabei ist darauf zu achten, daß keine Überbewertung durch miteinander korrelierende Kriterien eintritt.

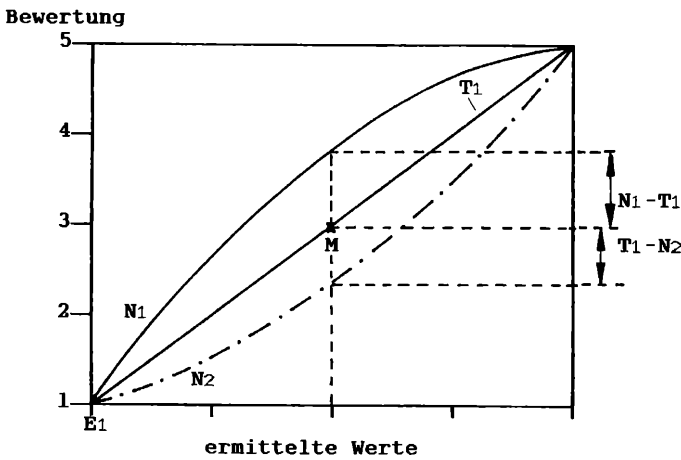
Voraussetzung für die Anwendung dieses Bewertungsverfahrens war, daß die Bewertung, wie auch die Meßgrößen, eine kardinale Skalierung besitzen (Abb. 12). Die Überführung der numerischen Angaben mit ihren unterschiedlichen Maßeinheiten (Meßgrößen) in dimensionslose Bewertungen erfolgte über Transformationsfunktionen bzw. Umskalierungen (Abb. 12).

Für die Bewertung wurde eine 5-stufige kardinale Skala festgelegt, wobei (1) die schlechteste und (5) die beste Bewertung darstellt. Die Wahl einer ungeraden Anzahl von Bewertungsstufen hat den Vorteil, daß eine Stufe in der Skalenmitte liegt. Eine beschreibende Erläuterung für jede Bewertungsstufe eines Indikators ist in Anlehnung an BOESE et al. (1981) nicht durchgeführt worden. Da für die Festlegung der Transformationsfunktionen nur 1 bis 3 Eckdaten (z. B. Grenzwerte) zur Verfügung standen, ergaben sich nur lineare Transformationsfunktionen. Diese Form der Beziehung entspricht zwar nur ausnahmsweise den natürlichen Gegebenheiten, sie ist jedoch nachzuvollziehen und kann aufgrund von weiteren Informationen einer Kurve angeglichen werden. Welche unterschiedlichen Bewertungen (Fehler: N1 - T1; T1 - N2) sich durch die Festlegung von Transformationsfunktionen in Form von Geraden oder den na-

türlichen Gegebenheiten näher kommenden Kurven ergeben können, zeigt dieses fiktive Beispiel. Die Festlegung der Eckpunkte für die Transformationsfunktionen erfolgte über vier verschiedene Ansätze:

- Die Eckdaten waren durch Richtlinien, Qualitätsziele etc. gegeben.
- Die Eckdaten wurden über die naturraumbezogene Auswertung von Statistiken gewonnen.
- Die Eckdaten konnten nur auf der Grundlage eines „Mittelwertes“ und Literaturangaben oder eigener Schlußfolgerungen ermittelt werden, z. B. über den bayerischen Flächenanteil der natürlichen Vegetation, der als 3 eingestuft wurde. Graphisch werden die Eckwerte festgelegt, indem durch den Extrem- und Mittelwert eine Gerade gelegt wird.
- Für Indikatoren, über die keine spezifischen Grunddaten vorhanden waren (Verrohrungen), wurden die Eck- bzw. Mittelwerte über eigene Schlußfolgerungen gewonnen.

Bei diesem Bewertungsansatz wurden keine direkten Gewichtungen eingeführt, sondern alle Kriterienebenen gleichwertig behandelt. Somit ist ein Grundgerüst geschaffen, das für spezifische Bewertungsfragestellungen offen bleibt. Aufgrund der kardinalen Skalierung der Kriterien (Meßwerte) und deren Bewertung ist die Grundvoraussetzung für eine weitere mathematische Verknüpfung geschaffen, wie z. B. Multiplikation mit Gewicht-

**Abbildung 12**

**Verzerrungen der Bewertung, die durch verschiedene Transformationsfunktionen bedingt sind**

- M = Mittelwert: z. Bb. Flächenanteil der natürlichen Vegetation in Bayern, Bewertung (3)
- E1 = Extremwert z. B. 0 % natürliche Vegetation, Bewertung (1)
- T1 = Transformationsfunktion, konstruiert aus Mittelwert und Extremwert
- N1,2 = angenommene nicht lineare, natürliche Transformationsfunktionen
- N1-T1; T1-N2 = Fehler zwischen einer konstruierten linearen und nicht linearen Transformationsfunktion

ten oder die Addition der daraus resultierenden Produkte.

Für jedes zu bewertende Kriterium wurde ein Indikatorblatt angelegt, auf dem unter anderem der jeweilige Bewertungsansatz in Form eines Diagramms (Analog der Abb. 12) dargestellt war. Insgesamt wurden für jeden Bach 32 Indikatorblätter angefertigt (LEHMANN et al. 1992), von denen einige exemplarisch vorgestellt werden. Parallel dazu wurde die Bewertung des jeweiligen Untereinzugsgebietes bzw. der Meßstelle (Pegel) im Bewertungsblatt aufgeführt.

Um über die Teilbewertungen zu einer Gesamtbewertung zu kommen, mußte entsprechend der Abb. 13 aggregiert werden. So zum Beispiel ergab sich die Bewertung der Wasserqualität durch die Addition und Mittelbildung der sechs bewerteten Kriterien pH-Wert, O<sub>2</sub>-Gehalt, NH<sub>4</sub>-N, NH<sub>3</sub>-N, Ges.-PO<sub>4</sub> und BSB<sub>5</sub>. Aus der Aggregation der Bewertung der Wasserqualität, der baulichen Eingriffe, der Nutzungen und des Gewässerverbundes konnte letztendlich die Bewertung der Gefährdungen abgeleitet werden. Um die Genauigkeitsverluste bei den Aggregationen gering zu halten, wurde eine Dezimalstelle mitgeführt.

## 4.2 Bewertung der Eigenschaften von Einzugsgebiet und Gewässer

Bewertet wurden die naturraum- bzw. einzugsgebietspezifischen Gegebenheiten des Hardt- und Aubachs (Abb. 12), wobei von einer Kulturlandschaft mit all ihren Nutzungen ausgegangen wurde. Die einzelnen Einstufungen wurden in Indikatorenblättern vorgenommen (LEHMANN et al. 1992) und beziehen sich auf die durch die Hilfspiegel abgegrenzten Untereinzugsgebiete.

### 4.2.1 Eigenschaften des Einzugsgebietes (Untereinzugsgebiete)

#### 4.2.1.1 Siedlungsfläche

Bei der Bewertung der Siedlungen wurde der Anteil dieser an der Gesamtfläche der jeweiligen Untereinzugsgebiete berechnet. Nach dem STATISTISCHEN JAHRBUCH (1985) versteht man unter Siedlungsflächen Gebäudeflächen, Verkehrsflächen, Erholungsflächen, Sport- Flug- und Militärübungsplätze bzw. Flächen anderer Nutzung ohne Umland.

Als für die jeweiligen Naturräume typisch (lebensraumtypisch) wurden die nach der Statistik auftre-

tenden maximalen und minimalen Siedlungsanteile der jeweiligen Landkreise (Datengrundlage), die im gleichen Naturraum wie das Einzugsgebiet liegen, mit der besten und schlechtesten Bewertung versehen.

Andere Bewertungsverfahren, die von einer Kombination aus Einwohnergleichwerten und Flächenanteilen ausgehen, wären denkbar, konnten aber in diesem Rahmen nicht untersucht werden.

#### 4.2.1.2 Landwirtschaftliche Nutzfläche

Entsprechend 4.2.1.1 wurde der Flächenanteil der landwirtschaftlichen Nutzung bewertet. Die Eckwerte der Transformationsfunktion bildeten hierbei die bekannten minimalen und maximalen Flächenanteile in den jeweiligen Naturräumen (Abb. 14). Die landwirtschaftliche Nutzfläche setzt sich nach dem STATISTISCHEN JAHRBUCH (1985) folgendermaßen zusammen:

Ackerland, Gartenland, Obstanlagen, Baumschulen, Dauergrünland, Korbweiden- und Pappelanlagen, Weihnachtsbaumkulturen, nicht mehr genutzte landwirtschaftliche Flächen.

#### 4.2.1.3 Natürliche Vegetation

In Ermangelung anderer Daten wurde für die Bewertung der natürlichen Vegetation in den Einzugsgebieten (Untereinzugsgebiete) der durchschnittliche natürliche Vegetationsflächenanteil für Bayern zugrunde gelegt. Unter natürlicher Vegetation werden nach dem STATISTISCHEN JAHRBUCH (1985) die durch die Biotopkartierung erfaßten, gefährdeten und schützenswerten Biotope verstanden.

Der durchschnittliche Flächenanteil der natürlichen Vegetation von Bayern wurde mit (3) bewertet. Wenn ein Flächenanteil von 0 % mit (1) bewertet und eine Gerade durch den Mittelwert gezogen wird, so ergibt sich graphisch der %-Flächenanteil mit der besten Bewertung (5).

Die Bewertung für die jeweiligen Untereinzugsgebiete ließ sich aus den Flächenanteilen ermitteln. Die Aggregation zu einer gemeinsamen Bewertung der Lebensräume auf Untereinzugsgebietsniveau erfolgte durch Mittelbildung.

#### 4.2.1.4 Uferstreifen und angrenzende Nutzung

Die Bewertungen der Uferstreifen und der angrenzenden Nutzungen wurden graphisch für beide

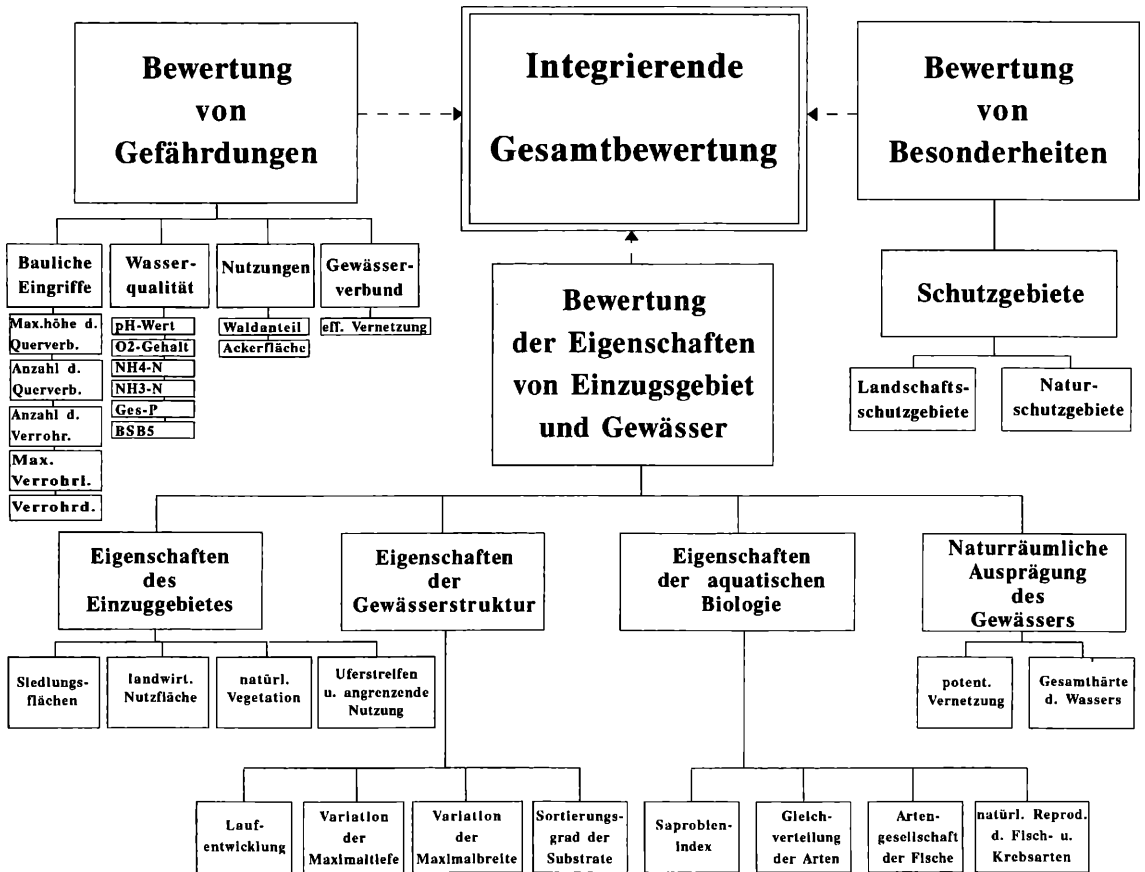


Abbildung 13

## Bewertungsablauf im Überblick

Bachseiten vorgenommen. Hierbei ist davon auszugehen, daß die maximal erreichbare Bewertung für eine Uferseite 10 ist (5 Punkte Uferstreifen + 5 Punkte angrenzende Nutzung). Jede Abweichung davon, die flächig zu verstehen ist, wurde nach einer 5-stufigen Skala bewertet.

Für diese Bewertung ist auf die Rangordnungs-summenregel zurückgegriffen worden, die im streng mathematischen Sinne nicht möglich ist, jedoch empirisch sinnvolle Ergebnisse liefert, worauf auch HABER et al. (1983) und BECKER u. GÜNTHER (1984) hinwiesen.

## 4.2.2 Eigenschaften der Gewässerstruktur

Die Eigenschaften der Gewässerstrukturen (morphologische Vielfalt) beider Gewässer wurde anhand von vier Kriterien bewertet. Die Aggregation zu einer gemeinsamen Bewertung auf Untereinheitsniveau erfolgte durch Mittelbildung.

### 4.2.2.1 Laufentwicklung

Als Maß für den Mäandrierungsgrad eines Gewässers wurde die Laufentwicklung als Bewertungskriterium herangezogen. In Ermangelung repräsentativer, naturraumbezogener Erhebungen wurden die JUNGWIRTH'schen Werte (1984) verwendet.

In die Bewertungen wurden nicht nur die repräsentativen Pegelbereiche, sondern die gesamten Laufabschnitte zwischen den Hilfspegeln mit einbezogen.

### 4.2.2.2 Variationskoeffizient der Maximaltiefe und Gewässerbreite

Der Variationskoeffizient der Maximaltiefe kann auch als Maß für die „Natürlichkeit“ des Gewässerbettes betrachtet werden. Da keine naturraumbezogenen Untersuchungen vorlagen, wurden die Literaturangaben von JUNGWIRTH (1984) den Bewertungen zugrundegelegt. Die Eckwerte der Transformationsfunktionen ergeben sich aus den Angaben für „naturbelassene Bäche“ (Maximaltiefe: Bewertung (1) = 26,8; Bewertung (5) = 80,5. Maximalbreite: Bewertung (1) = 6,4; Bewertung (5) = 38,5).

### 4.2.2.3 Sortierungsgrad der Substrate

Um die Homogenität bzw. Heterogenität der Substratverteilung im Bachbett und damit die Lebensraumvielfalt im Gewässer zu beschreiben, wurde deren Sortierungsgrad bewertet, der aus der Kornsummenkurve abgeleitet wird. Die Anfangs- und Endpunkte der Transformationsfunktion ergaben sich aus den Literaturangaben für Sortierungen (MANGELSDORF u. SCHEUERMANN 1980). Dabei muß berücksichtigt werden, daß die Einheitlichkeit der Substrate auch geogene Ursachen haben kann.

## 4.2.3 Eigenschaften der aquatischen Biologie

Die vorgenommene grobstrigige Aufnahme der Gewässerflora eignete sich hier wegen der multifaktoriellen Grundlagen ihres Auftretens nicht für



die Gewässerbewertung. Für Detailfragen (Bewertungen) ist die Differenzierung in Zeigerarten und die Berücksichtigung aller wesentlicher Einflußfaktoren notwendig.

Für die Bewertung der Gewässerfauna wurden 4 Kriterien zugrundegelegt. Eine Berücksichtigung der Rote-Liste-Arten wurde nicht vorgenommen, da der Zufall der Besiedlung neben der Gewässer-eigenschaft das Vorkommen einer Art bestimmen. Fehlende Arten müssen deshalb nichts mit nachteiligen Eigenschaften des Gewässers zu tun haben. Hilfreich wären hier Auswertungen auf der Grundlage von Naturräumen.

#### 4.2.3.1 Saprobienindex (Makro-Saprobienindex)

Die Bewertung der Untersuchungsgewässer mit Hilfe der Makroinvertebraten ist sehr komplex. Die wesentlichen Kriterien für die Intaktheit einer Gewässerbiozönose sind u. a. der Saprobienindex, die Artenzahl und die Anzahl der Rote-Liste-Arten. Da keine umfassenden benthologischen Daten von vergleichbaren Gewässern der gleichen Naturräume vorlagen und die tatsächlichen Artenzahlen einschließlich der Rote-Liste-Arten im gegebenen engen Rahmen der Untersuchungen nicht vollständig erfaßt werden konnten, war eine objektive Eichung und Bewertung auf der Basis des Makrozoobenthon nur bedingt möglich.

Da die untersuchten Gewässer mit Ausnahme des quellnahen Abschnitts des Aubachs kaum organisch belastet und die somit saprobiell meist schlechter eingestuften Mikroorganismen (z. B. Abwasserbakterien und -pilze, Flagellaten, Ciliaten) kaum vertreten waren, konnte der berechnete Makrosaprobienindex, bei dem nur die Makroorganismen berücksichtigt werden, dem Gesamt-Saprobienindex gleichgesetzt werden. Für den abwasserbelasteten quellnahen Abschnitt des Aubachs, wo die saprobiell schlechter eingestuften Mikroorganismen mit Sicherheit stärker präsent waren und bei der Berechnung nicht berücksichtigt wurden, ergab sich allerdings ein zu guter Saprobienindex.

Für die Bewertung bzw. die Ermittlung der Transformationsfunktion der beiden Gewässer wurde die Spannweite der Gewässergüte in den jeweiligen Naturräumen zugrundegelegt (Abb. 15).

#### 4.2.3.2 Gleichverteilung der Arten (Makrozoobenthon)

Als Vergleichswert für die einzelnen Gewässerabschnitte wird die Gleichverteilung der Arten herangezogen. Sie kann zwischen 0 (minimale Artenmannigfaltigkeit bzw. maximale Dominanz) und 1 (völlige Ausgewogenheit der Artenhäufigkeit) liegen.

#### 4.2.3.3 Artengesellschaft der Fische

Die untersuchten Gewässerstrecken konnten bestimmten fischbiologischen Zonen zugerechnet werden, wobei einer charakteristischen Leitfischart eine definierbare Begleitartengesellschaft zugeordnet wurde. Bewertet worden ist die Abweichung von der gewässergemäßen Artenverteilung (Abb. 15).

#### 4.2.3.4 Natürliche Reproduktion der Fische

Als Kriterium für eine Bewertung wurde der prozentuale Anteil der als standortgerecht bezeichne-

ten Arten verwendet, bei denen eine gewässereigene Reproduktion anhand gut vertretener junger Altersklassen zu erkennen war.

### 4.2.4 Naturräumliche Ausprägung des Gewässers

Für die Bewertung der naturräumlichen Ausprägung des Gewässertyps wurden die Kriterien potentielle Vernetzung und Gesamthärte der Gewässer herangezogen.

#### 4.2.4.1 Potentielle Vernetzung

Da ein hoher Vernetzungsgrad des Gewässersystems eine größere ökologische Stabilität bedeutet, wurde dieser als Kriterium für die Bewertung ausgewählt. Anhand der Karten zum Verzeichnis der Bach- und Flußgebiete in Bayern 1:200 000 (BAYER. LANDESAMT F. WASSERWIRTSCHAFT 1978), wurden die Vernetzungen der zu untersuchenden Bacheinzugsgebiete mit den durchschnittlichen Vernetzungen in den betreffenden Naturräumen verglichen. Letzteren wurde jeweils eine mittlere Bewertung (3) zugeordnet. Die schlechteste Bewertung (1) ist vergeben worden, wenn keine Gabelungen auftraten. Aus den Extrem- und Mittelwerten wurden lineare Transformationsfunktionen konstruiert, die der besten Bewertung (5) eine Vernetzung zuordnete.

Eine anfänglich vorgesehene Berücksichtigung der Vernetzungen aus anderen Kartenmaßstäben (1:200 000, 1:25 000) wurde wegen der Überbewertung dieses Sachverhaltes nicht in die Bewertung mit aufgenommen.

#### 4.2.4.2 Gesamthärte des Wassers

Die Gesamthärte (Konzentration an Calcium- und Magnesium-Ionen) wird natürlicherweise durch die geogenen Verhältnisse eines Naturraums geprägt und ist deshalb nicht zu den Kriterien der Wasserqualitätsbewertung gerechnet worden (Abb. 17).

Abweichungen vom natürlichen Wert sind ein Indiz für anthropogene Beeinflussungen (z. B. Versauerung, Einfluß durch Landwirtschaft).

Um die Transformationsfunktion festlegen zu können, wurden für den Naturraum des Hardtbachs flächenhafte Gewässervoruntersuchungen durchgeführt. Die Mittelwerte aus den Untersuchungen erhielten dabei die besten, die Extremwerte die schlechtesten Bewertungen (Abb. 17).

Aufgrund der geogenen Voraussetzungen ist der Aubach im Oberlaufbereich ein potentielles Weichwassergebiet. Richtwerte lagen hier aus Brunnenbohrungen und Quellen vor. Im Unterlaufbereich ist das Wasser durch die Lößbeeinflussung natürlicherweise härter, wobei Verdünnungseffekte aus dem Oberlauf hinzu kommen. In diesem Falle wurde die Härte im lößbeeinflussten Unterlaufbereich mit (3) eingestuft, da keine anderen Informationen über die natürliche Wasserhärte verfügbar waren.

### 4.3 Bewertung von Gefährdungen

In die Bewertung von Gefährdungen ging der terrestrische wie aquatische Bereich mit ein. Hierbei

(Fortsetzung S. 199)

## INDIKATORBLATT

<b>Objekt/Ort</b>	Hardtbach	
<b>Kriterium</b>	landwirtschaftliche Nutzfläche	
<b>Erläuterung</b>	Heutige Kulturlandschaft nicht ohne landwirtschaftliche Nutzungen zu sehen. Für die Bewertung ist der Flächenanteil entscheidend, wobei kreisbezogene Daten auf der Basis der Naturräume (Wittmann, 1983) als Bezugswerte herangezogen werden.	
<b>Indikator</b>	Anteil der Landwirtschafts- an der Einzugsgebietsfläche	
<b>Ermittlung/ Berechnung</b>	Strukturkartierung und Datenauswertung $F_1 / F_{ezg} * 100 = F_1 (\%)$ $F_1$ = landwirtschaftliche Nutzfläche $F_{ezg}$ = Fläche des Einzugsgebiets	
<b>Bewertungs- ansatz</b>	in betroffenen Naturräumen: Minimum 4,9 %; Bewertung 5 Maximum 59,9 %; Bewertung 1	
	<p>Das Diagramm zeigt ein Koordinatensystem mit der Y-Achse 'Bewertung' (Werte 1, 3, 5) und der X-Achse 'landwirtschaftliche Nutzfläche (%)' (Werte 0, 15, 30, 45, 60). Eine diagonale Linie verläuft von oben links (5 bei 0%) nach unten rechts (1 bei 60%).</p>	
<b>Unterlagen/ Daten</b>	- Daten zur Umwelt, S. 144 - eigene Flächenaufnahme	
<b>Literatur/ Bemerkungen</b>	Umweltbundesamt (Hrsg.) (1986): Daten zur Umwelt. 1986/87; Berlin Statistisches Jahrbuch der BRD: (1985) Wittmann, O. (1983): Standortkundliche Landschaftsgliederung von Bayern -Übersichts- karte 1:1000000-. Materialien 21 Definition "landwirtschaftliche Nutzfläche" siehe Statistisches Jahrbuch	

## BEWERTUNGSBLATT

Untereinzugsgebiet	1	2	3	4
Landwirtschaftsfläche %	47,57	73,57	62,19	59,10
Bewertung	1,8	1,0	1,0	1,0

Abbildung 14

## INDIKATORBLATT

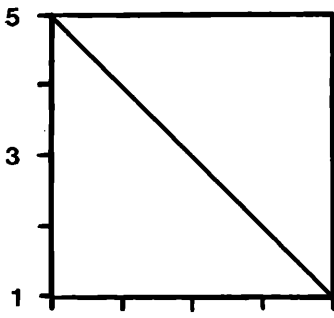
<b>Objekt/Ort</b>	Aubach	
<b>Kriterium</b>	Saprobienindex	
<b>Erläuterung</b>	Bestimmung anhand von Indikatorarten des Makrozoobenthon	
<b>Indikator</b>	Saprobienwert	
<b>Ermittlung/ Berechnung</b>	Auswertung von Proben des Makrozoobenthon Berechnung des Saprobienindex	
<b>Bewertungs- ansätze</b>	<p>Es wird die Spannweite der im Naturraum auftretenden Gewässergüte (Saprobienindex) der Bewertung zugrunde gelegt</p> <p>Saprobienwert 1,0 Bewertung 5 Saprobienwert 3,2 Bewertung 1</p> <p style="text-align: center;">Saprobienwert</p>	
<b>Unterlagen/ Daten</b>	Feldproben/Labordaten	
<b>Literatur/ Bemerkungen</b>	Diverse Bestimmungsliteratur für das Makrobenthon	

## BEWERTUNGSBLATT

Untereinzugsgebiet	1	2	3	4	5
<b>Saprobienwert</b>	2,35	1,60	1,60	1,60	1,80
<b>Bewertung</b>	2,5	3,9	3,9	3,9	3,5

Abbildung 15

## INDIKATORBLATT

<b>Objekt/Ort</b>	Hardtbach	
<b>Kriterium</b>	Fischfauna: Artengesellschaft	
<b>Erläuterung</b>	Die vorhandene Artenverteilung wird mit der als naturgemäß eingeschätzten verglichen	
<b>Indikator</b>	Die Vollständigkeit der Artenliste und die Übereinstimmung mit der für den Gewässertyp standortgerechten Fisch- und Krebsfauna	
<b>Ermittlung</b>	Die der fischbiologischen zuzuordnende Artenzahl wird als 100% gesetzt. Fehlende oder nicht dazu gehörige Arten werden davon als Prozentsatz abgezogen.	
<b>Bewertungsansatz</b>	<p>Komplette und gewässergemäße Artenliste (100%); Bewertung 5          Fehlen von 100% der dem Gewässer entsprechende Arten;; Bewertung 1          und/oder          Vorhandensein von 0% nicht gewässergerechter Arten; Bewertung 5          Vorhandensein von 100% nicht gewässergerechter Arten; Bewertung 1</p>  <p>5 3 1</p> <p>0 50 100 (%) Abweichung von der gewässergemäßen Artenliste</p>	
<b>Unterlagen/Daten</b>	Ergebnisse der Versuchsbefischungen	
<b>Literatur/Bemerkungen</b>	M.U.R.L.: Schützt die Fische (1986)	

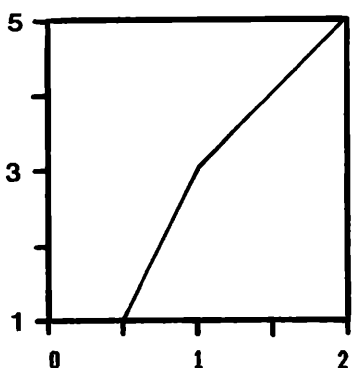
## BEWERTUNGSBLATT

Untereinzugsgebiet	1	2	4	6
Prozentuale Abweichung von der metarhithralen Artenliste	85,7	57,1	0	71,4
Bewertung	1,6	2,8	5,0	2,3

Abbildung 16



## INDIKATORBLATT

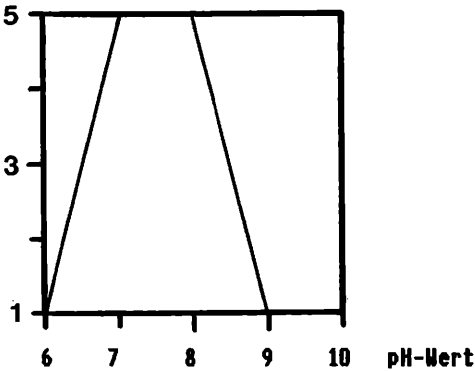
<b>Objekt/Ort</b>	Aubach	
<b>Kriterium</b>	Verrohrungsdurchmesser	
<b>Erläuterung</b>	Verrohrungen stellen Barrieren dar. Die Wirkung wird neben der Länge auch durch das Verhältnis von Rohrdurchmesser zur Gewässersohlenbreite bestimmt. Bei ungünstigem Verhältnis ändert sich die Fließgeschwindigkeit erheblich.	
<b>Indikator</b>	Rohrdurchmesser und Gewässersohlenbreite Bei mehreren Verrohrungen wird das schlechteste Verhältnis bewertet.	
<b>Ermittlung/ Berechnung</b>	Rohrdurchmesser (cm) / Gewässersohlenbreite (cm)	
<b>Bewertungs- ansatz</b>	Verhältniszahl = 1,0;      Bewertung 3 Verhältniszahl = 0,5;      Bewertung 1 Verhältniszahl = 2,0;      Bewertung 5, da keine Beeinträchtigung mehr anzunehmen ist.	
	 <p style="text-align: center;"><b>Rohrdurchmesser/Gewässersohlenbreite</b></p>	
<b>Unterlagen/ Daten</b>	- eigene Felderhebungen	
<b>Literatur/ Bemerkungen</b>	Bei den Erhebungen wurden Fließgeschwindigkeit, Wasserstände sowie Substratdargebote (Rauigkeit) in den Verrohrungen nicht berücksichtigt.	

## BEWERTUNGSBLATT

Untereinzugsgebiet	1	2	3	4	5
<b>Verrohrung: Durchmesser/Sohlenbreite</b>	0,50			0,27	0,40
<b>Bewertung</b>	1,0	5,0	5,0	1,0	1,0

Abbildung 18

## INDIKATORBLATT

<b>Objekt/Ort</b>	Aubach	
<b>Kriterium</b>	pH-Wert	
<b>Erläuterung</b>	Der pH stellt die Maßzahl für die Wasserstoffionen-Konzentration dar. Er beeinflusst den Stoffwechsel der Organismen und ist auch wichtig für das Verhältnis von $\text{NH}_4^+$ zu $\text{NH}_3$ .	
<b>Indikator</b>	pH-Wert	
<b>Ermittlung/ Berechnung</b>	$\text{pH} = -\log c(\text{H}^+)$ , Messung mittels pH-Meter vor Ort	
<b>Bewertungs- ansatz</b>	<p>pH 6 bzw 9; <span style="float: right;">Bewertung 1</span>  Bereich zwischen pH 7 und 8 optimal für Reproduktion; <span style="float: right;">Bewertung 5</span></p> 	
<b>Unterlagen/Daten</b>	- eigene Probenahme	
<b>Literatur/ Bemerkungen</b>	Hütter, L. A. (1984): Wasser und Wasseruntersuchungen. Laborbücher Chemie Frankfurt/Berlin/München, S. 344 Richtlinie des Rates vom 18.7.1978 über die Qualität von Süßwasser, das schutz- und verbesserungswürdig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten (78/659/EWG). Amtsbl. der EG Nr. L 222/5 Hamm, A. (Hrsg.) (1991): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern, Academica Verlag, Sankt Austin, 830 S.	

## BEWERTUNGSBLATT

Untereinzugsgebiet	1	2	3	4	5
<b>pH-Wert</b>	6,8	7,2	6,9	7,1	7,9
<b>Bewertung</b>	4,2	5,0	4,6	5,0	5,0

## INDIKATORBLATT

<b>Objekt/Ort</b>	Hardtbach	
<b>Kriterium</b>	Landschaftsschutzgebiet	
<b>Erläuterung</b>	Definition "Landschaftsschutzgebiete" siehe: Bayerisches Naturschutzgesetz	
<b>Indikator</b>	Flächenanteil der Landschaftsschutzgebiete bezogen auf die Einzugsgebietsfläche	
<b>Ermittlung/ Berechnung</b>	Ermittlung der Flächen anhand der Karten	
<b>Bewertungs- ansatz</b>	Landschaftsschutzgebiete haben in Bayern einen Flächenanteil von 22,3 %; Bewertung <b>3</b> Flächenanteil 0,0 %; Bewertung <b>1</b> Flächenanteil 44,6 %; Bewertung <b>5</b>	
	<p>0                      22,3                      44,6    (%) Flächenanteil Landschaftsschutzgebiet</p>	
<b>Unterlagen/ Daten</b>		
<b>Literatur/ Bemerkungen</b>	Bayerische Staatsregierung (Hrsg.) (1990): Umweltpolitik in Bayern. Fortschreibung des Umweltprogrammes und Umweltbericht 1990 der Bayerischen Staatsregierung Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (Hrsg.) (1987): Das Bayerische Naturschutzgesetz. Neuauflage 1987	

## BEWERTUNGSBLATT

Untereinzugsgebiet	1	2	3	4
Anteil LSG-Fläche an der EZG-Fläche (%)	75,6	84,9	95,1	55,3
Bewertung	5,0	5,0	5,0	5,0

Abbildung 20



wurden die Gefährdungen, die aus der Nutzung im Einzugsgebiet resultierten, ebenso bewertet, wie die davon beeinflusste Wasserqualität und die ökologischen Beeinträchtigungen durch den Gewässerverbau.

Da die Bachforelle der Leit- und bedeutenste Wanderfisch für die beiden untersuchten Bäche ist und hierüber allgemein gültige Richtwerte und Angaben existieren, wurden seine autökologischen Ansprüche den Bewertungen des aquatischen Bereichs zugrundegelegt.

Eine artenspezifische Bewertung setzt entsprechende autökologische Kenntnisse, wie z.B. bei der Schmerle (BLESS 1985) voraus, die jedoch nicht immer bekannt sind.

### 4.3.1 Bauliche Eingriffe

#### 4.3.1.1 Querverbauungen

Unter Querverbauungen wurden Barrieren (z. B. Wehre, Rampen, Sprunghöhen nach Verrohrungen) verstanden, die das Siedlungs-, Wanderungs- und Reproduktionsverhalten wassergebundener Organismen beeinflussen. Die Wirkung als Barriere hängt vor allem von der Höhe, der Neigung, dem Material, dem Strömungsmuster, den Wasserstandsschwankungen und den Abständen zwischen den Verbauungen ab.

Aufgrund dieser vielfältigen Aspekte wurden folgende drei Bewertungskriterien herausgearbeitet, die sich an dem Wanderfisch Bachforelle orientieren.

##### 4.3.1.1.1 Maximalhöhen der Querverbauungen

Für jeden Gewässerabschnitt wurden die vorkommenden maximalen Höhen erfaßt und bewertet, wobei Querverbauungen ab  $\geq 40$  cm die schlechteste Bewertung zugeteilt bekamen.

##### 4.3.1.1.2 Anzahl mit Höhen $\geq 40$ cm und $< 40$ cm pro Bachlänge

Unter der Annahme, daß die normalen Schwankungsbereiche des Wasserstandes in den untersuchten Gewässern bei ca. 40 cm liegen, würden Querverbauungen  $\geq 40$  cm bei Mittel- und Niedrigwasser für die meisten Arten unpassierbar sein. Dies trifft auch für die Bachforelle zu, da bei Laichaufstieg vorwiegend Niedrigwasserabfluß herrscht.

Mit diesen Kriterien, die auf eine Einheitslänge bezogen wurden, erhielt man einen arithmetischen Ausdruck über die durchschnittliche Arealerschneidung.

#### 4.3.1.2 Längsverbauungen

Längsverbauungen mit Barriere-Wirkung waren in den untersuchten Gewässern ausschließlich Verrohrungen. Andere Längsverbauungen bestanden nur aus Ufersicherungen mit losen Steinschüttungen.

Die Wirkung der Verrohrungen als Barriere hängt im wesentlichen von der Länge, dem Verhältnis Durchmesser zu Gewässersohlenbreite, dem Gefälle sowie der Anzahl der auftretenden Verrohrungen ab. Folgende Kriterien konnten für die Bewertung berücksichtigt werden:

##### 4.3.1.2.1 Anzahl der Verrohrungen

Inwieweit eine Barrierewirkung vorliegt, hängt sicherlich von der Anzahl und den Abständen der

Verrohrungen in der Gewässerstrecke ab. Ein Verhältnis von 1,0 Verrohrungen auf einen Kilometer wurde mit der schlechtesten Bewertung belegt. Dies ist eine generalisierende Annahme, die sicherlich nicht für alle Fische, wie beispielsweise die standortstreuen gilt.

##### 4.3.1.2.2 Maximale Verrohrungslänge

Der Indikator hierfür waren die maximal auftretenden Längen der einzelnen Verrohrungen in den verschiedenen Bachabschnitten. Für die Bewertung wurde festgelegt, daß Verrohrungen von 10 m und mehr die schlechteste Wertung (1) zugewiesen bekommen. Falls keine Verrohrungen auftraten, wurde die Wertung (5) vergeben. Mittels der beiden Extremwerte konnte nun die Transformationsfunktion festgelegt werden.

##### 4.3.1.2.3 Verrohrungsdurchmesser

Inwieweit Verrohrungen als Barrieren auf Fischpopulationen wirken, hängt von vielen Faktoren ab. Da Wasserstand, Fließgeschwindigkeiten etc. vor und in den Verrohrungen temporär stark wechseln, erschien das Verhältnis Rohrdurchmesser zu Gewässersohlenbreite bei Mittelwasser für diese Belange als am aussagekräftigsten (Abb. 18).

Wenn beispielsweise einem Rohrdurchmesser von 100 cm eine Gewässersohlenbreite von 50 cm gegenüber stand (Verhältniszahl 2), wurde davon ausgegangen, daß keine Beeinträchtigung mehr gegeben war. War das Verhältnis jedoch umgekehrt (Verhältniszahl 0,5) oder noch geringer, so ist von einer sehr starken Beeinträchtigung und der Bewertung (1) ausgegangen worden. Ein Verhältnis zwischen Rohrdurchmesser zu Gewässersohlenbreite von 1:1 wurde mit (3) bewertet.

Eine weitere Möglichkeit, die Verrohrung auf ihre „Durchlässigkeit“ hin zu überprüfen, wäre über die Erfassung der Rohrneigung und des Abflusses möglich. Über die hydraulischen Berechnungen von Steinzeugrohren nach Prandtl-Colebrook (UEKER 1976) könnte die Fließgeschwindigkeit berechnet und mit den maximalen Schwimmleistungen von Fischen (GEBLER 1991), wie z. B. Forellen ( $V_{\max} = 2,0$  m/s) oder Kleinfischarten ( $V_{\max} = 1,0$  m/s) verglichen werden.

### 4.3.2 Wasserqualität

Von den 32 erhobenen chemisch-physikalischen Parametern sind für die Bewertung der Wasserqualität nur die diskontinuierlich erfaßten und in den EG-Richtlinien für Salmonidengewässer (NEGELE 1986, HAMM 1991) genannten verwendet worden.

Für die Bewertungen wurden die Mittelwerte an den einzelnen Pegeln herangezogen. Die Möglichkeit des gleichzeitigen Auftretens der schlechtesten Werte für alle Kriterien („worst-case - Situation“) ist nicht berücksichtigt worden, da dies nicht für alle Parameter zutrifft. Eine Bewertung der gemessenen Maxima und Minima ist jedoch zweckmäßig, um damit die Schwankungsbereiche bzw. das Gefahrenpotential einzuschätzen zu können.

#### 4.3.2.1 pH-Wert

Die EG-Richtlinien für Salmonidengewässer (NEGELE 1986, HAMM 1991) geben als Grenzwerte den pH 6 bzw. 9 an, wobei der optimale pH-Bereich

reich zwischen 7 und 8 liegt (BAUR 1980). Diese Daten bildeten die Eckpunkte der Transformationsfunktion (Abb. 19).

#### 4.3.2.2 Sauerstoff-Gehalt

Für die Bewertung des Sauerstoff-Gehaltes wurden die Grenzwertangaben aus BAUR (1980) entnommen.

#### 4.3.2.3 Ammonium - Stickstoff (NH<sub>4</sub>-N)

Ammonium ist ein guter Verschmutzungsindikator. Die Grenzwerte aus den EG-Richtlinien für Salmonidengewässer (NEGELE 1986) bildeten hierbei die Eckwerte des Bewertungsrahmens.

#### 4.3.2.4 Ammoniak - Stickstoff (NH<sub>3</sub>-N)

Die Ammoniak-Konzentrationen wurden unter Berücksichtigung von Temperatur und pH-Wert aus der Ammonium-Konzentration errechnet (SCHÄPERCLAUS 1979). Die Ammoniak-Konzentration und somit die toxische Wirkung auf Fische hängt dabei vom pH-Wert und der Temperatur ab. Bei der Bewertung wurde auf die Angaben von HAMM (1991) zurückgegriffen.

#### 4.3.2.5 Gesamt-Phosphat (PO<sub>4</sub>)

Phosphat ist ein limitierender Nährstoff für autotrophe Organismen. Ein Überangebot führt zu verstärktem Algen- und Wasserpflanzenwachstum (Eutrophierung). Auch hier bildeten die EG-Richtlinien für Salmonidengewässer (NEGELE 1986) die Grundlage für die Bewertung.

#### 4.3.2.6 BSB<sub>5</sub>

Der biologische Sauerstoffbedarf ist an die Lebenstätigkeit aerober Mikroorganismen gebunden, die beim oxidativen Abbau von im Wasser enthaltenen organischen Stoffen Sauerstoff verbrauchen. Für die Bewertung wurden die Grenzwerte der EG-Richtlinien (NEGELE 1986) herangezogen.

#### 4.3.3 Nutzungen

Um die Gefährdungen, die sich aus der heutigen Landnutzung in den Einzugsgebieten ergeben, bewerten zu können, sind die Angaben aus der Agrarleitplanung (ALP) verwendet worden. Als Kriterien wurden der Wald- und Ackerflächenanteil zugrundegelegt, da nur diese Referenzdaten zur Verfügung standen.

##### 4.3.3.1 Waldanteil

Für die Bewertung erhielt der Waldanteil, wie er sich aus der Agrarleitplanung von Bayern (ALP) ergab, eine mittlere Bewertung (3). 20 % höhere oder geringere Waldanteile wurden mit der Bewertung (5) und (1) belegt.

##### 4.3.3.2 Ackerfläche

Die stärksten Belastungen auf die Gewässer gehen in den untersuchten Gebieten von der Ackernutzung aus, wie z. B. Boden- und Schadstoffeintrag, Eutrophierungserscheinungen. Grundlage der Bewertung stellten die Flächenerhebungen aus der

Agrarleitplanung dar, die eine mittlere Bewertung (3) erhielten. Abweichungen des Flächenanteils wurden besser bzw. schlechter bewertet.

#### 4.3.4 Gewässerverbund (effektiver Gewässerverbund)

Der Gewässerverbund wurde als Maß für die Verfügbarkeit an Rückzugs- und Reproduktionsarealen sowie Wiederbesiedlungspotential nach einem Schadensfall angesehen. War dieser Verbund gestört, so waren die rein aquatischen Organismen gefährdet.

Bei der Ermittlung des Gewässerverbundes wurde zwischen den maximal vorkommenden Verbindungen des Vorfluters mit den Nebenbächen und den tatsächlich ungehindert passierbaren Verbindungen unterschieden und die Differenz bewertet.

#### 4.4 Bewertung von Besonderheiten

Mit diesen Bewertungen sollen die Besonderheiten im aquatischen wie terrestrischen Bereich der Einzugsgebiete, hochwertige Landschaftskomplexe mit ihrer Schönheit und Seltenheit ebenso berücksichtigt werden wie besondere Pflanzen- und Tierarten. Da eine diesbezüglich umfassende Bewertung aufgrund der vorliegenden Angaben und der zeitlichen und personellen Limitierung des Projektes nicht möglich war, sind die Kriterien (Landschafts- und Naturschutzgebiete) herangezogen worden, die diese Ansprüche in einer übergeordneten Form mit einbeziehen. Normalerweise nimmt mit der Zunahme der Flächenanteile an Schutzgebieten auch das Gefährdungspotential für die Gewässer ab und war nicht Gegenstand dieses Bewertungs-Unterpunktes.

##### 4.4.1 Schutzgebiete

Die Bewertung der Schutzgebiete erfolgte über die Analyse der Flächenanteile, bezogen auf die Einzugsgebietsfläche, wobei der Bewertungsrahmen durch den gesamt-bayerischen Vergleich festgelegt wurde.

##### 4.4.1.1 Flächenanteil der Landschaftsschutzgebiete/Naturparke

Landschaftsschutzgebiete stellen Gebiete dar, in denen ein besonderer Schutz von Natur und Landschaft oder besondere Pflegemaßnahmen erforderlich sind.

Naturparke wurden wie Landschaftsschutzgebiete bewertet, da sie überwiegend die Voraussetzungen von Landschaftsschutzgebieten erfüllen (Abb. 20). Bewertet wurde der %-Flächenanteil im Einzugsgebiet im Vergleich zum Flächenanteil von Gesamtbayern.

Bei dem Bewertungsrahmen erhielt der bayerische Flächenanteil (22,3 %) die Bewertung (3). 0 % bzw. 44,6 % erhielten die Bewertung (1) bzw. (5).

##### 4.4.1.2 Flächenanteil der Naturschutzgebiete

Naturschutzgebiete stellen Gebiete dar, in denen ein besonderer Schutz von Natur und Landschaft

in ihrer Ganzheit oder in einzelnen Teilen erforderlich ist.

In Ermangelung naturraumbezogener Daten wurde dem bayerischen Flächenanteil (1,5 %) die Bewertung (3) zugeordnet. 0 % bzw. 3,0 % erhielten die Bewertung (1) bzw. (5).

#### Rote-Liste-Arten

Eine gesonderte Bewertung der Rote-Liste-Arten wurde nicht direkt vorgenommen, da hierzu keine flächendeckenden Untersuchungen im terrestrischen Bereich vorliegen. Außerdem besteht ein Defizit an Datengrundlagen und somit an Grenz- bzw. Eckwerten für die Festlegung einer Transformationsfunktion. Für solche Fragestellungen wäre eine naturraumbezogene Auswertung der Biotopkartierungen von großem Nutzen.

#### 4.5 Integrierende Gesamtbewertung

Eine nivellierende Zusammenfassung der Bewertungen zu einer „integrierenden Gesamtbewertung“ bzw.  $\Sigma$  Zwischenbewertungen wurde rein rechnerisch vorgenommen (Tab. 4). Sie haben für sich allein stehend jedoch keine stark differenzierende Aussagekraft und sind allenfalls zur Übersicht oder als Vergleichswert zu verwenden. Daher wurden in der Tab. 4 (Beispiel Aubach) auch die Einzelbewertungen aus den Indikator- bzw. Bewertungsblättern zu Zwischenbewertungen (z. B. Eigenschaften der Einzugsgebiete, bauliche Eingriffe etc.) aggregiert und dargestellt. Daraus läßt sich folgendes ableiten:

- 1) Aus den ermittelten Zwischenbewertungen zu den Eigenschaften von Einzugsgebiet und Ge-

Tabelle 4

#### Gesamtbewertung von Einzugsgebiet und Gewässer (Aubach)

Untereinzugsgebiet/ Probestelle	1	2	3	4	5
<b>Bewertung der Eigenschaften von Einzugsgebiet und Gewässer</b>					
Eigenschaften des Einzugsgebietes	3,0	4,2	4,4	4,4	2,8
Eigenschaften der Gewässerstruktur	2,3	2,7	3,1	2,5	3,2
Eigenschaften der aquat. Biologie	2,5	3,6	4,6	4,2	(4,0)
Naturräuml. Ausprägung des Gewässers	2,3	2,6	3,0	4,8	(5,0)
<b><math>\Sigma</math> Zwischenbewertung</b>	<b>2,5</b>	<b>3,3</b>	<b>3,8</b>	<b>4,0</b>	<b>3,8</b>
<b>Bewertung von Gefährdungen</b>					
Bauliche Eingriffe	3,0	4,3	3,8	3,5	1,2
Wasserqualität	3,3	3,9	4,2	3,8	4,1
Nutzungen	4,1	4,0	3,1	4,1	4,5
Gewässerverbund	3,0	3,0	5,0	5,0	2,3
<b><math>\Sigma</math> Zwischenbewertung</b>	<b>3,4</b>	<b>4,0</b>	<b>3,2</b>	<b>3,3</b>	<b>3,2</b>
<b>Bewertung von Besonderheiten</b>					
Landschaftsschutzgebiete	5,0	5,0	5,0	5,0	3,5
Naturschutzgebiete	2,1	5,0	5,0	4,6	1,0
<b><math>\Sigma</math> Zwischenbewertung</b>	<b>3,6</b>	<b>5,0</b>	<b>5,0</b>	<b>4,8</b>	<b>2,3</b>
<b>Integrierende Gesamtbewertung</b>					
<b>Gesamtbewertung</b>	<b>3,2</b>	<b>4,1</b>	<b>4,0</b>	<b>4,0</b>	<b>3,1</b>

(..) = Ein Kriterium im Bewertungsansatz konnte nicht bewertet werden

wässer sowie den Gefährdungen (wobei eine naturraumbezogene Kulturlandschaft unterstellt wird) kann der Handlungsbedarf für das jeweilige Untereinzugsgebiet mit dem dazugehörigen Gewässerabschnitt abgeleitet werden.

- 2) Ab welcher Bewertung Verbesserungsmaßnahmen ergriffen werden sollten und wie weit der Zielzustand (Bewertung 5) überhaupt erreichbar ist, muß anhand der örtlichen Gegebenheiten geprüft werden (z. B. Hochwasserfreilegung im Siedlungsbereich).
- 3) Mit der Bewertung der Besonderheiten wird die Abweichung von einem gedachten Leitbild (das dem doppelten bayerischen Flächenanteil an Natur- und Landschaftsschutzgebieten entspricht = Bewertung 5) erfaßt. Diese Bewertung sagt jedoch nichts über die zu ergreifenden Maßnahmen aus, sondern hebt die Seltenheit und Schutzwürdigkeit der einzelnen Untereinzugsgebiete mit ihren Gewässern hervor. Aus der Zusammenschau mit den unter 1) genannten Bewertungen könnte auch die Dringlichkeit von zu ergreifenden Verbesserungsmaßnahmen abgeleitet werden. Dies gilt jedoch nur im Falle von bereits ausgewiesenen Schutzgebieten, andernfalls müßten entsprechende Vorerhebungen (Biotope, Arten, morphologische und aquatische Besonderheiten etc.) für eine Bewertung vorgenommen werden.

## 5. Zusammenfassung

Die Aufgabe dieses Forschungsvorhabens war es, Bewertungsindizes (Bewertungskriterien) für den Schutz von Bächen herauszuarbeiten. Im Gegensatz zu den bisherigen Gewässerbewertungen sollten die Einflüsse aus den Einzugsgebieten ebenso berücksichtigt werden wie die Besonderheiten und die naturräumlich sich unterscheidenden Eigenschaften von Gewässern und Einzugsgebieten. Anhand zweier naturräumlich sehr unterschiedlicher Bacheinzugsgebiete (Alpenvorland und Spessart) wurden mittels umfangreicher Untersuchungen im terrestrischen wie aquatischen Bereich Charakterisierungs- und Bewertungskriterien herausgearbeitet (Analyse des Einzugsgebietes). Wesentlich für die Ermittlung der Indikatoren in den Einzugsgebieten war, daß sie sich auf gemeinsame repräsentative Gewässerlaufabschnitte, Hilfspegel oder Untereinzugsgebiet bezogen. Aus der Kombination und Aggregation der einzelnen bewerteten Kriterien konnten unter anderem die naturräumlichen Eigenschaften der Einzugsgebiete bzw. Untereinzugsgebiete und der Gewässer bewertet werden, wobei dem Bewertungsansatz die heutige, regional sich unterscheidende Kulturlandschaft zugrundegelegt wurde. Die Bewertung selbst erfolgte auf der Grundlage einer kardinalen Skalierung in Anlehnung an die Nutzwertanalyse der ersten Generation. Die Gefährdungen durch bauliche Eingriffe oder aufgrund einer schlechten Wasserqualität orientierten sich an den Richtwerten für die Forellenregion (Leitfisch Bachforelle). Die Gefährdungen, die sich z. B. aus der landwirtschaftlichen Nutzung ergeben können, wurden mittels der Abweichungen von der standortgemäßen Nutzung (Agrarleitplan) bewertet.

Die landschaftlichen Besonderheiten (z. B. Schönheit), der Artenschutz etc. konnten aufgrund fehlender Grundlagendaten nur über den Vergleich zwischen den Flächenanteilen der Natur- und Landschaftsschutzgebiete mit den Flächenanteilen für Gesamtbayern bewertet werden.

Das vorgestellte Konzept ist trotz einer ganzen Reihe von notwendigen Vereinfachungen eine Hilfe für die Beurteilung der Dringlichkeit von Maßnahmen zum Schutz und zur ökologischen Situation von Bächen in der Kulturlandschaft.

Diese Arbeit ist nicht als Betriebsanleitung für die Bewältigung jedweder Planungsaufgaben in diesem Bereich konzipiert. Im konkreten Planungsfall müssen die Festlegung des Bewertungsweges, die Auswahl der verwendbaren Parameter und die möglichen Gewichtungen den spezifischen Anforderungen gerecht werden. Für solche Aufgaben kann dieser Beitrag als Grundgerüst Verwendung finden.

## 6. Literatur

- BAUR, W. (1980):  
Gewässergüte bestimmen und bewerten. Hamburg/Berlin
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1978):  
Verzeichnis der Bach- und Flußgebiete in Bayern
- BECKER, M. U. GÜNTHER, W. (1984):  
Einbindung ökologischer Belange in die Planung wasserwirtschaftlicher Infrastrukturmaßnahmen - methodische Probleme und Lösungsmöglichkeiten In: Koordinierung in der Schutzwasserwirtschaft, Tagungsberichte; (Hrsg.) Forschungsgesellschaft für vorbeugende Hochwasserbekämpfung, Villach, Bd. 2, S.229-243
- BLESS, R. (1985):  
Zur Regeneration von Bächen der Agrarlandschaft. Schriftenreihe f. Landschaftspflege und Naturschutz Bd. 26
- BOESE, P., HANKE, H., OPHOFF, W., RAUSCHELBACH, B., SCHIER, V. (1981):  
Handbuch zur ökologischen Planung. - Umweltbundesamt, Berichte 3/81 Bd. 1, Teil 2: Arbeitsanleitung, S. 69-310
- BOHL, E. (1989a):  
Crayfish Stock and Culture Situation in Germany FR. Crayfish Culture in Europe. Report from the EIFAC Workshop on Freshwater Crayfish Culture, Nov. 1987, Trondheim, Norwegen, S. 87-91
- (1989b):  
Comparative Studies on Crayfish Brooks in Bavaria (FRG), *Astacus astacus L.* and *Austropotamobius torrentium*. Freshwater Crayfish 7, ed.: P. Goeldin de Tiefenau, Lausanne, Schweiz, S. 287-294
- (1989c):  
Neuere Erkenntnisse über die Situation der Flußkrebse in Bayern. - Bayerische Fischereigespräche, Aufseß, S. 105-111.
- (1989d):  
Ökologische Untersuchungen an ausgewählten Gewässern zur Entwicklung von Zielvorstellungen des Gewässerschutzes: Untersuchungen an Flußkrebsebeständen. Schriftenreihe der Bayer. Landesanstalt für Wasserforschung, 237 S.
- (1989e):  
Ökologische Bewirtschaftung kleiner Fließgewässer. Seminarbericht Fischereiliche Bewirtschaftung stehender und fließender Gewässer. - Alpenfisch 1989, Innsbruck S. 26-34

— (1990):

Zielvorstellungen des Schutzes von Fließgewässern orientiert an den Belangen der Fischfauna. Bericht der Arbeitstagung Fischgewässernutzung und Naturschutz. Bayer. Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, S. 10-11.

BOHL, E. und LEHMANN, R. (1988):

Zur Bedeutung der Struktur von Fließgewässern für das Fischleben. Arbeiten des Deutschen Fischereiverbandes 46, S. 27-41

BOHL, E.; LEHMANN, R. & OBERGRUBER, R. (1992):

Entwicklung von Bewertungsverfahren für Bäche auf verschiedenen Planungsebenen. *Limnologie Aktuell: Ökologische Bewertung von Fließgewässern*, Bd. 3, S. 417-443, Gustav Fischer Verlag

BRUNKEN, H. (1986):

Zustand der Fließgewässer im Landkreis Helmstedt ein einfaches Bewertungsverfahren. - *Natur und Landschaft* Bd. 61, S. 130-133

CAILLEUX, A. (1952):

Makroskopische Analyse der Geschiebe und Sandkörner und ihre Bedeutung für die Paläoklimatologie. - In: *Geol. Rundschau* 39, S. 11-19

FRIEDRICH, G. und LACOMBE J. (Hrsg.)(1992):

Ökologische Bewertung von Fließgewässern. - In: *Limnologie aktuell*. Bd. 3, Gustav Fischer Verlag

FÜCHTBAUER, H. u. MÜLLER, G. (1970):

Sediment-Petrologie. Teil II: Sedimente und Sedimentgesteine. Stuttgart 1970, 726 S.

GEBLER, R.-J. (1991): *Sohlrampen und Fischaufstiege*. Selbstverlag, 145 S.

HABER, W.; BEUTLER, A.; LANDAU, H.; SCHALLER, J.; NOHL, W. (1983):

Gesamtökologisches Gutachten. Nutzen-Kosten-Untersuchung zur Teiltrückleitung der Oberen Isar, Weihenstephan

HAMM, A. (Hrsg.) (1991):

Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. Academia Verlag, Sankt Augustin, 830 S.

HOLM, A. (1988):

Ökologischer Bewertungsrahmen für Fließgewässer (Bäche) für die Naturräume der Geest und des östlichen Hügellandes in Schleswig-Holstein. Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein

JUNGWIRTH, M. (1984):

Auswirkungen von Fließgewässerregulierungen auf Fischbestände, Teil 2. Wasserwirtschaft, Wasservorsorge, Forschungsarbeiten, Wien

KAULE, G. (1986):

Arten- und Biotopschutz, Ulmer, Stuttgart.

KOHLER, A. (1981):

Die Vegetation bayerischer Fließgewässer und einige Aspekte ihrer Veränderung. *Tag. ber. Akad. Nat. schutz u. Landschaftspf. (ANL) = Laufener Seminarbeiträge* Bd. 5, S. 6-18

KUENEN P.H. (1956):

Experimental Abrasions of Pebbles, Rolling by Current. In: *Amerik. J. Geol.*

LEHMANN, R.; BAUER, J. (1987):

Bewertung des Baches als Lebensraum. *Fischer & Teichwirt*, H. 7, S. 223-227

LEHMANN, R.; OBERGRUBER, R.; BOHL, E.

(1989):

Der Bach im ökologischen Verbundsystem unter dem naturräumlichen Aspekt. - *Mitt. d. Gesellschaft f. Limnologie* Bd. 1, S. 133-140

LEHMANN, R.; OBERGRUBER, R. u. BOHL, E.

(1990):

Maßstabs- und Planungsabhängige Bewertungsverfah-

ren von Fließgewässern. In: *Deutsche Gesellschaft für Limnologie; Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 1990 in Essen*, S. 308-313, 1990

LEHMANN, R.; KIFINGER, B.; BOHL, E. u. BAUER, J. (1992):

Ökologischer Bewertungsindex für Bäche zur Entwicklung von Zielvorstellungen des Gewässerschutzes. *Berichte der Bayer. Landesanstalt f. Wasserforschung* 20, 379 S., München/Wielenbach

LÖLF (Landesanstalt f. Ökologie, Landschaftsentwicklung u. Forstplanung) (Hrsg.)(1985):

Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern. Bd. 65, Essen

MANGELSDORF, J. (1970):

Beiträge zur Sedimentologie des Inntalquartärs. In: *Festband d. Geol. Inst.*, S. 399-440, Innsbruck

MANGELSDORF, J.; SCHEUERMANN, K. (1980):

Flußmorphologie. München/Wien, S. 262

NEGELE, R.-D. (1986):

Gewässergüteanforderungen aus fischereilicher Sicht. Bewertung der Gewässerqualität und Gewässergüteanforderungen. *Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie* Bd. 40, S. 380-399

PATZNER, A.-M.; HERBST, W., STÜBER, E. (1985):

Methode einer ökologischen und landschaftlichen Bewertung von Fließgewässern. *Natur und Landschaft* Bd. 60, S. 445-448

REICHEL, G. (1961):

Über Schotterformen und Rundungsanalysen als Feldmethode. - *Peterm. Geogr. Mitt.*, S. 15-24

SCHÄPERCLAUS, W. (1979):

Fischkrankheiten, Bd. 2, 4. Aufl. Akademieverlag Berlin

SCHNEIDERHÖHN, P. (1954):

Eine vergleichende Studie über Methoden zur quantitativen Bestimmung von Abrundung und Form von Sandkörnern. In: *Heidelbg. Beitr. z. Mineral. u. Petrol.*

SEIBERT, P. (1967):

Die Bedeutung der natürlichen Ufervegetation für die Ufersicherung von Gewässern. Deutsche Fassung von „conservation des Eaux“, Conseil de l'Europe, Sauvage de la nature et des ressources naturelles. Strasbourg

STATISTISCHES JAHRBUCH (1985):

Statistisches Jahrbuch für die Bundesrepublik Deutschland. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden 1985

UEKER, K.J. (1976):

Zur hydraulischen Berechnung von Steinzeugrohren nach Prandtl-Colebrook. 3. Aufl., 127 S.

WITTMANN, O. (1983):

Standortkundliche Landschaftsgliederung von Bayern - Übersichtskarte 1:1000000 - Materialien 21

WERTH, W. (1987):

Ökomorphologische Gewässerbewertung in Oberösterreich (Gewässerzustandskartierung). - *Österr. Wasserwirtsch.* 39, H. 5/6, S. 122-129

#### **Anschrift der Verfasser:**

Dipl. Geograph, Dipl. Ing. Reinhold Lehmann

Dipl. Geograph Bruno Kifinger

Geo-Ökologie Consulting

Wankstr. 7

82362 Weilheim

Dr. E. Bohl

Dr. J. Bauer

Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft,

Institut für Wasserforschung,

Abteilung Gewässerökologie

Demollstr. 31

82407 Wielenbach

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege \(ANL\)](#)

Jahr/Year: 1994

Band/Volume: [18\\_1994](#)

Autor(en)/Author(s): Lehmann Reinhold, Kifinger Bruno, Bohl Erik, Bauer Johannes

Artikel/Article: [Bewertungsmodell für die Entwicklung von Zielvorstellungen des Gewässerschutzes 175-203](#)