

Lebensraum Fließgewässer

Charakterisierung, Bewertung und Nutzung

4. Franz-Ruttner-Symposion

Laufener Seminarbeiträge 4/99



Limnologische Forschungsstation Seon





Lebensraum Fließgewässer:

**Charakterisierung, Anpassungsstrategien seiner Bewohner
und die Problematik natürlicher und anthropogener Störungen**

4. Franz-Ruttner-Symposium

20.-21. Oktober 1998
im Kloster Seon (Oberbayern)

Veranstalter:

Gesellschaft der
Freunde und Förderer der
Limnologischen Forschungsstation Seon
der Ludwig-Maximilians-Universität
München e.V. (GFL)
in Zusammenarbeit mit der
Bayerischen Akademie für
Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

Tagungsleitung:

Prof. Dr. Otto Siebeck,
Limnologische Forschungsstation Seon
des Zoologischen Instituts
der LM-Universität München
und
Dr. Christian Stettmer, Dipl.-Biol. (ANL)

Herausgeber:

Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

D - 83406 Laufen/Salzach, Postfach 1261

Telefon (08682) 8963-0, Telefax (08682) 8963-17 (Verwaltung) und 8963-16 (Fachbereiche)

E-Mail: Naturschutzakademie@t-online.de

Internet: <http://www.anl.de>

Zum Titelbild: Foto und Montage: H. J. Netz (ANL)
Zeichnung: O. Siebeck
Erläuterungen: siehe S. 20

Laufener Seminarbeiträge 4/99

Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)

ISSN 0175 - 0852

ISBN 3-931175-51-0

Die Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege ist eine dem Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen angehörende Einrichtung.

Schriftleitung und Redaktion: Prof. Dr. Otto Siebeck und Dr. Notker Mallach (ANL)
Für die Einzelbeiträge zeichnen die jeweiligen Referenten verantwortlich.

Die Herstellung von Vervielfältigungen -auch auszugsweise- aus den Veröffentlichungen der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege sowie deren Benutzung zur Herstellung anderer Veröffentlichungen bedürfen der schriftlichen Genehmigung.

Satz: Christina Brüderl (ANL)

Druck und Bindung: Drucksachen Kurt Grauer, Moosham 41; 83410 Laufen

Druck auf Recyclingpapier (100% Altpapier)

Programm des Symposions		4
Zusammenfassung	Otto SIEBECK	5-8
Begrüßung	Otto SIEBECK	9
Begrüßung	Christian STETTNER	10
Vom Wasserkreislauf bis zum integrierten Fließgewässerschutz - eine Einführung in das 4. Franz-Ruttner-Symposion	Otto SIEBECK	11-25
Zur Geschichte der Fließgewässerforschung	Jürgen SCHWOERBEL	27-33
Grundzüge der Ökohydraulik von Fließgewässern	Bernhard WESTRICH	35-38
Biologische Anpassungen an die harschen Lebensbedingungen alpiner Fließgewässer	Andreas FRUTIGER	39-52
Einfluss von Bestandsdichte und biologischen Interaktionen auf das Wachstum von Forellen im Fließgewässer	Sebastian DIEHL	53-60
Lebenszyklen von Eintagsfliegen: Spielen sie eine Rolle bei der Wiederbesiedlung unserer Flüsse?	Armin KURECK	61-69
Das hyporheische Interstitial in der Mittelgebirgsregion und limitierende Bedingungen für den Reproduktionserfolg von Salmoniden (Lachs und Meerforelle)	Detlev INGENDAHL	71-81
Die ökologische Qualität großer Ströme - die Bedeutung struktureller Aspekte für die Fischfauna am Beispiel des (Nieder-)Rheins	Stefan STAAS	83-98
Aktuelle ökologische Probleme in Fließgewässern	Dietrich NEUMANN	99-112
Restaurierungsmöglichkeiten von Flussauen am Beispiel der Donau	Fritz SCHIEMER	113-127
Die Problematik des Restwassers	Klaus JORDE	129-144
Ökologische Auswirkungen von Abflussexremen am Beispiel von Niedrigwasser und Austrocknung	Elisabeth I. MEYER	145-153
Sanierungskonzepte für kleine Fließgewässer	Dietrich BORCHARDT	155-164
Anhang: Wissenschaftliche Lebensläufe der Autoren		165-171

Programm des Symposions

Referenten

Referate

Dienstag, 20. Oktober 1998

Dr. Christian Stettmer, ANL

Begrüßung

Prof. Dr. Otto Siebeck,
Universität München

Einführung in das Thema

Prof. Dr. Jürgen Schwoerbel,
Universität Konstanz

Zur Geschichte der Fließgewässerforschung

Prof. Dr. Bernhard Westrich,
Institut für Wasserbau,
Universität Stuttgart

Grundzüge der Ökohydraulik von Fließge-
wässern

Prof. Dr. Dietrich Neumann,
Universität zu Köln

Neue ökologische Konzepte für Fließgewässer

Dr. Andreas Frutiger,
EAWAG, ETH Zürich

Biologische Anpassungen an die harschen
Lebensbedingungen alpiner Fließgewässer

Dr. Armin Kureck,
Zoologisches Institut,
Universität zu Köln

Lebenszyklus-Strategien und Überwinterung
bei Eintagsfliegen

Mittwoch, 21. Oktober 1998

Prof. Dr. Elisabeth Irmgard Meyer,
Abteilung Limnologie,
Universität Münster

Ökologische Auswirkungen von Abflussexremen
am Beispiel von Niedrigwasser und Austrocknung

Prof. Dr. Fritz Schiemer,
Institut für Zoologie,
Universität Wien

Restaurierungsmöglichkeiten von Flussauen am
Beispiel der Donau

Dr. Stefan Staas,
Zoologisches Institut,
Universität zu Köln

Die ökologische Qualität großer Ströme -
die Bedeutung struktureller Aspekte für die
Fischfauna am Beispiel des Niederrheins

Prof. Dr. Sebastian Diehl,
Zoologisches Institut,
Universität München

Einfluss von Bestandsdichte, biologischen
Interaktionen und Umweltschwankungen auf
das Wachstum von Forellen im Fließgewässer

Detlev Ingendahl, Dipl.-Biol.,
Zoologisches Institut,
Universität zu Köln

Das hyporheische Interstitial in der Mittel-
gebirgsregion und limitierende Bedingungen
für den Reproduktionserfolg von Salmoniden
(Lachs und Meerforelle)

Dr. Dietrich Borchardt,
Fachgruppe Siedlungswasserwirtschaft,
Universität Kassel

Sanierungskonzepte für kleine Fließgewässer

Dr. Klaus Jorde,
Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft,
Universität Stuttgart

Die Problematik des Restwassers

Lebensraum Fließgewässer - Charakterisierung, Anpassungsstrategien seiner Bewohner und die Problematik natürlicher und anthropogener Störungen

Zusammenfassung des Symposiums *)

Otto SIEBECK

Zur Geschichte der Fließgewässerforschung (Schwoerbel)

Die Fließgewässerforschung hat ihren Ursprung in der Hydrologie, die ihrerseits der Geographie zugeordnet war. Die biologisch orientierte Fließgewässerforschung begann mit einer organismisch geprägten Betrachtungsweise (Inventur der Pflanzen- und Tierarten und ihre Biologie), die bis in die 50er Jahre eine erhebliche Rolle spielte. Auf ihrer Grundlage haben sich Fragestellungen entwickelt, die längst in eigenen Disziplinen - der Ökophysiologie, Populationsökologie und der Evolutionsbiologie - bearbeitet werden. Unter dem Einfluss der beginnenden anthropogenen Abwasserprobleme in der Mitte des 19. Jahrhundert entstand der Begriff "Selbstreinigung". Damit wurde eine neue Betrachtungsweise der Fließgewässer eingeleitet, in welcher der Stoffumsatz und der Stoffkreislauf, die funktionelle Bedeutung der Fließgewässerbewohner, sowie deren Stellenwert im Ökosystem Fließgewässer allmählich in den Mittelpunkt des Interesses gerückt sind. Gegenwärtig konzentriert sich das Interesse auf Austauschprozesse zwischen den Kompartimenten fließende Welle, Benthos und Hyporheal und darüber hinaus auf den Bereich der Ökotonen. Hand in Hand mit dieser Entwicklung rücken die Disziplinen Hydraulik, Hydrologie, Hydrogeologie und aquatische Ökologie in einem holistischen Ansatz mehr und mehr zusammen, insbesondere in limnologischen Projekten, darunter auch bei den Aufgabenstellungen, die sich aus dem Gewässerschutz, der Gewässersanierung und der Gewässerrestaurierung ergeben.

Grundzüge der Ökohydraulik von Fließgewässern (Westrich)

1. Obgleich die räumliche Vielfalt der mittleren Fließgeschwindigkeit, der Turbulenz, der Sohlschubspannung und der turbulenten Diffusion grundsätzlich quantifizierbar ist, hängen alle diese Größen in erheblichem Umfang von der jeweiligen Morphologie der Gewässer und von wasserbauli-

chen Eingriffen ab. Gewässerspezifische Verhältnisse - deren Kenntnis bei zahlreichen ökologisch orientierten Untersuchungen von größter Bedeutung sind - lassen sich daher nicht ohne Strömungsmodelle beschreiben, welchen jedoch detaillierte Freilandmessungen am Untersuchungsort zugrundeliegen müssen (Jorde).

2. Für den Feststofftransport sind erosionskritische Sohlschubspannungen und sedimentationskritische Schleppspannungen wesentlich, deren Wert jeweils von der Korngröße abhängig ist. Bei selektiver Erosion feinerer Anteile erfolgt durch den Verbleib des gröbereren Materials eine Selbststabilisierung der Sohle. Bei Unterschreitung der sedimentationskritischen Schleppspannung dringen die Ablagerungen über einer grobkörnigen Sohle in das Interstitial ein (innere Kolmation), bei feinkörniger Sohle erfolgt die Sedimentation an deren Oberfläche (äußere Kolmation). Beide Vorgänge reduzieren den Stoffaustausch zwischen fließender Welle und Interstitial (Neumann, Staas, Ingendahl, Schiemer).

3. Das Interstitial steht in wechselseitigem Austausch mit der fließenden Welle. Bei grobkörniger Sohle ist der Übergangsbereich durch eine mäßige, bei feinkörniger Sohle durch einen starken Konzentrationsgradienten gekennzeichnet (Staas, Ingendahl, Jorde).

4. Das Interstitial fungiert als temporäre Senke und Quelle partikulärer Nähr- und Schadstoffe.

5. Zur Erhaltung der gewässerökologischen Durchgängigkeit wird empfohlen, Sohle Sicherungsbauwerke mit Absturz in flexible Sohlegleiten umzuwandeln.

Biologische Anpassungen an die harschen Lebensbedingungen alpiner Fließgewässer (Frutiger)

1. Anpassungen an spezifische Eigenschaften eines Lebensraumes erfolgen auf den Ebenen Morphologie, Physiologie, Verhalten und Entwicklung seiner Bewohner. Insgesamt bestimmen sie die Fitness des Individuums, welche die Existenz der Art innerhalb der gegebenen Variation der Umwelteigenschaften sichert.

*) Die am Ende der Einzelergebnisse in Klammern gesetzten Autorennamen verweisen auf deren Beiträge, soweit besondere inhaltliche Querverbindungen vorliegen.

2. Die Grenzen der Anpassungsmöglichkeiten einer Art sind durch die genetischen Eigenschaften der Population festgelegt.

3. Auf Populationsebene lassen sich 2 prinzipiell verschiedene Anpassungsstrategien voneinander unterscheiden. *Resistenz* wirkt den störenden Veränderungen entgegen und schwächt ihre Folgen ab (Beispiel: Synchronisation des Entwicklungszyklus bei saisonal d.h. vorhersehbaren Veränderungen). *Resilienz* setzt das Ausmaß von unvermeidbaren Schädigungen auf Populationsebene herab, indem bestimmte Voraussetzungen erfüllt werden, durch welche nur Teile der Population direkt betroffen sind (Risikostreuung durch Desynchronisation des Entwicklungszyklus).

4. Als herausragende Anforderungen, die alpine Fließgewässer an ihre Bewohner stellen, werden genannt:

hohe Strömungsgeschwindigkeiten

ausgeprägte Saisonalität hinsichtlich Wasserführung, einschließlich Einfrieren und Trockenfallen

episodische Störungen durch Hochwässer u. U. mit Ausräumung des Fließbettes.

5. Die diversen Anpassungsstrategien werden am Beispiel der *Blephariceridae* behandelt, u.a. die Ausbildung der speziellen Haftorgane unter Beibehaltung einer hinreichenden Mobilität zur Sicherung des Futtererwerbs als Weider epilithischer Algen, sowie Synchronisation und Desynchronisation.

Einfluss von Bestandsdichte und biologischen Interaktionen auf das Wachstum von Forellen in Fließgewässern (Diehl)

1. Experimentelle Untersuchungen in künstlich angelegten Fließrinnen und Bestandsaufnahmen in unmanipulierten Bachabschnitten zeigen, dass sich zunehmende Bestandsdichten negativ auf Wachstum und Kondition von Bachforellen auswirken.

2. Die dichteabhängige Reduktion des Wachstums ist bei größeren Forellen weniger deutlich ausgeprägt als bei kleinen Forellen. Sie wird auf ein aggressives Territorialverhalten zurückgeführt, bei welchem sich größere Fische in der Regel durchsetzen und sich damit günstigere Bedingungen im Nahrungserwerb sichern.

3. Zuwachseinbußen, die bereits bei geringen Bestandsdichten nachweisbar sind, werden auf verhaltensbedingte Verminderung des Beuteangebots bei zunehmender Räuberdichte zurückgeführt: Die Hauptbeuteobjekte - Baetis-Larven - werden mit zunehmender Bestandsdichte der Forellen häufiger zur Flucht in die vorhandenen Refugien veranlasst und erschweren daher den Beuterwerb.

4. Die für die Praxis der Gewässerbewertung anhand von Bachforellen in Betracht gezogene durchschnittliche Kondition erscheint aufgrund des Einflusses biologischer Interaktionen auf diese Größe ergänzungsbedürftig.

Lebenszyklus von Eintagsfliegen: Spielen sie eine Rolle bei der Wiederbesiedelung unserer Flüsse? (Kureck)

1. Als Zeichen für die Erholung des Rheins wird seit den 80er Jahren ein starker Anstieg der Artenzahlen nachgewiesen, doch dominiert die Zahl von früher nicht nachgewiesenen Arten (Neozoen).

2. Rückkehr und Lebenszyklus der Eintagsfliege *Ephoron virgo* werden im Detail beschrieben. Diese Art war bereits in den 20er Jahren durch Massenerntungen der Imagines bekannt. Sie verschwand im Verlauf der Rheinverschmutzung und galt in Deutschland lange Zeit als ausgerottet bis sie Anfang der 90er Jahre wieder durch Massenerntungen aufgefallen ist.

3. Aus dem Vergleich des Lebenszyklus von *Ephoron virgo* und anderen Ephemeropteren ergeben sich z.T. erhebliche Unterschiede. Es ist vorstellbar, dass diese Unterschiede für die Koexistenz der ursprünglich vorhandenen Arten wesentlich waren, doch ist nicht auszuschließen, dass in Gegenwart zahlreicher Neozoen nicht jede ursprüngliche Art aufgrund ihres Lebenszyklus auch in der neuen Tiergesellschaft eine "passende" Nische findet. Die Rückkehr einer ursprünglichen Art würde in diesem Fall somit nicht nur von ihrer Toleranz gegenüber den noch vorhandenen Restbelastungen abhängig sein, sondern auch von der Eignung ihres Lebenszyklus im neuen biozönotischen Umfeld.

Das hyporheische Interstitial in der Mittelgebirgsregion und limitierende Bedingungen für den Reproduktionserfolg von Salmoniden (Lachs- und Meerforelle) (Ingendahl)

1. Lachs (*Salmo salar*) und Meerforelle (*Salmo trutta*) galten seit den 50er Jahren im Rhein als ausgestorben. Zu Beginn der 80er Jahre traten im Niederrhein erstmals wieder Meerforellen auf. Im Rahmen von Artenschutzprogrammen wurde von da an mit dem Aussetzen von Jungfischen aus den in Brutanstalten erbrüteten Eiern begonnen.

2. Ab 1993 wurden in Nebenflüssen des Niederrheins (Agger, Bräg, Sieg) natürliche Laichgruben von Salmoniden und Dottersacklarven des Lachses nachgewiesen.

3. Die Ergebnisse telemetrischer Verfolgung von Laichwanderungen bei Meerforellen führen zu der Forderung, die Durchgängigkeit der Nebenflüsse zur Sicherung einer nachhaltigen Wiedereinbürgerung zu verbessern (Westrich, Neumann, Ingendahl, Jorde)

4. Der Mangel an Laichplätzen, die den hohen Anforderungen der Salmoniden gerecht werden, wird als weiteres Hemmnis für eine nachhaltige Wiedereinbürgerung betrachtet (Neumann, Staats, Schiemer).

5. Als kritische Grenze für das Überleben von Meerforelleneiern bis zum Aufschwimmen der Larven ergibt sich ein Wert von ca. 10 mg/l Sauerstoff. Die

erhebliche Streuung der Überlebensraten bei höheren Sauerstoffkonzentrationen wird auf den Einfluss weiterer Eigenschaften - insbesondere des hyperheischen Interstitials - zurückgeführt (Sedimentgrößenverteilung, Wasseraustausch u.a.) (Westrich, Jorde).

Die ökologische Qualität großer Ströme - die Bedeutung struktureller Aspekte für die Fischfauna am Beispiel des (Nieder)Rheins (Staas)

1. Es werden historische und aktuelle Entwicklungstendenzen der Fischfauna vorgestellt.
2. Mitte bis Ende der 80er Jahre konnten anhand elektrofischereilicher Bestandserhebungen erste Anzeichen einer Rehabilitation der in erheblichem Umfang von ubiquitären Arten dominierten Fischartengemeinschaft erkannt werden, in welcher Brachsen, Rotaugen, Ukelei und Aal 80 % des Gesamtfanges ausmachten.
3. Aus den 1995/1997 wiederholten Bestandsaufnahmen ergab sich ein ähnliches Resultat (Dominanz ubiquitärer Arten), doch ließ sich eine deutliche Zunahme der rheophilen Kieslaicher nachweisen.
4. Am Beispiel zweier Fischarten - Brachsen als Leitart des Metapotamals und Barben als Leitart des Epipotamals - wird der Einfluss der Uferstrukturen und der hydrologischen Bedingungen auf die Struktur der Jungfischgemeinschaften behandelt (Neumann, Schiemer, Ingendahl)
5. Nach der Verbesserung der Wasserqualität lässt sich die Rehabilitation der Fischartengemeinschaft durch die Zunahme der rheophilen Kieslaicher auf das Vorhandensein unverbauter Flussabschnitte mit naturnahen Kiesstrecken vor breiten Uferbänken zurückführen.
6. Die weitere Rehabilitation der Fischartengemeinschaft setzt die Verwirklichung strukturverbessernder Maßnahmen zur Förderung des Jungfischauftkommens im Hauptstrom, sowie Vernetzungen von Hauptarm und Nebengewässern voraus (Neumann, Ingendahl, Kureck, Schiemer).

Aktuelle ökologische Probleme in Fließgewässern (Neumann)

1. Trotz erfolgreicher Fließgewässersanierung liegt die Artenvielfalt in den ehemals stark belasteten Gewässern der Mittelgebirge und der Niederungen erheblich unter jener, die in den wenigen noch vorhandenen naturnahen Fließgewässern nachweisbar ist (Staas, Ingendahl, Kureck, Schiemer, Borchardt).
2. Als Hauptgründe für die nicht wieder herstellbare Vielfalt der ehemals vorhandenen Arten werden genannt: verbliebene Nährstoffbelastungen, darunter auch kurzfristige Spitzenbelastungen, Biozid- auswaschungen, Verbauungen und Fischbesatzmaßnahmen anstelle sich selbstreproduzierender Fischgesellschaften (Staas, Ingendahl, Kureck).

3. Erfolgversprechende Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität sind wegen der Fülle der wirksamen Umweltfaktoren und aus Mangel an Kenntnissen über die Ansprüche der einzelnen Arten, einschließlich ihrer Altersstufen, aus Unterschieden im Artenbestand bei vergleichenden Bestandsaufnahmen in der Regel nicht ableitbar.

4. Konzepte für die Sanierung von Biotopen und die Förderung der Biodiversität setzen Kenntnisse voraus, die auf der Grundlage ökophysiologischer und populationsökologischer Fragestellungen erarbeitet worden sind.

5. Aus 5 beispielhaft behandelten Fallstudien leiten sich folgende Aussagen ab:

Kolmation bedingt verstärkte Sauerstoffzehrung und schädigt die Nahrungskettenfunktion des Biofilms und das Aufkommen der sich im Interstitial entwickelnden Salmonidenbrut.

Wachstumsleistungen von Makrozoobenthosarten werden durch Nitratbelastungen, wie sie häufig in kleinen Fließgewässern auftreten können, geschädigt.

Die Schaffung bzw. Erhaltung geeigneter Verbindungswege zwischen dem Hauptstrom eines Fließgewässers und seinen Altarmen fördert das Aufkommen von Fischarten, die auf Stillwasserzonen als Laichgebiet angewiesen sind.

Baggerseen, die sich an einen Hauptstrom anbinden lassen, erweisen sich für zahlreiche Fischarten als wichtige Ersatzbiotope.

Stillwasserbereiche (Altarme, angebundene Baggerseen) sind im Winter und bei Hochwasser bevorzugte Aufenthaltsorte für viele Fischarten.

6. Strukturelle Verbesserungen an Fließgewässern werden als wichtiger Beitrag zur Förderung der Biodiversität inmitten moderner Kulturlandschaften gewertet.

Restaurierungsmöglichkeiten von Flussauen am Beispiel der Donau (Schiemer)

1. Die Biodiversität von Fließgewässern ist in erheblichem Maße von der Art ihrer Grenz- und Übergangszonen (Okotone) abhängig.

2. Der Einfluss der Ökotope nimmt mit zunehmender Flussordnungszahl zunächst ab, steigt aber im Bereich der Furkations- und der Mäanderzone wieder an.

3. Erscheinungsbild und Funktion der Flussauen werden vom Ausmaß der temporären Überschwemmungen und vom Grad der Vernetzung ihrer Kompartimente beeinflusst. Der mit den Überschwemmungen einhergehende Nährstoffeintrag erhöht nicht nur die Produktivität in den semiterrestrischen und aquatischen Lebensräumen, sondern, durch ein Mosaik von wiederkehrenden Sukzessionsabläufen, auch die Habitatvielfalt und damit die Biodiversität.

4. Anhand des Konnektionskonzepts von AMOROS & ROUX (1988) wird die Bedeutung der Vernet-

zung zwischen Hauptstrom, Nebenarmen und dem begleitenden Ökoton für eine wechselseitige Förderung von Produktions- und Dekompensationsprozessen herausgestellt (Neumann, Ingendahl, Staas)

5. Nach einer kurzen Darstellung der ökologischen Situation im Bereich der österreichischen Donau werden die ökologischen Entwicklungsziele im Nationalpark Hainburg unter besonderer Berücksichtigung der Uferzonengestaltung und der Gewässervernetzung herausgestellt.

6. Es werden Leitlinien für ein ökologisch orientiertes Management von Flusssauen vorgestellt, welche aus den historischen Gegebenheiten und der ursprünglichen flussmorphologischen Dynamik abgeleitet werden. Zu den Maximen zählen: Planung nicht auf einzelne Arten abgestimmt, sondern ökosystemar: Reversibilität und Nachhaltigkeit und Interdisziplinäre Ausarbeitung von Konzepten. Als "adaptives Management" wird ein Verfahren bezeichnet, welches vor den vorgesehenen Eingriffen hinreichend lange Untersuchungen und anschließend kontrollierbare Eingriffe in kleinen Schritten vorsieht. Die Folgen werden in einem langfristigen Monitoring-Programm geprüft (Borchardt).

Die Problematik des Restwassers (Jorde)

1. Die ökologischen Folgen festzulegender Restwassermengen sind von zahlreichen Faktoren abhängig und daher nicht ohne detaillierte Untersuchungen an Ort und Stelle vorhersagbar (Westrich).

2. Anhand von Beispielen werden die hydrologischen und hydraulischen Folgen vorgestellt, welche durch die Herabsetzung der Wasserschüttung zustandekommen.

3. Der Haupteinwand gegen die Festlegung von Restwassermengen anhand einfacher Formeln ergibt sich aus der Vernachlässigung der Wechselwirkungen zwischen Gewässermorphologie und Abfluß, durch welche das Habitatangebot im Bereich der fließenden Welle, der Gewässersohle und der angrenzenden Bereiche (Ökotope) bestimmt wird.

4. Es wird das Simulationsmodell CASIMIR vorgestellt, dessen Entwicklung vor 10 Jahren im Stuttgarter Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft begonnen worden ist und deren Ergebnisse zur Festlegung einer ökologisch begründbaren Restwasserregelung herangezogen werden können.

5. Im Gegensatz zu den mitteleuropäischen Ländern werden in Nordamerika und in Skandinavien habitatbezogene Ansätze zur Festlegung von Mindestwasserregelungen berücksichtigt. In den hierzu entwickelten Simulationsmodellen werden neben den hydraulischen Fakten die Ansprüche relevanter Fischarten einbezogen.

Zur Erfassung ökologischer Auswirkungen von Abflussexremen am Beispiel von Niedrigwasser und Austrocknung (Meyer)

1. Es wird über ein Konzept berichtet, in welchem die Grundlagen zur systematischen Untersuchung temporärer Fließgewässer zusammenstellt sind.

2. Die Typisierung temporärer Fließgewässer erfolgt auf der Grundlage festgelegter Austrocknungskriterien wie Vorhersagbarkeit, Regime, Intensität, räumliche Ausdehnung und Ursache der Austrocknung.

3. Bezüglich der Auswirkung von Niedrigwasser und Austrocknung in temporären Fließgewässern wird zwischen Habitateigenschaften, Veränderungen in der Biozönose und der Art der Anpassungsstrategien (Resistenz, Resilienz) der aquatischen Bewohner unterschieden (Frutiger).

4. Die wichtigsten Fragestellungen auf organischer Ebene werden zusammengestellt.

Sanierungskonzepte für kleine Fließgewässer (Borchardt)

1. Obgleich in den vergangenen 40 Jahren zahlreiche Fließgewässer abwassertechnisch weitgehend saniert worden sind, bleiben unübersehbare Mängel bestehen, durch welche neue Zielsetzungen und die Festlegung von Prioritäten bei ihrer Umsetzung zu fordern sind. Die bestehenden ökologischen Defizite werden u.a. anhand der Gefährdung ausgewählter Tier- und Pflanzengruppen, deren Vorkommen an Fließgewässer gebunden ist, aufgezeigt (Neumann, Staas, Ingendahl, Kureck, Schiemer).

2. Kernpunkt neuer Zielsetzungen ist eine ökologisch begründbare Gewässersanierung, die ohne Berücksichtigung der Kernpunkte des "integrierten Gewässerschutzes" nicht vertretbar ist (Neumann, Schiemer).

3. Zur Umsetzung des "integrierten Gewässerschutzes" sind Leitbilder erforderlich, aus welchen sich die notwendigen Maßnahmen ableiten lassen: ökologische Bewertung des Ist-Zustandes - Quantifizierung von ökologischen Defiziten und Belastungsfaktoren Ermittlung von Sanierungspotentialen und Kosten-Nutzen-Bilanzierungen.

4. Behinderungen, die der Umsetzung des "integrierten Gewässerschutzes" und der ökologisch orientierten Gewässerbewirtschaftung gegenwärtig entgegenstehen, werden im Einzelnen aufgeführt.

5. Die Festlegung eines ökologischen Sanierungskonzeptes setzt eine Bewertung des Istzustandes voraus, deren Kernsätze formuliert werden.

Begrüßung der Referenten und Teilnehmer

Otto SIEBECK

Sehr geehrte Gäste,
liebe Kolleginnen und Kollegen,
ich begrüße Sie alle sehr herzlich zum 4. Franz-Ruttner-Symposion! Es freut mich, dass heute sogar der Festsaal des ehemaligen Klosters Seeon gefüllt ist, nachdem wir bei den früheren Veranstaltungen noch mit dem kleineren Benediktussaal ausgekommen sind.

Das Thema des heute und morgen stattfindenden Symposions "Lebensraum Fließgewässer - Charakterisierung, Anpassungsstrategien seiner Bewohner und die Problematik natürlicher und anthropogener Störungen" ist weiter gefasst als die Themen der früheren Symposien und so werden leider nicht alle grundsätzlich wichtigen Themen zur Sprache kommen. Ich hoffe aber, dass es gelungen ist, 11 wichtige Aspekte aus dem weiten Gebiet der Fließgewässerlimnologie zu präsentieren. Und es freut mich sehr, dass Sie, lieber Herr Schwoerbel, es übernommen haben, mit Ihrem Vortrag "Zur Geschichte der Fließgewässerforschung" auch die Entwicklung dieser Wissenschaft mit ihren Schwerpunkten vorzutragen.

Die Veranstalter des heutigen Symposions sind wie in den vergangenen Jahren die *Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL)* und die *Gesellschaft der Freunde und Förderer der Limnologischen Forschungsstation Seeon e. V. (GFL)*. Ich möchte auch heute wieder daran erinnern, dass unser Förderverein nicht in der Lage wäre, diese Veranstaltung aus eigenen Kräften zu tragen. Das war in der Vergangenheit nur mit Unterstützung der *Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege* möglich und daran hat sich auch bei der heutigen Veranstaltung nichts geändert.

Mit den Franz-Ruttner-Symposien halten wir im weit gespannten Programm der ANL eine Nische besetzt, die sich unmittelbar aus den Zielen unseres Fördervereins ableiten lässt. Wir haben die *Gesellschaft der Freunde und Förderer der Limnologischen Forschungsstation Seeon* im Jahre 1983 in der Überzeugung gegründet, dass von der *Limnologischen Forschungsstation Seeon* stets ein Signal der

Verantwortung ausgehen muss - einer Verantwortung, die sich der Erhaltung der umliegenden Landschaft mit ihren Seen, Fließgewässern und Feuchtgebieten verpflichtet fühlt. Diese Maxime bedeutet aber auch Öffentlichkeitsarbeit, und die Franz-Ruttner-Symposien sind eine besondere Veranstaltung im Rahmen dieser Öffentlichkeitsarbeit, denn es werden nicht wie bei anderen Aktivitäten lokale Probleme und Aufgabenstellungen behandelt und diskutiert, sondern neue Forschungsergebnisse vorgetragen und in einen größeren Zusammenhang gestellt.

Zu diesen Veranstaltungen laden wir Experten ein, die ihre Ergebnisse aber nicht unter sich, sondern mit den Hörerinnen und Hörern aus einem breiteren Interessentenkreis diskutieren, wobei wir vor allem an diejenigen gedacht haben, die sich mit den Fragen des Natur- und Umweltschutzes - nicht emotional, sondern sachlich - auseinandersetzen und daher stets bemüht sind, ihr Wissen über die Grundlagen ihrer Aktivitäten zu testen und zu erweitern.

In den Franz-Ruttner-Symposien bemühen wir uns daher, aktuelle Themen aus der Forschung, deren Bedeutung für die Praxis des Umwelt- und Naturschutzes bereits erwiesen oder in absehbarer Zeit zu erwarten ist, zu bündeln, vorzutragen, zu diskutieren und zu publizieren. Daran wollen wir uns auch heute wieder halten.

Mein ganz besonderer Dank gilt der *Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege* und ihrem Direktor, Herrn Dr. Christoph Goppel, und seinen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern, vor allem Herrn Dr. Christian Stettmer und Frau Sigrun Hogger für die ausgezeichnete Vorbereitung und Organisation unserer Veranstaltung.

Ich danke Frau Kollegin Meyer und allen Kollegen für ihre aktive Teilnahme trotz "gefüllter" Termin kalender, den Kollegen Neumann und Schwoerbel zusätzlich für ihre Hilfe bei der Themenauswahl und wünsche uns nun allen einen interessanten Verlauf des 4. Franz-Ruttner-Symposions!

Begrüßung zum 4. Franz-Ruttner-Symposium

Christian STETTMER

Sehr geehrter Herr Professor Siebeck, meine sehr verehrten Damen und Herren, ich begrüße Sie ganz herzlich hier in Seeon zum 4. Franz-Ruttner-Symposium. Es freut mich sehr, dass unsere Thematik "Lebensraum Fließgewässer" offensichtlich großen Anklang bei Ihnen gefunden hat, wie man an dem gut gefüllten Saal unschwer sehen kann. Vor zwei Jahren habe ich hier in Seeon, als "Berufseinsteiger" gewissermaßen, mein erstes eigenes ANL-Seminar durchgeführt. Das Thema lautete: "Naturschutzforschung in der Anwendung: Der Schritt von der Theorie zur Praxis am Beispiel von Gewässersystemen". Bei dieser Gelegenheit lernte ich Herrn Prof. Dr. Siebeck kennen, der im Rahmen dieses Seminars auch einen Vortrag gehalten hat. Seit dieser Zeit stehen wir in fachlichem Kontakt und ich bin Herrn Prof. Siebeck sehr dankbar für das viele Wissen, das ich mir in unseren Diskussionen aneignen konnte. Umso mehr freue ich mich, heute hier vor Ihnen stehen zu können und diese hochkarätig besetzte Tagung eröffnen zu dürfen.

Wir sind für die nächsten zwei Tage hier in Seeon zusammengekommen, um das 4. Franz-Ruttner-Symposium durchzuführen. Diese spezielle Veranstaltungsreihe, die von der "Gesellschaft der Freunde und Förderer der Limnologischen Forschungsstation Seeon e.V." und der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege gemeinsam gestaltet wird, hat inzwischen schon Tradition. Das erste Symposium 1986, also vor nunmehr 12 Jahren, beschäftigte sich mit dem Thema "Elemente der Steuerung und der Regulation in der Pelagialbiozönose", es folgte 1988 "Wirkungen der UV-B-Strahlung auf Pflanzen und Tiere" und 1995 "Unbeabsichtigte und gezielte Eingriffe in aquatische Lebensgemeinschaften"

Im § 1a des Wasserhaushaltsgesetz steht zu lesen: "Die Gewässer sind als Bestandteil des Naturhaushalts so zu bewirtschaften, dass sie dem Wohl der Allgemeinheit und im Einklang damit auch dem Nutzen einzelner dienen und dass jede vermeidbare Beeinträchtigung unterbleibt". Diese Forderung beinhaltet auch den Anspruch, die ökologischen Funktionen unserer Gewässer zu erhalten oder wiederherzustellen. Um dieser Forderung gerecht zu werden, bedarf es der Ausarbeitung von Schutz- oder Sanierungs- und Renaturierungskonzepten. Dies betrifft insbesondere auch unsere Fließgewäs-

ser, die wohl zu den, durch die Zivilisation am schwersten belasteten Lebensräumen zählen.

Es ist also kein Zufall, dass 1998 in diesem Symposium, der Lebensraum Fließgewässer im Mittelpunkt steht. Als Herr Prof. Siebeck und ich letztes Jahr über das Thema des 4. Franz-Ruttner Symposiums diskutiert haben, waren wir uns rasch einig, den Lebensraum Fließgewässer auszuwählen. Die Fließgewässerbiologie stand über viele Jahrzehnte im Schatten der klassischen Limnologie und hat lange gebraucht sich in der heute dominierenden Rolle der limnologischen Forschung zu etablieren. Besonders in den letzten 10 bis 15 Jahren hat die Fließgewässerforschung gewaltige Fortschritte gemacht. Das dokumentieren auch die vielen "rheophilen" Publikationen in einschlägigen Fachzeitschriften. Nun ist es ja so, dass immer einige Zeit verstreicht, bis aktuelle Forschungsergebnisse die in den einzelnen Fachzeitschriften vorgestellt werden in einer Synopse gebündelt und publiziert werden. Es ist oft schwierig, sich einen Überblick über den derzeitigen wissenschaftlichen Kenntnisstand zu verschaffen. Wir wollen mit diesem, wie auch den vorhergegangenen Ruttner-Symposien diesem Umstand entgegenwirken. Deshalb haben wir namhafte Experten zu diesem Symposium eingeladen, um über ihre Ergebnisse aus der Grundlagenforschung sowie der angewandten Forschung zu berichten. Diese Gelegenheit wollen wir zu einem intensiven Meinungs- und Erfahrungsaustausch nutzen und die Ergebnisse dieses Symposiums durch eine Publikation einem breiteren Interessentenkreis zur Verfügung stellen.

Der Name Franz Ruttner steht für einen international herausragenden österreichischen Limnologen, der über mehrere Jahrzehnte die Entwicklung und Geschichte der Limnologie maßgeblich mitgeprägt hat. Dieser Name verpflichtet, und ich denke, dass auch die Franz-Ruttner-Symposien eine feste und bekannte Größe in Limnologenkreisen und darüber hinaus geworden sind. Ich freue mich, die Gelegenheit zu haben, an der Ausrichtung und Durchführung des 4. Franz-Ruttner-Symposiums beteiligt zu sein und bin mir sicher, dass wir auch mit dieser Tagung die sicherlich hoch gesteckten Erwartungen erfüllen können. Ich wünsche Ihnen, Herr Prof. Siebeck, den Referenten und Teilnehmern eine interessante und informative Tagung mit anregenden, konstruktiven und kritischen Diskussionen.

Vom Wasserkreislauf bis zum integrierten Fließgewässerschutz - eine Einführung in das 4. Franz-Ruttner-Symposium

Otto SIEBECK

1. Eine kurze globale Betrachtung

Betrachtet man die Wasserbilanzen über den Ozeanen und über den Kontinenten jeweils getrennt, so ergibt sich über letzteren ein erheblicher Überschuss der Niederschläge und über den Ozeanen ein erheblicher Überschuss in der Verdunstung. Der Überschuss der Niederschläge an Land wird unter dem Einfluss der Schwerkraft über die Fließgewässer zum Meer transportiert. Der Überschuss der Verdunstung über den Ozeanen - er entspricht mengenmäßig dem Überschuss der Niederschläge an Land - wird durch das globale Zirkulationssystem als Bestandteil der Atmosphäre wieder zu den Kontinenten transportiert. Damit ist der globale Wasserkreislauf geschlossen. Die kurze Verweilzeit des Wassers in der Atmosphäre sichert die ergiebige und permanente Versorgung der Erde mit Wasser (siehe Abb. 1).

2. Die ungleiche Verteilung der Bilanz aus Niederschlag und Verdunstung und ihre Folgen

Die Wasserbilanz aus Niederschlag und Verdunstung ist nicht in allen Arealen der Kontinente gleich. Es gibt bekanntlich erhebliche Unterschiede, die von der geographischen Breite und dem Muster der globalen atmosphärischen Zirkulation abhängen. Dieses Muster wird durch die ozeanische Zirkulation, durch die Lage der betrachteten Landflächen in Bezug auf das Meer und durch die Orografie der Landschaften mehr oder weniger stark modifiziert.

Unter ausschließlicher Berücksichtigung der beiden genannten Hauptfaktoren lässt sich eine stark vereinfachende Aufeinanderfolge von Gebieten mit hohen und niedrigen Niederschlagsmengen darstellen (Abb. 2): Im Äquatorbereich kommt es unter dem Einfluss der intensiven Sonneneinstrahlung zu

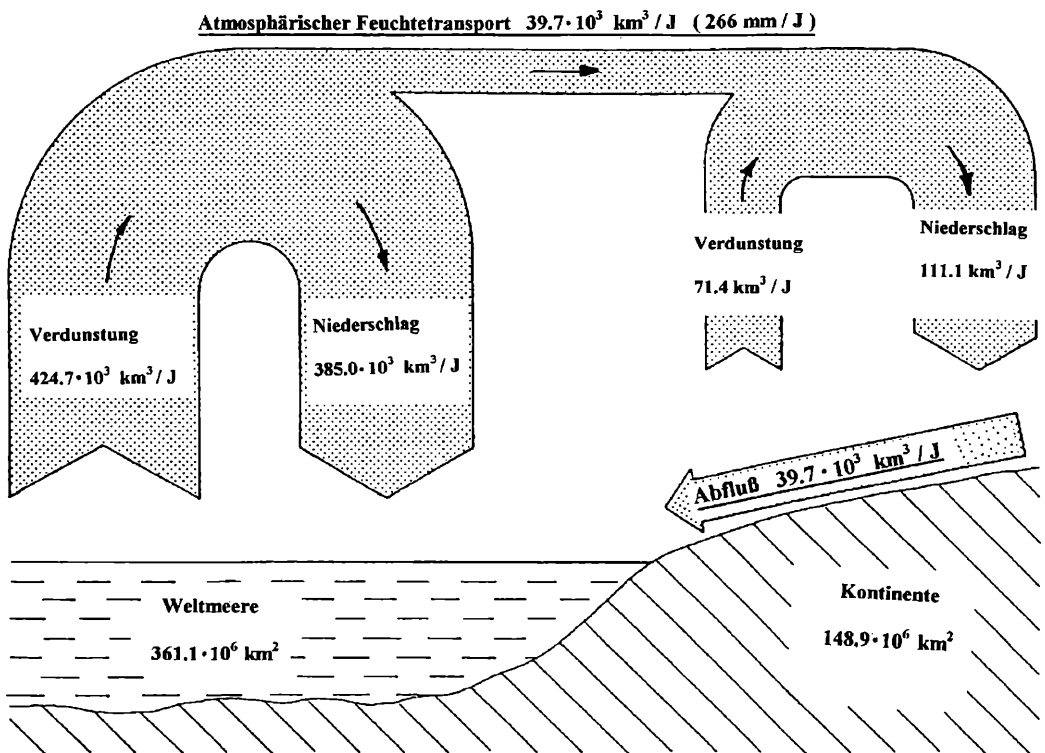


Abbildung 1

Der globale Wasserkreislauf, etwas vereinfacht (aus A. BAUMGARTNER & H.-J. LIEBSCHER 1990: Allgemeine Hydrologie - Quantitative Hydrologie, Verlag Gebrüder Bornträger).

besonders starken, nach oben gerichteten Luftbewegungen und nach Kondensation des Wasserdampfes zu hohen Niederschlagsmengen. Aus anderen Gründen, auf die hier nicht eingegangen werden soll, kommt es auch in unseren Breiten, die in den Grenzen der "planetarischen Frontalzone" ($>30^\circ - 60^\circ$ nördl. Breite) liegen: zu starken Niederschlägen (z.B.: W. WEISCHET: Einführung in die Allgemeine Klimatologie, TB 1977). Da die Niederschlagsmengen größer sind als die Arealverdunstung, ist eine wichtige Voraussetzung für das Entstehen von Fließgewässern erfüllt. In der humiden bzw. exorheischen Region werden sie das ganze Jahr über reichlich mit Wasser versorgt und entwässern bis zum Meer.

Zwischen dem Äquator und der "planetarischen Frontalzone" liegt eine Region, in welcher unter dem Einfluss der trockenen Passatwinde die Arealverdunstung überwiegt. Im Extremfall gibt es hier überhaupt keine Niederschläge. Die betreffenden Gebiete sind arid bzw. arheisch. Fließgewässer sind höchstens kurze Zeit vorhanden oder sie fehlen ganz.

Zwischen den humiden und den ariden Gebieten gibt es Übergänge, in welchen Fließgewässer vorkommen können, entweder gelegentlich, dann werden sie als Wadis bezeichnet oder periodisch, dann nennt man sie Fiumare. Die betreffenden Gebiete werden als endorheische Region bezeichnet. In ei-

nem Längsprofil durch Europa und Afrika ist die Lage der humiden und ariden Gebiete, sowie der Übergangsbereiche mit den Angaben über Niederschlag und Verdunstung dargestellt (Abb. 3) (F. WILHELM: Hydrologie, Glaziologie. Georg Westermann Verlag 1966).

3. Entstehung und Bestand von Fließgewässern

Bisher haben wir uns auf die Bedeutung ungleicher Bilanzen zwischen Niederschlagsmenge und Arealverdunstung im Hinblick auf die Entstehung von Fließgewässern beschränkt. Bei starker Infiltration in den Boden können aber trotz dieser Bedingungen keine Fließgewässer entstehen bzw. bestehen bleiben. Mit anderen Worten: Ihre Entstehung und ihr Bestand setzen voraus, dass die Niederschlagsmengen größer sind als die Arealverdunstung **plus** der Infiltrationsgröße.

Der Überschuss des Regenwassers bewegt sich als Oberflächenabfluss längs des bestehenden Gefälles, zunächst flächenhaft als sogenannte Schichtflut oder in vorhandenen kleinen Rillen oder Furchen, später nach Konvergenz in Gerinnen, die unter dem Einfluss der zunehmenden Wassermengen und der dadurch ansteigenden Schubkräfte Erosion und Denudation verstärken und damit immer mehr auf die Lage und die Gestalt des Fließbettes Einfluss nehmen.

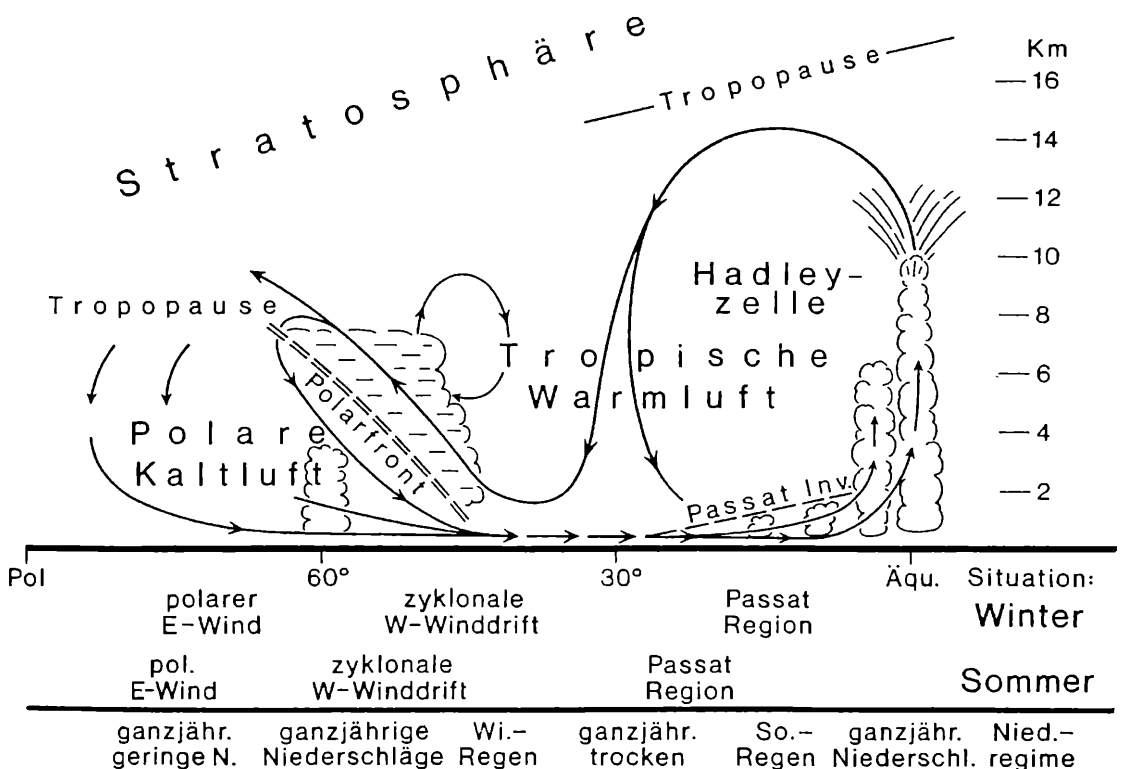


Abbildung 2

Schematischer Querschnitt durch die meridionale Querkirkulation auf einer Erdhalbkugel mit der jahreszeitlichen Verlagerung der Zirkulationsglieder und den Folgen für das Niederschlagsregime, etwas vereinfacht (aus W. WEISCHET 1977: Einführung in die Allgemeine Klimatologie, - Studienbücher - Verlag Teubner).

Im harten Untergrund der Hochgebirgs- und Gebirgsbäche mit steilem Gefälle gräbt sich das Wasser tiefe, schmale und stabile Gerinne. In tieferen Lagen, wo sich durch Hochwässer breite aufgeschotterte Gerinne bilden, können durch jedes Hochwasserereignis innerhalb dieses Bereiches bei sehr starken Hochwässern auch außerhalb - neue Gerinne und Verzweigungen entstehen, durch die das Wasser bei Niedrig- und Mittelwasser seinen Weg nimmt. Die jeweils vorhandenen Gerinne sind somit wenig stabil (Abb. 4).

Im wesentlich weicheren Material der Ebene sind die Gerinne besonders instabil. Erosion und Denudation führen im Gesamtergebnis zu besonders starken Verlagerungen des Gerinnes und zu auffälligen Mäandrierungen. Das war jedenfalls in früheren Zeiten der Fall (Abb. 5), bevor der Mensch die Flüsse im Zuge des Schutzes vor Überschwemmungen, vor allem zur Sicherung von Siedlungen und

landwirtschaftlich genutzten Flächen in stabile Kanäle gezwungen hat. Durch diese Maßnahmen wurde aber auch die für diese Gewässer und ihr Umfeld typische Dynamik aufgehoben, ihre Verbindung zum näheren oder weiteren Umfeld unterbrochen und die Strukturen und die Vegetation meist zerstört (Auwald).

Die Unterschiede in der Wirkung der Hochwässer zwischen früher und heute sind evident: Früher schuf die strukturelle, kleinräumige Vielfalt innerhalb und außerhalb des Gerinnes und ihr zeitlicher Wandel die besten Voraussetzungen zur Entwicklung einer großen biologischen Diversität. Die strukturelle Vielfalt wurde durch Hochwässer immer nur umgelagert, aber nie aufgehoben. Dennoch waren die damit verbundenen massiven Störungen für viele Individuen unter den betroffenen Arten zweifellos tödliche Ereignisse. Auf dem Niveau der Art haben sich im Verlaufe der Evolution jedoch Anpas-

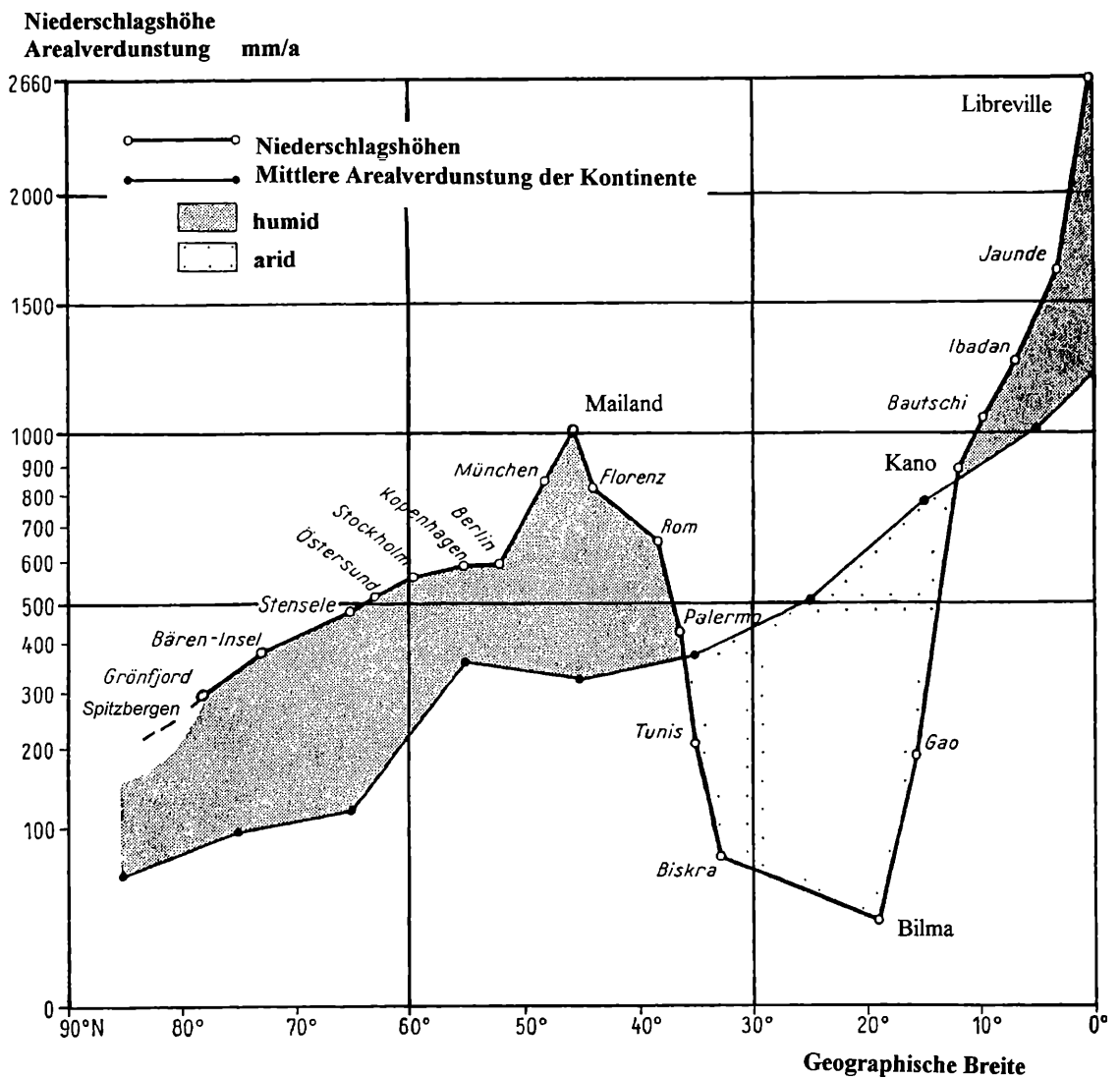


Abbildung 3

Niederschlagshöhe und mittlere Arealverdunstung des Festlandes auf einem Transsekt durch Europa und Afrika, etwas verändert (aus F. WILHELM 1966, Georg Westermann Verlag).

abnehmende Flußbettstabilität →
 zunehmender Sedimentvorrat →

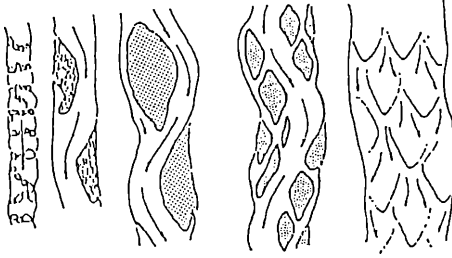


Abbildung 4

Morphologische Typen großer Flussgerinne, etwas verändert (aus M. CHURCH 1996: Channel Morphology and Typology. In: River Flows and Channel Forms, eds.: G. Petts & P. Calow, Blackwell Science).

sungen entwickelt (z.B. Resistenz und Resilienz), durch welche eine Ausrottung ganzer Populationen verhindert wird.

Es ist ein besonderes Kennzeichen der Fließgewässer, dass die Kontinuität des fließenden Wassers und mit ihr die Kontinuität dieses besonderen Lebensraumes - im Gegensatz zu den Standgewässern, die sich in relativ kurzer Zeit mit der Verlandung in terrestrische Lebensräume umwandeln erhalten bleibt, auch wenn sich der Verlauf der Gerinne verändert.

Von grundlegender Bedeutung für alle ökologisch relevanten Strukturen und Prozesse in Fließgewässern ist die von der Quelle bis zum Meer durch das Gefälle vorgegebene konstante Fließrichtung. Sie ist die Ursache für das Entstehen zahlreicher abiotischer Gradienten, z.B. von großem zu immer kleinerem Gefälle, von geringer Tiefe bis zu großer Tiefe, vom groben Material des Sohlebodens bis zu feinstem Sediment (Abb. 6).

4. Funktionelle Beziehungen zwischen den Fließgewässerbewohnern in longitudinaler Richtung

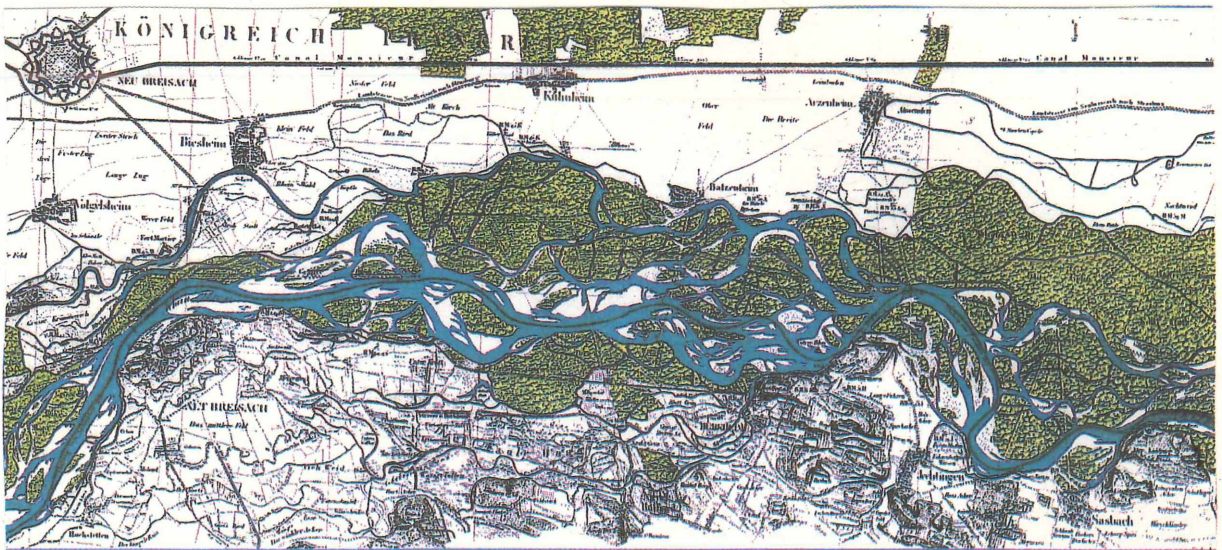
Ähnlich wie in stehenden Gewässern und an Land gibt es auch in den Fließgewässern vielfältige Nahrungsbeziehungen (Abb. 7). Aufgrund der angedeuteten longitudinalen Unterschiede entwickeln sich in einer entsprechenden Reihung unterschiedlich zusammengesetzte Pflanzen- und Tiergesellschaften. Im Oberlauf dominieren Organismen, die in der Lage sind, das importierte grobe organische Material (z.B. Blätter und Gräser) zu zerkleinern oder die kleineren Teilchen zu sammeln und als Nahrung zu verwerten. Andere Organismen nützen das reichliche Angebot an algischem Aufwuchs, den sie abgrasen können. Im Unterlauf dominieren die Sammler, die im weichen Sediment leben und sich hier von organischem Feinmaterial ernähren oder die im

freien Wasser als Filtrierer in der Lage sind, feinste organische Partikel wie Mikroalgen und Bakterien aus dem Wasser zu sieben. Die Art des Nahrungsangebots für die Organismen im Unterlauf ist somit innerhalb gewisser Grenzen von der Tätigkeit der Organismen im Oberlauf abhängig.

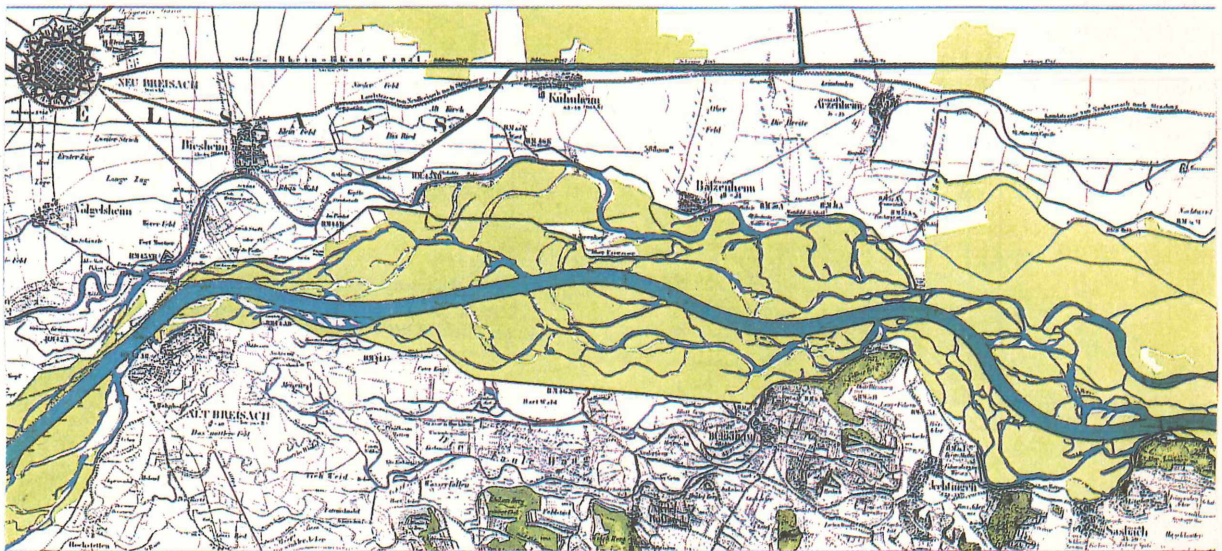
Das River Continuum Concept (VANNOTE et al. 1988) berücksichtigt diesen Zusammenhang: Die Tätigkeit vieler Organismen im Oberlauf führt zu Produkten, die von Organismen im Unterlauf genutzt werden. Infolge dieser funktionellen Verknüpfung innerhalb und zwischen den aufeinanderfolgenden Gesellschaften lassen sich Fließgewässer auch als Ökosysteme auffassen und mit entsprechenden Aufgabenstellungen bearbeiten, indem beispielsweise untersucht wird, welcher Anteil des in ein Fließgewässer gelangten Falllaubs als Nahrung genutzt wird und in der Produktion der Konsumenten zum Tragen kommt (Abb. 7).

Indem das River Continuum Concept, wie angedeutet, die Nahrungsbeziehungen vom Oberlauf in Richtung des Unterlaufes in den Vordergrund gestellt hat (Abb. 8), wurde der Einfluss der Nebenflüsse, die in den betrachteten Hauptfluss einmünden, unterschätzt. Darauf haben SEDELL et al. (1989) hingewiesen. Berücksichtigt man das Verhalten vieler Fische, die den Hauptstrom verlassen und in Nebenflüssen aufsteigen, um dort abzulaichen oder bedenkt man, dass die Nebenflüsse ein Rekrutierungspotential an Vertebraten und Invertebraten beherbergen können, von welchem aus die Wiederbesiedelung des Hauptstromes erfolgen kann - man denke an die Bedeutung der Nebenflüsse für die Wiederbesiedelung des Rheinstroms nach dem Sandoz-Unfall - dann wird deutlich, dass Probleme der Wiedereinbürgerung, z.B. von Fischarten, nicht nur durch Untersuchungen am Hauptstrom lösbar sind. Und es ist ohne weiteres einzusehen, dass die Analyse der Ursachen von Eigenschaften eines Hauptstromes ebenfalls nicht ohne Untersuchungen seiner Nebenflüsse zum Erfolg führen kann. Es gibt somit viele Fragestellungen, deren Bearbeitung nicht auf den Hauptstrom eingegrenzt werden kann, sondern auf einen Teil oder sogar auf das gesamte Flußsystem ausgeweitet werden muß.

Die Beziehungen, die durch das River Continuum Concept herausgestellt werden, machen aber auch deutlich, dass die Durchgängigkeit eines Fließgewässers nicht nur für Laichwanderungen, sondern auch für die Erhaltung aller der hier nur angedeuteten funktionellen "longitudinalen" Beziehungen von größter Bedeutung ist. Daraus folgt aber auch, dass die totale Unterbrechung eines Fließgewässers, z.B. durch einen künstlich zwischengeschalteten See oder durch eine komplette Ausleitung in ein Stauwehr, für die typische Fließgewässerbiozönose - vor allem im Oberlauf - einen katastrophalen Eingriff darstellt. Derartig gravierende Eingriffe kommen gegenwärtig kaum noch vor. Leider entstehen in Fließgewässern aber auch dann schon erhebliche Schäden, wenn die Wasserschüttung einen bestimmten Betrag unterschreitet und die Durchgän-



2. Topographische Karte von 1872



3. Topographische Karte von 1963

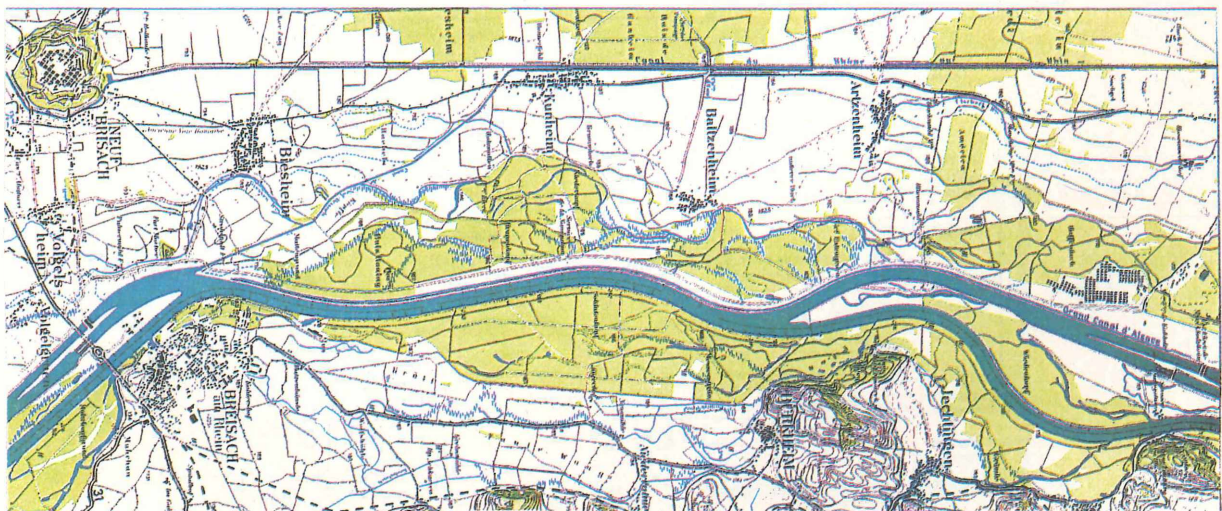


Abbildung 5

Topographische Karten vom Rheinverlauf zwischen Breisach und Sasbach 1828 (oben), 1872 (mitte), 1963 (unten). Maßstab 1 : 50 000. Dunkelgrün: intakter Auwald, hellgrün: nicht intakte Auenlandschaft. (Bearbeitet v. K. KELLER, Hydrologischer Atlas für die Bundesrepublik Deutschland, Herausgeber: Deutsche Forschungsgemeinschaft, Verlag Boldt).

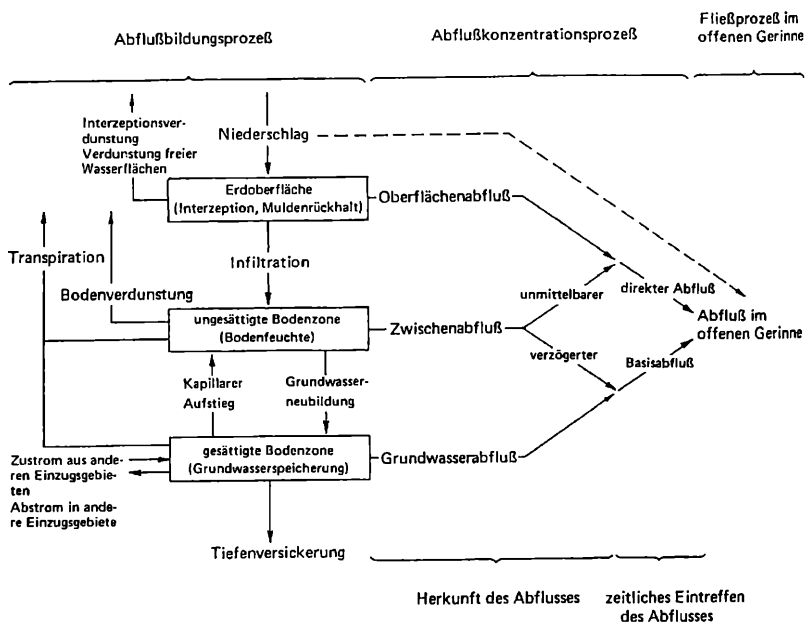
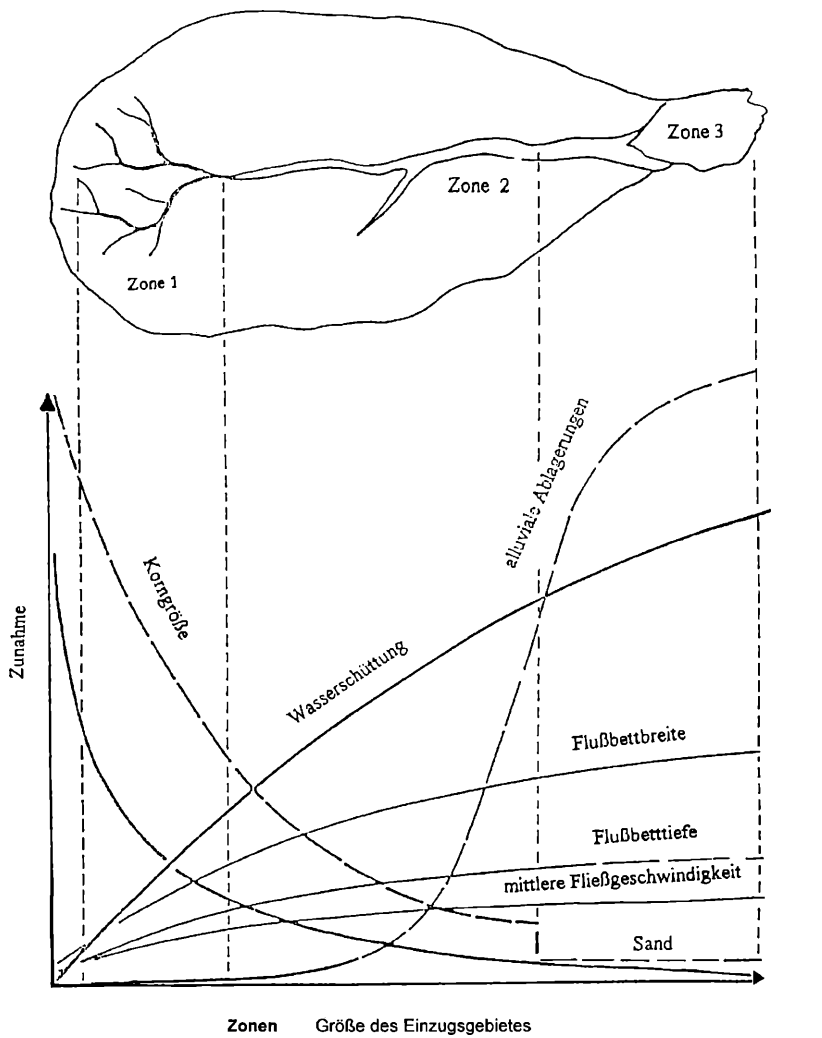


Abbildung 6

Oben: Schema eines Einzugsgebietes mit diversen Veränderungen in Fließrichtung des entwässernden Flusses, etwas veränd. (M. CHURCH 1996: Channel Morphology and Typology. In: River Flows and Channel Forms, eds.: G. Petts & P. Calow, Blackwell Science). Unten: Schematische Darstellung des Abflussprozesses, etwas verän. (aus A. BAUMGARTNER & H.-J. LIEBSCHER 1990: Allgemeine Hydrologie Quantitative Hydrologie, Verlag Gebr. Bornträger).

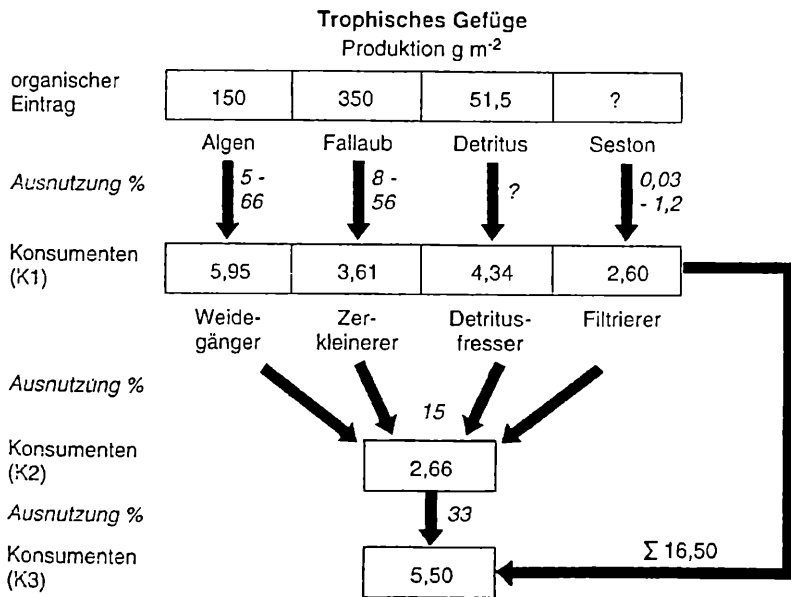
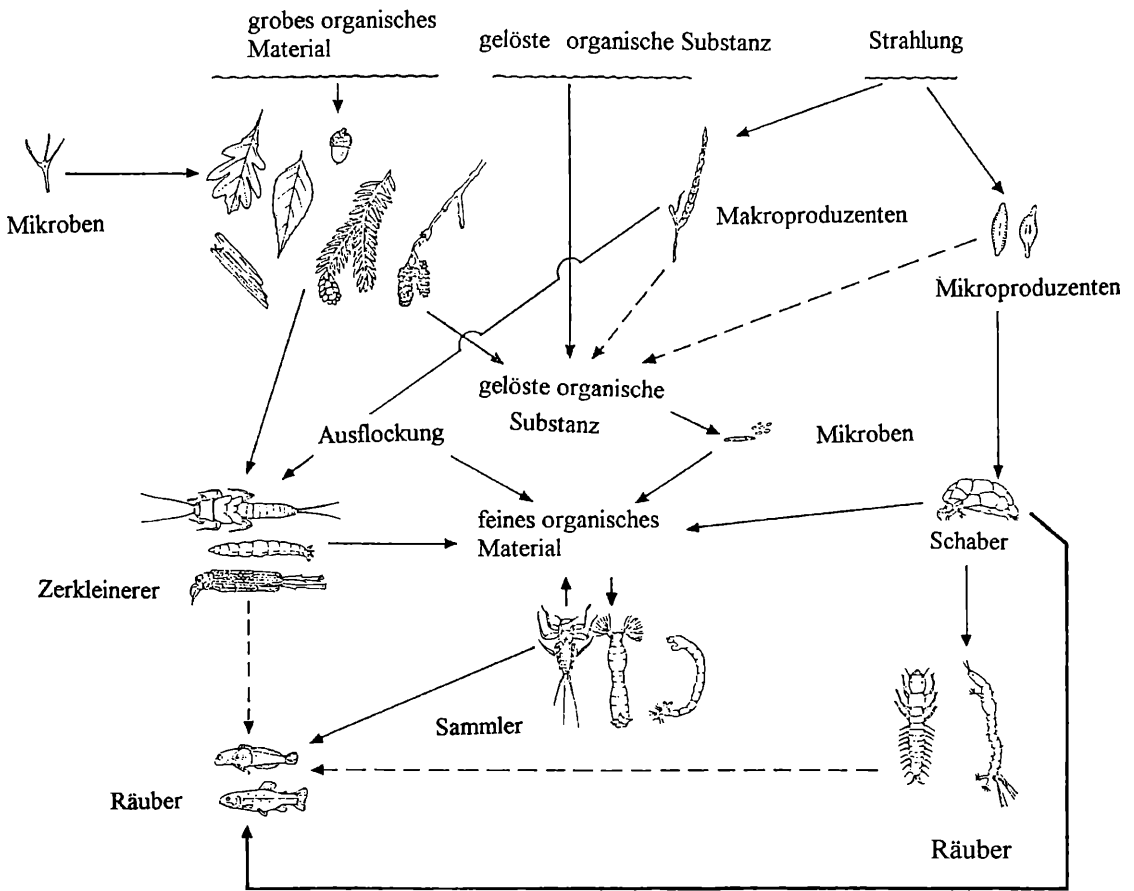


Abbildung 7

Oben: **Prinzipschema der Nahrungsbeziehungen, der Ernährungstypen und ihrer Nahrung bei Evertebraten**, etwas verändert. (aus K. W. CUMMINS 1996: Invertebrates. In: River Biota Diversity and Dynamics, eds: G. Petts & P. Calow, Blackwell Science). Unten: **Trophisches Gefüge in einem Fließgewässer** (aus J. SCHWOERBEL 1993: Einführung in die Limnologie, Verlag Gustav Fischer).

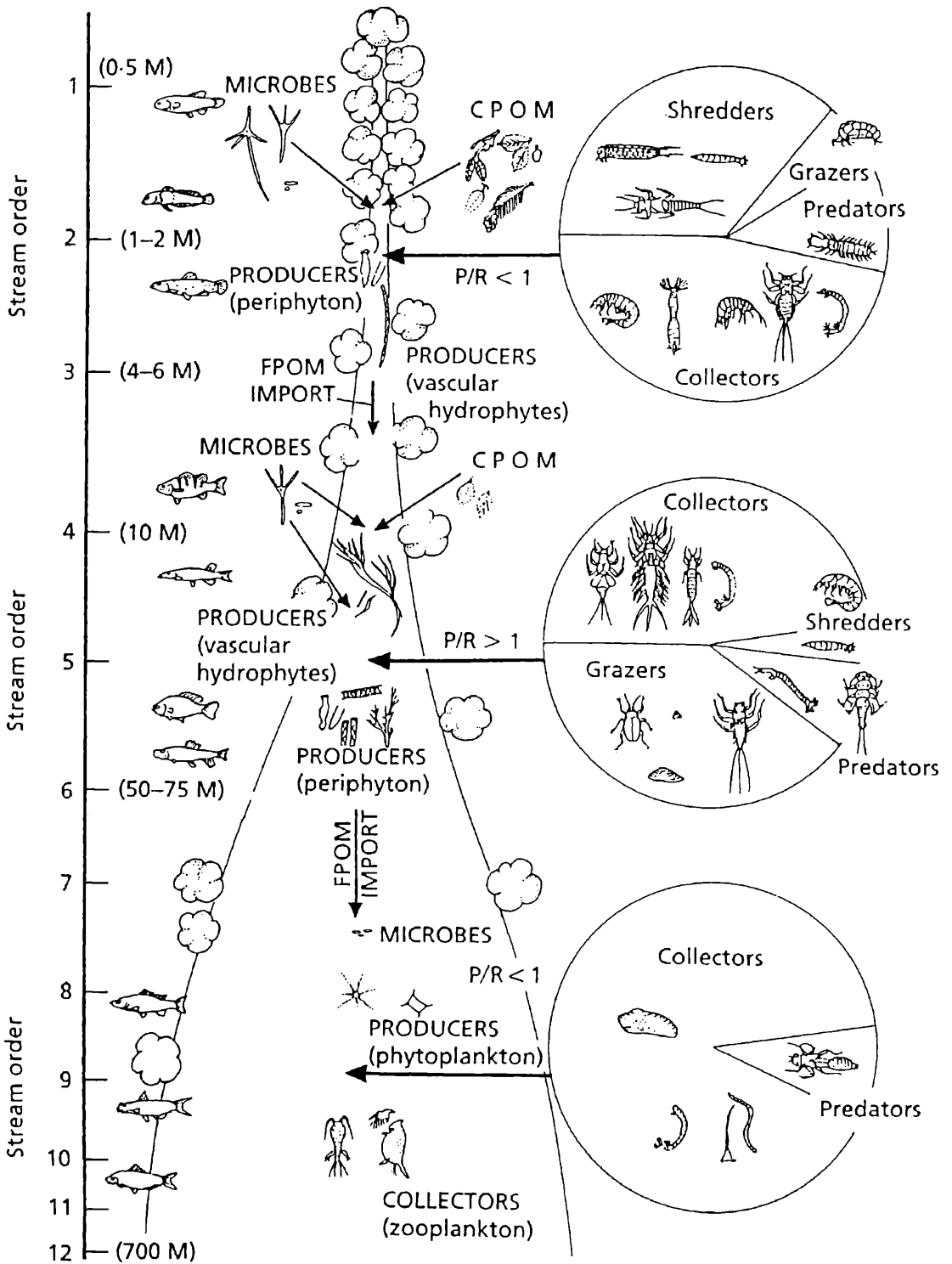
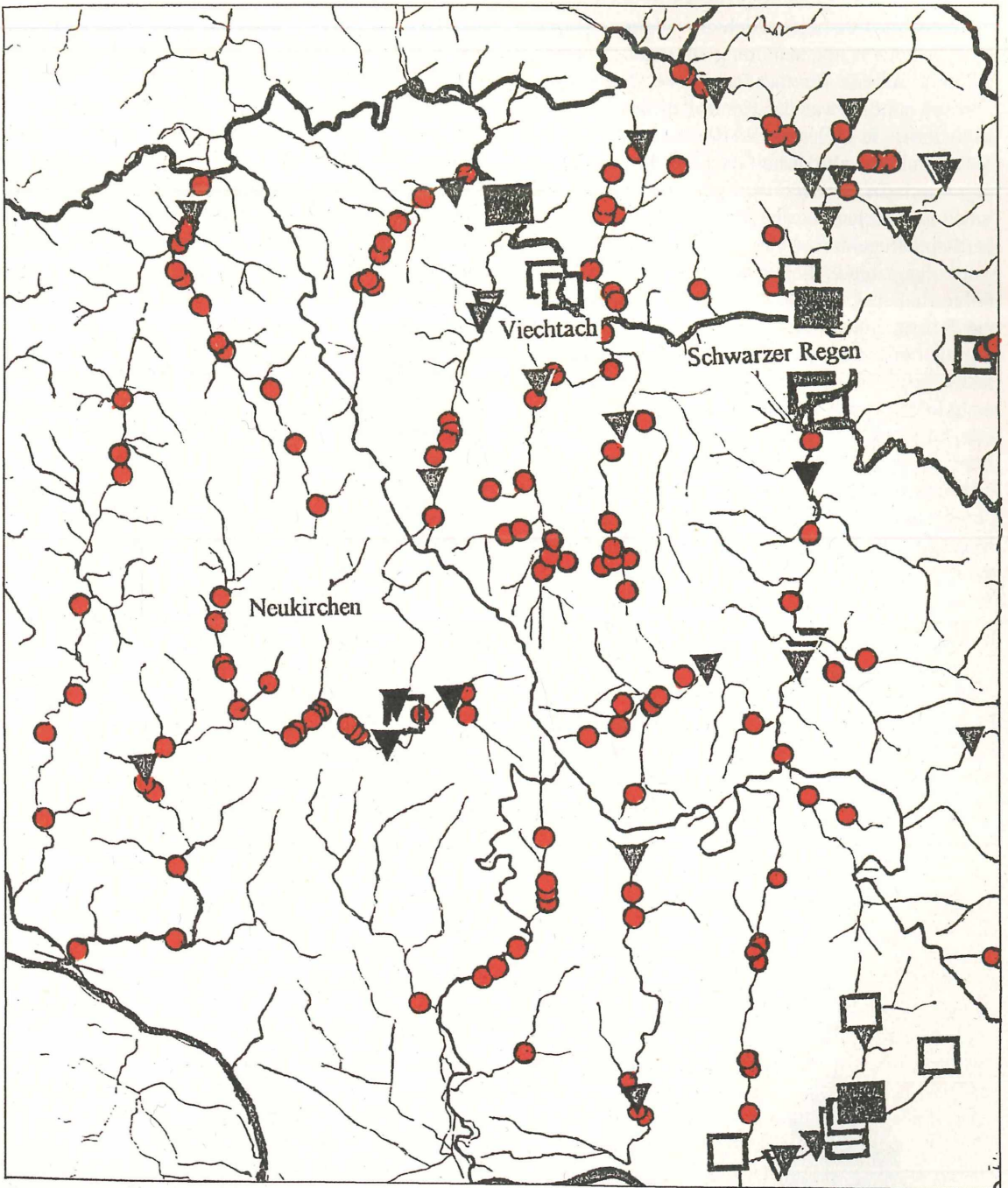


Abbildung 8

Schema zum River Continuum Concept (CPOM = grobes partikuläres organisches Material, P = autotrophe Produktion, R = Respiration) (aus K. W. CUMMINS 1996: Invertebrates. In: River Biota Diversity and Dynamics, eds.: G. Petts & P. Calow, Blackwell Science).



- WKA bis 25 KW
- ▼ WKA > 25 KW bis 100 KW
- WKA > 100 KW bis 1000 KW
- WKA > 1000 KW

Abbildung 9

Wasserkraftwerke zwischen Donau und Schwarzem Regen. Ausschnitt aus einer Karte der Regierung von Niederbayern (Herausgeber: Regierung von Niederbayern).

gigkeit nur noch durch das sogenannte Restwasser erfolgt. Die bisherige Praxis bei der Bemessung des Restwassers beschränkt sich im allgemeinen darauf, von der Wasserschüttung auszugehen und bestimmte Anteile für das Restwasser festzulegen. Das erleichtert zwar die Kontrollen bezüglich der Einhaltung festgelegter Werte, aus ökologischer Sicht sind aber alle diese Lösungen mehr oder weniger unbefriedigend, weil die gewässerspezifischen Eigenschaften sehr verschieden sind und einheitliche Regelungen von Gewässer zu Gewässer ganz unterschiedliche, aber in jedem Fall negative Folgen haben. Überhaupt noch nicht untersucht sind die Folgen hintereinandergeschalteter Stauwehre, wie sie beispielsweise in Niederbayern verhältnismäßig häufig sind (Abb. 9). Man geht aber wohl nicht fehl in der Annahme, dass die negativen Wirkungen eines einzelnen Stauwehrs durch sie verstärkt werden. Darüber liegen bisher nach meinen Informationen leider keine Untersuchungen vor. Grundsätzlich ist jedoch sicher: Stauwehre sind ein Beitrag zur Reduzierung der Artenvielfalt innerhalb der typischen Fließgewässerbiozönose.

5. Fließgewässer sind Subsysteme größerer hydrologischer Einheiten

Fließgewässer sind aber kein Lebensraum, der seitlich und an der Sohle durch das feste Substrat abgeschlossen ist. Von beiden Begrenzungen und weit darüber hinausreichend gehen erhebliche Einflüsse

aus, die für die Beschaffenheit des Wassers von großer Bedeutung sind.

Die Beschattung relativ schmaler Gewässer durch die Vegetation bzw. die Besonnung an freien Stellen ist für die Größe der Primärproduktion des pflanzlichen Aufwuchses bedeutsam, und da dieser die Nahrung für viele Konsumenten darstellt, reicht der Einfluss der sonnenexponierten Areale weit über ihre Grenzen hinaus. Das Wurzelgeflecht der Vegetation ist an der Form des Gerinnequerschnitts und an der Stabilität des Fließbettes beteiligt (Abb. 10). Abgesehen davon bietet es viele Unterschlupfmöglichkeiten, die in künstlichen Gerinnen oft ebenso fehlen wie der Schutz unter Steinen und Überhängen am Ufer. Fischräuber, wie z.B. der Kormoran, haben es in diesen Gewässern besonders leicht, ihre Beute zu erspähen und ihr nachzutauchen. Der Laubfall liefert einen u. U. erheblichen Anteil des allochthonen organischen Materials, welches ähnlich wie das autochthone Material als Nahrungsangebot eine wichtige Rolle spielt (Abb. 7).

Von ganz besonderer Bedeutung ist auch die strukturelle Beschaffenheit der Sohle. Ein erheblicher Anteil der invertebraten Bodenbewohner hält sich dauernd oder zeitweise in den fluviatilen Ablagerungen unter und seitlich der Stromsohle auf. Dieser Lebensraum, der häufig die Verbindung zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser herstellt, wird als *hyporheische Interstitial* bezeichnet. Für viele Arten stellt es ein Refugium dar, in wel-

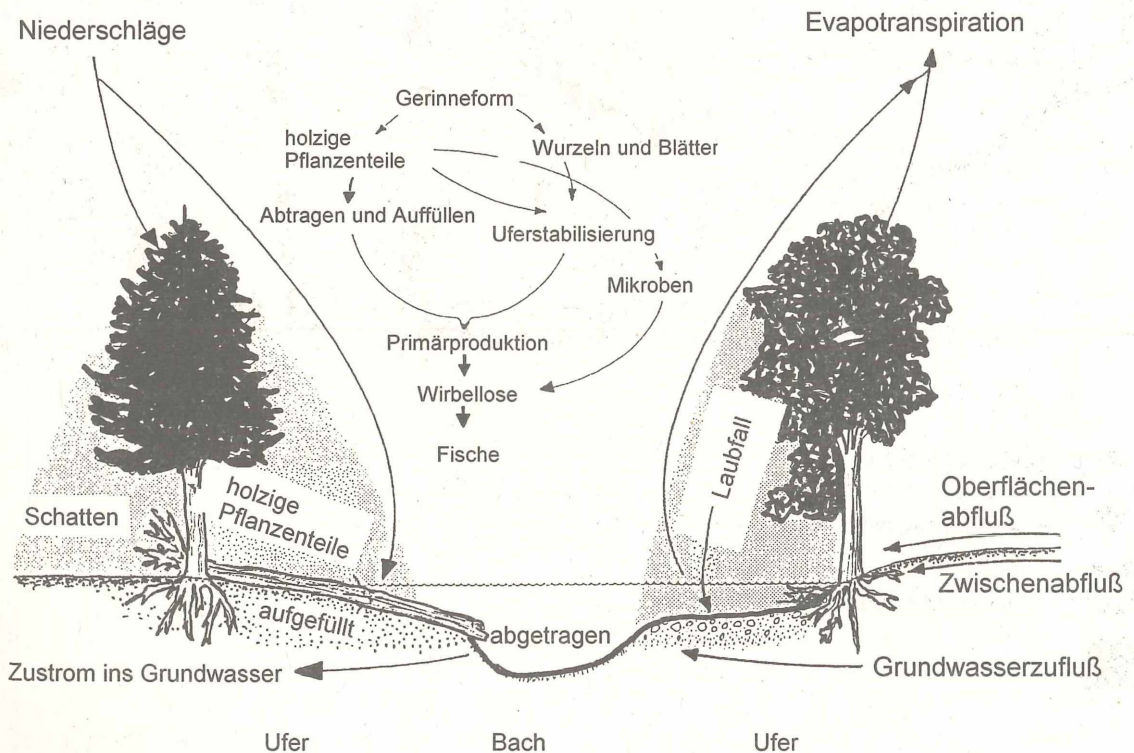


Abbildung 10

Schema der Uferzone und ihre Einflüsse auf das Fließgewässer, verändert (aus G. F. LIKENS 1992: The Ecosystem Approach: Its Use and Abuse, ed.: O. Kinne, Ecology Institute, Oldendorf/Luhe).

ches sich die Tiere bei Hochwasser zurückziehen und von dort aus die u. U. völlig ausgeschwemmten Biozönosen wieder aufbauen. Erst in jüngerer Zeit wurde die Bedeutung dieses Lebensraumes auch für die Selbstreinigung erkannt. Die vorliegenden spezifischen Bedingungen fördern die Ausbildung eines Biofilms, welchem durch das körnige Substrat im Lückensystem, in welchem sich auf engstem Raum Mikrohabitate unterschiedlicher chemischer und biologischer Eigenschaften bilden, große Oberflächen zur Verfügung stehen (Abb. 11).

Die enge funktionelle Verknüpfung zwischen Fließgewässer und Umgebung reicht aber weit über die Uferzone und das Interstitial hinaus. Das ergibt sich eigentlich schon aus dem Verlauf eines jeden Fließgewässers, wenn man bedenkt, dass der überwiegende Teil der Wasserschüttung nicht auf den direkten Niederschlag auf das Gewässer zurückzuführen ist, sondern, neben der (oberflächlichen) Schichtflut, vor allem auf jenen Anteil, der sich im Verlaufe der Infiltration unter der Erdoberfläche gesammelt und als Zwischenabfluss und/oder als Grundwasserabfluss dem oberflächlichen Fließgewässer zugeleitet wird (Abb. 6, unten).

Dieses Wasser stammt somit aus dem gesamten Einzugsgebiet des Fließgewässers. Der Abflussvorgang wird neben dem dominierenden Einfluss des Niederschlages (Niederschlagshöhen, -häufigkeit, -intensität, -dauer, -verteilung, Zurückhaltung z.B. durch Seen) von zahlreichen weiteren Faktoren bestimmt, unter welchen geomorphologische und geologische Faktoren, die Vegetation, sowie anthropogene Maßnahmen (Stauwehre, Flussbegradigungen, Eindeichungen, Wasserüberleitungen, Entnahme aus Oberflächenwasser und/oder Grundwasser, Wassereinleitungen, Urbanisierung, landwirtschaftliche und forstwirtschaftliche Bewirtschaftungsmethoden, Industrie u.a.) eine besondere Rolle spielen.

Einzugsgebiete und zugehörige Fließgewässer stellen innerhalb der Landschaft die kleinsten hydrologischen Einheiten dar (Abb. 6). Aus den zahlreichen Einflüssen, die vom Einzugsgebiet ausgehen und in die Eigenschaften des fließenden Oberflächenwassers eingehen, folgt, dass Maßnahmen zur Sanierung, bzw. zur Restauration eines Fließgewässers Stückwerk bleiben, wenn sie diese vielfältigen Wirkungen - darunter auch diffuse Nähr- oder Schadstoffimporte - völlig unberücksichtigt lassen. In diesem Sinne sind Fließgewässer und Seen gewissermaßen das Spiegelbild der natürlichen und anthropogenen Prozesse in den zugehörigen Einzugsgebieten.

Das, was man in der Praxis oft als "integrierten" oder "integralen Gewässerschutz", als "ökologisch begründete Gewässersanierung" oder schließlich als "holistisches Konzept" bei Maßnahmen an Gewässern und ihrem Umfeld bezeichnet, resultiert aus der Einsicht, das hier nur angedeutete Beziehungsgeflecht hinreichend genau analysieren zu müssen. Die Aufgabenstellungen, die sich daraus ergeben, sind - zumindest zum Teil - sehr schwierig

zu lösen. Leider gibt es in Deutschland meines Wissens bisher kein Forschungsprojekt, welches sich mit dieser Problematik an einem ausgesuchten Beispiel eines kleinen Einzugsgebietes einmal gründlich mit der gesamten Problematik befasst und aus den Ergebnissen und Erfahrungen ein Konzept für die Vorgehensweise in der Praxis geliefert hat. Ein derartiges Projekt kann aber nur dann erfolgreich beendet werden, wenn es in Zusammenarbeit zwischen Limnologen, Hydrologen, Hydraulikern, Hydrogeologen und terrestrisch orientierten Ökologen konzipiert und durchgeführt wird. Allerdings gehört zum Erfolg noch etwas mehr: Es dürfen nicht nur Fragestellungen formuliert werden, an welchen jede der beteiligten Disziplinen ohnehin schon arbeitet, sondern solche, die sich aus einem gemeinsamen Forschungsziel ergeben, welches bereits vor dem Beginn der Detailplanungen präzise definiert sein muss. Nur so kann ein Nebeneinander von Ergebnissen, die keine Beziehung zueinander haben, vermieden werden. Das lose Nebeneinander von Messergebnissen, die in langen Tabellen und reichlichem Text präsentiert werden, sind für die Praxis meist unbrauchbar. Ihr Schicksal ist leicht vorhersehbar: Sie landen in den Schubladen und bleiben dort.

Die besondere Berücksichtigung der Eigenschaften von Einzugsgebieten ist bei Aufgaben, die in oder an großen Flüssen oder Flussabschnitten zu lösen sind, weder ohne weiteres möglich noch erforderlich. Konkret: Wenn es um die Erhaltung der letzten Auengebiete geht, z.B. an Rhein und Donau, lassen sich Einflüsse, die irgendwo in ihren riesigen Einzugsgebieten entstehen und sich am Ort der Untersuchungen noch negativ bemerkbar machen, aus verschiedenen Gründen oft nicht ohne weiteres lokalisieren, geschweige denn ausschalten. Zur Gruppe der primär zu lösenden Aufgaben gehören sie daher wohl kaum. Am Anfang stehen daher andere Probleme. Sie beginnen damit, dass man zunächst alle Versuche unternimmt, um weitere Nachteile von diesen letzten Gebieten fernzuhalten. Wenn das gelungen ist, muss an Ort und Stelle geprüft werden, inwieweit die typischen Eigenschaften der Aue noch erhalten sind. Nach Kenntnis der Defizite können die Arbeiten beginnen, die das Ziel haben, eine Entwicklung einzuleiten, die im Idealfall zur vollständigen Restaurierung führt. Es ist nicht nur vorteilhaft, sondern notwendig, dass diese Arbeiten von Anfang an mit den für Wasserbau und Wasserwirtschaft zuständigen Behörden konzeptionell entwickelt und im weiteren Verlauf diskutiert werden.

Die Wechselbeziehungen zwischen aquatischen, semiterrestrischen und terrestrischen Lebensräumen sind in den Auengebieten besonders eng und für das Funktionieren von ausschlaggebender Bedeutung (Abb. 12). Herausragendes Kennzeichen ist die Dynamik, die sich aus Überflutung und Rückzug der Hochwässer ergibt. Es ist faszinierend zu erfahren, wie sich die Organismen an diesen Wechsel angepasst haben und welche Vielfalt sich

unter diesem Einfluss entwickelt hat. Jede Phase im Verlauf eines Hochwasserereignisses wird von jeweils anderen Organismengruppen besonders genutzt: Mit der Überschwemmung erfolgt der Nährstofftransport vom Wasser zum Land, wovon zu-

nächst die Mikroalgen profitieren und von ihnen das Zooplankton, das sich reichlich entwickelt. In diese Anfangsphase fällt die Laichzeit vieler Fische, deren Brut ein reiches Nahrungsangebot zur Verfügung steht. Wenig später wird maximales Fisch-

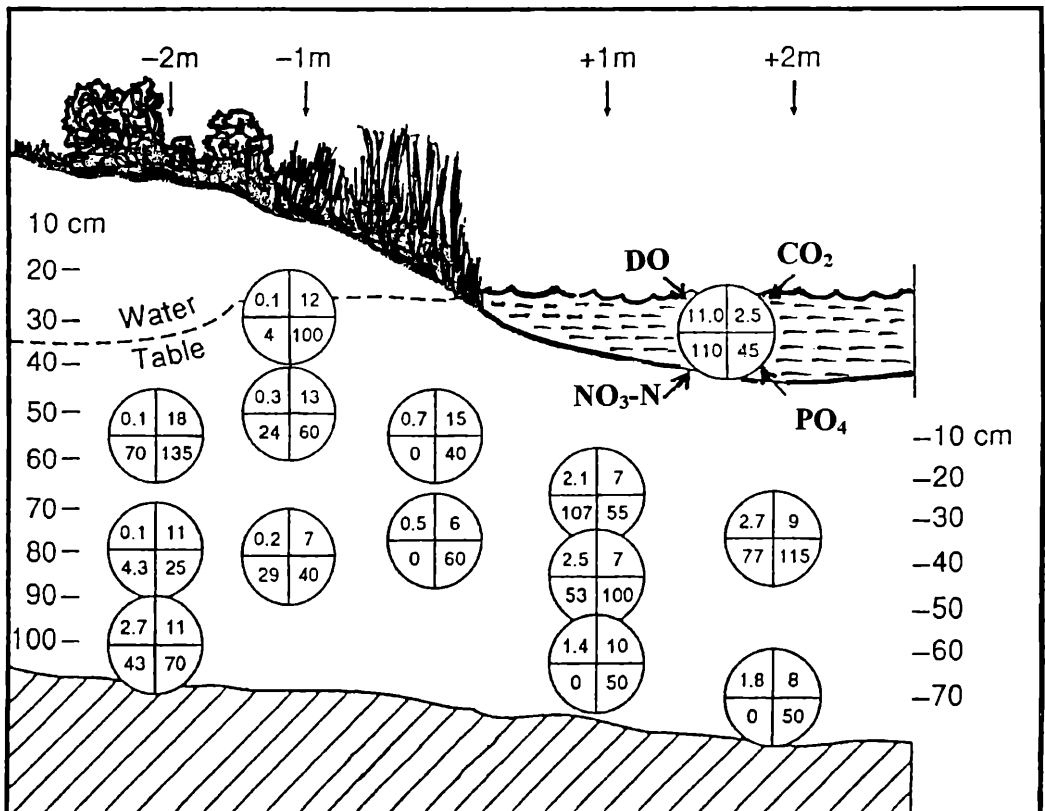
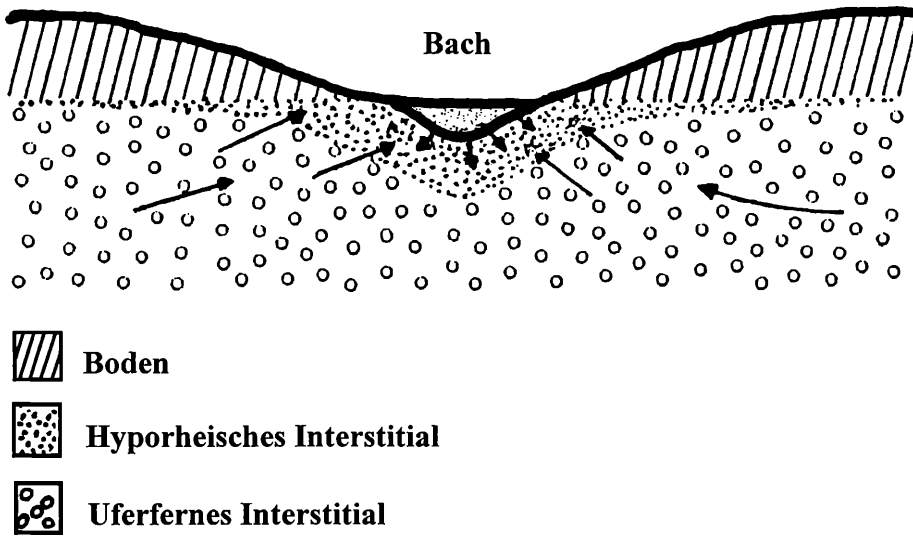


Abbildung 11

Oben: Schematischer Querschnitt durch einen Bach. Die Pfeile deuten den Austausch zwischen Grundwasser und Bachwasser im Bereich des hyporheischen Interstitials an, verändert (aus J. SCHWOERBEL 1993: Einführung in die Limnologie, Verlag Teubner).

Unten: Unterschiede in der Sauerstoff - (O₂), der Kohlendioxid- (CO₂), der Nitratstickstoff- (NO₃-N) und der Phosphat- (PO₄) Konzentration in verschiedenen Tiefen und nahe der hyporheischen Zone, verändert (aus G. F. LIKENS 1992: The Ecosystem Approach: Its Use and Abuse. ed.: O. Kinne, Ecology Institute, Oldendorf/Luhe).

wachstum beobachtet. Es reicht aus, dass die Fische in der Lage sind, mit dem abnehmenden Hochwasser in den Hauptstrom zu wandern und sich dort zu halten. Mit dem Rückzug des Hochwassers werden dem Hauptstrom Nährstoffe zugeführt. Auf dem feuchten Areal entwickelt sich eine üppige Landvegetation (Abb. 12).

Die hier in aller Kürze behandelten Themen werden in den nun folgenden Referaten vertieft. Im Vortrag von Herrn **Schwoerbel** werden die wichtigsten Stationen der Fließgewässerforschung von den Anfängen bis zur Gegenwart vorgestellt.

Auf die sich daran anschließenden Vorträge möchte ich im Folgenden kurz anhand der Abbildung 13 eingehen. Sie zeigt in einem Schema die verschiedenen Disziplinen der wissenschaftlichen Ökologie (man muss das Adjektiv "wissenschaftlich" ja heutzutage besonders herausstellen, weil es viele "Ökologien" gibt). Es sind dies: die Ökophysiologie, die sich mit Individuen befasst, die Populationsökologie, die Populationen untersucht, die Synökologie, die Lebensgemeinschaften analysiert und schließlich die Systemökologie (= Ökosystemforschung), die, wie der Name schon sagt, die Systemeigenschaften erforscht. In den Kästchen der Abb. 13 werden jeweils einige Themen genannt, die den genannten Disziplinen zuzuordnen sind.

Die Systemökologie unterscheidet sich von den übrigen Disziplinen in ganz besonderer Weise, indem sie systemimmanente Eigenschaften, wie z.B. den Stofftransport, den Stoffkreislauf, den Energietransfer u.a. Größen analysiert, die für das gesamte System kennzeichnend und somit auch zum Vergleich mit anderen Ökosystemen geeignet sind. Es ist klar, dass derartige Untersuchungen bei Fließgewässerökosystemen nur mit Beteiligung der Hydrologie in ihren weitesten Grenzen d.h. auch unter Einbeziehung der chemischen Analytik durchführbar sind. Es ist ebenso klar, dass derartige Untersuchungen nicht ohne Kenntnis zahlreicher Fakten aus der Ökophysiologie, der Populationsökologie und der Synökologie begonnen werden können. Wer sich für diese Thematik interessiert, dem sei das in der Reihe EXCELLENCE IN ECOLOGY herausgekommene Buch von Gene E. Likens zum Thema "The Ecosystem Approach: Its Use and Abuse" (Veröffentlicht 1992 vom Ecology Institute, 2124 Oldendorf/Luhe, Herausgeber: O. Kinne) ganz besonders empfohlen.

Unter den Themen, die im 4. Franz-Ruttner-Symposium behandelt und im Folgenden kurz vorgestellt werden, befindet sich keines, welches - in sensu stricto - der Systemökologie zuzuordnen wäre. Diese Feststellung erscheint mir wichtig, weil gegenwärtig die Tendenz besteht, fast jede Feldanalyse der Ökosystemforschung zuzuschreiben.

Im Referat von Herrn **Westrich** werden die wichtigsten Größen der Hydraulik vorgestellt, d.h. diejenigen Kräfte, die bei der Erosion und Sedimentation eine herausragende Rolle spielen und damit auch bei der Gestaltung der Fließgewässer. Als Kräfte

wirken sie auch auf die Bewohner der Fließgewässer, deren Folgen man an Individuen durch ökophysiologische Untersuchungen prüft.

Herr **Frutiger** berichtet über die faszinierenden Anpassungen der *Blepharicaridae* an die Strömung. Diese Tiere haben im Laufe der Evolution das Problem gelöst, sich in der reißenden Strömung kalter Gebirgsbäche an Steinen festzuhalten, ohne die zum Nahrungserwerb als Algenabweider erforderliche Mobilität aufzugeben. Morphologie, Physiologie und Verhalten erscheinen optimal aufeinander abgestimmt zu sein. Sie würden das Überleben der Art auf Dauer aber dennoch nicht sichern, gäbe es nicht Mechanismen, die auf der Populationsebene wirksam sind. Ihre Entdeckung war das Ergebnis populationsökologischer Untersuchungen.

Auch im Vortrag von Herrn **Diehl** werden ökophysiologische Ergebnisse - die Beschreibung des individuellen Wachstums bei Bachforellen - und populationsökologische Ergebnisse - die Analyse des individuellen Wachstums in Abhängigkeit von der Populationsdichte behandelt. Darüber hinaus wird gezeigt, dass man ein bestimmtes Kriterium des Bachforellenwachstums nicht ohne weiteres als Indikator für die Gewässergüte von Fließgewässern heranziehen kann, wenn man ihre Populationsdichte vernachlässigt.

Themen zur Wiedereinbürgerung von Fischen durch Besatz und zur natürlichen Wiederbesiedlung nach erfolgter Sanierung werden in den Vorträgen der Herren **Staas**, **Ingendahl** und **Kureck** behandelt. Die zugrundeliegenden Fragestellungen reichen von der Ökophysiologie bis zur Synökologie. Herr **Staas** berichtet über die aktuellen Entwicklungstendenzen einiger Fischarten im Rhein. Er unterstreicht die Bedeutung unverbauter Flussabschnitte mit naturnahen Kiesstrecken, sowie das Vorhandensein von Nebenflüssen und mit dem Rhein verbundener Baggerseen. Herr **Ingendahl** hebt die Bedeutung der Durchgängigkeit von Fließgewässern und die Bedeutung der Beschaffenheit von Sohle und Interstitial in ihrer Funktion als Laichplatz für die Kieslaicher des Rheins hervor. Aus beiden Referaten folgt, dass nicht nur die Rückführung der Belastungen durch überhöhte Nähr- und Schadstoffe, sondern auch die Verfügbarkeit strukturell geeigneter Laichplätze Voraussetzung für eine nachhaltige Wiedereinbürgerung verschwundener Fischarten sind. Herr **Kureck** begründet, weshalb für den Erfolg einer natürlichen Wiederbesiedlung auch der Lebenszyklus der betreffenden Art eine sehr wichtige Rolle spielen kann. Obgleich die diversen Schlussfolgerungen nicht in jedem Fall durch ökophysiologische und populationsökologische Laborexperimente belegbar sind - ihre Durchführung würde zumindest zum Teil unüberwindbare Grenzen erreichen - lassen sie sich in überzeugender Weise begründen, und - das ist wichtig für die Praxis im Umwelt- und Naturschutz, z.T. aber auch für die Fischerei - die daraus abzuleitenden Forderungen sind umsetzbar.

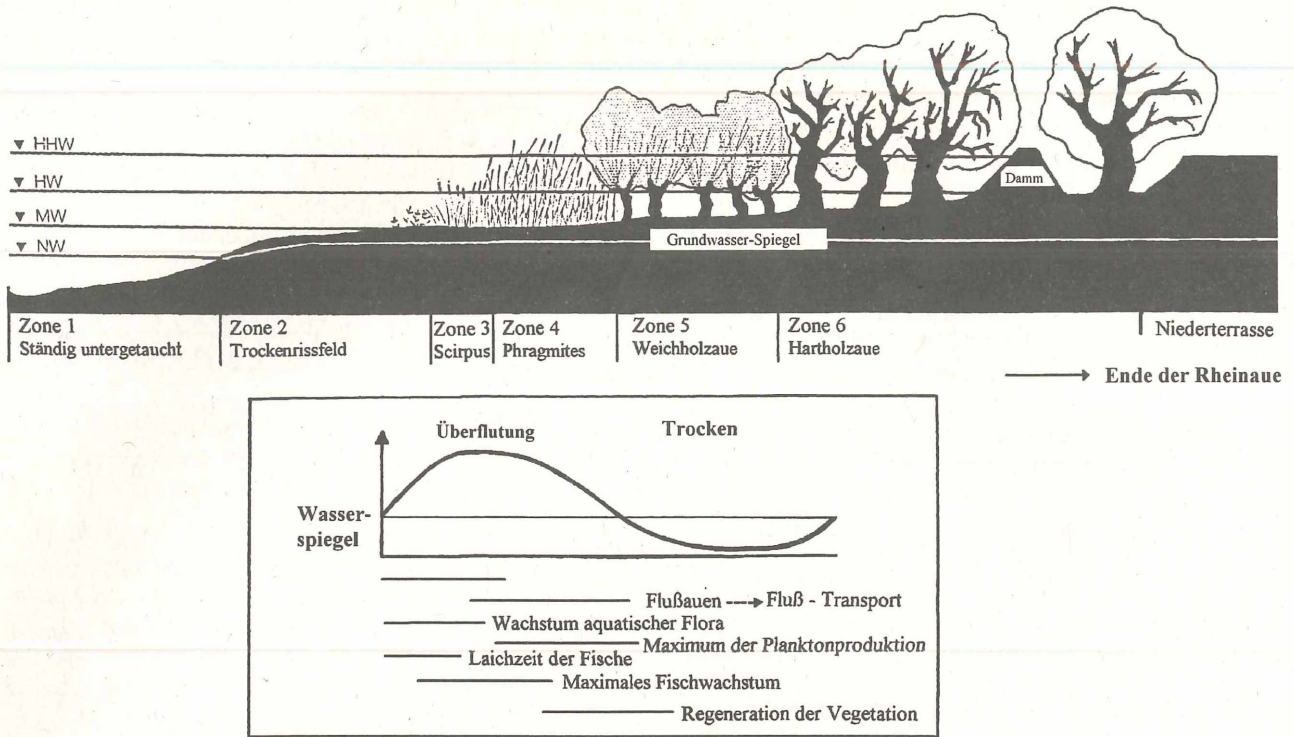


Abbildung 12

Oben: Zonierung des Auwaldes. Unten: Der Einfluss von Hochwasser und Hochwasserrückzug auf das Überschwemmungsgebiet (G. PETTS & P. CALOW 1996: The Nature of Rivers. In: River Restoration, eds.: G. Petts & P. Calow, Blackwell Science).

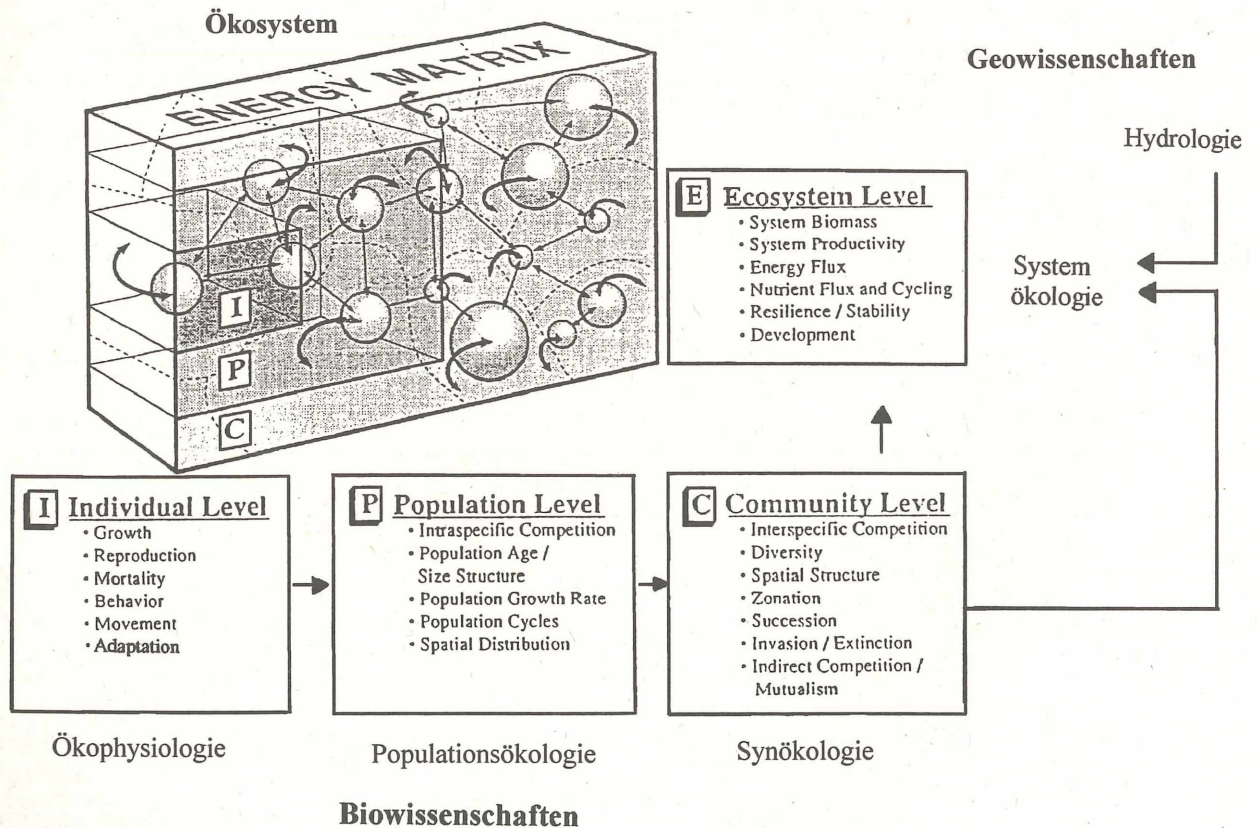


Abbildung 13

Übersicht über die Teilgebiete der traditionellen Ökologie und der Systemökologie inkl. einiger ihrer jeweiligen Forschungsobjekte (in den Kästchen). Die Kugeln repräsentieren abiotische und biotische Ganzheiten, die dicken Doppelpfeile deuten Rückkopplungen an, die dünnen Doppelpfeile Beziehungen zwischen einzelnen Gesamtheiten, etwas verändert (aus G. F. LIKENS 1992: The Ecosystem Approach: Ist Use and Abuse, ed.: O. Kinne, Ecology Institute, 2124 Oldendorf/Luhe).

Indem Herr **Neumann** diese und weitere Ergebnisse zur Problematik der Wiedereinbürgerung in seinem Vortrag zusammenstellt, kommt er u.a. zu der Schlussfolgerung, dass in den sogenannten sanierten Fließgewässern bei weitem noch keine befriedigenden Resultate vorliegen, da sich weder die ursprüngliche Biodiversität, noch die ursprüngliche Artenzusammensetzung eingestellt hat. Und bezüglich einiger Fischarten, die im Rhein zur Einbürgerung regelmäßig ausgesetzt werden, sind die Voraussetzungen für den Erhalt des Bestands durch eigene Reproduktion noch keineswegs erfüllt.

Bei den Untersuchungen, die Herr **Schiemer** in seinem Vortrag behandelt, geht es primär nicht um die Bestandssicherung oder Wiedereinbürgerung einer Art oder einiger bestimmter Arten und insofern nicht um ökophysiologische oder populationsökologische Fragestellungen. Im Vordergrund steht vielmehr die Erhaltung der typischer Eigenschaften von Flussauen und ihre Förderung, soweit sie durch wasserwirtschaftliche Maßnahmen bereits beeinträchtigt sind. Das betrifft vor allem die ökologische Dynamik, die sich aus dem Wechsel von Überflutung und Rückzug der Hochwässer ergibt. Selbstverständlich gehen alle Kenntnisse aus ökophysiologischen und populationsökologischen Untersuchungen in diese besondere Aufgabenstellung ein. Eigene Untersuchungen beschränken sich auf die Bestimmung von Populationsgrößen und Wachstum, auf bevorzugte Bereiche für den Aufenthalt von Fischarten, z.B. zum Ablaichen, für das Aufkommen der Brut u.a.. Darüber hinaus werden die Biodiversität, Zonierungen und Sukzessionen beschrieben, die im Wechsel der Hochwässer immer wieder aufs neue entstehen. In ihrer Gesamtheit liefern diese Befunde die Grundlagen für konkrete Maßnahmen, die in Kooperation mit der Wasserwirtschaft umgesetzt werden.

Was in der Donau bei Hainburg in Österreich gelungen ist, kann man sich in Bayern, im Bereich des letzten Abschnitts der freifließenden Donau im Raum Deggendorf, bisher leider nur wünschen!

Herr **Jorde** befasst sich in seinem Vortrag mit einem höchstaktuellen Problem. Die Fragestellung lautet lapidar: "Wieviel Wasser braucht ein Fließgewässer mindestens, um seine jeweils typischen biozönotischen Eigenschaften gerade noch zu bewahren?" Da diese Frage von den Fließgewässerökologen in keinem einzigen Fall beantwortet werden kann und eine für alle Fließgewässer gültige Antwort von vornherein ausgeschlossen werden muss, geht es in der wasserwirtschaftlichen Praxis um sehr grobe Näherungslösungen, die in Bayern auf der Grundlage der vom Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen im Jahre 1966 herausgegebenen Schrift zum Thema "Vorläu-

fige Arbeitsanleitung zur Abschätzung von Mindestabflüssen in wasserkraftbedingten Ausleitungsstrecken" kontrovers diskutiert werden. Es ist verständlich, dass aus wirtschaftlichen Gründen rasche Lösungen angestrebt werden. Aus ökologischer Sicht kann man sich gegenwärtig nur wünschen, dass die Bestimmungen nicht für längere Zeiten "zementiert" werden, damit Chancen zur Verbesserung so bald wie möglich genutzt werden können. Herr Jorde zeigt in seinem Vortrag neue Wege auf, indem bei der Festlegung von Mindestabflüssen auf gewisse Ansprüche typischer Fließgewässerbewohner, die sich aus ihrem Vorkommen ergeben, Rücksicht genommen wird.

Frau **Meyer** befasst sich in ihrem Vortrag mit temporären Fließgewässern. Da diese in der Forschung bisher eher vernachlässigt worden sind, werden die Größen und Kriterien aus dem Bereich der Hydrologie und der Ökologie vorgestellt, die bei systematischen Untersuchungen zu berücksichtigen wären.

Im Vergleich zu den wirtschaftlich bedeutenden Flüssen und Strömen wurden auch die kleinen Fließgewässer in der Limnologie mit wenigen Ausnahmen kaum untersucht, obgleich sie die in der exorheischen Region gelegenen Länder wie ein dichtes Gefäßnetz überziehen. Bei diesen Fließgewässern ist der Einfluss der zugehörigen kleinen Einzugsgebiete noch eher überschaubar, und man sollte annehmen, dass diese Ausgangssituation sich von vornherein im Sinne "integrierter Gewässerschutzmaßnahmen" ausgewirkt hat. Das ist jedoch nicht der Fall. Herr **Borchardt** plädiert daher in seinem Vortrag für die "integrale Gewässersanierung" und stellt ein entsprechendes Konzept vor. Wesentlich ist, dass man alle verfügbaren Daten aus den Bereichen Ökologie, Geowissenschaften und Ökonomie, insbesondere der Wasserwirtschaft, zur Planung und Durchführung entsprechender Vorhaben heranzieht. Im Gegensatz zur Ökosystemanalyse, die auf Stoffbilanzen, Stoffaustausch und Energiefluss zielt, um das betrachtete System anhand seiner systemimmanenten Eigenschaften und Prozesse zu beschreiben, streben "integrale Gewässersanierung" und "integraler Gewässerschutz" umsetzbare Ziele an, die aufgrund einer Bewertung von zahlreichen Einzelfakten herausgearbeitet werden.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Otto Siebeck
Am Mühlberg 23a
D-83093 Bad Endorf
e-mail: H.O.Siebeck@t-online.de

Zur Geschichte der Fließgewässerforschung

Jürgen SCHWOERBEL

Die Geschichte der Fließgewässerforschung gleicht dem Lauf eines Fließgewässers: Aus unterschiedlichen, voneinander isolierten Quellen entstehen Motivationen und Aktivitäten zur Untersuchung der Gewässer; Gedanken, Methoden und Ergebnisse fließen zusammen und bilden den Strom der weiteren wissenschaftlichen Forschung und Erkenntnis. Und nirgendwo wird deutlicher, dass die Gegenwart immer die Vergangenheit der Zukunft ist. Wann beginnen die Ergebnisse von Denken und Forschen Geschichte zu werden? Wie auch immer: die einzelnen Schritte, die zu dem gegenwärtigen Stand des Wissens geführt haben, waren fast immer notwendig, um das Jetztige zu erreichen. So werde ich hier auch gelegentlich einen Blick auf die Gegenwart und in die Zukunft werfen - wir sind hier ja zusammengekommen, um Probleme der Gegenwart zu diskutieren.

1. Ursprung der Fließgewässerforschung aus der Geographie/Hydrologie

Die Fließgewässerforschung hat ihren Ursprung – ebenso wie die Erforschung der Seen - in der Hydrologie, die noch bis in das 20. Jahrhundert hinein ein Fachgebiet der Geographie war. Aber Fließgewässer hatten für die Wasserversorgung, die Abwasserentsorgung, die Gefahr von Überflutungen und die Nutzung der Energie des fließenden Wassers eine stets aktuelle praktische Bedeutung (SCHWOERBEL 1994). Wasserstände, Abflussmengen und Strömungsgeschwindigkeiten konnten schon im Altertum hinreichend genau ermittelt werden. Wissenschaftlich exakt wurde der Zusammenhang von Abfluss, Gerinnequerschnitt und Fließgeschwindigkeit von LEONARDO DA VINCI (1452-1519) beschrieben und er kannte auch das Kontinuitätsprinzip: dass bei gleicher Abflussmenge die Geschwindigkeit des fließenden Wassers mit jeder Veränderung des Querschnitts zu- oder abnimmt. Das ist ein für jedes Fließgewässer fundamental wichtiger Zusammenhang: die riffle/pool-Sequenz eines morphologisch natürlichen Gewässers ist dadurch geprägt und das ökologisch so wichtige Strömungsmuster auf der Gewässersohle ist zum großen Teil bedingt durch die sich ständig ändernden Durchflussquerschnitte zwischen den Geröllen. Die Fließgeschwindigkeit wurde mit Schwimmern, Wasser-rädern und hydrometrischen Pendeln, ab Beginn des 19. Jahrhunderts auch mit Petit-Rohren und hydrometrischen Flügeln ermittelt. Kleine Fließgewässer waren nur insofern interessant, als sie zur gemein-

schaftlichen Wiesen- und Feldbewässerung genutzt wurden und die Verteilung des Wassers in den "Wuhren" (Südschwarzwald), "Runzen" (Oberrhein) oder "Waaen" (Südtirol) somit strengen Regeln unterworfen war. Die spätere Fließgewässerforschung hat sich vorwiegend mit kleinen Gewässern befaßt.

Ich kann hier nicht die Geschichte der Hydrologie darstellen, das ist von berufener Seite geschehen (GARBRECHT 1985, 1990). Die "Flusskunde" (PENK) war als "Potamologie" oder "Rheologie", wie F. A. FOREL sie nannte, neben der "Oceanologie" und der von FOREL 1895 auf dem Geographentag in London so bezeichneten "Limnologie" "ein Zweig der physischen Geographie" (PENK 1898, ULE 1902).

Albrecht PENK hatte sich 1898 für die "Potamologie" als einer selbständigen Wissenschaft eingesetzt und ihr die folgenden 5 spezifischen Forschungsgebiete zugeordnet:

1. Physik des rinnenden Wassers
2. Die Wassermenge und ihre Schwankungen
3. Wirkungen des Wassers auf das Flussbett
4. Verbreitung des rinnenden Wassers auf der Erdoberfläche
5. Das rinnende Wasser als Schauplatz organischen Lebens

Für Willi ULE, der 1902 eine etwas andere Zuordnung der Aufgaben gab, hatte die Erforschung der Flüsse als "Schauplatz organischen Lebens" (PENK) innerhalb der Geographie nur insofern Berechtigung, als es sich "um die Ermittlung rein thier- und pflanzengeographischer Tatsachen" handelte.

Es ist sofort klar, dass heute das 1. Thema von der Hydraulik, das 2. von den Hydrologen und Hydrogeologen, das 3. von den Geologen ("exogene Geologie") und das 4. von den Geographen behandelt wird. Und es ist uns heute auch bewusst, dass der "Schauplatz organischen Lebens" in den Fließgewässern von allen genannten Aspekten gleichermaßen geprägt wird, wie in der weiteren Entwicklung der Fließgewässerforschung deutlich geworden ist und in der Gegenwart zu einer immer stärkeren, erfolgreichen Zusammenarbeit von Wasserbauingenieuren, Hydrologen und Limnologen führt.

2. Frühe biologisch-organismische Fließgewässerforschung

Aus dieser Situation um die Jahrhundertwende wird es verständlich, dass Zoologen und Botaniker zu nächst eine Inventur der Organismen in den gut zugänglichen kleineren Fließgewässern durchführten, damals noch ganz der Geographie verpflichtet. Friedrich ZSCHOKKE (1900, 1901, 1902) war der erste, der dies in den Fließgewässern der Alpen und in Bächen des Südschwarzwalds konsequent tat, auf der Suche nach Eiszeitrelikten in den sommerkalten Bachläufen. Aber schon bald wurde klar, dass nicht die Glazialfauna, sondern die Besiedlung an sich und die Anpassungen der Organismen an das Milieu des fließenden Wassers und die Struktur der Gewässersohle, ihres eigentlichen Lebensraums, von unmittelbarem Interesse sein musste und tatsächlich auch viel interessanter war. Paul STEINMANN bezeichnete, wohl zu recht, seinen Lehrer ZSCHOKKE als den "Begründer der Biologie des fließenden Wassers" (STEINMANN 1915).

Obwohl sich STEINMANN in seiner Dissertation über die Tierwelt der Gebirgsbäche" (1907) bereits mit den hydraulischen Verhältnissen und den Anpassungen der Bachtiere an dieses Milieu befasste und sogar ein Programm für die künftige Erforschung der Fließgewässer aufstellte, fühlte er sich immer noch - ich möchte wohl sagen wider besseren Wissens - der Geographie verpflichtet. Er schrieb: "Die gesamte Bachtierwelt bildet eine Lebensgemeinschaft, einen Haushalt für sich. Um nun die Rolle der einzelnen Glieder bewerten zu können, muß zuerst festgestellt werden, mit welchen faunistischen Elementen man es zu tun hat. Erst wenn der faunistische Bestand genau bekannt ist, kann man daran denken, auch tiergeographische Probleme an die Hand zu nehmen." (STEINMANN 1907).

Hier wird zwar schon auf "die Rolle der einzelnen Glieder" der zoologischen "Lebensgemeinschaft" hingewiesen, aber unter dem sehr eingeeengten Blickwinkel, daß diese einen "Haushalt für sich" bilden (was sie natürlich nicht tun können). Sogar August THIENEMANN, auch ein Schüler von ZSCHOKKE, ist in seiner klassischen Arbeit über den Bergbach des Sauerlandes (1912) noch ganz der Zoologie und Tiergeographie verpflichtet, wenn er auch die Vergesellschaftung der Organismen in spezifischen Habitaten und Zonen des Baches sowie biologische Aspekte in die Untersuchung einbezieht. Diese für die Erforschung der Fließgewässer so wichtige zoologische Arbeitsrichtung wurde später beispielsweise von ETIENNE HUBAULT unter Berücksichtigung der wesentlichen Milieufaktoren weitergeführt (1927) und ist natürlich auch in der Gegenwart lebendig. Die Algen hatten besonders BUDE (1928) und BUTCHER (1932) studiert. Und wenn ich hier einen großen Sprung machen darf: Auch die von JOACHIM ILLIES in Anlehnung an die alte Fischzonierung in die Fließgewässerforschung eingeführte allgemeine Gliederung der Fließgewässer in Rhithral und Potamal (ILLIES

1955, 1958, 1961) ist zoologisch, nicht limnologisch begründet, wie ELSTER schon 1955 (Diskussionsbemerkung zu ILLIES 1955) mit recht hervorhob, auch wenn Wolfgang SCHMITZ sie damals physiographisch begründete (SCHMITZ 1955). Rhithral und Potamal müssen heute neu, limnologisch, charakterisiert werden.

3. Der Stoffhaushalt als tragendes Konzept der Fließgewässerforschung

3.1 Frühe Abwasserbelastung der Flüsse: Begriff der Selbstreinigung

Der frühen Fließgewässerforschung fehlte noch gänzlich die Perspektive des biologischen Stoffumsatzes im Gewässer. Das ist insofern bemerkenswert, als dieser Impuls schon um die Mitte des vorigen Jahrhunderts aus einer ganz anderen Richtung kam. Er ergab sich zwangsläufig aus dem Problem der Belastung der Flüsse mit den Abwässern aus Kommunen und Industrie und der dadurch gefährdeten Wasserversorgung der Städte. Diese Situation forderte Gegner und Befürworter heraus, die Wirkung und den Verbleib der Fremdstoffe in den Gewässern zu untersuchen. Schon 1869 kam der bis heute aktuelle Begriff der "Selbstreinigung" auf, der zu intensiven chemischen, bakteriologischen und biologischen Untersuchungen Anlass gab, jetzt besonders an großen Fließgewässern, Themse, Rhein, Main, Seine, die für die Wasserversorgung großer Gemeinden bedeutsam waren. Die Motive für diese Forschungen gehörten, mit wenigen Ausnahmen, allerdings nicht der vorurteilslosen Wissenschaft an, sondern sollten Schädlichkeit oder Harmlosigkeit der Abwässer in den Flüssen "beweisen" LE THEBY hatte 1869 behauptet, in der Themse sei die Verschmutzung nach 10-12 Fließmeilen nicht mehr nachweisbar. M. FRANKLAND, ebenfalls in London tätig, untersuchte 1870 erstmals experimentell den Sauerstoffbedarf für den Abbau von verdünntem kommunalen Abwasser. Er kam zu dem Schluss, dass in England kein Fluss lang genug ist, um während seiner Fließzeit eine für die Trinkwasserversorgung ausreichende Selbstreinigung zu erreichen. Die "Selbstreinigung" wurde zum Politikum, verlor dadurch aber nicht ihre Bedeutung für die Fließgewässerforschung. Um 1870 wurden erstmals der Sauerstoffgehalt und der biologische Sauerstoffbedarf entlang einer Fließstrecke ermittelt und man erkannte die Bedeutung der Fließzeit des Wassers zwischen zwei entfernten Messpunkten für den Stoffumsatz des Flusses, ein Aspekt, der auf die Raum/Zeit-Verschränkung von Prozessen im fließenden Wasser hinweist und der in dem modernen "nutrient spiralling concept" (NEWBOLD 1992) von höchster Aktualität ist. Alexander MÜLLER charakterisierte 1873 die Selbstreinigung als biologischen Vorgang, Ferdinand COHN (1828-1886), der noch bei Christian Gottfried EHRENBERG (1795-1876) in Berlin zu Mikroskopieren gelernt hatte, studierte die "mikroskopische Lebenswelt"

der verunreinigten Gewässer und Robert LAUTERBORN (1869-1952) folgerte aus seinen wissenschaftlichen Untersuchungen 1911:

"Die Selbstreinigungskraft eines Gewässers ist direkt proportional der Absorptionsfläche seiner Pflanzen- und Tierwelt", eine durchaus "moderne" Formulierung zu dieser Zeit - heute würden wir die Tierwelt weglassen und neben den Pflanzen die Bakterien und Biofilme hervorheben.

Wenn auch diese Untersuchungen nur noch Geschichte sind, so ist aus ihnen als Ergebnis der Zusammenhang zwischen organischer Belastung und Organismenbestand eines Fließgewässers deutlich geworden und hat wenige Jahre später (1902) zur ersten Aufstellung eines organismischen Saprobien-systems geführt, das in den folgenden Jahren immer weiter ausgearbeitet wurde und das bis heute seine Bedeutung behalten hat. Das Saprobien-system war ursprünglich kein Indikationssystem für organische Belastung (was es heute ist), sondern ein Indikator für den Stand und Fortschritt der Selbstreinigung der Fließgewässer.

3.2 Potamoplankton

Ganz unabhängig von allen Abwasserfragen hatten einige Wissenschaftler, angeregt besonders durch die Planktonuntersuchungen von Otto ZACHARIAS in Seen, große Flüsse untersucht in der Erwartung, hier ein spezifisches Flussplankton zu finden. Der Amerikaner KOFOID stellte um die Jahrhundertwende erstmals im Illinois River fest, dass die Menge an Phytoplankton im unteren Teil des Flusses stark zunimmt, das Plankton insgesamt aber aus den Seen im Einzugsgebiet des Flusses stammt (KOFOID 1903). LAUTERBORN konnte bereits 1895 anhand charakteristischer Veränderungen im Phytoplankton des Oberrheins nachweisen, dass diese auf entsprechende Veränderungen im Zürichsee zurückgehen. Das ist für die Geschichte der Limnologie insofern interessant, als es darauf hinwies, dass diese Veränderungen im Phytoplankton des Zürichsees eine Folge zunehmender Nährstoffkonzentrationen im Wasser sind (LAUTERBORN 1910, 1939) und dies ist der erste Hinweis auf die anthropogene Eutrophierung eines Sees - den Begriff der "Eutrophierung" gab es damals aber noch nicht.

3.3 Stoffhaushalt der Fließgewässer: Holistischer Aspekt und moderne Konzepte

Obwohl also in großen Fließgewässern, im Gegensatz zu den Bächen, schon Stoffumsätze gemessen und theoretisch diskutiert wurden, somit schon limnologisch gearbeitet und gedacht wurde, entwickelte sich die Fließgewässerforschung zunächst vorwiegend an kleinen Gewässern weiter, wahrscheinlich aus 2 Gründen: 1. weil sie methodisch leichter zugänglich sind (dennoch hatte LAUTERBORN 1900 ein schwimmendes Fließwasserlabor auf dem

Rhein gefordert); und 2., weil der Fließgewässercharakter in den Bächen deutlicher ist: hier sind die Sohle und das Interstitial besiedelt, der bewegte Wasserkörper (Pelagial) aber ist, mit Ausnahme für die Fische, nicht Lebensraum, sondern ausschließlich Transportmedium für gelöste und partikuläre Nährstoffe. PERCIVAL & WHITEFORD erhoben 1929 - wohl erstmals - den Anspruch, eine quantitative Studie aller Organismen eines Baches zu liefern und - was wichtiger war - eine Hierarchie der trophischen Beziehungen, einschließlich der einzelligen und filamentösen Algen, der Moose, Phanerogamen und des Pflanzendetritus auf der Bachsohle. Dabei werteten sie die bis dahin publizierten Daten aus und untersuchten die Darminhalte der verschiedenen Bachtiere.

Jetzt also war der Organismenbestand der Bäche auch funktionell hinreichend bekannt und damit stand die Frage nach dem Stoffhaushalt als Herausforderung auch an die Fließgewässerforschung im Raum. Nun begann eine neue, ich möchte sagen die moderne Periode der Forschung an Fließgewässern. ELSTER hatte ja in seiner Diskussionsbemerkung zu dem Vortrag von ILLIES zur Zonierung von Fließgewässern auf der Limnologen-Tagung 1954 in Falkau hervorgehoben, dass das Ziel, alle Binnengewässer nach einheitlichen (gedruckt steht fälschlich "einzelnen") Prinzipien zu beurteilen, nicht aus den Augen verloren werden darf. Der Stoffkreislauf musste diese gemeinsame Grundlage sein.

Ich kann hier nur in groben Zügen die weitere Entwicklung andeuten. Schon bald wurde klar, dass die kleinen Fließgewässer erster bis maximal vierter Ordnung überwiegend von einem allochthonen Eintrag von Abfall aus der Ufervegetation (Falllaub u.a.) leben und ihr Stoffumsatz überwiegend heterotroph ist. KAUSHIK & HYNES (1971) waren mit die ersten, die systematische Experimente über die Konsumption des Falllaubs im Gewässer durch Bachtiere durchführten; d.h. Konsumenten, die CUMMINS (1973) "shredder" nannte. Er hob ihre Bedeutung im Stoffumsatz der Gewässer hervor, weil sie allein das grobe Falllaub in feine Partikel zerkleinern, die dann auch von anderen Konsumenten, Filtrierern und Sedimentfressern verwertet werden können. Damit war eine umfangreiche Forschungsrichtung eröffnet, die bis heute nicht abgeschlossen ist. Sie hatte zwei wichtige Ergebnisse:

1. Es wurde klar (1973), dass Mikroorganismen, Bakterien und Pilze, an dem heterotrophen Umsatz des Falllaubs beteiligt sind und dass sich ihre trophische Bedeutung durch die Besiedlung der Blattreste (Pilze, Bakterien) und Feinpartikel (Bakterien) ergibt. Damit wurden erstmals andere Mikroorganismen als *Sphaerotilus natans*, *Escherichia coli* und pathogene "Keime" in die Untersuchung der Fließgewässer einbezogen und eine Mikrobiologie der fließenden Gewässer begründet.

2. Es ergab sich, dass die terrestrische Vegetation im Einzugsgebiet eines Baches ein integrativer Teil des Fließgewässers ist. Die forschungsgeschichtliche

Bedeutung dieser Erkenntnis liegt darin, dass jetzt das Fließgewässer holistisch als gesamtes Ökosystem gesehen wurde: "the stream and its valley", wie HYNES es 1975 formulierte.

Nachdem LINDEMAN schon 1942 die Energie in das Tropisch-Dynamische Konzept der Gewässer einbezogen hatte und die pflanzliche Primärproduktion auch in Fließgewässern mit der Radiokarbon-Methode von Steemann NIELSEN (1952) messbar wurde, konnte auch der Energiefluss in den Stoffhaushalt der Fließgewässer einbezogen werden. Howard T. ODUM (1957) war wohl der erste mit seiner exemplarischen Arbeit über die Silver Springs in Florida; ihm folgten K. H. MANN (1964) an der Themse, CUMMINS und Mitarbeiter (1966) an einem kleinen Waldbach in Pennsylvania, FISCHER & LIKENS (1972) am Bear Brook, einem Bach 2. Ordnung im Nordwesten der USA und in der Folge erschienen viele weitere Studien dieser Art.

Es musste jetzt der Versuch unternommen werden, diese an Fließgewässern verschiedener Größenordnungen gewonnenen Einsichten zu einem einheitlichen Konzept zusammenzufügen. Dies gelang zunächst VANNOTE, MINSHALL, CUMMINS, SEDELL und CUSHING (1980) im "River Continuum Concept" (RCC), das den Wechsel des trophischen Charakters flussabwärts von heterotroph (Gesamtrespiration größer als die Gesamtprimärproduktion, RP) über autotroph (R) und wieder, wegen starker Trübung, zu heterotroph (RP) im Unterlauf zum Ausdruck bringt. Dieses lineare Konzept konnte den tatsächlichen Verhältnissen so aber nicht gerecht werden, da es nur die longitudinalen Bedingungen im Flusslauf bewertet, nicht aber die seitliche Verknüpfung des Flusses mit seinem angrenzenden terrestrischen Areal. Je nach Abflusshöhe wird dieses mehr oder weniger oft und flächenhaft überflutet und nimmt dadurch nachhaltigen Einfluss auf das Gewässer, nicht nur, wie das im River Continuum Concept zum Ausdruck gebracht wird, im rhithralen Oberlauf durch Eintrag von Vegetationsabfällen, sondern periodisch auch im Potamal durch Überflutung mehr oder weniger weiter Gebiete. Wolfgang JUNK hat daher 1989 dem RCC das "Flood Pulse Concept" an die Seite gestellt (JUNK et al. 1989), das vor allem in den Mittel- und Unterläufen der Flüsse große Bedeutung hat.

Weiterhin war zu berücksichtigen, daß die Stoffumsätze in Fließgewässern keine Kreisläufe sind, wie in Seen, sondern Stoffspiralen, in denen jeder zeitliche Schritt mit einer räumlichen Verschiebung verknüpft ist, was schon WEBSTER 1975 in seiner Dissertation über die Calcium- und Kalium-Dynamik in Fließgewässern als "spiralling" bezeichnete (NEWBOLD 1992). Dabei ist die vertikale Verknüpfung vom bewegten Wasserkörper (Pelagial) und ortsfester Sohle (Benthal) besonders wichtig, das eigentliche Problem aber noch viel zu wenig bekannt. Die kritischen Kommentare zu diesen und weiteren verallgemeinernden Konzepten gehören ganz der Gegenwart an und werden auf unserem

Symposium heute und morgen möglicherweise noch aufgegriffen werden.

4. Die vertikale Gliederung der Fließgewässer: das hyporheische Interstitial

Dem holistischen Aspekt der Fließgewässerforschung, der sich in den erwähnten Konzepten äußert, wurde eine neue Dimension hinzugefügt durch die Entdeckung von Trajan ORGHIDAN (1955), dass die Lückenräume auch der tieferen Sedimente unter der Gewässersohle dicht besiedelt sind. ORGHIDAN nannte diesen Lebensraum "biotopul hiporeic". Wie immer in der Geschichte der Wissenschaft hatte auch diese Entdeckung ihre Vorläufer und war nicht vollkommen neu. Pierre Alfred CHAPPUIS hatte 1944 eine Arbeit über die Grundwasserfauna eines Baches in Ungarn publiziert und über Organismen berichtet, die er in gegrabenen Löchern am Ufer des Fließgewässers (CHAPPUIS 1942) gefunden hatte.

Eugene ANGELIER berichtete 1953 in seiner umfangreichen Dissertation über die Fauna der "sables submerges", der interstitiellen Sandfauna in Fließgewässern und Siegfried HUSMANN hatte in seiner Dissertation die "Grundwasserfauna zwischen Harz und Weser" untersucht und sich dabei auch der Methode von CHAPPUIS bedient; seine Arbeit erschien 1956. Die von ORGHIDAN 1955 in einer rumänischen Zeitschrift auf rumänisch veröffentlichte Arbeit war unbekannt geblieben, bis auf Anregung von August THIENEMANN eine deutsche Übersetzung 1959 im Archiv für Hydrobiologie erschien (und nur diese wird heute zitiert). Ich hatte gerade promoviert und also nichts zu tun und konnte mich sofort mit diesem neuen, für mich aufregenden Gebiet befassen. Mir wurde bald klar, dass nicht die Grundwasserfauna das Besondere war, sondern die Bachfauna, die hier einen besonderen Lebensraum besiedelte, das "hyporheische Interstitial", wie ich ihn nannte, oder "Hyporheal" in vertikaler Fortsetzung der beiden Bereiche Pelagial und Benthal. Es ist "funktionell ein Teil des Fließgewässers" und "ein Lebensraum zwischen Oberfläche und Grundwasser" (SCHWOERBEL 1961, 1967). Meine erste Arbeit dazu war 1960 abgeschlossen und erschien 1961 und kurz darauf schrieb mir Sandro RUFFO aus Verona, er habe eine ganz ähnliche Untersuchung durchgeführt und sei zu den gleichen Ergebnissen gekommen. Seine Arbeit erschien nur wenige Monate später (RUFFO 1961). So dürfen sich wohl ORGHIDAN, RUFFO und SCHWOERBEL die Entdeckung dieses wichtigen Lebensraums und seiner Bedeutung für die Fließgewässer teilen. Ich konnte meine Ergebnisse auf dem 15. Internationalen Limnologenkongress in Madison vortragen (SCHWOERBEL 1964) und erinnere mich an die Aufregung von HYNES, der im Auditorium saß. Seither ist das hyporheische Interstitial der weltweit vielleicht am intensivsten untersuchte Bereich der Fließgewässer. James WARD sprach 1988 von dem vierdimensionalen Charakter der Fließgewässer:

longitudinal, transversal, vertikal und als 4. Dimension natürlich die Zeit.

Wir wissen heute, dass ein Teil des Bachwassers das Interstitial durchströmt (BRUNKE & GONSER 1997), aber wir wissen noch nicht, wieviel das ist und mit welcher Geschwindigkeit sich das Wasser auf welchen Wegen hier bewegt - auch darüber werden wir auf diesem Symposium etwas erfahren. Jedenfalls ist das hyporheische Interstitial ein Raum mit einem intensiven heterotrophen Umsatz im Fließgewässer. Partikuläre und gelöste organische Stoffe werden sowohl aus dem Oberflächengewässer wie aus dem Grundwasser und Interflow eingetragen und überwiegend mikrobiell umgesetzt. Damit sind wir an der Front der gegenwärtigen Forschung, und ich möchte jetzt und hier ein weiteres allgemeines Konzept den schon genannten an die Seite stellen: das "Vertical Hyporheic Exchange Concept", denn dieser vertikale Austausch ist sicher einer der wichtigsten Vorgänge, die den Stoffumsatz in rhithralen Fließgewässern bestimmen.

Jetzt spätestens wurde deutlich, dass jedes Fließgewässer auch unterirdisch, nicht sichtbar, in sein gesamtes Einzugsgebiet hydrologisch eingebunden ist. STANFORD & WARD (1993) sprechen von einem "hyporheic corridor", der Fließgewässer sogar miteinander verbindet.

Mit der Zugänglichkeit dieses tiefsten Stockwerks ist uns ein Fließgewässer in seiner morphologischen und funktionellen Struktur wenigstens soweit deutlich geworden, daß wir bei den Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern wissen (sollten), was zu tun ist. Ich halte die heutige enge Zusammenarbeit von Hydrologen, Hydraulikern und Ingenieuren des Wasserbaus mit den Fließgewässerlimnologen für einen ganz entscheidenden Fortschritt in der Entwicklung der Fließgewässerforschung.

Die Fließgewässerforschung hat noch große Aufgaben vor sich (SCHWOERBEL 1993). Wir wissen nicht, wie die Kompartimente des Gewässers, das Pelagial als frei fließender Wasserkörper, das Benthal als quasi ortsfeste besiedelte Sohle und das Hyporheal als weitgehend stabiler Grenzraum zwischen Benthal und Grundwasser stofflich miteinander verknüpft sind. Wo liegen die Schwerpunkte des Metabolismus und ist das hyporheische Interstitial nicht nur ein Lebens- und Schutzraum, sondern wirklich auch ein "Festbettreaktor" mit den höchsten Umsätzen im Gewässer? Ist die Spiralvorstellung des Stoffumsatzes richtig und in welchem Umfang werden die im Gewässer transportierten Stoffe überhaupt prozessiert? Dass dabei die Organismen als eindeutig bestimmte Species mit ihrer spezifischen Funktion zu berücksichtigen sind, möchte ich hier - nicht ohne Grund - ausdrücklich betonen.

5. Ein altes "modernes" Konzept einer Fließgewässerforschung

Mit diesem Ausblick in Gegenwart und Zukunft möchte ich meinen kurzen Gang auf einigen Wegen durch die Geschichte der Fließgewässerforschung

abschließen. Gerne aber möchte ich jetzt noch einen Mann vorstellen, der folgendes Programm einer Fließgewässerforschung vorgeschlagen hat:

Ermittlung der Produktivität eines Bachabschnitts durch Zählen und Bestimmung der Biomasse aller Organismen, daraus die "Stoffwechselbilanz" eines Baches als Makrokosmos ermitteln. Aufnahme des faunistischen und floristischen Inventars und dessen systematisch richtige Bestimmung. Statistisch genaue Angabe der Verbreitung und Menge der Organismen in Abhängigkeit von Temperatur, Lichtqualität und -quantität, chemische bzw. geologische Zusammensetzung des Wassers, Neigung des Ufers, Gefälle und Strömungsgeschwindigkeit. Jahreszeitliche Entwicklung und Verteilung der Spezies im Bach. Experimente über den Einfluss des Lichtes auf die Verteilung und Entwicklung der Algen. Anpassung der Organismen an das fließende Wasser, Anheftungsmechanismen. Einfluss der Pflanzen auf Sauerstoff und CO₂ im Wasser. Wer konsumiert was? Pflanzendetritus, von dem alle leben. Bedeutung für Fische, speziell Bachforellen und Schaffung einer wissenschaftlichen Grundlage für die Fischerei.

Ein ganz modernes Konzept, vorgetragen von dem österreichischen Mediziner und Botaniker Siegfried STOCKMAYER (1869-1933) auf der Jahrestagung der Deutschen Botanischen Gesellschaft 1893 und publiziert 1894. Er schlägt gleichzeitig die Gründung einer 3. Süßwasserbiologischen Station neben Plön (1892) und Berlin-Müggelsee (1893) in Österreich (Kärnten) vor, in der diese Bachforschungen durchgeführt werden können. Sein Aufruf zur Fließgewässerforschung ist unbeachtet geblieben, offenbar, weil er nicht aus dem Nährboden der Geographie hervorgegangen und für die Zeit zu "modern" war. (Ich danke Frau Prof. Dr. E. Kusel-Fetzmann für Informationen über S. Stockmayer).

6. Zusammenfassung

Die biologische Fließgewässerforschung begann Mitte des 19. Jahrhunderts mit der Untersuchung der "Selbstreinigung" in den großen, für die Wasserversorgung der Städte wichtigen Flüssen. Man erkannte, dass die Selbstreinigung ein biologischer Vorgang und abhängig von der Fließstrecke ist.

Unabhängig von dieser frühesten Einsicht in den Stoffumsatz der Fließgewässer setzte um 1900 eine intensive Erforschung der sommerkalten Gebirgsbäche in Mitteleuropa ein auf der Suche nach Glazialrelikten (F. ZSCHOKKE 1900, 1901, 1903). In den größeren Flüssen begann das Studium des "Potamoplanktons" durch KOFOID (1903, Illinois). Mit der Untersuchung des Stoffumsatzes und des organismischen Energieflusses begann 1929 mit PERCIVAL & WHITEFORD die moderne Periode der Fließgewässerforschung, die zur Formulierung des River Continuum Concepts führte. Mit T. ORGHIDAN setzte 1955 die Erforschung des hyporheischen Interstitials ein, die zu der Erkenntnis führte, dass dieser interstitiale Lebensraum funk-

tionell ein Teil des Fließgewässers mit einem intensiven Stoffumsatz ist.

On the history of running water research - Summary -

The biological research of running waters began in the middle of the 19th century with the study of river pollution and the self-purification of the large rivers, which were important for the municipal water supply of the big cities. Scientists came to the realization that self-purification is a biological process dependent on flow distance and time.

Independent of this early insight into the nutrient turnover of streams, zoological investigations began to find so called glacial relicts in the summer-cold biotopes of small streams in the Alps at the turn of the century. The first was F. ZSCHOKKE (1900, 1901, 1903) in Switzerland. At the same time biologists began to study the "potamoplankton" in the large rivers (KOFOID 1903, Illinois River, USA). The period of modern running water research started with studies on the nutrient turnover and energy flow through organismic food chains (PERCIVAL & WHITEFORD 1929). The ensuing studies resulted in the River Continuum concept and other modern concepts.

The study of the hyporheic part of running waters, first conducted by T. ORGHIDAN (1955), was the beginning of a new period in the study and understanding of stream ecosystems: the hyporheic habitat is functionally a part of the stream with perhaps its highest metabolic activity.

Literatur

ANGELIER, E. (1953):
Recherches écologiques et biogéographiques sur la faune des sables submergés. Arch.zool.exper.gen., XC, 37-161.

BRUNKE, M. & T. GONSER (1997):
The ecological significance of exchange processes between river and groundwater.- *Freshwater Biology* 37, 1-33.

BUDDE, H. (1928):
Die Algen der Bäche des Sauerlandes.- *Verh.Naturhist. Ver.Preuß.Rheinlande Westf.* 84, 181-212.

BUTCHER, R. W. (1932):
Studies on the ecology of rivers I. The microflora of rivers with special reference to the algae on the river bed.- *Ann.Bot.* 46, 813-861.

CHAPPUIS, P. A. (1942):
Eine neue Methode zur Untersuchung der Grundwasserfauna.- *Acta Sci.Math.Nat.* 6, Kolosvár, 1-7.

— (1944):
Die Grundwasserfauna der Körös und des Samos.- *Mathem. Termesztudományi Közlem.* Budapest, 40, 6-42.

CUMMINS, K. W.; W. P. COFFMAN & P. A. ROFF (1966):
Trophic relationships in a small woodland stream.- *Verh.Internat. Verein.Limnol.* 16, 627-638.

CUMMINS, K. W. (1973):
The utilization of leaf litter by stream detritivores.- *Ecology* 54, 336-345.

FISHER, S. G. & G. E. LIKENS (1977):
Stream Ecosystem: Organic energy budget.- *BioScience* 22, 33-35.

GARBRECHT, G. (1985):
Wasservorrat, Bedarf und Nutzung in Geschichte und Gegenwart.- *Deutsches Museum, Kulturgeschichte der Naturwissenschaften und Technik.* Reinbek (Rowohlt), 278 S.

— (1990):
Geschichte der Hydrologie.- In: BAUMGARTNER, A. & H.-J. LIEBSCHER, *Allgemeine Hydrologie - Quantitative Hydrologie.* Verlag Borntraeger Berlin, Stuttgart, 11-42.

HUBAULT, E. (1927):
Contribution a l'étude des invertébrés torrenticoles.*Bull. Biol. France Belgique Suppl.* IX, 1-388.

HUSMANN, S. (1956):
Untersuchungen über die Grundwasserfauna zwischen Harz und Weser.- *Arch.Hydrobiol.* 52, 1-184.

HYNES, H. B. N. (1975):
The stream and its valley.- *Verh.Internat. Verein.Limnol.* 19, 1-15.

ILLIES, J. (1955):
Der biologische Aspekt der limnologischen Fließwassertypisierung.- *Arch.Hydrobiol. Suppl.* 22, 337-346.

— (1958):
Die Barbenregion mitteleuropäischer Fließgewässer.- *Verh.Internat. Verein.Limnol.* 13, 834-844.

— (1961):
Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer.- *Int. Rev.ges.Hydrobiol.* 46, 205-213.

JUNK, W. J.; P. B. BAYLEY & R. E. SPARKS (1989):
The flood pulse concept in river-floodplain systems.- *Can.J.Fish.Aquat.Sci.Spec.Publ.* 106, 110-127.

KAUSHIK, N. K. & H. B. N. HYNES (1971):
The fate of the dead leaves that falls into streams.- *Arch.Hydrobiol.* 68, 465-515.

KOFOID, C. A. (1903):
The plankton of the Illinois River, 1894-1899, with introductory notes upon the hydrography of the Illinois Rivers and its basin. Part I. Quantitative investigations and general results.- *Bull.Ill.Stat.Lab. nat. Hist.* 6, 95-629.

LAUTERBORN, R. (1900):
Über den Werth und die Aufgaben einer schwimmenden Biologischen Station auf dem Oberrhein.- *Allg. Fischerei Zeitung* 25, 365-367 (zusätzliche gedruckte, unveröff. Erläuterungen dazu im Nachlass von R.L.).

- (1910):
Die Vegetation des Oberrheins.- Verh.Naturhist.-med. Verein Heidelberg N.F. 10, 450-502.
- (1911):
Die biologische Selbstreinigung unserer Gewässer.- Verh. Naturhist. Ver.Preuß.Rheinlande Westf. 68, 473-487.
- (1939):
Die Eutrophierung des Zürichsees. (Eine historische Ergänzung zu L.Minder's "Summarische Ergebnisse von fünfzig Jahren Zürichseeforschung").- Geol. Meere u. Binnengew. 3, 93-95.
- LINDEMAN, R. L. (1942):
The trophic-dynamic aspect of ecology.- Ecology 23, 399-412 .
- MANN, K. H. (1964):
The pattern of energy flow in the fish and invertebrate fauna of the River Thames.- Verh.Internat. Verein.Limnol. 15, 485-495.
- NEWBOLD, J. D. (1992):
Cycles and spirals of nutrients.- The River Handbook (ed. P. CALOW & G. E. PETTS) vol. 1, 379-408.
- ODUM, H. T. (1957):
Trophic structure and productivity of Silver Springs, Florida.- Ecol. Monogr. 27, 55-112.
- ORGHIDAN, T. (1955):
Un nou domeniu de viata acvatica subterrana: "Biotopol Hiporeic".- Bul.Stiint.Sect.Biol.,Agr.,Geol., Geogr., 7, 657-676.
- (1959):
Ein neuer Lebensraum des unterirdischen Wassers: der hyporheische Biotop.- Arch.Hydrobiol. 55, 392-414.
- PENK, A. (1898):
Die Flusskunde als ein Zweig der physikalischen Geographie.- Z.f.Gewässerlk. 1, 1-9.
- PERCIVAL, E. & H. WHITEFORD (1929):
A quantitative study of the fauna of some types of stream-bed.- J.Ecol. 17, 282-314.
- SCHMITZ, W. (1955):
Physiographische Aspekte der limnologischen Fließgewässertypen.- Arch.Hydrobiol. Suppl. 22, 510-523.
- SCHWOERBEL, J. (1961):
Die Lebensbedingungen und die Besiedlung des hyporheischen Lebensraums.- Arch.Hydrobiol.Suppl. 25, 182-214.
- (1964):
Die Bedeutung des Hyporheals für die benthische Lebensgemeinschaft der Fließgewässer.- Verh.Internat. Ver-ein.Limnol. 15, 215-226.
- (1967):
Das hyporheische Interstitial als Grenzbiotop zwischen oberirdischem- und subterranem ökosystem und seine Bedeutung für die Primär-Evolution von Kleinsthöhlenbewohnern.- Arch.Hydrobiol.Suppl.33, 1-62.
- (1992):
Aktuelle Fragen der Fließwasserforschung.- Festvortrag zum 40jährigen Jubiläum der Limnol.Flusstation Schlitz am 4. Juni 1991, 18-25.
- (1994):
Technik und Wasser.- In: HERMANN, A.; W. DETTMERING (Hg.) Technik und Kultur, Bd. VI Technik und Natur (Hg. W. NACHTIGALL, C. SCHÖNBECK), 370-410.
- STANFORD, J. A. & J. V. WARD (1993):
An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic corridor.- J.N.Am.Benthol. Soc. 12, 48-60.
- STEINMANN, P. (1907):
Die Tierwelt der Gebirgsbäche. Eine faunistisch-biologische Studie (Diss.), 1-139.
- (1915):
Praktikum der Süßwasserbiologie, I.Teil: Die Organismen des fließenden Wassers.- Berlin, Borntraeger, 1-184.
- STOCKMAYER, S. (1894):
Das Leben des Baches (des Wassers überhaupt).- Ber. Dt.Bot.Ges. 1894, 133-141.
- THIENEMANN, A. (1912):
Der Bergbach des Sauerlandes. Faunistisch-biologische Untersuchungen.- Int.Rev.ges.Hydrobiol.Hydrogr.suppl. biol., IV.Ser., 1-125.
- ULE, W. (1902):
Die Aufgabe geographischer Forschung an Flüssen. Abh.geogr.Ges. Wien IV, 1-22.
- VANNOTE, R. L.; G. W. MINSHALL, K. W. CUMMINS, J. R. SEDELL & C. E. CUSHING (1980):
The River Continuum Concept.- Can.J.Fish.Aquat.Sci. 37, 130-137.
- WARD, J. V. (1989):
The four-dimensional nature of lotic ecosystems. J.N.Am.Benthol.Soc. 8, 2-8.
- ZSCHOKKE, F. (1900):
Die Tierwelt der Gebirgsbäche.- Verh.Schweiz.Naturforsch.Ges.Thusis.
- (1901):
Die Tierwelt der Schweiz in ihren Beziehungen zur Eiszeit.- B.Schwabe, Basel, 1-71.
- (1902):
Die Tierwelt eines Baches bei Säckingen im südlichen Schwarzwald.- Mitt.Bad.Zool.Ver. 11/12, 27-41.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Jürgen Schwoerbel
Limnologisches Institut
Universität Konstanz
D-78457 Konstanz

Grundzüge der Ökohydraulik von Fließgewässern

Bernhard WESTRICH

Vorbemerkungen

Unter dem Begriff Ökohydraulik wird die Verbindung und Wechselwirkung zwischen den biotischen und abiotischen Einflussfaktoren in einem Fließgewässer verstanden. Die Ökohydraulik befasst sich schwerpunktmäßig mit den gewässerökologisch relevanten hydraulischen Einflussfaktoren auf Strömungsverhältnisse und Transportdynamik sowie auf den Stoff-, Sediment- und Energiehaushalt in einem Fließgewässer. Sie stellt eine wichtige Grundlage dar für das Verständnis der komplexen Wechselwirkungen zwischen Hydraulik und Biologie in einem Fließgewässer sowie für hierauf aufbauende Konzepte zur Gewässerentwicklung und Gewässer-sanierung bis hin zum Flussgebietsmanagement. Die Ökohydraulik ist damit ein wichtiger Baustein in der Umsetzung ökologischer Ziele in der praktischen Wasserwirtschaft.

Fließbewegung des Wassers

Die Fließbewegungen in einem turbulenten Fließgewässer sind theoretisch und experimentell ausreichend erforscht, so dass die räumliche Verteilung der mittleren Fließgeschwindigkeiten, Turbulenz und Sohlschubspannungen sowie der für Vermischungs- und Transportvorgänge maßgebenden turbulenten Diffusion sehr gut quantifiziert werden kann. Dennoch muss man festhalten, dass die räumliche Verteilung der Strömungsgrößen von der Morphologie des Fließgewässers (Mäandrierungsgrad, Querschnittsform) und wasserbaulichen Eingriffen (Quer- u. Längswerke, Staubauberke u.ä.) sehr stark abhängt, so dass gewässerspezifische Verhältnisse häufig nur durch komplexe Strömungsmodelle und detaillierte Naturmessdaten quantifiziert werden können.

Durch die turbulente Fließbewegung werden in der fließende Welle Konzentrationsgradienten von Inhaltsstoffen und Wärmeenergie abgebaut. Insbesondere im Bereich der Gewässersohle erfährt die turbulente Bewegung eine starke Dämpfung, so dass die Stoffdiffusion erheblich zurückgeht und letztlich im Bereich des Interstitials nur noch durch molekulare Diffusion, die um mehrere Größenordnungen kleiner ist, kontrolliert wird.

Fließgeschwindigkeiten und Turbulenz können mit modernen feldtauglichen Messgeräten richtungsabhängig und hochauflösend ermittelt werden: z.B. Messflügel, magnetisch induktive 2-Komponenten Sensoren, Akustik-Doppler-Geschwindigkeitssensoren, sowie mit den Statzner-Halbkugeln.

Feststofftransport

Der Feststofftransport ist sowohl für die Gewässer-morphologie als auch für die Gewässerökologie von zentraler Bedeutung, da die Transportdynamik zur Umgestaltung von Fließgewässerquerschnitten, zu Erosions- und Sedimentationserscheinungen führt. Der Feststofftransport ist abhängig von den abflussbedingten Fließgeschwindigkeiten bzw. der örtlichen Schlepptension und der sedimentologischen Zusammensetzung des Gewässerbettes (Korngrößenverteilung, Kohäsionseigenschaften).

Die im Hinblick auf die Gewässerökologie wichtigsten Phänomene des Feststofftransportes können wie folgt skizziert werden: Bei Überschreitungen der korngrößenabhängigen erosionskritischen Sohlschubspannung kommt es bei grobkörnigem Sediment (Sand- und Kiesfraktion) zur geschiebeartigen Bewegung. Hierbei kann es zu einer selektiven Erosion der feineren Stoffe kommen, wobei die größeren Körner in der Deckschicht zurückbleiben. Dieses als Abpflasterung bezeichnete Phänomen führt zu einer Selbststabilisierung der Gewässersohle. Erst bei einer weiteren Steigerung der Schlepptensionen kommt es dann zu einem sehr raschen Aufbruch der Deckschicht mit intensivem Sedimenttransport, bei dem dann nahezu alle Kornfraktionen in Bewegung gesetzt werden.

Auch die Sedimentation weist Selektionsphänomene auf, die auf die korngrößenabhängige Sinkgeschwindigkeit zurückzuführen sind. Bei Unterschreitung der sedimentationskritischen Schlepptension werden suspendierte Feststofffraktionen abgelagert und können bei grobkörniger Gewässersohle wegen der in das Interstitial noch einwirkenden turbulenten Fließbewegungen relativ tief in das Gewässerbett eindringen. Dies führt zur inneren Kolmation der Gewässersohle. Bei feinkörnigem Gewässerbett werden sedimentierte Schwebstoffe im wesentlichen nur an der Oberfläche des Gewässerbettes abgelagert, so dass man dann von einer äußeren Kolmation spricht. Beide Sedimentationsmechanismen führen zu einer Verringerung der hydraulischen Durchlässigkeit der Gewässersohle und damit zu einem reduzierten Wasser- und Stoffaustausch zwischen fließender Welle und Interstitial. Bei einem naturbelassenen Fließgewässer wechseln Erosions- und Sedimentationsprozesse stetig in einer Weise, dass der Sedimenthaushalt auch längerfristig stabil und ausgeglichen ist, und keine wesentlichen Veränderungen in quantitativer und qualitativer Hinsicht erfolgen.

An vielen Fließgewässern haben wasserbauliche Eingriffe für die Wasserkraftgewinnung, den Hochwasserschutz und die Schifffahrt teilweise zu erheblichen Störungen in der Feststofftransportdynamik geführt. Die gravierendsten Auswirkungen sind Sohleintiefungen mit entsprechenden Absenkungen des Grundwasserspiegels und Sedimentablagerungen im Bereich gestauter Gewässerabschnitte. Zur Verringerung der negativen Auswirkungen auf die Gewässermorphologie und Ökologie sind entsprechende wasserbauliche Gegenmaßnahmen erforderlich, die in betriebliche und bauliche Maßnahmen unterteilt werden können. Die wichtigsten hiervon sind in Abbildung 1 dargestellt. In diesem Zusammenhang ist zu erwähnen, dass zur Erhaltung der

gewässerökologischen Durchgängigkeit Sohlsicherungsbaugeräte mit Absturz in flexible Sohlgleiten umzugestaltet sind. Diese bieten neben der Beseitigung der Unfallgefahr für Wassersportler eine gute Durchgängigkeit für Kleinlebewesen und Fische auch bei sehr kleinen Abflüssen (HASSINGER 1991). Neben den Geschiebeablagerungen in gestauten Gewässerabschnitten sind insbesondere die Schwebstoffablagerungen von Bedeutung, da sie einerseits zur Kolmation der Gewässersohle führen und andererseits als Nähr- und Schadstoffträger den Stoffhaushalt mitbeeinflussen können. Bühnenfelder und überstaute Vorländer bzw. bei Hochwasser überflutete Talauen können teilweise sehr stark von der Sedimentation durch Feinschwebstoff

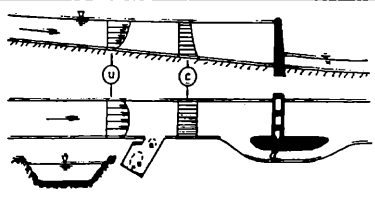
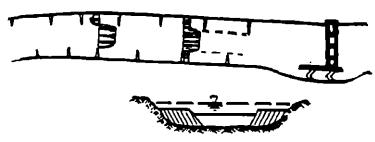
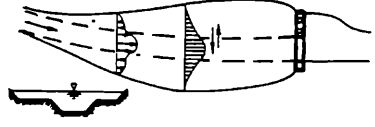
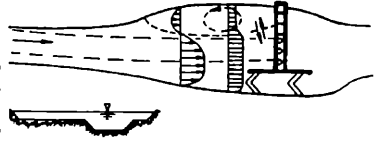
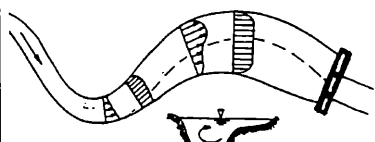
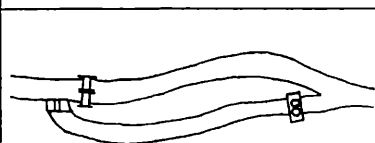
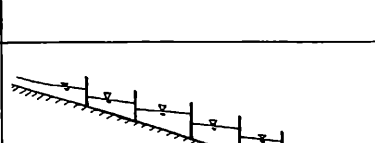
Gewässertyp	Strömungskonfiguration	Bemerkung
Geradlinige Staustrecken		Longitudinales Verlandungsprofil, (z.B. Neckar, Main, Mosel)
Überstaute Bühnenstrecken		Verstärkte Sedimentation in den Bühnenfeldern (z.B. Rhein, Main)
Flußschlauch mit Vorland		Vorländer stark verlandungsgefährdet (z.B. Lech, Isar, Inn)
Querschnittsaufweitung am Staubauwerk		Rückstromgebiet stark verlandungsgefährdet (z.B. Rhein bei Iffezheim)
Flußkrümmung		Auflandung am Innenufer (z.B. Baldeney-See)
Ausleitungsstrecken		Verlandung im Hauptstrom und in der Ausleitungsstrecke
Staustufenkette		erhöhte Feststoffrückhaltewirkung (z.B. Neckar, Main, Lech, Inn)

Abbildung 1

Erosionserscheinungen und Gegenmaßnahmen

fe betroffen werden, wobei die Sedimentationsbedingungen von den flussmorphologischen Verhältnissen und vom Abfluss abhängen (Abb. 2). Insbesondere bei Bühnenfeldern kommt es bei Hochwasserabfluss infolge Überströmung zur starken Resuspension der Feinsedimente, die zu erheblichen stofflichen Immissionsbelastungen von Talauen führen können. Die Schwebstoffdynamik ist insbesondere bei kohäsiven Feinsedimenten komplex, da deren Erodierbarkeit neben den hydraulischen auch von biologischen und biogeochemischen Einflussfaktoren abhängt. Die Quantifizierung dieser komplexen Wechselwirkungen ist Gegenstand laufender Forschungsaktivitäten.

Interstitial

Das Interstitial ist ein wichtiges Kompartiment der Fließgewässer, das in wechselseitigem Stoffaustausch mit der fließenden Welle steht. Das Lückensystem im Interstitial wird entscheidend geprägt durch die Dynamik des Feststofftransportes und die Zusammensetzungen der Gewässersedimente. Der Austausch gelöster Stoffe zwischen der fließenden Welle und dem Interstitial wird kontrolliert durch die Fließgeschwindigkeit bzw. die Sohlschubspannungsgeschwindigkeit im Fließgewässer, die strukturbedingten Sickergeschwindigkeiten im Interstitial sowie durch die Konzentrationsgradienten. Die

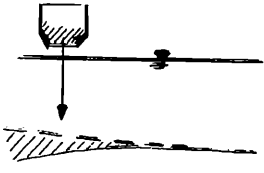
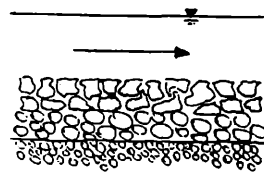
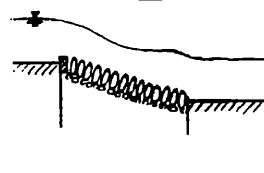
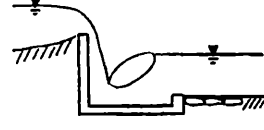
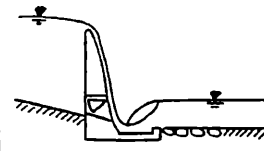
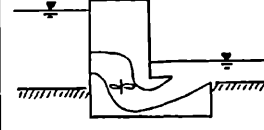
	Maßnahme	Systemskizze	Bemerkung
Betriebliche Maßnahmen	Geschiebezugabe (z.B. Rhein bei Iffezheim)		- Anpassung der Sieblinie - Hohe Betriebskosten * Temporäre Lösung
Bauliche Maßnahmen	Starres Bauwerk	Sohlpanzerung	 - Anhebung des Wasserspiegels - Schwacher Wasseraustausch mit Unterbau - Kostenintensiv * Lokaler Objektschutz
		Sohlgleite (Argen, Iller, Donau)	 - Ausreichende Energieumwandlung - Nachbettsicherung - Morphologische Langzeitwirkung
	Bewegliche Verschlüsse	Absturz (Donau, Lech)	 * Kleinere Energiehöhen-differenz
		Stützschwelle (Isar, Lech)	 - Sohlumgestaltung - Geschiebekontinuität - Ausreichende Energieumwandlung
		Stützschwelkenkraftwerk (Rhein, Donau, Isar, Lech...)	 * Große Energiehöhen-differenz

Abbildung 2

Sedimentationserscheinungen in Fließgewässern

Wechselwirkungen zwischen Fließgewässer und Grundwasser führen zu Ex- bzw. Infiltrationsprozessen, die ihrerseits den Stoffaustausch wesentlich beeinflussen können. Bei grobkörnigen Sohlen ist ein mäßiger Konzentrationsgradient im Übergangsbereich von der fließenden Welle zum Interstitial zu erwarten, während bei stark kolmatierten bzw. konsolidierten Gewässersohlen extrem starke Konzentrationsgradienten von Wasserinhaltsstoffen auftreten, die zu einem entsprechend reduzierten Stoffaustausch zwischen Gewässersediment und fließender Welle führen.

Zusammenfassende Thesen

1. Strömung, Gewässerstruktur und Stoffdynamik stehen in enger Wechselbeziehung. Abflusstiefe, Fließgeschwindigkeiten, Turbulenz und Sohl Schubspannungen sind signifikante hydrodynamische Einflussfaktoren für Gewässermorphologie, Sedimentmobilität, Stoffhaushalt und Biozönose eines Fließgewässers.
2. Die Abflussdynamik bestimmt die Sedimentdynamik. Beginn, Intensität und Dauer von Geschiebebewegungen und Schwebstofftransport sind für die Zusammensetzung des Sohlsubstrats und die Struktur des Interstitials von entscheidender Bedeutung.
3. Die Strömungsgeschwindigkeiten und deren räumlich-zeitliche Variation sowie die Zusammensetzung und Mobilität der Gewässersedimente sind dominante Einflussfaktoren für den gelösten und partikulären Stoffaustausch zwischen fließender Welle und Interstitial.
4. Die Sedimentation von Schwebstoffen führt bei grobkörnigem Sohlmaterial zur Kolmation der Gewässersohle mit entsprechendem Rückgang der Interaktion zwischen Fließgewässer, Interstitial und Grundwasserleiter. Selektive Erosionsprozesse führen zur Auswaschung von feinerem Sohlmaterial (Abpflasterungseffekte). Hierdurch kann eine kolmatierte Sohle teilweise regeneriert werden.
5. Abfluss- und Feinsedimentdynamik steuern die Stoffdynamik. Der Stoffaustausch zwischen frei fließendem Wasser und hyporheischem Interstitial wird durch die hydrodynamischen und sedimentologischen Bedingungen entscheidend mitbestimmt. Sohl Schubspannungen, Durchlässigkeit und Struktur des Gewässerbettes sowie die Ankopplung des Grundwasserleiters steuern die diffusiven und advektiven Stoffströme.
6. Fließgewässer und Interstitial sind gekoppelte Bioreaktoren mit sehr unterschiedlichen Charakteristiken bezüglich Mischungsverhalten und Verweilzeit. In der Trennschicht können daher extrem hohe stoffspezifische Konzentrations-

gradienten auftreten. Das Interstitial fungiert als temporäre Senke und Quelle partikulärer Nähr- und Schadstoffe. Stoffumsatz und Stoffaustausch sind eng gekoppelt an die mikroskaligen Strömungsmuster und Sedimentbedingungen.

7. Die gewässerökologische Durchgängigkeit ist eine zentrale Forderung für wasserbauliche Maßnahmen. Ziel ist die Erhaltung der natürlichen Dynamik und Kontinuität des Gewässers bezüglich Fließgeschwindigkeit, Abflusstiefe und Feststoffführung.

Zusammenfassung

Es werden einige hydraulische Grundbegriffe turbulenter Strömungen in Fließgewässern erläutert. Mit der Kenntnis von Strömung und Abfluss können wichtige Transportphänomene beschrieben werden, beispielsweise der Transport gelöster und partikulärer Substanzen oder der Geschiebe- und Schwebstofftransport. Strömung und Abfluss sind die prägenden Faktoren für die Gewässermorphologie, die Ausbildung des Flussbettes und die Austauschprozesse zwischen Gewässer und Interstitial.

Abstract

Some fundamental hydraulic aspects of turbulent flow in open channels are presented. Knowing the flow and discharge characteristics transport phenomena such as dissolved or particulate matter, convective and dispersive transport as well as bedload and suspended load transport can be described. Flow characteristics and discharge regime have a dominant influence on channel morphology, river bed form and structure and exchange processes between channel and interstitial.

Literatur

WESTRICH, B. (1988):
Fluvialer Feststofftransport, Auswirkungen auf die Gewässermorphologie und Bedeutung für die Gewässergüte, Oldenbourg Verlag.

HASSINGER, R. (1991):
"Beitrag zur Hydraulik und Bemessung von Blocksteinrampen in flexibler Bauweise", Mitteilungsheft 74, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr.-Ing. habil. Bernhard Westrich
Institut für Wasserbau
Universität Stuttgart
Pfaffenwaldring 61
D-70550 Stuttgart

Biologische Anpassungen an die harschen Lebensbedingungen alpiner Fließgewässer

Andreas FRUTIGER

1. Einleitung

Wenn wir die (darwinistische) Grundthese akzeptieren, dass jeder Organismus sich im Verlaufe seiner Evolution (durch spontane, ungerichtete Mutationen und Selektion) an seine Umgebung, angepasst hat, ergeben sich daraus zwei Konsequenzen:

jeder Organismus spiegelt die selektionierenden Eigenschaften seines Lebensraumes wider. Dieses Prinzip, dass der Lebensraum (Habitat) seine Bewohner wie eine Schablone prägt, wurde von SOUTHWOOD (1977) mit dem "habitat template concept" konzeptualisiert.

daneben spiegelt jeder Organismus aber mehr oder weniger deutlich auch seine Vergangenheit und Entstehungsgeschichte wider, da er ja das Ergebnis einer langen Evolution darstellt.

Wenn man die Erscheinungsform der heute in einem bestimmten Habitat lebenden Organismen verstehen will, muss man daher sowohl die Vorgeschichte der Organismen wie auch die Charakteristika und Vorgeschichte ihres Habitates berücksichtigen. Im vorliegenden Beitrag werden daher zuerst die biologisch besonders bedeutungsvollen Eigenschaften behandelt, welche die alpinen Fließgewässer auszeichnen und sie von denjenigen in tieferen Lagen unterscheiden (Kapitel 2). Es sind dies die häufigen und teilweise kaum vorhersagbaren Störungen durch Austrocknen und Geschiebetrieb, die sehr tiefen Temperaturen und die stellenweise besonders hohen Strömungsgeschwindigkeiten. Anschließend wird darauf eingegangen, wie diese Eigenschaften alpiner Fließgewässer in den Erscheinungsformen und Strategien ihrer Bewohner zum Ausdruck kommen (Kapitel 3).

Die (Fließgewässer)Ökologie ist, wie jede andere wissenschaftliche Disziplin auch, mit vielen anderen wissenschaftlichen Disziplinen vernetzt. Fortschritte werden oft erst durch gewisse technologische Errungenschaften oder Erkenntnisse auf anderen Gebieten ermöglicht. Als Beispiel lassen sich Untersuchungen zur Isoliertheit verschiedener Populationen bzw. den genetischen Austausch zwischen ihnen nennen, welche erst mit Hilfe der neuen molekulargenetischen Techniken möglich wurden. Und Erkenntnisse über die mikrohydraulischen Verhältnisse in der direkten Umgebung von Fließwasserorganismen wurden durch die Entwicklung des LDA (Laser Doppler Anemometer) bzw. ADV (Acoustic Doppler Velocitymeter) signifikant

verbessert. Wissenschaftliche Erkenntnisse sind somit auch immer im wissenschaftlichen Umfeld zu sehen und zu bewerten.

2. Charakterisierung alpiner Fließgewässer

Im angelsächsischen Sprachraum versteht man unter alpinen Fließgewässern solche oberhalb der Baumgrenze. Um Unterschied zu dieser höhen- und vegetationsbezogenen Bezeichnung wird der Begriff im folgenden im geographischen Sinn gebraucht. Mit alpinen Fließgewässern sind hier somit die Fließgewässer der Alpen gemeint. Im folgenden sollen nun diejenigen Eigenschaften dargestellt werden, welche diese Fließgewässer besonders auszeichnen und sie von denjenigen des Flachlandes unterscheiden.

2.1 Heterogene, stellenweise sehr hohe Strömung

Alpine Fließgewässer weisen in der Regel ein großes Gefälle auf, das lokal hohe bis sehr hohe Strömungsgeschwindigkeiten (>2 m/s) ermöglicht. An Stellen, an denen sehr rasch fließendes Wasser auf Felsbrocken prallt, bilden sich *Spritzwasserzonen* (sog. hydropetrische Zonen) aus, die wie die rasch überströmten Bereiche sehr charakteristisch sind für alpine Fließgewässer.

Es ist an dieser Stelle zu erwähnen, dass im Oberlauf eines Baches, entgegen der weitverbreiteten Vorstellung (raschfließender Bergbach) die *durchschnittliche Strömungsgeschwindigkeit niedriger* ist als im Mittel- oder Unterlauf (FÜCHTBAUER & MÜLLER 1970). Dies ist damit zu erklären, dass das Sediment im Oberlauf eines Baches zu einem wesentlichen Anteil aus frisch gebrochenen, grossen und kantigen Steinen und Felsbrocken besteht, die eine sehr heterogene, unebene Flusssohle bilden (wie eine Geröllhalde). Dieses heterogene Substrat, d.h. die darin enthaltenen grössten Fraktionen, führen dazu, dass sich neben den raschfließenden Bereichen auch solche praktisch ohne Strömung ausbilden. Etwas vereinfacht ausgedrückt findet man bei alpinen Fließgewässern häufig einen mittleren Streifen mit hoher Strömung ("Talweg") und beidseitig davon einen Gürtel von Hinterwassern, seichten Stellen und Gumpen, in denen das Wasser oft beinahe steht oder langsam rotiert.

2.2 Glazial bis nival geprägtes, dynamisches Abflussregime

Das *Abflussregime* beschreibt die zeitliche Verteilung, mit welcher der im Einzugsgebiet eines Fließgewässers anfallende Niederschlag abfließt. Im *Jahresverlauf* wird es in entscheidendem Maße durch die Meereshöhe des Einzugsgebietes beeinflusst. Mit zunehmender Höhe fällt ein immer größerer Anteil der gesamten Niederschläge in gefrorener Form (Schnee und Eis). Er bleibt während der kalten Jahreszeit in der Schneedecke und, im alpinen Raum, in Gletschern gespeichert, und kommt erst im Sommer, wenn genügend hohe Temperaturen erreicht werden, zum Abfluss. Derartige Abflussverteilungen, die wesentlich durch die Schnee- und Gletscherschmelze geprägt sind, werden als *nivale und glaziale Regimes* bezeichnet (WEINGARTNER & ASCHWANDEN 1985). Sie zeichnen sich durch niedrigen, relativ konstanten (grundwassergespiesenen) Abfluss im Winter und ein Abflussmaximum im Frühling/Frühsummer (nival) bzw. Sommer (glazial) aus (Abb. 1). Fließgewässer in höheren Lagen können sogar ausschließlich durch die Schnee- und Gletscherschmelze gespeist sein und in der übrigen Jahreszeit".

Im Unterschied zum Winterhalbjahr mit meist recht konstantem Abfluss können im Sommer *kurzfristig* ausgeprägte Abflussspitzen auftreten. Das hohe Gefälle und das beschränkte Rückhaltevermögen des Einzugsgebietes haben zur Folge, dass bei intensi-

ven Niederschlagsereignissen (z.B. Gewitter) das Wasser innerhalb kurzer Zeit abfließt (Abb. 2).

Das Abflussregime alpiner Fließgewässer zeichnet sich somit aus durch

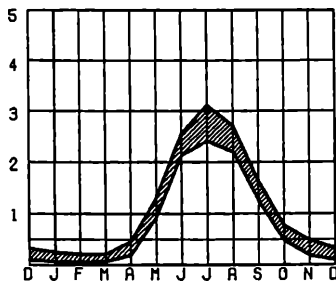
weitgehend konstanten, niedrigen Abfluss in der kalten Jahreszeit (im Extremfall trocken);
im Durchschnitt hohen Abfluss mit episodisch auftretenden (d.h. schwer vorhersagbaren), kurzfristigen Hochwasserereignissen in der warmen Jahreszeit.

2.3 Feststofftransport (Trübstoffe und Geschiebetrieb)

Der Transport anorganischer Feststoffe lässt sich bei alpinen Fließgewässern in zwei Kategorien einteilen:

Wasser, das von Gletschern stammt, enthält meist einen recht hohen Anteil an sehr feinen, mineralischen Partikeln (oft 100 g/m^3). Diese bewirken, dass der Bach praktisch während der gesamten warmen Jahreszeit eine starke Trübung aufweist ("Gletschermilch"). Die biologische Wirkung derartiger feiner Trübstoffe ergibt sich aus deren abrasiver Wirkung ("Sandstrahl-Effekt") und deren vollständiger Absorption des Lichtes, die ein Wachstum von autotrophem Aufwuchs (Periphyton) praktisch verhindert. Zudem stellen sie für viele benthische Organismen eine massive Behinderung ihres Ernährungsverhaltens dar.

Glaziales Regime



Nivales Regime

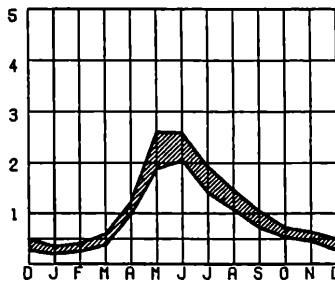


Abbildung 1

Der jahreszeitliche Verlauf des Abflusses alpiner und voralpiner Fließgewässer wird stark durch die Schnee- und Gletscherschmelze im Frühling und Sommer geprägt. Die Darstellung zeigt den Verlauf des mit dem Jahresmittel genormten monatlichen Abflusses (sog. Pardé-Koeffizienten) eines alpinen (glazial geprägten, links) und voralpinen (nival geprägten, rechts) Fließgewässers (aus ASCHWANDEN & WEINGARTNER 1985).

Abfluss der Plessur (Chur) 1988

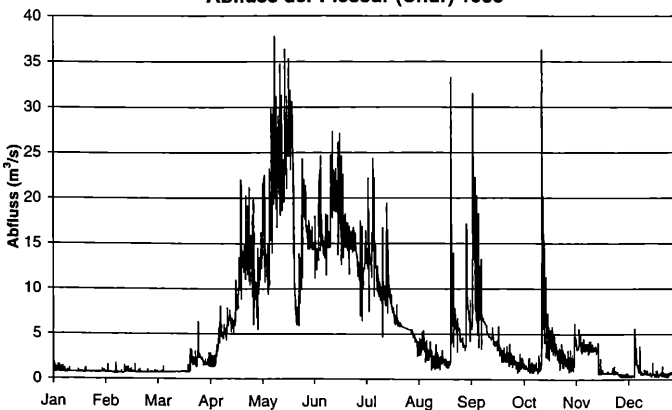


Abbildung 2

Abfluss-Ganglinie 1988 der Plessur bei Chur. Das Abflussregime ist nival geprägt. Der für alpine Fließgewässer typische, konstant niedrige Winterabfluss, die durch die Schneeschmelze verursachte Zunahme des Abflusses im Sommer, sowie die im Sommer und Herbst episodisch auftretenden Hochwasserereignisse, die meist mit kräftigem Geschiebetrieb verbunden sind, sind gut erkennbar (die Daten wurden freundlicherweise von der LHG, Bern, zur Verfügung gestellt).

die episodisch auftretenden Hochwasser führen zu Geschiebetrieb, bei dem die Sohle des Baches umgelagert wird (Abb. 2). Der dabei wirkende "Kugelmühlen-Effekt" stellt für die benthischen Organismen ein äusserst gefährlicher Prozess dar. Die benthische Primärproduktion (d.h. das Algenwachstum) wird durch keine andere Einflussgrösse stärker beeinflusst als durch den Geschiebetrieb (UEHLINGER & NAEGLI 1998).

2.4 Niedrige Wassertemperatur

Die Temperatur stellt eine biologische Schlüsselgrösse dar, da die Geschwindigkeit der meisten biochemischen Prozesse temperaturabhängig ist. Bedingt durch die Schnee- und Gletscherschmelze während des Sommers sind alpine Fließgewässer das ganze Jahr über kalt. In sehr hohen Lagen, z.B. in unmittelbarer Nähe der Gletscher, bleibt die Wassertemperatur immer in der Nähe von 0°C, während das Tagesmittel im Sommer in tieferen Lagen bis gegen 10-12°C steigen kann (Abb. 3).

3. Biologische Anpassungen

3.1 Möglichkeiten und Grenzen der biologischen Anpassungen

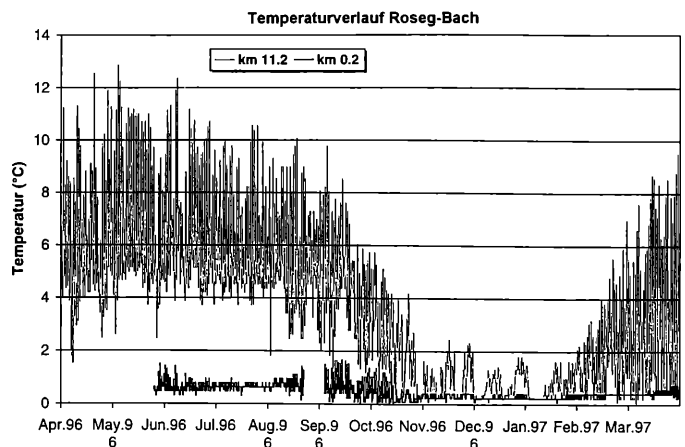
Bevor auf konkrete Anpassungen an die oben beschriebenen, charakteristischen Eigenschaften alpiner Fließgewässer eingegangen wird, scheint es sinnvoll, ein paar grundsätzliche Überlegungen zu den Möglichkeiten und Grenzen biologischer Anpassungen anzustellen.

Anpassungen finden immer auf der Ebene des Individuums statt. Sie führen dazu, daß die ökologische "Fitness" einer Art verbessert wird. Dies geschieht einerseits, indem die negativen Auswirkungen von schädigenden Umwelteinflüssen minimiert werden, und andererseits dadurch, daß die vorhandenen Ressourcen durch die Art besser genutzt werden können als von den Konkurrenten. Anpassungen betreffen die *Morphologie*, die *Physiologie*, das *Verhalten* und die *Entwicklung*¹⁾ der Art. Die morphologi-

1) Anmerkung siehe am Ende des Artikels, S. 52

Abbildung 3

Bedingt durch die Schnee- und Gletscherschmelze während des Sommers sind alpine Fließgewässer das ganze Jahr über kalt. Die Figur zeigt den Jahresgang der Temperatur des Rosegbaches 200 m und 11.2 km unterhalb des Gletschers. Direkt unterhalb des Gletschers ist noch praktisch keine atmosphärische Erwärmung festzustellen. Der Rückgang der Temperatur in den Monaten Juli und August ist auf den zunehmenden Schmelzwasseranteil zurückzuführen (die Daten wurden freundlicherweise von U. Uehlinger, EAWAG, zur Verfügung gestellt).



schon Anpassungen sind die am leichtesten zu erkennenden, weil sie die Strukturen der Art, d.h. ihre Körperform betreffen. Die physiologischen Anpassungen sind weniger offensichtlich, da sie quasi im Verborgenen, auf der Ebene der Enzyme und der Stoffwechselfvorgänge ansetzen. Auch die verhaltensmäßigen Anpassungen sind oft nicht einfach zu erkennen, da sie sich nicht direkt materiell äussern und praktisch nur an lebenden Organismen erfassbar sind. Die Anpassungen der Entwicklung schließlich betreffen den zeitlichen Ablauf der einzelnen Lebensphasen der Art.

Es ist davon auszugehen, dass eine Anpassung stets alle vier obengenannten Bereiche betrifft, da sonst eine Verbesserung der Fitness einer Art kaum vorstellbar ist. So setzt z.B. der erfolgreiche Einsatz verbesserter Mundwerkzeuge ein entsprechend angepasstes Verhalten genauso voraus wie ein daran angepasstes, leistungsfähigeres Verdauungssystem. Obwohl Anpassungen immer auf der Ebene des Individuums ablaufen, ist der Rahmen, in dem sie stattfinden, durch die genetische Situation der gesamten Population vorgegeben. Der Bereich der möglichen (potentiellen) Anpassungen wird durch die evolutive Vergangenheit, und insbesondere den Grad der bereits erreichten Spezialisierung eingeschränkt. Dagegen bedeuten eine hohe genetische Variabilität innerhalb der Population und eine geringfügige Spezialisierung der Arten ein hohes Anpassungspotential.

3.2 Zielsetzungen biologischer Anpassungen in alpinen Fließgewässern

In Kapitel wurden die wichtigsten Eigenschaften alpiner Fließgewässer dargestellt. Daraus lässt sich ableiten, welche biologischen Anpassungen für das Überleben einer benthischen Art nötig oder zumindest von Vorteil sind. Es sind dies:

Die hohe Strömungsgeschwindigkeit an der Oberfläche der Gewässersohle übt eine permanente Kraft auf alle Organismen aus, die sich in diesen Bereichen aufhalten. Durch den sog. "hydraulischen Stress" (STATZNER 1981) sind die Organismen dauernd der Gefahr ausgesetzt

weggespült zu werden. Anpassungen müssen daher entweder dazu dienen, die hydraulische Krafterwirkung auf den Organismus möglichst gering zu halten, oder ihm ermöglichen, ihnen zu widerstehen.

Die Saisonalität der alpinen Fließgewässer, die sich im Extremfall darin äußert, dass sie im Winter kein Wasser führen (einfrieren oder trocken fallen), zwingt die Organismen, ihre Entwicklung dieser Jahresrhythmik anzupassen. Die Strategie dabei ist, dass die empfindliche Larvenentwicklung während der günstigen Zeit stattfindet, und die ungünstige Periode in der vergleichsweise robusten Eiphasen überdauert wird. Die wohl größte Gefahr für alle Bewohner alpiner Fließgewässer stellen die kaum vorhersagbaren Hochwasser mit Geschiebetrieb dar. Eine Art kann in derartigen, häufig gestörten Fließgewässern nur dann bestehen, wenn sie Strategien entwickelt, die sicherstellen, dass die Population bei solchen Störungsereignissen nicht gänzlich eliminiert wird.

Da Insekten nur sehr bedingt in der Lage sind, ihre Körpertemperatur zu regulieren, wird die Reaktionsgeschwindigkeiten ihrer biochemischen und enzymatischen Prozesse sehr stark durch die Umgebungstemperatur bestimmt. Unterhalb des Gefrierpunktes besteht sogar die Gefahr des Einfrierens, bei dem die Zellen infolge Eiskristallbildung zerstört werden. Um sich unter derartigen Bedingungen trotzdem entwickeln zu können, mussten speziell kälteunempfindliche Enzymsysteme und Frostschutz-Mechanismen entwickelt werden.

3.3 Anpassung der Biozönose

Die Biozönose einer gewissen Gewässerstelle stellt die Auswahl derjenigen Arten aus dem Pool der für die Besiedlung der Stelle potentiell zur Verfügung stehenden Arten dar, die an die biotischen und abiotischen Einflussgrößen dieses Standortes angepasst sind. Die Anpassung der Biozönose an die Bedingungen einer Gewässerstelle stellt somit einen fundamental anderen Mechanismus dar als derjenige, der auf der Ebene der Art im Verlaufe von evolutiven Zeiträumen zu angepassten Arten führt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Biozönose stets das Resultat mehrerer selektionierender Faktoren darstellt, und dass die verschiedenen Faktoren in einer hierarchischen Art auf die Biozönose einwirken. Die Artenzusammensetzung wird primär durch den dominierenden Faktor bestimmt, und Anpassungen (der Biozönose) an andere, weniger dominierende Umweltfaktoren sind nur noch im Rahmen des noch verbleibenden Artenspektrums möglich.

Als Beispiel sei der Fluss *Töss* (Schweiz) erwähnt, in welchem es mehrmals jährlich nach regionalen Starkniederschlägen zu geschiebeführendem Abfluss kommt, bei dem die Gewässersohle der Töss über große Abschnitte umgelagert wird. Zudem fallen im Sommer und Herbst gewisse Bereiche im

Ober- und Mittellauf der Töss regelmässig trocken. Dieses Trockenfallen ist weitgehend natürlichen Ursprungs, wurde aber durch anthropogene Aktivitäten (Trinkwasserentnahme, reduzierte Wasserretention des Einzugsgebietes) verstärkt. Der natürliche Ursprung und die recht hohe zeitliche Vorhersagbarkeit des Trockenfallens würden es aber vermutlich trotzdem erlauben, dass sich Arten in der Töss etablieren können, welche mit ihrem Entwicklungszyklus an diese saisonale Trockenheit angepasst sind (z.B. gewisse *Tinodes*-Arten). Dass keine derartigen Spezialisten gefunden werden, und dass die Töss praktisch nur von r-Strategen (siehe Anmerkung 4 am Ende des Artikels) besiedelt ist, wie sie für ein häufig durch Geschiebeumlagerungen gestörtes voralpines Fließgewässer typische sind (MATTHÄI 1996), zeigt den dominierenden Einfluss des Geschiebetriebes auf die Artenzusammensetzung der Biozönose. Das saisonale Trockenfallen, welches (im Unterschied zu den geschiebeführenden Hochwässern) nur einzelne Abschnitte der Töss betrifft, hat auf die Artenauswahl dagegen nur eine untergeordnete Bedeutung, und ausgeprägte Anpassungen an periodisches Trockenfallen dürften in der Töss entsprechend kaum erwartet werden.

3.4 Anpassungen an besonders hohe Strömungsgeschwindigkeiten

Die höchste Anpassung an extreme Strömungsgeschwindigkeiten in Fließgewässern findet man bei den Netzflügelmücken (Blephariceriden), einer kleinen Familie der Ordnung Zweiflügler (Diptera). Weltweit sind bisher etwa 270 Blephariceriden-Arten beschrieben worden (HOGUE 1987). Es sind diejenigen Fließwassertiere, welche die höchsten noch besiedelten Strömungsbereiche bewohnen.²⁾ Ihr Körperbau ist gegenüber dem Grundplan der Insekten stark abgewandelt. Die Larven sind in 6-7 Segmente gegliedert, von denen die ersten 6 auf der ventralen Seite je einen kräftigen Saugnapf besitzen (Abb. 4). Damit fixieren sich die Larven an der Oberseite von glatten, rasch überströmten Steinen, wo sie sich als Weider von den dort wachsenden Algenbelägen ernähren. Da die von ihnen besiedelten Stellen kaum für andere Tiere erreichbar sind, entgehen sie weitgehend der Gefährdung durch benthische Räuber. Zudem vermeiden sie die Konkurrenz anderer Weider.

Ein Schlüsselement der morphologischen Anpassungen sind die Saugnäpfe, die, soweit bekannt, bei allen Blephariceriden-Arten weltweit sehr ähnlich aufgebaut sind. Jeder Saugnapf besteht im wesentlichen aus einer Haftscheibe und einem zentralen Hohlraum, in dem sich ein vertikal bewegbarer "Kolben" befindet (KOMAREK 1914). Durch Anheben des Kolbens bei gleichzeitigem Anpressen der Haftscheibe an den Untergrund wird ein Vakuum erzeugt, mit dem sich die Larve am Untergrund festsaugt. Nach Messungen von D. Craig (unveröffentlicht) an *Blepharicera appalaciae* beträgt die Kraft, die nötig ist, um eine festgesaugte Larve vom

Untergrund zu lösen, etwa 4.3 g in der vertikalen Richtung (d.h. rechtwinklig zur Körperachse, "nach oben"), und etwa 2.3 g in der horizontalen Richtung (parallel zur Körperachse). Umgerechnet auf die

Fläche der Saugnäpfe entspricht dies einer Kraft von ca. 7000 bzw. 3400 kg/m²! Der Zusammenhang zwischen der hydraulischen Krafteinwirkung (durch das fließende Wasser) und der Größe der Saugnäpfe wird daraus ersichtlich, dass die Saugnäpfe im Verhältnis zur Körperlänge um so größer sind, je höher die Strömungen sind, welche durch die Art bevorzugt werden (Abb. 5).

Tianschanella monstruosa

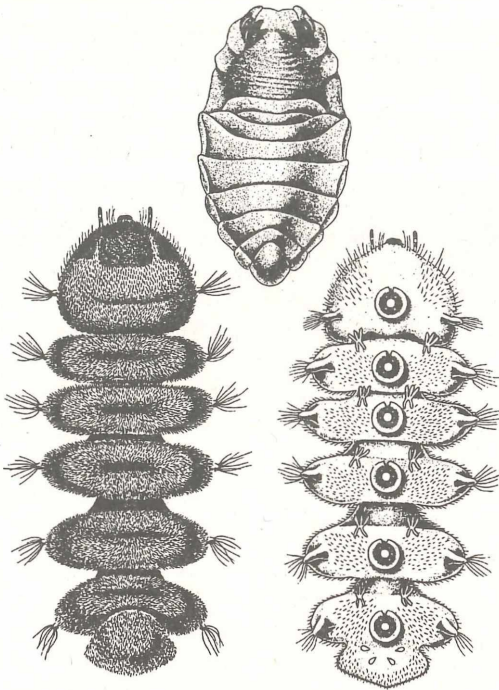


Abbildung 4

Die Larven der Netzflügelmücken (Blephariceridae, Diptera) sind in 6-7 Segmente gegliedert (unten links). Sie besitzen ventral an jedem der ersten 6 Körpersegmente einen Saugnapf, mit dem sie sich auf der Oberseite von glatten Steinen festsaugen (unten rechts). Damit gelingt es ihnen, Stellen in Fließgewässern mit extrem hoher Strömungsgeschwindigkeit zu besiedeln, die sonst von keinen anderen Tieren mehr erreicht werden können. Die Puppen (oben), welche sich für die Dauer der Metamorphose am Stein festkitten, besitzen am vorderen Ende "ohrenförmige" Fortsätze, die der Atmung dienen. Die Figur zeigt die Art *Tianschanella monstruosa*, welche im Thien Shan Gebirge Mittelasiens vorkommt (aus BRODSKY 1980).

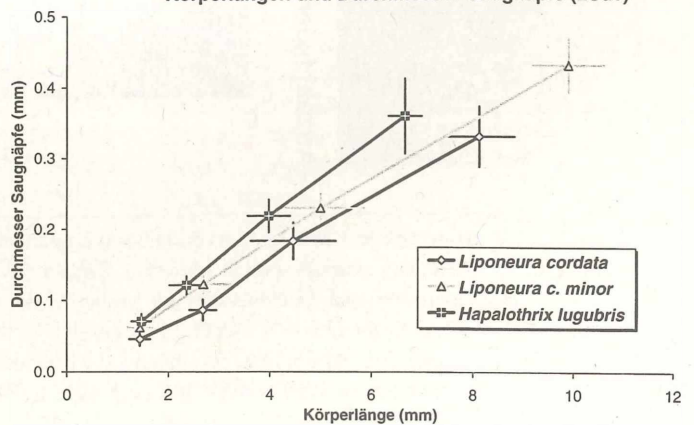
Für das Überleben in der extremen Strömung reicht es nun allerdings nicht aus, wenn sich eine Blephariceridenlarve gut genug fixieren kann, dass sie vom fließenden Wasser nicht weggeschwemmt wird. Als Weider muss sie sich fortbewegen können, um den Standort zu wechseln, wenn dessen Nahrung (Algenbelag) erschöpft, d.h. abgeweidet ist. Das heißt: Die morphologischen Anpassungen (Saugnäpfe) bedeuten für die Art nur in Kombination mit einer entsprechenden verhaltensmäßigen Anpassung einen Vorteil. Es soll daher im folgenden kurz auf das Bewegungsverhalten der Blephariceridenlarve eingegangen werden.

Im Prinzip kann sich eine Blephariceridenlarve fortbewegen, indem sie einen Teil der Saugnäpfe löst und bewegt, während der Rest der Saugnäpfe dazu dient, das Tier gegen die Strömung zu sichern (Abb. 6 und 7). Bewegungen einzelner Saugnäpfe sind möglich, weil sich die Glieder des Larvenkörpers, vergleichbar einer Ziehharmonika, dehnen und gegeneinander bewegen lassen. Die mögliche Geschwindigkeit der Bewegung ist um so höher, je mehr Saugnäpfe gleichzeitig gelöst und bewegt werden. Andererseits ist die Larve um so besser gegen die hydraulische Krafteinwirkung geschützt, je mehr Saugnäpfe gleichzeitig angesaugt sind. Rechnerische Abschätzungen von L. Moosmann (unveröff.) haben ergeben, dass die hydraulische Krafteinwirkung, welche bei 2 m/s Strömung auf eine Blephariceridenlarve wirkt, um etwa eine Größenordnung geringer ist als diejenige Kraft, mit der sich eine Blephariceridenlarve am Untergrund festsaugen kann (gemäß den Experimenten von Craig). Das bedeutet, dass theoretisch ein Saugnapf gut ausreicht, um die Larve gegen das Verdriften zu schützen. Verhaltensstudien haben aber gezeigt,

Abbildung 5

Die relative Größe der Saugnäpfe spiegelt die Strömungspräferenz einer Art wider. Der Durchmesser der Saugnäpfe ist im Verhältnis zur Körperlänge um so größer, je höher die Strömung ist, welche eine Blephariceriden-Art bevorzugt. *H. lugubris* findet sich oft in stärkerer Strömung als *L. cinerascens minor*, und diese wiederum bevorzugt höhere Wassergeschwindigkeiten als *L. cordata*. Die vier durch eine Linie verbundenen Werte stellen den Mittelwert von je 25 Larven bzw. 150 Saugnäpfen der Larvenstadien 1 bis 4 (\pm eine Standardabweichung) dar.

Körperlängen und Durchmesser Saugnäpfe (\pm Sdv)



Gerade Vorwärtsbewegung *H. lugubris*

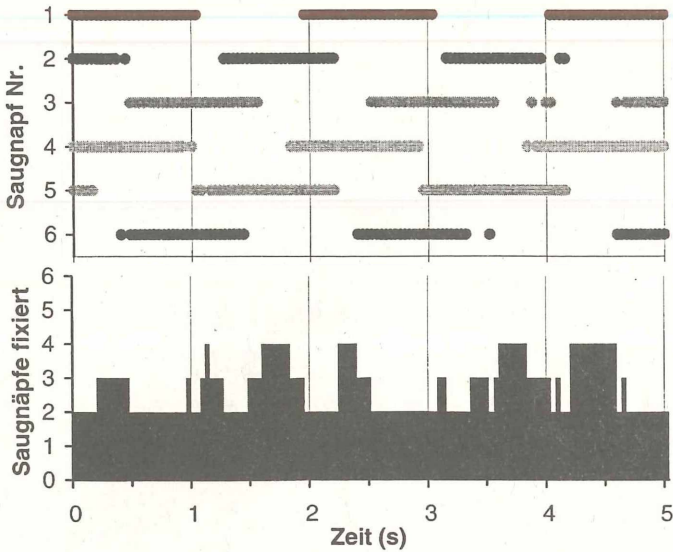


Abbildung 6

Gerade Vorwärtsbewegung einer *Hapalothrix lugubris* Larve im 4. Larvenstadium.

Im oberen Teil der Figur ist mit schwarzen Linien für jeden Saugnapf dargestellt, wann er bewegt wird. Man erkennt, dass der hinterste (6.) und der 3. Saugnapf etwa gleichzeitig gelöst und bewegt werden, gefolgt vom 5. und 2., und dann vom 4. und 1. Saugnapf. Aus der unteren Figur wird ersichtlich, dass die Larve immer mit mindestens 2 Saugnapfen fixiert ist (aus FRUTIGER 1998, verändert.).

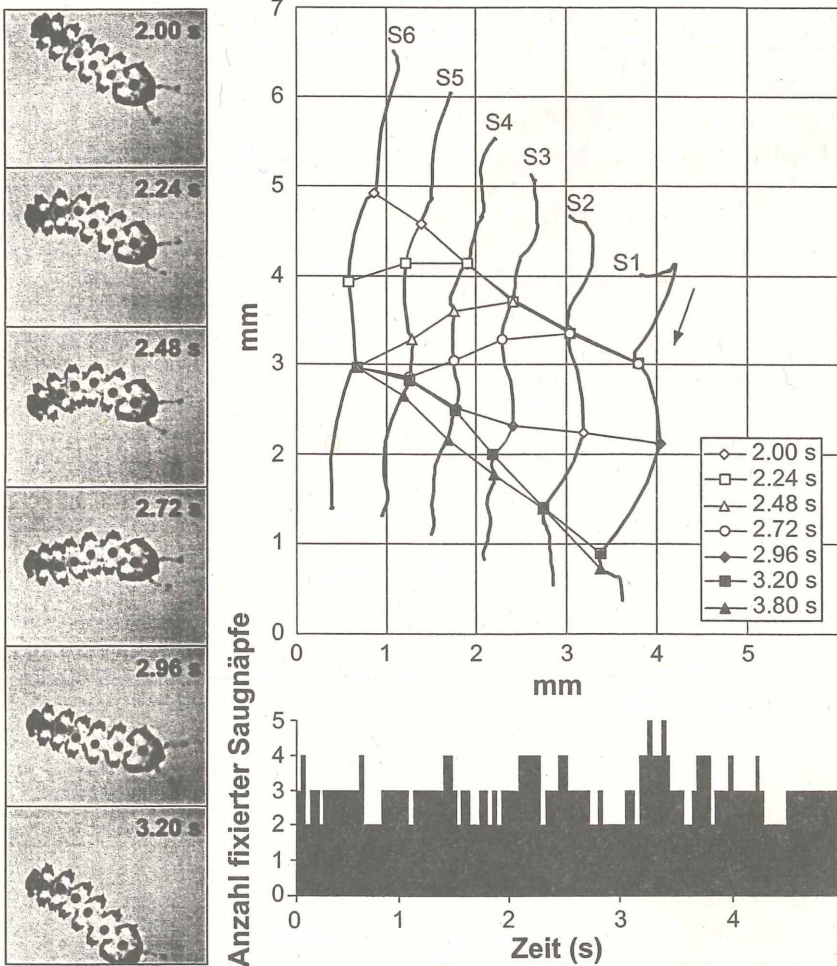


Abbildung 7

Die *Liponeura cinerascens minor* Larve (3. Larvenstadium) erreicht eine rasche Seitwärtsbewegung dadurch, dass sie zuerst den hinteren Teil des Körpers seitlich schwenkt. Sobald der hinterste (6.) Saugnapf am neuen Ort wieder fixiert ist, wird die Körpermitte, und anschliessend der Vorderteil des Körpers seitlich bewegt. Links ist der Bewegungsablauf mit Hilfe einer Sequenz von 6 Videobildern gezeigt. In der Figur oben rechts sind die "Spuren" der 6 Saugnapfe sowie die Körperachse der Larve in regelmäßigen Abständen dargestellt (jede Linie entspricht einem Bild auf der linken Seite). Die Grafik unten rechts zeigt, dass auch diese Larve stets mit mindestens zwei Saugnapfen fixiert bleibt (aus FRUTIGER 1998, verändert.).

dass die Tiere selten mehr als 4 Saugnäpfe gleichzeitig lösen, d.h. fast immer mit mindestens zwei Saugnäpfen angesaugt sind (siehe Abb. 6 und 7, untere Grafiken). Mechanisch gesehen ist das die minimale Anzahl Fixpunkte, mit der eine seitliche Fixierung überhaupt noch möglich ist. Wäre die Larve nämlich nur noch an einem Punkt fixiert, würde der für eine seitliche Stabilisierung nötige Hebel fehlen und das Tier würde vom Wasser in die Richtung der Strömung gedrückt. Es würde zwar nicht weggeschwemmt, könnte aber auch die Richtung seiner Fortbewegung nicht mehr bestimmen. Das Bewegungsverhalten der Blephariceridenlarven scheint somit einen Kompromiss darzustellen zwischen maximaler Beweglichkeit und hinreichender Sicherheit.

3.5 Anpassung an niedrigere Temperaturen

Die Anpassungen an niedrigere Temperaturen betreffen in erster Linie die Stoffwechselvorgänge. Es lassen sich zwei verschiedene Anpassungen unterscheiden, zu denen nachfolgend je ein Beispiel präsentiert werden soll:

Arten, die im Laufe der Evolution Enzymsysteme entwickelt haben, welche die Stoffwechselvorgänge auch noch nahe am Gefrierpunkt aufrechterhalten können, sind in der Lage, sich selbst bei diesen tiefen Temperaturen noch zu entwickeln.

Eine Art kann aber auch überleben, wenn sie über Enzymsysteme verfügt, denen die niedrigeren Temperaturen nicht wirklich schaden. Derartige Arten können kalte Perioden überdauern, entwickeln sich aber in dieser Zeit nicht weiter. Für ihre Entwicklung sind sie auf wärmere Perioden angewiesen.

3.5.1 Entwicklung bei tiefen Temperaturen

Als Beispiel einer Art, die sich auch noch bei winterlichen Temperaturen entwickeln kann, ist in der Abb. 8 die Entwicklung von *Haplothrix lugubris* (Blephariceridae) im Mittellauf der Plessur gezeigt. Am 10. November 1997 betrug das durchschnittliche Larvenstadium der Population etwa 3,2, und weniger als der Population hatte bereits das 4. Larvenstadium erreicht. Im Laufe des Winters und Frühlings 98 stieg der Anteil der 4. Larvenstadien und die mittlere Entwicklung der Population (graue Linie mit weissen Symbolen) kontinuierlich an. Dies deutet darauf hin, dass die Larven den Winter nicht einfach in einer Art Ruhephase überdauern, sondern dass sie auch während der kältesten Jahreszeit aktiv sind und sich entwickeln.

Besonders bemerkenswert ist der Umstand, dass sich ein Teil der Population "vorzeitig", d.h. in den Monaten Januar und Februar verpuppte und danach emergiert³⁾ (auf die populationsdynamische Bedeutung dieser "vorzeitigen" Emergenz wird im Kapitel eingegangen). Tatsächlich konnten zu dieser Jahreszeit, bei Lufttemperaturen deutlich unter dem Ge-

frierpunkt, fliegende *Haplothrix*-Imagines beobachtet werden. Dies ist nur möglich dank eines hochspezialisierten Flug- und Partnersuchverhaltens, das *H. lugubris* zusätzlich zum kältetoleranten Stoffwechselsystem entwickelt hat: Die Imagines fliegen nämlich praktisch ausschließlich knapp über der schäumenden Wasseroberfläche hin und her (HETSCHKO 1919). Offensichtlich nutzen sie das Mikroklima aus, das dort herrscht, und vermeiden damit den Kontakt mit der wesentlich kälteren Umwelt.

Dieses Flugverhalten hat für die Dispersionsfähigkeit der Art weitreichende Konsequenzen: Die Imagines sind zwar recht gute Flieger. Da sie aber das Fließgewässer kaum verlassen, tragen sie wenig zur Verbreitung der Art bei. Weil auch die "semi-sessilen" Larven weitgehend standorttreu sind, ist die Dispersionsfähigkeit der Art insgesamt ausgesprochen gering. Als Folge davon findet man auf kleinem Raum Populationen, die sich in ihrer Entwicklung deutlich voneinander unterscheiden, also offensichtlich genetisch voneinander isoliert sind (sog. Metapopulationen).

Als Beispiel seien die *H. lugubris*-Populationen im Oberlauf des Ticino (1330 m ü. M.) und diejenige im Oberlauf des Orino (1002 m ü. M.) aufgeführt. Beide Gewässerstellen befinden sich auf der Südseite des Alpenkammes (d.h. in der gleichen Ökoregion) und liegen lediglich 50 km Luftlinie auseinander. In beiden Gewässern beginnt die Larvenentwicklung im Juni/Juli. Im Ticino entwickeln sich die Larven aber deutlich schneller als im Orino. Sie verpuppen sich bereits im Dez./Januar und emergieren im Januar. Danach findet man im Ticino bis im nächsten Juni/Juli keine *H. lugubris*-Larven mehr. Im Orino dagegen verläuft die Entwicklung bedeutend langsamer. Im November, wenn im Ticino bereits 99% der Population aus Larven im 4. Stadium besteht, sind noch 86% der Larven im 3. Stadium. Erst Ende März haben alle Larven das letzte Stadium erreicht und verpuppen sich. – Es ist z.Z. nicht möglich, eine Erklärung dafür abzugeben, warum sich diese unterschiedlichen Entwicklungen herausgebildet haben.

3.5.2 Resistenz gegen tiefe Temperaturen und opportunistische Temperaturnutzung

Die geographische Verbreitung der Steinfliege *Dinocras cephalotes* (Plecoptera: Perlidae; Abb. 9) reicht von der Sierra Nevada in Südspanien (37°N) bis nach Nordskandinavien (70°N). Dies ist der grösste Verbreitungsraum aller Perliden in Europa. Da die Art aus dem mediterranen Raum stammt und eigentlich warm-stenotherm ist (ZWICK 1996a), stellt sich die Frage, wie ihre Entwicklung unter den kalten Bedingungen möglich ist, die an ihrer nördlichen Verbreitungsgrenze oder bei uns in höheren Lagen vorherrschen. Laborexperimente mit befruchteten Eiern haben gezeigt, dass die Embryogenese weitgehend unempfindlich ist gegen tiefe Tem-

Hapalothrix lugubris, Plessur/Molinis

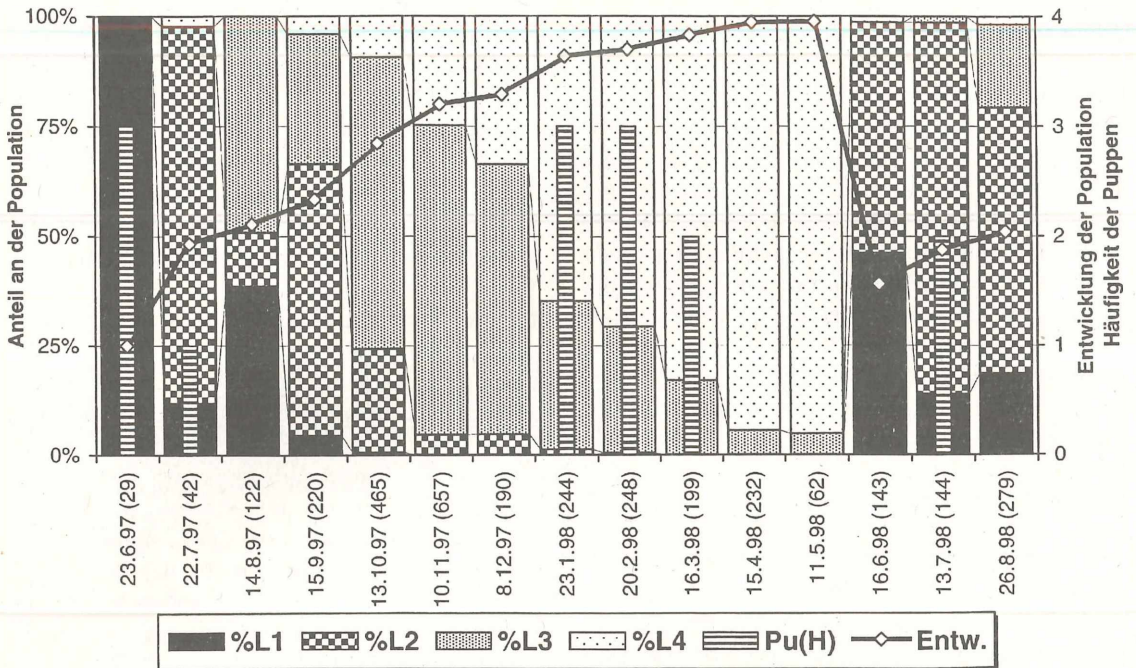


Abbildung 8

Entwicklung von *Hapalothrix lugubris* (Blephariceridae) im Mittellauf der Plessur (bei Molinis, 1038 m ü. M.). Anhand der breiten Säulen ist erkennbar, welcher Anteil der Population sich zum Datum der Probenahme im ersten, zweiten, dritten oder vierten Larvenstadium befunden hat. Die graue Linie mit den weißen Punkten zeigt den durchschnittlichen Entwicklungsstand der gesamten Population (wenn sich alle Larven im ersten Stadium befinden, ist der durchschnittliche Entwicklungsstand 1.0; wenn sich alle Larven im 4. Stadium befinden, 4.0, etc.). Die schmalen, horizontal schraffierten Säulen stellen die Häufigkeit der Puppen dar (auf einer Skala von 0 - 5 geschätzt: 0 = keine Puppen, 1 = Einzelfunde, 2 = wenige, 3 = recht viele, 4 = sehr viele, 5 = massenweise Puppen). Unter jeder Säule steht das Probenahmedatum und (in Klammern) die Anzahl der insgesamt gesammelten Larven. Aus der Grafik wird ersichtlich, dass die larvale Entwicklung von *H. lugubris* im Juni beginnt und praktisch ein ganzes Jahr dauert. Bemerkenswert ist, dass sich die Larven auch im Winter entwickeln, und dass ein Teil der Population im Januar/Februar, also während der kältesten Jahreszeit emergiert.

peraturen. Unterhalb von 6-12°C entwickeln sich die Eier zwar nicht mehr weiter, die Mortalität der Embryonen wird aber durch diese tiefen Temperaturen praktisch nicht erhöht (ZWICK 1996a). In dem *D. cephalotes* in opportunistischer Weise die warmen Perioden ausnützt (und die kalten überdauert), kann sich diese Art auch in höheren Lagen oder im Norden Europas noch entwickeln. Felddaten (HURU 1987) und Modellrechnungen (FRUTIGER & IMHOF 1997) lassen vermuten, dass der Entwicklungszyklus unter derartigen Temperaturbedingungen auf mindestens 5 Jahre ausgedehnt wird, während er in der Sierra Nevada lediglich 2 Jahre beträgt.

3.6 Anpassung an Störungsereignisse: Resistenz und Resilienz

Die wichtigsten Störungen in alpinen Fließgewässern stellen der Geschiebetrieb (bei Hochwasser) und das Trockenfallen (im Winter) dar. Nicht jedes Entwicklungsstadium benthischer Makroinvertebraten wird von diesen Störungsereignis gleich stark betroffen. Bei den benthischen Insekten, die in

rithralen Fließgewässern meist mehr als des gesamten Zoobenthos ausmachen, sind die Larven und Puppen die empfindlichen Stadien. Dagegen werden die Eier von Störungsereignissen weit weniger betroffen, da sie klein und meist derb sind und sich zudem im hyporheischen Interstitial entwickeln. Dort sind sie gegen die mechanischen Einflüsse des Geschiebetriebes und gegen Austrocknen recht gut geschützt. Auch die Imagines der aquatischen Insekten, die, abgesehen von ganz wenigen Ausnahmen, terrestrisch sind, werden von den Ereignissen im Fließgewässer nicht betroffen.

Grundsätzlich gibt es dabei zwei verschiedene Strategien, mit denen die negativen Effekte von Störungen minimiert werden können: *Resistenz* oder *Resilienz*. Welche dieser zwei Strategien erfolgreich ist, hängt in erster Linie davon ab, ob die Störungsereignisse saisonal, d.h. vorhersagbar auftreten, oder ob ihr zeitliches Auftreten weitgehend "unberechenbar" ist.

Resistenz wird durch Anpassungen erreicht, welche direkt die Wirkungen der Störung minimieren. Sie ermöglichen der Art, das Ereignis unbeschadet zu überstehen. Diese Strategie ist vor allem erfolg-

reich gegen saisonal auftretende, gut vorhersagbare Störungen.

Im Unterschied dazu zeichnet sich **Resilienz** dadurch aus, dass die Wirkungen ("Schäden") der Störung in kurzer Zeit wieder ausgeglichen werden. Resilienz ist besonders erfolgreich bei unberechenbar auftretenden Störungen.

3.6.1 Anpassungen an saisonal auftretende Störereignisse (z.B. winterliches Austrocknen)

Indem der Entwicklungszyklus mit den jahreszeitlichen Ereignissen synchronisiert, d.h. die ungünstige Periode im Ei überdauert wird, gelingt es, die negativen Auswirkungen der Störungen zu minimieren. Als Beispiel lässt sich die Unempfindlichkeit von Plecopteren-Eiern gegen niedere Temperaturen anführen. Viele Arten überdauern sogar ein Einfrieren unbeschadet (ØKLAND 1991). In alpinen Fließgewässern bedeutet dies, dass die larvale Entwicklung im Sommer durchlaufen wird und im Herbst die Eier für die nächste Generation abgelegt werden. Die Eier entwickeln sich während des Winters (ev. enthält die Embryogenese eine Ruhephase), und die Eilarven schlüpfen im Frühling/Frühsummer.

Es sei hier erwähnt, dass dieselbe Strategie (synchronisierte Entwicklung) auch in anderen, regelmäßig austrocknenden Fließgewässern gefunden wird. Wenn dabei das Gerinne z.B. im Sommer austrocknet, verläuft die Entwicklung entsprechend um Jahr verschoben (d.h. Embryogenese im Sommer, larvale Entwicklung über den Winter).

Die Netzflügelmücke *Liponeura cinerascens minor* stellt ein gutes Beispiel einer Anpassung an das spezielle Abflussregime alpiner Fließgewässer dar. In der Abbildung 10 ist ihre Entwicklung im Hinterschächchen gezeigt, dessen Abflussregime eine Übergangsform zwischen nival und glazial darstellt. Man sieht, dass die ersten L1-Larven (erstes Larvenstadium) im frühen Frühling (Januar bis März) auftauchen, und dass bereits im April, d.h. noch vor Beginn der Schneeschmelze, die ersten Puppen gefunden werden. Mit dieser kurzen larvalen Entwicklungszeit ist *L. c. minor* in der Lage, sogar Bäche zu besiedeln, die lediglich während einiger Monate Wasser führen und sonst trocken oder gefroren sind.

3.6.2 Anpassungen an episodisch auftretende Störereignisse (z.B. Hochwasser mit Geschiebetrieb)

Es wurde bereits gesagt, dass episodisch auftretenden Störungen mit Resilienz begegnet werden kann: Dies geschieht, indem die Entwicklung der Population wenig synchronisiert verläuft. Damit wird sichergestellt, dass durch eine Störung kaum je die ganze Population vernichtet wird. Der Effekt eines derartigen "risk spreading" ist, dass auch nach einer Störung stets noch eine gewisse Anzahl Individuen

Dinocras cephalotes

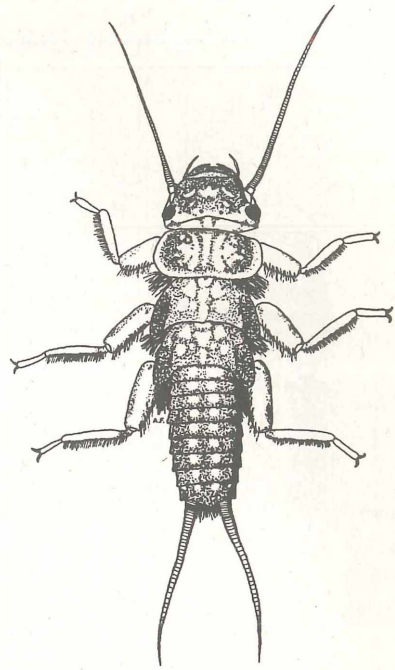


Abbildung 9

Dinocras cephalotes ist eine räuberische Steinfliege (Insecta: Plecoptera). Sie gehört zu den größten Makroinvertebraten unserer Fließgewässer. Dank opportunistischer Temperaturnutzung und Unempfindlichkeit gegen tiefe Temperaturen ist sie in der Lage, auch kalte Gewässer zu besiedeln. Je nach Temperatur dauert ihr Entwicklungszyklus 2 bis 5 Jahre.

der Art im Habitat existieren, die einen Wiederaufbau der Population ermöglichen. Diese "strategische" Reserve der Population, für die sich der Begriff Samenbank ("seed bank") eingebürgert hat, befindet sich in Form von Eiern in den tieferen Schichten des hyporheischen Interstitials.

Je nach Intensität der Störung kann die Wiederbesiedlung aus verschiedenen Ressourcen heraus erfolgen und unterschiedlich lang dauern (Abb. 11). Bei einem Hochwasser mit Geschiebetrieb, der z.B. weitgehend auf das Hauptgerinne eines Fließgewässersystems beschränkt bleibt, ist durch Drift und Aufwanderung eine rasche Wiederbesiedlung aus (wenig geschädigten) Nebengewässern möglich. Bei schwereren Störungen, bei denen praktisch die gesamte larvale Population (d.h. Generation) ausgelöscht wurde, erfolgt ein Wiederaufbau der Population aus der hyporheischen Samenbank (drei Beispiele dafür werden weiter unten aufgeführt). Für diesen Prozess wird meist etwa die Dauer eines Entwicklungszyklus benötigt. Bei besonders schweren Hochwassern, bei denen der Geschiebetrieb sogar die tieferen Schichten des Sedimentes erfasst, kann eine Wiederbesiedlung praktisch nur von anderen Gewässern aus der näheren Umgebung erfolgen. Die Zeit, welche für diesen Vorgang, der praktisch einer Neubesiedlung gleichkommt, benötigt wird, kann sehr unterschiedlich lang sein (wenige

Liponeura cinerascens minor, Hinterschächen

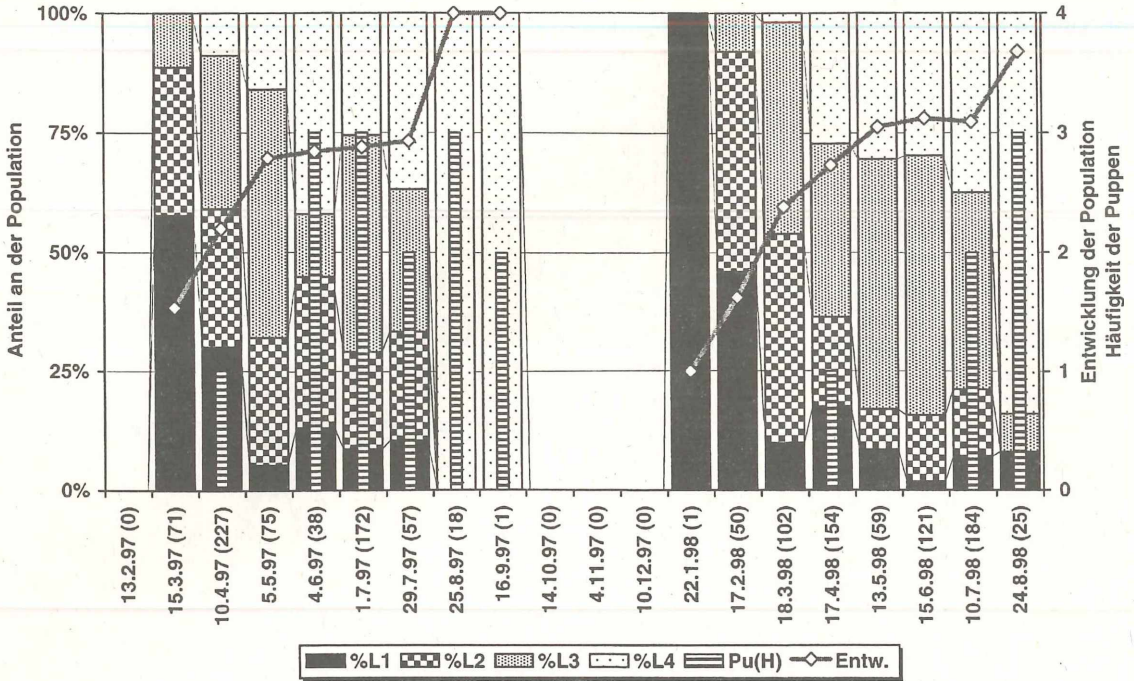


Abbildung 10

Die larvale Entwicklung von *Liponeura cinerascens minor* dauert nur 6-12 Wochen. Damit gelingt es dieser Art, auch Gewässer, die nur für eine kurze Zeit Wasser führen ("Schneeschnelze-Bäche") zu besiedeln. Eine weitere Eigenheit von *L. c. minor* ist, dass während 5 - 7 Monaten kontinuierlich Eilarven schlüpfen. Mit dieser ausgesprochen schwachen Synchronisierung des Schlüpfens wird das Risiko minimiert, dass durch ein Hochwasserereignis mit Geschiebetrieb die gesamte Population vernichtet wird (sog. "risk spreading"). Für die Bedeutung der Symbole s. Abb. 8.

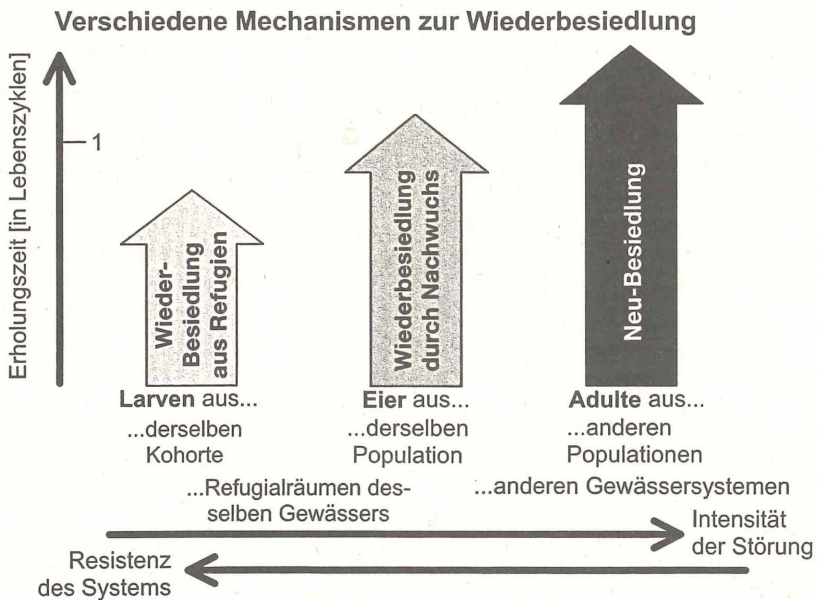


Abbildung 11

Je nach Intensität der Störung erfolgt eine Wiederbesiedlung des betroffenen Gewässers aus verschiedenen Ressourcen heraus und dauert unterschiedlich lang. Die (rasche) Wiederbesiedlung aus Refugialräumen durch Larven derselben Population ist bei kleineren Störungen wichtig. Sie wird durch reich strukturierte und intensiv vernetzte Lebensräume begünstigt. Bei stärkeren Störungen erfolgt der Wiederaufbau der Population durch das Schlüpfen von Junglarven aus Eiern. Der dafür benötigte Zeitraum liegt in der Größenordnung eines Entwicklungszyklus'. Insbesondere ein intaktes hyporheisches Interstitial ist eine Voraussetzung dafür, dass dieser Mechanismus erfolgreich sein kann. Nach sehr starken, seltenen Störereignissen, bei denen auch die "hyporheische Reserve" der Population vernichtet wird, ist praktisch eine Neubesiedlung des Standortes nötig. Sie dauert oft länger als eine Generationsfolge und ist stark von der Dispersionsfähigkeit der Art und von der Vernetzung der Habitats abhängig.

Monate bis viele Jahre). Sie hängt v.a. von der Entfernung der benachbarten Gewässer und von der Dispersionsfähigkeit der betroffenen Arten ab.

Beispiel 1: Bei der Netzflügelmücke *L. c. minor* ist das wenig synchronisierte Schlüpfen der Embryonen daran zu erkennen, dass praktisch während des ganzen Frühlings und Sommers (März bis Juli) Larven des ersten Stadiums gefunden werden können (siehe Abb. 10). Dieses anhaltende Schlüpfen von Junglarven ("recruitment") führt auch dazu, dass die Kurve, welche den durchschnittlichen Entwicklungsstand der Population anzeigt, während etwa 3 Monaten (Mai bis Juli) kaum ansteigt. In dieser Zeit hält sich das Schlüpfen von Eilarven und das Verpuppen von reifen Larven zahlenmäßig etwa die Waage.

Insgesamt findet man bei *L. c. minor* somit beide Strategien der Anpassung an Störungen: Mit der Konzentrierung der Larvenentwicklung auf den Frühling und Frühsommer hat sich die Art an das nivale bis glaziale Abflussregime der alpinen Fließgewässer angepasst. Da innerhalb der Periode, in der die larvale Entwicklung stattfindet, aber stets

Hochwasser mit Geschiebetrieb auftreten können, ist zudem ein kontinuierliches Schlüpfen nötig, um dem Risiko durch diese Störungen entgegenzuwirken.

Beispiel 2: Im Kapitel wurde bereits erwähnt, dass im Mittellauf der Plessur ein Teil der *H. lugubris*-Population in der zweiten Hälfte des Winters emergiert (siehe Abb. 8). Tatsächlich können in der Zeit zwischen Dezember/Januar und März stets recht viele Puppen gefunden werden. Es ist anzunehmen, dass auch diese ausgedehnte Emergenz einem "risk spreading" dient. Wenn sich stets ein paar Imagines außerhalb des Baches befinden, ist sichergestellt, dass die Art das Gewässer auch nach einem Hochwasser mit Geschiebetrieb wieder besiedeln kann.

Beispiel 3: Ein anderes Beispiel für die Strategie des "risk spreading" findet man bei der Steinfliege *Dinocras cephalotes* (Familie Perlidae). Die Perliden gehören zu den größten Insekten unserer Fließgewässer. Ausgewachsene weibliche Larven erreichen über 30 mm Körperlänge (siehe Abb. 9). Ihre Größe, ihre spezialisierte Ernährungsweise (Präda-

Abbildung 12

Das Schlüpfmuster von *Dinocras cephalotes*-Eiern unterschiedlicher Populationen zeigt deutliche Unterschiede. Zudem haben Laborexperimente ergeben, dass das Schlüpfen der Larven stets in mehreren Schüben erfolgt. Mit diesem sog. verzögerten Schlüpfen wird vermieden, dass bei einem Hochwasser mit Geschiebetrieb die gesamte *D. cephalotes*-Population zerstört wird. Die noch nicht geschlüpften Eier stellen eine "Samenbank" dar, aus welcher nach dem Störereignis die Population wieder aufgebaut werden kann (aus ZWICK 1996b).

Genetische Variabilität bei *Dinocras cephalotes*

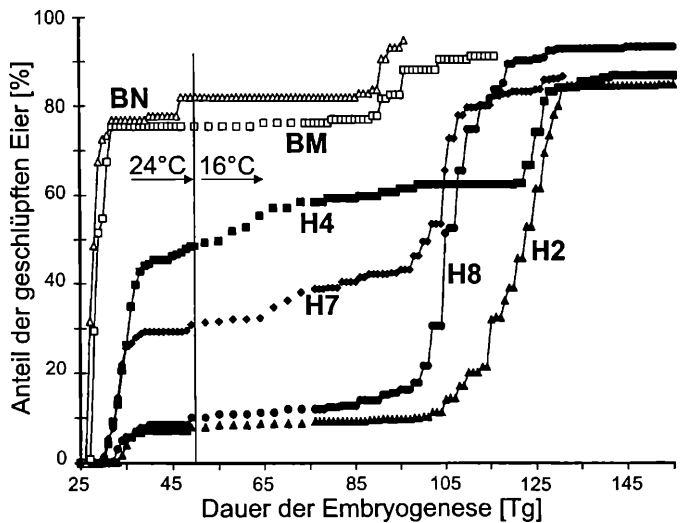
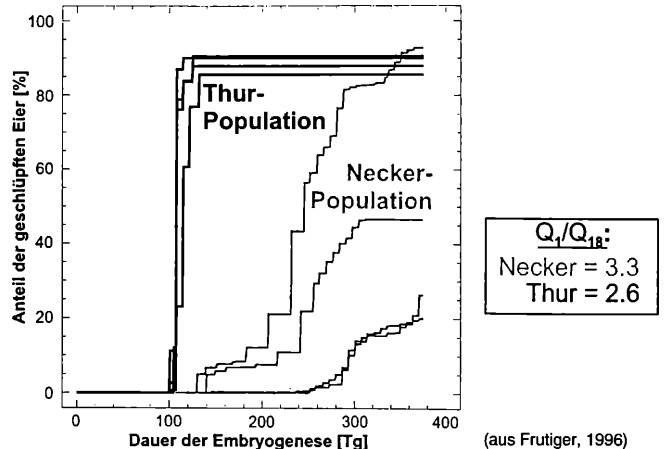


Abbildung 13

Die Gelege von zwei *D. cephalotes*-Populationen aus Fließgewässern mit unterschiedlichen Störregimen zeigten bei Laborexperimenten ein deutlich unterschiedliches Schlüpfverhalten. Im Necker treten Hochwasser mit Geschiebetrieb deutlich häufiger auf als in der Thur. Alle Gelege wurden unter gleichen Bedingungen bei konstanten 10°C inkubiert. Bei den Gelegen aus der Thur schlüpfen alle Embryonen innerhalb etwa eines Monats, während diejenigen aus dem Necker eine große Variabilität zeigten und der Schlüpfvorgang sich über ca. 8 Monate erstreckte (aus FRUTIGER 1996).

Embryogenese von zwei *Dinocras cephalotes*-Populationen (bei 10°C Inkubationstemperatur)



tor), sowie ihre lange Entwicklungsdauer (vgl. Abschnitt 3.5.2) scheinen sie als typische *K-Strategen*⁴⁾ auszuzeichnen. Trotzdem findet man sie recht häufig in alpinen und voralpinen Fließgewässern, die wegen ihres Störregimes eher von *r-Strategen* besiedelt sind (MATTHÄI 1996). Bei genauerem Hinsehen erkennt man allerdings, dass *D. cephalotes* auch Merkmale aufweist, die ihn als *r-Strategen* kennzeichnen: So weist die Art mit bis zu 2000 Eiern pro Weibchen eine für Plecopteren sehr hohe, aber für *r-Strategen* durchaus typische Vermehrungsrate auf. Daneben ermöglicht ihr eine ausgesprochen hohe Variabilität bei der Dauer der Eientwicklung das Überleben selbst in häufig und kaum vorhersehbar gestörten Systemen.

In Laborexperimenten schlüpften *D. cephalotes*-Ei-gelege unterschiedlicher Populationen zu unterschiedlichen Zeiten (ZWICK 1996b). Zudem ergab sich, dass nie das gesamte Ei-gelege in einem Schub schlüpft, sondern dass das Schlüpfen stets in mehreren, meist recht deutlich ausgeprägten Schüben erfolgt (Abb. 12). Am deutlichsten war dies bei einem Gelege aus Hessen (H2) ersichtlich, bei dem der zweite Schub von Eilarven erst etwa 3 Monate nach dem ersten erfolgte. Der (noch) nicht geschlüpfte Anteil der Eier bildet im hyporheischen Interstitial eine Samenbank, welche die Population gegen Hochwasser mit Geschiebetrieb relativ unempfindlich macht.

Inkubationsexperimente mit *D. cephalotes*-Gelegen aus zwei benachbarten Fließgewässern, die ein unterschiedliches Störregime besitzen (Thur und Necker), deuten darauf hin, dass die Breite der genetischen Variabilität innerhalb einer Population (die sich in einer unterschiedlich starken Streuung des Schlüpfens äußert), abhängig ist vom Störregime des Fließgewässers, das sie bewohnt (FRUTIGER 1996). Im Necker treten geschiebeführende Hochwasser häufiger auf als in der Thur, und es kann daher spekuliert werden, dass für die Population, welche den Necker bewohnt, ein asynchrones Schlüpfen wichtiger als für diejenige in der Thur. Die Experimente, bei denen alle Gelege unter identischen Bedingungen bei konstanten 10°C inkubiert wurden, scheinen diese Hypothese zu bestätigen. Während bei den Gelegen aus der Thur alle Embryonen innerhalb etwa eines Monats schlüpften, zeigten diejenigen aus dem Necker eine große Variabilität, und der Schlüpfvorgang erstreckte sich bei dieser Population über 8 Monate (Abb. 13). Möglicherweise haben sich somit in diesen beiden Fließgewässern als Folge des unterschiedlichen Störregimes zwei Populationen mit unterschiedlich stark ausgeprägter genetischer Variabilität (bezüglich der Synchronisierung des Schlüpfens) herausgebildet.

4. Zusammenfassung

Jeder Organismus spiegelt sowohl die selektionierenden Eigenschaften seines Lebensraumes wie auch seine Vergangenheit und Entstehungsge-

schichte wider. Wenn man die Erscheinungsform der heute in einem bestimmten Habitat lebenden Organismen verstehen will, muss man daher sowohl die Vorgeschichte der Organismen wie auch die Charakteristika und Vorgeschichte ihres Habitates berücksichtigen.

Anpassungen finden immer auf der Ebene des Individuums statt. Sie führen dazu, dass die ökologische "Fitness" einer Art verbessert wird. Anpassungen betreffen die *Morphologie*, die *Physiologie*, das *Verhalten* und die *Entwicklung* der Art. Es ist davon auszugehen, dass eine Anpassung stets alle vier obengenannten Bereiche betrifft, da anders eine Verbesserung der Fitness einer Art kaum vorstellbar ist.

Der Bereich möglicher (potentieller) Anpassungen ist durch die genetische Situation der gesamten Population vorgegeben. Er wird durch die bereits erreichte Spezialisierung der Art eingeschränkt. Eine hohe genetische Variabilität innerhalb der Population und eine geringfügige Spezialisierung der Art enthalten dagegen ein hohes Anpassungspotential.

Die Biozönosen alpiner Fließgewässer werden v.a. geprägt durch die stellenweise besonders hohen Strömungsgeschwindigkeiten, durch die tiefen Temperaturen, und durch die häufigen und teilweise kaum vorhersagbaren Störungen durch Austrocknen und Geschiebetrieb.

Vermutlich die höchste Anpassung an hohe Strömungsgeschwindigkeiten weisen die Netzflügelmücken (Blephariceriden) auf. Sie besitzen ventral 6 Saugnäpfe, mit denen sie sich auf der Oberseite von glatten, rasch überströmten Steinen festsaugen können. Da sie sich als Weider vom epilithischen Algenaufwuchs ernähren, müssen sie aber auch mobil sein. Die morphologischen und verhaltensmäßigen Anpassungen der Blephariceriden sind auf maximale Mobilität bei (trotzdem) sicherer Fixierung hin optimiert.

Die Netzflügelmücke *Hapalothrix lugubris* ist nicht nur an besonders hohe Strömungsgeschwindigkeiten, sondern auch an tiefe Temperaturen angepasst. Die Larven entwickelt sich während der kältesten Jahreszeit, und in einigen Gewässern emergiert sogar ein Teil der Population im Januar. Mit einem spezialisierten Flug- und Partnersuchverhalten, bei dem das Mikroklima direkt über dem Fließgewässer ausgenutzt wird, wird dabei erreicht, dass die Imagines trotz der winterlichen Lufttemperaturen nicht erfrieren.

Störungen, die saisonal auftreten (z.B. winterliches Trockenfallen), selektionieren Arten mit einer entsprechend synchronisierten Entwicklung. Die Strategie dieser Arten ist, die kritischen Phasen (z.B. Austrocknen) in robusten Entwicklungsstadien (z.B. Ei) zu überdauern. Sie kann z.B. bei der Netzflügelmücke *Liponeura cinerascens minor* beobachtet werden. Deren saisonal konzentrierte und rasche Larvenentwicklung ermöglicht sogar eine Besiedlung von Bächen, die nur während der Schneeschmelze Wasser führen.

Episodisch auftretende Störungen, die kaum vorhersagbar sind (z.B. Hochwasser mit Geschiebetrieb) führen zu einer wenig synchronisierten Entwicklung innerhalb der Population. Es ist anzunehmen, dass die asynchrone Entwicklung auf einer entsprechend hohen, genetischen Variabilität innerhalb der Population beruht. Damit wird das Risiko vermindert, dass durch ein Störereignis die gesamte Population vernichtet wird ("risk spreading"). Eine derartige Resilienz, bei der nach einem Störereignis die Population aus einer hyporheischen Samenbank ("seed bank") wieder aufgebaut werden kann, findet man bei verschiedenen Blephariceriden, aber auch bei der Steinfliege *Dinocras cephalotes*.

Summary

Each organism reflects its evolutionary history as well as the selecting characteristics of its habitat. Therefore both dimensions (evolutionary background and habitat characteristics) must be considered to understand the dynamics of animals or plants inhabiting a certain environment.

Adaptation, which always takes place at the level of the individual, aims at improving a species' ecological fitness. The potential for adaptation, however, is constrained by the genetic structure of the population. In general, the range of possible adaptations is fostered by high genetic variability but constrained by specialization. Adaptation involves morphological, physiological, behavioral and developmental properties, and it seems likely that in most cases all of these aspects are associated with a species' fitness.

The communities of alpine streams are primarily shaped by high current velocities, low temperatures, and by the intensity and frequency of disturbance due to channel drying, freezing and bed-moving spates.

Probably the most specialized adaptation to fast flowing water is found in the net-winged midges (Diptera: Blephariceridae). They possess six ventral suckers that allow attachment to the surface of smooth stones while still providing mobility for grazing on epilithic algae. The morphological and behavioral extent of this foraging behavior appear to be optimized for maximal mobility with sufficient security.

The larvae of the blepharicerid species *Hapalothrix lugubris* grow during the winter and part of the population emerges in January. Additionally to an enzyme system that allows growth at such low temperatures, a highly specialized flying and mating behavior is needed to avoid death of the adults to freezing.

Seasonal disturbances (e.g., drying or freezing of the stream during winter) select species with synchronized development. This unfavorable period is spent in a robust stage, usually as eggs. Such an adaptation is found in the net-winged midge *Liponeura cinerascens minor*.

Episodic disturbances (e.g. bed-moving floods) result in a low synchrony in population development that is associated with a high genetic variability of the population. Such a strategy of risk-spreading reduces the probability that the entire population is eradicated by a single disturbance. The stonefly *Dinocras cephalotes* (Perlidae) is a good example of this type of adaptation. It has a hyporheic seed bank that allows the population to recover even from severe spates within one to two years.

5. Literatur

- ASCHWANDEN, H. & R. WEINGARTNER (1985): Die Abflussgeegimes der Schweiz.- Publikation Gewässerkunde, Geographisches Institut der Universität Bern. Abt. Physikalische Geographie - Gewässerkunde.
- BRODSKY, K. (1980): Mountain torrent of the Tien Shan: A faunistic-ecology essay. Junk Verlag, De Hague, 311 pp.
- BUTLER, M. G. (1984): Life history of aquatic insects. Pages 24 - 55 in: Resh & Rosenberg (Eds.): The ecology of aquatic insects. Praeger, New York, 625 pp.
- FRUTIGER, A. (1996): Embryogenesis of *Dinocras cephalotes*, *Perla grandis* and *P. marginata* (Plecoptera: Perlidae) in different temperature regimes.- *Freshwater Biology* 36(3), 497-508.
- FRUTIGER, A. & A. IMHOF (1997): Life cycle of *Dinocras cephalotes* and *Perla grandis* (Plecoptera: Perlidae) in different temperature regimes. Pages 34 - 43 in: Landolt & Sartori (Eds.): Ephemeroptera Plecoptera. Biology - Ecology - Systematics. MTL, Fribourg, Switzerland, 569 pp.
- FRUTIGER, A. (1998): Walking on suckers - new insights into the locomotory behavior of larval net-winged midges (Diptera: Blephariceridae).- *Journal of the North American Benthological Society*, 17(1), 104-120.
- FÜCHTBAUER, H. & G. MÜLLER (1970): Die Bildung von Sedimenten und Sedimentgesteinen. Sediment-Petrologie Teil II, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- HETSCHKO, A. (1919): Die Larve von *Hapalothrix lugubris* Lw. (Dipt., Blepharoc.).- *Wiener Entomologische Zeitung* 37, 8-10, 201-207.
- HOGUE, C. L. (1987): Blephariceridae.- In: G.C.D. Griffiths (ed.). Flies of the Nearctic Region. - E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 2(4): 1-172.
- HURU, H. (1987): Occurrence and life cycle of *Dinocras cephalotes* (Curtis, 1827) (Plec. Perlidae) in North Norway.- *Fauna Norvegica, Ser. B.* 34: 14-18.
- KOMAREK, J. (1914): Die Morphologie und Physiologie der Haftscheiben der Blepharocerenlarven.- *Sitzungsberichte der Königlichen*

Böhmischen Gesellschaft der Wissenschaften, II. Classe, 25, 1-28.

MATTHÄI, C. D. (1996):

Disturbance and invertebrate patch dynamics in a prealpine river. Ph.D.-Thesis, ETH, Zürich, 169 pp.

ØKLAND, B. (1991):

Laboratory studies of egg development and diapause in *Isoptera obscura* (Plecoptera) from a mountain stream in Norway.- *Freshwater Biology* 25, 485-495.

OLIVER, D. R. (1979):

Contribution of life history information to taxonomy of aquatic insects.- *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 36, 318-321.

SOUTHWOOD, T. R. E. (1977):

Habitat, the templet for ecological strategies?- *Journal of Animal Ecology*, 46, 337-365.

STATZNER, B. (1981):

The relation between hydraulic stress and microdistribution of benthic macroinvertebrates in a lowland running water system, the Schierenseebrooks (North Germany).- *Archiv für Hydrobiologie* 91, 192-218.

UEHLINGER, U. & M. NAEGELI (1998):

Ecosystem metabolism, disturbance, and stability in a prealpine gravel bed river.- *Journal of the North American Benthological Society*, 17(2), 165-178.

ZWICK, P. (1992):

Family Blephariceridae. 39 - 54 in: Soos, A., Papp, L. & P. Oosterbroek (Eds.) *Catalogue of the Palearctic Diptera*, Vol. 1 (Trichoceridae - Nymphomyiidae). Hungarian Natural Museum, Budapest, 520 pp.

— (1996a):

Capacity of discontinuous egg development and its importance for the geographical distribution of the warm water stenotherm, *Dinocras cephalotes* (Insecta; Plecoptera: Perlidae).- *Annls de Limnologie* 32(3), 147-160.

— (1996b):

Variable egg development of *Dinocras* spp. (Plecoptera, Perlidae) and the stonefly seed bank theory.- *Freshwater Biology* 35, 81-100.

Anmerkungen

1) Es ist zu unterscheiden zwischen dem Entwicklungszyklus und der Entwicklungs-Geschichte einer Art. Der Entwicklungs-Zyklus (Life Cycle) ist "die Abfolge morphologischer und physiologischer Prozesse, welche eine

Generation mit der nächsten verbinden" (BUTLER 1984). Er beschreibt qualitativ die Abfolge der verschiedenen Entwicklungsstadien (Ei, Larvenstadien, Puppe, etc.), welche alle Individuen einer Art in derselben Weise im Verlaufe ihres Lebens durchlaufen. Im Unterschied dazu beschreibt die Entwicklungsgeschichte (Life History) das Schicksal der einzelnen Individuen. Sie umfasst nach OLIVER (1979) "Ereignisse, welche die Reproduktion und das Überleben einer Art oder Population ermöglichen", d.h. den quantitativen Verlauf (z.B. Dauer, Größe, Mortalität) der einzelnen Entwicklungsstadien eines Individuums.

Die hier gemachten Äusserungen über die Anpassung der Entwicklung einer Art beschränken sich ausschließlich auf deren Entwicklungsgeschichte. Somit wird hier der Begriff "Entwicklung" synonym für "Entwicklungsgeschichte" verwendet.

2) Es ist zu erwähnen, dass die Blephariceriden keineswegs eine alpine Tiergruppe darstellen, sondern praktisch überall auf der Erde, und in sehr unterschiedlichen Höhenlagen in raschfließenden Bächen gefunden werden (ZWICK 1992). Zudem sei vermerkt, dass in der Brandungszone von Meeresküsten ähnlich weitgehende Anpassungen an extreme hydraulische Krafteinwirkungen gefunden werden können, wie sie die Blephariceriden entwickelt haben.

3) Es ist zwischen dem Schlüpfen der Embryonen und dem Emergieren der Puppen zu unterscheiden (unglücklicherweise wird letzteres gelegentlich ebenfalls mit "Schlüpfen" bezeichnet).

4) In der klassischen Ökologie wird zwischen K- und r-Strategen unterschieden. K-Strategen sind in hohem Maße spezialisiert und an einen bestimmten Lebensraum angepasst. Dies ermöglicht es ihnen, sich gegen Konkurrenten, die im gleichen Lebensraum dieselben Ressourcen beanspruchen, erfolgreich durchzusetzen. Typische Merkmale sind ein grosser Körperbau und eine niedere Vermehrungs- und Mortalitätsrate. Im Unterschied dazu sind r-Strategen Pionierarten. Sie zeichnen sich aus durch eine hohe Vermehrungs-, Ausbreitungs- und Mortalitätsrate, eine kurze Generationsfolge und einen kleinen Körperbau.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Andreas Frutiger
EAWAG
Abt. Limnologie
CH-8600 Dübendorf

Einfluss von Bestandsdichte und biologischen Interaktionen auf das Wachstum von Forellen im Fließgewässer

Sebastian DIEHL

Einleitung

Die Bachforelle (*Salmo trutta*) ist eine Charakterart der Oberläufe von Mittel- und Hochgebirgsbächen. Ursprünglich auf den europäischen Kontinent, Nordafrika und Kleinasien beschränkt, hat sie durch Besatzmaßnahmen im Laufe der letzten 130 Jahre eine weltweite Verbreitung in den gemäßigten Zonen und Hochgebirgsgebieten aller fünf Kontinente erfahren (ELLIOTT 1994). Innerhalb ihres Verbreitungsgebietes ist die Bachforelle häufig die dominierende Fischart in den für sie charakteristischen Habitaten. So zeigte sich z.B. bei einer Untersuchung von 34 kleineren Bayerischen Fließgewässern (Einzugsgebiete < 7500 km²), dass die Bachforelle überall vorhanden war, an 35% der Untersuchungsstellen sogar als einzige Fischart (KLEIN 1998).

Aufgrund dieser weiten Verbreitung der Bachforelle bietet sich die Erfassung von Strukturparametern von Forellenpopulationen als Kriterium zur Gewässerbewertung an, zumal der Kenntnisstand zur Biologie der Bachforelle in vieler Hinsicht vergleichsweise gut ist (zusammengefasst in ELLIOTT 1994). KLEIN (1998) schlug zunächst folgende Bestandparameter der Bachforelle als potentiell relevant vor und untersuchte deren Korrelation zu unabhängig erhobenen Kriterien der Gewässergüte: Altersklassenaufbau, Anteil der Brut am Gesamtbestand, durchschnittliche Kondition der Individuen, Variabilität der Kondition. Diese Parameter hängen aber vermutlich nicht nur von der Umwelt ab, die man bewerten möchte, sondern auch von der Bestandsdichte. Es ist z.B. denkbar, dass ein für Bachforellen günstiges Gewässer zu hohen Bestandsdichten führt, die sich wiederum ähnlich negativ auf einige der aufgelisteten Populationsparameter (z.B. Wachstum, Kondition) auswirken wie abiotische Stressoren. Negative Beziehungen zwischen Bestandsdichte und individuellem Wachstum von Salmoniden sind in der Tat aus Stillgewässern hinlänglich bekannt (z.B. AMUNDSEN et al. 1993). Dem gegenüber steht jedoch eine verbreitete Meinung die besagt, dass natürliche Populationen der Bachforelle in Fließgewässern durch dichteabhängige Mortalität und Emigration in sehr frühen Lebensstadien reguliert werden und dass Zuwachs und Kondition der verbleibenden Fische ausschließlich durch abiotische Faktoren begrenzt sind (ELLIOTT 1984, 1994).

Das folgende Referat gliedert sich in drei Teile. Zunächst stelle ich Daten aus umfangreichen experimentellen und vergleichenden Untersuchungen vor, die belegen, dass Zuwachs und Kondition der Bachforelle auch in Fließgewässern stark von der Bestandsdichte beeinflusst werden können. Anschließend diskutiere ich biologische Mechanismen, die für eine derartige Dichteabhängigkeit des Forellenwachstums verantwortlich sein könnten. Unter Bezugnahme auf die Ergebnisse von KLEIN (1998) gehe ich abschließend kurz ein auf mögliche Konsequenzen dieser Dichteabhängigkeit für die Verwendbarkeit von Wachstums- und Konditionsparametern der Bachforelle zur Gewässerbewertung.

Dichteabhängigkeit von Wachstum und Kondition der Bachforelle

Nachstehend gebe ich eine zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse von umfangreichen Untersuchungen an den Bachforellenpopulationen zweier vom Menschen weitgehend unbeeinflussten Fließgewässer in der östlichen Sierra Nevada, Kalifornien. Da der überwiegende Teil dieser Daten bereits an anderem Ort veröffentlicht ist, werden hier nur die im Zusammenhang wichtigsten Resultate vorgestellt. Für eine detaillierte Beschreibung des Untersuchungsgebietes, der verwendeten Methoden und der erzielten Ergebnisse verweise ich auf JENKINS et al. (1999).

Bei den beiden Untersuchungsbächen handelt es sich um Convict Creek und Mammoth Creek (geographische Breite und Länge: 37° 37' N, 118° 50' W). Die untersuchten Gewässerabschnitte befinden sich in Höhenlagen zwischen 2200 m und 2450 m. In Abhängigkeit von den winterlichen Schneefällen erreichen beide Bäche Abflussspitzen von 1-6 m³/s zu Zeiten der Schneeschmelze im Juni/Juli. Die Basisabflüsse im Winterhalbjahr liegen bei 0,1-0,3 m³/s. Die sommerlichen Wassertemperaturen liegen meist unter 17°C und überschreiten selbst in Trockenjahren selten die 20°C-Grenze. In beiden Bächen wurde die Bachforelle vor gut 100 Jahren eingeführt. Neben der Bachforelle kommt in beiden Gewässern nur eine weitere Fischart vor, die Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*), die in den Untersuchungsjahren je nach Standort 1-20% des Gesamtforellenbestandes ausmachte.

In einer vergleichenden Untersuchung wurden im Mammoth Creek zwischen 1988 und 1996 sieben je 90 m lange Untersuchungsstrecken im Spätherbst elektrobefischt und die gefangenen Fische einzeln vermessen und gewogen. Eine ähnliche Untersuchung wurde im Convict Creek vorgenommen (4-5 Untersuchungsstrecken von je 350-500 m Länge, 3 Untersuchungsjahre). Beide Untersuchungen zeigten, dass die mittlere Körpermasse von Jungfischen im Herbst sowohl dichteunabhängigen Schwankungen unterlag, als auch deutlich negativ von der eigenen Bestandsdichte beeinflusst wurde. Die dichteunabhängigen Schwankungen waren vermutlich klimatisch bedingt, was sich in statistisch hochsignifikanten Einflüssen des Faktors Untersuchungsjahr auf das Körpergewicht der Jungfische äußerte (JENKINS et al. 1999). Der Zusammenhang zwischen individueller Körpermasse von Jungfischen und Bestandsdichte ließ sich mathematisch sehr gut durch negative Potenzfunktionen beschreiben, die bei doppelt logarithmischem Auftrag als lineare Beziehungen erscheinen (s. Datenpunkte für Convict Creek 1987-1989 in Abb. 1).

Eine derart deutlich negative Beziehung zwischen mittlerer Jungfischmasse und Forellendichte gibt einen eindeutigen Hinweis darauf, dass die Bestandsdichte einen negativen Einfluss auf den Zuwachs der Bachforelle in den Untersuchungsbecken hatte. Anhand dieser rein beschreibenden Untersuchungen kann jedoch nicht völlig ausgeschlossen werden, dass die beobachtete Beziehung zwischen Körpergröße und Bestandsdichte durch alternative Mechanismen (z.B. körpergrößenspezifische Wanderung und/oder Sterblichkeit) verursacht wurde. Daher wurden die beschriebenen Untersuchungen durch umfangreiche Experimente ergänzt.

In denselben Abschnitten des Convict Creek, die bereits in den vergleichenden Untersuchungen verwendet worden waren, wurden 1993 und 1994 die Forellenbestandsdichten experimentell manipuliert. Dazu wurden zunächst die Abschnittsgrenzen mit Wanderungshindernissen versehen, die zwar für Jungfische durchgängig waren, nicht aber für ein- oder mehrjährige Forellen. Jeweils im Juli (nach Abklingen der Hochwasserspitzen) wurden dann alle Abschnitte elektrobefischt. Aus zwei der vier Untersuchungsabschnitte wurden sämtliche gefangenen Forellen entfernt und in die beiden anderen Abschnitte umgesiedelt. Auf diese Art konnte eine größere Bandbreite an Dichteunterschieden hergestellt werden als bis dato in nicht manipulierten Abschnitten beobachtet worden war (vgl. Convict Creek Daten für 1987-1989 mit 1993-1994 in Abb. 1). Die Dichtemanipulationen hatten Bestand über die Wachstumsperiode der Jungfische, und bei den herbstlichen Kontrollbefischungen wurden wiederum deutlich negative Beziehungen zwischen der mittleren Körpergröße der Jungfische und der Forellenbestandsdichte beobachtet (Abb. 1). In beiden Untersuchungsjahren hatte die Bestandsdichte zusätzlich auch einen negativen Einfluss auf die Kon-

dition (Korpulenz) der Fische (Abb. 3a). Mit zunehmender Bestandsdichte nahm die Kondition der Fische ab, d.h., bei hoher Bestandsdichte waren die Fische magerer als bei niedriger Bestandsdichte.

Parallel zu den Experimenten im Convict Creek wurden 1993 und 1994 Manipulationen der Forellenbestandsdichte in einem System von neun hochkontrollierbaren Fließrinnen durchgeführt. Die identisch gebauten und parallel geschalteten Fließrinnen sind jeweils 50 m lang und 1 m breit. Sie sind an einen Nebenarm des Convict Creek angeschlossen und weisen dementsprechend eine dem natürlichen Bach entsprechende Besiedlung an Aufwuchsalgen und wirbellosen Tieren auf. Jede Rinne besteht aus einer Folge von sieben flachen, schnellfließenden Abschnitten, die jeweils durch kleine Kolke voneinander abgegrenzt sind. Das Substrat ist kiesig und ähnelt in seiner Zusammensetzung dem natürlichen Substrat des Convict Creek. In beiden Untersuchungsjahren wurden sieben der neun Rinnen jeweils im Juli mit unterschiedlichen Dichten an Bachforellen besetzt. Die beiden übrigen Rinnen dienten als Kontrollen für den Einfluss der Forellen auf die übrige Lebensgemeinschaft. 1993 erfolgte der Besatz mit einer dem natürlichen Bestand entsprechenden Alterstruktur, während 1994 ausschließlich Jungfische besetzt wurden. Ein Abwandern der Fische wurde 1993 durch engmaschige Gitter an den Rinnenenden verhindert. 1994 war ein Abwandern nach stromab möglich und abwandernde Fische wurden durch nachgeschaltete Fangvorrichtungen erfasst. Jeweils Ende September wurden alle Rinnen abgefischt und sämtliche Forellen einzeln vermessen und gewogen. Je nach Besatzzahlen wurden zudem noch von 6-20 Forellen aus jeder

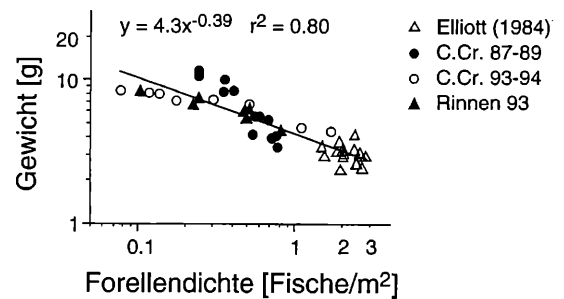


Abbildung 1
Mittleres Körpergewicht von einsömmrigen Bachforellen im Verhältnis zur Forellenbestandsdichte im Herbst in Untersuchungsabschnitten im Convict Creek 1987-1989 und 1993-1994, sowie in den Fließrinnen 1993. Ebenfalls abgebildet sind die entsprechenden Daten vom britischen Black Brows Beck aus den Jahren 1969-1983 (ELLIOTT 1984). Der gesamte Datensatz läßt sich sehr gut durch die angegebene Potenzfunktion beschreiben ($P < 0,0001$). Die Fließrinnendaten von 1994 sind nicht mit abgebildet, da dort (im Gegensatz zu den hier abgebildeten Daten) ausschließlich einsömmrige Forellen vorhanden waren.

Rinne die Mägen ausgespült, um die Nahrungswahl zu untersuchen. Um das Nahrungsangebot für die Forellen abzuschätzen wurden die Dichten an wirbellosen Beuteorganismen sowohl in als auch auf dem Kiesbett jeder Fließrinne getrennt erfasst (erstes durch je sechs Sedimentprobenahmen pro Rinne, letzteres durch Zählungen an je 100 Untersuchungsquadraten pro Rinne).

In beiden Experimenten konnte keinerlei Zusammenhang zwischen der Besatzdichte und der Forellensterblichkeit festgestellt werden. Abwanderung wurde 1994 nur in wenigen Einzelfällen beobachtet. Auch hier lag keinerlei Zusammenhang zur Besatzdichte vor. Hingegen bestand ein sehr deutlicher und negativer Zusammenhang zwischen der Besatzdichte und dem mittleren Zuwachs der Jungfische (Abb. 2). Beim 1993 zusätzlich erfassten Zuwachs individuell markierter, älterer Fische lag ebenfalls eine negative Beziehung zur Bestandsdichte vor (JENKINS et al. 1999). In allen drei Fällen ließ sich die Beziehung zwischen Zuwachs und Bestandsdichte sehr gut mit negativen Potenzfunktionen beschreiben (Abb. 2). Ähnlich wie bei den Bestandsmanipulationen in Convict Creek hatte die Bestandsdichte zusätzlich auch einen negativen Einfluss auf die Kondition der Fische (Abb. 3b).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass mit Hilfe der experimentellen Manipulationen in Fließrinnen und natürlichen Bachabschnitten des Convict Creek ein negativer Einfluss der Bestandsdichte auf Wachstum und Kondition der Bachforelle zweifelsfrei nachgewiesen werden konnte. Die umfangreichen Untersuchungen an unmanipulierten Bachabschnitten weisen zudem deutlich darauf hin, dass diese Einflüsse auf das Forellenwachstum in den beiden Untersuchungsflächen auch regelmäßig zum Tragen kommen.

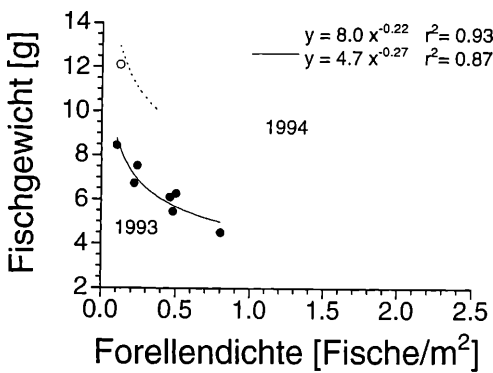


Abbildung 2

Mittleres Endgewicht einsömmriger Bachforellen im Verhältnis zur Besatzdichte in den Fließbrinnenexperimenten 1993 und 1994. Während 1993 ältere Jahrgangsklassen dominierten, wurden 1994 ausschließlich einsömmrige Forellen verwendet. Die Daten lassen sich sehr gut durch die angegebenen Potenzfunktionen beschreiben ($P < 0,003$).

Die in allen von mir beschriebenen Datensätzen zu beobachtende kurvilineare Abnahme des Forellenwachstums mit zunehmender Bestandsdichte (z.B. Abb. 2) lässt erkennen, dass der Einfluss der Bestandsdichte auf das Forellenwachstum mit zunehmender Forellendichte geringer wird. Eine Erhöhung der Forellendichte um $0,5 \text{ Fische/m}^2$ hätte beispielsweise bei einer Ausgangsdichte von $0,2 \text{ Fischen/m}^2$ eine wesentlich stärkere Zuwachseinbuße zur Folge als bei einer Ausgangsdichte von $2,0 \text{ Fischen/m}^2$. Es ist daher vorstellbar, dass im Bereich von Bestandsdichten $>1 \text{ Forelle/m}^2$ jährliche Schwankungen in abiotischen Faktoren (z.B. der Wassertemperatur) einen, relativ gesehen, stärkeren Einfluss auf das Wachstum von Forellen nehmen, als Schwankungen in der Bestandsdichte. In Fließgewässern mit hohen Bestandsdichten können die Einflüsse von Bestandsschwankungen auf das Forellenwachstum daher leicht durch Schwankungen anderer Umweltfaktoren maskiert werden. Interes-

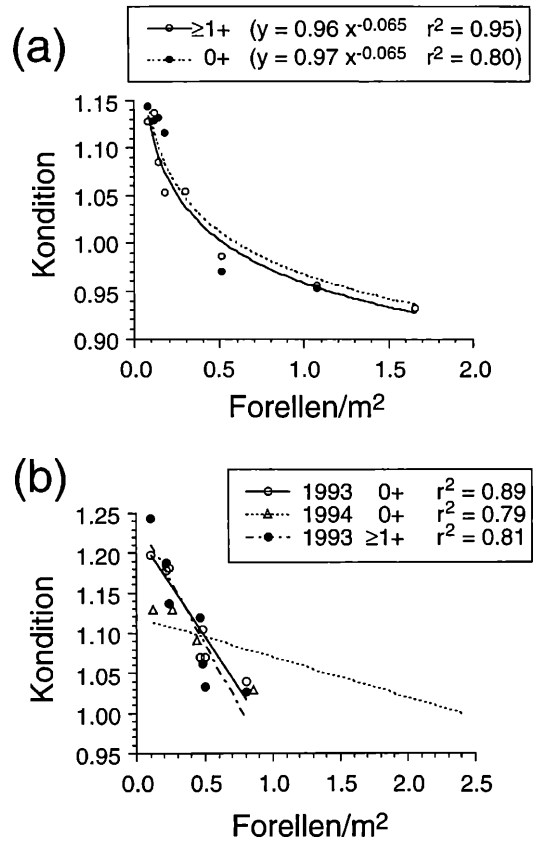


Abbildung 3

Mittlere Kondition $[=10^5 \cdot \text{Körpergewicht (g)} / \text{Körperlänge (mm)}^3]$ einsömmriger Bachforellen im Verhältnis zur Besatzdichte in (a) den Untersuchungsabschnitten im Convict Creek 1993 und 1994 und (b) den Fließbrinnenexperimenten 1993 und 1994. Die Daten für einsömmrige (0+) und ältere ($\geq 1+$) Forellen sind getrennt angegeben. Die Daten lassen sich sehr gut durch die angegebenen kurvilinearen und linearen Beziehungen beschreiben ($P < 0,003$).

santerweise beruhen ELLIOTTS (1984, 1994) Schlussfolgerungen bezüglich des Fehlens von Bestandsdichteinflüssen auf das Forellenwachstum auf vergleichenden Beobachtungen an einer Forellenpopulation von sehr hoher Dichte (>2 Fische/ m^2 in den meisten Untersuchungsjahren), bei der ein starker Einfluss der Bestandsdichte auf das Forellenwachstum nicht zu erwarten ist. Die Befunde aus Elliotts Studie sind daher ohne weiteres mit den in der Sierra Nevada gewonnenen Daten vereinbar (Abb. 1).

Es sei an dieser Stelle ausdrücklich darauf hingewiesen, dass die Bestandsdichten in vielen Gewässern in Bereichen <1 Forelle/ m^2 liegen (LeCREN 1969, McFADDEN 1969, DEINSTADT et al. 1986, KLEIN 1998), wo Bestandsschwankungen deutliche Auswirkungen auf das Forellenwachstum haben sollten.

Mechanismen dichteabhängigen Wachstums

Zwei mögliche Mechanismen, die dem Einfluss der Bestandsdichte auf das Forellenwachstum zugrundeliegen könnten, lassen sich indirekt aus den in den Fließrinnen und in Convict Creek gewonnenen Daten erschließen. Der erste Mechanismus, aggressive Interaktionen zwischen Individuen, ist hinlänglich aus der Literatur bekannt. Die zur Diskussion dieses Mechanismus relevanten eigenen Daten sind überwiegend bereits veröffentlicht (JENKINS et al. 1999) und werden aus diesem Grunde hier nur oberflächlich dargestellt. Der zweite Mechanismus, eine durch das Verhalten von Beuteorganismen bewirkte Nahrungsverknappung, ist hingegen in der Literatur bislang noch nicht diskutiert worden und seine potentielle Bedeutung soll anhand von bislang unveröffentlichtem Datenmaterial näher erläutert werden.

Bachforellen zeigen häufig aggressives Territorialverhalten gegenüber Artgenossen, wobei in der Regel die Körpergröße ausschlaggebend ist für die Stellung in der Dominanzhierarchie (KALLEBERG 1958, JENKINS 1969, ELLIOTT 1990, 1994). Dass aggressives Territorialverhalten zur Dichteabhängigkeit des Forellenzuwachses beigetragen haben kann, zeigt sich indirekt daran, dass sowohl in den Fließrinnen als auch in Convict Creek größere Forellen weniger stark von der Bestandsdichte beeinflusst wurden als kleinere. Dies ist besonders deutlich an den Daten des Fließrinnenexperimentes von 1994 zu sehen, in dem der Zuwachs der jeweils größten Individuen unabhängig von der Bestandsdichte war (Abb. 4a), während der Zuwachs der jeweils kleinsten Fische besonders stark von der Bestandsdichte beeinträchtigt wurde (vgl. Exponent der Kurvenanpassung für MIN in Abb. 4a). Mit zunehmender Bestandsdichte nahmen die Größenunterschiede zwischen den größten und den kleinsten Fischen also zu, was sich in einer Zunahme des Variationskoeffizienten der Forellengröße mit zunehmender Bestandsdichte äußerte (Abb. 4b).

Während der Zuwachs großer Individuen also relativ wenig von der Dichte ihrer Artgenossen beeinflusst wurde, war der Effekt in der umgekehrten Richtung wesentlich größer. Große Individuen hatten einen stark negativen Effekt auf das Wachstum kleinerer Artgenossen. Dies zeigte sich z.B. sehr deutlich im Vergleich der beiden Fließrinnenexperimente, wo der Zuwachs von Jungfischen in der Abwesenheit älterer Jahrgangsklassen wesentlich erhöht war (Abb. 2). Beide Befunde lassen auf asymmetrische Konkurrenz zwischen großen und kleinen Forellen schließen. Es ist z.B. denkbar, dass die jeweils größten Individuen in der Lage sind, günstige Standplätze zu monopolisieren. Mit zunehmender Bestandsdichte würde dann ein zunehmend größerer Anteil der Fische an ungünstigere

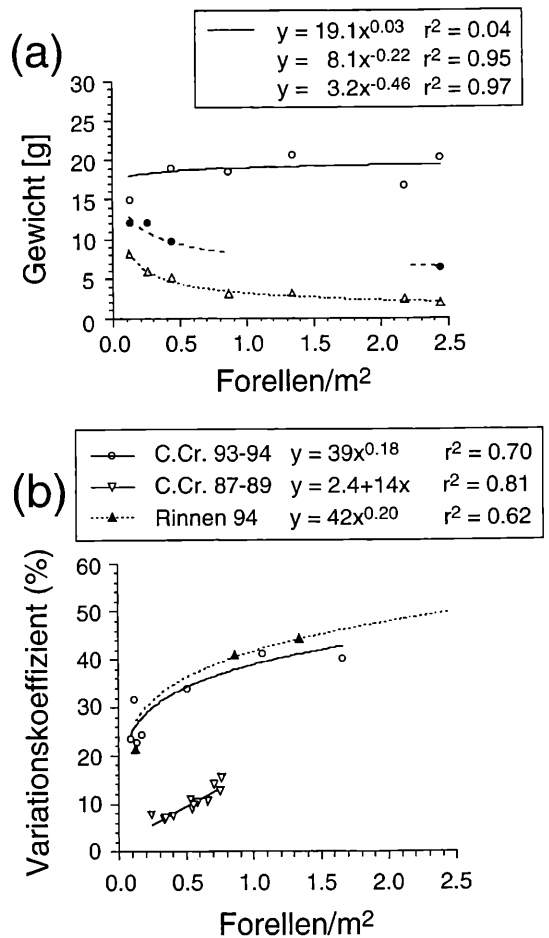


Abbildung 4

Einfluss der Bestandsdichte auf die Größenvariation einsömmriger Forellen. (a) Mittleres Körpergewicht, sowie Körpergewicht der jeweils größten (=Max.) und kleinsten (= Min.) Fische im Verhältnis zur Besatzdichte (Rinnenexperiment 1994). (b) Variationskoeffizient (= Standardabweichung/Mittelwert) des Körpergewichts im Verhältnis zur Bestandsdichte (Convict Creek 1987-1989 und 1993-1994, Rinnenexperiment 1994). Mit Ausnahme von "Max." in Abb. (b) lassen sich die Daten gut durch die angegebenen kurvilinearen und linearen Beziehungen beschreiben ($P < 0,03$).

Standplätze abgedrängt, mit entsprechenden Zuwachseinbußen zur Folge (MILINSKI & PARKER 1991).

In diesem Zusammenhang bemerkenswert ist jedoch der Befund, dass auch bei Bestandsdichten 0,2 Forellen/m², bei denen der im Durchschnitt jedem Fisch zur Verfügung stehende Raum die mittlere Territoriengröße von kleineren Forellen um ein vielfaches übersteigt (GRANT & KRAMER 1990), bereits Zuwachseinbußen zu verzeichnen waren (Abb. 1, 2). Dies deutet darauf hin, dass außer direkten Verhaltensinteraktionen zwischen Einzelindividuen ein weiterer Mechanismus im Spiel gewesen sein muss. In der Tat ging in den Fließbrinnen eine Zunahme der Forellendichte bereits bei sehr niedrigen Bestandsdichten mit einer verhaltensbedingten Ressourcenverknappung einher. Wirbellose Beuteorganismen, insbesondere Eintagsfliegenlarven der Gattung *Baetis*, suchten mit zunehmender Forellendichte vermehrt Refugien auf, d.h., sie vermieden es, sich an der Substratoberfläche aufzuhalten (Abb. 5a). Diese Verhaltensreaktion überlagerte alle Einflüsse der Forellendichte auf die Abundanz von *Baetis* (DIEHL 1998), so dass die Gesamtdichte der an der Substratoberfläche exponierten *Baetis*-Larven mit zunehmender Forellendichte abnahm (Abb. 5b). Die Dichte der an der Substratoberfläche zugänglichen *Baetis*-Larven ist vermutlich ein gutes Maß für deren Verfügbarkeit, wie aus der engen Korrelation mit der pro-Kopf Konsumption durch die Forellen hervorgeht (Abb. 6a).

Da die Verhaltensreaktion von *Baetis* bereits bei sehr geringen Forellendichten stark ausgeprägt war (Abb. 5a), könnte eine derart durch das Beuteverhalten bedingte Ressourcenverknappung für die Wachstumsverringering im Bereich niederer Forellendichten verantwortlich sein. *Baetis*-Larven machten meist den Hauptanteil der Nahrung der Forellen aus und der Zuwachs der Forellen korrelierte deutlich mit der durchschnittlichen Anzahl von *Baetis*-Larven in den Mageninhalten (Abb. 6b). Offenbar waren in dem untersuchten System *Baetis*-Larven die entscheidende Nahrungsressource für Forellen. Folgendes Szenario erscheint daher eine plausible Erklärungsmöglichkeit zu bieten für das beobachtete Phänomen der Dichteabhängigkeit des Forellenzuwachstums auch bei sehr geringen Forellendichten:

Baetis-Larven reagierten auf Zunahme der Forellenbestandsdichte durch Reduzierung ihrer Aktivität an der Substratoberfläche. Dies hatte eine Verringerung der Konsumption von *Baetis*-Larven und damit letztlich des Zuwachses der Forellen zur Folge. Da die Verhaltensreaktion der *Baetis*-Larven bei geringen Forellendichten besonders stark ausgeprägt war, könnte dies die beobachtete Zuwachseinbußen der Forellen auch bei geringen Bestandsdichten erklären. Das beschriebene Szenario wird durch die ausgesprochen enge Beziehung zwischen der Dichte der exponierten *Baetis*-Larven und dem Forellenzuwachs gestützt (Abb. 6c). Erklärungsmodelle, die andere Ressourcen als die exponierten *Baetis*-Larven in den Vordergrund stellen, finden

keinerlei Stützung in den erhobenen Daten. So bestand z.B. keinerlei Zusammenhang zwischen dem Forellenzuwachs und der Dichte von *Baetis* (oder anderen Beuteorganismen) in der Drift oder im Benthos (unveröffentlichte Daten).

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die beobachtete Dichteabhängigkeit im Zuwachs der Bachforelle vermutlich auf Verhaltensinteraktionen zurückzuführen ist, die sowohl indirekt (über verhaltensbedingte Beuteverknappung) als auch direkt (über Interferenz zwischen einzelnen Fischen) auf Artgenossen wirkten.

Konsequenzen für die Gewässerbewertung

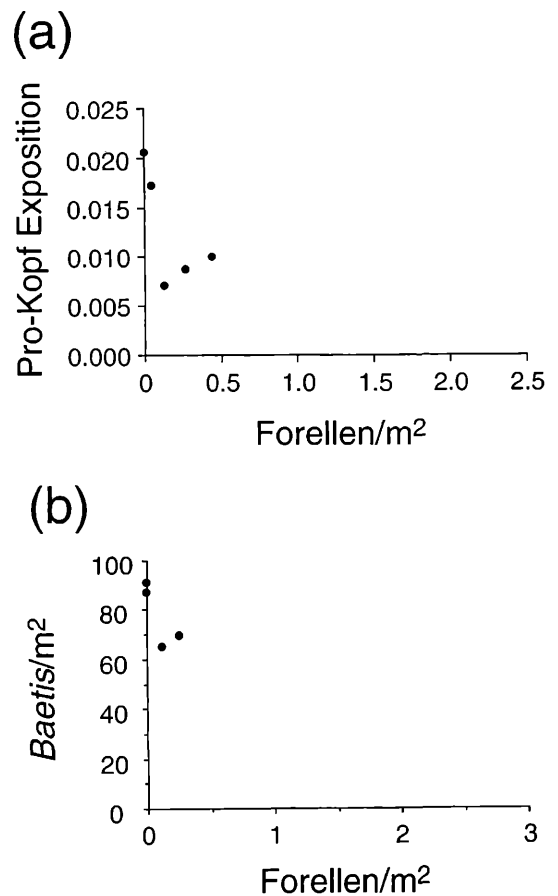


Abbildung 5

Einfluss der Forellenbestandsdichte auf die Dichte von Eintagsfliegenlarven der Gattung *Baetis* an der Substratoberfläche in den Fließbrinnen 1994. (a) Pro-Kopf Exposition (= Zahl der Larven an der Substratoberfläche/Gesamtzahl der Larven im und auf dem Substrat) am Ende des zweimonatigen Experiments. (b) Zahl der Larven an der Substratoberfläche (Mittelwerte aus Zählungen in der Mitte und am Ende des Experiments). Die Forellenbestandsdichten in (a) und (b) unterscheiden sich, da sich (a) auf die Anzahl der am Ende des Experimentes in den Rinnen gefangenen Forellen bezieht, während (b) die Mittelwerte aus den Anfangs- und Enddichten darstellt. Die Daten für das Fließbrinnenexperiment 1993 (hier nicht gezeigt) geben ein ähnliches Bild.

Die beschriebenen vergleichenden Untersuchungen zeigen, dass die Bestandsdichte der Bachforelle auch in wenig vom Menschen beeinflussten Fließgewässern erheblichen jährlichen Schwankungen unterliegen kann (Abb. 1). Aufgrund der dargestell-

ten Zusammenhänge zwischen Bestandsdichteschwankungen und Parametern wie Bestandsgrößenstruktur (Abb. 4b), Zuwachs (Abb. 1, 2) und Kondition (Abb. 3) der Bachforelle muss eine Zunahme dieser Parameter zur Gewässerbewertung zunächst kritisch betrachtet werden. Dies soll anhand der von KLEIN (1998) untersuchten Bewertungskriterien "durchschnittliche Kondition" und "Variabilität der Kondition" beispielhaft beleuchtet werden.

Die Verwendung des Bewertungskriteriums "durchschnittliche Kondition" stützt sich auf die Annahme, dass sich ungünstige Lebensraumverhältnisse (z.B. Strukturarmut, Versauerung etc.) negativ auf Wachstum und Kondition der einzelnen Bachforelle auswirken. Eine verringerte Kondition mag daher als Hinweis auf einen gestörten Lebensraum angesehen werden und dementsprechend zu einer schlechteren Bewertung des betrachteten Gewässerabschnitts führen. Ungünstige Lebensraumverhältnisse werden sich jedoch häufig negativ auf die Bestandsdichte auswirken, was (aufgrund verringerter Konkurrenz) wiederum eine positive Rückwirkung auf die Kondition der Einzelindividuen hätte. Es ist daher nicht absehbar, ob sich eine Verschlechterung des Lebensraums tatsächlich in einer Konditionsverringering der Bachforelle äußern muss. In der Tat konnte KLEIN (1998) in seiner vergleichenden Untersuchung an 34 bayerischen Fließgewässern keinerlei Zusammenhang zwischen der durchschnittlichen Kondition der Bachforelle und unabhängig erhobenen Gewässergütekriterien feststellen. Die durchschnittliche Kondition der Bachforelle erscheint also als Kriterium zur Gewässerbewertung wenig geeignet.

Die Verwendung des Bewertungskriteriums "Variabilität der Kondition" (gemessen als Variationskoeffizient der Kondition) stützt sich auf die Annahme, dass sich ungünstige Lebensraumverhältnisse sowohl auf direkte als auch auf indirekte Weise negativ auf die Variabilität der Kondition innerhalb eines Forellenbestandes auswirken. In sehr ungünstigen Lebensräumen könnte die Variabilität der Kondition auf direktem Wege stark abnehmen, weil unter dem Einfluss physiologischer Stressoren (hohe Temperatur, niedriger Sauerstoffgehalt, niedriger pH) viel Energie für die Aufrechterhaltung der Körperfunktionen verwendet werden muss. Unter solchen Verhältnissen sollten die mittlere Kondition gering sein und die Individuen mit der geringsten Kondition langfristig nicht überlebensfähig sein - mit einem geringen Variationskoeffizienten der Kondition zur Folge. Ungünstige Umweltverhältnisse sollten weiterhin die Variabilität der Kondition über ihren Einfluss auf die Bestandsgröße auf indirektem Wege verringern. Nur bei hohen Bestandsdichten können sich extreme Unterschiede im Zuwachs und in der Kondition von Einzelindividuen herausbilden (Abb. 4). Da ein ungünstiger Lebensraum i.d.R. zu einer geringen Bestandsdichte führen sollte, ergäbe sich daraus automatisch ein negativer Einfluss auch auf

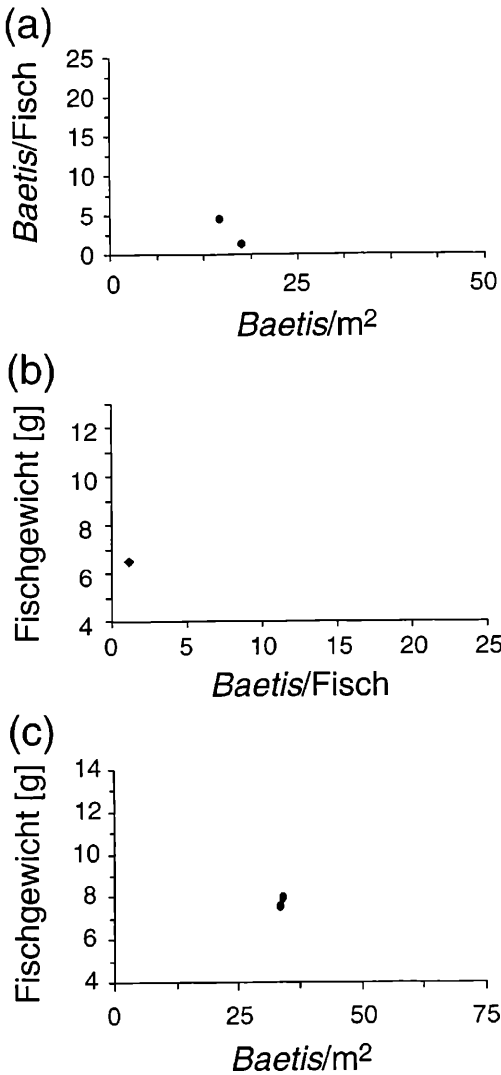


Abbildung 6

Beziehungen zwischen der mittleren Dichte der *Baetis*-Larven an der Substratoberfläche, der durchschnittlichen Zahl der *Baetis*-Larven pro Forellenspeise und dem mittleren Zuwachs der Forellen in den Fließbrinnen 1994. Jeder Datenpunkt ist der Mittelwert aus einer Fließrinne. (a) Zahl der *Baetis*-Larven pro Forellenspeise im Verhältnis zur Dichte der *Baetis*-Larven an der Substratoberfläche. (b) Zuwachs der Forellen im Verhältnis zur Zahl der *Baetis*-Larven pro Forellenspeise. (c) Zuwachs der Forellen im Verhältnis zur Dichte der *Baetis*-Larven an der Substratoberfläche. Alle abgebildeten Beziehungen lassen sich gut durch lineare Modelle beschreiben ($P < 0,05$). Die *Baetis*-Zahlen in (a) und (c) unterscheiden sich, da sich (a) auf die Zählungen am Ende des Experiments bezieht, während (c) die Mittelwerte aus allen Zählungen darstellt. Die Daten für das Fließbrinnenexperiment 1993 (hier nicht gezeigt) geben ein ähnliches Bild wie Abb. (a) - (c).

die Variabilität der Kondition. Die Ergebnisse von Klein bestätigen wiederum diese Vermutung. Er fand eine statistisch hochsignifikante Beziehung zwischen dem Variationskoeffizienten der Forellenkondition und der unabhängig ermittelten Gewässergüte (KLEIN 1998).

Abschließend lässt sich sagen, dass sich die "Variabilität der Kondition der Bachforelle" möglicherweise dazu eignet, als Kriterium zur Gewässerbewertung herangezogen zu werden, während sich die "durchschnittliche Kondition der Bachforelle" vermutlich nicht dazu eignet. Da bislang jedoch sehr wenig gesicherte Information zum Einfluss von Umweltfaktoren wie Temperatur, Nahrungsangebot etc. (die z.T. unabhängig von der Gewässergüte sein können) und nicht zuletzt von Besatzmaßnahmen auf die Variabilität der Forellenkondition vorliegt, sollten diese Zusammenhänge zunächst grundlegend erforscht werden. Eine Heranziehung dieses Kriteriums zur Gewässerbewertung würde somit auf eine sichere naturwissenschaftliche Grundlage gestellt werden können.

Danksagungen

Ich bedanke mich bei meinen Kollegen, Mitarbeitern und allen studentischen Helfern, die an der Arbeit in der Sierra Nevada beteiligt waren (in JENKINS et al. 1999 sind sie alle namentlich aufgeführt), sowie bei Dr. Dan Dawson und dem Sierra Nevada Aquatic Research Laboratory (SNARL) für die logistische Unterstützung. Weiterhin möchte ich mich bei Prof. Dr. Otto Siebeck, Dr. Christian Stettmer und der Akademie für Naturschutz in Laufen für die freundliche Einladung und die hervorragende Organisation des Symposiums bedanken.

Zusammenfassung

Eine verbreitete Meinung besagt, dass Fließgewässerpopulationen der Bachforelle durch Mortalität und Emigration in früheren Lebensstadien reguliert werden und dass der Zuwachs der verbleibenden Fische ausschließlich durch abiotische Faktoren begrenzt ist. Untersuchungen in naturnahen Fließgewässern der Sierra Nevada (Kalifornien) belegen jedoch, dass der Zuwachs von Bachforellen stark von der Bestandsdichte beeinflusst werden kann. Eine mehrjährige Untersuchung an mehreren Abschnitten zweier Gebirgsbäche zeigte, dass die mittlere Körpermasse von Jungforellen im Herbst deutlich negativ von der eigenen Bestandsdichte beeinflusst wurde. Experimentelle Manipulationen in einem der Bäche sowie in naturnahen Fließbrinnen ergaben stark negative Einflüsse der Bestandsdichte auf den Zuwachs von jungen Bachforellen insbesondere in den Bereichen niedriger Bestandsdichten. Größere Individuen wurden weniger stark von der Bestandsdichte beeinflusst als kleinere. Der Zuwachs von Jungfischen war, bei gleicher Fischdichte, geringer in Anwesenheit als in Abwesenheit äl-

terer Jahrgangsklassen. Beide Befunde deuten auf asymmetrische Konkurrenz zwischen großen und kleinen Forellen hin. Zunehmende Forellendichte löste eine verhaltensbedingte Verknappung von Ressourcen aus. Invertebrate Beuteorganismen suchten mit zunehmender Forellendichte vermehrt Refugien auf, was zu verringertem Beutekonsum und Zuwachs der Forellen führte. Die beobachtete negative Dichteabhängigkeit im Zuwachs der Bachforelle lässt sich somit vermutlich sowohl auf indirekte Interaktionen (verhaltensbedingte Ressourcenverknappung) als auch auf direkte Interaktionen (Interferenz zwischen Individuen) zurückführen.

Summary

A widely held opinion claims that stream populations of the brown trout (*Salmo trutta*) are regulated through mortality and emigration in very early life stages and that individual growth of the remaining resident fish is exclusively limited by abiotic factors. Investigations in streams of the Sierra Nevada (California) show, however, that growth of brown trout can be strongly influenced by population density. In an multi-year investigation in several sections of two alpine streams, average mass of underyearling trout in fall was negatively influenced by population density. Experimental investigations in one of the streams and in large, replicate stream channels revealed strong negative influences of density on individual growth, especially over ranges of very low densities. Large individuals were less affected by density than small ones. At a given trout density, underyearlings grew less in the presence than in the absence of older fish. Both results suggest that competition between large and small individuals is asymmetric. Increasing trout density caused a behavioural depression of resources. With increasing trout density, invertebrate prey increased their use of refuges, which led to reduced food consumption and growth of trout. The negative density dependence of individual trout growth is thus likely a consequence of both indirect interactions (behavioral resource depression) and direct interactions (interference among individuals).

Literatur

- AMUNDSEN, P.-A.; A. KLEMETSEN & P. E. GROTTNES (1993): Rehabilitation of a stunted population of arctic char by intensive fishing.- North American Journal of Fisheries Management 13: 483-491.
- DEINSTADT, J. M.; G. F. SIBBALD, J. D. KNARR & D. M. WONG (1986): Survey of fish populations in streams of the Owens River drainage: 1985.- Californian Department of Fish and Game Inland Fisheries Administration Report 86-3, Rancho Cordova.

- DIEHL, S. (1998):
Populationsdynamik im Spannungsfeld trophischer Interaktionen - von Primärproduzenten zu Fischen und zurück. pp. 32-44 im Tagungsbericht 1997 der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL). Eigenverlag der DGL, Krefeld.
- ELLIOTT, J. M. (1984):
Growth, size, biomass and production of young migratory trout *Salmo trutta* in a Lake District stream, 1966-1983.- *Journal of Animal Ecology* 53: 979-904.
- (1990):
Mechanisms responsible for population regulation in young migratory trout, *Salmo trutta*. III. The role of territorial behaviour.- *Journal of Animal Ecology* 59: 803-818.
- (1994):
Quantitative ecology and the brown trout. Oxford University Press, Oxford, UK.
- GRANT, J. W. A. & D. L. KRAMER (1990):
Territory size as a predictor of the upper limit to population density of juvenile salmonids in streams.- *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 1724-1737.
- JENKINS, T. M., Jr. (1969):
Social structure, position choice and microdistribution of two trout species (*Salmo trutta* and *Salmo gairdneri*) resident in mountain streams.- *Animal Behaviour Monographs* 2: 57-123.
- JENKINS, T. M., Jr.; S. DIEHL, K. W. KRATZ & S. D. COOPER (1999):
Effects of population density on individual growth of brown trout in streams.- *Ecology* 80: 3, im Druck.
- KALLEBERG, H. (1958):
Observations in a stream tank of territoriality and competition in juvenile salmon and trout (*Salmo salar* L. and *S. trutta* L.).- Reports from the Institute of Freshwater Research Drottningholm 39: 55-98.
- KLEIN, L. (1998):
Modifikation und Bewertung eines *Index of Biological Integrity (IBI)* zur Evaluation von Mittelgebirgsbächen. Diplomarbeit. Fakultät für Biologie, Ludwig-Maximilians-Universität München.
- LeCREN, E. D. (1969):
Estimates of fish populations and production in small streams in England. pp. 269-280 in: T.G. Northcote (Hg.), *Salmon and Trout in Streams*. H.R. MacMillan lectures in fisheries, University of British Columbia, Vancouver.
- McFADDEN, J. T. (1969):
Dynamics and regulation of salmonid populations in streams. pp. 313-329 in: T.G. Northcote (Hg.), *Salmon and Trout in Streams*. H.R. MacMillan lectures in fisheries, University of British Columbia, Vancouver.
- MILINSKI, M. & G. A. PARKER (1991):
Competition for resources. pp. 137-168 in: Krebs, J.R., und Davies, N.B. (Hg.), *Behavioural ecology: an evolutionary approach*. Blackwell, Oxford.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Sebastian Diehl
Zoologisches Institut der
Ludwig-Maximilians-Universität München
-Limnologische Forschungsstation Seeon-
D-83370 Seeon

Lebenszyklen von Eintagsfliegen: Spielen sie eine Rolle bei der Wiederbesiedlung unserer Flüsse?

Armin KURECK

Einleitung

Die zeitliche Programmierung des Lebenszyklus ist für das Überleben unter periodisch wechselnden Bedingungen unentbehrlich. Die umfangreiche Literatur allein über Diapausen und die Schlüpfrythmen von Insekten zeigt die Vielfalt der Möglichkeiten, die es hier gibt. Der Anpassungswert ist insbesondere bei solchen Insekten, die nur eine kurze Flugzeit zur Reproduktion nutzen können, offensichtlich. Dazu gehören vor allem die Eintagsfliegen. Besonders gut untersucht ist jedoch die zeitliche Steuerung bei Mücken der Gattung *Clunio* (Chironomidae). Sie leben an verschiedenen Küsten in der Gezeitenzone und haben ihre Entwicklung nicht nur an die Jahres- und Tageszeiten, sondern auch an die lokal verschiedenen Gezeitenzyklen angepasst (NEUMANN 1995).

Unterschiedliche Lebenszyklen sind aber nicht nur eine Anpassung an wechselnde abiotische Bedingungen, sie mindern auch die interspezifische Konkurrenz. Oft finden wir im selben Flussabschnitt Arten mit ganz unterschiedlichen Entwicklungszyklen nebeneinander, obwohl alle ähnlichen jahreszeitlichen Änderungen ausgesetzt sind. Das ist zwar bekannt, doch wird die Bedeutung biologischer Zeitprogramme bei Veränderungen in Ökosystemen oder bei ökotoxikologischen Fragen wenig beachtet. Daher möchte ich hier auf die potentielle Bedeutung unterschiedlicher Lebenszyklen bei der Wiederbesiedlung unserer großen Flüsse hinweisen.

Änderungen im Artenspektrum des Rheins

Im Rhein wurde ein starker Anstieg der Artenzahlen seit den achtziger Jahren beobachtet. Das ist sicher ein Zeichen für die Erholung des Stroms. Die früheren und heutigen Artenzahlen sind aber nicht ohne weiteres vergleichbar. Seit 1986 wurde der Rhein viel intensiver untersucht als früher (TITTI-ZER & KREBS 1996). Einige Arten sind erst in den letzten Jahrzehnten beschrieben worden und können daher nur in neueren Bestandsaufnahmen auftauchen (z.B. *Hydropsyche bulgaromanorum*).

Dazu kommt die immer noch wachsende Zahl bisher gebietsfremder, eingewanderter oder eingeschleppter Arten (Neozoen).

Ein Vergleich ist insbesondere dort problematisch, wo Flussbegradigungen und Staustufen die Struktu-

ren noch in diesem Jahrhundert grundlegend verändert haben. Am Niederrhein gibt es keine Staustufen und die letzte Begradigung war 1825 abgeschlossen. Daher betrachten wir hier nur Arten aus diesem Flussabschnitt. In Abb. 1 sind vier seit langem gut erfasste Gruppen des Makrozoobenthos des Niederrheins dargestellt. Hier sind die typischen potamalen Wasserinsekten, insbesondere die Eintagsfliegen, früh verschwunden und spät zurückgekehrt. Zur Zeit der stärksten Verschmutzung um 1970 gab es im untersuchten Bereich außer einigen Chironomiden keine Wasserinsekten mehr. Das Makrozoobenthos dominierten drei robuste Egel, Schnecken und Wasserasseln (SCHILLER 1990).

Bisher sind nur einige der früher vorhandenen Arten zurückgekehrt. Man geht davon aus, dass sie die verbliebenen chemisch-physikalischen Belastungen eher tolerieren als die noch fehlenden. Die Rückkehrer werden aber auch mit einem geänderten biologischen Umfeld konfrontiert. Sie müssen sich nun neben Arten behaupten, die es früher hier nicht gab und auf die sie sich noch nicht einstellen konn-

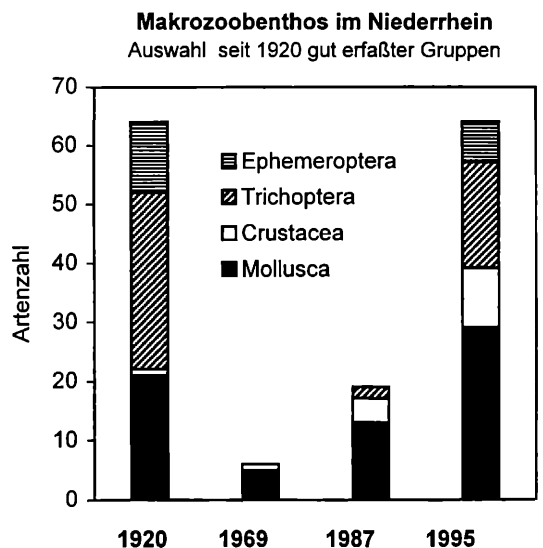


Abbildung 1

Veränderungen in der Artenzahl einiger gut erfasster Gruppen im Makrozoobenthos des Niederrheins (Daten aus: TITTI-ZER & KREBS 1996, SCHILLER 1990 und SCHÖLL et al. 1995).

ten. Für eine Wiederbesiedlung nach dem Rückgang der Gewässerverschmutzung kann es entscheidend sein, ob eine Art sich neben den Neozoen behaupten kann. Diese haben sich gerade in den durch Kanäle vernetzten schiffbaren Flüssen in letzter Zeit rasant ausgebreitet und vermehrt. (TITTIZER et al. 1994, SCHÖLL et al. 1995, KINZELBACH 1995). Sie haben auch zum Anstieg der Artenzahlen bei den Krebsen und Weichtieren im Rhein nach 1980 beigetragen. Die häufigsten Neozoen im Niederrhein sind in Tab. 1 mit dem ungefähren Jahr ihrer Ankunft aufgelistet.

Flussinsekten, insbesondere Eintagsfliegen: auffällige und empfindliche Arten

Ende der siebziger Jahre kamen die ersten Köcherfliegen zurück, die sich vor allem durch Massenflüge von *Hydropsyche contubernalis* bemerkbar machten. Ihre Rückkehr löste ein lebhaftes Presseecho aus, denn die Massen mottenähnlicher Imagines wurden stellenweise als Plage empfunden. Ähnlich ging es mit den Eintagsfliegen, die erst viel später kamen. Auch hier fiel eine Art durch Massenflüge sofort auf. So lässt sich die Rückkehr gerade der potamalen Insekten recht genau datieren. In Tab. 2 sind die typischen Flussinsekten mit dem ungefähren Jahr ihrer Rückkehr in den Niederrhein zusammengestellt. Die beiden Arten, die durch Massenschwärme auch Laien auffielen, sind fett gedruckt.

Tab. 3 stellt die Eintagsfliegen, die um 1920 aus dem Niederrhein bekannt waren, dem Bestand von 1988 gegenüber. Um 1920 lebten 12 Arten im Niederrhein, darunter auch noch die große *Palingenia longicauda*, deren Biologie im Rhein schon vor über 300 Jahren beschrieben wurde (SWAMMERDAM 1675). Sie ist inzwischen in ganz Deutschland ausgestorben. Auch andere Arten mit Massenschwärmen, wie die "Rheinmücke" *Oligoneuriella rhena* und das "Uferaa" *Ephoron virgo* lebten um 1920 noch im Rhein. Von diesen auffälligen Arten, zu denen wir auch die große *Ephemera vulgata* rechnen können, ist bisher nur eine zurückgekehrt.

Im Folgenden betrachten wir nur Beispiele der Ephemeroptera, denn die Eintagsfliegen sind verbreitete und empfindliche Bioindikatoren in allen Fließgewässern. Sie sind seit langem gut erfasst und meist gut bestimmbar. Ihre geflügelten Stadien können Wanderbarrieren in oder zwischen Flusssystemen überwinden und geeignete Bereiche nach Störungen rasch wieder besiedeln. Einige sind durch synchrones Schlüpfen oder Schwärmen auffällig und zeigen ihre Anwesenheit schon am Ufer. Das macht gerade die potamalen Arten zu guten Indikatoren an den großen Flüssen, in denen die Beprobung der Sohle mit einigem technischen Aufwand verbunden ist. Ephemeropteren haben zudem ausgeprägte biologische Zeitprogramme mit verschiedenen Entwicklungszyklen und Überwinterungsstrategien.

Tabelle 1

Seit 1970 eingewanderte Neozoen mit Massenentwicklung im Niederrhein

seit	Art	Gruppe	Herkunft
1982	<i>Gammarus tigrinus</i>	Amphipoda	Amerik. Ostküste
1988	<i>Corophium curvispinum</i>	Amphipoda	Pontokaspis
1988	<i>Chaetogammarus ischnus</i>	Amphipoda	Pontokaspis
1988	<i>Corbicula fluminea</i>	Bivalvia	Südostasien / USA
1988	<i>Corbicula fluminalis</i>	Bivalvia	Südostasien / USA
1995	<i>Dikergammarus villosus</i>	Amphipoda	Donau
1996	<i>Jaera istri</i>	Isopoda	Donau
1996	<i>Hypania invalida</i>	Polychaeta	Donau

zurück	Art	Ordnung
1978	<i>Hydropsyche contubernalis</i>	Trichoptera
1993	<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i>	Trichoptera
1988	<i>Nemoura</i> sp.	Plecoptera
1988	<i>Heptagenia sulphurea</i>	Ephemeroptera
1990	<i>Ephoron virgo</i>	Ephemeroptera

Tabelle 2

Seit 1970 zurückgekehrte potamale Wasserinsekten im Niederrhein (ohne Dipteren). (Fettdruck: Arten mit Massenflug).

Tabelle 3

Eintagsfliegen im Niederrhein um 1920 und 1988

Fett: Arten die durch Größe und/oder Massen besonders auffallen. (Artenliste nach TITTIZER & KREBS 1996)
 ?? = unsicherer Fund

Eintagsfliegen im Niederrhein	1920	1988
Baetis sp.		+
Baetis fuscatus	+	+
Baetis vernus	+	
Cloeon simile		+
Oligoneuriella rhenana	+	
Rhitrogena diaphana	+	
Ecdyonurus fluminum -Gr. ?	??	
Heptagenia flava	+	
Heptagenia sulphurea	+	+
Ephemerella ignita		+
Caenis horaria	+	
Caenis luctuosa		+
Leptophlebia vespertina	+	
Ephoron virgo	+	+
Ephemera vulgata	+	
Palingenia longicauda	+	

Der Einzelfall:

Rückkehr und Lebenszyklus von *Ephoron virgo*

Im August 1990 und 1991 machten Eintagsfliegen Schlagzeilen im Raum Köln - Bonn. Weiße Insekten umschwärmten abends wie Schneegestöber die Lampen am Rheinufer und behinderten den Verkehr (Abb. 1). Zeitweise mussten sogar Rheinbrücken gesperrt werden.

Presse und Rundfunk berichtete ausführlich darüber und es wurde auch Unsinn über die Biologie dieser ungewohnten Tiere verbreitet. Dabei handelte es sich keineswegs um eine neue Art. *Ephoron virgo* (OLIVIER 1791) ist leicht erkennbar und war früher verbreitet und häufig. Auch ihre Massenschwärme waren seit langem bekannt. Eine eindrucksvolle Schilderung veröffentlichte schon SCHÄFFER (1757). Die in großen Mengen vom Licht angelockten Subimagines wurden stellenweise als Dünger oder Tierfutter genutzt (ILLIES 1968). In Deutschland verschwand die Art mit der zunehmenden Gewässerverschmutzung und stand schließlich als verschollen auf der Roten Liste (PUTHZ 1984). Ihre spektakuläre Rückkehr war daher ein besonders deutliches Zeichen für die Wiederbelebung des Stroms.

In der Literatur stehen immer noch widersprüchliche Angaben zum Lebenszyklus dieser Art. Nach LANDA (1968) überwintern ihre Larven und wachsen erst im folgenden Sommer rasch heran. CLIFFORD (1982) erwähnt, dass *Ephoron virgo* wie die

nearktische *Ephoron album* sowohl univoltine Winter-Zyklen (mit überwinterten Larven) als auch univoltine Sommer-Zyklen (mit überwinterten Eiern) habe. BURMEISTER (1989) und SCHLEUTER et al. (1989) gingen von einer zweijährigen Entwicklung der Larven aus, letztere wegen der großen Streubreite der Larvengrößen im Fluss. Andererseits hatten schon JOLY (1876) bei *Ephoron virgo*, IDE (1935) bei *Ephoron leukon* und EDMUNDS et al. (1956) bei *Ephoron album* lange Eidiapausen im Winter beobachtet.

Mehrjährige Beobachtungen am Rhein zeigen klar eine univoltine Entwicklung mit einer langen Eidiapause im Winter, wie sie auch in Spanien (IBANEZ et al. 1991) und bei anderen Ephoron-Arten in Nordamerika und Japan beobachtet wurde (EDMUNDS et al. 1956, BRITT 1962, WATANABE & TOKAO 1991). Überwinternde Larven wurden nie gefunden. Die Streubreite der Larvengrößen spiegelt die Variabilität innerhalb eines Jahrgangs und erklärt die relativ lange Flugzeit, maximal von Ende Juli bis Anfang September. Das Schema in Abb. 2 zeigt die Entwicklung beispielhaft für Tiere die am 1. August fliegen.

Zum Schlüpfen steigen die Nymphen an die Wasseroberfläche. Sie zeigen dabei eine präzise Tagesperiodik. Eine besondere saisonale und auch eine lunarperiodische Synchronisation, wie sie bei *Povilla adusta*, einer afrikanischen Art aus dieser Familie (Polymitarcidae), bekannt geworden ist (HARTLAND-ROWE 1955), gibt es hier nicht.

Die Männchen schlüpfen etwa 20 Minuten vor den Weibchen, fliegen ans Ufer, häuten sich innerhalb einer Minute zur Imago und schwärmen dann dicht über dem Wasser. Die Weibchen bleiben bei dieser Art im Stadium der Subimago. Sie werden unmittelbar nach dem Schlüpfen begattet und fliegen dann ununterbrochen bis zur Eiablage, meist gut eine Stunde lang. (FONTES 1994, KURECK & FONTES 1996, KURECK 1996). Die Eier werden als 2 Pakete auf der Wasseroberfläche abgelegt, lösen sich voneinander und sinken auf den Grund. Dort kleben sie mit Haftfäden an den Polkappen dauerhaft fest. Anschließend entwickeln sich Embryonen mit gut sichtbaren Augenpunkten, dann stoppt die Entwicklung. Das Diapausestadium ähnelt dem von *Ephemerella ignita*, das BOHLE (1972) beschrieben hat, weniger dem von *Baetis vernus* (BOHLE 1969). Erst nach einer Kälteperiode schlüpfen die Junglarven bei steigenden Temperaturen, im Freiland Ende April bis Anfang Mai, also etwa 9 Monate nach der Eiablage. Sie wachsen dann in 3 Sommermonaten rasch heran. Die Junglarven leben noch im Lückensystem vom Biofilm. Später graben sie dauerhafte U-förmige Röhren im Sediment. Durch diese pumpen sie mit ihren Kiemen am Abdomen das Flusswasser und ernähren sich von feinkörnigem Material das sie mit feinsten Filterborsten abfiltrieren (HEINEN 1995).

Aus einigen Eiern schlüpfen nach dem Temperaturanstieg im Frühjahr noch keine Junglarven. Die Eier überleben aber bis nach einer zweiten oder



Abbildung 2

Anflug von *Ephoron virgo* an einer Laterne in Köln im August 1991. Hier auf einer hohen Rheinbrücke fliegen fast nur Weibchen, die schon begattet und kurz vor der Eiablage sind. Dies ist also nicht der "Hochzeitsflug" dieser Art. Die Männchen bleiben nahe beim Fluss und schwärmen dicht über dem Wasser, wo sie die frisch geschlüpften Weibchen erwarten. Dort werden auch sie von künstlichen Lichtquellen angelockt.

weiteren Kälteperioden dann die Larven ausschlüpfen. Im Labor erhielten wir so noch nach mehr als 3 Jahren und bis zu 5 Kälteperioden vitale Larven. Ein derart lange Lagerzeit der Eier ist bisher von keiner anderen Eintagsfliege bekannt. Für Versuche

hat das große praktische Vorteile, da man immer schlüpfreife Eier zur Verfügung halten kann. Das wurde auch bereits für unsere Zuchtversuche und für ökotoxikologische Tests genutzt (GREVE et al. 1999). Die Eier sind mechanisch stabil und gegen

Sauerstoffmangel wenig empfindlich (FONTES 1994). Auch die Klebefäden halten im Labor jahrelang. Verpilzungen sind kein Problem. Im Freiland kann es zu einer Risikostreuung beitragen, wenn einige Eier in einer "Ei-Bank" überdauern, ähnlich wie bei einigen Plekopteren (ZWICK 1996, FRUTIGER 1996).

Das robuste Eistadium mit der langen Diapause erscheint vorteilhaft. Dreiviertel des Jahres, und damit auch den ganzen Winter, überdauert die Art geschützt. Die Larven sind nur ein Vierteljahr aktiv und damit der Konkurrenz oder Nachstellung anderer Arten aber auch potentiellen toxischen Stoßbelastungen in belasteten Flüssen ausgesetzt. Sie können so auch die nahrungsarme Zeit meiden und die Blüte des Phytoplanktons im Sommer optimal nutzen, die gerade im Niederrhein deutlich ausgeprägt ist (FRIEDRICH 1990).

Strategien anderer Arten

Diese günstig erscheinende Lebenszyklus-Strategie finden wir aber nicht bei allen Ephemeropteren. CLIFFORD (1982) hat Lebenszyklen von 297 Arten, meist aus der nördlichen Hemisphäre, zusammengestellt. Nur knapp die Hälfte von ihnen überwintert im Ei. 63 % der Arten haben eine Generation pro Jahr, nur 4 % verbringen 2-3 Jahre im Larvenstadium. Der Rest hat entweder mit mehreren Generationen pro Jahr oder wechselt je nach Bedingungen.

Andere große Ephemeropteren mit grabenden Larven, die mit *Ephoron virgo* vergleichbar sind, wie *Ephemera danica* oder *Ephemera vulgata*, sind das ganze Jahr über als Larven präsent und brauchen in der Regel 2 Jahre bis sie ausgewachsen sind (Abb. 3). Dabei leben mehrere Kohorten nebeneinander im Gewässer. *Palingenia longicauda* soll sogar drei Jahren lang wachsen, was aber nicht sicher belegt ist (LANDA 1968). Bei *Ephemera danica* beeinflusst die Ernährung die Generationszeit (WHELAN 1980). Wenn das Futterangebot sehr gut ist, kann sie bereits nach einem Jahr schlüpfen, sonst braucht sie zwei oder gar drei Jahre (SVENSSON 1977). Mit dieser Strategie ist die in Bächen häufige Art offenbar erfolgreich. Die ähnliche *Ephemera vulgata*, die früher auch im Niederrhein lebte, ist in belasteten Flüssen nicht mehr so verbreitet. Das könnte auch an ihrer langen Larvenzeit liegen, denn bisher ist keine der Arten mit mehrjähriger Larvalzeit in den Niederrhein zurückgekehrt.

Andererseits fehlt auch die "Rheinmücke" *Oligoneurielle rhenana* immer noch. Sie war (wie der Name sagt) früher im Rhein und anderen Flüssen sehr häufig und bildete wie *Ephoron virgo* Massenschwärme im August (MARTEN 1986). Sie hat auch einen ähnlichen Entwicklungszyklus wie mit einer langen winterlichen Diapause und einer kurzen Larvalzeit im Sommer. Ihre Larven graben nicht, sondern sitzen in der Strömung auf Steinen, ernähren sich aber auch als Filtrierer. Diese Art ist

kürzlich wieder in großen Dichten in die obere Elbe zurückgekehrt (SCHÖLL 1998). Sie fehlt aber immer noch im Rhein, obwohl sie in den Zuflüssen vorkommt (z.B. JANSEN et al. 1997). Bei dieser eher epipotamalen Art vermutet man, dass sie die heutige Salzbelastung im Rhein vielleicht nicht verträgt. Experimentelle Untersuchungen dazu sind aber nicht bekannt.

Heptagenia sulphurea hat den Rhein inzwischen wieder gut besiedelt, fiel aber nie durch Massenschwärme auf. Sie hat einen völlig anderen Entwicklungszyklus mit meist zwei Generationen pro Jahr. Eine Generation überwintert als Larve und fliegt im Mai, die Sommergeneration schlüpft im Herbst. So sind den größten Teil des Jahres Larven aktiv im Fluss und damit potentiellen Stoßbelastungen und Prädatoren länger ausgesetzt. *Heptagenia* gehört aber zu einem ganz anderen Lebensformtyp. Ihre abgeplatteten Larven sitzen auf oder unter Steinen in der Strömung und weiden den Aufwuchs von Steinen im Fluss ab. Sie bauen auch keine Röhren und sind dadurch viel mobiler als *Ephoron*-Larven. Diese Beispiele zeigen, dass unterschiedliche Lebenszyklen und Überwinterungsstrategien auch im selben Flussabschnitt erfolgreich sein können.

Offensichtlich haben sich unterschiedliche Strategien im jeweiligen Lebensraum für verschiedene Lebensformtypen bewährt. Wenn sich die Situation ändert, kann eine bisher vorteilhafte Strategie aber versagen. In unseren Flüssen gab und gibt es solche Änderungen mit der Kanalisierung, der Verschmutzung, der Erwärmung oder der Versalzung. In jüngster Zeit habe sich Neozoen massiv ausgebreitet, denen sich die zurückkehrenden Arten stellen müssen. In dieser Situation könnte der Lebenszyklus und das Stadium der Überwinterung eine wichtige Rolle spielen.

Man sollte daher bei der Klärung der Frage, warum einige Arten in unsere Flüsse zurückgekehrt sind, andere aber noch nicht, neben ihrer unterschiedlichen Toleranz gegenüber Sauerstoffmangel oder schädlichen Stoffen auch den jeweiligen Lebenszyklus beachten. Ein potentieller Giftunfall kann sich auf die einzelnen Arten ja nach Jahreszeit ganz unterschiedlich auswirken. Es erscheint daher notwendig, das Auftreten neuer Arten und die Rückkehr der alten nicht nur zu registrieren, sondern auch ihre Interaktionen und ihre Biologie im betroffenen Flussabschnitt genauer zu studieren.

Zusammenfassung

Eintagsfliegen sind gute, weit verbreitete Bioindikatoren in Fließgewässern. Das gilt vor allem für die potamalen Arten, die mit der Verschmutzung der Flüsse früh verschwanden. Sie kehren nun teilweise zurück und müssen sich einer veränderten Fauna mit vielen Neozoen stellen. Eintagsfliegen haben unterschiedliche biologische Zeitprogramme. Im selben Gebiet gibt es Arten mit einer langen Eidiapause neben solchen, deren Larven das ganze Jahr

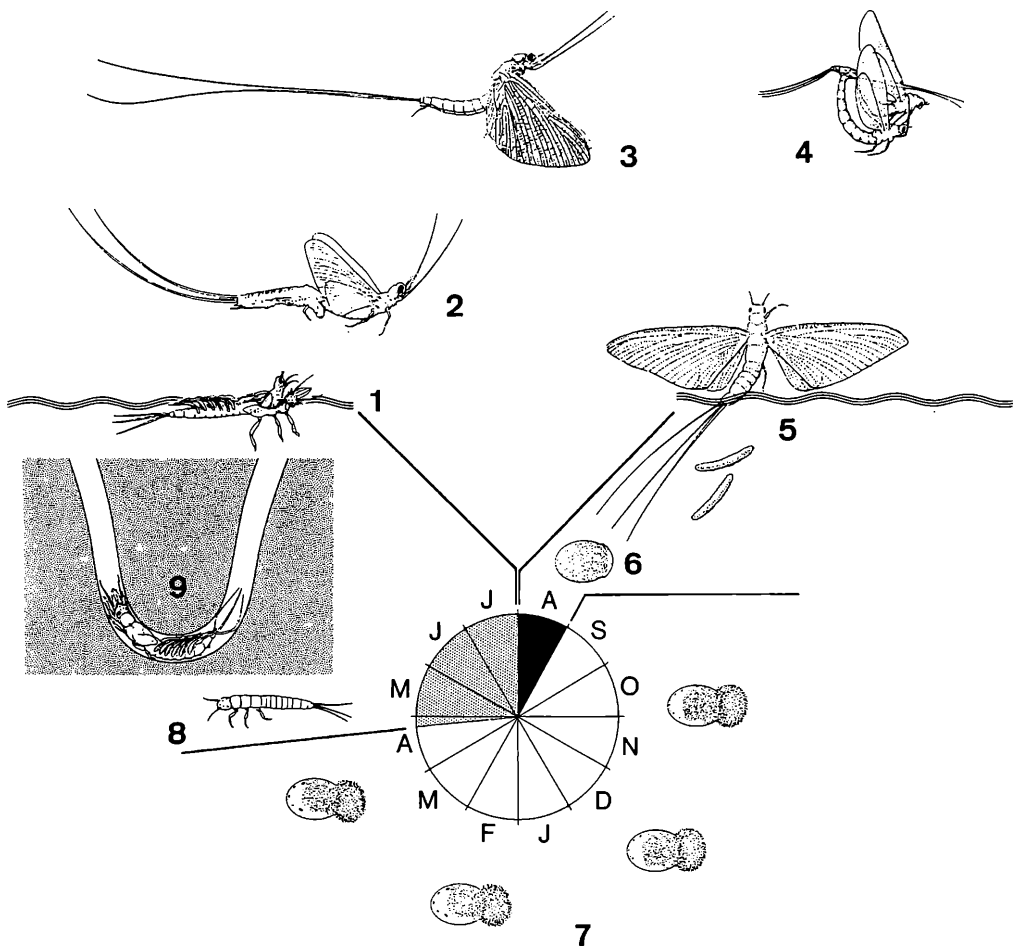


Abbildung 3

Lebenszyklus von *Ephoron virgo*: 1. Schlüpfen der Subimago. 2. Imaginalhäutung der Männchen. 3. Schwärmen (männliche Imago). 4. Paarung (oben Weibchen, unten Männchen). 5. Eiablage auf der Wasseroberfläche. Die Eier (6) entwickeln sich innerhalb eines Monats (schwarzer Sektor). Sie überwintern in Diapause (7: weiße Sektoren). Fats 9 Monate werden im Eistadium verbracht. Die Junglarven schlüpfen im April (8). Sie haben noch keine Kiemen und graben auch nicht; ältere Larven leben als Filtrierer in U-förmigen Gängen (9). Das aktive Leben eines Individuums ist auf 3-4 Monate begrenzt (punktierte Sektoren). Davon nimmt die Flugzeit nur gut eine Stunde ein. Hier ist der Lebenszyklus eines "frühen" Individuums dargestellt, das am 1. August schlüpft. Da die Entwicklungszeiten innerhalb der Population streuen, kann man Larven und geflügelte Stadien noch bis Anfang September antreffen. Auch die abendliche Flugzeit der Population ist etwas länger als die eines Individuums.

über aktiv sind. Für ihre Entwicklung benötigen manchen Arten zwei Jahre, andere nur wenige Monate. Als Einzelfall wird der Lebenszyklus von *Ephoron virgo* beschrieben, die im Rhein seit Jahrzehnten ausgestorben war. Sie kehrte nach dem Rückgang der Verschmutzung Anfang der 90er Jahre in Massen zurück. Die Flugzeit erstreckt sich über gut einen Monat, hauptsächlich im August, und spiegelt die Streubreite der Entwicklungsdauer innerhalb der Population wieder. Es gibt keine besondere jahreszeitliche oder lunarperiodische Synchronisation des Schlüpfens. Die tageszeitliche Steuerung ist dagegen sehr genau. Die Eier entwickeln sich innerhalb eines Monats bis zu einem Stadium mit Augenpunkten, dann gehen sie in eine Diapause, die erst 9 Monate nach der Eiablage endet.

Viele Eier können aber auch mehrere Winter überdauern und noch nach mehr als 3 Jahren schlüpfen.

Im robusten Ei ist die Art im Winter gut geschützt. Die Larven können dann im Sommer bei optimalen Futterbedingungen schnell heranwachsen. Die potentiell mehrjährige Ei-Ruhe am Flussgrund trägt zu einer Risikostreuung bei.

Es werden Beispiele mit anderen zeitlichen Strategien genannt, die sich offenbar im jeweiligen Lebensraum bewährt haben. Unterschiedliche Zeitpläne tragen dazu bei, das je nach Ernährungstyp saisonal verschiedene Nahrungsangebot optimal zu nutzen. Sie mindern die interspezifische Konkurrenz. Anthropogene Änderungen im Fluss und eingeschleppte Neozoen könnten den Wert einer bisher erfolgreichen Strategie verändern. Deshalb kann beim Verschwinden oder der Rückkehr von Arten neben ihrer physiologischen Toleranz oder ihrem Nahrungsspektrum auch ihr Lebenszyklus eine wichtige Rolle spielen.

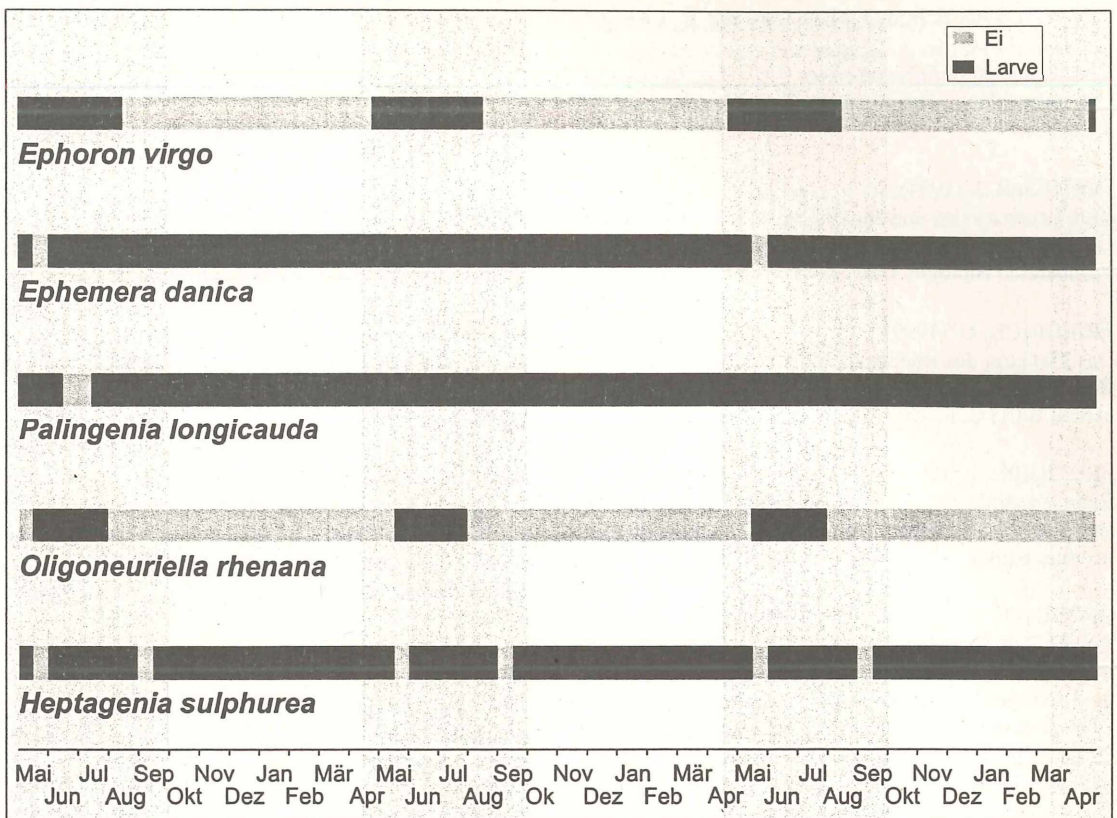


Abbildung 4

Lebenszyklen einiger Eintagsfliegen aus Flüssen (schematisch, ohne die Streubreiten innerhalb und zwischen Populationen). Es sind drei Jahre dargestellt, die im Extremfall für eine Generation benötigt werden. Die wärmere Jahreszeit ist zur Verdeutlichung dunkel unterlegt, die kältere weiß. Die schwarzen Balken zeigen die Larvenzeit, die grauen die Eientwicklung mit oder ohne Diapause. Die oberste und die unterste Art sind erfolgreich in den Rhein zurückgekehrt, die anderen bisher nicht.

Summary

Life cycles of mayflies: Their possible role in the recolonization of rivers

The mayfly *Ephoron virgo* disappeared with increasing pollution and has not been found in the Rhine for decades. After the improvement of the water quality it returned with spectacular mass flights. Some other aquatic insects also returned in large numbers, but many formerly common species are still missing. The conditions in the recovered Rhine are quite different from those at the beginning of this century. The fauna is now dominated by recent invaders (neozoa). Under these conditions, a suitable life cycle strategy may help not only to survive unfavourable seasons, but also to reduce interspecific competition and predation. *Ephoron virgo* has a long lasting diapause in the robust egg stage and the larvae grow rapidly during summer. It was shown that diapausing eggs can survive several years in the laboratory. With examples from other mayflies, the significance of different life cycle strategies for the recolonization of rivers is discussed.

Literatur

- BOHLE, H. W. (1969):
Untersuchungen über die Embryonalentwicklung und die embryonale Diapause bei *Baetis vernus* Curtis und *Baetis rhodani* (Pictet) (Baetidae, Ephemeroptera).- Zool. Jb. Anat. 86: 493-575.
- BOHLE, H. W. (1972):
Die Temperaturabhängigkeit der Embryogenese und der embryonalen Diapause von *Ephemerella ignita* (Poda) (Insecta, Ephemeroptera).- Oecologia 10: 253-268.
- BRITT, N. W. (1962):
Biology of two species of Lake Erie mayflies, *Ephoron album* (Say) and *Ephemera simulans* Walker.- Bull. Ohio Biol. Survey 1: 1-70.
- BURMEISTER, E. G. (1989):
Wiederfunde von *Ephoron virgo* (Olivier 1791), *Ephemera lineata* Eaton 1870 und *Oligoneuriella rhenana* (Imhoff 1852).- Spixiana 11: 177-185.
- CLIFFORD, H. F. (1982):
Life cycles of mayflies (Ephemeroptera), with special reference to voltinism.- Quaestiones Entomologicae 18: 15-90.

- EDMUNDS, G. F. Jr.; L.T. NIELSEN & J. R. LARSEN (1956):
The life history of *Ephoron album* (Say) (Ephemeroptera: Polymitarcidae).- The Wasmann Journal of Biology 14: 145-153.
- FONTES, R. J. (1994):
Zum Lebenszyklus und zur Ökologie von *Ephoron virgo* Ol. (Ephemeroptera, Polymitarcidae).- Diplomarbeit, Fachbereich Biologie, Univ. Köln: 1-88.
- FRIEDRICH, G. (1990):
Das Plankton des Rheins als Indikator.- in: Kinzelbach, R. & Friedrich, G. (ed.): Biologie des Rheins (Limnologie aktuell Bd.1) G. Fischer Verlag Stuttgart: 181-188.
- FRUTIGER, A. (1996):
Embryogenesis of *Dinocras cephalotes*, *Perla grandis* and *P. marginata* (Plecoptera: Perlidae) in different temperature regimes.- Freshwater Biology 36: 497-508.
- GREVE, G. D.; H. G. van der GEEST, S. C. STUIJF-ZAND, A. KURECK & M. H. S. KRAAK (1999):
Development and validation of an ecotoxicity tests using field collected eggs of the riverine mayfly *Ephoron virgo*. - Proceedings of the section Experimental and Applied Entomology of the Netherlands Entomological Society (N.E.V.) - (in press).
- HARTLAND-ROWE, R. (1955):
Lunar rhythm in the emergence of an ephemeropteran.- Nature 176: 657.
- HEINEN, W. (1995):
Ernährung und Entwicklung der Larve von *Ephoron virgo* Ol. (Ephemeroptera, Polymitarcidae) im Vergleich zu anderen grabenden Eintagsfliegenlarven.- Diplomarbeit, Fachbereich Biologie, Univ. Köln: 57 pp.
- IBANEZ, C.; R. ESCOSA, I. MUNOZ & N. PRAT (1991):
Life cycle and production of *Ephoron virgo* (Ephemeroptera: Polymitarcidae) in the lower River Ebro (NE Spain).- in: Alba-Tercedor J.; Sanchez Ortega, A. (ed.): Overview and Strategies of Ephemeroptera and Plecoptera. Sandhill Crane Press Florida: 483-492
- IDE, F.P. (1935):
Life history notes on *Ephoron*, *Potamanthus*, *Leptophlebia* and *Blasturus* with descriptions (Ephemeroptera).- Can. Entomol. 67 (6): 113-125.
- ILLIES, J. (1968):
Ephemeroptera (Eintagsfliegen).- Handbuch der Zoologie 4(2) (2/5): 1-63.
- JANSEN, W.; B. KAPPUS & J. BÖHMER (1997):
Massenvorkommen von Larven der Eintagsfliege *Oligoneuriella rhenana* (IMHOFF 1852) in der Nagold (Baden-Württemberg).- Lauterbornia 31: 109-115.
- JOLY, M.N. (1876):
On the embryogeny of the Ephemeræ, especially that of *Palingenia virgo*, Oliv.- Ann. Mag. Nat. Hist. Series 4 17: 481-484.
- KINZELBACH, R. (1995):
Neozoans in European waters - Exemplifying the world-wide process of invasion and species mixing.- Experientia 51: 526-538.
- KURECK, A. (1996):
Eintagsfliegen am Rhein: Zur Biologie von *Ephoron virgo* (Olivier, 1791).- Decheniana-Beihefte 35: 17-24.
- KURECK, A. & R. J. FONTES (1996):
The life cycle and emergence of *Ephoron virgo*, a large potamal mayfly that has returned to the River Rhine.- Arch. Hydrobiol. Suppl. (Large Rivers 10) 113 (1-4): 319-323.
- LANDA, V. (1968):
Developmental cycles of central european Ephemeroptera and their interrelations.- Acta entomologica bohemoslov. 65: 276-284.
- MARTEN, M. (1986):
Drei für Deutschland neue und weitere, selten gefundene Eintagsfliegen aus der Fulda.- Spixiana (München) 9: 169-173.
- NEUMANN, D. (1995):
Physiologische Uhren von Insekten. Zur Ökophysiologie lunarperiodisch kontrollierter Fortpflanzungszeiten.- Naturwissenschaften 82: 310-320.
- PUTHZ, V. (1984):
Rote Liste der Eintagsfliegen (Ephemeroptera).- in: Blab, J.; Nowak, E.; Trautmann, W.; Sukopp, H. (ed.): Naturschutz Aktuell Nr. 1, Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. 4. Auflage Greven.
- SCHÄFFER, J. C. (1757):
Das fliegende Uferaaß oder der Haft, wegen desselben am 11ten Augustmon. an der Donau, und sonderlich auf der steinernen Brücke, zu Regensburg ausserordentlich häufigen Erscheinung und Fluges.- Gedruckt bei Gebrüder Zunkel, Regensburg
- SCHLEUTER, A.; M. SCHLEUTER & T. TITTIZER (1989):
Beitrag zur Autökologie von *Ephoron virgo* (Olivier) (Ephemeroptera, Polymitarcidae).- Spixiana 12 (2): 135-144.
- SCHÖLL, F. (1998):
Bemerkenswerte Makrozoobenthosfunde in der Elbe: Erstnachweis von *Corbicula fluminea* (O.F. Müller 1774) bei Krümmel sowie Massenvorkommen von *Oligoneuriella rhenana* (Imhoff 1852) in der Oberelbe.- Lauterbornia 33: 23-23.
- SCHÖLL, F.; C. BECKER & T. TITTIZER (1995):
Das Makrozoobenthos des schiffbaren Rheins von Basel bis Emmerich 1986-1995.- Lauterbornia 21: 115-137.
- SVENSSON, B. (1977):
Life cycle, energy fluctuations and sexual differentiation in *Ephemera danica* (Ephemeroptera), a stream-living mayfly.- Oikos 29: 78-86.
- SWAMMERDAM, J. J. (1675):
Ephemerita vita, of afbeeldingh van 's menschen leven, ver-toont in de wonderbaarelycke historie van het vliegent ende een-daghevent Haft of Oever-aas etc. Amsterdam.

TITTIZER, T. & F. KREBS (Hrsg.) (1996):
Ökosystemforschung: Der Rhein und seine Auen - Eine Bilanz.- Springer, Berlin: 468.

TITTIZER, T.; F. SCHÖLL & M. DOMMERMUTH (1994):
The development of the macrozoobenthos in the River Rhine in Germany during the 20th century.- Wat. Sci. Tech. 29: 21-28.

WATANABE, N. C. & S. TAKAO (1991):
Effect of a low temperature period on the egg hatching of the Japanese burrowing mayfly, *Ephoron shigae*.- in: Alba-Tercedor, J.; Sanchez Ortega, A. (ed.): Overview and Strategies of Ephemeroptera and Plecoptera. (588pp.) Sandhill Crane Press Florida: 439-445.

WHELAN, K. F. (1980):
Some aspects of the biology of *Ephemera danica* Müll (Ephemeridae: Ephemeroptera) in Irish waters.- in: Flan-

nagan, J. F.; Marshall, K. E. (ed.): Advances in Ephemeroptera Biology. Proceedings of the 3. Internat. Conference on Ephemeroptera, Winnipeg July 4-19, 1979 Plenum Pr. New York: 187-199.

ZWICK, P. (1996):
Variable egg development of *Dinocras spp.* (Plecoptera, Perlidae) and the stonefly seed bank theory.- Freshwater Biology 35: 81-100.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Armin Kureck
Zoologisches Institut der
Universität zu Köln
Allgemeine Ökologie und Limnologie
Weyertal 119
D-50923 Köln

- EDMUNDS, G. F. Jr.; L.T. NIELSEN & J. R. LARSEN (1956):
The life history of *Ephoron album* (Say) (Ephemeroptera: Polymitarcidae).- The Wasmann Journal of Biology 14: 145-153.
- FONTES, R. J. (1994):
Zum Lebenszyklus und zur Ökologie von *Ephoron virgo* Ol. (Ephemeroptera, Polymitarcidae).- Diplomarbeit, Fachbereich Biologie, Univ. Köln: 1-88.
- FRIEDRICH, G. (1990):
Das Plankton des Rheins als Indikator.- in: Kinzelbach, R. & Friedrich, G. (ed.): Biologie des Rheins (Limnologie aktuell Bd.1) G. Fischer Verlag Stuttgart: 181-188.
- FRUTIGER, A. (1996):
Embryogenesis of *Dinocras cephalotes*, *Perla grandis* and *P. marginata* (Plecoptera: Perlidae) in different temperature regimes.- Freshwater Biology 36: 497-508.
- GREVE, G. D.; H. G. van der GEEST, S. C. STUIJF-ZAND, A. KURECK & M. H. S. KRAAK (1999):
Development and validation of an ecotoxicity tests using field collected eggs of the riverine mayfly *Ephoron virgo*. - Proceedings of the section Experimental and Applied Entomology of the Netherlands Entomological Society (N.E.V.) - (in press).
- HARTLAND-ROWE, R. (1955):
Lunar rhythm in the emergence of an ephemeropteran.- Nature 176: 657.
- HEINEN, W. (1995):
Ernährung und Entwicklung der Larve von *Ephoron virgo* Ol. (Ephemeroptera, Polymitarcidae) im Vergleich zu anderen grabenden Eintagsfliegenlarven.- Diplomarbeit, Fachbereich Biologie, Univ. Köln: 57 pp.
- IBANEZ, C.; R. ESCOSA, I. MUNOZ & N. PRAT (1991):
Life cycle and production of *Ephoron virgo* (Ephemeroptera: Polymitarcidae) in the lower River Ebro (NE Spain).- in: Alba-Tercedor J.; Sanchez Ortega, A. (ed.): Overview and Strategies of Ephemeroptera and Plecoptera. Sandhill Crane Press Florida: 483-492
- IDE, F.P. (1935):
Life history notes on *Ephoron*, *Potamanthus*, *Leptophlebia* and *Blasturus* with descriptions (Ephemeroptera).- Can. Entomol. 67 (6): 113-125.
- ILLIES, J. (1968):
Ephemeroptera (Eintagsfliegen).- Handbuch der Zoologie 4(2) (2/5): 1-63.
- JANSEN, W.; B. KAPPUS & J. BÖHMER (1997):
Massenvorkommen von Larven der Eintagsfliege *Oligoneuriella rhenana* (IMHOFF 1852) in der Nagold (Baden-Württemberg).- Lauterbornia 31: 109-115.
- JOLY, M.N. (1876):
On the embryogeny of the Ephemerae, especially that of *Palingenia virgo*, Oliv.- Ann. Mag. Nat. Hist. Series 4 17: 481-484.
- KINZELBACH, R. (1995):
Neozoans in European waters - Exemplifying the world-wide process of invasion and species mixing.- Experientia 51: 526-538.
- KURECK, A. (1996):
Eintagsfliegen am Rhein: Zur Biologie von *Ephoron virgo* (Olivier, 1791).- Decheniana-Beihefte 35: 17-24.
- KURECK, A. & R. J. FONTES (1996):
The life cycle and emergence of *Ephoron virgo*, a large potamal mayfly that has returned to the River Rhine.- Arch. Hydrobiol. Suppl. (Large Rivers 10) 113 (1-4): 319-323.
- LANDA, V. (1968):
Developmental cycles of central european Ephemeroptera and their interrelations.- Acta entomologica boemoslov. 65: 276-284.
- MARTEN, M. (1986):
Drei für Deutschland neue und weitere, selten gefundene Eintagsfliegen aus der Fulda.- Spixiana (München) 9: 169-173.
- NEUMANN, D. (1995):
Physiologische Uhren von Insekten. Zur Ökophysiologie lunarperiodisch kontrollierter Fortpflanzungszeiten.- Naturwissenschaften 82: 310-320.
- PUTHZ, V. (1984):
Rote Liste der Eintagsfliegen (Ephemeroptera).- in: Blab, J.; Nowak, E.; Trautmann, W.; Sukopp, H. (ed.): Naturschutz Aktuell Nr. 1, Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. 4. Auflage Greven.
- SCHÄFFER, J. C. (1757):
Das fliegende Uferas oder der Haft, wegen desselben am 11ten Augustmon. an der Donau, und sonderlich auf der steinernen Brücke, zu Regensburg, ausserordentlich häufigen Erscheinung und Fluges.- Gedruckt bei Gebrüder Zunkel, Regensburg
- SCHLEUTER, A.; M. SCHLEUTER & T. TITTIZER (1989):
Beitrag zur Autökologie von *Ephoron virgo* (Olivier) (Ephemeroptera, Polymitarcidae).- Spixiana 12 (2): 135-144.
- SCHÖLL, F. (1998):
Bemerkenswerte Makrozoobenthosfunde in der Elbe: Erstnachweis von *Corbicula fluminea* (O.F. Müller 1774) bei Krümmel sowie Massenvorkommen von *Oligoneuriella rhenana* (Imhoff 1852) in der Oberelbe.- Lauterbornia 33: 23-23.
- SCHÖLL, F.; C. BECKER & T. TITTIZER (1995):
Das Makrozoobenthos des schiffbaren Rheins von Basel bis Emmerich 1986-1995.- Lauterbornia 21: 115-137.
- SVENSSON, B. (1977):
Life cycle, energy fluctuations and sexual differentiation in *Ephemera danica* (Ephemeroptera), a stream-living mayfly.- Oikos 29: 78-86.
- SWAMMERDAM, J. J. (1675):
Ephemeri vita, of afbeeldingh van's menschen leven, ver-toont in de wonderbaarelycke historie van het vliegent ende een-daghevent Haft of Oever-aas etc. Amsterdam.

TITTIZER, T. & F. KREBS (Hrsg.) (1996):
Ökosystemforschung: Der Rhein und seine Auen - Eine Bilanz.- Springer, Berlin: 468.

TITTIZER, T.; F. SCHÖLL & M. DOMMERMUTH (1994):
The development of the macrozoobenthos in the River Rhine in Germany during the 20th century.- Wat. Sci. Tech. 29: 21-28.

WATANABE, N. C. & S. TAKAO (1991):
Effect of a low temperature period on the egg hatching of the Japanese burrowing mayfly, *Ephoron shigae*.- in: Alba-Tercedor, J.; Sanchez Ortega, A. (ed.): Overview and Strategies of Ephemeroptera and Plecoptera. (588pp.) Sandhill Crane Press Florida: 439-445.

WHELAN, K. F. (1980):
Some aspects of the biology of *Ephemera danica* Müll (Ephemeridae: Ephemeroptera) in Irish waters.- in: Flan-

nagan, J. F.; Marshall, K. E. (ed.): Advances in Ephemeroptera Biology. Proceedings of the 3. Internat. Conference on Ephemeroptera, Winnipeg July 4-19, 1979 Plenum Pr. New York: 187-199.

ZWICK, P. (1996):
Variable egg development of *Dinocras* spp. (Plecoptera, Perlidae) and the stonefly seed bank theory.- Freshwater Biology 35: 81-100.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Armin Kureck
Zoologisches Institut der
Universität zu Köln
Allgemeine Ökologie und Limnologie
Weyertal 119
D-50923 Köln

Das hyporheische Interstitial in der Mittelgebirgsregion und limitierende Bedingungen für den Reproduktionserfolg von Salmoniden (Lachs und Meerforelle)

Detlev INGENDAHL

Situation von Lachs und Meerforelle im Gebiet des Niederrheins

Die großen Salmoniden Lachs (*Salmo salar*) und Meerforelle (*Salmo trutta*) galten seit den fünfziger Jahren im Rhein als ausgestorben (BÖVING 1980). In der Sieg, einem rechtsseitigen Zufluss des Rheins zwischen Bonn und Köln, wurde der letzte Lachs im gleichen Zeitraum gefangen (WEEG 1959, zit. in STEINBERG et al. 1991). Bereits 1932 war die berufliche Lachsfischerei in den Niederlanden eingestellt worden (LELEK & BUHSE 1992). Nach Angaben dieser Autoren konnte der Niedergang der Rheinlachspopulation trotz eines Jahresbesatzes von 4-6 Mill. Dottersackbrütlingen im Oberrhein zu Beginn des Jahrhunderts nicht dauerhaft aufgehoben werden.

Zu Beginn der achtziger Jahre kam es jedoch wieder zum Fang einzelner "Lachse" am Niederrhein. OLBRICH (1984) konnte 15 dieser Fische in Augenschein nehmen, von denen er acht Individuen eindeutig als Meerforellen (*Salmo trutta*) bestimmte. Auch bei den übrigen Fischen stellte er kaum Merkmale fest, die auf den Lachs (*Salmo salar*) hätten schließen lassen können. In der Sieg wurden 1983 erstmalig wieder laichende Meerforellen am untersten Wehr in Siegburg-Buisdorf beobachtet (STEINBERG & LUBIENIECKI 1991). Die Landesanstalt für Fischerei (NRW) startete daraufhin ein Artenschutzprogramm für die Meerforelle, das den Fang laichreifer Tiere, die künstliche Erbrütung von Eiern und das Aussetzen der Jungfische in Zuflüssen des Rheins beinhaltete.

Nach dem Rheinunfall bei Basel 1986 (Sandoz-Brand) wurde das von den Ministern der Rheinanliegerstaaten beschlossene Programm (Lachs 2000) zur Wiedereinbürgerung ehemals vorhandener Langdistanzwanderfische mit dem in Nordrhein-Westfalen begonnenen Ansiedlungsversuch des Lachses zusammengefasst (SCHMIDT 1991). Seit 1988 werden in Zuflüssen der Sieg (Agger und Bröl), sowie in der Sieg selbst, Junglachse verschiedener Altersstufen ausgesetzt. Fünf Wehre in der Sieg und ein weiteres Wehr in der Agger wurden in den letzten Jahren mit rauen Rampen ausgerüstet, so dass die adulten Salmoniden wieder in die obere Sieg aufsteigen können. Seit 1990 werden bei Elektrofischungen und Reusenkontrollen regelmäßig

adulte Lachse gefangen. Aufgrund der fehlenden Markierung von Jungfischen kann jedoch noch nicht von "echten" Rückkehrern gesprochen werden. Die Zahl der im Siegsystem ausgesetzten Lachsbrütlinge ist vor allem seit 1993 kontinuierlich angestiegen. Dagegen stagnierte die Zahl nachgewiesener adulter Lachse zwischen 4 und 16 Individuen pro Jahr (Abb. 1).

Bereits 1993 konnten in Agger, Bröl und Sieg natürliche Laichgruben von Salmoniden ermittelt werden, in denen im Frühjahr 1994 lebende Dottersacklarven des Lachses gefunden wurden (LEHMANN et al. 1995). MARMULLA (1992) hatte im Siegsgebiet 15 ha kiesige Laichhabitats und 48 ha Jungfischhabitats mit geeigneten Strukturen kartiert. Außerdem exponierte MARMULLA (1993) Salmonideneier im Augenpunktstadium zur Überprüfung von Laichhabitats. Eine abschließende Beurteilung der Eignung dieser Habitats für die Entwicklung von Salmonideneier und das Aufwachsen der Brütlinge erfolgte jedoch nicht. In gleichzeitig durchgeführten telemetrischen Untersuchungen konnte gezeigt werden, dass der Aufstieg von Meerforellen zu Laichplätzen in kleineren Zuflüssen oftmals durch Wehre ohne Fischpass unterbunden wurde (INGENDAHL & MARMULLA 1996).

Mögliche Ursachen für den Rückgang des Lachses

Der Rückgang des Lachsbestandes setzte bereits zu Beginn des 19. Jahrhunderts ein. Nach BRENNER & STEINBERG (1986) zählten die zunehmende Gewässerverschmutzung und der Gewässerausbau zu den Ursachen. LELEK & BUHSE (1992) machten die Nutzung kleinerer Laichgewässer bei der Holzbeförderung für den Rückgang verantwortlich. Der Lachs ist schließlich auch in anderen mitteleuropäischen Fließgewässern, wie Elbe, Weser und Ems ausgestorben. Nur im Allier, dem Nebenfluss der Loire hat sich eine kleine Restpopulation halten können. Die Ursachen für diesen großräumigen Rückgang konnten wissenschaftlich nicht geklärt werden. Mit dem Erscheinen der Meerforelle und dem Einsetzen von Lachsbrütlingen ergab sich wieder die Gelegenheit, fischökologische Untersuchungen durchzuführen und die Engpässe (bottle-necks,

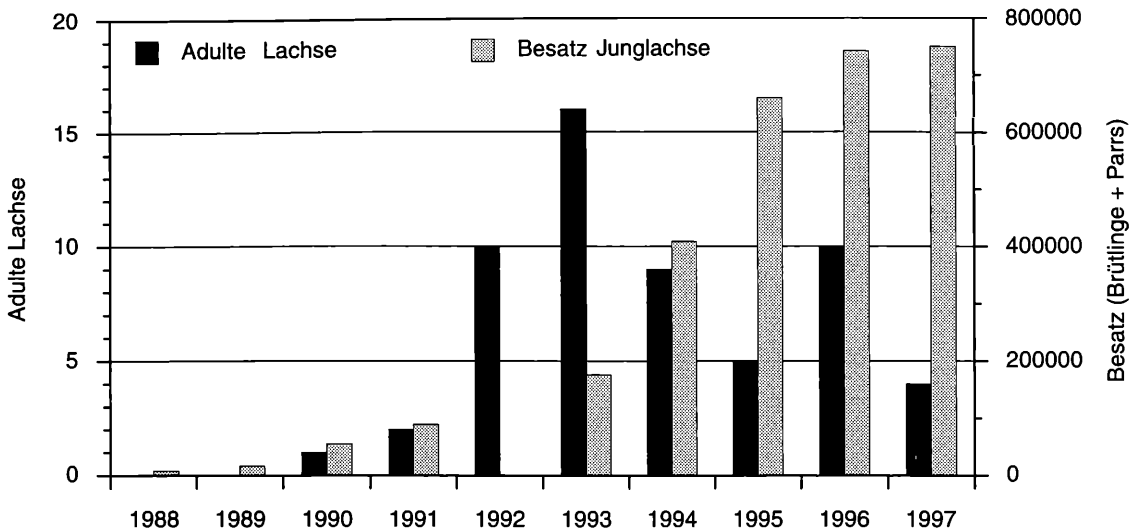


Abbildung 1

Anzahl der in die Sieg und ihre Zuflüsse ausgesetzten Junglachse, sowie Anzahl der gefangenen adulten Lachse
(Quelle: SCHMIDT 1996, IKSR 1996).

HALL & FIELD-DODGSON 1981) im Lebenszyklus dieser Arten zu identifizieren.

Der Schutz der natürlichen Laichgründe wurde schon früh als Grundlage für den Erhalt der Rheinlachsbestände gefordert (EHRENBAUM 1895, zit. in LELEK & BUHSE 1992). Die Qualität von Laichhabitaten und ihre Beeinträchtigung durch Feinseimente aus Holzeinschlag und intensiver Landnutzung wurde bereits ausführlich für die pazifischen Lachsarten diskutiert (CHAPMAN 1988). Methoden zur Revitalisierung solcher Laichplätze wurden im pazifischen Nordwesten der USA erprobt (HALL & FIELD-DODGSON 1981). Der Zustand der Laichplätze in europäischen Salmonidengewässern ist in England (TURNPENNY & WILLIAMS 1980), in Norddeutschland (HARTMANN 1988) und in Südwestfrankreich (INGENDAHL et al. 1995) intensiver untersucht worden. SCHMIDT (1991) wies auf die Bedeutung der Verhältnisse im Interstitial für die Reproduktion der Salmoniden im Rahmen einer erfolgreichen Wiedereinbürgerung hin.

Im folgenden sollen Ergebnisse aktueller Untersuchungen zur Laichplatzsuche von Salmoniden und zu den Bedingungen im Interstitial ausgewählter Laichgruben vorgestellt werden. Die Auswirkungen des Gewässerverbaus in Zuflüssen der Sieg auf die Wanderbewegungen von zwei Meerforellen werden beispielhaft aufgezeigt.

Anschließend sollen die Interstitialbedingungen in zwei natürlichen Laichgruben von Meerforellen, sowie das Überleben von künstlich an Laichplätzen exponierten Salmonideneiern dargestellt werden. Die sich aus diesen Untersuchungen ableitbaren Erkenntnisse sollen im Hinblick auf die kürzlich beschlossene Fortsetzung des Programms zur Wie-

dereinbürgerung des Lachses in Nordrhein-Westfalen (MURL 1998) diskutiert werden.

Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen wurden in Agger und Bröl, zwei Zuflüssen der Sieg, durchgeführt. Die Sieg fließt in westlicher Richtung nach 153 Flusskilometern kurz unterhalb von Bonn in den Rhein. Das Einzugsgebiet hat eine Größe von 2861 km² und liegt im Mittelsieg-Bergland. Im Bereich des Zuflusses der Bröl öffnet sich das Siegtal zu einer überschwemmten Talau, der Sieg-Aggerniederung. Das Einzugsgebiet weist flachgründige Böden mit wasserundurchlässigem Gesteinsuntergrund auf. Das Mittelsiegtal hat einen Jahresniederschlag von 950 mm, der nach Norden zum Bergischen Land, dem Quellgebiet von Agger und Bröl, weiter zunimmt. Die Sieg und ihre Zuflüsse zeigen eine enge Kopplung zwischen Niederschlägen und den oft starken Abflussspitzen. Es herrscht ein ozeanisches Wasserregime mit niedrigen Abflüssen während Sommer und Herbst und hohen Abflüssen in Winter und Frühjahr.

Die Bröl entspringt im Bergischen Land in etwa 300 m über NN und erreicht nach 40 km Lauflänge als rechtsseitiger Zufluss die Sieg. Der Hauptarm der Bröl ist auf den unteren 14 km naturnah ausgebaut. Alle untersuchten Laichplätze lagen innerhalb dieser Strecke. Die Agger entspringt bei 450 m über NN im Oberbergischen Land und erreicht nach 69 km die Sieg. Die Durchgängigkeit der Agger ist durch zahlreiche Wehre und Abstürze unterbrochen. Durch den Bau einer rauen Rampe am untersten Aggerwehr bei Troisdorf ist die untere Agger bis zu den Zuflüssen Sülz und Naafbach für die aus der

Sieg aufsteigenden Salmoniden durchgängig geworden.

Telemetrische Erfassung der Laichwanderungen von Meerforellen in der Agger

Im Rahmen der Untersuchungen zur Wiedereinbürgerung des Lachses in Nordrhein- Westfalen wurden von 1993 bis 1995 Großsalmoniden am untersten Aggerwehr gefangen und mit einem Telemetriesender (Lotek Engineering, Sendefrequenzen von 150 MHz) markiert. Die Fische wurden im Anschluss an die Markierung im Oberwasser des Wehres freigelassen. Die Ortung der Fische erfolgte mit tragbaren Telemetrieempfängern. Zusätzlich zum mobilen Gerät wurden zwei Empfangsstationen im Dauerbetrieb am Pegel Lohmar (Agger Kilometer 5.5), sowie an der Mündung des Naafbaches eingesetzt (Agger Kilometer 9.9).

Am 21.10.1995 wurde ein Meerforellenweibchen am Fischaufstieg des Aggerwehrs gefangen und mit einem Sender markiert. Der Fisch begann eine Aufwanderung über eine Fließstrecke von 4 Kilometern (Abb. 2). Bei niedrigen Abflüssen der Agger verweilte der Fisch 10 Tage in diesem Flussabschnitt, wobei er eine kurze Aufwanderung von 2 Kilometern unternahm, von der er an den alten Standort zurückkehrte. Die folgende Aufwanderung führte das Weibchen wenige Tage später von der Agger in den Naafbach, wo nach zwei Kilometern eine Teichanlage mit zugehörigem Wehr ohne Fischpass den weiteren Aufstieg des Fisches unterbrach.

In den folgenden 50 Tagen hielt sich das Weibchen ununterbrochen im Flussabschnitt unterhalb des

Wehres auf, ohne den Naafbach auf der Suche geeigneter Laichplätze zu verlassen (keine Signalerfassung an der Empfangsstation im Bereich der Naafbachmündung). Am 10. November wurden unterhalb des Wehres zwei Laichgruben entdeckt. Das Abblachen des markierten Weibchens konnte nicht direkt beobachtet werden. Bei einem Hochwasser am 23.12.1995 erfolgte die Abwanderung der Meerforelle aus dem Naafbach zurück in die Agger.

Am 2. November 1995 wurde ein Meerforellennännchen am Aggerwehr markiert (KL 74 cm, nähere Angaben bei INGENDAHL & MARMULLA 1996). Der Fisch wurde zwei Tage in der Nähe der Aussatzstelle geortet und begann anschließend eine Aufwanderung der Agger bis zur Einmündung der Sülz (Abb. 3). Wenige Tage später konnte das Männchen in der Sülz unterhalb eines Wehres lokalisiert werden. Der Fisch war in den Untergraben einer nicht mehr in Betrieb befindlichen Turbinenanlage eingewandert. In diesem Untergraben blieb der Fisch 14 Tage und konnte direkt, in der nur langsamen Strömung stehend beobachtet werden. Nach einem moderaten Anstieg des Abflusses verließ der Fisch den Untergraben und hielt sich in der Folgezeit hauptsächlich in der Ausleitungsstrecke unterhalb des Wehres auf.

Am 29. November wurde der Fisch mit zwei kleineren Forellen (ca. 45-50 cm) beim Laichgeschäft unterhalb des Wehres beobachtet. Einer der kleineren Fische (das Weibchen) legte sich von Zeit zu Zeit auf die Seite und schlug mit dem Körperende den Kies auf. Das mit Sender markierte große Männchen blieb an der Seite des Weibchens, und verdrängte den zweiten sich immer wieder annä-

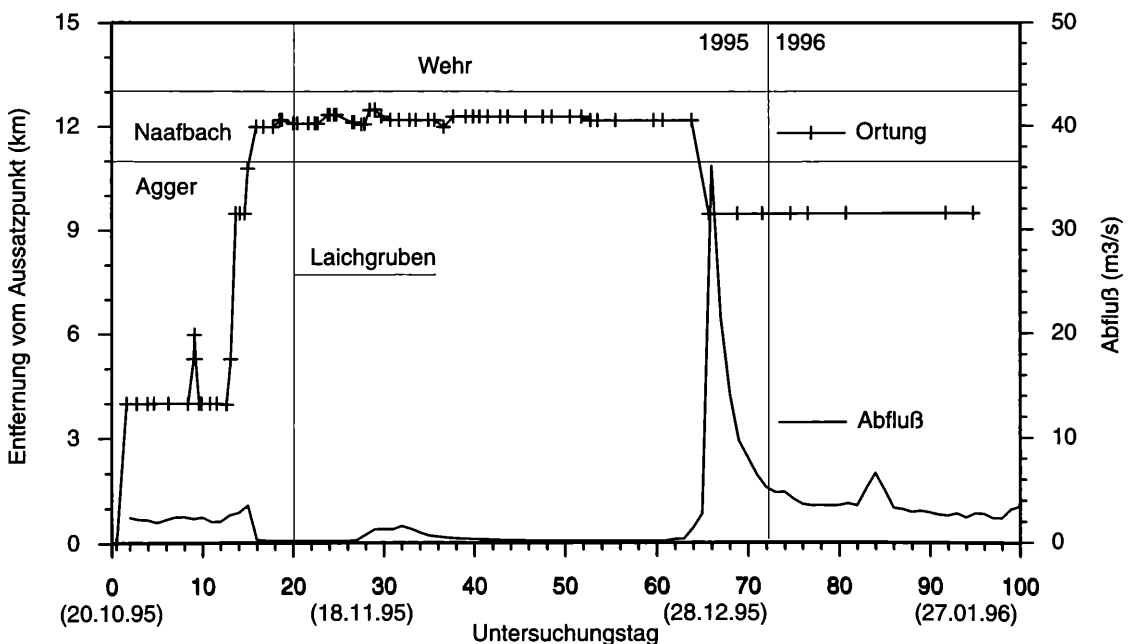


Abbildung 2

Laichwanderung eines Meerforellenweibchens in Agger und Naafbach. Der Abfluss des Naafbaches im Untersuchungszeitraum ist aufgetragen.

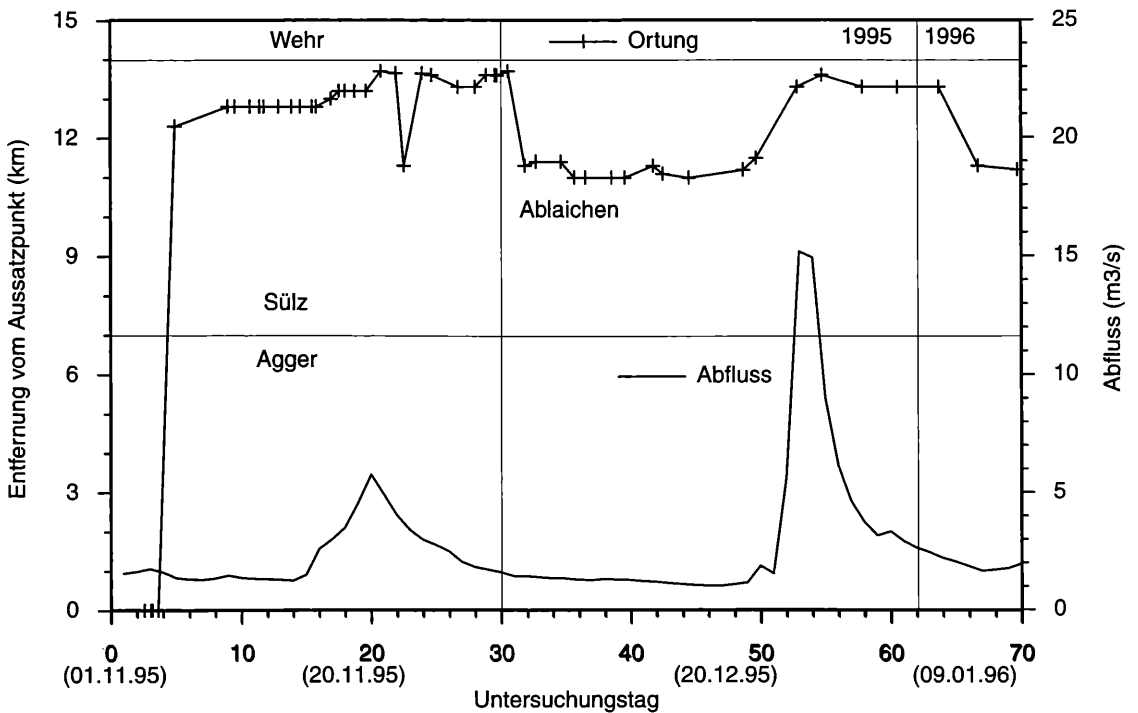


Abbildung 3

Laichwanderung eines Meerforellenmännchens in Agger und Sülz. Der Abfluss der Sülz im Untersuchungszeitraum ist aufgetragen.

hernden Fisch (ein Männchen) von der Laichgrube. Am folgenden Tag wurde das Weibchen allein am Laichplatz gesichtet, wo es mit schlagenden Bewegungen die Grube zudeckte. Das Männchen hielt sich kurz unterhalb des Wehres (ohne Fischeaufstieg) in einem Bereich auf, in dem sich zwei weitere Laichgruben befanden.

Am 1. Dezember war der mit Sender markierte Fisch zwei Kilometer abgewandert (Abb. 3), wo er drei Wochen in einem eng umgrenzten Flussabschnitt geortet wurde. Mit erneuten Niederschlägen und einer deutlichen Steigerung des Abflusses stieg das Männchen nochmals zum Wehr auf, ohne dieses trotz hohen Wasserstandes überwinden zu können. Im Januar begann die Forelle schließlich eine Abwanderung aus dem Wehrbereich.

Lokalisierung der Laichplätze in der Pool-Riffle Abfolge von Fließgewässern

Der bevorzugte Platz für die Anlage von Laichgruben liegt nach Literaturangaben (MILLS 1989) am Ende vom Pool im Übergang zum Riffle. Beide in der telemetrischen Untersuchung entdeckten Laichgruben entsprachen diesem Schema (Beispiel Naabach, Abb. 4). Durch das Gefälle des Riffles kommt es zu einer Erhöhung der Fließgeschwindigkeiten und die erhöhte Wasserspiegellage am Riffle-Anfang begünstigt das Eindringen des Oberflächenwassers in das Interstitial. Die Form der Laichgruben mit einer stromaufwärts gelegenen Vertiefung und dem sich anschließenden Hügel soll dieses

"downwelling" zusätzlich begünstigen und somit die abgelegten Eier mit sauerstoffreichem Wasser versorgen. In der Regel werden diese Unterschiede der Sedimentoberfläche mit dem ersten Hochwasser wieder eingeebnet.

Das "downwelling" kann durch die Messung von Temperaturunterschieden zwischen fließender Welle und Interstitial nachgewiesen werden. Die Tagesamplitude der Wassertemperatur (ca. 2 Grad, Sommersituation) setzt sich im Interstitial mit einer zeitlichen Verzögerung und einer reduzierten Amplitude fort (Abb. 5). Flussabschnitte ohne "downwelling", bzw. mit einem "upwelling" (Exfiltration von Interstitialwasser in die fließende Welle) zeigen keinen (von der fließenden Welle geprägten) Tagesgang der Wassertemperatur im Interstitial.

Zusammensetzung des Interstitialwassers

An mehreren Laichplätzen von Lachsen und Meerforellen wurde in der Bröl die Zusammensetzung des Interstitialwassers im Jahresverlauf gemessen. Dazu wurden flexible Gummischläuche mit einem Saugkorb an der Spitze in vier verschiedene Tiefen (10, 20, 30 und 40 cm) in das Sediment eingegraben. Das rückwärtige Ende der Schläuche lag der Sedimentoberfläche auf und war mit einem Stopfen verschlossen. Mit einer aufgesetzten Plastikspritze konnte Interstitialwasser für die Messung von Sauerstoff, Leitfähigkeit und pH-Wert angesaugt werden (die ersten 60 ml wurden als Schlauchtotvolumen verworfen).

Abbildung 4

Laichplatz Naafbach, Lage der Laichgrube in einer Pool-Riffle-Sequenz (Höhendifferenzen ca. 12-fach überhöht).

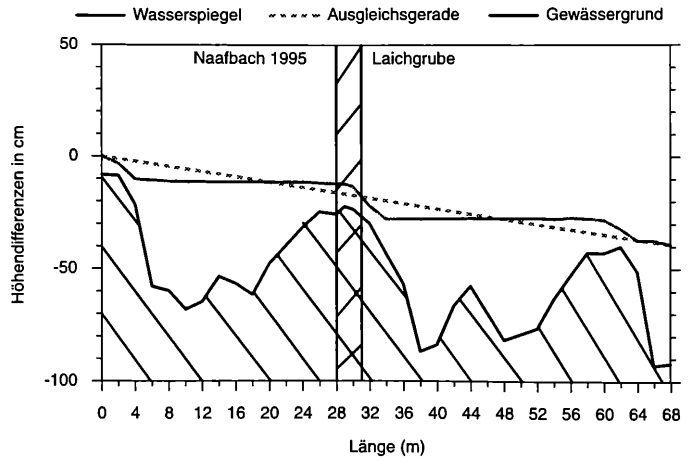
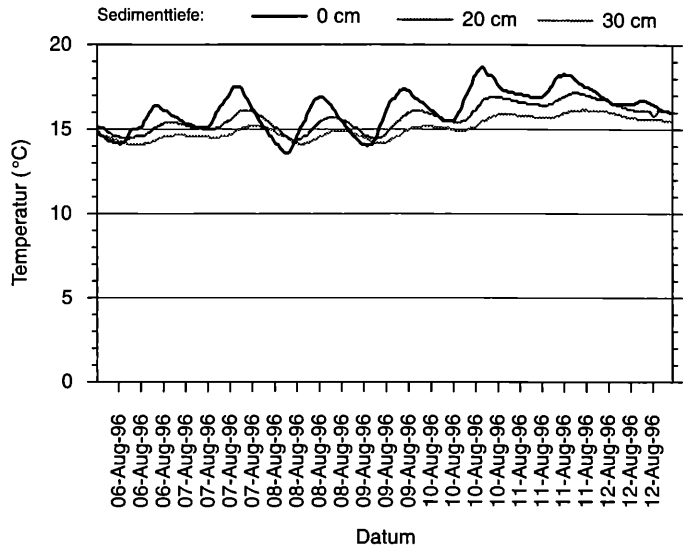


Abbildung 5

Tagesamplituden der Wassertemperatur in der fließenden Welle und im Interstitial eines ehemaligen Lachslaichplatzes der Bröl (Sommersituation).



Die Sauerstoffkonzentration im Interstitial eines ehemaligen Lachslaichplatzes der Bröl für den Zeitraum von Juli 1995 bis April 1997 zeigt Abb. 6. Bereits in 10 cm Sedimenttiefe lag der Sauerstoffgehalt im Sommer 1995 bei 1 mg/l. Im Laufe des Winters 1995/96 kam es zu einem Anstieg in 10 und 20 cm Tiefe auf 4 mg/l. Dieser Anstieg hing mit steigenden Sauerstoffwerten in der fließenden Welle und höheren Abflüssen der Bröl zusammen. Im Frühjahr und Sommer 1996 gingen die Werte wieder auf etwa 1 mg/l zurück. Auch im folgenden Winterhalbjahr stiegen die Werte nicht über 4 mg/l an. Niedrige Sauerstoffkonzentrationen konnten ebenfalls im Interstitial weiterer ehemaliger Laichplätze der Bröl gemessen werden.

Der Jahresgang der Nitratkonzentrationen am gleichen Standort war stärker ausgeprägt. Im Sommer 1995 lagen diese in 10 und 20 cm Tiefe unter 1 mg/l, während in 30 und 40 cm kein Nitrat nachweisbar war (Abb. 7). Im Herbst 1995 stieg die Nitratkonzentration stetig, selbst in 30 cm und 40 cm Tiefe, an. Im Januar 1996 lag die Konzentration in 10 und 20 cm sogar über den in der fließenden Welle gemessenen Werten. Im Sommer 1996 gingen die

Nitratwerte wieder auf unter 1 mg/l in 10 und 20 cm zurück. In 30 und 40 cm lagen die Nitratgehalte kurzzeitig bei 0.1 mg/l, bevor zum Winter 1996 ein Wiederanstieg verzeichnet wurde. Der ausgeprägte Jahresgang der Nitratkonzentration im Interstitial lässt sich vermutlich mit der im Winter dominierenden Nitrifikation in oberflächennahen Sedimentschichten erklären, die im Sommer von einer effizienteren Denitrifikation in tieferen Schichten überlagert wird.

Veränderung der Interstitialbedingungen im Laufe der Salmoniden-Eientwicklung

Die Laichaktivität der Salmoniden führt zu einer Reinigung des Kiesbettes. Die von dem Weibchen aufgewirbelten Feinsedimente werden von der Strömung weggespült und die in die Gruben abgelegten Eier mit einem sauberen Kiesgemisch bedeckt. Dies ließ sich bei der Messung von Interstitialwasserproben aus natürlichen Laichgruben bestätigen. Die Schlauchsonden wurden mit einem Schlagrohr in zwei verschiedene Tiefen (10 und 20 cm) in den Bereich der Laichgruben eingeschlagen, in dem die abgelegten Eier vermutet wurden.

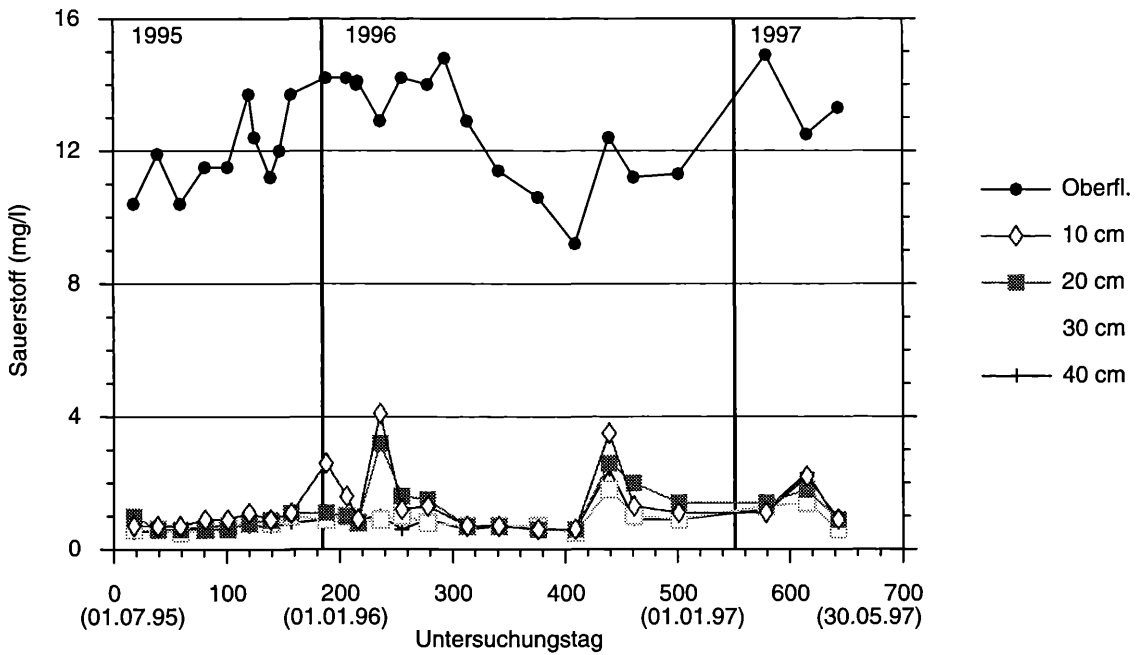


Abbildung 6

Sauerstoffkonzentrationen in der fließenden Welle und im Interstitial eines ehemaligen Lachslaichplatzes der Bröl.

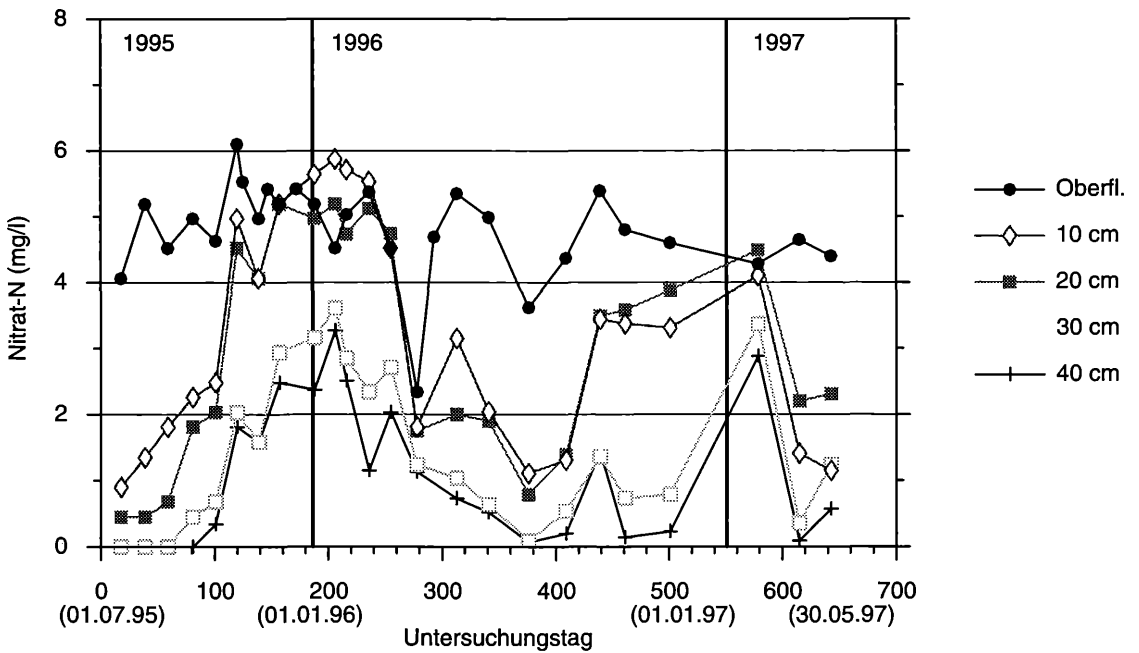


Abbildung 7

Nitratkonzentrationen in der fließenden Welle und im Interstitial eines ehemaligen Lachslaichplatzes der Bröl.

In den untersuchten Laichgruben, aber auch an Probenstellen mit künstlich in Boxen exponierten Salmonideiern wurden zu Beginn der Eientwicklung Sauerstoffkonzentrationen gemessen, die im Bereich der Werte der fließenden Welle lagen (Abb. 8+9). Erst im weiteren Entwicklungsverlauf nahmen die Sauerstoffkonzentrationen im Interstitial ab. Das erste Hochwasserereignis schien dabei eine

Schlüsselrolle zu spielen. Äußerlich wurde die Sedimentoberfläche eingeebnet und Sedimentanteile in den gereinigten Kies eingespült. Eine Zunahme des Trübstoffgehaltes in 10 cm Tiefe wurde an beiden Laichgruben beobachtet. Die Sauerstoffkonzentrationen lagen in der Laichgrube Bröl-Eckes 1 in 10 und meist auch in 20 cm deutlich über 5 mg/l. An der Laichgrube Bröl-Eckes 2 lagen die Werte

dagegen schon im Februar unter 5 mg/l und sanken nach einem kurzen Anstieg im weiteren Verlauf der Eientwicklung unter diese kritische Grenze ab.

Gegen Ende der Ei- und Larvalentwicklung wurden die natürlichen Laichgruben mit feinmaschigen Fangnetzen, die an den Rändern ins Sediment eingegraben wurden, überspannt. Die aus den Gruben aufschwimmenden Jungsalmoniden gelangten in einen am hinteren Ende des Netzes befindlichen Fangsack und konnten bei regelmäßigen Kontrollen entnommen werden. An der Laichgrube Bröl-Eckes 1 wurden 571 Jungfische gefangen (Abb. 10), während ein Aufschwimmen an der stromabwärts im

Riffle gelegenen Laichgrube Eckes 2 unterblieben ist. Die in den Gefrierkernen aufgefundenen abgestorbenen Salmonideneier wiesen dort ein Ablai-chen von Eiern nach.

Exposition von Salmonideneiern an Laichplätzen

Neben der Kontrolle von natürlichen Laichgruben wurden frisch befruchtete Salmonideneier in Whitlock-Vibert-Boxen im Interstitial von Laichplätzen in Agger, Bröl und Nette, einem Zufluss des Rheins (Rheinland-Pfalz) exponiert. Die Überprüfung des

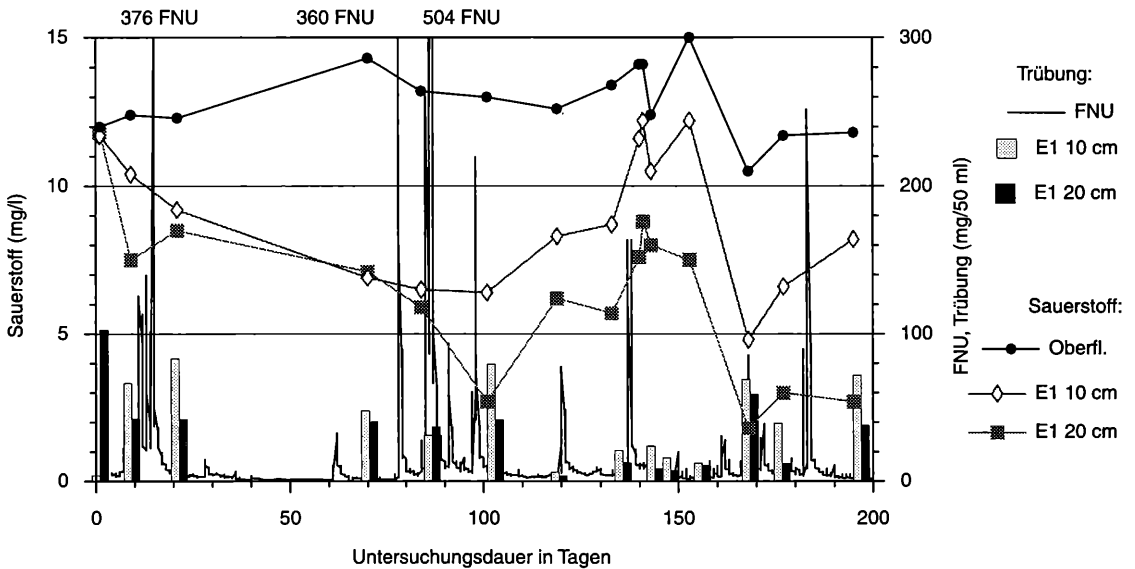


Abbildung 8

Laichplatz Bröl-Eckes 1, Sauerstoffkonzentration im Interstitial, Trübstoffe in Interstitialwasserproben und Trübung (FNU) am Pegel Bröl im Verlauf der Eientwicklung.

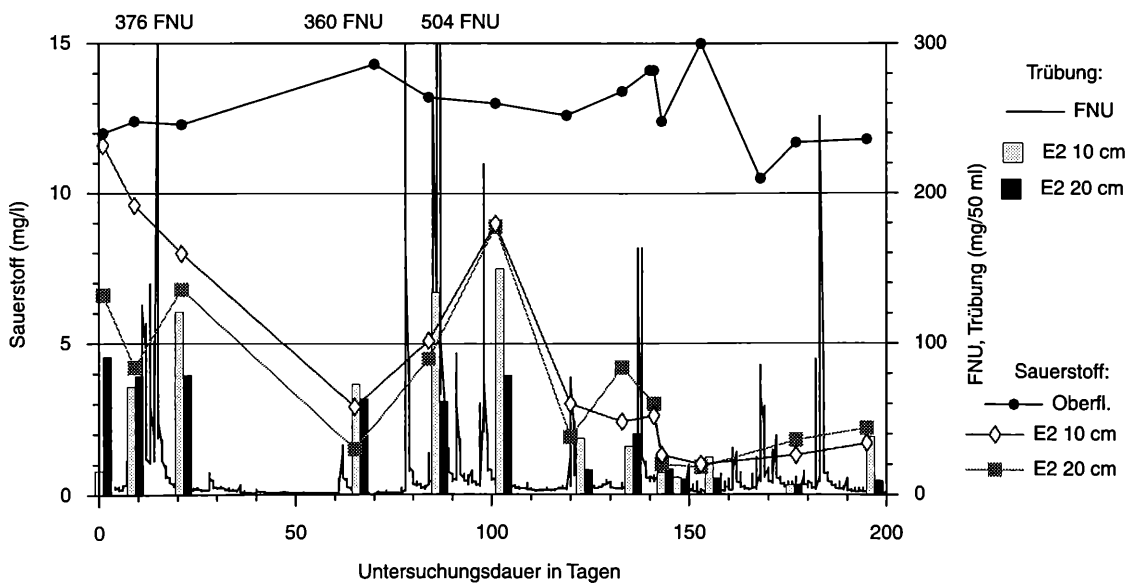


Abbildung 9

Laichplatz Bröl-Eckes 2, Sauerstoffkonzentration im Interstitial, Trübstoffe in Interstitialwasserproben und Trübung (FNU) am Pegel Bröl im Verlauf der Eientwicklung.

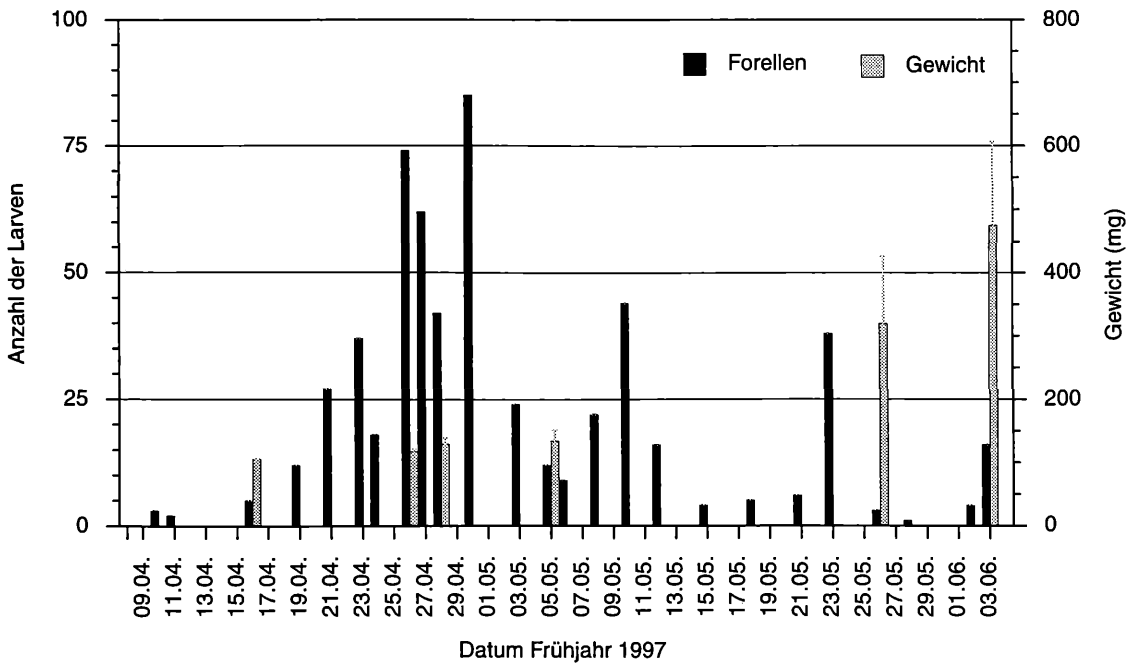


Abbildung 10

Laichplatz Bröl-Eckes 1, Anzahl der aufschwimmenden Forellen bei den Netzkontrollen. Das Gewicht der Jungfische ist für einige Kontrollen eingezeichnet.

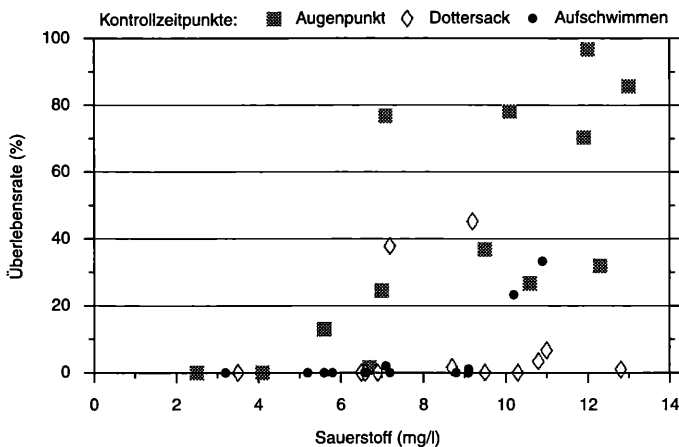


Abbildung 11

Überlebensrate der Forelleneier und Dottersacklarven zu den drei Kontrollzeitpunkten in Korrelation zur mittleren Sauerstoffkonzentration in den Eiboxen.

Entwicklungserfolges der Eier und Dottersacklarven erfolgte zu drei verschiedenen Zeitpunkten (Augenpunktstadium, Schlupf und Aufschwimmen). Durch die in die Eiboxen integrierten Schlauchsonden konnten über den gesamten Zeitraum Interstitialwasserproben genommen werden und der Sauerstoffgehalt in den Boxen analysiert werden. Der Sauerstoffsituation im Interstitial kommt eine besondere Bedeutung für das Überleben der Jungsalmoniden in den Laichgruben zu (WICKETT 1954, RUBIN & GLIMSÄTER 1996). Abbildung 11 zeigt die Überlebensrate der Forelleneier in Korrelation zum durchschnittlichen Sauerstoffgehalt im Entwicklungszeitraum.

Bei einer Sauerstoffkonzentration von weniger als 7 mg/l ließ sich nur in einem Fall ein geringfügiges Überleben von Eiern feststellen. Im höheren Kon-

zentrationbereich wurden Überlebensraten der Eier im Augenpunktstadium zwischen 25 % und über 90 % ermittelt. Beim Schlupf hatte sich diese Rate bereits auf maximal 40 % reduziert. Eine niedrige Überlebensrate (1 %) wurde dabei auch für solche Stellen beobachtet, an denen die Sauerstoffwerte über 10 mg/l lagen. Zu einem nennenswerten Aufschwimmen von Jungsalmoniden kam es nur an Standorten, die bis zum Ende der Larvalentwicklung Sauerstoffwerte über 10 mg/l aufwiesen.

Schlussbewertung

Die Wanderbewegungen der Meerforellen in der Agger und ihren Zuflüssen Naafbach und Sülz geben einen Hinweis darauf, dass die trotz weitgehender Funktionslosigkeit verbliebenen Querverbau-

ungen den Aufstieg von Salmoniden (und anderen Fischarten) zu den Laichplätzen verhindern. Bemerkenswert ist die Tatsache, dass das Weibchen den Naafbach auf der Suche nach einem Laichplatz nicht mehr verlassen hat, obwohl ein weiterer Aufstieg in der Agger möglich gewesen wäre. Zwangsläufig stand diesem Fisch in der kurzen Fließstrecke bis zum Wehr nur eine beschränkte Auswahl an strukturell geeigneten Laichplätzen zur Verfügung. Im Falle des Naafbaches würde der Bau eines Fischaufstieges oder der Abbruch des Wehres eine Fließstrecke von mehr als 10 Kilometern, und damit zusätzliche Laichplätze und Jungfischhabitate für die wandernden Salmoniden öffnen.

Im Hinblick auf die Durchgängigkeit ist die Situation in der Bröl günstiger. Die aus der Sieg einwandernden Salmoniden können bis hinauf in die beiden Zuflüsse der Bröl aufsteigen. Im Laufe der vergangenen Jahre wurden natürliche Laichgruben im gesamten Längsverlauf der Bröl aufgefunden. Es hat sich beim Anlegen dieser Gruben vermutlich nicht, wie im Naafbach oder in der Sülz, um eine Art Notlaichen gehandelt. Dennoch zeigten sich große Unterschiede im Reproduktionserfolg. Der in der Laichgrube Bröl-Eckes 2 gegen Ende der Eientwicklung beobachtete Rückgang der Sauerstoffkonzentration ließ ein Überleben der abgelegten Eier nicht zu. Die Anzahl von 571 Forellen, die an der Laichgrube Bröl-Eckes 1 gefangen wurde, würde dagegen einer Überlebensrate von knapp 20 % entsprechen, wenn man die durchschnittliche Eizahl (3300) für die an der Bröl künstlich abgestreiften Meerforellenrogner zugrunde legt (Fischschutzverein Bröltal mdl. Mitteilung).

Für das Überleben von Meerforelleneiern in den Eiboxen bis zum Aufschwimmen wurde eine kritische Grenze für die durchschnittliche Sauerstoffkonzentration von 10 mg/l ermittelt. Diesen Wert für das Überleben der Eier in Boxen nannten auch RUBIN & GLIMSÄTER (1996) in ihrer Untersuchung von Meerforellen auf Gotland. Die große Streuung der Überlebensrate bei höheren Sauerstoffkonzentrationen könnte mit dem Einfluss weiterer Parameter, z.B. der Sedimentkorngrößenverteilung, dem Einstrom von Oberflächenwasser und der Strömungsgeschwindigkeit im Interstitial zusammenhängen. Diese Parameter konnten aber nicht an allen Probenstellen bestimmt werden.

Die in den drei Fließgewässern, zwei Zuflüssen der Sieg, und einem Zufluss des Rheins ermittelten Daten weisen daraufhin, dass ein zufriedenstellender Reproduktionserfolg der Meerforelle nicht erreicht wurde. Die Meerforelle stellt aber kein eigenständiges Taxon dar, sondern gilt als Teilpopulation, die mit den stationären Bachforellen eine Metapopulation bildet und im genetischen Austausch steht (LEHMANN 1998). Im Gegensatz zum Lachs verfügt die Meerforelle mit den in den Oberläufen des Siegeinzugsgebietes reproduzierenden Bachforellenpopulationen (MOLLS & NEMITZ 1998) vermutlich über eine Rekrutierungsreserve, ein Befund, der auch das schnelle Wiedererscheinen der

Meerforelle nach dem Rückgang der Rheinverschmutzung erklären würde.

Ein geringes oder gar ausbleibendes Überleben zeigten auch Versuche mit der Exposition von Lachseiern an einem ehemaligen Lachslaichplatz der Bröl (INGENDAHL & NEUMANN 1996). Die Sensitivität der Lachseier gegenüber Sauerstoffmangel dürfte mit der von Forelleneiern vergleichbar sein (RUBIN & GLIMSÄTER 1996). Damit könnte der Reproduktionserfolg von Lachsen in einigen der für die Wiedereinbürgerung ausgewählten Zuflüsse des Rheins zu einem Engpass werden.

Die Bedeutung von geeigneten Laichhabitaten für das Überleben von Lachspopulationen ist weltweit anerkannt (UPSTREAM, SALMON AND SOCIETY IN THE PACIFIC NORTH-WEST 1996). Von diesen Autoren wird ausdrücklich darauf hingewiesen, dass durch den Verlust und die Degradation von Laichhabitaten viele Wildlachspopulationen nur mit der Auffüllung ihrer Jungfischbestände aus Bruthauserbrütung stabilisiert werden konnten. Selbst die erfolgreich verlaufenden Wiedereinbürgerungsprogramme in England (Themse, MILLS 1989) und in Frankreich (Dordogne, M.I.G.A.DO unveröff. Bericht) bestätigten, dass für die steigende Anzahl rückkehrender Lachse die natürliche Laichaktivität und die aus ihr rekrutierten Jungfische von untergeordneter Bedeutung gewesen sind. Dies würde bedeuten, dass der Zeitraum, für einen Besatz mit künstlich erbrüteten Jungfischen in den Zuflüssen des Rheines länger als angenommen dauern dürfte.

Die Durchgängigkeit auch kleinerer Fließgewässer muss verbessert werden und die komplette Entfernung von Querverbauungen, wie am Allier in Frankreich geschehen (EPPEL & THIELCKE 1998), sollte dabei in Erwägung gezogen werden. Dem Zustand von Laich- und Jungfischhabitaten muss schließlich eine größere Aufmerksamkeit geschenkt werden (NEUMANN et al. 1998). Einzelmaßnahmen, wie z.B. die maschinelle Reinigung von Fließgewässersedimenten an potentiellen Laichplätzen, werden bereits von der Landesanstalt für Ökologie NRW an der Sieg erprobt (SCHMIDT 1996).

Nach den Erfahrungen aus Nordamerika ist die Verbesserung einzelner Habitatbereiche nicht ausreichend (UPSTREAM 1996). Der Wiederherstellung ökologisch funktioneller Gewässerrandstreifen in genügender Ausdehnung räumen diese Autoren eine größere Wirkung für die Schaffung von Laich- und Jungfischhabitaten ein. Die Funktion dieser "riparian zones" liegt u.a. in einer stärkeren Beschattung und einer Nachlieferung von Totholz für die Fließgewässer. An der Bröl konnte beobachtet werden, dass umgestürzte Bäume, die nicht mehr im Rahmen der Gewässerunterhaltung entfernt worden waren, zu einer stärkeren Dynamik des Gewässers beitrugen. Bei der Laufverlegung des Fließgewässers im Zuge von Hochwässern entstanden neue Pool-Riffle-Sequenzen, die für die Anlage natürlicher Laichgruben genutzt wurden.

Bei der in Nordrhein-Westfalen vorgesehenen Fortsetzung des Lachsprogramms über das Jahr 2000 hinaus (MURL 1998) sollten daher Pilotfließgewässer für solche großräumiger angelegten Rehabilitierungsprojekte ausgewählt werden. Die Engpässe im Lebenszyklus des Lachses müssen zukünftig erfasst und in ihrer Wirkung aufgelistet werden, um zu einer genaueren Beurteilung der Erfolgsaussichten der Wiedereinbürgerung des Lachses in einzelnen Zuflüssen des Rheins zu gelangen.

Zusammenfassung

Die Situation von Lachs (*Salmo salar* L.) und Meerforelle (*Salmo trutta* L.), die seit den fünfziger Jahren dieses Jahrhunderts im Rhein verschwunden waren, wurde im Niederrhein (Nordrh.-Westf.) dargestellt. Während die Meerforelle in den achtziger Jahren wieder im Niederrhein nachgewiesen werden konnte, wurde nach dem Rheinunfall 1986 in der Schweiz von den Rheinanliegerstaaten ein Programm zur Wiederansiedlung des Lachses beschlossen. Ab 1988 konnten Junglachse in steigender Anzahl in der Sieg, einem rechtsseitigen Zufluss des Rheins bei Bonn, ausgesetzt werden. Die Zahl nachgewiesener adulter Lachse in der Sieg lag in den vergangenen Jahren zwischen 4 und 16 Individuen. Die Wanderbewegungen von Meerforellen wurden in der Agger, einem Zufluss der Sieg, verfolgt. Der Aufstieg zweier mit einem Sender markierter Fische zu den Laichplätzen wurde schließlich in zwei Aggerzuflüssen durch Wehre ohne Fischaufstieg unterbunden. Die von den Fischen unterhalb der Wehre angelegten Laichgruben befanden sich am Übergang vom Pool zum Riffle, wo ein Downwelling die abgelegten Salmonideier mit sauerstoffreichem Oberflächenwasser versorgen soll. Zu Beginn der Eientwicklung im Kieslückensystem des Bachbettes konnten daher im Interstitial solcher Laichgruben hohe Sauerstoffkonzentrationen gemessen werden. Erst im weiteren Verlauf der Eientwicklung wurden nach einer Abfolge von Abflussspitzen zurückgehende Sauerstoffwerte gemessen, die an einigen Laichgruben ein erfolgreiches Aufschwimmen der Jungsalmoniden nicht mehr zuließen. Auch bei der künstlichen Exposition von Meerforellen- und Lachseiern in Boxen im Interstitial von Laichplätzen kam es bei Sauerstoffkonzentrationen unter 10 mg/l nicht mehr zum erfolgreichen Abschluss der Eientwicklung. Die eingeschränkte Durchwanderbarkeit in den Laichgewässern, sowie ein niedriger Sauerstoffgehalt des Interstitials während der Eientwicklung können vermutlich in einigen der ausgewählten Zuflüsse des Rheins zu einem Engpass für die erfolgreiche Wiederansiedlung des Lachses werden.

Summary

The populations of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and sea trout (*Salmo trutta* L.) disappeared from the River Rhine between 1950 and 1960. After 1980 the first specimens of sea trout have been captured in the Rhine and the Program for the reintroduction of

Atlantic salmon started after the Rhine accident in Switzerland in 1986. Since 1988 increasing numbers of juvenile salmon have been stocked in the Sieg, a right bank affluent of the River Rhine. However the number of adult salmon captured during the last years in the Sieg River varied between 4 and 16 individuals. The migration routes of adult sea trout were monitored by telemetry in the Agger, an affluent of the Sieg River. The upstream migration of two tagged trout was definitively interrupted at two weirs without fishways. Natural spawning redds constructed by these fish below the dams were located at the end of a pool and the beginning of a riffle, where oxygen-enriched surface water should infiltrate into the hyporheic sediments. At the beginning of egg development in the sediments high oxygen levels could be measured in the interstitial waters. After several flood peaks decreasing interstitial oxygen concentrations were monitored and at some of the natural redds no successful emergence of salmonid fry was observed. Salmonid eggs exposed artificially in eggs boxes in sediments of spawning places did not successfully complete their development at oxygen concentrations lower than 10 mg/l. In conclusion blocked migration routes in spawning rivers as well as low oxygen concentrations during salmonid egg development in interstitial waters of spawning sites could be bottle-necks for a successful reintroduction of Atlantic salmon in at least some affluents of the River Rhine.

Danksagung

Ich danke Herrn Dipl.-Biol. Marmulla für die Zusammenarbeit bei der telemetrischen Untersuchung und die Überlassung der Daten. Das Staatliche Umweltamt Köln und der Aggerverband stellten die Abflussdaten von Sülz und Naafbach zur Verfügung. Herrn Dipl.-Biol. P. Stief und Herrn Prof. Dr. D. Neumann danke ich für die Durchsicht des Manuskriptes.

Literatur

- BÖVING, H. P. (1980):
Die Fischfauna des Rheinstromes und seiner direkt angrenzenden Altwässer im Niederheingebiet. Staatsexamensarbeit, Universität Köln.
- BRENNER, T. & L. STEINBERG (1986):
Rote Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Fische (Pisces) und Rundmäuler (Cyclostomata). - In: Rote Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Pflanzen und Tiere (Hrsg.: Landesanst. f. Ökol., Landschaftsentwickl. u. Forstplan. Nordrh.-West.): 168-169; 2. Fassung, Schriftt. d. LÖLF 4.
- CHAPMAN, D. W. (1988):
Critical Review of Variables Used to Define Effects of Fines in Redds of Large Salmonids.- Transactions of the American Fisheries Society 117: 1- 21.
- EPPLE, R. & G. THIELCKE (1998):
Revolution im Wasserbau - Renaturierung an der Loire.- Natur und Landschaft 73 (11), Seite 500.

- HALL, J. D. & M. S. FIELD-DODGSON (1981):
Improvement of spawning and rearing habitat for salmon.- In: Occas.Publ.Fish.Res.Div.Minist.Agric.(N.Z.), Nr. 30, 21-28.
- HARTMANN, U. (1988):
Probleme der Eientwicklung der Meerforelle in der Stör - Vorschläge zu einer Lösung.- In: Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes Heft 46, 72-94.
- IKSR (1996):
LACHS 2000 - Stand der Projekte Anfang 1996. Internationale Kommission zum Schutze des Rheins, 47 S.
- INGENDAHL, D.; A. MARTY, M. LARINIER & D. NEUMANN (1995):
Die Charakterisierung von Laichplätzen des Atlantischen Lachses und der Meerforelle in einem Fluss der französischen Pyrenäen.- *Limnologica* 25: 73-79.
- INGENDAHL, D. & G. MARMULLA (1996):
Erfolg durch Radiotelemetrie: Mit Sender markierte Meerforelle (*Salmo trutta trutta* L.) beim Laichgeschäft beobachtet.- *Fischökologie* 9, 58-59.
- INGENDAHL, D. & D. NEUMANN (1996):
Possibilities for succesful reproduction of reintroduced salmon in tributaries of the River Rhine.- *Archiv für Hydrobiologie, Supplement* 113, Large rivers 10, 333-337.
- LEHMANN, J.; M. SCHENK, F. STÜRENBERG, G. MARMULLA & A. SCHREIBER (1995):
Natural reproduction of recolonizing Atlantic salmon, *Salmo salar*, in the Rhenanian drainage system (Nordrhein-Westfalen, Germany).- *Naturwissenschaften* 82: 92-93.
- LEHMANN, J. (1998):
Meer- und Bachforelle des Rheinsystems.- *LÖBF-Mitteilungen* 1. 81-84.
- LELEK, A. & G. BUHSE (1992):
Fische des Rheins. Springer-Verlag Berlin, 214 S.
- MARMULLA, G. (1992a):
Die Überprüfung der Sieg als Lachsgewässer - Landesanstalt für Fischerei Nordrhein-Westfalen, Kirchhundem-Albaum, 121 S.
- (1993):
Überprüfung der Sieg als Lachsgewässer Phase II.- Hrsg.: Landesanstalt für Fischerei NRW in Zusammenarbeit m.d. Fischereinverband Nordrhein-Westfalen e.V., 48 S.
- MILLS, D. (1989):
Ecology and Management of Atlantic Salmon. Chapman and Hall, London, 351 S.
- MOLLS, F. & A. NEMITZ (1998):
Ermittlung der natürlichen Reproduktion von Salmoniden im Wassereinzugsgebiet der nordrhein-westfälischen Sieg im Rahmen des Wiederansiedlungsprogramms "Lachs 2000".- Studie im Auftrag der LÖBF/LaFAO Nordrhein-Westfalen, 48 S.
- MI.GA.DO (1997):
Bilan des Repeuplement de Saumons sur le Bassin de la Dordogne: Propositions d'actions, 28 S. (unveröff. Ber.).
- MURL (1998):
Wanderfischprogramm Nordrhein-Westfalen.- *Natur und Landschaft* 73 (11), Seite 500.
- NEUMANN, D.; D. INGENDAHL, F. MOLLS & A. NEMITZ (1998):
Lachswiedereinbürgerung in NRW Biologische Engpässe und Vorschläge für künftige Maßnahmen.- *LÖBF-Mitteilungen* 2, 20-25.
- OLBRICH, P. (1984):
Untersuchungen zum Wiedererscheinen der Meerforelle (*Salmo trutta* L.) im oberen Niederrheingebiet.- *Der Fischwirt* 33 (3), 22-24.
- RUBIN, J. F. & C. GLIMSÄTER (1996):
Egg-to-fry survival of sea trout in some streams of Gotland.- *Journal of Fish Biology* 48, 585-606.
- SCHMIDT, G. W. (1991):
Versuche zur Wiedereinbürgerung des Lachses *Salmo salar* L. in den Rhein-Nebenfluss Sieg.- *Fischökologie* 5: 35-42.
- SCHMIDT, G. W.; J. LEHMANN & G. MARMULLA (1994):
Natürliche Fortpflanzung des Lachses (*Salmo salar*) wieder in Deutschland.- *Natur und Landschaft* 69: 213.
- SCHMIDT, G. W. (1996):
Wiedereinbürgerung des Lachses *Salmo salar* L. in Nordrhein-Westfalen - Allgemeine Biologie des Lachses sowie Konzeption und Stand des Wiedereinbürgerungsprogramms unter besonderer Berücksichtigung der Sieg.- Hrsg.: Landesanst. f. Ökol., Bodenord. u. Forsten/Landesamt f. Agrarord. NRW, LÖBF-Schriftenr. Bd. 11.
- STEINBERG, L. & B. LUBIENIECKI (1991):
Die Renaissance der Meerforelle (*Salmo trutta trutta* L.) und erste Versuche zur Wiedereinbürgerung des Lachses (*Salmo salar* L.) in Nordrhein-Westfalen.- *Fischökologie* 5: 19-33.
- STEINBERG, L.; G. MARMULLA, G. W. SCHMIDT & J. LEHMANN (1991):
Erster gesicherter Nachweis des Lachses (*Salmo salar* L.) im Gewässersystem der Sieg seit über drei Jahrzehnten.- *Fischökologie* aktuell 5: 2-3.
- TURNPENNY, A. W. H. & R. WILLIAMS (1980):
Effects of sedimentation on the gravels of an industrial river system. *Journal of Fish Biology* 17, 681-693.
- UPSTREAM - Salmon and Society in the Pacific Northwest/ Committee on Protection and Management of the Pacific Northwest Anadromous Salmonids, Board on Environmental Studies and Toxicology, Commission on Life Sciences. 452 S. National Academy of Sciences, 1996.
- WICKETT, W. P. (1954):
The oxygen supply to salmon eggs in spawning beds. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 11: 933-953.

Anschrift des Verfassers:

Detlev Ingendahl
Zoologisches Institut der
Universität zu Köln
D-50923 Köln

Die ökologische Qualität großer Ströme - die Bedeutung struktureller Aspekte für die Fischfauna am Beispiel des (Nieder-)Rheins

Stefan STAAS

1. Einleitung

Der Rhein ist mit einer Fließstrecke von 1.320 km und einem Einzugsgebiet von ca. 185.000 km² eines der größten und wirtschaftlich bedeutensten Fließgewässer Europas (FRIEDRICH 1989, FRIEDRICH & MÜLLER 1984). Der Strom wurde im Zuge des Hochwasserschutzes und der Schiffbarmachung in eine kanalisierte und in ein befestigtes Bett gezwängte Schifffahrtsstraße umgewandelt. Der ca. 220 km Fließstrecke ausmachende potamale Abschnitt des Niederrheins (von der nordrhein-westfälischen Landesgrenze bis zur niederländischen Staatsgrenze) ist durch ein mittleres Gefälle von 0,26 im Epipotamal und 0,16 im Metapotamal gekennzeichnet. Bei einer mittleren Wasserführung von ca. 2.250 m³/s beträgt die Strömungsgeschwindigkeit in der Schifffahrtsrinne des Niederrheins ca. 1,4 m/s (LELEK & BUHSE 1992). Trotz einiger künstlicher Durchstiche und vollständiger Uferanschlüsse aller Inseln, die bis 1822 erfolgten und den Flusslauf um insgesamt ca. 15 km verkürzten (BÜRGER 1926, VAN URK & SMIT 1989), hat der Niederrhein bis heute seinen weitgehend ursprünglichen, mäandrierenden Verlauf behalten (Abb. 1). Darüber hinaus ist der Rhein im Gegensatz zu den meisten anderen Flüssen Europas unterhalb der Staustufe Iffezheim nicht durch Stauhaltungen reguliert und somit über ca. 650 km Fließstrecke ein frei fließender Strom. Die ehemals gewässerreiche Auenlandschaft mit ausgedehnten Überschwemmungsflächen ging jedoch im Verlauf des Rheinausbaus bis auf wenige Altarme im Deichhinterland verloren (TITTIZER & KREBS 1997). In den Nachkriegsjahren entwickelte sich der Rhein zu einem der am stärksten verschmutzten Fließgewässer der Welt und lange Zeit stand die katastrophale Wasserqualität, die eine dramatische Verödung der gesamten Rheinbiozönose verursacht hatte, im Mittelpunkt des Interesses (z.B. FRIEDRICH 1989). Nachdem eine erhebliche Verbesserung der Wasserqualität erreicht wurde und der Rhein heute wieder die saprobische Gewässergüteklasse II (mäßig belastet) aufweist (z.B. LWA 1993), rücken die Folgen des bis heute anhaltenden technischen Ausbaus zur Schifffahrtsstraße für die Fischfauna zunehmend in den Vordergrund. Die große Bedeutung ökomorphologischer Bedingungen für die Fischfauna größerer Fließgewässer wurde bereits an der österrei-

chischen Donau erkannt (SCHIEMER 1988). Es zeigte sich, dass der Reproduktionserfolg der Fischarten, in beeinträchtigten Fließgewässern bestimmt von der Qualität und Verfügbarkeit von Laich- und Jungfischhabitaten, einen entscheidenden Einfluss auf die Zusammensetzung der Fischfauna hat. Daher sind die Jungfischgemeinschaften in den Uferzonen aussagekräftige Indikatoren für die strukturelle ökologische Qualität großer Ströme (SCHIEMER et al. 1991). Dieser Ansatz wurde auf die spezifischen Bedingungen des unteren Niederrheins übertragen. Anhand von Untersuchungsergebnissen zum Jungfischauftreten und zur gesamten Fischfauna werden ökomorphologische Defizite am Niederrhein und daraus abzuleitende Maßnahmen dargestellt.

2. Historische und aktuelle Entwicklungstendenzen der Fischfauna im Niederrhein

Der Artenbestand der Fischfauna des Niederrheins ist in Tab.1 dargestellt. Auch wenn Häufigkeitsangaben die subjektive Wertung verschiedener Autoren beinhalten, lassen sich wesentliche Entwicklungstendenzen über die verschiedenen Epochen von Rheinausbau und Verschmutzung erkennen. Im Niederrhein kamen ehemals 43 Fischarten einschließlich der Rundmäuler vor. Schon im Zeitraum 1880 - 1950, also nach Abschluss aller wesentlichen Flussregulierungsmaßnahmen und mit dem Einsetzen der starken Verschmutzung des Rheins wurden hiervon nur noch 30 Arten registriert. Bis zu Beginn dieses Jahrhunderts florierte am Rhein eine wirtschaftlich bedeutsame Fischerei, die im wesentlichen auf den Lachs (*Salmo salar*) und andere Langdistanz-Wanderfische ausgerichtet war. Das Verschwinden der anadromen Arten Lachs, Maifisch (*Alosa alosa*), Nordsee-Schnäpel (*Coregonus oxyrinchus*) und Stör (*Acipenser sturio*) ist durch genaue Fangstatistiken eindrucksvoll dokumentiert (Abb. 2a-b) und stellte die erste einschneidende Veränderung der Fischfauna des Rheins dar. Als Ursache für das Verschwinden dieser Arten müssen die durchgeführten Flussregulierungsmaßnahmen, die schon damals einsetzende Verschlechterung der Wasserqualität, die Beeinträchtigung von Laichgebieten in den Zuflüssen und Überfischung angenommen werden. In der Folge wurde der Aal (*An-*

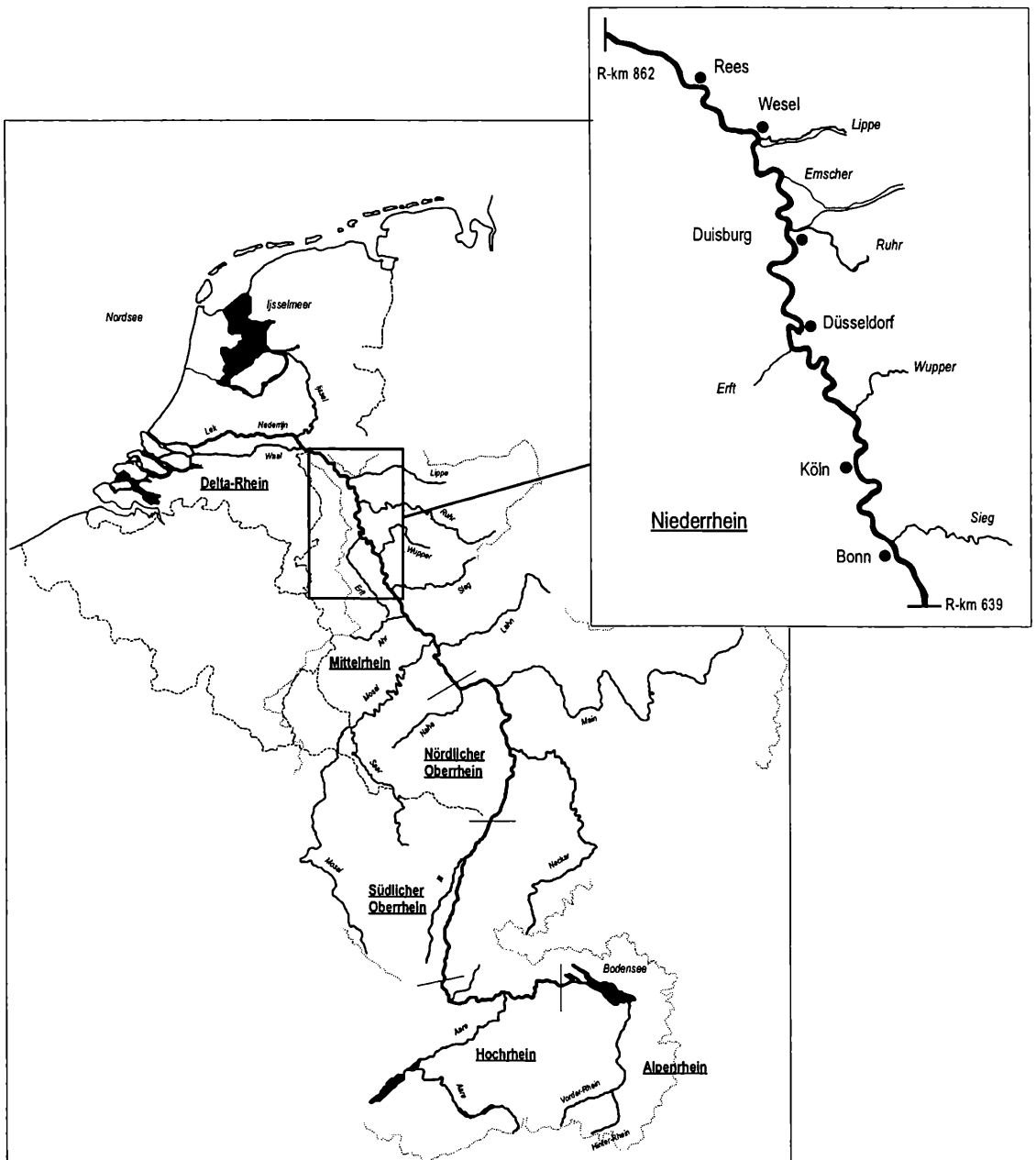


Abbildung 1

Der Rhein und sein Einzugsgebiet (Ausschnitt: Der potamale Abschnitt des Niederrheins).

guilla anguilla) der wichtigste Wirtschaftsfisch der Rheinfischerei, die jedoch Mitte der 60er Jahre praktisch zum Erliegen kam. Im Zeitraum 1950 - 1975, als die Verschmutzung des Rheins ihren Höhepunkt erreicht hatte, waren nur noch 28 Fischarten nachweisbar. Mit der Reduktion der Artenzahl gingen auch allgemeine Bestandsrückgänge einher, viele der ehemals häufigen Arten waren selten geworden und oft nur noch durch Einzelnachweise belegt. Der dramatische Rückgang der Bestände "stationärer" Fischarten, die wirtschaftlich relativ unbedeutend waren, ist im Gegensatz zu den Wanderfischen nur unvollständig durch Ertragsstatistiken der gewerblichen Fischerei dokumentiert (Abb. 2c). Eine differenzierte Betrachtung der Bestandsentwicklungen einzelner Arten ist somit kaum mög-

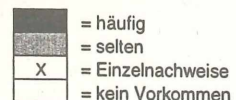
lich. Mitte bis Ende der 80er Jahre wurden die ersten aufwendigeren, elektrofischereilichen Bestandserhebungen im Niederrhein durchgeführt (MICHLING 1988, LELEK & KÖHLER 1989). Sie erbrachten erste Anzeichen einer Rehabilitation der Fischartengemeinschaft als Folge der seit Ende der 70er Jahre einsetzenden Verbesserung der Wasserqualität, denn ehemals verschwundene Arten waren, wenn auch nur mit geringen Individuenzahlen, wieder nachweisbar. Die ungefähr zeitgleich von MICHLING und LELEK & KÖHLER durchgeführten Untersuchungen zeichneten mit bemerkenswerter Übereinstimmung das Bild einer in hohem Maße von ubiquitären Arten dominierten Fischartengemeinschaft, in der die drei eurytopen Cypriniden Brachsen (*Abramis brama*), Rotaugen (*Rutilus*

Tabelle 1

Die Fischfauna des Niederrheins: Veränderungen von Artenbestand und Häufigkeiten im 20. Jahrhundert (zusammengestellt nach verschiedenen Quellen).

Ökotypen * Art:	Laichverhalten	Bevorzugtes Laichsubstrat:	A)	Häufigkeit					
				bis 1880 1)	bis 1950 1)	bis 1975 1)	bis 1990 1)	bis 1998 2)	
Rheophil A:									
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	lithophil	K	1					
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	lithophil	K	2					
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	phytolithophil	K	3					
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	lithophil	K	4					X
Schmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	psammophil	S	5			X	X	
Koppe	<i>Cottus gobio</i>	speleophil	K				X		
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	lithophil	K						
⇒ Zährte	<i>Vimba vimba</i>	lithophil	K				X	X	
Rheophil B:									
Döbel	<i>Leuciscus cephalus</i>	lithophil	K	6					
Aland	<i>Leuciscus idus</i>	lithophil	K	7		X	X	X	
⇒ Rapfen	<i>Aspius aspius</i>	lithophil	K				X		
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	psammophil	S	8		X			
Steinbeißer	<i>Cobitis taenia</i>	phytophil	P		X		X	X	
Schlammpeitzger	<i>Misgurnus fossilis</i>	phytophil	P						
Eurytop:									
Ukelei	<i>Alburnus alburnus</i>	phytolithophil	I	9					
Rotauge	<i>Rutilus rutilus</i>	phytolithophil	I	10					
Brachsen	<i>Abramis brama</i>	phytolithophil	I	11					
Güster	<i>Blicca bjoerkna</i>	phytophil	I	12					
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	phytophil	P	13			X		
Hecht	<i>Esox lucius</i>	phytophil	P						X
Flußbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	phytolithophil	I						
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	phytolithophil	I						
⇒ Zander	<i>Stizostedion lucioperca</i>	phytophil	I	14	X	X			
Wels	<i>Silurus glanis</i>	phytophil	P	15	X	X	X	X	X
Stagnophil:									
Karusche	<i>Carassius carassius</i>	phytophil	P	18	X	X	X		
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	phytophil	P	19	X	X			X
Schleie	<i>Tinca tinca</i>	phytophil	P	20					X
Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i>	phytophil	P						X
Bitterling	<i>Rhodeus sericeus amarus</i>	ostracophil	P	21					X
Dreist. Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	ariadnophil	P	22		X	X	X	
Neunst. Stichling	<i>Pungitius pungitius</i>	ariadnophil	P		X	X	X	X	
Rithral:									
Quappe	<i>Lota lota</i>	lithopelagophil	K	23		X	X	X	
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	lithophil	K						X
Bachforelle	<i>Salmo trutta</i>	lithophil	K	24	X	X			X
Anadrom:									
Meerforelle	<i>Salmo trutta</i>			24		X	X	X	
Lachs	<i>Salmo salar</i>			25	X		X	X	
Nordsee-Schnäpel	<i>Coregonus oxyrhynchus</i>			26					
Stint	<i>Osmerus eperlanus</i>			27	X		X		
Maifisch	<i>Alosa alosa</i>			28					
Finte	<i>Alosa fallax</i>			29					
Stör	<i>Acipenser sturio</i>			30					
Flußneunauge	<i>Lampetra fluviatilis</i>			31	X	X	X		
Meerneunauge	<i>Petromyzon marinus</i>			32		X	X		
Katadrom:									
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>			33					
Flunder	<i>Pleuronectes flesus</i>			34	X		X		
Neozoen:									
⇒ Felchen	<i>Coregonus lavaretus</i>						X	X	
⇒ Giebel	<i>Carassius auratus gibelio</i>				X			X	
⇒ Blauband-Bärbling	<i>Pseudorasbora parva</i>						X	X	
⇒ Katzenwels	<i>Ameiurus melas</i>					X	X	X	
⇒ Sonnenbarsch	<i>Lepomis gibbosus</i>					X	X		
⇒ Sterlet	<i>Acipenser rhusenus</i>							X	
⇒ Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>							X	
⇒ Bachsaibling	<i>Salvelinus fontinalis</i>							X	
⇒ Graskarpfen	<i>Ctenopharyngodon idella</i>							X	

Artenzahl: 34 43 30 28 37 45

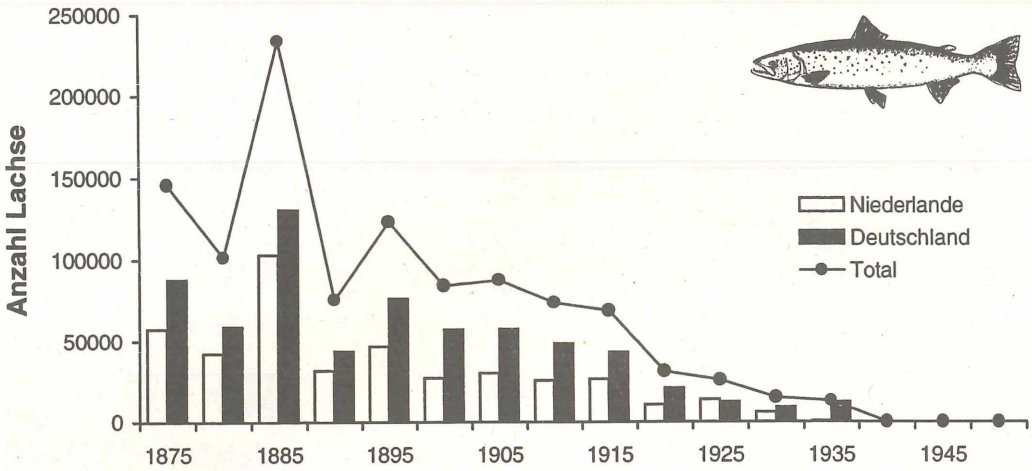


 = häufig
 = selten
 X = Einzelnachweise
 = kein Vorkommen

⇒ = eingebürgerte Arten und Neozoen
 * Klassifizierung nach SCHIEMER & WAIDBACHER 1992
 ** Klassifizierung nach BALON 1975
 A) Historisches Artenspektrum nach BORNE (1883), LA VALETTE (1901), LAUTERBORN (1918), BÜRGER (1926)
 1) nach LELEKK & KÖHLER 1989
 2) nach STAAS (1998)

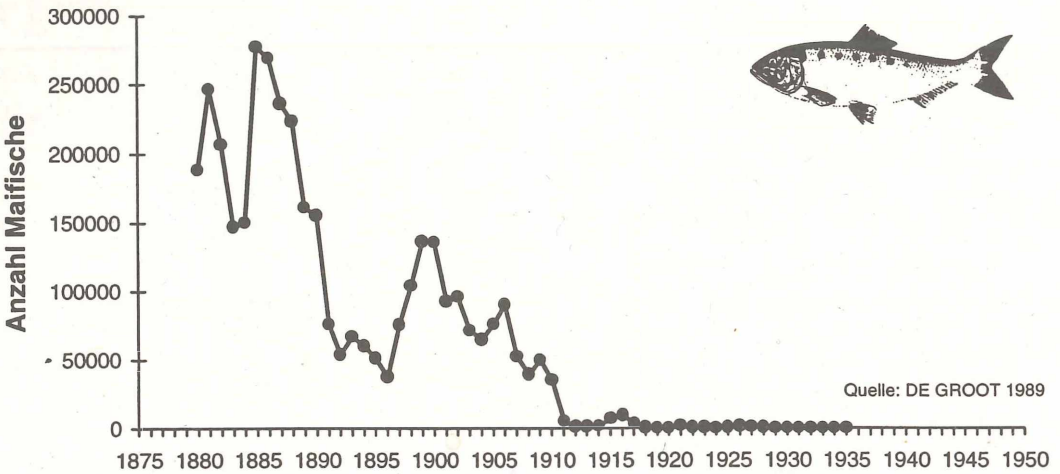
K = Kies / S = Sand / I = Indifferent / P = Pflanzen

a) Abnahme der deutschen und niederländischen Lachsfänge (*Salmo salar*) im Zeitraum 1875 - 1950



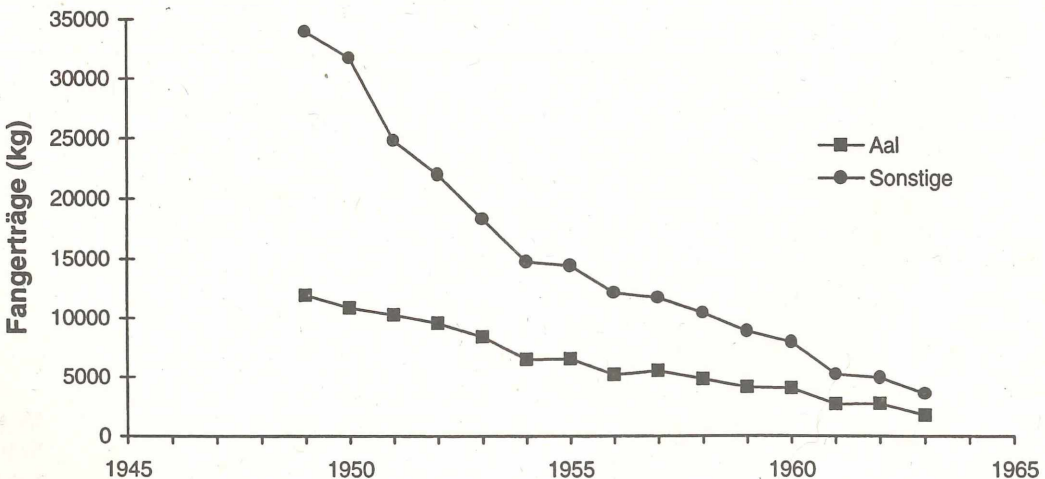
Quelle: IKSR

b) Abnahme der niederländischen Maifischfänge (*Alosa alosa*) im Zeitraum 1880 - 1934



Quelle: DE GROOT 1989

c) Abnahme der Fangerträge an 9 ausgewählten Fangplätzen am Niederrhein nach 1950



Quelle: SRU1976

Abbildung 2

Der Niedergang der Rheinfischerei in den ersten Jahrzehnten dieses Jahrhunderts

rutilus) und Ukelei (*Alburnus alburnus*) sowie der Aal ca. 81-85 Individuen-% des Gesamtfanges ausmachten. Deutliche Unterschiede ergaben sich nur in der Einschätzung der relativen Abundanzen von Aal und Brachsen, was die Schwierigkeiten der quantitativen Fischbestandserfassung in großen Strömen verdeutlicht (Abb. 3). Die hohe Dominanz weniger ubiquitärer Fischarten wurde als Folge der anthropogenen Beeinträchtigung durch Uferverbau, Abwasserbelastung und Schifffahrt gewertet. Die ehemals häufigen, rheophilen Kieslaicher Bar-

be (*Barbus barbus*) und Nase (*Chondrostoma nasus*) kamen Ende der 80er noch nicht wieder in nennenswerten Beständen vor. 1995 bzw. 1997, also nach einer Zeitspanne von ca. 10 Jahren, wurden erneut elektrofischereiliche Bestandserhebungen im gesamten Niederrhein durchgeführt (IKSR 1995, STAAS & NEUMANN 1998), wodurch eine differenzierte Betrachtung der Entwicklungen in der Fischartengemeinschaft möglich wird. Die Ergebnisse der beiden aktuellen Untersuchungen weisen jedoch beträchtliche Unterschiede auf, wobei anzu-

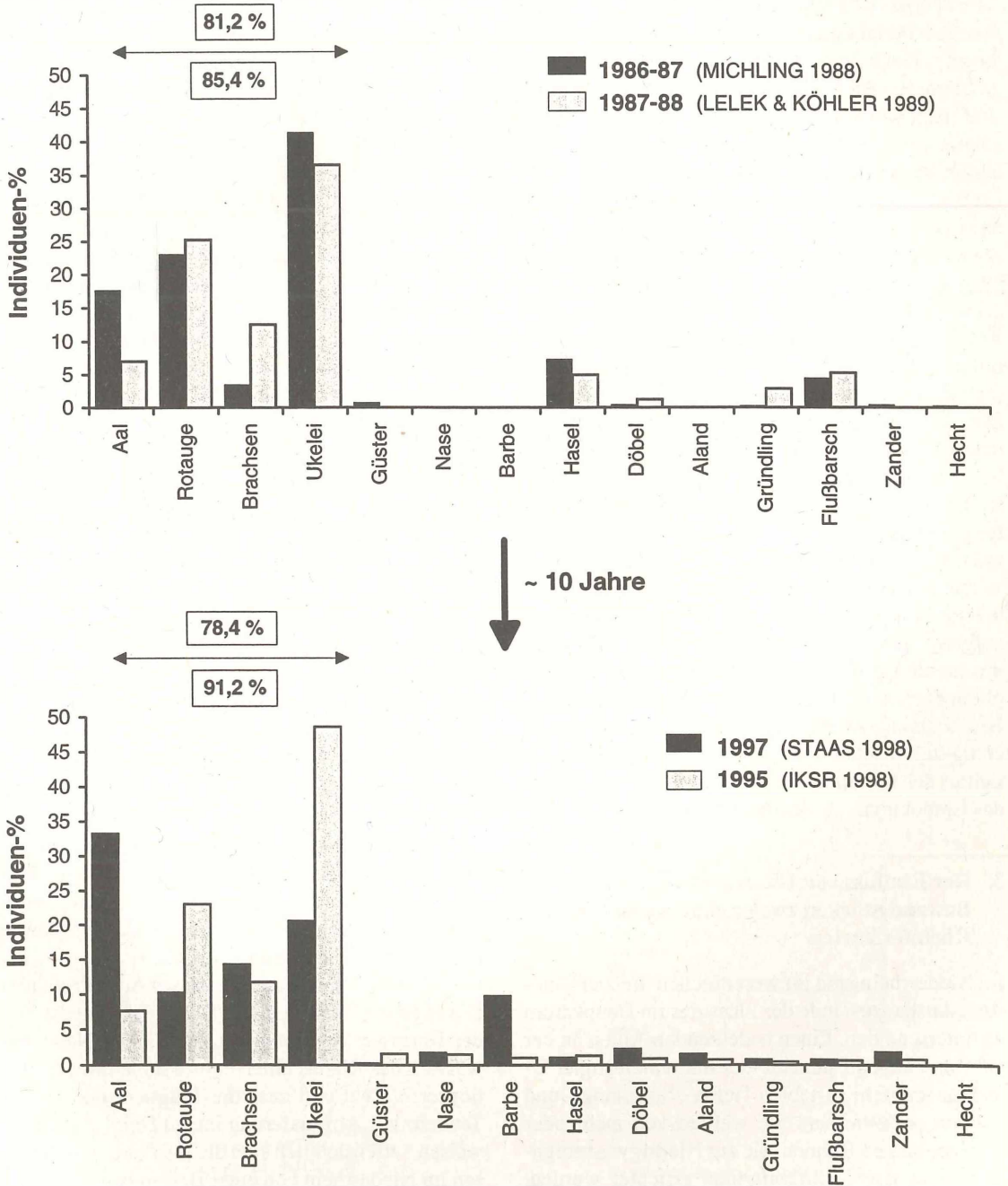


Abbildung 3

Entwicklung der Fischartengemeinschaft im Niederrhein über einen Zeitraum von 10 Jahren. Dargestellt sind die Ergebnisse von jeweils ungefähr zeitgleich mit vergleichbaren Methoden durchgeführten elektrofischereilichen Bestandserhebungen aus den Jahren 1986-1988 und 1995-1997 als relative Abundanz (Individuen-%) der wichtigsten Fischarten (nicht berücksichtigt sind seltene Arten).

merken ist, dass der IKSR-Untersuchung im Niederrhein ein erheblich geringerer Beprobungsaufwand zugrundeliegt. Es ergibt sich ein grundsätzlich ähnliches Bild von der Fischartengemeinschaft im Niederrhein wie vor 10 Jahren, denn die genannten 4 ubiquitären Arten dominieren mit ca. 78 Individuen-% nach wie vor in hohem Maße den Gesamtfang. Bemerkenswert ist jedoch eine starke Zunahme der rheophilen Kieslaicher Barbe und Nase, auch wenn sie insgesamt nur einen relativ geringen Anteil am gesamten Fischbestand haben. Gegenwärtig kommen im Niederrhein wieder mehr als 43 Fischarten vor. Hierbei sind jedoch viele allochthone Arten berücksichtigt, die mehrheitlich keine reproduktiven Populationen im Strom aufweisen. Erst in jüngster Zeit hat sich der Rapfen (*Aspius aspius*) mit größeren Beständen im Rhein etabliert. Verschollen sind nach wie vor die anadromen Arten (mit Ausnahme der Meerforelle, Lachse werden in Folge laufender Wiederansiedlungsprogramme vereinzelt nachgewiesen), eine echte Erholung der Bestände ist nur bei den Neunaugen (*Lampetra fluviatilis* und *Petromyzon marinus*) zu verzeichnen. Während die eurytopen Arten mehrheitlich während aller Epochen im Rhein häufig waren, sind die phytophilien Arten (insbesondere Hecht, Karpfen) sowie generell die vorwiegend an Auengewässer gebundenen, stagnophilen Arten seit den Bestandseinbrüchen in der Epoche bis 1950 bis heute selten geblieben. Eine deutliche Regeneration der Bestände ist somit nur bei einigen Arten aus der Gruppe rheophiler Kieslaicher zu verzeichnen. Die geschilderten Entwicklungstendenzen in der Fischartengemeinschaft müssen im wesentlichen auf die Verbesserung der Wasserqualität zurückgeführt werden, denn die gewässermorphologischen Strukturbedingungen sind aufgrund des festgeschriebenen Ausbauzustandes unverändert geblieben. Die Bedeutung der ökomorphologischen Bedingungen für die Fischfauna des Niederrheins soll im Folgenden am Beispiel zweier charakteristischer Fischarten, dem Brachsen als Leitart des Metapotamals und der Barbe als Leitart des Epipotamals verdeutlicht werden.

3. Der Einfluss von Uferstrukturen auf die Bestandsstärken zweier charakteristischer Rheinfischarten

Im Niederrhein sind im wesentlichen drei verschiedene Ausbauzustände der Flussufer im Hauptstrom zu unterscheiden. Einen bedeutenden Anteil an der Uferlinie haben Bühnenfelder mit unbefestigter Uferlinie und sehr variablen Tiefen-, Strömungs- und Substratverhältnissen. Sie werden von mehr oder weniger langen Bühnen, die zur Niedrigwasseregulierung in der Schifffahrtsrinne errichtet wurden, vom Hauptstrom abgegrenzt. Daneben existieren über lange Strecken geradlinige Uferbefestigungen aus Blocksteinschüttungen, vornehmlich in Flussgeraden und Prallhängen. In den Gleithängen der erhalten gebliebenen Mäanderbögen dagegen finden sich noch heute sehr breite, unverbaute Kiesbänke,

die mit extrem flachen Hangneigungen weit in den Strom hinausreichen. In einer schematisierten Darstellung der Niederrheinstrecke ist die Lage derartiger Kiesufer durch graue Balken an der Rhein-Kilometrierung gekennzeichnet (Abb. 4a-b). Die Befischungsergebnisse 1997 durchgeführter elektrofischereilicher Bestandserhebungen zeigen deutlich, dass größere Bestände der rheophilen Barbe (*B. barbatus*) ausschließlich an unverbauten Mäanderbögen oder in unmittelbarer Nähe zu diesen nachgewiesen werden können (Abb. 4a). Es ergibt sich ein longitudinaler Gradient abnehmender Bestandsstärken, der der ursprünglichen Zonierung des Rheins nach Fischregionen entspricht und der im wesentlichen durch die Lage der Kiesstrecken bestimmt wird. Die verschiedenen Größenklassen der Barbe (*B. barbatus*) wurden auf den Kiesstrecken entlang eines transversalen Gradienten räumlich deutlich voneinander getrennt gefangen. Kleinere Tiere hielten sich ufernah im mäßig strömenden Flachwasser auf, adulte Tiere im stark strömenden Tiefenwasser in großer Entfernung zum Ufer. Im Gegensatz dazu war für den eurytopen Brachsen (*A. brama*) keine Bindung an eine bestimmte Uferstruktur festzustellen (Abb. 4b). Die Art war im gesamten Niederrhein mit wechselnden Bestandsstärken nachweisbar, wobei besonders große Bestände anders als bei der Barbe auch in hart verbaute Flussabschnitten vorkamen.

Die Längenhäufigkeitsverteilung des Barben-Gesamtfanges im Niederrhein lässt einen geschlossenen Populationsaufbau erkennen, in dem alle Alters- bzw. Größenklassen vertreten sind und an dem Jungtiere der Altersgruppen 1+ bis 2+ den höchsten Anteil haben (die Altersgruppe 0+ ist methodisch bedingt unterrepräsentiert) (Abb. 5a). Der Populationsaufbau lässt somit auf ungestörte Reproduktionsbedingungen und eine gute Bestandsrekrutierung im Hauptstrom schließen. Im Gegensatz dazu zeigt die Längenhäufigkeitsverteilung des Brachsen-Gesamtfanges einen gestörten Populationsaufbau (Abb. 5b), der durch einen extrem hohen Anteil adulter Tiere gekennzeichnet ist und in dem Jungtiere deutlich unterrepräsentiert sind. Dieser Populationsaufbau lässt auf einen äußerst geringen Reproduktionserfolg im Hauptstrom schließen. Da der Brachsen jedoch eine der dominierenden Fischarten des Niederrheins ist, stellt sich die Frage, wie sich die konstant hohen Bestände dieser Art rekrutieren. Die Ergebnisse von MOLLs (1997, 1998) zeigen, dass der Brachsen (*A. brama*) in natürlichen Nebengewässern des Rheins einen enorm hohen Reproduktionserfolg hat und dass die Jungtiere eine starke Tendenz zur Abwanderung in den Hauptstrom aufweisen. Offensichtlich sind die Bestände des Brachsen im Niederrhein von einer Bestandsrekrutierung aus Nebengewässern abhängig. Erstaunlich sind die hohen Brachsen-Bestände vor dem Hintergrund der geringen Zahl natürlicher Nebengewässer am Niederrhein, wahrscheinlich weist die Art daher auch einen hohen Reproduktionserfolg in künstlichen Nebengewässern wie Häfen und Baggerseen auf.

Somit verdeutlicht die Rekrutierungsdynamik einer so ubiquitären Art wie des Brachsen die essentielle Bedeutung der Vernetzung von Hauptstrom und Nebengewässern.

4. Der Einfluss von Uferstrukturen auf Abundanz und räumliche Verteilung von Jungfischen im Niederrhein

Nachdem die Auswirkungen des bis heute anhaltenden, technischen Ausbaus zur SchiffsstraÙe auf die Zusammensetzung der Fischfauna in den Blickpunkt des Interesses gerückt sind, stellt sich insbe-

sondere die Frage, welchen Einfluss die vorhandenen Uferstrukturen auf den Reproduktionserfolg von Fischen im Hauptstrom haben. Die räumliche Verteilung von Fischbrut in großen Flüssen wird von verschiedenen Faktoren beeinflusst.

Zunächst bestimmen die Lage der Laichplätze (viele "stationäre" Fischarten unternehmen potamodrome Laichwanderungen und aggregieren in Massen auf geeigneten Laichplätzen (MILLS 1991)) und das Ausmaß der Verdriftung von aufschwimmenden Larven die räumliche Verteilung (PAVLOV 1994). Im weiteren erfolgt dann eine aktive Habitatwahl der Larven und Jungfische entsprechend der aut-

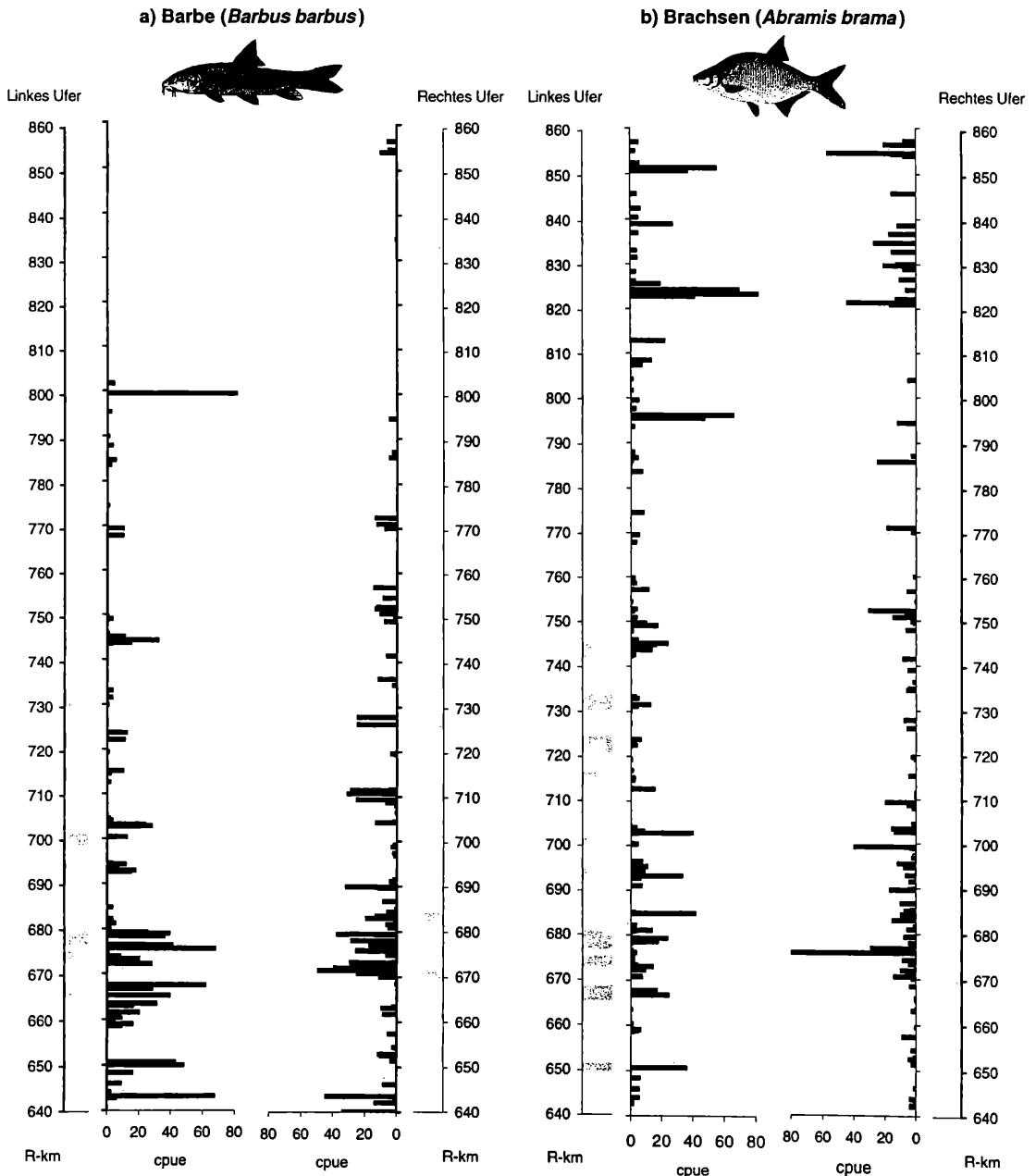


Abbildung 4

Regionale Bestandsstärken (als cpue = Ind./20 min Befischungsdauer) des Brachsen (*Abramis brama*) und der Barbe (*Barbus barbus*) im Niederrhein in Abhängigkeit von dem Vorhandensein von unverbauten Kiesufern in Mäanderbögen (die Lage der Kiesstrecken ist durch graue Säulen an der Rhein-Kilometrierung dargestellt) (nach elektrofischereilichen Bestandserhebungen 1997).

ökologischen Ansprüche. Die Untersuchung von Fischbrutvorkommen ermöglicht somit eine integrative Betrachtung der fischökologischen Funktionsfähigkeit größerer Flussabschnitte.

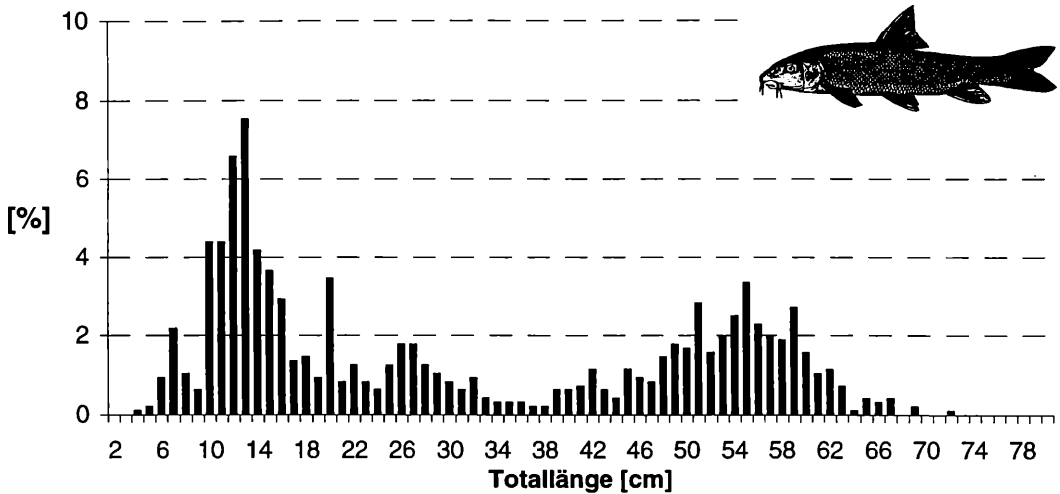
Am Niederrhein wurden erstmals 1992-94 Untersuchungen zum Jungfischauftreten durchgeführt. Die Erfassung von Fischbrutvorkommen erfolgte durch standardisierte Uferzugnetzbefischungen (Maschenweite 1mm, Länge 10m, Höhe 1,5m, mit Netzlinie), wobei begleitend zu jedem Netzhol eine genaue Habitatcharakterisierung (mit den Parametern Strömungsgeschwindigkeit, Wassertiefe, Tempera-

tur, Substrat, Vegetation, Uferlinienverlauf, Strukturtyp) aufgenommen wurde.

Im Folgenden werden Ergebnisse aus einer Untersuchungsstrecke am unteren Niederrhein (Rheinkm 820-856) einschließlich rheinangebundener Baggerseen aus dem Zeitraum Ende Juni/Anfang Juli (wenn sich stabile Artengemeinschaften mit maximalem Artenspektrum in den Uferbereichen eingestellt haben) vorgestellt. Der Einfluss der Strukturbedingungen auf das Jungfischauftreten wird durch einen Vergleich der Häufigkeiten einzelner Arten in verschiedenen, aufgrund der Uferstruktura-

a) Barbe (*Barbus barbus*) (n=1.248)

rheophile, lithophile Art



b) Brachsen (*Abramis brama*) (n=1.822)

eurytrophe, phytolithophile Art

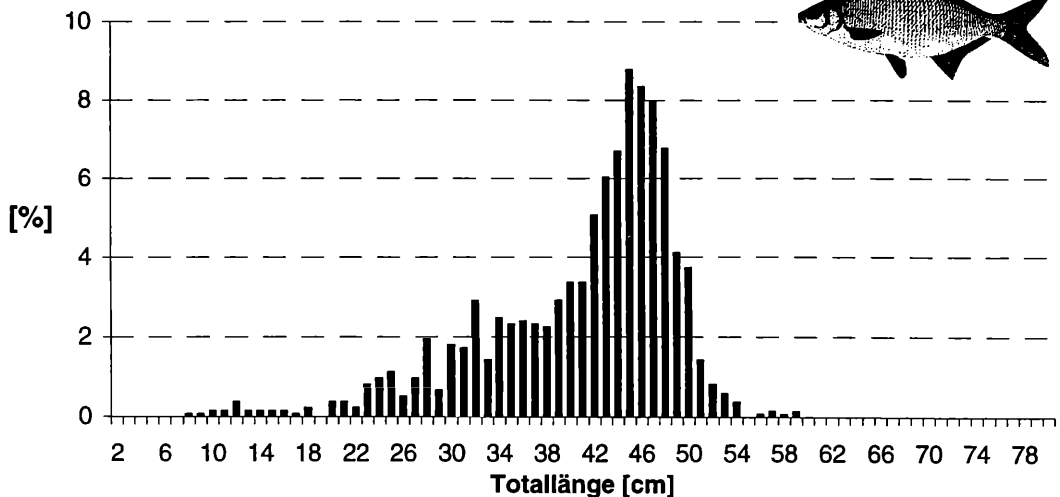


Abbildung 5

Populationsaufbau (Längenhäufigkeitsverteilung des Gesamtfanges) des Brachsen (*Abramis brama*) und der Barbe (*Barbus barbus*) im Niederrhein (nach elektrofischereilichen Bestandserhebungen 1997).

ren unterscheidbaren Habitattypen aufgezeigt. Die rheinangebundenen Baggerseen, die ausgedehnte Stillgewässer in der Flussaue darstellen, wenn auch i.d.R. mit naturferner Morphologie, werden im Hinblick auf die Fragestellung nach der Bedeutung von Nebengewässern hier in den Vergleich mit einbezogen (Abb. 6). Es zeigte sich, dass die Brut rheophiler Kieslaicher an den breiten, flach auslaufenden Kiesuffern in Gleithängen jeweils in relativ hohen Individuendichten auftrat. Die Brut von Nase (*Chondrostoma nasus*) und Barbe (*Barbus barbus*) wies hier einen eindeutigen Verbreitungsschwerpunkt auf. Diese Arten wurden jedoch auch in großen Bühnenfeldern mit höheren Abundanzen nachgewiesen, wenn auch hier Kiesbänke und schwach überströmte Flachwasserbereiche ausgebildet waren.

Ein grundsätzlich ähnliches Verbreitungsmuster war auch für die Brut des rheophilen Hasel (*Leuciscus leuciscus*) festzustellen, die jedoch anders als die vorgenannten Arten auch in den rheinangebundenen Baggerseen massenhaft auftrat. Die Brut des rheophilen Aland (*Leuciscus idus*) wurde sogar fast ausschließlich in rheinangebundenen Baggerseen und deren Mündungsbereichen nachgewiesen. Da ein Abbläuen von Hasel und Aland im Litoral der Baggerseen bisher nicht beobachtet wurde und auch keine Nachweise adulter Tiere vorliegen, ist es wahrscheinlich, dass große Larven-Mengen dieser beiden Arten, die natürlicherweise von überströmten Laichplätzen im Rhein verdriftet werden, aktiv oder passiv in die ausgedehnten Stillwasserbereiche der Baggerseen einwandern und hier anders als z.B. Barben und Nasen geeignete Bedingungen für ihre weitere Entwicklung vorfinden. Ähnliches gilt auch für die Brut des Rapfens (*Aspius aspius*), die keinen eindeutigen Verbreitungsschwerpunkt aufwies, sondern in vielen der unterschiedenen Habitattypen mit vergleichbaren Abundanzen auftrat. Eurytope Arten wie Ukelei (*Alburnus alburnus*), Rotaugen (*Rutilus rutilus*), Brachsen (*Abramis brama*), Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) und Zander (*Stizostedion lucioperca*) sowie der Gründling (*Gobio gobio*) nutzen die Baggerseen dagegen auch als Laichgewässer und ihre Brut wies hier mit Ausnahme des Ukelei die mit Abstand höchsten Individuendichten auf. Im Hauptstrom findet sich die Brut dieser Arten vornehmlich in großen Bühnenfeldern, wobei die höchsten Individuendichten immer in Bühnenfeldern mit verschiedenen Uferliniendiversifikationen nachgewiesen wurden. Die größeren Bühnenfelder mit Buchten, Kiesbänken und weitgehend vom Hauptstrom abgegrenzten Wasserflächen stellen am kanalisiertem Rhein offensichtlich wertvolle Habitate für fast alle Brutfischarten dar. Grundsätzlich wurden artenreiche Jungfischgemeinschaften mit hohen Individuendichten, meist sehr kleinräumig konzentriert, in den vor Strömung und Wellenschlag geschützten Flachwasserbereichen mit reich strukturierter Uferlinie nachgewiesen. Die Ausbildung dieser Strukturen ist stark wasserstandsabhängig

und findet grundsätzlich nur in wenigen, bestimmten Bühnenfeldern statt. Steil abfallende, strömungsexponierte Kiesufer sowie kleine und unstrukturierte große Bühnenfelder sind als Jungfischhabitat ohne Bedeutung, wie die äußerst geringen Abundanzen fast aller Arten zeigen. Das gleiche gilt für die aus methodischen Gründen nicht untersuchten Blocksteinschüttungen. Eine Inventarisierung der fischökologisch relevanten Uferstrukturen im nordrhein-westfälischen Rheinabschnitt ergab, dass als Jungfischhabitate potentiell geeignete Uferstrukturen insgesamt lediglich 48 % der Uferlinie ausmachen (Abb. 7). Hierbei entfallen ca. 12 % auf die für rheophile Kieslaicher essentiellen unverbauten Kiesstrecken und ca. 36% auf Bühnenfelder mit geeigneten Substratbedingungen, die jedoch nur zu einem sehr geringen Anteil die oben beschriebenen Uferliniendiversifikationen aufweisen. Die Verfügbarkeit und Qualität von Jungfischhabitaten ist somit wahrscheinlich ein entscheidender, limitierender Faktor für die weitere Entwicklung der Rheinischfauna.

5. Der Einfluss hydrologischer Bedingungen auf die Struktur der Jungfischgemeinschaften

In einer Untersuchungsstrecke am oberen Niederrhein (Rhein-km 674-705) wurde von 1992-1997 eine Langzeit-Untersuchung des Jungfischauftkommens mit den oben beschriebenen Methoden durchgeführt, um Art und Ausmaß der Variabilität des Reproduktionserfolges der Rheinfischfauna zu bestimmen. Eine zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse für den gesamten Untersuchungszeitraum in Form von Mittelwerten der biozönotischen Kenngrößen für die häufigsten Brutfischarten zeigt Abb. 8. In Übereinstimmung mit den Ergebnissen der elektrofischereilichen Bestandserhebungen (Abb. 5a) zeigte sich, dass Jungfische des Brachsen (*Abramis brama*) im gesamten Untersuchungszeitraum nur äußerst selten und mit geringen Abundanzen im Hauptstrom nachweisbar waren. Daneben zeigte sich, dass sowohl indifferente, phytolithophile Arten wie Rotaugen (*Rutilus rutilus*) und Ukelei (*Alburnus alburnus*) als auch rheophile Kieslaicher wie Rapfen (*Aspius aspius*), Nase (*Chondrostoma nasus*), Hasel (*Leuciscus leuciscus*) und Barbe (*Barbus barbus*) offensichtlich unabhängig von der Größe der Laichfischbestände und den gegebenen Strukturbedingungen einen sehr variablen Reproduktionserfolg aufwiesen. Die Jungfischgemeinschaft war in jedem Jahr durch eine vollständig andere Dominanzstruktur charakterisiert, wobei in einzelnen Jahren jeweils andere Arten in hohem Maße dominierten: 1993 Rotaugen (48 Prozent), 1995 Nasen (42 Prozent) und 1996 Rapfen (33 Prozent). Bemerkenswert ist hierbei das hohe reproduktive Potential der ehemals seltenen Arten Barbe, Nase und Rapfen, deren Jungfischdichten in einzelnen Jahren die der Massenfischarten übertreffen. Die Ursache für den variablen Reproduktionserfolg der Fischarten muss eine Beeinflussung der Repro-

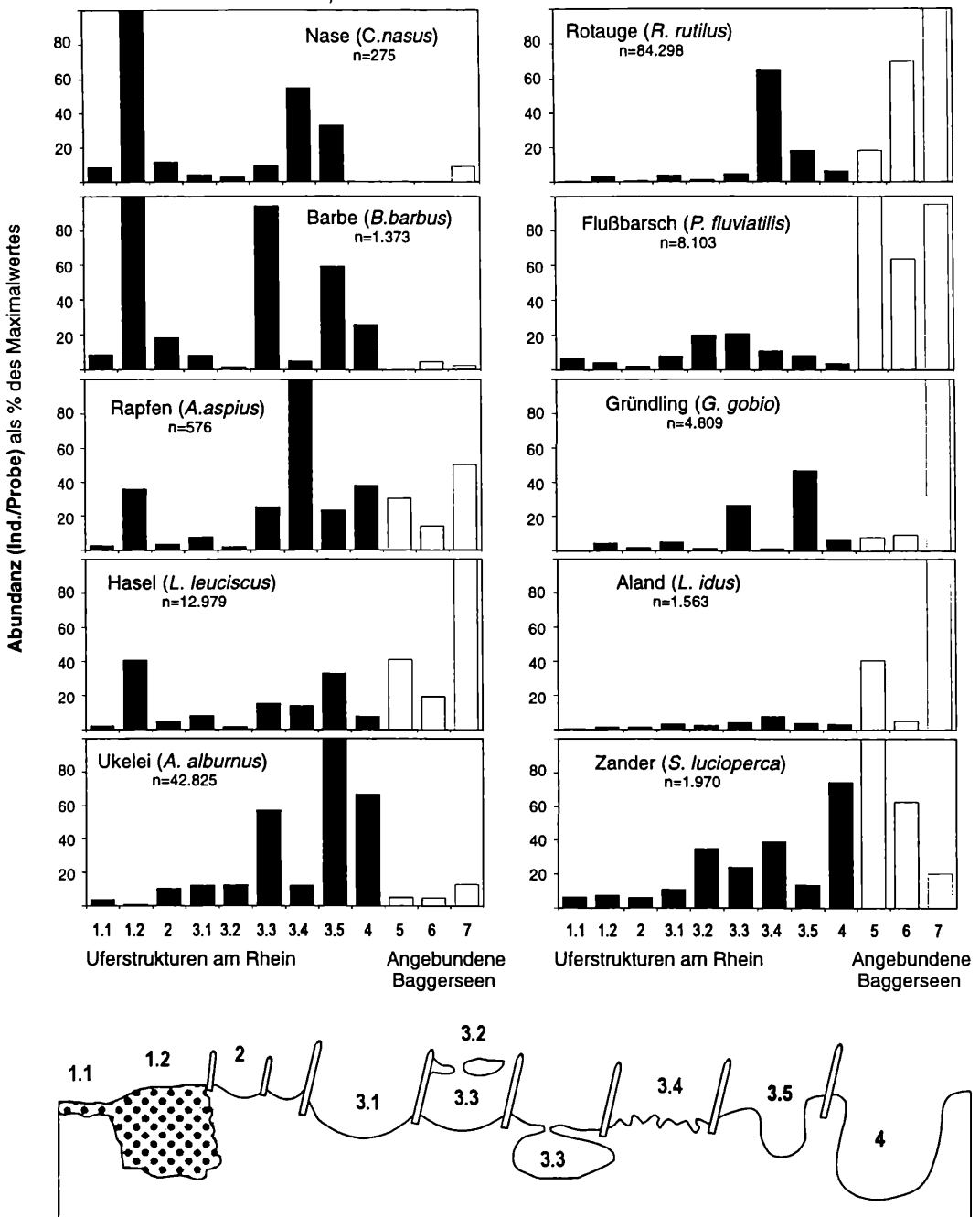


Abbildung 6

Vergleich der Jungfischdichten (Altersgruppe 0+) ausgewählter Arten an verschiedenen Uferstrukturen des Hauptstromes (dunkle Säulen) sowie in rheinangebundenen Baggerseen (helle Säulen) am unteren Niederrhein. Dargestellt ist die Mittlere Individuendichte (Ind./Probe) als Prozent des Maximalwertes einer Art auf der Grundlage von 453 Uferzugnetzbefischungen in der Zeit Juni-Juli 1992-1993; n = Anzahl ausgewerteter 0+ - Individuen.

unten:

Schematische Darstellung der unterschiedenen Uferstrukturen am Hauptstrom:

- 1.1 Kiesufer, steil abfallend und strömungsexponiert
- 1.2 Kiesufer, flach auslaufend mit breitem Strömungsgradienten
- 2 Kleine Bühnenfelder
- 3.1 Große Bühnenfelder - unstrukturiert
- 3.2 - mit vorgelagerten Kiesbänken
- 3.3 - mit weitgehend abgegrenzten Wasserflächen
- 3.4 - mit kleinen Buchten in der Uferlinie
- 3.5 - mit großer Bucht
- 4 Seitenbuchten
- 5 Mündungsbuchten von Baggersee-Verbindungskanälen
- 6 Baggersee-Verbindungskanäle
- 7 Litoral rheinangebundener Baggerseen

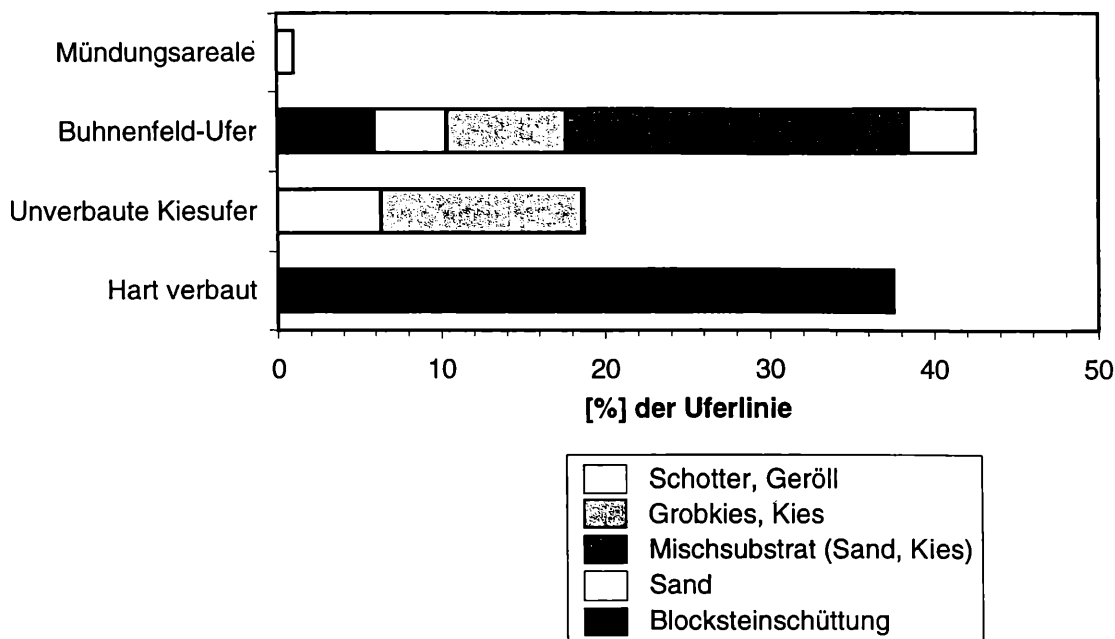


Abbildung 7

Anteil verschiedener Uferformen und Substratbedingungen an der gesamten Uferlinie im Niederrhein (Ergebnisse einer bei Niedrigwasser durchgeführten Kartierung von Struktur- und Substratbedingungen im Bereich der Mittelwasserlinie).

duktionsbedingungen durch das jährlich variierende Abflussregime des Rheins (Abb. 9 oben) angesehen werden. Die Beeinflussung der Rekrutierung von Flussfischbeständen durch hydrologische Bedingungen und die produktionssteigernde Wirkung von Frühjahrshochwässern sind grundsätzlich gut bekannt (z.B. ROUX & COPP 1996).

Am Niederrhein lassen sich folgende Auswirkungen des Abflussregimes und der damit korrelierten Wasserstände auf die Reproduktionsbedingungen unmittelbar am Hauptstrom beschreiben (Abb. 9): Im Frühjahr führen erhöhte Pegelstände überall da, wo es die Uferbefestigung zulässt, d.h. in Bühnenfeldern und an unverbauten Kiesufern, zur Überflutung weiter Uferbereiche und erhöhen somit die Verfügbarkeit geeigneter Laichplätze. Lithophile Arten profitieren davon aufgrund der Überflutung weiter Kiesbänke in den Mäanderbögen ebenso wie die relativ indifferenten, phytolithophilen Arten aufgrund der Überflutung vegetationsbestandener Ufersäume. Gleichzeitig entstehen durch die Aufweitung des Stromes relativ strömungsarme Randbereiche in kleineren und größeren Uferbuchten, die geeignete Erstaufenthaltssorte für die verdriftungsanfälligen, frühen Larvenstadien darstellen. In der Hauptrinne des Stromes ist dagegen die Strömungsgeschwindigkeit in Folge des erhöhten Abflusses erhöht. Bei niedrigen Pegelständen ist der Strom in sein befestigtes Bett gezwängt. Potentielle Laichgebiete mit Pflanzenbewuchs fehlen vollständig und die Verfügbarkeit mäßig und flach überströmter Kiesflächen ist stark reduziert. Gleichzeitig ist auch die kleinräumige Strukturdiversität der Uferlinie reduziert, strömungsarme Randbereiche als not-

wendige Erstaufenthaltssorte für frühe Larvenstadien fehlen. Die Folge ist ein erhöhter Verlust an Larven durch Abdrift. An Uferabschnitten, die mit Blocksteinschüttungen hart verbaut sind, haben Wasserstandsschwankungen keine oder nur sehr geringe Auswirkungen auf die Habitatstrukturen. Die Auswirkungen von Wasserstandsschwankungen auf die strukturellen Reproduktionsbedingungen für Fische sind daher abhängig von der Breite und Hangneigung der Uferbänke zwischen Mittelwasserlinie und Hochwasserdeich. Die große Variabilität des Reproduktionserfolges von Fischarten verschiedener reproduktiver Gilden (sensu BALON 1975) im Niederrhein kann als eine Folge des Verlustes von Auenflächen und naturnahen Uferzonen angesehen werden. Die negativen Auswirkungen bestimmter Abflusssituationen werden nicht durch breite Uferbänke und weitflächige Auengebiete, welche die Ausbildung und Funktionsfähigkeit essentieller Habitatstrukturen über einen weiten Bereich der auftretenden Wasserstandssituationen gewährleisten würden, abgepuffert.

6. Schlussbetrachtung und Notwendigkeit strukturverbessernder Maßnahmen am Niederrhein

Im Hinblick auf eine möglichst weitgehende Kompensation der negativen Auswirkungen des Niederrheinausbaus sind strukturverbessernde Maßnahmen zu fordern, die vornehmlich auf eine Verbesserung der Reproduktionsbedingungen für Fische abzielen sollten. Da die Gewährleistung einer ungehinderten Schifffahrt und der Hochwasserschutz

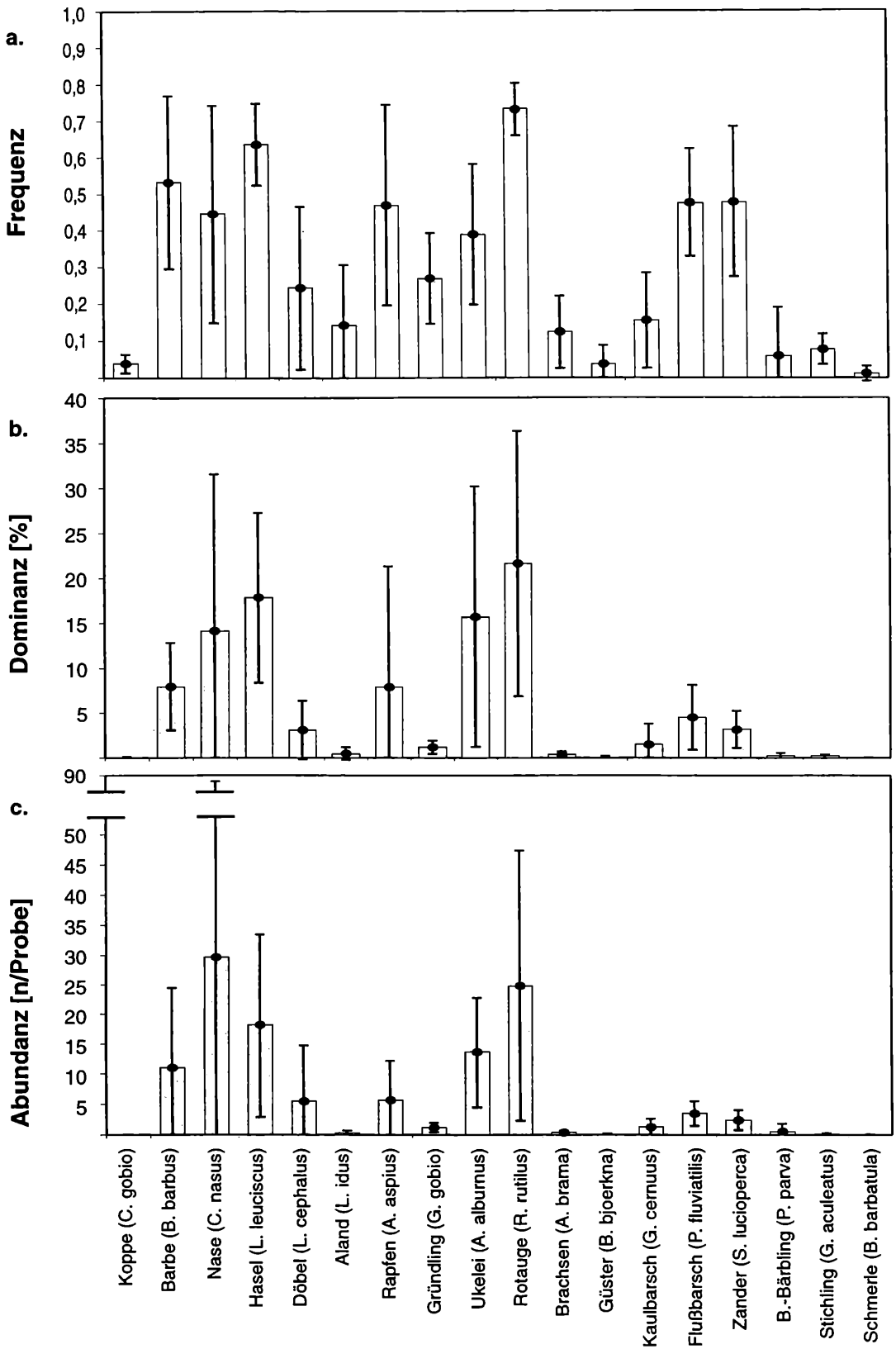


Abbildung 8

Struktur der Jungfischzönose (Altersgruppe 0+) als Mittelwert (95%-Konfidenzintervalle) für den Untersuchungszeitraum 1992-1997 im oberen Niederrhein bei Köln (Rhein-km 674-705; Zeitraum Juni/Juli).

a: Frequenz = Anteil der Proben, in denen die Art enthalten ist

b: Dominanz (%)

c: Mittlere Abundanz (cpue = Ind./Probe)

(Grundlage sind die Ergebnisse von Uferzugnetzbefischungen, die jährlich zum gleichen Zeitpunkt an jeweils 45 festgelegten Untersuchungsstellen durchgeführt wurden; nicht berücksichtigt sind seltene, nur in einzelnen Jahren nachgewiesene Arten).

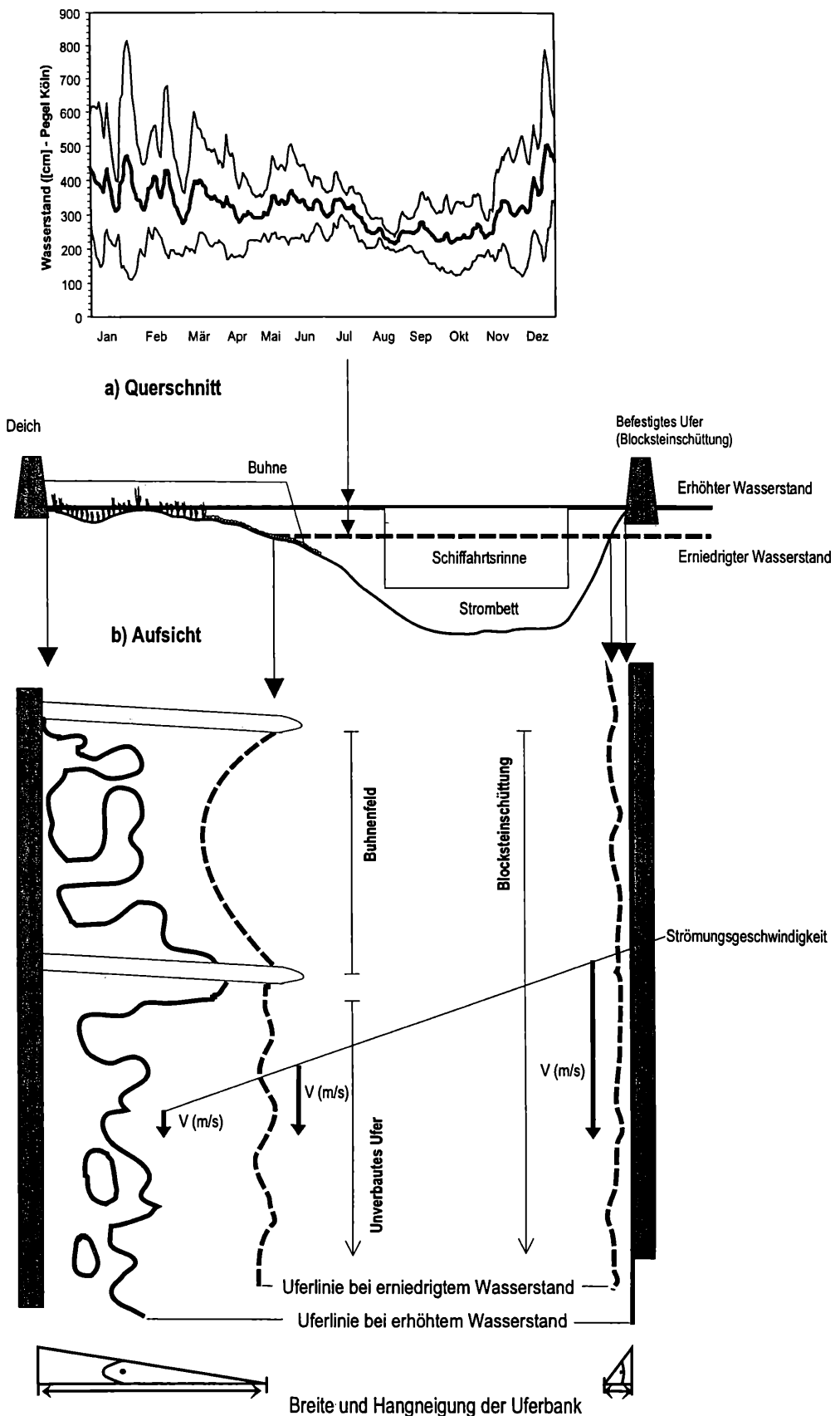


Abbildung 9

Oben: Pegelganglinie des Rheins am Pegel Köln - Mittelwert und 95%-Konfidenzintervalle für den Untersuchungszeitraum 1992-97 verdeutlichen das typische Abflussregime und die jährliche Variabilität der hydrologischen Bedingungen. Abgesehen von den Wintermonaten weisen die hydrologischen Bedingungen insbesondere im Frühjahr während der Reproduktionsperioden der Rheinfische eine besonders große Variabilität auf.

Unten: Schematische Darstellung der Auswirkungen von Wasserstandsschwankungen im Niederrhein auf die Reproduktionsbedingungen für Fische (Erläuterungen siehe Text).

am Rhein absolute Priorität haben, besteht nur ein sehr enger Spielraum für die Umsetzung ökologisch begründeter Maßnahmen. Strukturverbessernde Maßnahmen zur Schaffung produktiver Jungfischhabitate im Hauptstrom lassen sich jedoch häufig ohne Beeinträchtigung schiffahrtstechnischer Belange realisieren. Idealerweise werden Reproduktionszonen so gestaltet, dass ihre Funktionsfähigkeit über einen weiten Bereich der natürlicherweise auftretenden Wasserstandsschwankungen gewährleistet bleibt. Für eine Umgestaltung bereits existierender Bühnenfelder zur Schaffung struktureicher Uferzonen wurden bereits konkrete Vorschläge gemacht (STAAS 1997). Zu beachten ist jedoch auch, dass die longitudinale Anordnung verschiedener Uferstrukturen und Habitattypen von Bedeutung ist, Bühnenfelder können für rheophile Arten nur dann als Jungfischhabitate fungieren, wenn sie stromab von als Laichgebieten fungierenden Kiesstrecken liegen. Die unverbauten Flussabschnitte mit naturnahen Kiesstrecken sind daher unbedingt zu erhalten. Darüber hinaus bieten wasserbautechnische Maßnahmen, die im nordrhein-westfälischen Rheinabschnitt bisher kaum Verwendung finden (wie z.B. die Errichtung von Hakenbuhnen, Längsbuhnen, Parallelwerken und Seitengerinnen) vielversprechende Möglichkeiten zur Schaffung struktureicher und vor den Einflüssen der Schifffahrt geschützter Jungfischhabitate. Das weitgehende Fehlen der Brut von obligat krautlaichenden Arten wie z.B. Hecht, Schleie, Karpfen und Rotfeder im Niederrhein ist auf das Fehlen vegetationsreicher Laichgebiete am Rande des Stroms, auf Überschwemmungsflächen oder in Nebengewässern zurückzuführen. Hieraus resultiert ein Artendefizit, das für das Potamal eines großen Stromes als untypisch angesehen werden muss. Ein dringendes Kernproblem am Niederrhein ist daher die Wiederherstellung der lateralen Vernetzung des Stromes mit Auengewässern und Innundationsgebieten, sei es durch eine Verbesserung der Anbindungsverhältnisse existierender Altarme, durch die Schaffung neuer Überschwemmungsflächen oder durch die Anbindung bisher isolierter Nebengewässer. Für eine Umgestaltung und gezielte Renaturierung von rheinangebundenen Baggerseen zu altarm-ähnlichen Gewässern mit Reproduktionsmöglichkeiten für phytophile Arten wurden bereits konkrete ökotechnische Konzepte erarbeitet (SPÄH 1993).

Die besondere Bedeutung der lateralen Vernetzung von Strom und Nebengewässern wird jedoch auch aus der Tatsache ersichtlich, dass selbst eine so ubiquitäre Art wie der Brachsen für den Erhalt ihrer Bestände im Rhein auf hochproduktive Reproduktionsgebiete in Nebengewässern angewiesen ist. Rheinangebundene Baggerseen erwiesen sich für viele Fischarten als wichtige Reproduktionszonen mit enorm hohen Jungfischdichten. Aufgrund der jederzeit möglichen Abwanderung von Jungfischen kann die hohe Produktivität dieser Seen daher einen erheblichen Beitrag zur Rekrutierung der Rheinischbestände leisten. Die rheinangebundenen Bag-

gerseen sollten als hochproduktive Reproduktionsstätten in einer an natürlichen Auengewässern armen Landschaft möglichst erhalten werden.

7. Zusammenfassung

Die Untersuchungsergebnisse belegen eine Rehabilitation der Fischartengemeinschaft im Niederrhein, die im wesentlichen auf die Verbesserung der Wasserqualität zurückgeführt werden muss. Insbesondere die ökologisch anspruchsvolleren Arten aus der Gruppe rheophiler Kieslaicher, deren Bestände in der Vergangenheit weitgehend ausgelöscht oder dramatisch zurückgegangen waren, finden im Rhein wieder gute Reproduktionsmöglichkeiten vor. So haben sich inzwischen so starke Barben-Bestände etabliert, dass diese noch vor 10 Jahren seltene Art wieder streckenweise die Fischartengemeinschaft dominiert. Auch die Nase weist ein so hohes Reproduktionspotential auf, dass sie in günstigen Jahren die häufigste Brutfischart im Strom ist. Diese Entwicklung ist aber eindeutig an das Vorhandensein längerer, unverbauter Flussabschnitte mit naturnahen Kiesstrecken vor breiten Uferbänken gebunden, wie sowohl die Verbreitung der Laichfische als auch die räumliche Verteilung von Larven und Jungfischen zeigt. Diese Uferabschnitte sind daher unbedingt zu erhalten. Generell ist das Jungfischaufkommen im Strom, auch bei eurytopen Arten, abhängig von der wasserstandsbeeinflussten Verfügbarkeit geeigneter Jungfischhabitate. Die große Variabilität in der Zusammensetzung der Jungfischgemeinschaft ist in erster Linie auf die natürliche Dynamik der Wasserstandsschwankungen zurückzuführen. Es wurde gezeigt, dass für das Jungfischaufkommen als wertvoll einzustufende Uferstrukturen nur einen geringen Anteil an der Uferlinie haben und zudem nur in einem engen Bereich der natürlicherweise auftretenden Wasserstandsschwankungen ausgebildet sind. Die Realisierung strukturverbessernder Maßnahmen zur Förderung des Jungfischaufkommens im Hauptstrom sowie Maßnahmen zur Vernetzung von Hauptstrom und Nebengewässern sind dringend erforderlich, um eine Entwicklung der Fischartengemeinschaft des Niederrheins in Richtung des natürlichen Leitbildes zu fördern.

Summary

Results from recent ichthyological surveys in the Lower Rhine River, both with regard to adult fish stock composition and to 0+ fish assemblages, reveal a rehabilitation of the river's fish fauna because of increasing species richness and increasing stock densities of formerly rare species. This has mainly be attributed to the improvement of water quality during the last two decades. Especially rheophilic gravel-spawning species with specific autecological requirements during the reproductive exhibited a high reproductive potential in the epipotamon of the Lower Rhine River. During the last decade strong

barbel-stocks (*Barbus barbus*) have developed, so that this formerly extremely rare species is recently dominating the fish community in distinct river stretches. Although the nase (*Chondrostoma nasus*) is up to now occurring with only low stock densities, an enormous reproductive potential has been observed making 0+ nase the most abundant fry species in some years. This development is depending on the existence of almost natural river stretches with broad and gentle sloped gravelbanks in the inner curves of meanders not affected by hydraulic engineering measures. This has been demonstrated by the spatial distribution of adult spawners and also by the distribution and abundance of larval and juvenile 0+ fish. Therefore, these river stretches have to be protected. The 0+ fish recruitment in the main channel is depending on the hydrologically influenced availability of suitable nursery grounds for both, eurytopic and rheophilic species. A strong interannual variability in the assemblage structure and abundance of 0+ fishes is predominantly caused by naturally occurring water-level fluctuations. It has been shown, that inshore structures representing suitable nursery habitats are forming only a small proportion of the shoreline of the complete watercourse in the Lower Rhine River. Additionally, these inshore structures develop only within a small range of the occurring water-level-fluctuations. Therefore, several measures to improve inshore structuring are required with regard to the enhancement of 0+ fish recruitment in the main channel of the Lower River Rhine. Additionally, lateral connections between main channel and inundation areas or lentic sidewaters have to be created to improve habitat conditions for stagnophilous and phytophilous species.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft NRW durchgeführt und mit Mitteln der Fischereiabgabe, die vom Fischereibeirat des Landes Nordrhein-Westfalen bereitgestellt wurden, finanziert. An der Finanzierung der Folgeuntersuchungen beteiligte sich auch die Rheinfischereigenossenschaft, Bonn.

8. Literatur

- BALON, E. K. (1975):
Reproductive guilds of fishes: a proposal and definition.-
J. Fish. Res. Board Can. 32: 821-864.
- BORNE, M. von dem (1882):
Die Fischereiverhältnisse des Deutschen Reiches, Österreich-Ungarns, der Schweiz und Luxemburgs.- Hofbuchdruckerei W. Moeser, Berlin, 304 S.
- BÜRGER, F. (1926):
Die Fischereiverhältnisse im Rhein im Bereich der preußischen Rheinprovinz.- Zeitschr. f. Fischerei 24: 217-399.
- De GROOT, S. J. (1989):
The former allis and twaite shad fisheries of the lower Rhine, The Netherlands.- Int. Coun. Explor. Sea, C.M. 1989/M: 19, 12 pp.
- FRIEDRICH, G. (1989):
The River Rhine.- in: Lampert, W.; Rothhaupt, K.-O. (Ed.): Limnology in the Federal Republic of Germany; for the 24.th Congress of the International Association of Theoretical and Applied Limnology, August 13-19, 1989, München (Plön 1989), 18-24.
- FRIEDRICH, G. & D. MÜLLER (1984):
Rhine.- in: Whitton, B. A. (Ed.): Ecology of European rivers.- Blackwell Scientific Publications, Oxford [u.a.], 265-315.
- IKSR (Hrsg.) (1997):
Bestandsaufnahme der Rheinfischfauna 1995 (im Rahmen des Programmes "Lachs 2000").- Internationale Kommission zum Schutz des Rheines, Technisch-wissenschaftliches Sekretariat, Koblenz.
- LA VALETTE, Freih. v. (1901):
Über die Wanderfische des Rheins.- Fischereizeitung (Neudamm) 4: 534-536.
- LWA (1993):
Rheingütebericht NRW '92.- Landesamt für Wasser und Abfall NRW, Düsseldorf.
- LELEK, A. & G. BUHSE (1992):
Fische des Rheins.- Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 214 S.
- LELEK, A. & Ch. KÖHLER (1989a):
Zustandsanalyse der Fischartengemeinschaften im Rhein (1987-1988).- Fischökologie 1: 47-64.
- (1989b):
Zustandsanalyse und Prognosen zur Rheinfischfauna.- Studie für das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn, Teil 1 (150 S.) u. Teil 2 (251 S.) (unveröff.).
- MICHLING, G. (1988):
Fischereibiologische Untersuchungen am Rhein in den Grenzen von Nordrhein-Westfalen 1986/1987.- Gutachten im Auftrag der Rheinfischereigenossenschaft, Bonn, 56 S. (unveröff.).
- MILLS, C. A. (1991):
Reproduction and early life history.- in: WINFIELD, E. J.; NELSON, J. S. (Eds.): Cyprinid fishes: systematics, biology and exploitation.- Chapman & Hall, London, 483-508.
- MOLLS, F. (1997):
Populationsbiologie der Fischarten einer niederrheinischen Auenlandschaft - Reproduktionserfolge, Lebenszyklen, Kurzstanzwanderungen.- Dissertation, Universität Köln, 185 S.
- (1998):
Die fischökologische Bedeutung der verbliebenen Altrheinarme des Niederrheins.- LÖBF-Mitteil. 2/1998: 26-30.
- PAVLOV, D. S. (1994):
The downstream migration of young fishes in rivers: mechanisms and distribution.- Folia Zool. 43 (3): 193-208.

- ROUX, A. L. & G. H. COPP (1996):
Fish populations in rivers.- in: Petts, G. E.; Amoros, C. (Ed.): Fluvial hydrosystems.- Chapman & Hall, London, 167-183.
- SCHIEMER, F. (1988) :
Gefährdete Cypriniden - Indikatoren für die ökologische Intaktheit von Flusssystemen.- Natur und Landschaft 63 (9): 370-373.
- SCHIEMER, F.; H. SPINDLER, A. WINTERSBERGER, A. SCHNEIDER & A. CHOVANEC (1991):
Fish fry associations: Important indicators for the ecological status of large rivers.- Verh. Internat. Verein. Limnol. 24: 2497-2500.
- SCHIEMER, F. & H. WAIDBACHER (1992):
Strategies for conservation of a Danubian fish fauna.- in: Boon, P. J.; Calow, P.; Petts, G. E. (Eds.): River conservation and management.- John Wiley & Sons, Chichester u.a., 363-382.
- SPÄH, H. (1993):
Vorschläge zur Verbesserung der Reproduktionsbedingungen für Fische in ausgewählten Nebengewässern des Niederrheins (Strom-Km 733-845).- Studie im Auftrag der Rheinfischereigenossenschaft, Bonn (unveröff.).
- SRU (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN) (1976):
Umweltprobleme des Rheins.- Verlag Kohlhammer, Stuttgart, 258 pp.
- STAAS, St. (1997):
Das Jungfischauftreten im Niederrhein und in angrenzenden Nebengewässern unter Berücksichtigung der Uferstrukturen am Strom.- (Hrsg.): Landesanst. f. Ökol., Bodenordg. u. Forsten/Landesamt für Agrarordg. NRW, LÖBF-Schriften. Bd. 12, 114 S.
- STAAS, ST. & D. NEUMANN (1998):
Jungfisch-Artengemeinschaften als Bioindikator für die ökologische Qualität des nordrhein-westfälischen Reinabschnitts.- Studie für das Ministerium für Umwelt, Raumordnung u. Landwirtschaft (unveröff. Zwischenber.).
- TITTIZER, T. & F. KREBS (Hrsg.) (1996):
Ökosystemforschung: Der Rhein und seine Auen - eine Bilanz.- Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 468 S.
- URK, G. van & H. SMIT (1989):
The Lower Rhine: Geomorphical changes.- in PETTS, G. E., H. MÖLLER, A. L. ROUX (Eds.): Historical change of large alluvial rivers.- Chichester, New York, Brisbane (John Wiley & Sons), 167-182.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Stefan Staas
Zoologisches Institut der
Universität zu Köln
D-50923 Köln

Aktuelle ökologische Probleme in Fließgewässern

Dietrich NEUMANN

1. Einleitung

Fließgewässer sind auf ihrem Wege zu den Ästuaren der Meeresküsten gleichsam Einbahnstraßen mit einer ständig zunehmenden Wasserfracht. Die chemische Wasserzusammensetzung, die Morphologie des Flussbetts mit seinen Ufern und die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft mit benthischen und planktischen Organismen sowie Fischen unterliegen auf diesem Wege mannigfaltigen natürlichen Wandlungen. In Mitteleuropa haben die Fließgewässer in den letzten zweihundert Jahren infolge der zunehmenden Besiedlung und Nutzung der Flussniederungen jedoch folgenreiche Umgestaltungen erfahren. Die dabei vorgenommenen technischen Eingriffe betrafen Uferverbauungen, Begrädigungen, Stauhaltungen, Eindeichungen, Trink- und Brauchwasserentnahmen, Abwassereinleitungen aus Kommunen und Industrien, die Einrichtung von Kraftwerken für die Stromerzeugung und, in den großen Strömen, Wasserbau-Maßnahmen für die Schifffahrt. All diese Umgestaltungen veränderten das Abflussregime, den Sedimenttransport, den Chemismus, die Flussbiozönosen und die Feuchtgebiete der angrenzenden Aue, lange bevor man durch biologische und hydrologische Forschungen ein hinreichendes ökologisches Verständnis für die Fließwassersysteme und die Auswirkungen der technischen Maßnahmen gewonnen hatte.

Die Gewässergüte der Fließgewässer unterliegt heute im Hinblick auf die Trinkwassernutzung der Uferfiltrate des Flusswassers staatlichen Richtlinien. Sie wird von den Arbeitsgemeinschaften der Trinkwasserwerke sowie den zuständigen landeseigenen und bundesstaatlichen Institutionen überwacht. Dazu werden die benthischen Leitorganismen des Saprobien-systems verwendet (FRIEDRICH 1990) und solche chemischen Parameter, die von ökosystemarer Relevanz sind: die Sauerstoff- und Ammoniumkonzentrationen, das Sauerstoffproduktionspotential-SPL, der Biochemische Sauerstoffbedarf-BSB, die Phosphat-, Nitrat- und Nitritwerte sowie die Mengen von adsorbierbaren Organohalogenverbindungen (AOX) (Beispiele für den Rhein: SCHALEKAMP 1993, LWA-NRW 1997). Chlorid- und Schwermetallbelastungen, Gentoxine und viele andere chemische Stoffe werden außerdem berücksichtigt. Mit Gewässerstruktur-Kartierungen wird darüber hinaus versucht, ökologisch verbesserte Konzepte für den Wasserbau und für die Landschaftsplanung im Grenzbereich der Ufer und Auen zu gewinnen (FRIEDRICH & LACOMBE 1992).

Viele Fragen nach den genauen ökophysiologischen und populationsökologischen Ursachen für die seit dem Beginn dieses Jahrhunderts festgestellte Verarmung der einheimischen Fließwasserbiozönosen und für deren aktuelle Veränderungen sind jedoch bis heute unzureichend beantwortbar, es sei denn, dass die direkten Auswirkungen von übermäßiger saprobischer Belastung oder von stark toxischen industriellen Abwässern offensichtlich waren. Zu den unbeantworteten Fragen sind beispielsweise zu zählen: die Ursachen für den Rückgang oder das Verschwinden vieler typischer Wasserinsekten, die Ursachen für den Rückgang von sich selbst reproduzierenden Forellen- und Äschenbeständen in den Oberläufen, oder die Ursachen für das Aussterben des Lachses im Rheinsystem während der ersten drei Jahrzehnte unseres Jahrhunderts. Auch die Ursachen für die schnelle Ausbreitung und vorübergehende Dominanz von eingeschleppten Tierarten (Neozoa) oder für die konkreten ökosystemaren Beziehungen zwischen Hauptstrom und Altarmen der Flussaue harren gleichfalls der eingehenderen ökologischen Klärung.

Die Antworten auf solche Fragen lassen sich nicht im Rahmen eines faunistischen oder floristischen Monitorings finden. Für diese Fragen sind gezielte Fallstudien erforderlich, je nach Problem mit ökophysiologischer oder populationsökologischer oder ökosystemarer Fokussierung. In einer Kombination von Freiland- und Laboruntersuchungen werden sich hieraus Kenntnisse und Einsichten einstellen, von denen aus dann ökologische Konzepte für weitere Sanierungsmaßnahmen, zusätzlich zu den bereits bestehenden Klärwerk- und Hochwasserschutzmaßnahmen, überzeugend entwickelt werden könnten.

2. Der Istzustand im Rheinsystem

Bei ökologischen Bewertungen von Fließgewässern sind stets die lokalen geographisch-geologischen Verhältnisse sowie die zurückliegenden wasserbaulichen Geschehnisse mitzuberücksichtigen. Ich werde mich daher im Folgenden in erster Linie auf den Rhein, insbesondere den Niederrhein beziehen, einschließlich von Teilen seines Wassereinzugsgebiets, da mir diese Gebiete aus eigenen Untersuchungen und denen meiner Arbeitsgruppe besonders vertraut sind (NEUMANN 1994). Die dort von uns ermittelten ökologischen Befunde dürften aber auch für ähnliche Fließgewässerstrecken anderer Gebiete gelten, so dass diese Fallstudien auch dort zur Klä-

zung von Fragen über die Flussbiozönosen und zur Vorbereitung von weiteren möglichen Sanierungsmaßnahmen beitragen können.

Der Rhein war in den ersten Jahrzehnten des 19. Jahrhunderts in den Bereichen seines Oberrheinabschnitts zwischen Basel und Karlsruhe noch eine von den natürlichen Strömungskräften bestimmte Furkationszone, wo Haupt- und Nebengerinne, Kies- und Sandbänke, Inselbildungen, Altarme und Auwälder, also eine Vielzahl von Biotopen existierten (Abb. 1). Auch in der Mäanderzone des Niederrheins kam es bis zu Beginn des 19. Jahrhunderts immer wieder zu Verlagerungen des Hauptstroms und zur Neubildung von Altarmen in der bereits seit vielen Jahrhunderten relativ dicht besiedelten Auenlandschaft.

Diese Naturlandschaften sind im Verlauf der letzten 200 Jahre, mit Ausnahme einiger Naturschutzgebiete in der ehemaligen Rheinaue, in technologisch durchgeplante und flurbereinigte Kulturlandschaften umgewandelt worden. Der Rhein selbst ist heute eine kanalisierte internationale Schifffahrtsstraße, seine Auenregion wird von Landwirtschaft, Industrien und Siedlungen vielseitig genutzt. Der biozönotische Zustand ist gekennzeichnet durch Artenverluste, durch einen Rückgang von Bestandsdichten und durch eine Bevorteilung einzelner Organismengruppen, die entweder infolge des Wasserbaus oder infolge chemischer Wasserbelastung begünstigt bzw. nicht beeinträchtigt wurden (vgl. TITTLER & KREBS 1996).

Die Rheinwasserqualität war im Verlauf dieser Veränderungen an Mittel und Niederrhein gegen Ende der sechziger Jahre dieses Jahrhunderts infolge der übermäßigen Abwassereinleitungen in einen unhaltbaren Zustand geraten. So war im Juni 1971 das Mittelrheinwasser infolge saprobisch bedingter Sauerstoffzehrung für einige Tage total sauerstofffrei. Besucher des Niederrheinufers aus jenen Jahren erinnern sich noch heute lebhaft an die von Phenolen geprägte, aus Industrieabwässern stammende Duftwolke des Stroms. Die Makrozoobenthos-Biozönose war daher hier zu dieser Zeit völlig verödet (SCHILLER 1990).

Im Zuge der 1965 von den Anrainer-Ländern gebildeten Arbeitsgemeinschaft zur Reinhaltung des Rheins wurden dann endlich die längst fälligen, wenn auch kostenaufwendigen Schritte für eine Sicherung der Wasserqualität eingeleitet, so dass in den siebziger Jahren längs des Stroms Klärwerke für die industriellen Einleitungen und zweistufige biologische Kläranlagen für die kommunalen Abwässer in Betrieb genommen werden konnten. Der Fluss begann sich danach ökologisch zu erholen und erreichte innerhalb weniger Jahre über weite Strecken einen nur noch mäßig saprobisch belasteten Zustand und er befrachtete nunmehr nur noch eine um Größenordnungen verringerte Chemikalienlast (MALLE 1991).

Dabei verschwanden die starken Sauerstoffdefizite in der fließenden Welle erstaunlich schnell (Abb. 2), und erstaunlich schnell kehrten die ersten Wasserin-



Abbildung 1

Der Oberrhein am Isteiner Klotz im Jahre 1834, stromaufwärts gesehen. Nach einem Gemälde von Peter Birrman (Kunstsammlung Basel).

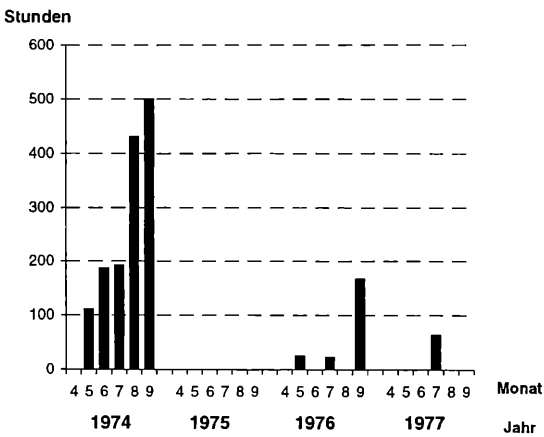


Abbildung 2

Die Verminderung der Sauerstoffdefizite am Niederrhein nach Inbetriebnahme der zweistufigen vollbiologischen Kläranlagen (nach Messungen des LWA-NRW in Bad Honnef, Rhein-km 642). Dargestellt sind jeweils die Stundensummenbeträge für Sauerstoffkonzentrationen 4.0 mg/l bei Temperaturen 15.0° C zwischen April und September (LÖBBEL 1990).

sekten wie die Köcherfliege *Hydropsyche contubernalis* aus Nebenflüssen in den Hauptstrom zurück. Mit zwei Generationen im Jahr bildete sich eine ungewöhnlich hohe Larvendichte dieses Insekts aus, und damit zugleich eine reiche Nahrungsbasis für die Fischfauna (BECKER 1987).

Die Phosphorsäureester-Schadstoffwelle vom November 1986, ausgelöst durch den Brand der Schweizerhalle beim Chemiekonzern Sandoz in Basel, verursachte ein massives Fischsterben bis in die Region von Karlsruhe, dem selbst die als robust geltenden Aale zum Opfer fielen (HEIL 1990). Dieses eine breite Öffentlichkeit erneut aufschreckende Umweltsignal wurde von den Politikern als ein eigent-

lich längst fälliger Anlass aufgegriffen, ein intensiveres ökologisches Beobachtungs- und Überwachungssystem längs des Rheins zu planen und die Rhein-Biozönose als einen zuverlässigen kontinuierlichen Güteanzeiger der Wasserqualität weiter aufzuwerten. In den Mittelpunkt dieser ökologischen Rehabilitation des Rheins wurde die Wiedereinbürgerung des im Rhein einst heimischen Lachses gestellt (Programm 'Lachs 2000' der Minister der Rheinanliegerstaaten vom 19. Dezember 1986, IKSR 1996). Damit war ein Ziel gesetzt, Kosten und Mühen nicht zu scheuen, um zukünftig den Hauptstrom und viele seiner Nebengewässer für wandernde Fische wieder durchgängig zu gestalten und insgesamt so zu revitalisieren, dass sich Lachse (Abb. 3) im Flusssystem schließlich wieder selbst reproduzieren können.

Tatsächlich konnten im Rhein und seinen Nebenflüssen in den vergangenen 10 Jahren bereits aufwandernde Großsalmoniden (Meerforellen u. Lachse) beobachtet und zur künstlichen Zwischenvermehrung verwendet werden (SCHMIDT 1996). Ausgesetzte und markierte Meerforellensmolts wurden im niederländischen Küstenbereich wiedergefangen, so dass die grundsätzliche Passierbarkeit des Rheindeltas in beiden Richtungen erwiesen ist (STEINBERG & LUBIENIECKI 1991). Damit sind zwei wichtige Voraussetzungen für eine erfolgreiche Wiederbesiedlung, Wasserqualität der fließenden Welle und grundsätzliche Durchgängigkeit des Stroms, gegeben. Ein weiterer Engpass, wie die unzulängliche Wasserqualität in den Laichgruben der Großsalmoniden im Bereich der Oberläufe, ist jedoch inzwischen erkannt worden (s. 4.1, vgl. auch INGENDAHL i. d. Heft). Das weist daraufhin, dass nicht nur die steilen Flusswehre durch Blockrampen oder Fischtreppen zu ergänzen sind, sondern dass auch das Problem einer kritischen Sauerstoffarmut im Lückensystem der Flussbetten gelöst werden müsste.

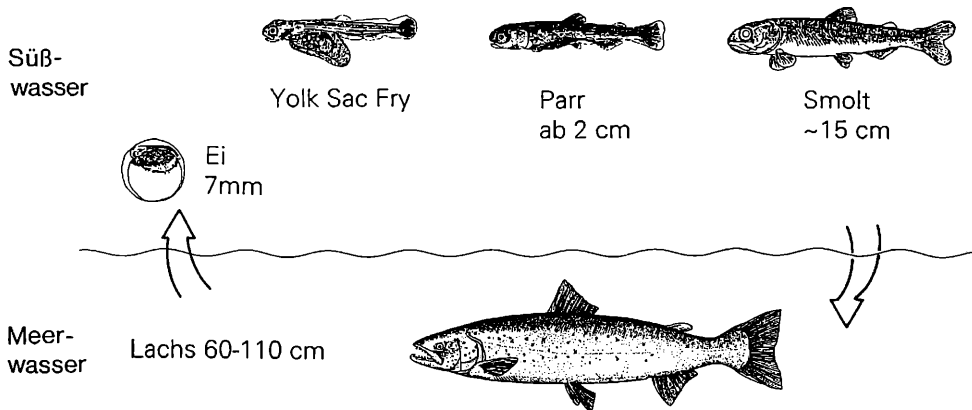


Abbildung 3

Die Entwicklungsstadien des Lachses (*Salmo salar* L.). Die Eier und Dottersacklarven entwickeln sich während der Wintermonate im Lückensystem (Interstitial) kiesiger Oberlaufabschnitte von Fließgewässern (in 10 bis 40 cm Tiefe), meist am Übergang zwischen 'Stille' (pool) und 'Rausche' (riffle) (INGENDAHL et al. 1995). Die Larven verlassen im Frühjahr als Parrs das Sediment, ernähren sich vom Makrozoobenthos und wandern nach 1 bis 2 Jahren als Smolts ins Meer ab. Nach drei bis mehr Jahren versuchen dann die zur Laichgröße herangewachsenen Altlachse zu den Laichgründen in den kiesigen Oberläufen eines Flusssystemes aufzusteigen.

3. Ökologische Überwachungskonzepte

Viele einheimische Makrozoobenthosarten des Gewässergrunds und der Ufer eignen sich als Indikatoren für den saprobischen Belastungszustand von Fließgewässern, infolge ihrer unterschiedlichen Toleranz gegenüber dem saprobischen Verschmutzungsgrad, infolge ihrer hohen Vermehrungsrate und relativ schnellen Verbreitung sowie infolge ihrer im Vergleich zu den Fischen relativ leichten Zugänglichkeit und Bestimmbarkeit. Die ein- oder zweimal jährlich mit Hilfe des Saprobien-systems erhobene Gewässergüte bildet daher ein weithin angewandtes Langzeit-Monitoringverfahren (FRIEDRICH 1990). Für die schnellere Erkennung ökotoxischer Belastungen sind darüber hinaus andere Indikatoren-systeme (Abb. 4) erarbeitet worden (GUNKEL 1994).

Für die Makrozoobenthos-Überwachung des Rheins ist die Wiederzunahme der Artenzahl ein hilfreiches ökologisches Messinstrument. Hinsichtlich der detaillierten ökologischen Bedingungen im Strom ist es jedoch leider wenig aussagekräftig, da die genaueren Lebensansprüche der Arten bislang wenig erforscht sind, also die Anpassungen gegenüber Wasserchemismus, Strömung, Ernährungs- und Substratfaktoren, gegenüber Fraßdruck durch räuberische Arten oder interspezifische Konkurrenz, oder gegenüber kurzfristigen Wasserstandsschwankungen oder gegenüber terrestrischen Strukturen der Ufer

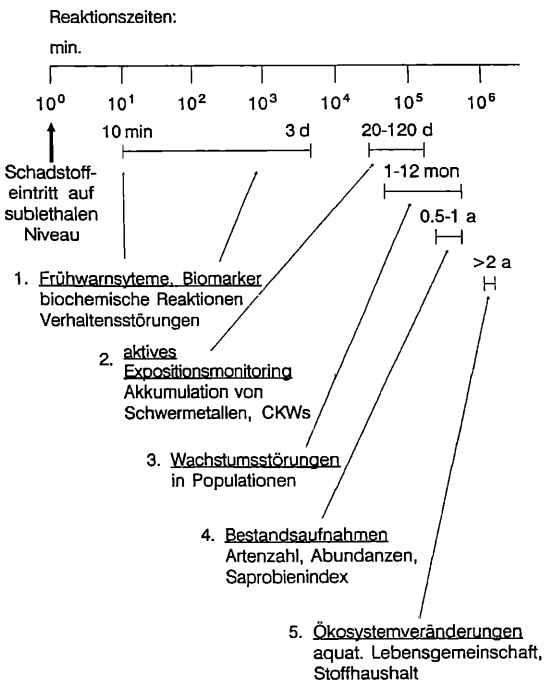


Abbildung 4

Bioindikationssysteme zur Gewässerüberwachung, geordnet nach den beobachtbaren Schadstoffwirkungen auf die jeweils zur Beurteilung herangezogenen Organismen in Abhängigkeit von der Zeit seit Schadstoffeintritt (NEUMANN 1993).

und der Aue (für die Adultstadien der Wasserinsekten). Erschwerend für diese Überwachung kommt auch hinzu, dass seit der Wiedererholung der Biozönose stets wenige Arten dominierten, und diese wiederum nur für wenige Jahre. In der überwiegenden Mehrzahl waren dieses am Niederrhein darüber hinaus Neozoa (vgl. KURECK i. d. Heft), die vormalig in Mitteleuropa nicht heimisch waren und denen man im Rahmen des Saprobien-systems keine Saprobienzahl zuordnen kann. Für den Rhein selbst bieten daher die von der Biozönose mitbeeinflussten chemischen Parameter (s.o.) derzeit die verbindlichsten Kriterien für die Güte der fließenden Welle.

Für die Verödung der Biozönosen längs der saprobischen Hauptbelastungsstrecken des Rheins war, so wie an anderen Fließgewässern mit entsprechenden Belastungen, der Sauerstoffgehalt ohne Zweifel ein Kardinalfaktor. Eine differentielle Korrelation zwischen den Saprobienzahlen der einzelnen Arten und den Sauerstoffkonzentrationen dürfte aber kaum möglich werden, da eine Anzahl von Makrozoobenthos-Arten im Laborexperiment durchaus eine große Bandbreite von Sauerstoffkonzentrationen toleriert und sogar noch bei niedrigen Sauerstoffwerten wachsen kann, was mit deren Freilandvorkommen wenig in Einklang steht. Beispielsweise hat die Schnecke *Theodoxus fluviatilis* aufgrund der Freilandhebungen einen Saprobiewert von 1.7 mit einem als 'ziemlich gut' eingestuften Indikationswert von 8, was insgesamt ihr Vorkommen in gering belasteten und daher auch sauerstoffreichen Gewässern angemessen beschreibt. Im Labor zeigte sich jedoch, dass *Theodoxus* bei sehr niedrigen Sauerstoffwerten über Tage aktiv bleibt oder dass die Schnecke *Bithynia tentaculata* (Saprobiewert 2.3, Indikationswert 8) ihre Embryonalentwicklung noch bei Sauerstoffsättigungen von nur 30 % zu 70% erfolgreich abschließt (NEUMANN et al. 1994a). Im Freiland werden also noch andere Bedingungen als die unmittelbaren Sauerstoffkonzentrationen die Existenz dieser Arten limitieren. Bei *Theodoxus* sind es vielleicht bestimmte Ernährungsansprüche, die mit dem saprobischen Sauerstoffmilieu korreliert sind.

Aufgrund des Fehlens ökophysiologischer und populationsökologischer Untersuchungen zu den Saprobien-Werten sowie aufgrund einiger unvermeidbar vager Kriterien des Saprobien-systems sind daher immer wieder kritische Anmerkungen gemacht worden, zuletzt m. W. durch MARTEN & REUSCH (1992). Von daher erscheint es bei der generell angestrebten Verbesserung der Güte der Fließgewässer bislang als schwierig, ökologische Rehabilitationskonzepte zu formulieren, es sei denn durch ein Festsetzen von numerischen Zielvorgaben bei den Konzentrationen chemischer Stoffe und saprobischer Einträge.

Eine allgemeine Darstellung des gesamten Fließgewässer-Ökosystems bietet das River-Continuum-Konzept (Abb. 5), welches vor allem die trophischen Grundbedingungen (P/R-Verhältnis) und die relative

ve Zusammensetzung der Makrozoobenthoszönose umfasst. Es ist jedoch ein Konzept, dass die naturnahen, also die unbelasteten Fließwassersysteme zum Thema hat. Darüber hinaus klammert es die eingebundenen Stillwassergebiete in den Auen aus, in denen sich längere Aufenthaltszeiten des Wassers und besondere Planktonentwicklungen sowie Fischansammlungen einstellen (s. 4.3 bis 4.5).

Für die hier angeschnittene Problematik der morphologisch stark umgestalteten Fließgewässer und die der ökologischen Funktionen von Auengewässern kann das River-Continuum-Konzept keine Ansatzpunkte für Rehabilitationsmaßnahmen liefern. Auch das Monitoring mit Artenlisten und Diversitätsindizes, so wichtig es für die Bewertung von aufeinanderfolgenden Zuständen des Flusses und

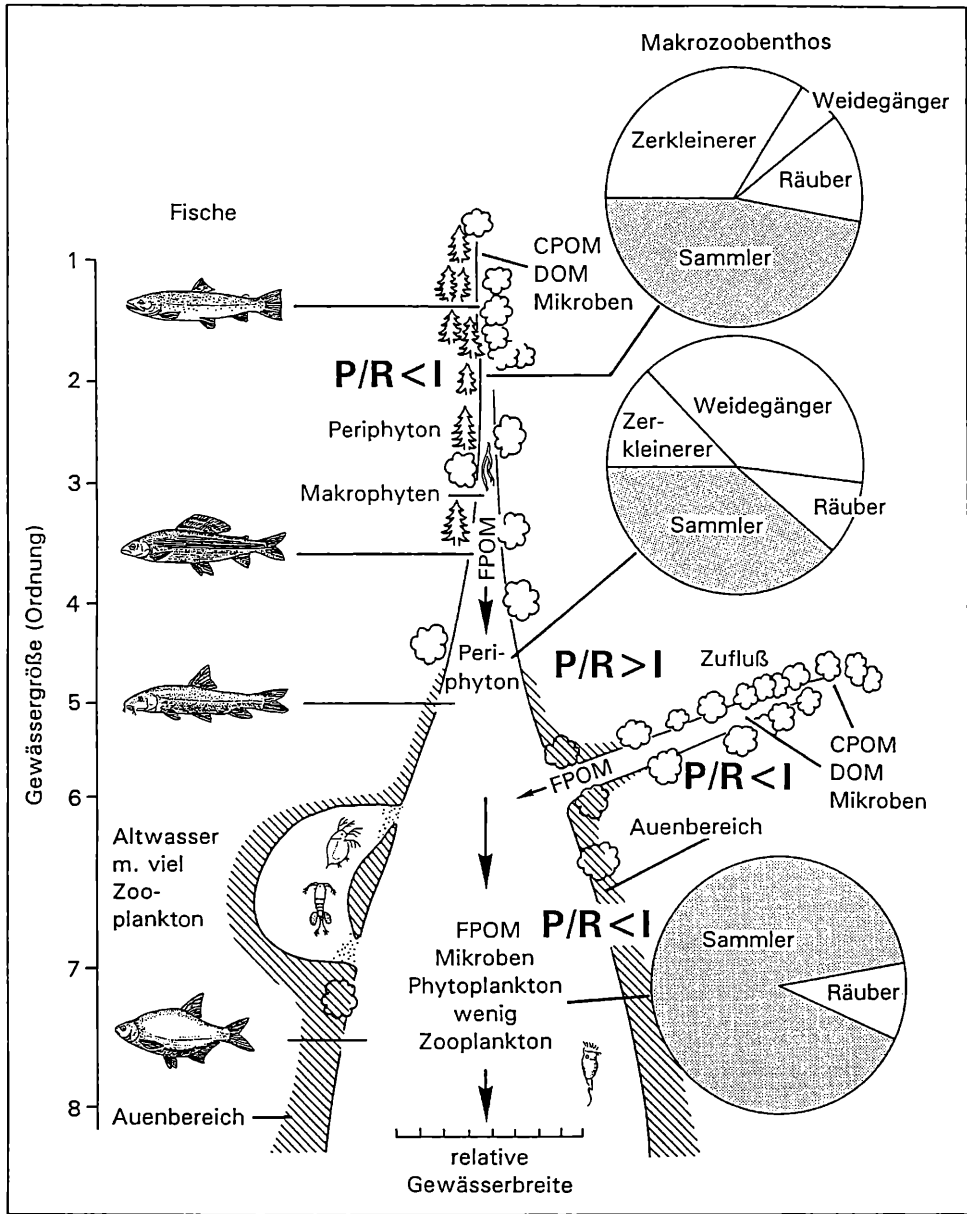


Abbildung 5

Schema für das River-Continuum-Konzept nach VANNOTE et al. 1980, ergänzt durch Altwasserbereich und die von stärkeren Wasserstandsschwankungen beeinflussten Uferregionen in der Flussniederung (NEUMANN 1994). Das Schema veranschaulicht die hierarchische Ordnung der Zuflüsse und die Gewässergröße des Hauptfließgewässers zwischen den Quellen und dem Übergang ins Ästuar vor der Meeresküste, es weist auf die unterschiedlichen Fischregionen von Salmoniden (Forelle, Äsche), Barben und Brachsen, weiterhin auf das sich längs der Fließstrecke ändernde Verhältnis zwischen photoautotropher Produktion (P) und Respiration (R) durch Bakterien und Tiere, sowie in den Kreisdiagrammen auf das sich ändernde Häufigkeitsverhältnis zwischen den verschiedenen Ernährungstypen der mehr als 2 mm großen Tiere des Gewässergrunds (Makrozoobenthos). CPOM (coarse particulate organic matter) deutet auf den Eintrag von Grobdetritus (vor allem Falllaub), DOM (dissolved organic material) auf den von Aminosäuren, Polysacchariden und Huminsäuren aus dem Grundwasser der benachbarten Wald- und Wiesengebiete. FPOM (fine p. o. m.) bezeichnet Feindetritus.

für die Dokumentation von bisherigen Sanierungserfolgen ist, hat einen geringen heuristischen Wert, um die einstigen ökologischen Bedingungen für die Artenverluste zu benennen und um darüber hinaus überzeugende neue Ideen für weitere Sanierungskonzepte zu gewinnen. Es soll daher im folgenden erörtert werden, ob zu diesem Zeitpunkt aktuelle ökologische Fallstudien weiterführen können.

4. Fallstudien

4.1 Die ökosystemare Bedeutung der Biofilme im Interstitial der Forellen- und Äschenregion

Einen beachtlichen Fortschritt im ökosystemaren Verständnis der Bergbach-Regionen lieferten die quantitativen Bestimmungen über die Stoffwechselaktivität der heterotrophen Bakterienzooenosen im Interstitial der Sedimente (FIEBIG 1992, FIEBIG & MARXSEN 1992). Deren Biofilme absorbieren aus dem Grundwasser, welches in bergigen Regionen ins Bachbett hineindrängt, die gelösten organischen Verbindungen, was sich im Verlauf des Jahres zu beachtlichen Beträgen organisch gebundenen Kohlenstoffs addiert. Diese organische Substanz wird, wie sich überzeugend in einer Simulationsanlage im Labor mit Hilfe radioaktiv markierter Komponenten des Biofilmsystems zeigen ließ, in die Makrozoobenthos-Nahrungskette des Fließgewässers eingeschleust (FIEBIG 1995).

Da in den durch 'Rauschen' und 'Stillen' strukturierten Fließgewässern der Bergregion auch Wasser der fließenden Welle ins Lückensystem des Flussbetts einströmt, kann die Stoffwechselaktivität der Biofilme des Interstitials durch geringe saprobische Belastungen der fließenden Welle verstärkt werden. Dieses kann dann dort eine vermehrte Sauerstoffzehrung bedingen, die je nach Standort zu leichtem (PUSCH & SCHWOERBEL 1994) oder aber auch zu akutem Sauerstoffmangel führt (INGENDAHL & NEUMANN 1996).

Großsalmoniden wie Meerforellen und Lachse (Abb. 3) suchen in diesen kiesigen Flussregionen ihre Laichplätze. Beim Schlagen der Laichgrube wird der Kies umgeschichtet, dabei wird das Feinsediment ausgeschwemmt, so dass die dotterreichen Eier in einem anfänglich gutdurchströmten, sauerstoffreichen Interstitial zu liegen kommen. Eine Verschlechterung dieses Zustands tritt dann ein, wenn infolge der Schwebstofffracht des Flusses innerhalb weniger Wochen wieder eine Kolmation des Sediments einsetzt und/oder die Zehrungsprozesse sich stärker auswirken. Kontinuierliche Sauerstoffkontrollen an solchen Standorten zeigten, wie erschreckend schnell die Sauerstoffwerte bei dem derzeitigen Abflussgeschehen eines naturnah strukturierten Kleinflusses im Bergischen Land absinken können, und zwar bis unter die kritische Grenze, die die Lachsbrut bis zum Frühjahr benötigt (Abb. 6). Dieselben Prozesse, Kolmation und Zehrung, dürften vermutlich auch die Produktivität vie-

ler Makrozoobenthos-Arten beeinträchtigen und damit zusätzlich das Jungfischauftreten in der Salmonidenregion nachteilig beeinflussen.

Sauerstoffmangel im kiesigen Interstitial erschwert daher eine Lachswiedereinbürgerung mit sich selbst reproduzierenden Populationen (vgl. INGENDAHL i. d. Heft). Vermutlich war dieser ökophysiologische Engpass die wesentliche Ursache für den Rückgang der natürlichen Lachsbestände zu Beginn unseres Jahrhunderts.

Elektrobefischungen in 22 Bächen und Kleinflüssen der Forellen- und Äschen-Regionen im Wassereinzugsgebiet der nordrheinwestfälischen Sieg durch MOLLS & NEMITZ (1998) zeitigten, dass in einigen Oberläufen und zahlreichen Unterläufen heute eine gestörte Forellen- und Äschenreproduktion weitverbreitet ist. Dieses ist vermutlich auf die gleichen, oben bereits genannten Gründe zurückzuführen, also auf eine zu starke Trübstoff- und Nährstoffbelastung der fließenden Welle, z.B. nach Regenfällen, aber auch auf einen zu starken Verbau der Fließstrecken mit der Folge einer Verminderung der flach überströmten Rauschen-Abschnitte.

Diese Studien machen darauf aufmerksam, dass es an der Zeit ist, in den Fließgewässern der Mittelgebirge nach all den vielen strukturellen Eingriffen und Einleitungsnutzungen erneut (1.) über strukturelle Verbesserungen der Gewässerbetten, (2.) über eine weitere Reduktion von Nährstoff- und Sediment-Einträgen sowie (3.) über die Reinigung von Sedimentstrecken nachzudenken. Nur auf diesem Wege dürften sich die Biozönosen, einschließlich der Salmoniden-Arten, längerfristig rehabilitieren lassen und nur dann könnte das arbeits- und kosten-

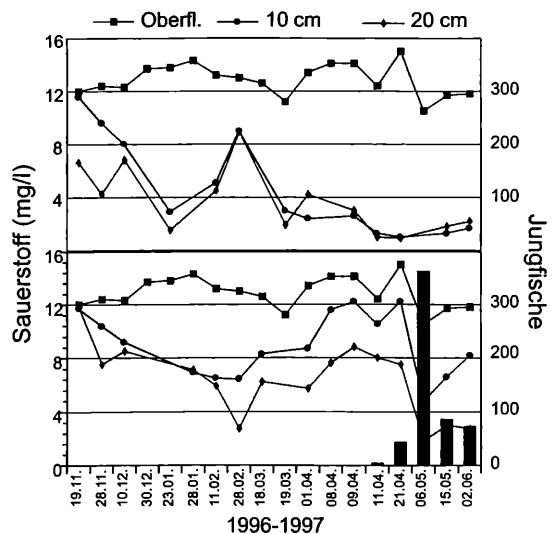


Abbildung 6

Die Sauerstoffkonzentrationen in der fließenden Welle und im Bereich von zwei natürlichen Laichgruben im Kiesbett der Bröl (Nebenfluss der Sieg) in 10 und 20 cm Tiefe, die eine ohne Entwicklungserfolg (oben), die andere mit vermutlich nur mäßigem. Nach Messungen von D. Ingendahl (NEUMANN et al. 1998).

aufwendige Programm Lachs 2000 (und dessen Fortführung) sein Ziel erreichen (NEUMANN et al. 1998).

4.2 Nitritbildung in Sedimenten infolge der zunehmenden Nitratbelastung in kleinen Fließgewässern

Kleine Fließgewässer im Raum von intensiv genutzten Landwirtschaftsgebieten unterliegen seit einigen Jahrzehnten einem Anstieg des Nitratgehalts. Die Konzentrationen können im Sommerhalbjahr in solchen Gewässern 10 mg/l weit übersteigen, wenn im Oberflächenablauf oder im Zulauf aus Dränagegröhen Nitrat mit 100 mg/l und noch weit mehr direkt in die fließende Welle läuft oder wenn nitratbelastetes Grundwasser über das Sediment eindringt. Besondere Folgen für die Interstitialfauna und Epibenthosfauna sind dann zu erwarten, wenn im Sediment durch Zehrungsprozesse nicht nur Sauerstoffmangel, sondern infolge von Denitrifikation dann auch das zellbiologisch äußerst toxische Nitrit in Milligrammkonzentrationen gebildet wird. Diesem Problembereich sind in letzter Zeit einige Studien nachgegangen.

Die Nitritsensitivität von Makrozoobenthos-Arten lässt sich im Labor mit hinreichender Relevanz für die Freilandsituation testen, wenn hierbei die Stickstoffwerte im Durchfluss einigermaßen gleich gehalten und in Korrelation zu Chlorid-Konzentration, Leitfähigkeit, pH und Sauerstoffkonzentration modifiziert werden können. In kurzfristigen Toleranzexperimente (96h LC₅₀) stellten sich die 50%-Mortalitäten jedoch erst bei unökologisch hohen Konzentrationen ein (KELSO et al. 1998). Kritische Konzentrationen, die im Bereich der im Freiland gemessenen Konzentrationen lagen (z.B. 1.8 mg Nitrite-N/l, SCHERWAß et al 1997; bis 1mg Nitrite-N/l, KELSO et al 1998) ergaben sich dagegen, wenn Entwicklungsleistungen über längere Zeiten von 8 bis 20 Tagen geprüft wurden, so bei den Schwämmen *Ephydatia muelleri* und *Spongilla lacustris* (KAHLERT & NEUMANN 1997), bei der Schnecke *Ancylus fluviatilis* und der Zuckmücke *Chironomus piger* (NEUMANN et al. 1994b).

Da zahlreiche Makrozoobenthos-Arten die oberste Sedimentschicht besiedeln, ist es auch wichtig, die Nitritbildung innerhalb dieses Mikrohabitats zu beachten. Dieses lässt sich allerdings nicht mehr zuverlässig im Freiland messen, sondern nur in einer die Freilandsituation simulierenden Laboranlage. Wenn hierbei natürliche Sedimentkerne mit einem nitrathaltigen Standardsüßwasser (14 und 28 mg/l NO₃-N) perfundiert wurden, ergaben sich bei niedrigen O₂-Konzentrationen im Sediment Nitrit-N-Werte von 0.5 bis 2.5 mg/l (STIEF & NEUMANN 1998). Derartige Nitritwerte liegen inmitten des ökophysiologisch wirksamen Bereichs. Es sollte daher den Auswirkungen der hohen Nitratbelastung auf die Biozönose kleiner Fließgewässer zukünftig mehr Aufmerksamkeit geschenkt werden.

4.3 Altersabhängige Kurzstanzwanderungen zwischen Altarmen und Hauptstrom im Lebenszyklus von Brachsen

Wie Abb. 5 unter anderem zu entnehmen ist, ist der Brachse *Abramis brama* (auch Brasse oder Blei genannt) eine Leitform in der Niederungsregion der Flüsse. Seit ehemals ist bekannt, daß die Art ein phytophiler Laicher ist und sich nur dann erfolgreich reproduzieren kann, wenn krautige Uferzonen vorhanden sind. Am Unteren Niederrhein liegen daher die Laichhabitate im Bereich der Altarme mit Röhrichten und submersen Pflanzengesellschaften. Ein besonders geeigneter Standort, den Lebenszyklus der Art genauer zu verfolgen, ergab sich in dem Streckenabschnitt unterhalb der Stadt Rees, wo der Rheinstrom zwischen den hohen Winterdeichen noch Anschluss an zwei Altarme hat (Abb. 7). Durch ein über das ganze Jahr erstrecktes Fangprogramm ließ sich dort der 5- bis 6jährige Lebenszyklus des Brachsen in seinen einzelnen Jahrgängen dort genauer verfolgen (MOLLS 1998a).

Dabei wurden im Frühjahr an den Anbindungspunkten zwischen Altarmen und Rheinstrom zum einen die Aufwanderung der laichreifen Alttiere aus dem Strom festgestellt, und zum anderen in umgekehrter Richtung die Abwanderungen der 1-Generation und der abgelaichten Altische. Die damit zu

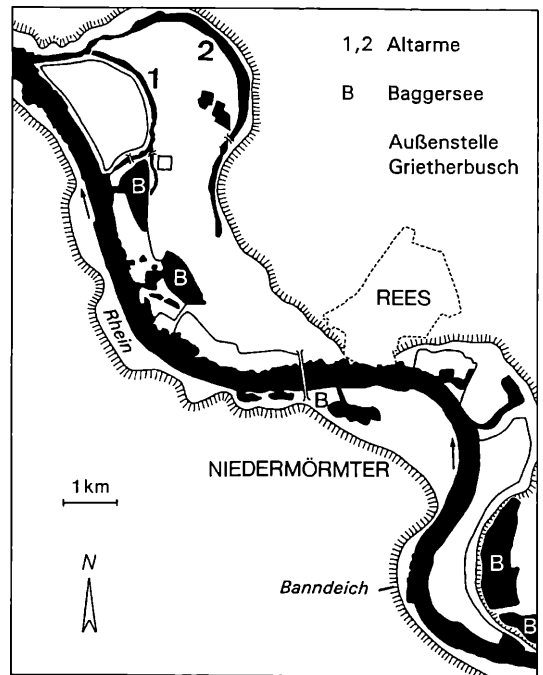


Abbildung 7

Rheinstrom mit Altarmen und stromangebundenen Abgrabungsseen im Deichvorland unterhalb der Stadt Rees (Rhein-km 837). 1: Grietherorter Altrhein, der bis 1819 den Rheinstrom führte, 2: Altrhein Bienen-Praest, der sich als Mäanderbogen in der zweiten Hälfte des 15. Jahrhunderts vom Hauptstrom abtrennte (NEUMANN 1994).

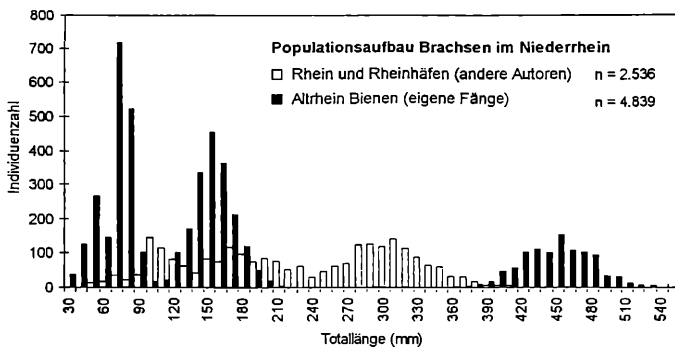


Abbildung 8

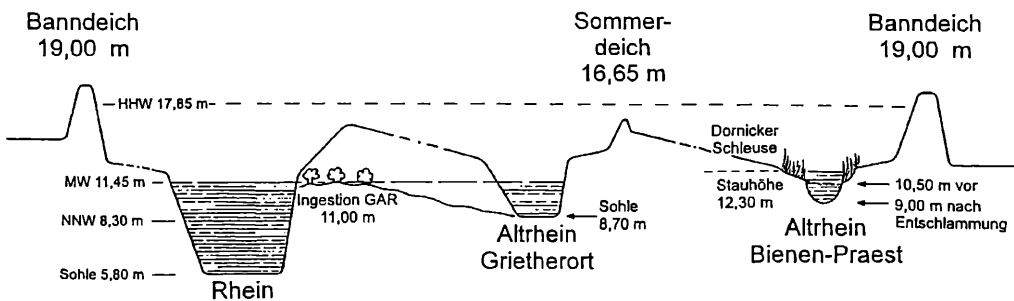
Alterszusammensetzung der Brachsen-Populationen im Altrhein Bienen-Praest (schwarze Säulen, nach Reusen-, Stellnetz- und Uferzugnetz-Befischungen) und im Rheinstrom (weiße Säulen, nach Elektro- und Dredgenbefischungen von MICHLING 1988 und LELEK & KÖHLER 1993) (MOLLS 1997).

erwartende unterschiedliche Altersverteilung der Brachsen zwischen Altarmen und Strom belegen auch die Altersvermessungen (Abb. 8). Im Altrhein fanden sich neben den alten Jahrgängen nur Fische der 0- und der 1-Generation, die dort von dem hohen, im Hauptstrom fehlenden Zooplankton-Angebot profitierten. Die Zwischenjahrgänge waren dagegen regelmäßig in den Fängen aus dem Hauptstrom vertreten, wo sie ein reicheres Angebot an großen Macrozoobenthos-Arten vorfinden (Zebrauscheln, Gammariden u.a.).

Der Niederrhein selbst besitzt bei Rees infolge seiner hohen Wasserstandsschwankungen von bis zu 10 Metern im Jahr keine Makrophytenbestände. Die Altarme des Niederrheins sind daher ein essentieller Biotop für die krautlaichenden Arten des Rheinfischbestands (neben den Brachsen vor allem Güster und Hecht). Nur der Verbund zwischen Strom und pflanzenreichen Stillgewässern garantiert die artgemäßen Kurzstanzwanderungen, den art- und altersgemäßen Ernährungswechsel und die optimale Populationsentwicklung

Dieser Verbund, der am Altrhein Bienen-Praest durch ein Schleusen-Hochwassermanagement geregelt wird, unterliegt in der heutigen Stromlandschaft deutlichen Einschränkungen. Ein Horizontalschnitt veranschaulicht die aktuelle Situation der

Reeser Auenlandschaft (Abb. 9). Infolge (a) der starken Strömung des Unteren Niederrheins mit einer mittleren Jahresabflussfracht von knapp 3000 m³/s und Spitzen bis zu fast 12000 m³/s, weiterhin infolge (b) der Bergsenkungen im Bereich des Ruhrgebiets und einer hierdurch verminderten Sedimentfracht hat sich seit etwa 1900 eine beachtliche Sohlenvertiefung des Rheinbetts in der Größenordnung von 3 Metern ergeben. Die Altarme liegen daher heute quasi terrassenartig überhöht in der Auenlandschaft. Der Altrhein Bienen-Praest steht daher, auch wegen der zusätzlichen Abschottung durch Sommerdeich und Schleusen, nur bei höheren Hochwässern mit dem Rheinstrom in Verbindung. Auch der jüngere Grietherorter Altrhein ist wegen Verlandungen im stromoberen Anschluss und einem Damm im stromunteren Bereich über weite Zeiten des Jahres vom Strom abgeschnitten. So lässt sich gerade in dieser Landschaft, die aus der Vogelperspektive noch wichtige Merkmale eines Niederungsstroms mit seiner angeschlossenen Aue erhalten hat, eindrucksvoll demonstrieren, dass nach dem Ausschalten der einstigen Mäanderdynamik des Flusses irreversible Veränderungen ablaufen, die in zunehmenden Maße den Verbund mit den autotypischen Stillwasserbereichen und ihren Plankton-, Fisch- und Pflanzengesellschaften verloren gehen lassen.



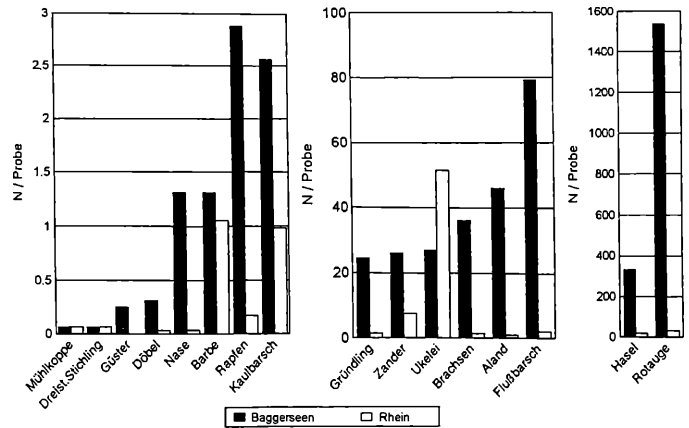
Bezugspunkt: Rheinpegel Emmerich in m ü. NN

Abbildung 9

Schematischer Höhenschnitt durch die Rheinaue mit Rheinstrom und den beiden Altarmen am Unteren Niederrhein bei Rees (vgl. Abb. 7) (NEUMANN 1997). Er zeigt die Sohlenvertiefung des Rheinstroms. Der Grietherorter Altrhein wird durch die stromobere Anbindung bei einem Rheinpegel von etwa 11 m geflutet. Der Altrhein Bienen-Praest ist durch einen Sommerdeich und ein Schleuse vor mittleren Hochwässern geschützt; eine weitere 'Entlastungsschleuse' wird erst bei Wasserständen nahe der Krone des Sommerdeichs geöffnet. HHW: höchstes Hochwasser, MW: Mittelwasser; NNW: niedrigstes Niedrigwasser.

Abbildung 10

Jungfisch-Fanghäufigkeiten im Litoral eines rheinangebundenen Baggersees und den stromaufwärts von diesem gelegenen Rheinufeln (STAAS & NEUMANN 1994).



Anhand der populationsökologischen Konsequenzen für die Fischfauna, insbesondere für deren Jungfischaufkommen, wird die ökosystemare Bedeutung für eine Verknüpfung von Strom und Stillwasser der Aue besonders deutlich. Das belegt auch die folgende Fallstudie.

4.4 Jungfischaufkommen in stromangebundenen Baggerseen

Die besondere fischökologische Bedeutung der Saumbiotope (Ökotope), zu denen die mit dem Hauptstrom zeitweilig oder ständig verbundenen Stillwasser zählen, hat die Arbeitsgruppe Schiemer im Rahmen ihrer populationsökologischen und biozönotischen Donauuntersuchungen überzeugend vorgeführt. Dabei wurde der Indikationswert des Jungfischaufkommen für eine Flussbiozönose exemplarisch herausgearbeitet (SCHIEMER et al. 1991, SCHIEMER & ZALEWSKI 1992).

Am Unteren Niederrhein sind in Folge der Kies- und Sandabgrabungen flächengroße Abgrabungseen entstanden, die mit dem Strom (einst für den Abtransport des Baggerguts) in Verbindung stehen. In unserer Kölner Arbeitsgruppe haben wir uns mehrere Jahre mit dem Plankton- und Jungfischaufkommen dieser stromangebundenen Baggerseen beschäftigt (NEUMANN et al. 1994 c). Diese Stillwasserbereiche besitzen infolge der längeren Aufenthaltszeit des nährstoffreichen Rheinwassers eine hohe Phytoplanktonproduktion, die dann zu hohen Gesamtabundanzen von Zooplanktonarten führt (Copepoden und Cladoceren, im Sommer zeitweilig 300fach höher als im Hauptstrom).

Befischungen mit einem Schubnetz sowie mit Uferzugnetzen ergaben, dass sich Jungfische in hoher Anzahl in diesen Stillgewässern einstellen, und zwar nicht nur die von strömungsindifferenten Arten, sondern auch die von rheophilen, im Untersuchungsjahr 1992 besonders die von Hasel und Aland (Abb. 10). In den Bühnenbereichen des benachbarten Rheinstroms lagen die Abundanzen fast durchweg deutlich niedriger (mit der einzigen Ausnahme des Ukelei, was aber verhaltensbiologische und fangtechnische Gründe zu haben schien, denn die Jung-

fische dieser Art drängen im Rheinstrom zu den Ufern, in den Baggerseen aber bevorzugen sie die offene Wasserfläche).

Wenn man darüber hinaus am Rheinufer die vermutlich hohen Jungfischverluste in Rechnung stellt, zum einen durch Abdrift mit der teils reißenden Strömung, zum anderen durch den von dem dichten Schiffsverkehr verursachten Schwall an den seicht auslaufenden Bühnenfeldern, so wird man diesen Stillwasserbereichen für das Jungfischaufkommen einen hohen fischökologischen Stellenwert zuordnen dürfen (vgl. auch STAAS i. d. Heft). Diese stromangebundenen Baggerseen (Abb. 11) wurden daher als ein populationsökologisch und ökosystemar wichtiger Ersatzbiotop für verlandete oder anderweitig verloren gegangene Stillwasserbereiche der ehemaligen Strom-Auen-Landschaft eingestuft (NEUMANN et al. 1994c, STAAS & NEUMANN 1994, NEUMANN 1997, STAAS 1997).

4.5 Verhalten von Fischschwärmen in stromangebundenen Baggerseen

Die besondere populationsökologische Bedeutung der stromangebundenen Baggerseen zeigt sich auch bei einer Untersuchung der älteren Fischjahrgänge, da diese die Seen als Nahrungsplatz und Zufluchtsort nutzen. Dieses belegen in eindrucksvoller Weise die Echolotuntersuchungen von F. MOLLS (1998 b). Mit dem zur Verfügung stehenden Echographen ließen sich Fische ab einer Größe von etwa 7 cm auf den Echogrammen abbilden (Abb.12). Darunter waren sowohl Halbwüchsige als auch Ausgewachsene, wie mit Hilfe von Stellnetzen kontrolliert werden konnte.

Das auffällige Tag-Nacht-Verteilungsmuster der Fische wurde dabei sichtbar. Bei Tage waren die Tiere schwer auffindbar, da sie sich im Sommer oberhalb der Sprungschicht in ganz wenigen Großschwärmen vereinigten (Abb. 12, oben). Nachts waren sie hingegen ziemlich gleichmäßig über das Epilimnion verteilt und, wie Magenuntersuchungen bestätigten, zur Nahrungsaufnahme unterwegs (Abb. 12, Mitte). Die quantitativ ausgewerteten Echogramme ergaben, dass die Fischdichten ungewöhnlich hoch

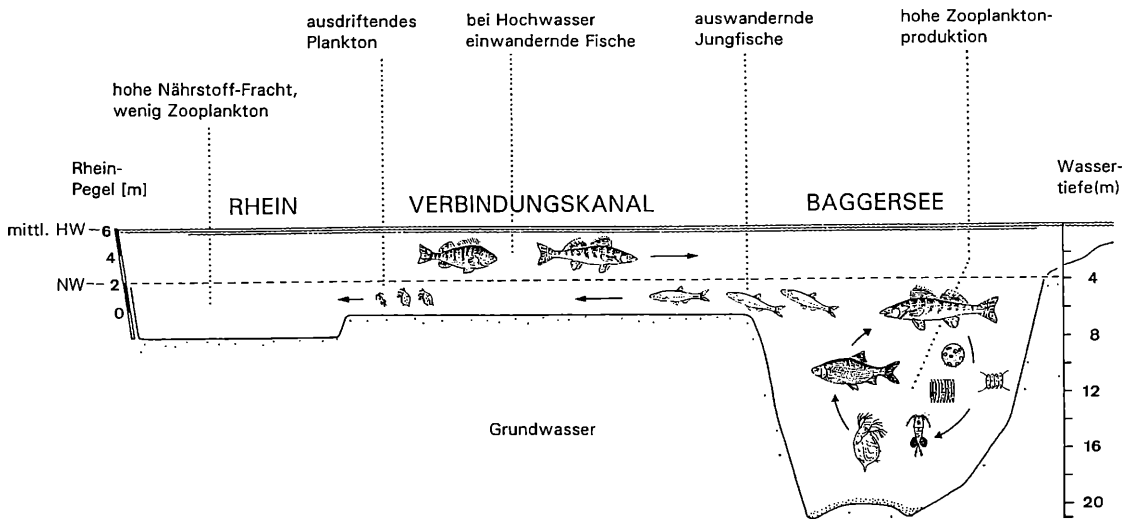


Abbildung 11

Tiefenschnitt von Rheinstrom und einem angrenzenden Baggersee auf der Höhe des Verbindungskanals (NEUMANN et al. 1995).

lagen. Bei aufkommender Hochwassersituation stiegen die Fischdichten zusätzlich (Abb. 12 unten), so dass dann auch bei Tage die Fische in großer Zahl einzeln oder in kleinen Gruppen umherschweben; zusätzlich wurden die größeren Fischwärme häufiger angetroffen. Die Stillwasserbereiche sind also auch Refugialräume bei strömungsungünstigen Situationen. Auch im Winterhalbjahr fanden sich Fischschwärme in größerer Zahl im nunmehr sauerstoffreichen Tiefenwasser dieser Abgrabungsseen. Diese rheinangebundenen, künstlichen Stillwasserbereiche bilden für die Fischfauna des Rheins also in mehrfacher Hinsicht einen ökologisch wertvollen Biotop. Sie dienen als Laichplatz für Barsche, Zander und zahlreiche Weißfischarten, als Abwachsstätten für die Fischlarven und Jungfische, als ergiebige Nahrungsplätze während der Hauptwachstumsphase sowie als Refugialräume in Hochwassersituationen und in kalten Wintermonaten (STAAS 1991, MOLLS 1998b).

5. Schlussbetrachtung und Zusammenfassung

Durch die umfassende Installation von Klärwerken und Abwassersammlern ist in den letzten beiden Jahrzehnten ein enormer Fortschritt für die Verbesserung der Gewässergüte in den allermeisten mitteleuropäischen Fließgewässern unternommen und erreicht worden. Dennoch ist in den ehemals stärker belasteten Fließgewässern der Mittelgebirge und Niederungen eine Artenvielfalt, wie sie noch heute in naturbelassenen Bächen und wenigen naturnahen Flussstrecken anzutreffen ist, nicht wieder aufgetreten. Die verbliebene Nährstoffbelastung und die gelegentlichen, wenn auch nur kurzzeitig auftretenden Spitzen von Abwasserbelastungen oder Biozid-Einschwemmungen, all dieses mag sich daraufhin auswirken, dass sich dort eine artenarme euryöke Fließgewässerfauna ausgebreitet hat und dass vie-

lerorts Fischbesatzmaßnahmen an die Stelle von sich selbst reproduzierenden Fischpopulationen getreten sind. Die diversen strukturellen Verbauungen an Fließgewässern dürften zu diesem Faunenbild erheblich mit beigetragen haben.

Um eine größere Artenvielfalt bis hin zum Lachs zurückzugewinnen, wird man im Wasserbau sich zukünftig fragen müssen, ob einige der Verbauungen wieder aufgeben können. Es ist daher an der Zeit, verstärkt die ökologische Abhängigkeit der Artenvielfalt von den hydrologischen und strukturellen Bedingungen des Flussbetts sowie von einem Nebeneinander von Fließstrecken und strömungsberuhigten Saumbiotopen zu berücksichtigen. Dort wo durch lokale Fallstudien an ausgewählten Artengruppen wie den Fischen Strukturabhängigkeiten fassbar werden, sollten Konzepte für strukturelle und hydrologische Sanierungsmaßnahmen der Fließstrecken entwickelt werden, gegebenenfalls auch für künstlich entstandene Biotope, wenn diese wie beispielsweise die zurückgelassenen stromangebundenen Baggerseen im Deichvorland des Niederrheins, die Merkmale von wichtigen Ersatzbiotopen erfüllen.

Die limitierenden Bedingungen für den Fortbestand oder die Wiedereinbürgerung von Makrozoobenthos- und Fischarten sind im Rahmen von vergleichenden Bestandsaufnahmen (Monitoring) in der Regel nicht entschlüsselbar, aufgrund der Vielzahl von Umweltabhängigkeiten und aufgrund des Umstands, dass selten alle Entwicklungs- und Altersstadien mit ihren oft unterschiedlichen Ansprüchen und Toleranzen berücksichtigt werden können.

Überzeugende Konzepte für die Sanierung von Biotopen und die Wiedergewinnung einstiger Biodiversität, einschließlich der Wiedereinbürgerung des Lachses, lassen sich nur durch gezielte Fallstudien mit klarer ökophysiologischer und/oder popula-

tionökologischer Fragestellung gewinnen. Dafür wurden 5 Beispiele aufgeführt.

Die mit DOM (dissolved organic material) aus dem Grundwasser gespeisten Biofilme im Interstitial der Bergbachregion sind für die Nahrungskette bedeutsam. Eine verstärkte verstärkte Sauerstoffzehrung dieser heterotrophen Biofilmzönosen (infolge zusätzlicher saprobischer Belastung aus der fließenden Welle, infolge einer Kolmation des Lückensystems) beeinträchtigt diese Nahrungskettenfunktion und schädigt die im Interstitial sich entwickelnde Salmonidenbrut. Es ergeben sich daher Hinweise für strukturelle Verbesserungen von Fließstrecken der Salmonidenregion.

Die teilweise hohe Nitratbelastung von kleinen Fließgewässern kann zur Nitritfreisetzung im Interstitial führen, und zwar in Konzentrationen, die die Wachstumsleistungen von Makrozoobenthos-Arten schädigen. Den ökophysiologi-

gische Fragestellung gewinnen. Dafür wurden 5 Beispiele aufgeführt.

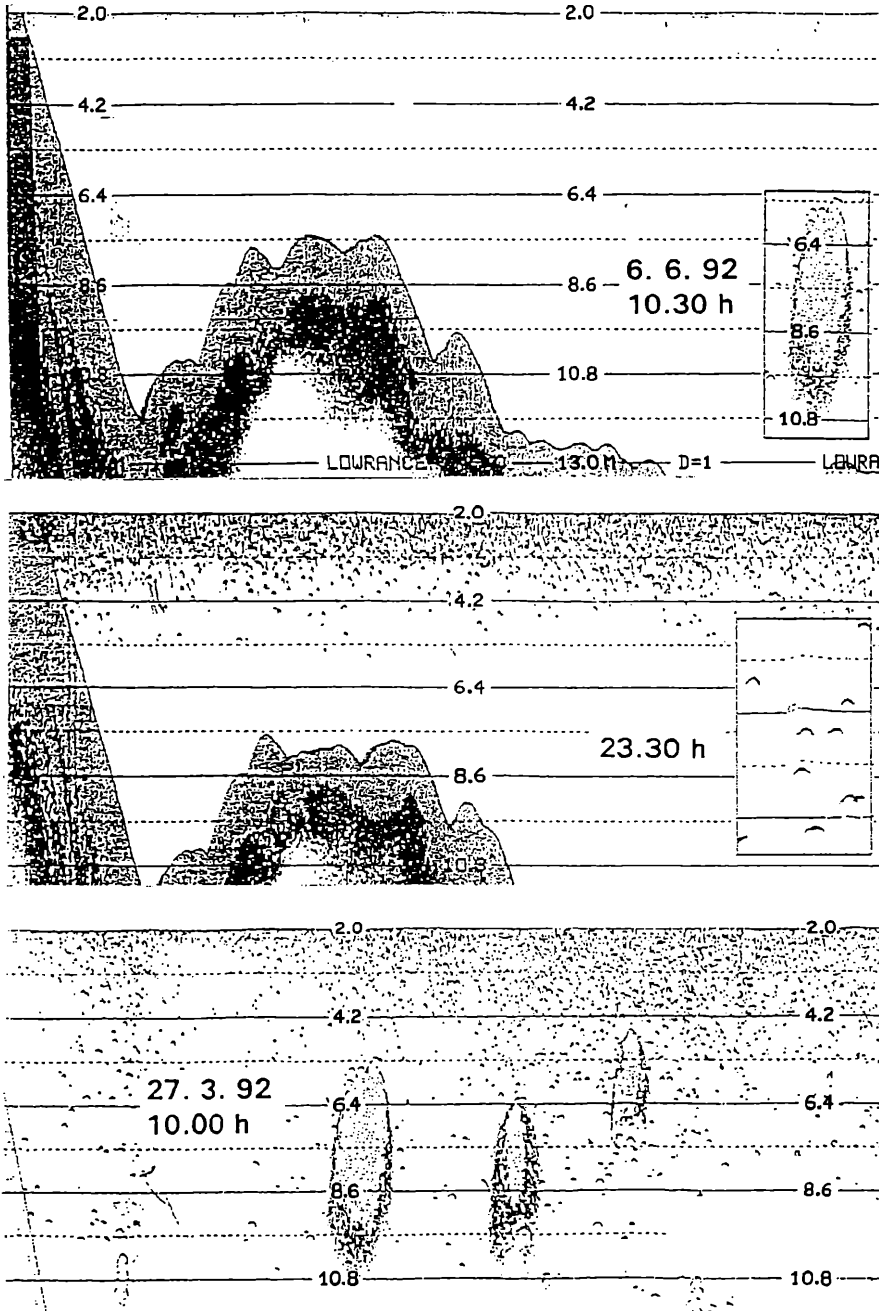


Abbildung 12

Fischbestände eines rheinangebundenen Baggersees nach Echolotstudien von F. MOLLS (1998 b). Oben und Mitte: Fischverteilung (Tiere 7 cm) im Epilimnion des Sommerhalbjahrs bei Tag sowie bei Nacht. Die Einzelfische ergaben unverwechselbare Echogramme (s. herausvergrößertes Echogramm in der mittleren Abb.). Unten: Tagesecho-gramm mit stark erhöhten Dichten von Einzelfischen und Schwärmen während eines schnell im Hauptstrom ansteigenden Hochwassers.

schen und ökosystemaren Auswirkungen der Nitratbelastungen im Bereich des Fließgewässerbett sollte zukünftig mehr Aufmerksamkeit geschenkt werden.

Die wasserpflanzenreichen Altarme der Aue sind die natürlichen Laichhabitats des für den Niederhein typischen potamalen Brachsen, dessen 2- bis 5- Jahrgänge die besten Abwuchsbedingungen im Hauptstrom finden; dieses Rekrutierungspotential der Altarme lässt sich nur nutzen, wenn geeignete Anbindungen zwischen Strom und Altarm erhalten bleiben und die artgemäßen Kurzdistanzwanderungen nicht behindert sind.

Stillwasserbereiche am Rande der großen Ströme begünstigen das Jungfischauftreten vieler potamaler, darunter auch rheophiler Arten. Die rheinangelegenen Baggerseen bilden daher wegen der strengen Wasserführung des Niederrheins und wegen des Fehlens jungerer Seitenarme mit verlangsamter Wasserfracht wichtige Ersatzbiotope für die Fischzönose.

Echolotuntersuchungen belegen darüber hinaus, dass diese Stillwasserbereiche bevorzugte Aufenthaltsorte von Fischen bei Hochwasser und im Winter sind.

Anhand der hier erörterten aktuellen ökologischen Fließgewässerprobleme und der Hinweise auf strukturelle Sanierungsmaßnahmen dürften sich insbesondere Fischzönosen und ihr Jungfischauftreten verbessern lassen, nicht nur für eine 'nachhaltige' (den Bestand erhaltende) Nutzung der Fischfauna, sondern als ökologischer Güteanzeiger der Fließgewässer - einerseits für ein zuverlässiges Biomonitoring längs der für die Trinkwassergewinnung der Ballungsgebiete unverzichtbaren Wasser-Ressource, andererseits für eine Erhaltung der limnischen Biodiversität inmitten der modernen Kulturlandschaften.

Summary

(Actual ecological problems in running waters)

During the last few decades, the water pollution loads in running waters of the German low-mountain regions and the lower Rhine River were strongly reduced, so that water quality as well as species numbers of macrozoobenthos and fish were re-established. However, the unbalanced spectrums of euryoecious species, the required stocking rates for salmonids, and the dominance of some ubiquitous fishes characterize the present, insufficiently recovered, state of reaches of these waters. Convincing concepts for the ongoing rehabilitation of biotopes and biodiversity in these waters cannot be extrapolated from monitoring programmes. These concepts can be only found by ecological case studies that are focused on the ecophysiology and/or population dynamics of selected indicator species. Five examples are presented: (1.) The reproduction of salmonids (trout, grayling, sea trout, salmon) is

limited by the disturbed development of eggs and larvae in the interstice in consequence of colmatage and biofilm activities resulting in oxygen deficits. (2.) High nitrate loads in the run-off of sewage treatment plants and agricultural areas may result in nitrite concentrations in the river bed sediment where in consequence macrobenthic species are impaired (e.g. *Ancylus*, *Chironomus*). (3.) Lentic waters as oxbow lakes with reeds and submerged vegetation are spawning and nursery habitats of potamal bream and other cyprinids of channelized large rivers; connections between the lentic and lotic biotopes are essential for the recruitment of these populations. (4.) Dredged lakes connected with the river offer substitute biotopes for disappearing lentic waters along the river side and the flood plain, with shelter and suitable substrates for the reproduction of both lithophilous and flow-indifferent fish. (5.) These lentic waters additionally offer refuge for riverine fish during both flood events and winter as demonstrated by echogram studies.

Literatur

BECKER, G. (1987):

Net-building behavior, tolerance and development of two caddisfly species from the River Rhine (*Hydropsyche contubernalis* and *H. pellucidula*) in relation to the oxygen content.- *Oecologia* 73: 242-250.

FIEBIG, D. M. (1992):

Fates of dissolved free amino acids in groundwater discharged through stream bed sediments.- *Hydrobiologia* 235/236: 311-319.

— (1995):

Groundwater discharge and its contribution of dissolved organic carbon to an upland stream.- *Arch. Hydrobiol.* 134, 129-155.

FIEBIG, D. M. & J. MARXSEN (1992):

Immobilization and mineralization of dissolved free amino acids by stream-bed biofilms.- *Freshwater Biology* 28, 129-140.

FRIEDRICH, G. (1990):

Eine Revision des Saprobienindex.- *Z. Wasser-Abwasser-Forsch.* 23: 141-142.

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

Ökologische Bewertung von Fließgewässern.- *Limnologie aktuell*. Gustav-Fischer-Verlag Stuttgart. 462 S.

GUNKEL, G. (1994):

Bioindikation in aquatischen Ökosystemen. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 540 S.

HEIL, K. H. (1990):

Die Auswirkungen des Sandoz-Unfalls auf die Biozönose des Rheins.- In: Kinzelbach, R. & G. Friedrich (Hrsg.), *Biologie des Rheins.- Limnologie Aktuell*, Bd.1, 10-26. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

- IKSR (Internationale Kommission zum Schutze des Rheins) (1996):
Das Makrozoobenthos des Rheins 1990-1995 - im Rahmen des Programms "Lachs 2000". Redaktion F. Schöll, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- INGENDAHL, D.; A. MARTY, M. LARINIER & D. NEUMANN (1995):
Die Charakterisierung von Laichplätzen des Atlantischen Lachses und der Meerforelle in einem Fluss der französischen Pyrenäen.- *Limnologia* 25, 73-79.
- INGENDAHL, D. & D. NEUMANN (1996):
Possibilities for successful reproduction of reintroduced salmon in tributaries of the River Rhine. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 113 (Large Rivers 10), 333-337.
- KAHLERT, M. & D. NEUMANN (1997):
Early development of freshwater sponges under the influence of nitrite and pH.- *Arch. Hydrobiol.* 139, 69-81.
- KELSO, B. H. L.; D. M. GLASS & R. V. SMITH (1998):
Toxicity of nitrite to freshwater invertebrates. *Proc. of the conference 'Managing risks of nitrate to humans and the environment'* (in press).
- LÖBBEL, H.-J. (1990):
Die Sauerstoffbedingungen des Rheins in den Jahren 1974-1987 in Korrelation zur Besiedlung mit *H. contubernalis* und *H. pellucidula* (Trichoptera, Hydropsychidae). Diplom-Arbeit Universität Köln.
- LWA-NRW (LANDESUMWELTAMT NORDRHEIN-WESTFALEN) (1997):
Rheingütebericht NRW '95. Essen, 99 S.
- MALLE, K.-G. (1991):
Der Gütezustand des Rheins.- *Chemie in unserer Zeit* 25, 257-267.
- MARTEN, M. & REUSCH, H. (1992):
Anmerkungen zur DIN "Saprobienindex" (38 410 Teil 2) und Forderung alternativer Verfahren.- *Natur und Landschaft* 67, 544-547.
- MOLLS, F. (1997):
Populationsbiologie der Fischarten einer niederrheinischen Auenlandschaft - Reproduktionserfolge, Lebenszyklen, Kurzdistanzwanderungen. Dissertation Uni. Köln, 184 S.
- (1998 a):
Die fischökologische Bedeutung der verbliebenen Altrheinarme des Niederrheins.- *LÖBF-Mitteilungen* 2/98, 26-30.
- (1998 b):
Tages- und jahreszeitliche Verhaltensmuster von Fischen in rheinangebundenen Baggerseen.- *LÖBF-Mitteilungen* 2/98, 34-36.
- MOLLS, F. & A. NEMITZ (1998):
Ermittlung der natürlichen Reproduktion von Salmoniden im Wassereinzugsgebiet der nordrhein-westfälischen Sieg im Rahmen des Lachswiederansiedlungsprogramms "Lachs 2000" Teil I der Studie im Auftrag der LÖBF/LaFAO Nordrhein-Westfalen, 49 S.
- NEUMANN, D. (1993):
Biomonitoring in Fließgewässern. Ministerium für Umwelt Rheinland-Pfalz (Hrg): Die Biozönose des Rheins im Wandel: Lachs 2000 ?, S. 41-51.
- (1994):
Ökologische Probleme im Rheinstrom. Nordrhein-Westfälische Akademie der Wissenschaften, Vorträge N 407, 43-83.
- (1997):
Konzepte für eine Auenlandschaft am Unteren Niederrhein, unter besonderer Berücksichtigung der Gewässer. Naturschutzzentrum im Kreis Kleve e.V. (Hrg.): Feuchtgebiete internationaler Bedeutung, Schwerpunkt Unterer Niederrhein. Rees-Bienen, S.114-128.
- NEUMANN, D.; M. VOLPERS, I. RASCHKE, U. GRAUEL & F. CICHOS (1994 a):
What is known on natural limiting factors for macrozoobenthos species in freshwaters ?- in: Hill, J.R. & F. Heimbach, P. Leuwangh, P. Matthiesen (eds): *Freshwater field tests for hazard assessment of chemicals.*- Lewis Publ. Michigan, p. 549-555.
- NEUMANN, D.; I. RASCHKE, M. KRAMER, P. STIEF, S. TENTEN & B. GRÄFE (1994 b):
Makrozoobenthos und Nitrittoxizität in nitratbelasteten Fließgewässern.- *Dtsch. Ges. Limnologie, erweiterte Zusammenfassungen*, 871-875.
- NEUMANN, D.; Ch. SEIDENBERG-BUSSE, A. PETERMEIER, St. STAAS, F. MOLLS & J. RUTSCHKE (1994c):
Gravel-pit lakes connected with the River Rhine as a reserve for high productivity of plankton and young fish.- *Wat. Sci Tech.* 29, 267- 271.
- NEUMANN, D.; J. RUTSCHKE, Ch. SEIDENBERG-BUSSE, A. PETERMEIER, St. STAAS & F. MOLLS (1995):
Die ökologische Bewertung von Baggerseen mit Anbindung an einen Fluss dargestellt an Beispielen vom Niederrhein. - *Limnologie aktuell*, Bd. 7 (Abgrabungsseen, Hrg. W. Geller), 99-109, Gustav Fischer Verlag.
- NEUMANN, D.; D. INGENDAHL, F. MOLLS & A. NEMITZ (1998):
Lachswiedereinbürgerung in NRW. Biologische Engpässe und Vorschläge für zukünftige Maßnahmen.- *LÖBF-Mitteilungen* 2/1998, 41-43.
- PUSCH, M. & SCHWOERBEL, J. (1994):
Community respiration in hyporheic sediments of a mountain stream (Steina, Black Forest).- *Arch. Hydrobiol.* 130, 35-52.
- SCHALEKAMP, M. (1993):
Vater Rhein: die Sonne geht auf. IAWR-Tagung Zürich. GWA des Schweizerischen Vereins des Gas- und Wasserfaches, Sonderdruck 1292, Zürich.
- SCHERWAB, A.; D. LORENZ & D. NEUMANN (1997):
Charakterisierung des Interstitialwassers in einem abwasserbelasteten Mühlengraben. *Dtsch. Ges. Limnologie - Tagungsbericht* 1996, 420-422.
- SCHIEMER, F.; T. SPINDLER, H. WINTERSBERGER, A. SCHNEIDER & A. CHOVANEC (1991):
Fish fry associations: important indicators for the ecological status of large rivers.- *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24, 2497-2500.
- SCHIEMER F. & M. ZALEWSKI (1992):
The importance of riparian ecotones for diversity and

productivity of riverine fish communities.- Netherlands Journal of Zoology 42, 323-335.

SCHILLER, W. (1990):
Die Entwicklung der Makrozoobenthonentwicklung des Rheins in Nordrhein-Westfalen im Zeitraum 1969-1987.- In: Kinzelbach, R. & G. Friedrich (Hrsg.): Biologie des Rheins.- Limnologie aktuell 1, 259-275.

SCHMIDT, G. W. (1996):
Wiedereinbürgerung des Lachses *Salmo salar* L. in Nordrhein-Westfalen - Allgemeine Biologie des Lachses sowie Konzeption und Stand des Wiedereinbürgerungsprogramms unter besonderer Berücksichtigung der Sieg. Hrsg.: Landesanst. f. Ökol., Bodenord. u. Forsten/Landesamt f. Agrarord. NRW, LÖBF-Schriftenr. Bd.11, 194 S.

STAAS, St. (1991):
Das Jungfischauftreten in Baggerseen mit Anbindung an den Rheinstrom.- Natur und Landschaft 66, 164-165.

— (1997):
Das Jungfischauftreten im Niederrhein und in angrenzenden Nebengewässern unter Berücksichtigung der Uferstrukturen am Strom. Hrsg.: Landesanst. f. Ökol., Bodenord. u. Forsten/Landesamt f. Agrarord. NRW, LÖBF-Schriftenr. Bd.12, 114 S.

STAAS, St. & D. NEUMANN (1994):
Recruitment of fish stocks in the Lower River Rhine and connected gravel-pit lakes.- Wat. Sci. Techn. 29, 311-313.

STEINBERG, L. & B. LUBIENIECKI (1991):
Die Renaissance der Meerforelle (*Salmo trutta* L.) und erste Versuche zur Wiedereinbürgerung in Nordrhein-Westfalen.- Fischökologie 5, 19-33.

STIEF, P. & D. NEUMANN (1998):
The formation of toxic nitrite concentrations in sediment cores of nitrate-loaded running waters.- Arch. Hydrobiol. 142, 153-169.

VANNOTE, R. L.; G. W. MINSHALL, K. W. CUMMING, J. R. SEDELL & C. E. CUSHING (1980):
The river continuum concept.- Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37, 130-137.

TITTIZER, Th. & F. KREBS (1996):
Ökosystemforschung: der Rhein und seine Auen. Springer-Verlag Berlin-Heidelberg-New York, 468 S.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Dietrich Neumann
Zoologisches Institut der
Universität zu Köln
Weyertal 119
D-50923 Köln

Restaurierungsmöglichkeiten von Flussauen am Beispiel der Donau

Fritz SCHIEMER

1. Schlüsselfaktoren von Flussauen

Die Limnologie großer Fließgewässer ist, im Hinblick auf deren naturnahe Erhaltung, Restaurierung und dem dazu erforderlichen Management zu einem wichtigen Thema geworden. Die wissenschaftliche und konzeptuelle Basis dafür hat sich im Verlauf der letzten 10 Jahre stark entwickelt. WARD (1989) hat darauf hingewiesen, dass Fließgewässer in 4-dimensionaler Sicht zu betrachten sind. Neben den Abläufen im Längsverlauf sind die seitliche Vernetzung mit den Rand- und Überflutungszonen und die vertikalen Austauschprozesse mit dem Hyporheal und dem Grundwasserkörper von Bedeutung. Alle diese Interaktionen unterliegen einer zeitlichen Dimension.

Das "Flusskontinuum"-Konzept (VANNOTE et al. 1980) kennzeichnet nicht nur die wesentlichen Änderungen der physiographischen Bedingungen (z.B. Temperatur, Strömung, Substratverhältnisse) im Längsverlauf, sondern auch ökosystemare Zusammenhänge und eine charakteristische Abfolge der Energie- und Nahrungsbasis der Lebensgemeinschaften, der Produktions- und Dekompositionsprozesse. Diese Zusammenhänge gelten vor allem für kleinere Fließgewässer. SEDELL et al. (1989) überprüften das "Flusskontinuum"-Konzept auf seine Gültigkeit für große Fließgewässer und stellten fest, dass die seitlichen Austauschprozesse zwi-

schen Fluss und den Flussauen hier bei weitem die Prozesse im Längsverlauf überlagern und in ihrer Bedeutung ersetzen. Das heißt, für Flussauen sind diese seitlichen Verbindungen entscheidend.

Fließgewässer und ihre Biodiversität sind generell stark von den Übergangs- und Grenzzonen geprägt. Solche Ökotope sind durch einen hohen Artenreichtum gekennzeichnet und weisen oft höhere Prozessraten als die angrenzenden Flächen auf (NAIMAN & DECAMPS 1990). Betrachtet man die Bedeutung der Ökotope im Längsverlauf von Fließgewässern (Abb. 1), so gilt generell, dass sie im Bereich der kleinen Bäche und Flüsse von großer Bedeutung sind: die unmittelbare Ufervegetation ist bestimmend für den Eintrag organischer Substanz, für die Licht- und Nährstoffverhältnisse sowie für die strukturellen Gegebenheiten im Bach. Mit zunehmender Flussordnungszahl nimmt die Bedeutung der Ökotope zunächst ab, steigt aber im Bereich der Furkations- und Meanderzonen mit ihren Überschwemmungsgebieten stark an. Flussauen stellen insgesamt ein Ökoton zwischen Land und Wasser dar. In den Auen besteht darüber hinaus eine Vielfalt und Hierarchie von Übergangszonen. Die Dichte und Konfiguration solcher Ökotope ergeben die hohe Biodiversität und die charakteristischen Prozessabläufe von Flussauen. Das gilt für den unregulierten Flusslauf. In regulierten Flüssen ist ihre Bedeutung sehr stark eingeschränkt. Ein vorrangi-

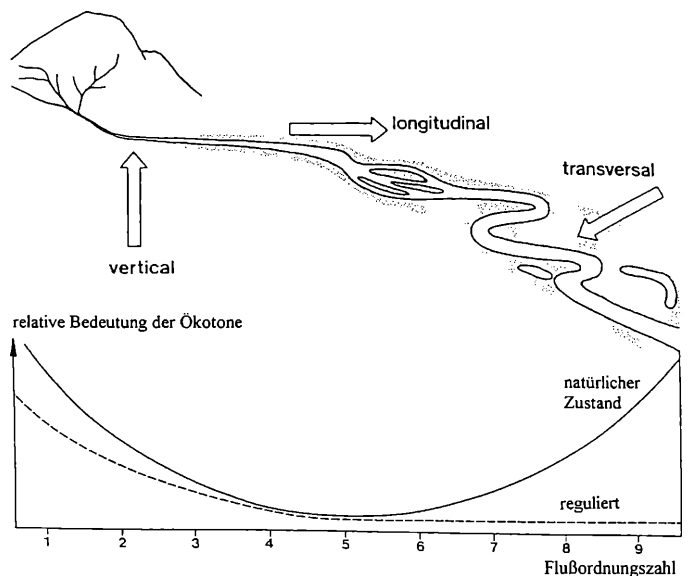


Abbildung 1

Bedeutung der Ökotope im Längsverlauf eines Fließgewässers im natürlichen und regulierten Zustand. Neben dem Land-Wasser-Übergangsbereich gibt es Ökotope im Längsverlauf von Fließgewässern und vertikal zum Grundwasser (nach SCHIEMER & ZALEWSKI 1992).

ges Naturschutz- und Managementziel muss sein, Ausmaß und Funktion dieser Ökotope zu verbessern.

Schlüsselfaktoren für das Verständnis der Ökologie von Flussauen sind Hochwässer und die hydrologische Vernetzung von Fluss und Auen. Das "Flood pulse"-Konzept (JUNK et al. 1989) bezieht sich auf die Auswirkung von Hochwässern. Hier sind verschiedene Aspekte zu unterscheiden:

Die hochwasserbedingten flussmorphologischen Prozesse sind ein wesentliches landschaftsgestaltendes Element, das ein dynamisches Gleichgewicht von Neubildung und Verlandung ergibt. Solche geomorphologischen Prozesse

bedingen eine Umgestaltung von Uferstrukturen, des Aureliefs und der Altarme, initiieren Sukzessionsabläufe (d.h. schaffen Standortbedingungen für Pionier- und Folgegesellschaften), verhindern Stagnationserscheinungen in Altarmen und bedingen ein schnelleres Recycling von Kohlenstoff und Nährstoffen, führen zu einem Abtransport an angelandeten Sedimenten aus den Altarmen, kontrollieren konkurrenzstarke Arten und ermöglichen dadurch eine Koexistenz von konkurrenzschwächeren Arten und eine Erhöhung der Biodiversität.

Das heißt, nicht stabile Zustände sind ein Charakteristikum von Flussauen sondern ständige, störungsbedingte Veränderungen, die in einer kleinräumigen Skalierung ein Mosaik von Sukzessionsabläufen und eine hohe Biodiversität garantieren, bzw. auf einer höheren Raum- und Zeitskala das Ökosystem "Flussauen" mit einer entsprechenden Habitatvielfalt ermöglichen.

In der modernen Ökologie ist die große Bedeutung von Ungleichgewichtsverhältnissen und Störungen erkannt worden und stellt ein zentrales Thema dar. Daraus ergibt sich ein Spannungsfeld zwischen Ökologie und Wasserbau, in dessen Planungsphilosophie Stabilisierung und Sicherung im Vordergrund stehen muss.

Diese Störungen sind aber nur der eine Teil der Hochwasserwirkung. Ein zweiter Aspekt der Hochwässer betrifft ihre produktionssteigernde Wirkung. Wasser- und Nährstoffeintrag erhöhen die Produktivität der semiterrestrischen und aquatischen Lebensräume.

Das Konnektivitätskonzept (AMOROS & ROUX, 1988) betont die Bedeutung der Vernetzung der verschiedenen Teilelemente von Flussauen für eine wechselseitigen Förderung von Produktions- und Dekompensationsprozessen. Das Ausmaß der Vernetzung ist aber auch ein wichtiger Lebensraumfaktor. Das gilt insbesondere für viele Fischarten, die durch diese Vernetzung von Fluss und Nebengewässern sehr stark gefördert werden.

2. Die Situation der österreichischen Donau

Die hydrographischen, flussmorphologischen und limnologischen Verhältnisse der Donau wurden in zahlreichen Schriften in jüngster Zeit behandelt. Die letzte umfassende Darstellung über die gesamte Donau findet sich in der von LIEPOLT (1967) herausgegebenen Monographie. Viele ergänzende Informationen sind in dem Band "Biologie der Donau" (Ed. KINZELBACH 1994) enthalten. Der österreichische Donauabschnitt von ca. 350 km Länge gehört zum Oberlauf, der sich von der Quellregion in Südwestdeutschland bis zur österreichisch-slowakischen Grenze (Thebener Pforte) erstreckt. Er ist topographisch durch ein mittleres Sohlgefälle von 0,43 charakterisiert. Das alpine Abflussregime wird durch wenige größere Zubringer aus den Alpen bestimmt und ist durch eine stochastische Wasserführung mit einer Jahresamplitude von mehreren Metern gekennzeichnet. Die hohe Geschiebeführung resultierte in mächtigen Sedimentablagerungen in den Beckenlandschaften mit ausgedehnten Alluvionen und einem ursprünglich stark verzweigten Flusslauf (siehe Abb. 2).

Die gegenwärtige Situation an der Donau ist - wie an allen großen europäischen Flusssystemen - durch Regulierungen und Stauhaltungen geprägt (Abb. 3). Durch diese Eingriffe ergaben sich Defizite im Strukturreichtum und im Wasserhaushalt der Auen. Bereits im Zeitraum von 1770 bis 1889 kam es durch lokale Uferbefestigungen und Leitwerke zu einer merklichen Verringerung der Gesamtwasserfläche im Wiener Raum. Wirklich einschneidende ökologische Veränderungen brachte allerdings erst die "Große Donauregulierung", die 1875 in Angriff genommen worden ist.

Abb. 4 skizziert die wesentlichen technischen Maßnahmen der großen Donauregulierung, sowie die unmittelbaren und langfristigen Veränderungen, die durch sie bedingt wurden. Die technischen Maßnahmen waren 1. die Schaffung eines stark befestigten Abflusskanals mit eingegengtem Profil, erhöhten Uferdämmen und einer starken Uferpanzerung, 2. die Errichtung von Hochwasserschutzdämmen, die das Inundationsgebiet auf einer Breite von durchschnittlich 2 km begrenzten und 3. die Errichtung von Querdämmen, sogenannten Traversen, in den weitgehend abgeschnittenen Seitenarmen des Flusses, um einen höheren Wasserstand im Aubereich sicherzustellen.

Dies führte zu erheblichen Folgewirkungen. Vergleicht man die geographischen Aufnahmen aus der Zeit vor der Donauregulierung mit der derzeitigen Situation, so zeigt sich der enorme Verlust an Gewässerflächen, an Schotterbänken und flachen Uferzonen. Die erhöhte Schleppkraft resultiert in einer Eintiefungstendenz des Flusses und beschleunigt dadurch die Desintegration von Fluss und Au. Die Abdämmung durchziehender Hochwässer hat zur Folge, dass angelandetes Feinmaterial nicht mehr abtransportiert wird und bewirkt eine erhöhte

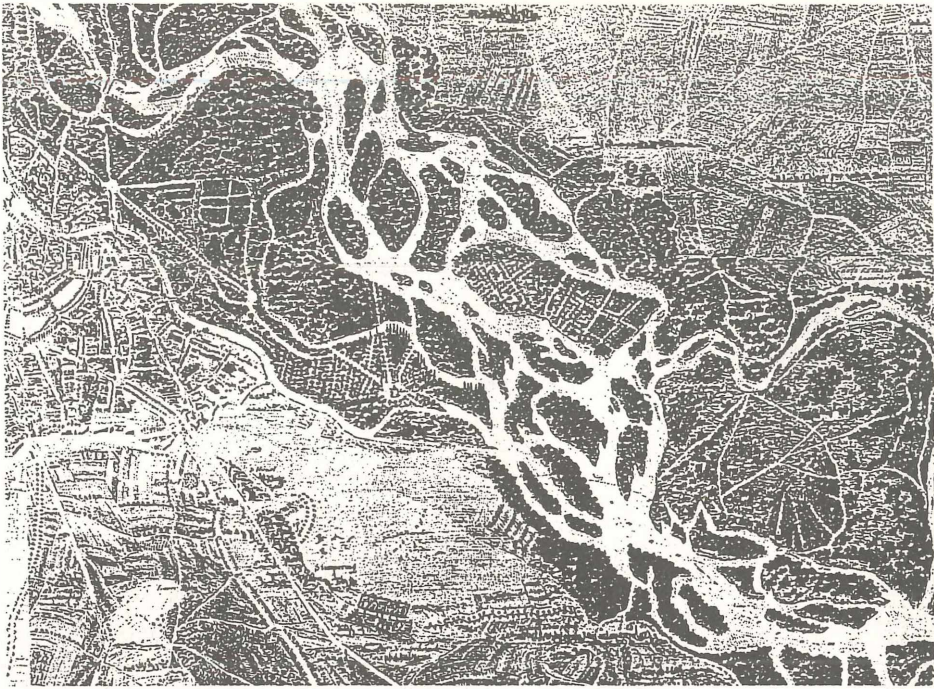


Abbildung 2

Die Donau bei Wien vor der Regulierung (1830-1846, Schweikhardt Ritter von Sikkingen).

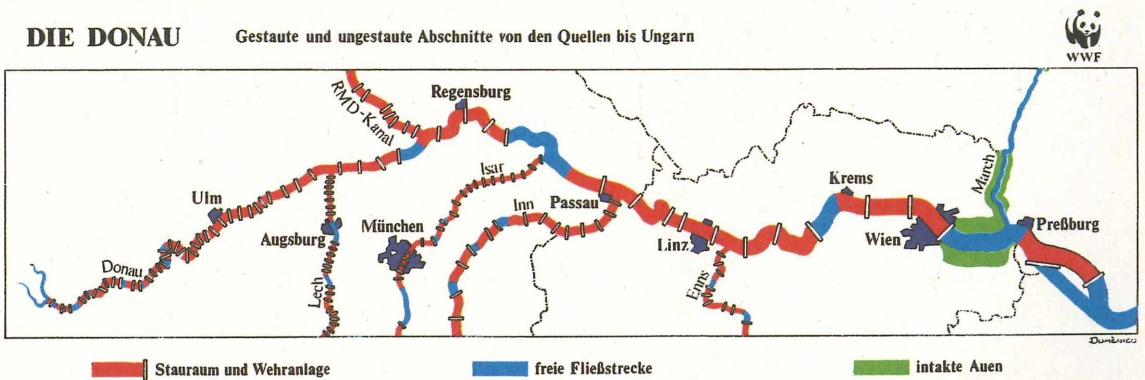


Abbildung 3

Der Verbaunungsgrad der oberen Donau und der westlichen Zuflüsse (WWF).

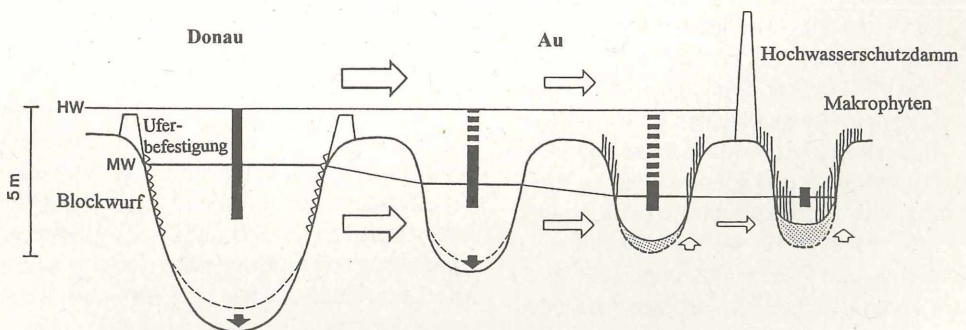


Abbildung 4

Die Auswirkung der Donauregulierung: schematischer Querschnitt von der Donau zu den Hochwasserschutzdämmen. Die horizontalen Linien kennzeichnen den Hochwasser- und Mittelwasserstand der Donau und die korrespondierenden Wasserspiegel in den Altarmen und im Grundwasser. Die vertikalen schwarzen Pfeile geben den Bereich der Wasserstandsschwankungen an. Die horizontalen Pfeile repräsentieren das Ausmaß der lateralen hydrologischen Vernetzung über Oberflächenwasser und Grundwasserkörper. Vertikale schwarze Pfeile: Eintiefung durch Erosion. Vertikale weiße Pfeile (und punktierte Schichten): Sedimentation.

Verlandungstendenz in den Altarmen und Anlandungsprozesse im Auegebiet. Diese zwei gegenläufigen Prozesse führen zu einer zunehmenden Entkoppelung von Fluss- und Aulandschaft, die z.B. im Bereich des unteren Rheins schon sehr weit fortgeschritten ist und eine hydrologische Vernetzung weitgehend unterbindet.

Wesentlich einschneidendere Veränderungen als durch die Donauregulierung erfolgten allerdings durch Stauhaltungen, die eine unmittelbare, weitgehende Entkoppelung der Auen vom Fluss bewirkten. Die österreichische Donaustricke stellt wegen der hohen Wasserführung und dem hohen Gefälle ein großes Potential für Elektrizitätsgewinnung dar. Nach 1950 begann die Errichtung großer Laufkraftwerke mit dem Ziel, eine geschlossene Staukette auf österreichischem Gebiet zu errichten.

Der Flussbereich unterhalb Wiens sollte 1984 durch die Staustufe Hainburg aufgestaut werden und damit ein Flussabschnitt von ca. 40 km Länge von seinen Auen abgetrennt werden. Öffentliche Widerstände führten im Jahre 1984 dazu, dass das bereits bewilligte Bauprojekt, zu dem die Durchführungsarbeiten bereits begonnen hatten, in allerletzter Sekunde gestoppt wurde. Nach einer sehr langen Vorbereitungsphase und einem ständigen Kräftemessen zwischen Energiewirtschaft und Naturschutz konnte 1996 die freie Fließstrecke unterhalb Wiens bis zur slowakischen Staatsgrenze zum Nationalpark erklärt werden.

3. Ökologische Entwicklungsziele Nationalpark

Trotz der tiefgreifenden Veränderungen während der letzten 120 Jahre, zählen die Flussauen der freien Fließstrecke östlich von Wien zu den letzten großflächigen Resten dieses Typus in Europa (DISTER 1994, SCHIEMER & WAIDBACHER 1992, 1994). Bereits jetzt erfüllt das Gebiet die strengen IUCN-Kriterien eines Nationalparks, da die naturnahen Prozessabläufe in einem vergleichsweise hohem Maße gewährleistet sind. Eine Inventur der Fauna und Flora unterstreicht die Bedeutung dieser Stromlandschaft als international bedeutender Kreuzungspunkt eines Ost-West und Nord-Süd ausgerichteten Landschaftskorridors, der überregionale Ausbreitungs- und Austauschvorgänge von Lebensgemeinschaften in einer ansonsten weitgehend verarmten Landschaft ermöglicht und somit eine hohe Biodiversität garantiert. Darüber hinaus ist das Auegebiet als Rückzugsgebiet für viele an Feuchtgebiete gebundene Tier- und Pflanzenarten in einer ökologisch stark verarmten Kulturlandschaft von Bedeutung (Abb. 5).

Im Sinne des Leitbildes Nationalpark sind ökologische Verbesserungen anzustreben. Vorschläge dazu sind bereits vor mehreren Jahren im Rahmen eines flussbaulichen Gesamtkonzepts von einem interdisziplinären Team von Hydrologen, Wasserbauern und Ökologen durch ein Paket von Maßnahmen

entwickelt worden ("Flussbauliches Gesamtkonzept"). Die wesentlichen Elemente dieses Maßnahmenpaketes sind vier aufeinander abgestimmte Teilkonzepte: a) Niederwasserregulierung, b) Uferstrukturierung, c) Sohlstabilisierung und d) die Vernetzung von Strom und Nebengewässern.

Ein wesentliches Erfordernis bezieht sich auf die Struktur der Flussufer, die durch die Regulierung besonders betroffen waren. Die Flussufer sind wichtig für Prozessabläufe (Nährstoffe, Selbstreinigung) und als Lebensräume für viele Organismen. Ein weiteres entscheidendes Element ist die Sicherstellung und Verbesserung des Wasseraustausches zwischen Strom und Au - sowohl über den begleitenden Grundwasserkörper als auch über Oberflächengewässer ("Gewässernetzung").

Zur Beschreibung des ökologischen Zustandes, zur Beurteilung von Defiziten und zur Feststellung und Analyse von Verbesserungen bei Restaurierungsmaßnahmen ist es notwendig, ein *Bioindikationssystem* für große Fließgewässer zu entwickeln. Die bisherige Erfahrung hat gezeigt, dass aquatische und semiaquatische Makrophyten, Mollusken, Libellen und Fische sehr wichtige Indikatoren für den aquatischen Bereich darstellen. Dies wird in der Folge am Beispiel der Fischfauna illustriert.

Die Fischfauna der österreichischen Donau ist durch ihre hohe Artenzahl gekennzeichnet (SCHIEMER & SPINDLER 1989). Im Verlauf der faunistischen Erhebungen, die in den letzten Jahren durchgeführt wurden, konnten 62 Fischarten festgestellt werden. Die Mannigfaltigkeit entspricht einerseits der reichen ökologischen Strukturierung des Gebietes durch den Übergang von rithralen Bedingungen (Salmonidenzone) in den Durchbruchsstrecken und epipotomalen Bedingungen (Barbenzone) in den Furkations- und Anschotterungszonen und andererseits der biogeographischen Bedeutung der Donau als Einwanderungsrouten für eine ponto-kaspische und innerasiatische Fauna, und als Entstehungsgebiet neuer Formen.

Viele Arten weisen starke Rückgänge auf. Es zeigt sich, dass die ökologische Gruppe der Flussfische (Rheophile) durch die wasserbaulichen Veränderungen der großen Flussregulierung und noch endgültiger und dramatischer durch die Stauhaltungen am stärksten betroffen sind. Ein Hinweis dafür ist die Tatsache, dass die meisten typischen Flussfische der Donau in der "Roten Liste" gefährdeter Arten geführt werden. Eine nach wie vor abnehmende Tendenz einstmals häufiger Arten weist darauf hin, dass der Zustand der typischen rheophilen Fischgesellschaften der Donau kritisch ist (Abb. 6). Die Untersuchungen meiner Arbeitsgruppe haben gezeigt, dass die engen ökologischen Ansprüche und die enge Bindung an den Uferbereich im Larven- und Jugendstadium den Schlüssel für ein Verständnis der Gefährdung bzw. den Rückgang vieler Arten liefert.



Abbildung 5

Satellitenaufnahme des Nationalparkgebietes und der umgebenden Kulturlandschaft.

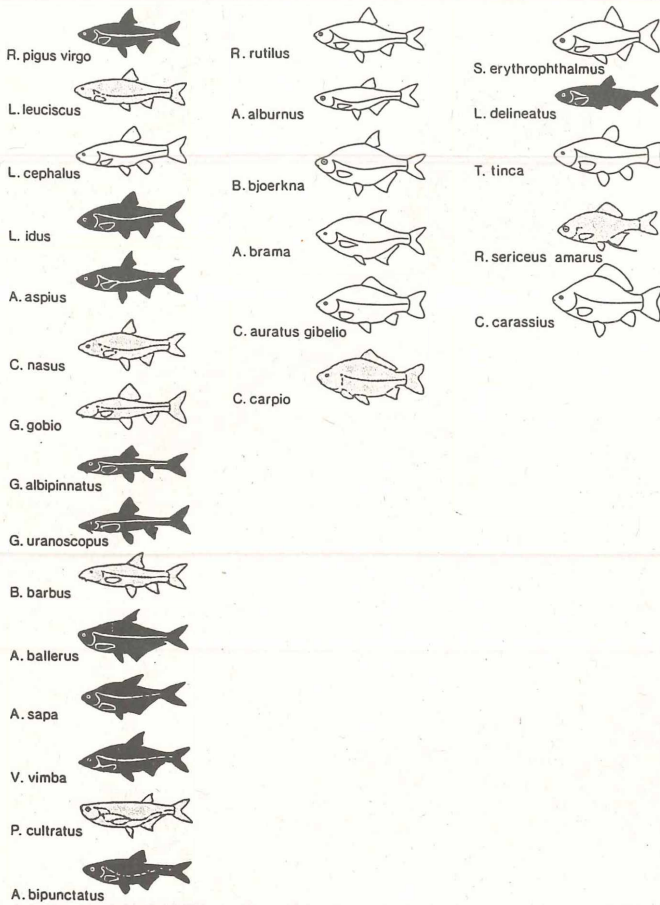


Abbildung 6

Die ökologische Gruppierung und der Gefährdungsstand der Fischfauna der Donau am Beispiel der Cypriniden: weiß: nicht gefährdet, grau: potentiell gefährdet, schwarz: gefährdet (nach SCHIEMER & SPINDLER 1989).

4. Gestaltung der Uferzonen

Wichtig für das Aufkommen dieser gefährdeten ökologischen Gruppe sind reich strukturierte Uferzonen, die bei den stark wechselnden Wasserständen einen Gradienten von Strömungsgeschwindigkeit und Nahrungsangebot darbieten und damit die sich verändernden Ansprüche der einzelnen Arten im Verlauf der Jugendentwicklung abdecken bzw. bei starker Fluktuation als Refugium dienen können. Sind für das Larvenstadium strömungsarme, geschützte Uferbereiche erforderlich, so verschiebt sich mit zunehmendem Lebensalter der bevorzugte Aufenthaltsbereich in Richtung strömungsexponierter flacher Schotterbänke. Parallel dazu verändern sich die Strömungspräferenzen und die Nahrungsansprüche (SCHIEMER & SPINDLER 1989, SCHIEMER et al. 1991). Die jeweils bevorzugten Bereiche sind aber nicht nur altersmäßig, sondern auch artenmäßig sehr unterschiedlich. Die ökologische Qualität der Uferzonen kann sehr gut nach den Erfordernissen der Flussfischfauna in ihrem Larven- und Jugendstadium beurteilt werden. Untersucht man das Jungfischauftreten entlang der Uferzonen der fließenden Donau unterhalb Wiens, so findet man höhere Bestandsdichten und ein vielfältigeres Artenspektrum vor allem an den reicher

strukturierten Ufern mit Buchten und flachen Schotterbänken (Abb. 7). Es ist also ganz offenkundig, dass die Ausbildung des Flussufers einen ganz wichtigen Faktor für das Aufkommen bzw. für das Verschwinden einer spezifischen Donaufischfauna darstellt.

Eine Studie über die freifließende Donau im Nationalparkgebiet ergab, dass nur 18 Abschnitte von jeweils 1 bis 2 km Länge als Brutzonen in Frage kommen. Die strukturellen Verhältnisse dieser 18 Zonen, z.B. die Ausdehnung der Uferlinie bei Mittelwasser, korrelieren sehr gut mit der Diversität und Populationsdichte der Brutfische (Abb. 8). Nur 6 der 18 Zonen waren als hochwertig zu beurteilen. 60 Prozent der Uferlänge sind durch Blockwürfe und monotone Einfassungen gekennzeichnet, welche praktisch kein Jungfischauftreten ermöglichen (SCHIEMER et al. 1991). Der kontinuierliche Rückgang vieler, einstmals häufiger Arten (wie z.B. Nerfling, Frauenerfling und Barben) weist darauf hin, dass die Situation kritisch ist, und dass das derzeitige Ausmaß an Uferstrukturierung selbst in der freien Fließstrecke unzureichend ist, um den hohen Artenbestand langfristig zu gewährleisten.

Die ökologische Qualität ergibt sich nicht aus der geomorphologischen Struktur allein, sondern aus

der Schnittstelle von Struktur und Wasserstandsdynamik. Abb. 9 kennzeichnet diesen Zusammenhang für verschiedene Szenarien. Als Index der Uferstrukturierung wurde die jeweilige Wasseranschlagslinie bezogen auf 100m Flussabschnitt erfasst. Die unterste Linie kennzeichnet die linearen Blockwufufer. Die starke Linie bezieht sich auf die 18 Flachwasserzonen im Nationalparkgebiet, die z.Zt. die günstigsten Bedingungen darstellen. Der starke Einbruch bei höheren Wasserständen über Mittelwasser (Blockwurf) bedeutet Störung, Populationsverlust und bei ungünstigem Abflussverhältnissen einen Verlust ganzer Jahrgänge rheophiler Fischarten. Die dünne Linie ist hypothetisch: Man kann davon ausgehen, dass unter ursprünglichen Bedingungen vor der Regulierung mit Wasserspiegelanstieg der Strukturierungsgrad zugenommen hat und dieser Anstieg den Lebensraum und die Lebensraumqualität für Jungfische erhöhte, sowie ein Refugium bei Hochwasserereignissen darstellte. Viele Detailuntersuchungen, die in den letzten Jahren von meiner Arbeitsgruppe durchgeführt worden sind, ermöglichen es, für den Wasserbau genaue Vorgaben für die ökologische Gestaltung von Uferstrukturen zu machen.

5. Gewässervernetzung

Im Sinne der ökologischen Verbesserung sind Maßnahmen zur Gewässervernetzung, d.h. technische Maßnahmen, um die hydrologische Vernetzung im Sinne des ursprünglichen Furkationstypus zu erfüllen, anzustreben. Innerhalb des Nationalparkgebietes sind verschiedene Abschnitte zu unterscheiden (Abb. 10), die sich hinsichtlich ihres Abdämmungsgrades von der Donau sehr stark unterscheiden. Das Biosphärenreservat Lobau, im Stadtgebiet von Wien gelegen, ist vollständig von durchziehenden Hochwässern abgedämmt, wird aber in bestimmten Gebieten von rücklaufenden Hochwässern erreicht, die insgesamt die Verlandungsdynamik noch weiter verstärken. Das Gebiet des "Donaurestaurierungsprogrammes" Regelsbrunn, am orographisch rechtseitigen Donauufer etwa 25 km flussab von Wien gelegen, steht nach wie vor in sehr dynamischer hydrologischer Verbindung zum Fluss. In diesen zwei Abschnitten werden Restaurierungsprogramme mit eingehender wissenschaftlicher Begleituntersuchung durchgeführt. Die zwei Szenarien können als Modelle für Restaurierungsmöglichkeiten bei unterschiedlichem Degradationsgrad angesehen

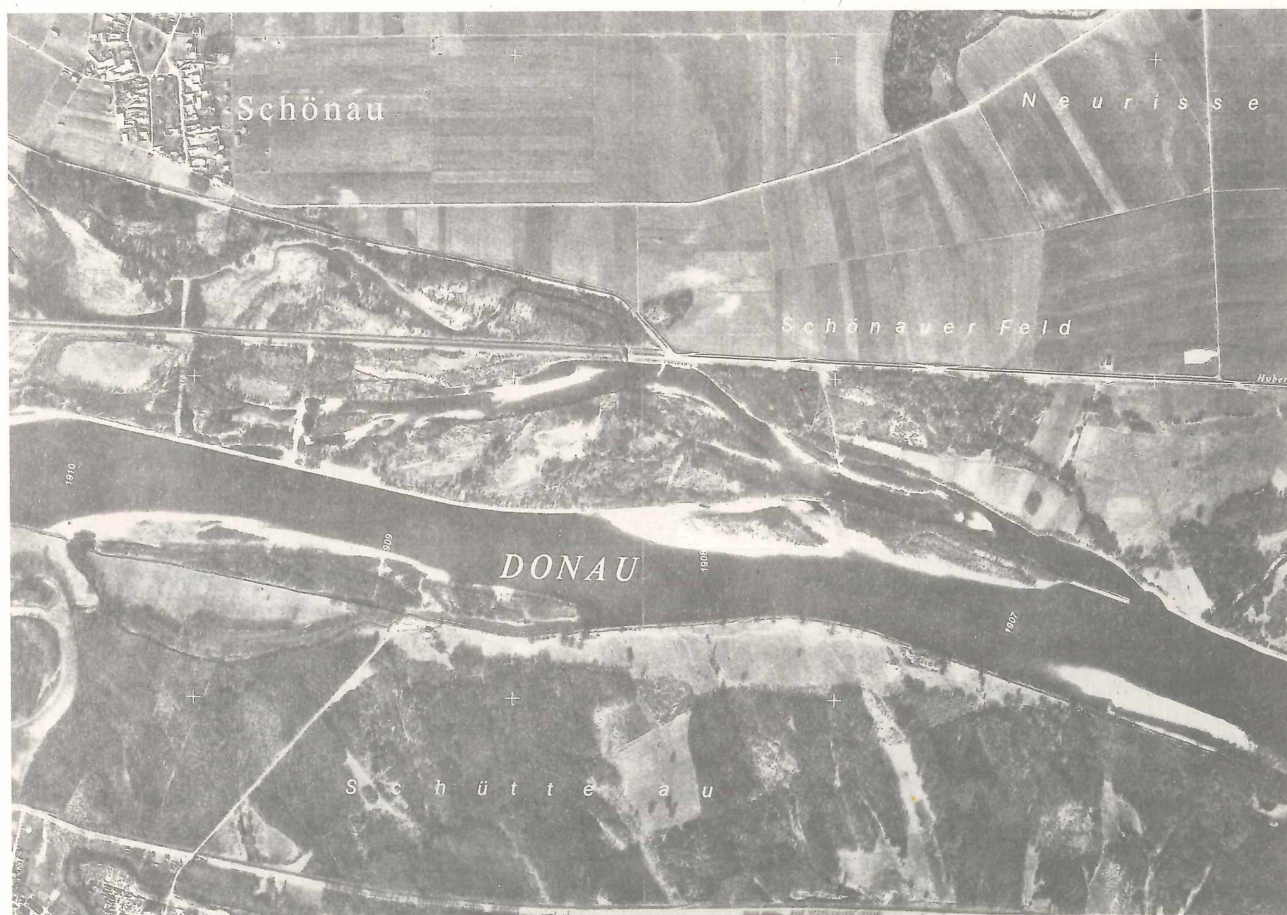


Abbildung 7

Flugaufnahme der Donau unterhalb Wiens im Bereich der Stromkilometer 1906-1910. Die Aufnahme zeigt die linearen Uferbefestigungen und daneben mehrere Schotterinseln, die sich im Randbereich gebildet haben. Solche Schotterinseln sind die Kinderstuben für die meisten Arten von Flussfischen.

werden. Die Restaurierungsmaßnahmen in Regelsbrunn sind bereits abgeschlossen. Es wurden mehrjährige Voruntersuchungen über den Status quo aus hydrologischer, limnologischer, floristischer und faunistischer Sicht durchgeführt (SCHIEMER 1995, TOCKNER & SCHIEMER 1997, TOCKNER et al. 1998, SCHIEMER et al. 1999).

Da Erfahrungen über die Auswirkungen von Restaurierungsmaßnahmen an großen Flüssen weitgehend fehlen, ist eine sorgfältige Planung und Begleituntersuchung solcher Projekte äußerst wichtig. Im gegenwärtigen Fall waren bei der Konzeption die folgenden Rahmenbedingungen zu berücksichtigen:

- die Funktion der Donau als internationale Schifffahrtstraße zu erhalten,
- den Hochwasserschutz für die angrenzenden Gebiete sicherzustellen,
- die Bedürfnisse der örtlichen Bevölkerung hinsichtlich der Naherholung zu berücksichtigen,
- bestehende Rechte wie Grundeigentum, Wassernutzung, Fischerei, Servitute in ihrem Bestand zu garantieren.

Das Donaurestaurierungsprogramm Regelsbrunn

Das Projektgebiet umfaßt das Altarmsystem bei Regelsbrunn am rechten Donauufer zwischen Strom-km 1895,5 und Strom-km 1905. Das Altarmsystem wird von einem ehemaligen Donauarm dominiert, dessen offene Kommunikation mit dem Hauptgerinne im Zuge der großen Donauregulierung vor mehr als 100 Jahren oberstromig unterbunden wurde. Unterstromig kommuniziert der Altarm derzeit bereits bei MW frei mit der Donau. Der Altarm ist über Traverseneinbauten in aufgestaute Becken untergliedert und in seiner Kontinuität unterbrochen. Eine Dotation über Einströmbereiche im strombegleitenden Treppelweg erfolgte vor Restaurierung nur an wenigen Tagen im Jahr. Das Regelsbrunner Altarmsystem bot sich wegen der vergleichsweise

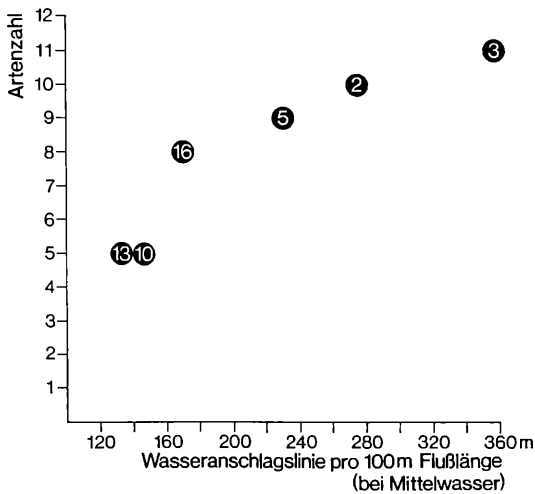


Abbildung 8

Artenzahl von Jungfischen in Abhängigkeit von dem durchschnittlichen Strukturierungsgrad der Uferzonen der freifließenden Donau unterhalb Wiens. Als Maß für die Uferstrukturierung wurde die Wasseranschlagslinie pro 100 m Flusslänge für Mittelwasser aus den flussmorphologischen Karten 1:2000 bestimmt. Die Werte beziehen sich auf 6 von insgesamt 18 reicher strukturierten Uferzonen im Nationalparkgebiet.

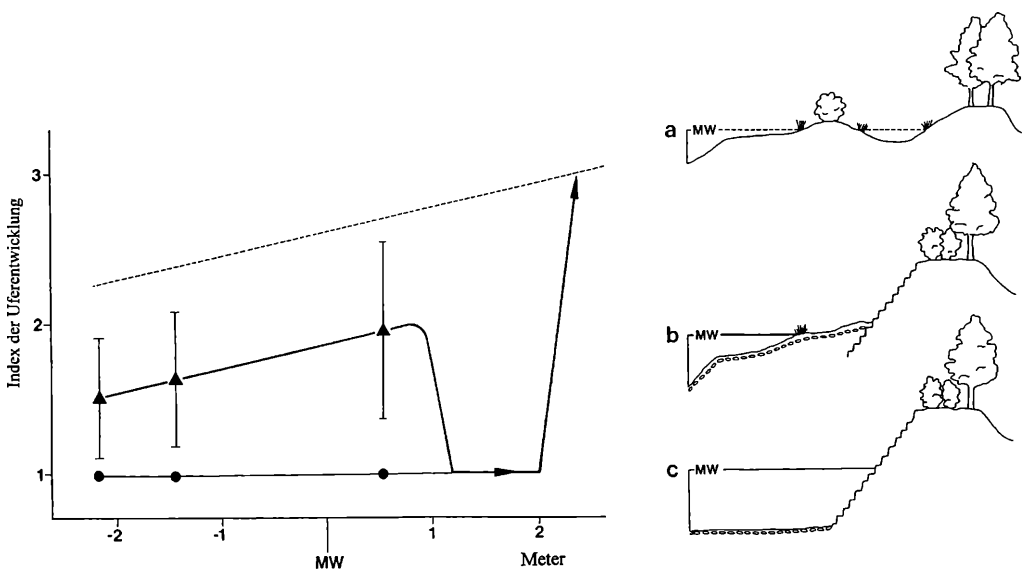


Abbildung 9

Grad der Uferstrukturierung (siehe Abb. 7) in Abhängigkeit vom Wasserstand der Donau. Die stark durchgezogene Linie (b, Dreiecke) repräsentiert Durchschnitt und Standardabweichung der 18 reicher strukturierten Uferzonen, die im Nationalparkgebiet festgestellt worden sind. Die untere Linie (c, Kreise) bezieht sich auf den linearen, befestigten Uferverlauf. Die strichlierte Linie (a) ist hypothetisch: sie soll die Situation vor der Regulierung kennzeichnen. Die seitlichen Inserts zeigen die Unterschiede in der Ufermorphologie für die 3 Szenarien im Querschnitt.

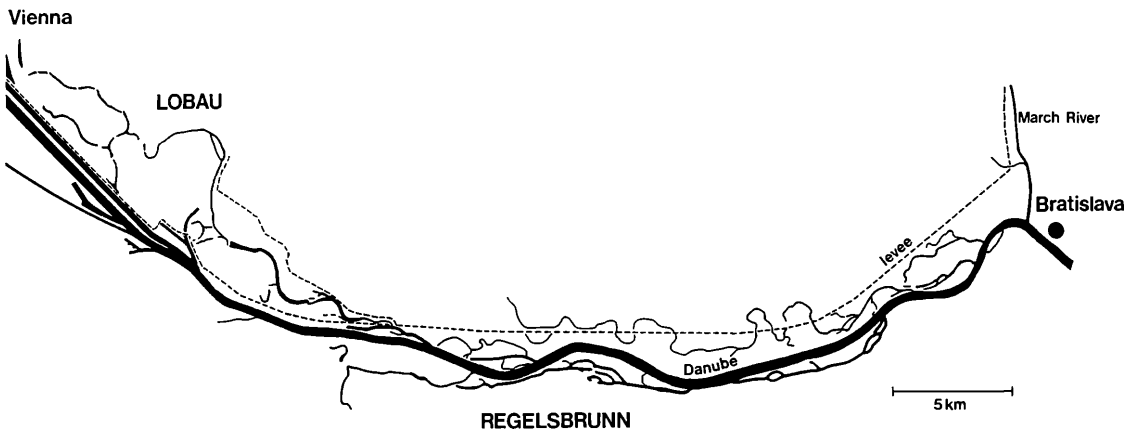


Abbildung 10

Die freifließende Donau zwischen Wien und Bratislava. Für die punktiert ausgewiesenen Abschnitte "Lobau" und "Regelsbrunn" werden Restaurierungsmaßnahmen durchgeführt.

dynamischen Anbindung an den Fluss und wegen der vergleichsweise geringen technischen Maßnahmen, die zur Rückgestaltung erforderlich waren, für ein großangelegtes Restaurierungsprogramm an.

Trotz des vergleichsweise dynamischen Anschlusses zeigten sich allerdings ökologische Defizite: Der hydrologische Längsschnitt durch das Altarmsystem von Regelsbrunn (Abb. 11) lässt klar erkennen, dass bei Mittelwasserstand der Donau (durchgezogene starke Linie) der Pegel in den Altarmen deutlich abgesenkt war. Dies bedeutete einen wesentlichen Verlust an Gewässerflächen. Betrachtet man die Habitatentwicklung im Auegebiet in den letzten 100 Jahren, so zeigt sich, dass das Gewässernetz insgesamt sehr stark reduziert wurde, dass Flachwasserzonen und Schotterflächen stark zurückgegangen sind, und dass es zu einer deutlichen Verschiebung von Pionierstandorten in Richtung Auwald und von dynamisch angebotenen zu stagnierenden Altarmen gekommen ist (Abb. 12). Eine Bestandserhebung der Fische ergab, dass der Vernetzungsgrad mit dem Fluss nicht ausreichend ist, um eine intensive Nutzung der Altarme durch eine Flussfischfauna zu ermöglichen. Eine deutliche Abnahme im Prozentanteil dieser ökologischen Gruppe, von der Einlauföffnung der Donau entlang des Längsverlaufes des durch Traversen abgetreppten Altarmsystems, weist auf die unzureichenden Ein- und Auswanderungsmöglichkeiten hin (Abb. 13).

Im Rahmen des Restaurierungsprojektes wurde der Uferbegleitweg an mehreren Stellen, an denen eine natürliche Anbindung in Form von Durchflussgräben bestand, abgesenkt (Abb. 11). Zusätzlich wurde an den fünf Einströmbereichen ein kontrollierbarer Kastendurchlass auf ein Niveau MW - 0,5 m eingebaut. Durch die Absenkung von Traversen bzw. Erhöhung ihrer Durchlässigkeit wurden die Durchflutung deutlich erhöht und die Wasserretention in den Altarmen sehr stark herabgesetzt (SCHIEMER 1995, TOCKNER & SCHIEMER 1996).

Die prognostizierten Veränderungen in der Hydrologie des Altarmsystems und seiner Vernetzung mit

der Donau sind in Abb. 14 am Beispiel des Pegelweges 1993 dargestellt. Vor Durchführung der Restaurierungsmaßnahmen war das Auegebiet nur an wenigen Tagen durchflossen (schwarz). Danach ist das Altarmsystem durchschnittlich über 200 Tage im Jahr angebotnen. Abb. 15 kennzeichnet die erwarteten Durchflussmengen im Auegebiet und ihre Häufigkeit pro Jahr.

Welche ökologische Verbesserungen sind zu erwarten?

Die Auswirkungen der 1997 gesetzten Maßnahmen werden 1999 und 2000 eingehend untersucht. Die Prognosen sind:

1. Ein stärkerer Austrag von Feinsedimenten aus den Altarmen.
2. Eine stärkere Dynamik der Bettsedimente.
3. Eine leichte Spiegelanhebung in den Altarmen durch die Verminderung der hydrologischen Defizite.
4. Eine Zunahme der aquatischen Flächen und eine Verschiebung der amphibischen Zone nach oben.
5. Eine phasenweise Zunahme der Primärproduktion des Phytoplanktons, die durch höhere anorganische Trübe und eine geringe Wasserretention gehemmt wird.
6. Ein Ansteigen des Wertes der Altarme als Lebensraum für Arten, die durch eine stärkere Vernetzung begünstigt werden (SCHIEMER & WAIDBACHER 1992).

Abb. 16 skizziert die Erwartungen über die Verbesserungen der Situation für charakteristische rheophile Lebensgemeinschaften am Beispiel eng eingegrenzter benthischer Fischarten, wie z.B. die Donauperciden Zingel und Streber. Beide Arten weisen sehr enge Strömungspräferenzen auf (siehe Insert, ZAUNER 1996). Durch die Donauregulierung ging ein breiter Gradient von Strömungsgeschwindigkeiten verloren und der verfügbare Lebensraum sol-

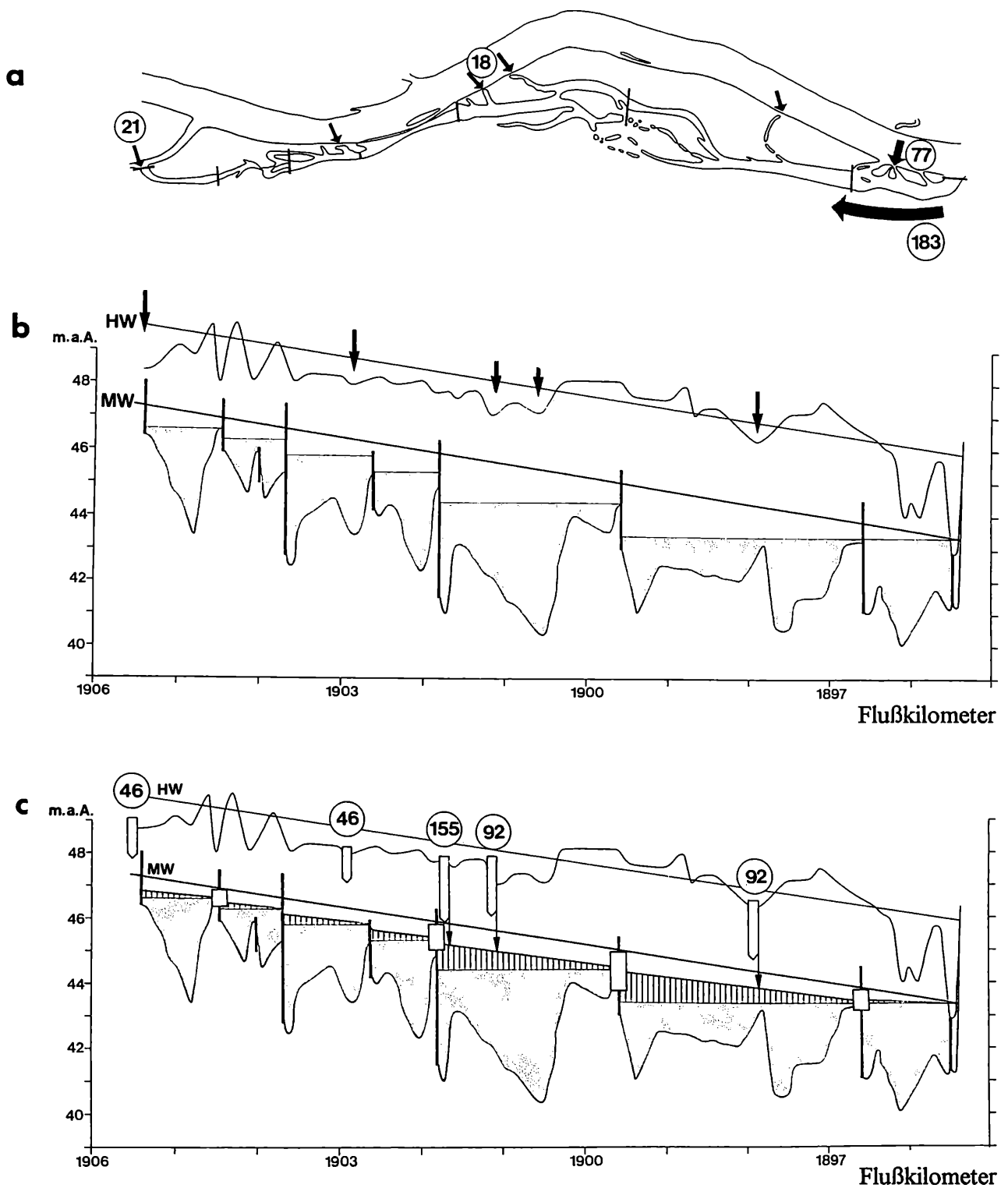


Abbildung 11

a) Übersichtsplan der Augewässer bei Regelsbrunn: Schwarze Balken = Quertraversen. Derzeitige oberflächliche Anbindung an die Donau (schwarze Pfeile; Dauer in Tagen, bezogen auf das Regeljahr).

b) Geplante Maßnahmen zur Erhöhung der hydrologischen Konnektivität: 1. Absenkung des Uferbegleitweges an der Überströmstrecke auf MW +1,0m (Strom-km 1903,1) bzw. auf MW (Strom-km 1901,7) und an zwei Stellen auf MW +0,5m (Strom-km 1901,1 und 1897,5). Die Absenkbereiche sind in der Skizze überproportional breit eingezeichnet. Die Zahlen geben die Überschreitungsdauer in Tagen an. 2. Einbau von Kastendurchlässen mit Niveau MW -0,5m an den drei letztgenannten Stellen. 3. Absenkung einzelner Traversen bzw. Einbau von Kastendurchlässen um den Abfluss zu erhöhen (als Fenster angedeutet).

c) Längsschnitt durch das Altarmsystem (Wasserspiegel bei Mittelwasser) in Relation zum Verlauf des Uferbegleitweges (dünne Linie) und der Wasserlinie der Donau bei Mittelwasser (MW) und einjähriger Hochwasserführung (HSW) an.

cher Arten wurde auf wenige ufernahe Bereiche eingeschränkt. In den durch die Regulierung abgetrennten Seitenarmen, aber auch in den vergleichsweise dynamisch angebundenen, wie in Regelsbrunn, konnten solche Arten nicht festgestellt werden. Auf Grund ihrer Habitatsprüche können wir erwarten, dass diese ökologische Gilde unter den restaurierten Bedingungen wieder günstige Verhältnisse vorfinden wird. Ähnliche Voraussagen können bezüglich der Jugendstadien gefährdeter Flussfischarten getroffen werden.

6. Offenen Fragen bei Restaurierungen: Reversibilität

Die bisherigen Erfahrungen über Restaurierungsmaßnahmen an großen Fließgewässern sind vergleichsweise gering. Eine zentrale Frage bezieht sich auf die Reversibilität der ökologischen Verhältnisse im Hinblick auf die ursprünglichen Zustände und Gegebenheiten. In der schematischen Grafik (Abb. 17) sind einige der grundsätzlichen Fragen ange schnitten. Die strichlierte Kurve bezieht sich

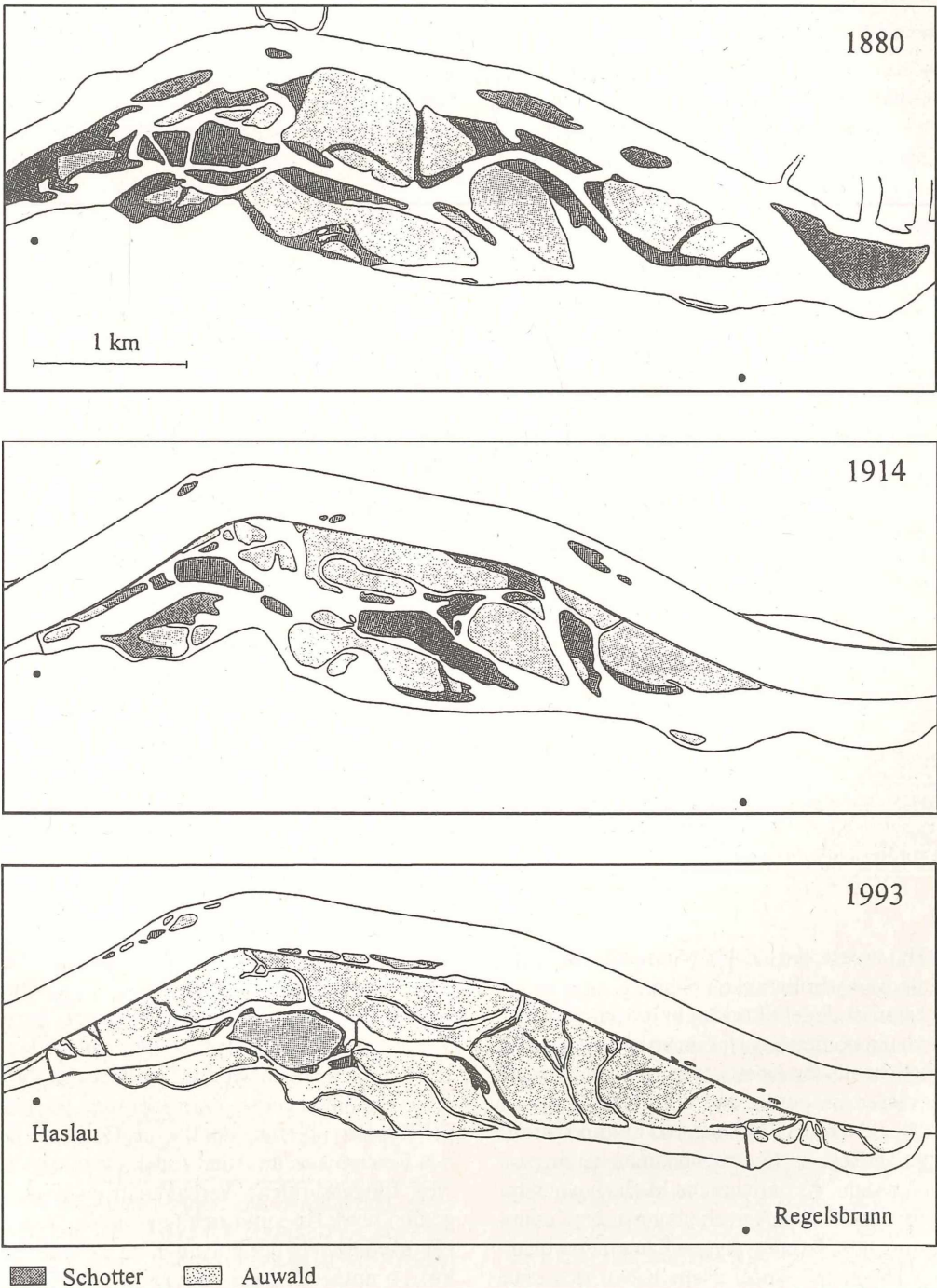


Abbildung 12

Veränderung der Habitatzusammensetzung der Stromlandschaft bei Regelsbrunn in den letzten 120 Jahren.

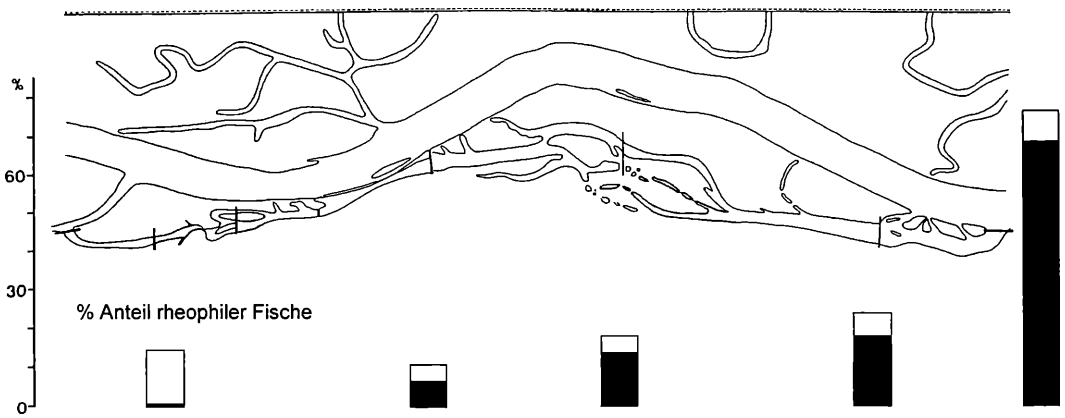


Abbildung 13

Altarmsystem bei Regelsbrunn vor der Restaurierung. Die Säulen geben den %-Anteil von Flussfischen an der gesamten Fischfauna (bezogen auf Individuendichten) an. Schwarz eingetragen ist der %-Anteil gefährdeter Flussfische. Die Säule am rechten Rand der Abbildung kennzeichnet den Anteil der Flussfische in der Donau selbst (nach SCHIEMER 1995).

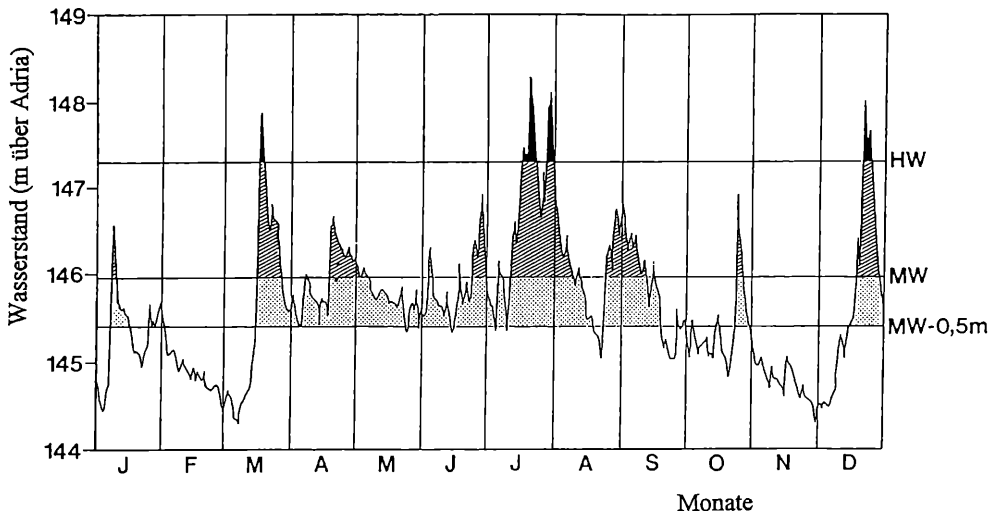


Abbildung 14

Wasserstandsschwankungen der Donau 1993. Eingezeichnet sind die Höhenquoten der Durchlässe und Überströmstrecken, sowie die Anbindungsphasen entsprechend der Projektplanung (schraffiert und punktiert). Die Anbindungsphasen vor Restaurierung sind schwarz eingetragen.

auf die Hypothese, dass Habitatvielfalt in Flussauen bei mittleren hydrologischen Störungsintensitäten am höchsten ist. Jeder Flussabschnitt war ursprünglich durch ein bestimmtes Niveau von Habitatvielfalt gekennzeichnet, das einem dynamischen Zustand des Gewässertransportes und des Abflussregimes entsprach und das als Referenz und Leitbild für die Planung von Restaurationsmaßnahmen herangezogen werden kann. Wasserbauliche Maßnahmen führten zu einer drastischen Verschiebung in der Zusammensetzung der Habitattypen und zu einer Abnahme ihrer Diversität. Andererseits haben sich neue und zum Teil unspezifische Lebensraumtypen in den stark regulierten Gebieten entwickelt. Solche neuen Habitattypen können durchaus von hohem

Naturschutzwert in unseren Kulturlandschaften mit ihrer stark reduzierten ökologischen Diversität sein. Die Reversibilität unter verschiedenen Szenarien des Abdämmungsgrades ist sehr unterschiedlich. Unter Bedingungen wie der Lobau ist die potentielle Reversibilität gering, einerseits wegen der Gefahr der Hypertrophierung der flachen Gewässer bei hohen Retentionszeiten, und andererseits weil hier in weit fortgeschrittene Verlandungsprozesse eingegriffen wird. Es ergibt sich hier die Frage, wie aus Naturschutzsicht der potentiell zu erwartende Verlust an unspezifischen Arten von Feuchtgebieten, für die die Lobau einen Refugialbereich darstellt, im Vergleich zu einer fraglichen Wiederbesiedelung mit rheophilen Elementen gewertet wird.

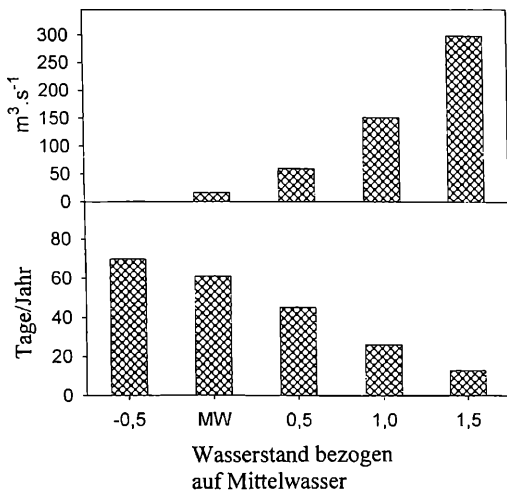
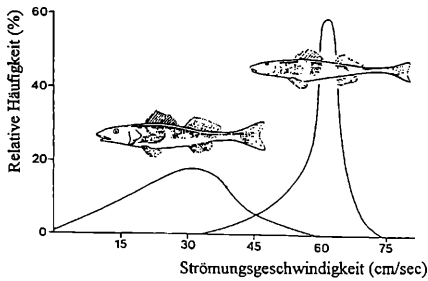
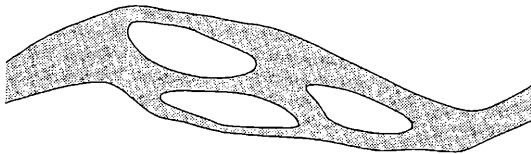


Abbildung 15

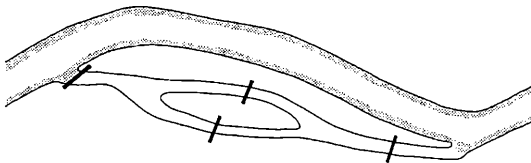
Anzahl der Tage/Jahr mit bestimmten Wasserstandsüberschreitungen der Donau (bezogen auf Mittelwasser) und die entsprechend dem Restaurierungsprogramm prognostizierten Zuflüsse in das Altwassersystem.



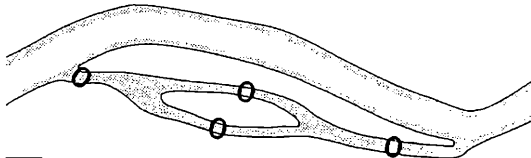
natürlicher Zustand



nach Regulierung



nach Restaurierung



potentieller Lebensraum

Abbildung 16

Der potentielle Lebensraum von benthischen, rheophilen Fischen am Beispiel von 2 Donau-Perciden (*Zingel zingel* und *Zingel streber*) in der Zeit vor der Regulierung, nach der Regulierung und nach der Restaurierung. Die Inserts kennzeichnen die Strömungspräferenzen der 2 Arten nach ZAUNER 1996 (nach SCHIEMER et al. 1999).

In dynamischen Systemen wie bei Regelsbrunn sind die Möglichkeiten, die Habitatbedingungen für eine gefährdete rheophile Flora und Fauna zu erhöhen, wesentlich besser. Wegen der kurzen Retentionszeit und den hohen Durchflussraten stellt die Eutrophierung kein wesentliches Problem dar.

7. Kernpunkte für ein ökologisch orientiertes Management von Flussauen

Auf Grund unserer Erfahrungen lassen sich einige Leitlinien für die Evaluierung des ökologischen Zustandes von Flussauen, ihres Restaurierungspotentials und für die Entwicklung von Managementkonzepten ableiten:

Orientierung an einem Ökosystem - anstelle eines Arten-zentrierten Konzeptes

Es ist wichtig, bei der Planung und Konzeption eines Naturschutzmanagements und von Restaurierungs- und Verbesserungsmaßnahmen einen holistischen, systemorientierten Ansatz zugrunde zu legen, der auf die ursprüngliche flussmorphologische Dynamik Bezug nimmt. Die stark divergierenden Ansprüche (und Indikationsbereiche!) einzelner taxonomischer Gruppen - z.B. Makrophyten, Mollusken oder Fische - müssen in eine systemorientierte Beurteilung integriert werden.

Leitbild

Die ökologischen Entwicklungsziele von Restaurierungsmaßnahmen müssen sich an Leitbildern orientieren, die von den historischen Gegebenheiten und der ursprünglichen flussmorphologischen Dynamik abgeleitet werden.

Reversibilität und Nachhaltigkeit

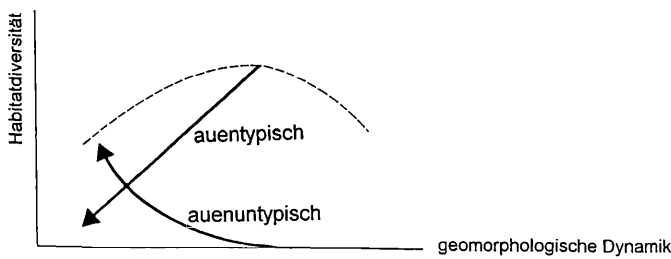
Ein wichtiger Aspekt bei der Planung ökologischer Verbesserungsmaßnahmen ist die Frage, inwieweit unter den derzeitigen Möglichkeiten und Einschränkungen eine hydrologische und flussmorphologische Restaurierung möglich ist und welche Entwicklung sich einstellen wird ohne ständige Eingriffe erforderlich zu machen (Nachhaltigkeit).

Interdisziplinarität

Die Konzeption und Planung sollte interdisziplinär angelegt werden und möglichst von Beginn an Ökologie, Hydrologie und Wasserbau verbinden. Die österreichischen Erfahrungen über interdisziplinäre Planung haben sich außerordentlich bewährt.

"Adaptives Management"

Da die vorliegenden Erfahrungen mit der Restaurierung großer Flusssysteme noch sehr beschränkt sind, ist unbedingt erforderlich, in Form kontrollierbarer Eingriffe und in kleinen Schritten, verbunden mit einem möglichst langfristigen Monitoring-Programm ("learning by doing"), vorzugehen. Im Rahmen des Donau-Restaurierungs-Programms Regelsbrunn zum Beispiel, ist eine dreijährige Untersu-



LOBAU ← Grad der Abtrennung
 → Potentielle Reversibilität

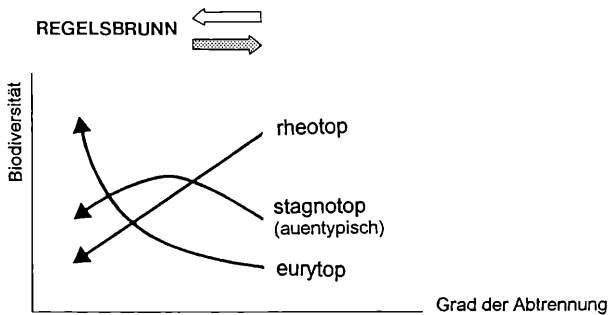


Abbildung 17

Schematische Darstellung der Veränderung von Habitat- und Artendiversität durch wasserbauliche Maßnahmen und ihre potentielle Reversibilität. Die strichlierte Linie bezieht sich auf das Verhältnis von Habitatdiversität und dem hydrologischen Störungsregime von verschiedenen Flüssen und Flussabschnitten (s. Erläuterungen i. Text) (nach SCHIEMER et al. 1999).

chung des ökologischen Zustandes vor der Restaurierung erfolgt. Die Auswirkungen der Maßnahmen werden ebenfalls über drei Jahre verfolgt werden.

Langzeit-Monitoring

Zufolge des erst langsam wachsenden Kenntnisstandes ist es erforderlich, bei allen geplanten Maßnahmen langfristige Monitoring-Programme durchzuführen, die eine exakte Erfassung des Zustandes vor und nach den Restruierungsmaßnahmen ermöglichen. Nur so kann für große Fließgewässer ein entsprechendes Wissen und ein entsprechender Erfahrungsschatz, Beurteilungsmöglichkeit entwickelt werden.

Literatur

AMOROS, C. & A. L. ROUX (1988): Interaction between water bodies within the floodplains of large rivers: function and development of connectivity.- In: Schreiber, K.- F. (Ed.): Connectivity in landscape ecology.- Münstersche Geographische Arbeiten 29: 125-130.

DISTER, E. (1994): The function, evaluation and relicts of near-natural floodplains.- In Kinzelbach, R. (Ed.): Biologie der Donau - Limnologie Aktuell 2: 317-329.

KINZELBACH, R. (1994): Biologie der Donau - Limnologie Aktuell 2.- Gustav Fischer Verlag.

JUNK, W. J.; P. B. BAYLEY & R. E. SPARKS (1989): The flood pulse concept in river-floodplain systems.- In: Dodge, D. P. (Ed.) Proceedings of the International Large River Symposium. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 106: 110-127.

LIEPOLT, R. (Hrsg.) (1967): Limnologie der Donau.- Schweizerbart, Stuttgart.

NAIMAN, R. J. & H. DECAMPS (eds.) (1990): Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecosystems.- UNESCO, Paris and Parthenon, Carnforth, UK.

SCHIEMER, F. (1994): Monitoring of floodplains: limnological indicators.- Stapfia 31: 95-107.

— (1995): Revitalisierungsmaßnahmen für Augewässer - Möglichkeiten und Grenzen.- Arch. Hydrobiol. Suppl. 101: 163-178.

SCHIEMER, F.; C. BAUMGARTNER & K. TOCKNER (1999): The Danube restoration project: conceptual framework, monitoring program and predictions on hydrologically controlled changes.- Regul. Riv.

SCHIEMER, F. & T. SPINDLER (1989): Endangered fish species of the Danube river in Austria.- Regulated Rivers: Research & Management 4: 397-407.

SCHIEMER, F.; T. SPINDLER, H. WINTERSBERGER, A. SCHNEIDER & A. CHOVANEC (1991): Fish fry associations: Important indicators for the ecological status of large rivers.- Verh. int. verein. theor. angew. limnol. 24: 2497-2500.

SCHIEMER, F. & H. WAIDBACHER (1992): Strategies for conservation of a Danubian fish fauna.- In: Boon, P. J., P. Calow & G. E. Petts (Eds.): River conservation and management: 363-382. John Wiley & Sons Ltd.

— (1994): Naturschutzerfordernisse zur Erhaltung einer typischen Donau-Fischfauna.- In Kinzelbach, R. (Ed.): Biologie der Donau - Limnologie Aktuell 2: 247-265.

SCHIEMER, F. & M. ZALEWSKI (1992):
The importance of riparian ecotones for diversity and
productivity of riverine fish communities.- *Neth. J. of
Zoology* 42: 323-335.

SEDELL, J. R.; J. E. RICHEY & F. J. SWANSON (1989):
The river continuum concept: a basis for the expected
ecosystem behavior of very large rivers.- In: Dodge, D. P.
(Ed.): *Proceedings of the International Large River Sym-
posium*. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 106: 49-55.

TOCKNER, K. & F. SCHIEMER (1997):
Ecological aspects of the restoration strategy for a river-
floodplain system of the Danube River in Austria.- *Glob.
Ecol. Biogeogr. Lett.* 6: 321-329.

TOCKNER, K.; F. SCHIEMER & J. V. WARD (1998):
Conservation by restoration: the management concept for
a river-floodplain system on the Danube River in Austria.-
Aquat. Conserv. 8: 71-86.

VANNOTE, R. L.; G. W. MINSHALL, K. W. CUMMINS,
J. R. SEDELL & C. E. CUSHING (1980):
The river continuum concept.- *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*
37 (1): 130-137.

WARD, J. V. (1989):
The four-dimensional nature of lotic ecosystems.- *Journal
of the North American Benthological Society* 8: 2-8.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Fritz Schiemer
Institut für Zoologie
Abteilung für Limnologie
Althanstraße 14
A-1090 Wien
e-mail: schiemer@zoo.univie.ac.at

Die Problematik des Restwassers

Klaus JORDE

1. Einführung

Bei der Betrachtung der Restwasserproblematik spielen eine Vielzahl von Faktoren eine Rolle. Um verstehen zu können, in welcher vielseitiger Art und Weise sich die Entnahme eines Teiles des natürlichen Abflusses auf das betroffene Fließgewässer auswirken kann, ist es hilfreich, sich einige der ökologischen Konzepte zu vergegenwärtigen, welche die Funktionsweise von Fließgewässern zu erklären versuchen. Dazu gehören beispielsweise das River Continuum Concept von VANNOTE et al. (1980), welches die kontinuierlichen ökologischen Veränderungen entlang eines Flusslaufs modellhaft beschreibt, das Patch Dynamics Concept nach TOWNSEND (1989), welches die Bedeutung der zeitlichen und räumlichen Heterogenität von Lebensräumen beinhaltet, sowie das Verständnis der Organisationsstruktur von Fließgewässern nach FRISELL et al. (1986), welches die hierarchisch gegliederte Beeinflussung übergeordneter Habitats, z.B. des Einzugsgebiets und des Hochwasserbetts, auf nachgeordnete Habitats, wie einzelne Flussabschnitte, und schließlich lokale Habitats und Mikrohabitats, hervorhebt.

Nicht nur Ausleitungen vom natürlichen Abfluss, sondern alle anthropogenen Veränderungen unserer Fließgewässer während der letzten Jahrhunderte, die Begradigungen und Verbauungen, wie auch wasserbauliche Anlagen jeglicher Art greifen in vielfältiger Weise in die Fließgewässer und ihre Ökosysteme ein, welche vereinfacht formuliert nach den oben genannten Konzepten funktionieren. Die Restwasserfrage ist daher kaum aus der Gesamtsituation herausgelöst sinnvoll zu betrachten. So unterbrechen beispielsweise Querbauwerke das Kontinuum eines Fließgewässers in Fließrichtung, Längsbauwerke wie künstliche Ufer oder Deiche unterbrechen das Kontinuum in lateraler Richtung und entkoppeln damit die Ufer- und Auebereiche. Staubereiche ändern das Geschieberegime, verändern das Strömungsmuster sowie die zeitliche Dynamik. Ausbau und Geschieberückhalt bis in kleinste Zuflüsse führen zu Sohlstabilisierung und Abpflasterung und zur Unterbrechung der vertikalen Durchgängigkeit sowie einer Reduktion der naturräumlichen Habitatvielfalt. Ausleitungen schließlich verändern hydraulische Muster, führen in vielen Fällen zur Ablagerung von Feinsedimenten und zur Kolmatierung, wodurch das Interstitial nicht mehr zugänglich ist, sowie zu einer Veränderung der zeitlichen Dynamik. Restwasserproblematik tritt daher

im allgemeinen nicht allein auf, sondern ist gekoppelt mit verschiedenen anderen Faktoren, welche die Problematik verschärfen.

2. Problemstellung Restwasser

Laufwasserkraftwerke

Die Frage nach Mindestwasserregelungen stellt sich auf vielfältige Weise. Zunächst sind hier praktisch alle Ausleitungskraftwerke zu nennen, die als Laufwasserkraftwerke betrieben werden. Hier sind die Staubereiche vergleichsweise kürzer als bei Flusskraftwerken, da sie sozusagen in den Triebwerkskanal verlegt sind. Der verkürzte Staubereich bedingt jedoch eine entsprechend längere Ausleitungsstrecke, die unter dem Wasserentzug leidet. Hier taucht die Frage nach der Restwasserregelung ganz offensichtlich auf. Flusskraftwerke dagegen, bei denen Stauanlage und Turbinenhaus im allgemeinen auf einer Achse liegen, haben längere Staubereiche. Diese sind, obwohl häufig aus Sicht des Naturschutzes durchaus wertvoll, ökologisch gesehen nicht mit dem freifließenden Fluss vergleichbar. Soll in diesen Fällen das Kontinuum in Fließrichtung erhalten bleiben, so ist ein Umgehungsgerinne für den Staubereich anzulegen. Für dieses stellt sich ebenfalls die Frage nach dem erforderlichen Abfluss.

Speicherkraftwerke

Besonders drastisch ist die Restwasserproblematik bei alpinen Speicherkraftwerken. Je nach bewirtschaftbarem Speichervolumen gibt es unterhalb der Staumauer zunächst keine natürlichen Abflüsse mehr, auch die meisten Hochwässer werden komplett gespeichert. Zusätzlich wird das Wasser dann oft in andere Täler bzw. Einzugsgebiete übergeleitet und dort zentral abgearbeitet. Das Wasser wird in diesen Fällen dem Fluss, dem es entnommen wurde, überhaupt nicht mehr zurückgegeben, sondern gelangt oft erst viele Kilometer entfernt und bis 2000 Höhenmeter tiefer wieder in einen größeren Fluss. Dort ergeben sich Probleme daraus, dass häufig sauerstoffarmes Tiefenwasser turbiniert wird und außerdem der Strombedarf zu Zeiten, an denen aufgrund winterlicher Kälte die Abflüsse eigentlich sehr gering sind, am größten ist. Daher weisen Flüsse, die von winterlicher Spitzenstromerzeugung betroffen sind, ein stark verändertes Abfluss-, Temperatur- und Sauerstoffregime auf.

Zwar findet man in hochalpinen Lagen häufig kurz unterhalb der Staumauern oder Wasserfassungen wieder Wasser in den Bachläufen aus seitlichen Zuläufen und Hangwasserzutritten, jedoch ist dann das natürliche Abflussregime in seinem zeitlichen Ablauf und seinen Amplituden verändert. Dies wirkt sich insbesondere auf alpine Auen aus, die von der Dynamik der Abflüsse und Wasserstände, sowie den periodischen Umlagerungen leben. Wie derartige Flusslandschaften einmal ausgesehen haben, läßt sich heute im Alpenraum nur noch an sehr wenigen Beispielen, wie dem oberen Lech im Tiroler Außerfern oder dem oberen Tagliamento, beobachten.

Sonderfälle

Der Vollständigkeit halber seien hier auch Restwasserfragen, wie sie sich im Tiefland ergeben, erwähnt. So stellt sich beispielsweise eine Mindestwasserfrage an der Spree, aus der die riesigen stillgelegten Braunkohletagebaugruben gefüllt werden sollen, wofür die Spree aber nicht genügend Wasser führt. An mitteldeutschen Schifffahrtskanälen gibt es Umgehungsgerinne an Schleusen, die neben der Hochwasserabfuhr auch bedeutende ökologische Funktionen haben. Das Wasser, mit dem diese Umgehungsgerinne während Niedrigwasserzeiten beschickt werden, muss in manchen Fällen in die oberen Kanalhaltungen gepumpt werden.

In anderen Klimazonen tritt anstelle der streckenweisen Wasserentnahme für die Wasserkraftnutzung eine endgültige Entnahme - manchmal des gesamten Wassers großer Flüsse - für landwirtschaftliche Bewässerung mit teilweise dramatischen ökologischen Konsequenzen.

3. Auswirkungen reduzierter Abflüsse

Von kleinsten Gebirgsbächen bis hin zu großen Flüssen wie dem Inn oder der Donau sind also Gewässer jeglicher Größe und über alle Höhenstufen von der Restwasserproblematik betroffen.

In diesem Beitrag wird die Problematik des Restwassers behandelt, wie sie sich in erster Linie an den Ausleitungskraftwerken der Mittelgebirge und Vor-alpen ergibt. Zunächst werden die Auswirkungen reduzierter Abflüsse auf die betroffenen Abschnitte kurz dargestellt.

Die Auswirkungen reduzierter Abflüsse lassen sich vereinfacht in zwei Kategorien einteilen. Primär treten Änderungen der physikalischen und physiographischen Bedingungen auf, die sekundär die gewässertypischen Biozönosen in unterschiedlicher Weise beeinflussen. In Tab. 1 sind die wichtigsten dieser Auswirkungen verkürzt zusammengefasst.

Zu den direkten, physikalischen oder physiographischen Auswirkungen gehören in erster Linie starke Veränderungen des gesamten hydraulischen Musters im Freiwasserraum und an der Gewässersohle, eine Veränderung des gesamten Geschiebe- und Schwebstoffregimes sowie Veränderungen des Tem-

peraturverhaltens und des Sauerstoffregimes, sowohl in seinen täglichen Schwankungen, als auch in seinem Jahresverlauf.

Als Folge dieser Veränderungen der Lebensräume treten Veränderungen der Artengemeinschaften, sowohl der Fische, als auch der bentischen Organismen, in ihrer Zusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur auf. Häufig kann eine Zunahme von Ubiquisten festgestellt werden, wogegen die reophilen Arten zurückgehen.

Verallgemeinerungen sind bei der Beurteilung der Auswirkungen reduzierter Abflüsse oft nicht möglich, da sich vieles nach den fallweise unterschiedlichen lokalen Gegebenheiten richtet. Am Beispiel des Geschiebe- und Schwebstoffhaushaltes soll kurz darauf eingegangen werden, wie sich die physikalischen Auswirkungen im Einzelfall unterschiedlich einstellen können. Ist der Staubereich relativ groß, so werden dort Geschiebe und Schwebstoffe zurückgehalten, es findet eine sukzessive Ablagerung statt mit immer feiner werdenden Anteilen hin zum Stauwehr. Unterhalb des Stauwehrs besteht dann ein Defizit an Geschiebe, und wenn das Transportvermögen ausreichend groß ist, tieft sich der Fluss unterhalb der Wehranlage ein. Sind im Wasser noch Schwebstoffe enthalten, so führt dies bei geringem Transportvermögen zur Kolmatierung der Sohle. Ist das Transportvermögen des Flusses gerade so, dass feinere Anteile transportiert werden, so findet dagegen eine Abpflasterung der Sohle statt, die nur noch bei größeren Hochwässern aufgebrochen wird. Bei festen Wehren und eher kleinen Stauräumen ist dagegen häufig eine völlige Verlandung des Stauraumes zu beobachten. In diesen Fällen findet dann Geschiebetrieb über die Wehranlage statt, so dass das Geschiebegleichgewicht beibehalten werden kann. In wenig verbauten Ausleitungstrecken kann auch Seitenerosion noch möglich sein, so dass das Geschiebedefizit in Folge des Stauraums durch Seitenerosion ausgeglichen werden kann.

Die Stärke der Beeinträchtigung infolge einer Wasserentnahme hängt von verschiedenen Faktoren ab, vgl. Tab. 2. Neben der Wasserentnahme selbst beeinflussen gewässertypische Faktoren in ihrer natürlichen Ausprägung (z.B. Gebirgsbach) sowie gewässerezustandstypische Faktoren in ihrer anthropogenen Ausprägung (Grad der Verbauung) die Stärke der Beeinträchtigung. Diese Faktoren sind demzufolge auch bei der Festlegung einer ökologisch begründeten Restwasserregelung zu berücksichtigen. Bezüglich der Wasserentnahme ist festzuhalten, dass hier die Betriebsweise der Wasserkraftanlage (Laufwasser- oder Schwellbetrieb, Spitzenstromerzeugung), das Schluckvermögen der Turbinen (Wehrüberlauf bei Überschreiten) und die Bewirtschaftungsweise von Speichern eine erhebliche Rolle spielen. Diese Überlegungen müssen in Restwasserbetrachtungen mit einbezogen werden. Schließlich geht es weniger darum, welcher Abfluss für einen bestimmten Abschnitt und Zeitraum theoretisch vorgeschrieben ist, sondern wieviel aufgrund der tatsächlichen Gegebenheiten dort fließt.

Tabelle 1

Auswirkungen reduzierter Abflüsse

Physikalische und physiographische Auswirkungen	Ökologische Auswirkungen: Reduktion des Lebensraumes und qualitative Veränderung der Habitate
Reduktion des aquatischen Volumens, der benetzten Flächen und der Wassertiefen	Verschiebung der Artenzusammensetzung und Altersstruktur der Fischfauna
Abnahme der Fließgeschwindigkeiten	Veränderung der Benthosfauna
Änderung des sohnahen Strömungsmusters	Veränderung der aquatischen und semiaquatischen Flora
Feinsedimentablagerungen und Kolmatierung der Sohle oder Erosion infolge Geschieberückhalt	Tendenziell: Abnahme rheophiler Arten Zunahme von Ubiquisten
Änderung der Abflussdynamik	Aber fallweise auch:
Absenkung des Grundwasserspiegels	Erhöhte Lebensraumvielfalt innerhalb des Flussbettes
Änderung des Temperaturverhaltens	Erhöhtes Potential des Wasser-Land-Ökoton
Änderung des Sauerstoffregimes	

Tabelle 2

Einflussfaktoren auf die Stärke der Beeinträchtigung infolge einer Abflussreduktion (nach LAWA 1997)

- Größe und Art der Wasserentnahme (Dauer, Periodizität)
- Zusätzliche Anlage, die Durchgängigkeit beeinträchtigen (Wehre)
- Gewässertypische Faktoren
 - natürliche hydrologische Verhältnisse (Hochwasser/Niedrigwasser)
 - Hydrogeologie (Grundwasser, Versickerungen)
 - Gefälle und Sedimenttransport
 - Substratverhältnisse und Morphologie
 - Empfindlichkeit und Ansprüche der Lebensgemeinschaften
- Gewässerzustandstypische Faktoren
 - Strukturvielfalt und Ausbauzustand
 - Uferstrukturierung (Gehölze, Beschattung, Verzahnung)
 - tatsächliche Gefälle-, Substrat- und Transportverhältnisse
 - Nutzungen des Gewässers (Organische Belastung, Wärmeeinleitung ...)
- Zuflüsse, Sickerverluste

Herkömmliche Ansätze bei der Festlegung von Mindestwasserregelungen sind dazu nicht geeignet.

4. Ansätze zur Festlegung von Restwasserregelungen

Tab. 3 zeigt eine Übersicht über die derzeit gebräuchlichen Methoden zur Festlegung von Mindestwasserregelungen.

Traditionell wurden in der Vergangenheit zumeist starre Formeln eingesetzt, deren ökologische Relevanz sehr gering und in keinem Fall auf haltbaren wissenschaftlichen Untersuchungen begründet ist. Sie haben den Vorteil, sehr einfach angewendet werden zu können, so dass Lösungen vom Schreib-

tisch aus möglich sind. Beispiele hierfür sind Ansätze, welche sich auf die Größe des Einzugsgebietes oder den mittleren Niedrigwasserabfluss MNQ beziehen (DVWK 1995). Entsprechend ihrer marginalen ökologischen Relevanz werden diese Ansätze heute immer weniger angewandt.

Erste Ansätze für Kriterien mit ökologischer Relevanz finden sich in bestimmten Grenzwerten, wie beispielsweise Mindesttiefen, zur Sicherung der Passierbarkeit, oder bestimmten mittleren Fließgeschwindigkeiten, welche den Fließgewässercharakter sicherstellen sollen. Jedoch sind auch diese Ansätze unzureichend und werden der Problemstellung nicht gerecht. Eine positive Weiterentwicklung sind mehrkriterielle Ansätze, wie sie z.B. von

Tabelle 3

Methoden und Ansätze zur Festlegung von Mindestwasserregelungen

Methoden	Eingangsgrößen	Ergebnis	Ökologische Relevanz der Mindestwasserregelung
Starre Formeln	hydrographisch-statistische Kennzahlen, z.B. MNQ, einzugsgebietsabhängige Abflüsse	Mindestabfluss zumeist starr, aber auch zeitlich gestaffelt oder abflussabhängig möglich	sehr gering
Grenzwerte	flusshydraulische Kenngrößen, z.B. Wassertiefe		mäßig
Mehrkriterienansätze	Verschiedene physikalische Kenngrößen, z.B. Wassertiefen, Fließgeschwindigkeiten, Austauschzeiten, Weißwasserzonen, Geräusentwicklung, Anspringen von Seitengerinnen	Mindestabfluss, der bestimmte Zielerreichungsgrade bezüglich der Eingangsgrößen sicherstellt	vermutlich gut, jedoch bisher nicht quantifiziert
Simulationsmodelle	morphologische und hydraulische Parameter, Habitatansprüche von Organismen	ökologisch begründete Mindestwasserregelung, starr, zeitlich gestaffelt oder abflussabhängig dynamisch	aufwandsabhängig, hoch bis sehr hoch
Entscheidungsmodelle	Mindestwasserempfehlung, energiewirtschaftliche und betriebswirtschaftliche Kriterien, landschaftsästhetische Gesichtspunkte, Bereitstellung von Ersatzenergie, Schadstoffbilanzen, politische Vorgaben	multikriterielle Entscheidung, zu der u.a. die Mindestwasserregelung gehört	abhängig von Qualität der Mindestwasserempfehlung

SCHÄLCHLI (1991) für Gebirgsbäche entwickelt wurden. Zwar ist hier der Grad der ökologischen Relevanz noch nicht quantifizierbar, jedoch ist offensichtlich, dass hier ein gewisses Spektrum an für die Gewässerbiozöosen bedeutsamen Kriterien zur Beurteilung herangezogen wird.

Im Gegensatz zu den mitteleuropäischen Ländern sind in Nordamerika und Skandinavien bereits seit vielen Jahren habitatbezogene Ansätze zur Festlegung von Mindestwasserregelungen gebräuchlich. Bekannt ist vor allem die "Instream Flow Incremental Methodology" (IFIM) (BOVEE 1986), welche als Hauptbestandteil das Simulationsmodell PHABSIM beinhaltet. Hier werden habitatbezogene Größen wie die lokale Fließgeschwindigkeit, Wassertiefen und Substrate erfasst bzw. berechnet, im hydraulischen Teil eines Simulationsmodelles nachgebildet und anschließend mit den Ansprüchen bestimmter Fischarten verglichen. Die Ansprüche bzw. Präferenzen der Fische werden dabei im allgemeinen durch gezielte lokale Elektrofischungen oder Tauchbeobachtungen bezüglich der oben genannten Parameter erfasst und statistisch zu sogenannten Präferenzfunktionen ausgewertet. Die Funktionen unterscheiden sich nach Art und Entwicklungsstadium. Die Erfahrung zeigte, dass die so gefundenen Habitatpräferenzen dabei nur beschränkt auf andere Gewässer übertragbar sind. Damit können Aussagen über Größe und Qualität des verfügbaren Habitatangebotes in einem bestimmten

Gewässerabschnitt in Abhängigkeit vom Abfluss ermittelt werden (JORDE & SCHNEIDER 1998). Die Ergebnisse solcher Simulationsrechnungen dienen als Entscheidungsgrundlage für Mindestwasserregelungen.

Mit Hilfe von PHABSIM werden in Nordamerika seit Jahren gerichtsfeste Entscheidungen bezüglich der Mindestwasserregelungen aufgrund der Lebensräume für Lachse und andere Fischarten festgelegt. Die ökologische Relevanz derartiger Simulationsmodelle ist unbestritten und im Einzelfall davon abhängig, welcher Aufwand für die Untersuchungen und für die Eingabeparameter betrieben wird und welche Qualität die Modelle selbst besitzen, d.h. welche ökologisch relevanten Größen dort verarbeitet werden können.

Zusätzlich sind noch Entscheidungsmodelle zu nennen, z.B. nutzwertanalytische Ansätze oder Mehrzielplanungsverfahren, die jedoch als Eingangsgröße wiederum die Ergebnisse von ökologischen Untersuchungen benötigen. Von der Qualität dieser und der anschließenden Gewichtung ökologischer Belange innerhalb des Entscheidungsprozesses hängt die ökologische Relevanz derartiger Modelle ab.

5. Anforderungen an ein Verfahren

Der größte Mangel der einfachen Formeln zur Festlegung von Mindestwasserregelungen besteht da-

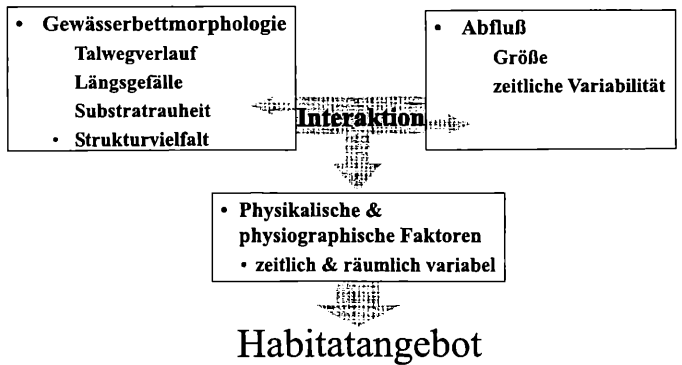


Abbildung 1
Wechselwirkung zwischen Abfluss und Morphologie

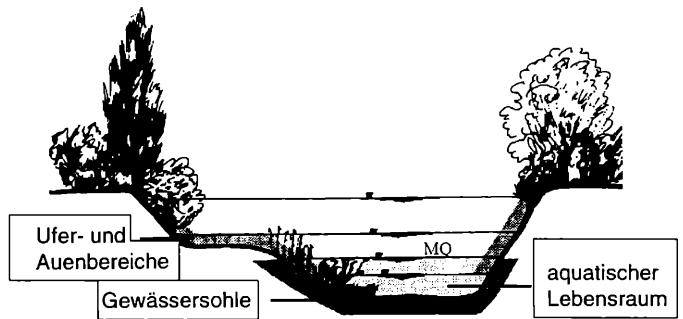


Abbildung 2
Lebensräume an Fließgewässern

rin, dass die Interaktion zwischen der Gewässermorphologie und dem Abfluss nicht berücksichtigt wird. Aus der Wechselwirkung dieser beiden Größen bzw. ihrer Einzelfaktoren ergibt sich das Habitatangebot für bestimmte Arten in seiner zeitlichen und räumlichen Verteilung (Abb. 1).

Der Lebensraum Fließgewässer gliedert sich in drei wesentliche Bereiche auf: 1. Das aquatische Volumen als Lebensraum für Fische und Wasserpflanzen. 2. Die Gewässersohle als Lebensraum für Wirbellose, z.B. Insektenlarven, Schnecken, Muscheln sowie Bodenfische. Die Uferzonen und die angrenzenden Auebereiche bilden als 3. Bereich den Übergang zwischen Wasser und Land, diese Flächen übernehmen wichtige Funktionen innerhalb der Ökosysteme von Flusstälern (Abb. 2). Alle drei Habitate sind dabei stark untereinander vernetzt und unterliegen vielfältigen Wechselwirkungen. Die Entnahme eines Teil des natürlichen Abflusses verursacht mehr oder weniger starke Veränderungen der physikalischen, chemischen und physiographischen Parameter jedes dieser drei Haupthabitate.

Wenn ökologisch begründete Mindestwasserregelungen festgelegt werden sollen, so müssen bestimmte Zielvorstellungen oder Leitbilder vorhanden sein. Diese können nach unterschiedlichen Stufen der Beeinträchtigung infolge des reduzierten Abflusses etwa entsprechend Tab. 4 definiert werden. Die jeweiligen Zielerreichungsgrade können anhand des Habitatangebots überprüft werden.

Diese Abstufungen gehen kontinuierlich ineinander über, das Ziel wird im allgemeinen zwischen Stufe 2 und 3 liegen, fallweise wird man jedoch auch die Stufen 1 fordern oder 4 akzeptieren können. Um

abschätzen zu können, welcher Bereich sich diesbezüglich einstellen wird, ist es erforderlich, zu verstehen, in welcher Weise sich eine Reduktion des Abflusses auf die Größe und Qualität der betroffenen Lebensräume auswirkt. Dabei sind die in Tab. 2 aufgelisteten Faktoren zu berücksichtigen.

Die Charakterisierung der Habitate und ihrer Wechselwirkungen ist äußerst komplex und daher nur sehr vereinfacht zu realisieren. Dabei sind hauptsächlich diejenigen Faktoren zu berücksichtigen, die für die fallspezifischen Zielarten ausschlaggebend sind. Neben den rein hydraulischen und morphologischen Faktoren spielen Gewässergütefragen, Temperatur- und Lichtverhältnisse, Geologie des Einzugsgebiets, Ufervegetation, das Nahrungsangebot, Räuber-Beute-Beziehungen, die Gesamtsituation am Gewässer (Migrationsbarrieren, Länge und Anzahl von Staubereichen, Geschiebezufuhr)

Tabelle 4
Unterschiedliche Stufen der Beeinträchtigung von Ausleitungsstrecken im Vergleich zur nicht ausgeleiteten Strecke

Stufe	Beschreibung
1	Keine Auswirkungen
2	Quantitative Veränderung der Lebensräume
3	Qualitative Veränderung der Lebensräume, Veränderung der Lebensgemeinschaften
4	Gewässer mit anderer Charakteristik, z.B. temporär trocken fallende Gewässer

und viele weitere Faktoren eine Rolle. Diese Zusammenhänge sind heute noch in weiten Bereichen nur unzureichend erfasst bzw. quantifizierbar. In einer ersten Näherung können jedoch Habitate innerhalb bestimmter Abflussschwellenwerte, um die es bei Restwasseruntersuchungen hauptsächlich geht, als Kombination physikalischer Größen aufgefasst werden. Dabei wird zunächst davon ausgegangen, dass innerhalb der untersuchten Bandbreiten die übrigen Faktoren sich durch die Abflussreduktion vergleichsweise weniger verändern, bzw. in ihrer Reaktion den physikalischen Größen folgen. Für alle drei Habitate muss neben der räumlichen Komponente die zeitliche Variabilität beachtet werden. Natürliche Fließgewässer bilden Ökosysteme in einem dynamischen Gleichgewicht, die Biozöosen sind nicht nur an das dynamische Abflussverhalten angepasst sondern aus vielerlei Gründen darauf angewiesen (TOWNSEND 1989). Ein einfaches Beispiel soll dies verdeutlichen: Die früher in vielen großen Flüssen vorkommenden Hechte benötigen zum Laichen überflutete Wiesen während der Laichperiode im Frühjahr, sie heften ihre Eier an Gräser. Die geschlüpften Jungfische folgen nach einigen Tagen dem zurückgehenden Wasser in das Flussbett. Die Voraussetzungen für die Reproduktion von Hechten sind also auf Wechselwirkungen zwischen Gewässer morphologie im erweiterten Sinn und bestimmten Wasserstands- bzw. Abflussschwankungen zurückzuführen.

Die Interaktion zwischen der Gewässerbettmorphologie mit unterschiedlichen Maßstäben und dem dynamischen Abflussgeschehen kennzeichnet also alle physikalischen Größen, welche die drei erwähnten Haupthabitate charakterisieren. Die Datenmengen, die im Rahmen einer Habitatuntersuchung oder -simulation verarbeitet werden müssen, und ihre räumlichen Beziehungen machen insbesondere bei Einbeziehung zeitlicher Komponenten den Einsatz computergestützter Simulationsmodelle erforderlich.

6. Das Simulationsmodell CASIMIR

Am Stuttgarter Institut für Wasserbau wurde vor fast zehn Jahren damit begonnen, Modelle zu entwickeln, die einerseits die Wasserkraftanlage und andererseits aber auch die ökologisch relevanten Faktoren simulieren, die sich aus der Interaktion zwischen Abfluss und Morphologie in den betroffenen Gewässerabschnitten ergeben. Aus mehreren Forschungsprojekten und einer Vielzahl angewandter Projekte ist daraus schließlich das Simulationsmodell CASIMIR entstanden, das seitdem ständig weiterentwickelt, ergänzt und verfeinert wurde. Das modular aufgebaute Simulationsmodell dient unter anderem dazu, die Auswirkungen beliebiger Mindestwasserregelungen bei Ausleitungskraftwerken auf die oben genannten Habitate zu untersuchen und optimierte Mindestwasserregelungen zu finden. CASIMIR wurde ursprünglich anhand der Daten aus der Untersuchung einer Ausleitungsstrecke am

Kocher konzipiert und entwickelt (JORDE 1997). Ziel war jedoch von Anfang an eine generelles Modell, das Eingangsdaten beliebiger Fließgewässer verarbeiten kann. Je nach Fragestellung und vorgegebenem Untersuchungsrahmen werden heute unterschiedliche Module von CASIMIR eingesetzt. Das generelle Prinzip ist in Abb. 3 dargestellt. Die Anwendung von CASIMIR ist nicht auf Mindestwasserfragestellungen beschränkt, sondern erstreckt sich über einen breiten Komplex fließgewässerökologischer Fragen, beispielsweise im Zusammenhang mit Renaturierungen, Einfluss von Verbauungen, Leitbildentwicklung, Artenschutzprojekten usw..

Durch den modularen Aufbau kann der Untersuchungsumfang an konkrete Fragestellungen angepasst werden, und die Einbeziehung unterschiedlicher Messdaten ist problemlos möglich.

Als Ergebnis liefert CASIMIR einerseits hydraulische und morphologische, ökologisch relevante Muster in Fließgewässerstrecken. Sofern Schnittstellen zur Biologie vorhanden sind, was inzwischen für viele Arten der Fall ist, können damit Prognosen des hydraulischen Habitatangebotes erstellt werden. Andererseits beinhaltet Casimir auch ein Simulationsmodell für die Wasserkraftanlage, so dass die ökologischen Ergebnisse der Leistung einer Wasserkraftanlage in Folge des natürlichen Abflussverhaltens, der technischen Ausstattung der Wasserkraftanlage und einer beliebigen Mindestwasserregelung in der Ausleitungsstrecke gegenübergestellt werden können.

Im folgenden sollen anhand einiger Fallbeispiele Anwendungsmöglichkeiten von CASIMIR aufgezeigt werden.

Sohnnaher Bereich

Für die Erfassung des Strömungsmusters der benthischen Habitate an der Gewässersohle bei einem bestimmten Abfluss eignen sich FST-Halbkugel-Messungen (STATZNER & MÜLLER 1989), die unter bestimmten Bedingungen gegen die lokalen Sohlschubspannungen geeicht werden können. Diese gemessenen Sohlschubspannungsmuster bei bestimmten Abflüssen lassen sich zu einem Modell zusammenfassen, das den von der Morphologie abhängigen Zusammenhang zwischen Abfluss und der Verteilung der Sohlschubspannungen in einem untersuchten Gewässerabschnitt beinhaltet. Diese Information mit Ganglinien des Abflusses kombiniert führt zur räumlichen und zeitlichen Variabilität der sohn nahen Strömungskräfte (JORDE 1996).

Für benthische Organismen gehört das Muster von Strömung und Substrat an der Gewässersohle zu den Schlüsselgrößen bezüglich der Habitateignung (MUTZ 1989, SCHMEDTJE 1995). Präferenzdaten bezüglich der sohn nahen Strömung liegen für insgesamt über 200 Arten ebenfalls auf der Basis von FST-Halbkugel-Messungen vor, jedoch sind bisher nur für ca. 50 Arten Präferenzkurven gefunden, die an unterschiedliche Gewässer übertragbar

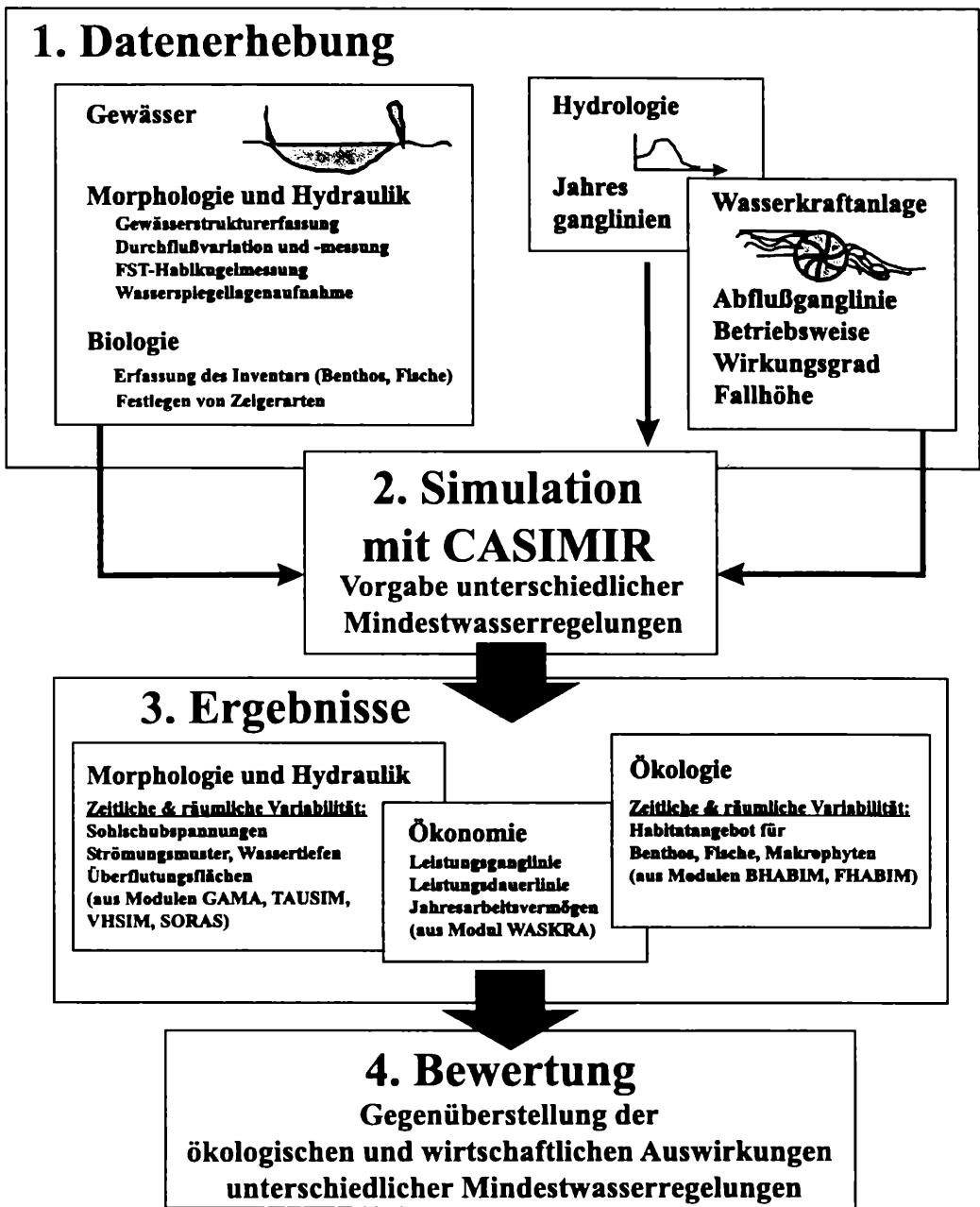


Abbildung 3

Simulationsmodell CASIMIR, prinzipieller Aufbau

zu sein scheinen (LAWA 1997). Diese Arten zeigten an verschiedenen Gewässern immer die gleichen statistisch signifikanten Strömungspräferenzen. Abb. 4 beinhaltet einige Beispiele.

Werden die zeitlichen und räumlichen Verteilungen der Sohlschubspannungen mit Präferenzen ausgewählter Organismen verknüpft, lässt sich daraus das quantitative und qualitative hydraulische Habitatangebot dieser Organismen prognostizieren (Abb. 5).

Abb. 6 zeigt ein Beispiel für das Habitatangebot einer Köcherfliegenlarve (*Psychomyia pusilla*) in 2 jeweils ca. 1000 m langen, morphologisch unterschiedlichen Versuchsstrecken innerhalb einer Ausleitungsstrecke des Kraftwerks Ohrnberg am Kocher. Für die Simulation wurde eine Mindestwasserabgabe zwischen 1,5 und 3,4 m³/s in Abhängigkeit vom

natürlichen Abfluss zugrunde gelegt. Der mittlere natürliche Abfluss beträgt dort 16 m³/s. Die Unterschiede in der Verteilung des Habitatangebots resultieren allein aus den morphologischen Unterschieden.

Als zusätzlicher Parameter wurde der HHS-Index (Hydraulic Habitat Suitability Index) eingeführt, der das Habitatangebot als Integral über Qualität und zugehörige Flächenanteile der Gewässersohle angibt. Der HHS-Index kann Werte zwischen 0 und 1 annehmen, wobei 0 bedeutet, dass die gesamte Gewässersohle für die untersuchte Art nicht geeignet ist, 1 bedeutet, dass die gesamte Sohle hydraulisch optimale Bedingungen aufweist. Der Wert 1 kommt in der Natur praktisch nicht vor, er wäre theoretisch nur in einem Rechteckgerinne mit gleich-

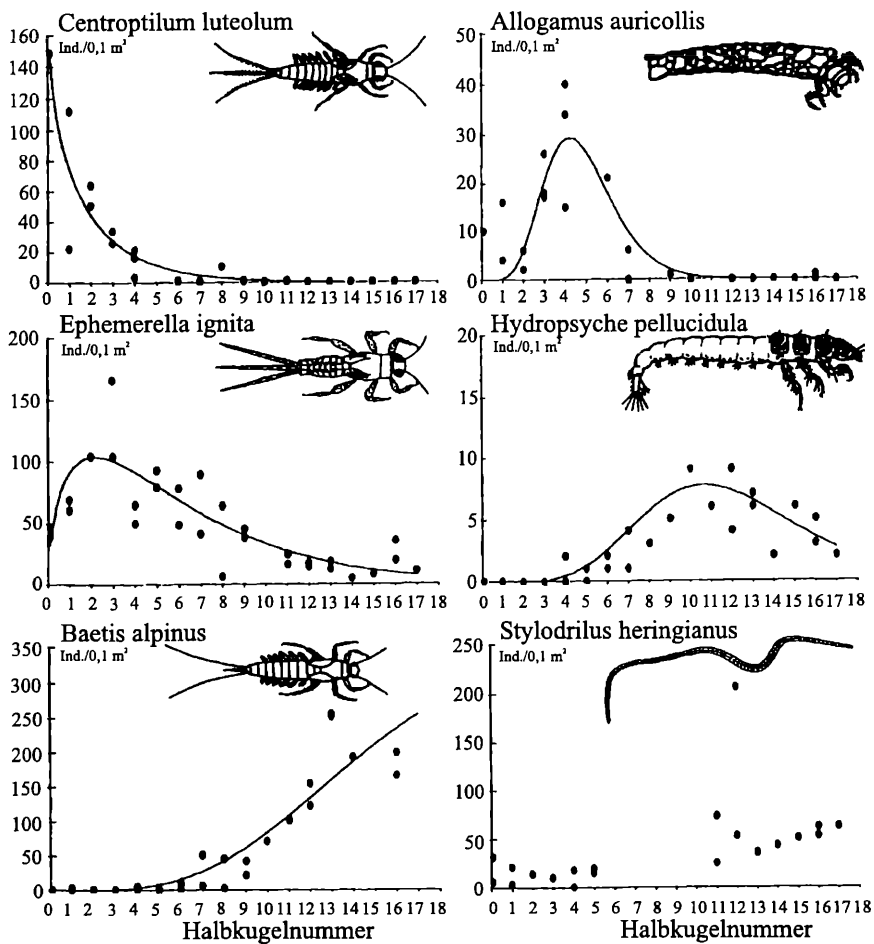


Abbildung 4

Präferenzkurven einiger benthischer Arten (verändert nach SCHMEDTJE 1996).

förmigem Abfluss erreichbar. Untersuchungen zeigten, innerhalb welcher Bereiche sich der HHS-Index bewegen kann, welchen Einfluss dabei Mindestwasserregelungen haben und welcher Spielraum bereits durch die Gewässerbettmorphologie vorgegeben ist (JORDE & BRATRICH 1998).

Abb. 7 zeigt ein Beispiel aus einer Untersuchung eines Gewässerabschnitts der Flöha im sächsischen Erzgebirge mit den Ergebnissen für insgesamt 12 benthische Arten, welche dort vorkommen. Die Abflüsse wurden für die Simulation zwischen 180 und 1700 l/s variiert, der mittlere Abfluss liegt um 6 m³/s. Das Habitatangebot verändert sich bei allen Arten mit dem Abfluss, wobei die Veränderungen im Bereich kleiner Abflüsse etwas stärker sind. Ein Schwellenwert lässt sich nicht ableiten. Es müssen daher zusätzliche Kriterien für die Beurteilung herangezogen werden.

Fischhabitate

Für die Erfassung der Fischhabitate werden zunächst Gewässerquerprofile aufgenommen. Gleichzeitig werden verschiedene morphologische Parameter erfasst, die das Substrat charakterisieren, einschließlich des Kieslückengefüges bezüglich seiner Zugänglichkeit, sowie Störsteine und Uferstrukturen, welche Fischen Schutz und Unterstand bieten.

Diese Größen werden über bestimmte Indices gekennzeichnet. Anschließend werden im Computermodell die eingemessenen Querschnitte zu einem dreidimensionalen digitalen Gerinnemodell verbunden und mit Wasserspiegellagen verknüpft, die entweder aus einer eindimensionalen Berechnung stammen, oder, was in den meisten Fällen einfacher ist, anhand von Dotationsversuchen über die ganze Länge des untersuchten Gewässerabschnitts eingemessen wurden (SCHNEIDER 1997).

Als nächster Schritt erfolgt die Berechnung lokaler Fließgeschwindigkeiten aus den querschnittsgemittelten Geschwindigkeiten sowie der Gewässerbettstruktur. Damit entsteht ein Abbild der hydraulischen und morphologischen Strukturen der Gewässerstrecke bei einem bestimmten Abfluss.

Die Habitatansprüche vieler Fischarten bzw. ihrer unterschiedlichen Altersstadien, vom Dottersackbrütling bis hin zum adulten oder laichbereiten Fisch, werden in erster Linie anhand der Faktoren Wassertiefe, lokale Fließgeschwindigkeit und Substrat charakterisiert. Es hat sich gezeigt, dass das Wissen von Experten, die sich über viele Jahre mit den entsprechenden Fischarten beschäftigt haben, auch in Form von Präferenzfunktionen dargestellt werden kann. Abb. 8 zeigt die prinzipielle Vorgehensweise.

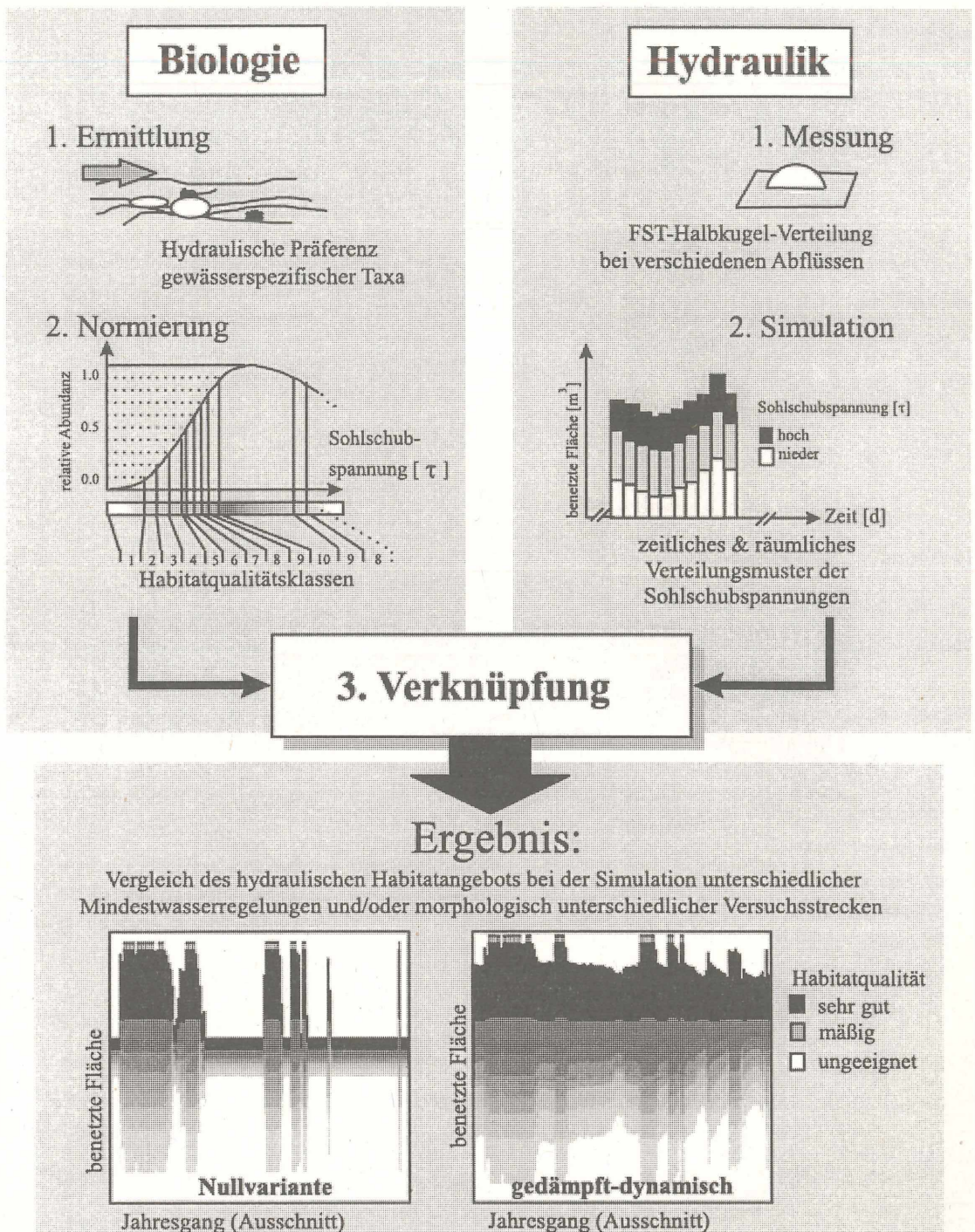


Abbildung 5

CASIMIR: Prinzipielles Vorgehen bei der Untersuchung des Habitatangebotes für benthische Organismen.

CASIMIR beinhaltet auch die Option, anstelle der unabhängigen Funktionen für die einzelnen relevanten Parameter multivariate statistische Funktionen zu benutzen, bei denen die Habitatqualität eine Funktion verschiedener Parameter ist.

Für die Beurteilung des Habitatangebotes wird jeder Rasterfläche des Gerinnemodells aufgrund ihrer hydraulisch-morphologischen Eigenschaften bei einem bestimmten Abfluss eine bestimmte Habitatqualität zwischen 0 und 1 zugewiesen. Die unter-

schiedlichen Habitatqualitäten lassen sich damit über den tatsächlich benetzten Flächen darstellen. Ein Beispiel hierfür zeigt Abb. 9.

Auch für Fischhabitate kann anstelle der räumlich zugeordneten Darstellung eine integrale Darstellung, z.B. in Form der sogenannten "Weighted Usable Area", benutzt werden. Diese bezieht sich jeweils auf einen 100 m langen Gewässerabschnitt. Die benetzten Flächen und die WUA werden dann als m^2 Fläche pro 100m Fließlänge angegeben. In

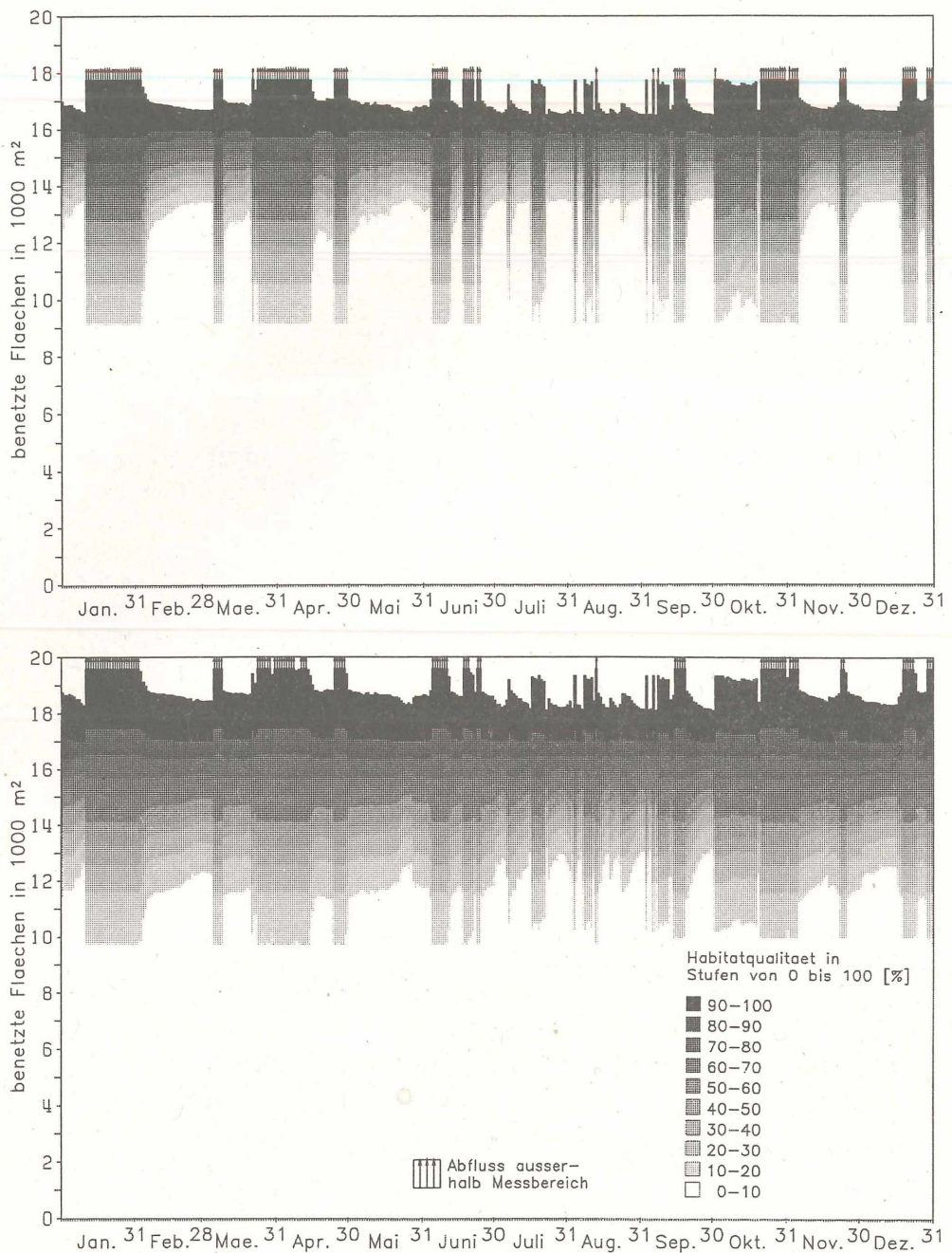


Abbildung 6

Habitatangebot für Köcherfliegenlarven *Psychomyia pusilla* in 2 Versuchsstrecken innerhalb einer Ausleitungsstrecke am Kocher.

Abb. 10 erkennt man, dass das Habitatangebot für adulte Forellen bis zum größten untersuchten Abfluss von ca. 1700l/s ansteigt, wogegen die Habitatqualität für Jungfische bei ca. 800-1000 l/s ein Maximum annimmt und anschließend wieder leicht zurückgeht.

Ufer- und Auenbereiche

Für Ufer- und Auenbereiche wird das digitale Geringmodell mit Abflussganglinien der Ausleitungsstrecke kombiniert. Daraus lassen sich Flächenanteile ableiten, die über eine bestimmte Periode hinweg überflutet sind, bzw. denen bestimmte Überflutungstiefen, eine Überflutungsdauer, Wie-

derkehrintervalle und saisonale Faktoren zugewiesen werden können. Diese Faktoren wiederum gehören zu den ökologisch relevanten Faktoren, wie sie bestimmte Vegetationsgesellschaften der Flussauen bevorzugen. Ein Beispiel hierfür zeigt Abb. 11., in der tolerierte Wasserstandsschwankungen für verschiedene Pflanzengesellschaften der Flussau dargestellt sind. In diesem Bereich sind jedoch weitere Forschungsarbeiten erforderlich, da eine Verbindung zwischen dem Wasserstand im Fluss selbst und dem Grundwasser hergestellt werden muss.

Weiterhin sind kapillare Wasserstände in der ungesättigten Bodenzone in Folge der Korngrößenver-

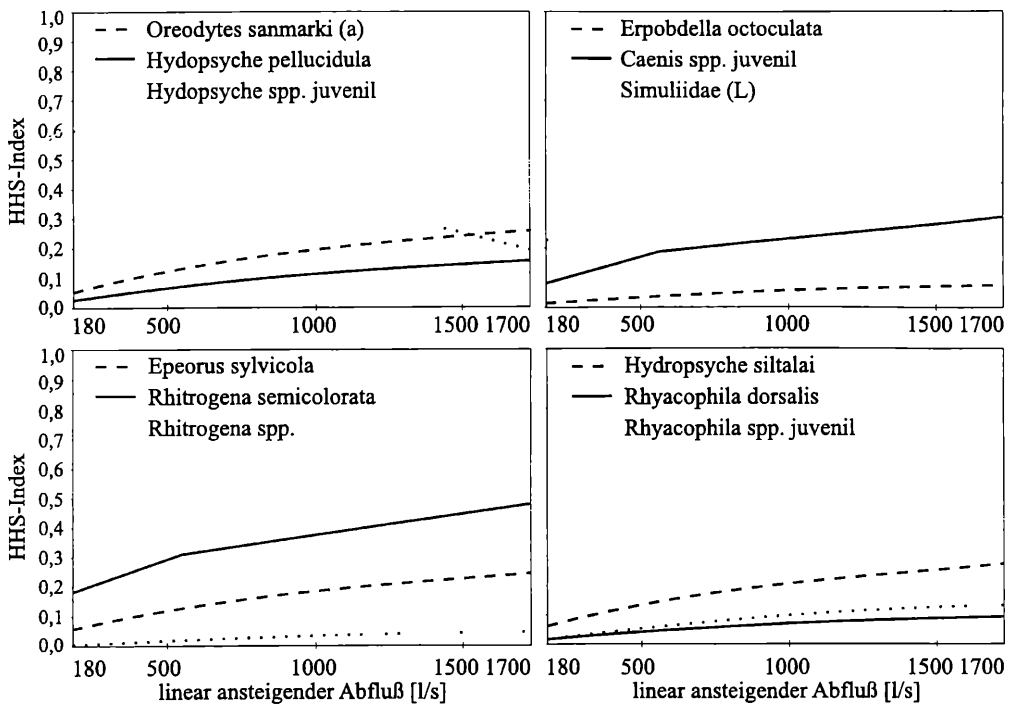


Abbildung 7

HHS-Indizes von zwölf benthischen Arten in einer Ausleitungsstrecke an der Flöha im Erzgebirge.

teilung der Böden sowie insbesondere die Dynamik von Anlandung und Abtrag auf gewässerbegleitenden Flächen bedeutsam. Untersuchungen von HAINARD et al. (1987) machten deutlich, dass der Erhalt und Schutz alpiner Flussauen, insbesondere während natürlicher Hochwasserphasen (die aber oft in den Speichern zurückgehalten werden), sehr große Abflüsse in den Ausleitungsstrecken erfordert.

7. Wertung der Simulationsergebnisse

Mit Hilfe von Casimir können somit verschiedene Simulationen durchgeführt werden, deren Ergebnisse in der Folge für eine Festlegung einer ökologisch begründeten Mindestwasserregelung herangezogen werden können. Simulationsmodelle wie CASIMIR liefern nicht ein bestimmtes Ergebnis in Form eines Mindestabflusses oder einer Mindestwasserregelung sondern sie zeigen, wie sich in einer untersuchten Gewässerstrecke die Qualität und Ausdehnung der Lebensräume für unterschiedliche Organismen verändern. Dabei ist offensichtlich, dass eine Verbesserung des Habitatangebotes für eine Art immer gleichzeitig eine Verschlechterung für eine andere Art bedeutet. Es wird also, je nach Zusammensetzung der untersuchten Arten, unterschiedliche Ergebnisse geben. Sehr deutlich wird durch die Untersuchungen zumeist klar, wo die Grenzen einer möglichen Verbesserung der ökologischen Situation durch eine Mindestwasserregelung liegen bzw. welchen limitierenden oder positiven Einfluss die Gewässerbettmorphologie ausübt. Für die Bewertung kommen unterschiedliche An-

sätze in Frage, wobei jetzt die oben genannten Zielvorstellungen z.B. in Form eines Leitbildes definiert sein müssen. Die Bewertungsansätze sind in Tab. 5 zusammengefasst.

Beim hydraulisch-morphologischen Ansatz kann auf Schnittstellen zur Biologie verzichtet werden. Dies ist insbesondere dann sinnvoll, wenn aus Kostengründen keine Präferenzfunktionen erhoben werden können, bzw. für das entsprechende Gewässer keine Präferenzfunktionen der dort lebenden Arten vorhanden sind. Die Bewertung basiert dann darauf, dass eine Mindestwasserregelung so festgelegt wird, dass eine bestimmte Strömungsvielfalt erreicht wird. Diese orientiert sich entweder an einer Referenzstrecke oder aber an einem Abfluss, ab dem sich bei weiterer Steigerung das Spektrum an sohnahen Strömungskräften oder lokalen Fließgeschwindigkeiten nicht mehr wesentlich verändert. Der gewässerspezifische Ansatz beinhaltet, dass Habitatsimulationen für verschiedene Arten durchgeführt werden, welche sich in einer unbeeinflussten Referenzstrecke gefunden haben, bzw. die potentiell in der untersuchten Gewässerstrecke vorkommen müssten, wenn dort ein genügend hoher Abfluss vorhanden wäre. Der biozönotische Ansatz basiert darauf, dass das Habitatangebot für bestimmte Zeigerarten oder beispielsweise den größten vorkommenden Räuber untersucht und durch eine entsprechende Mindestwasserregelung sichergestellt wird. Schließlich wurde noch ein artspezifischer Ansatz vorgeschlagen, der insbesondere auf dem Schutz gefährdeter Tier- oder Pflanzenarten bzw. deren Lebensräume basiert, so dass hier gezielt beispielsweise Arten, die auf der Roten Liste stehen

Tabelle 5

Bewertungskriterien zur Festlegung von Mindestwasserregelungen anhand der Ergebnisse von Habitatmodellen (nach LAWA 1997).

Hydraulisch-morphologischer Ansatz

Erhalt der Habitat- und Strömungsvielfalt entsprechend den natürlichen Gegebenheiten als Lebensraum für eine standorttypische Flora und Fauna

Gewässerspezifischer Ansatz

Ähnlichkeit der Ausleitungsstrecke mit einer unbeeinflussten Referenzstrecke bezüglich der Zusammensetzung der Strömungspräferenztypen bzw. der Ernährungstypen oder der biozönotischen Region

Biozönotischer Ansatz

Erhalt von Arten, die eine Lebensgemeinschaft prägen und ihre ökologische Funktion sichern

Artspezifischer Ansatz

Schutz gefährdeter Tier- und Pflanzenarten und deren Lebensräume

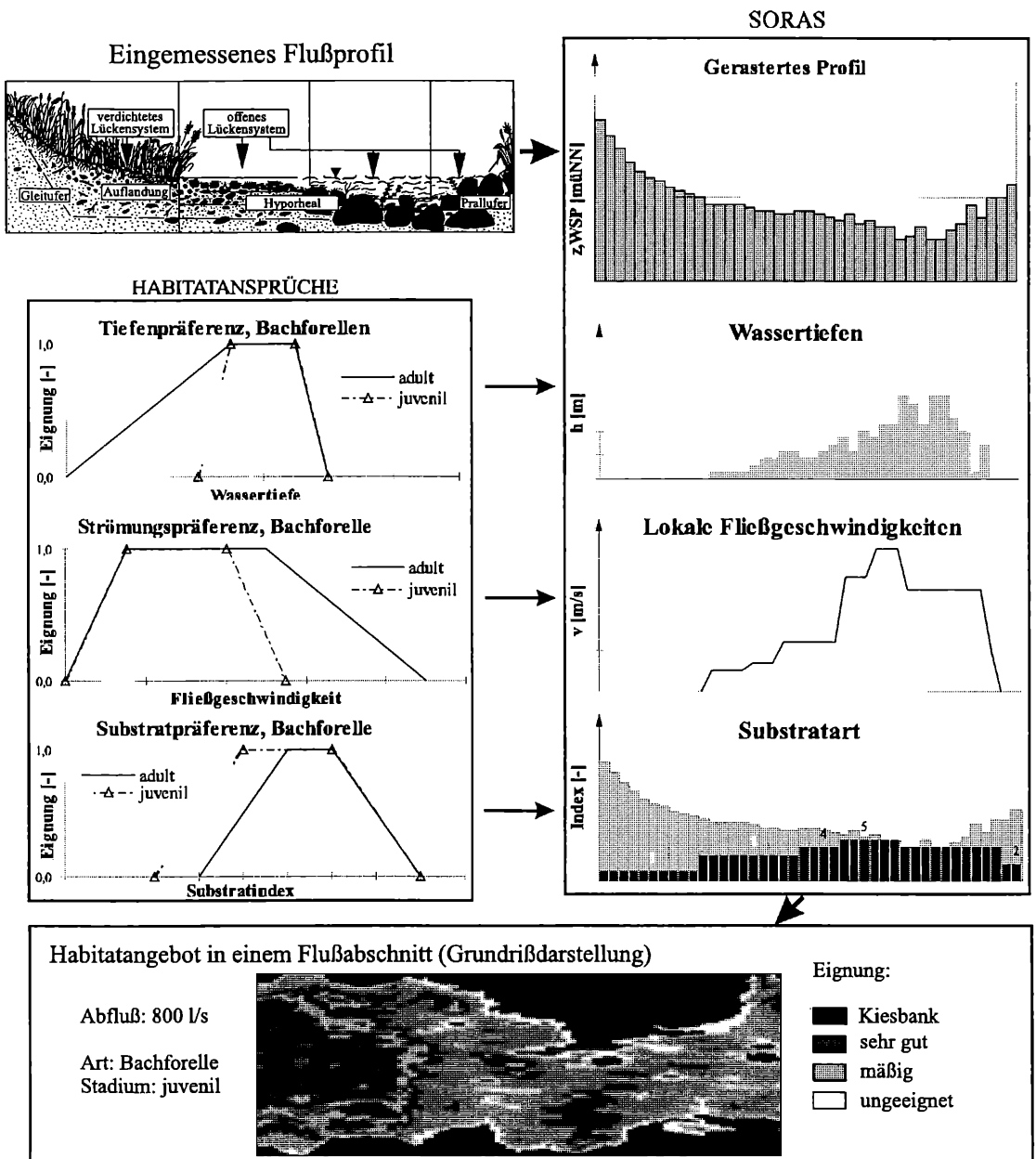


Abbildung 8

CASIMIR: Prinzipielle Vorgehensweise bei der Habitatuntersuchung für Fische.

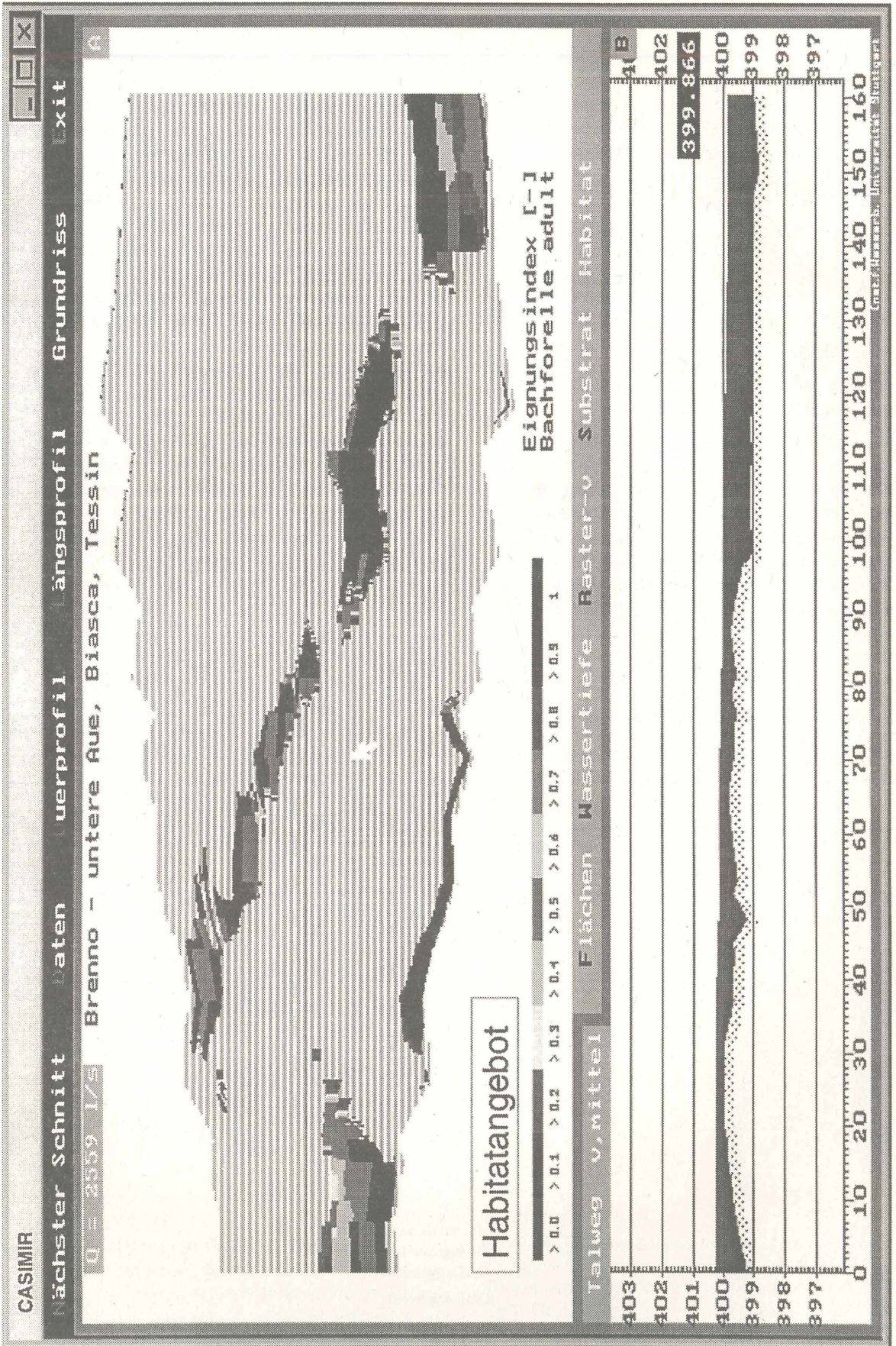


Abbildung 1

Habitatqualität für adulte Bachforellen in einem ca. 100 m langen Abschnitt des Brenno im Tessin bei einem Abfluss von ca. 2500 l/s.

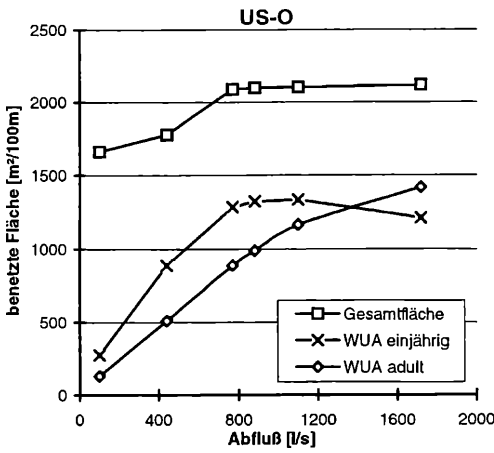


Abbildung 10

WUA für adulte und juvenile Bachforellen in einer Ausleitungsstrecke der Flöha im Erzgebirge.

oder vom Aussterben bedroht sind, hinsichtlich ihrer Lebensräume geschützt werden können.

Je nachdem, welche Zielvorstellungen im Einzelfall realisiert werden sollen und welches die limitierenden Randbedingungen sind, werden Habitatsimulationsmodelle dadurch als Werkzeuge zur Bereitstellung der erforderlichen Information für eine Entscheidungsfindung eingesetzt.

8. Zusammenfassung und Ausblick

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die mit Hilfe von Simulationsmodellen wie CASIMIR be-

reitgestellten Informationen wertvolle Entscheidungsgrundlagen darstellen, aufgrund derer ökologisch begründete, an den jeweiligen Einzelfall angepasste und nachvollziehbare Entscheidungen bezüglich der Festlegung von Mindestwasserregelungen getroffen werden können. Dies bedeutet jedoch nicht, dass sich jeweils aus einer Untersuchung eine eindeutige Abflussregelung ableiten lässt, da, je nach Untersuchungsschwerpunkt und Zielvorstellung, durchaus unterschiedliche Ergebnisse aus den Untersuchungen abgeleitet werden können. Hier wird es weiterhin Aufgabe der Fachleute bleiben, in einer Einzelfallentscheidung aus der Fülle möglicher Aspekte diejenigen zu untersuchen, die relevant und aussagefähig sind, und dann auch zu benutzen, um eine ökologisch begründete, nachvollziehbare und gerichts feste Entscheidung zu treffen. Erstmals ist es mit CASIMIR möglich, den ökologischen Nutzen einer Regelung den ökonomischen Einbußen an der Wasserkraftanlage gegenüberzustellen, und so eine gegenseitige Abwägung mit in eine Entscheidung einfließen zu lassen.

Im Rahmen eines derzeit laufenden, über drei Jahre angelegten Forschungsprojekts, welches von der Deutschen Stiftung Umwelt finanziert wird, wird derzeit an der weiteren Verbesserung und Validierung der Habitatansätze für benthische Organismen, Fische und Vegetationsgesellschaften gearbeitet. Dabei sollen weitere maßgebende Parameter definiert werden und unterschiedliche Ansätze für die Verknüpfung der Präferenzen mit den hydraulisch-morphologischen Strukturen im Gewässer bereitgestellt werden. Parallel dazu wird CASIMIR in eine

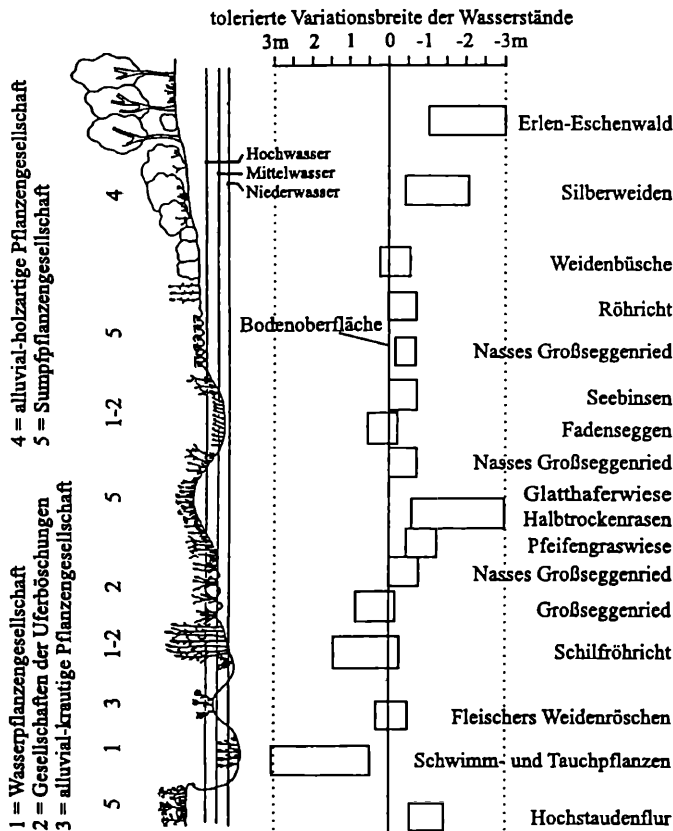


Abbildung 11

Wasserspiegeltoleranzen gewässergebundener Vegetationsgesellschaften (geändert nach HAINARD et al. 1987).

benutzerfreundliche Form gebracht, so dass in Kürze auch andere Benutzer mit diesem Simulationsmodell arbeiten können.

Simulationsmodelle wie CASIMIR bieten die Möglichkeit, generell morphologische und hydraulische Muster in Form von Verteilungsfunktionen oder Häufigkeitsklassen zu untersuchen und damit morphologisch unterschiedliche Gewässer oder Gewässerabschnitte zu vergleichen. Diesen Fragen kommt wachsende Bedeutung im Zusammenhang mit der aktuellen Leitbilddiskussion zu. Auch bleibt zu ergründen, welche einfacher zu bestimmenden morphologischen Parameter als Kriterium herangezogen werden können, nach denen ein Fluss ein hinreichend natürliches Lebensraumangebot aufweist. Der Weg dahin führt jedoch zunächst über die hoch aufgelöste Betrachtung typologisch unterschiedlicher Gewässer und eine vergleichende Analyse der gefundenen Daten. Darauf aufbauend sollen zukünftig einfacher zu bestimmende Parameter für die hydraulische und morphologische Charakterisierung eines Gewässers definiert werden. Diese sollen zukünftig in einfach gelagerten Standardfällen ausreichen, um ein Gewässer hydraulisch und morphologisch ausreichend zu charakterisieren und ohne allzu aufwendige Untersuchungen zu ökologisch begründeten Ergebnissen zu kommen.

Auf internationaler Ebene sind derzeit unterschiedliche Entwicklungen bei der Modellierung von Fließgewässerlebensräumen im Gange. Gegenüber den einfachen und grob aufgelösten eindimensionalen Ansätzen, wie sie in PHABSIM verwendet werden, wird heute auch mit Modellen gearbeitet, welche die Strömung zweidimensional tiefengemittelt berechnen. Die räumliche Auflösung der Finite-Elemente-Netze ist hierbei im wesentlichen von der erforderlichen Rechnerkapazität begrenzt. Vereinzelt wird auch bereits mit dreidimensionalen Modellen gearbeitet. Für die hydraulische Berechnung von Normalabflüssen oder Hochwasserereignissen haben sich diese Ansätze bewährt, aufgrund der hydraulisch sehr unterschiedlichen Verhältnisse bei Niedrigwasserabflüssen liefern sie hier jedoch nicht unbedingt brauchbare, d.h. dem gemessenen Zustand besser entsprechende Ergebnisse. Das Problem liegt in den Rauheiten der Sohle, welche in der gleichen Größenordnung liegen, wie die Fließtiefe und daher für die Berechnung stark abflussabhängig sind. Dadurch steigt der Kalibrierungsaufwand für diese Modelle.

Ein anderer Weg ist die statistische Beschreibung relevanter Größen durch Verteilungsfunktionen, wie sie z.B. bei CASIMIR für die sohlennahen Strömungskräfte gehandhabt wird. Ein ähnliches Vorgehen wird von anderen Forschergruppen auch für Fischhabitate angewandt, wobei die Erfassung und Auswertung der hydraulisch-morphologischen Daten dann mittels multivariater Statistik realisiert werden muss. Entsprechend werden derzeit auch multivariate Ansätze für die Präferenzfunktionen von Fischen erprobt, welche dann sowohl mit den Ergebnissen der deterministischen hydraulischen

Modelle wie auch der stochastischen kombinierbar sind.

Eine weitere Entwicklung sind sogenannte "Individual Fish Based Models", welche z.B. auf der optimierten Energiebilanz eines einzelnen Fisches basieren. Für große Salmoniden, die sich vorwiegend aus der Drift ernähren, liefern diese Ansätze bereits gute Ergebnisse. Sie basieren darauf, dass ein Fisch dort einen idealen Standort hat, wo er mit geringem Energieaufwand (niedrige Strömungsgeschwindigkeit), vor Räubern geschützt (Unterstand), ein großes Nahrungsangebot vorfindet (direkt benachbart Bereiche mit stärkerer Strömung, die viel Nahrung herantransportiert). Die Trübung des Wassers, die Sichtweite des Fisches und sein Aktionsradius innerhalb dessen er Driftnahrung noch erreichen kann, spielen hier eine weitere Rolle.

Bei den benthischen Organismen gibt es Versuche, anstelle der FST-Halbkugeln auch andere Messgeräte zu verwenden, um die sohlennahen Strömungen charakterisieren und zusätzliche Präferenzfunktionen entwickeln zu können. Für Tieflandgewässer sind die FST-Halbkugeln aufgrund der geringen sohlennahen Strömungskräfte nicht aussagekräftig, in Gewässern, die über große Flächenanteile tiefer als ca. 80 cm sind, ist die Methode praktisch nicht anwendbar.

Die Entwicklung und Validierung derartiger Methoden und Modelle sowie die interdisziplinäre Erforschung der entscheidenden Zusammenhänge ist der Arbeitsschwerpunkt der IAMG (International Aquatic Modeling Group). Die IAMG bildete sich in den Jahren 1995 und 1996 als offener Zusammenschluss europäischer, amerikanischer und australischer Wissenschaftler, die sich mit der Erforschung der Zusammenhänge zwischen biotischen und abiotischen Faktoren im Umfeld von Fließgewässern befassen. Die ebenfalls 1996 gegründete Sektion "Ecohydraulics" der IAHR (International Association for Hydraulic Research) bearbeitet den Bereich "Habitatmodellierung" gemeinsam mit der IAMG. Die Arbeitsgruppe "Ökohydraulik" am Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart gehört zu den Gründungsmitgliedern der IAMG. Weitere Informationen finden sich auf der homepage der IAMG unter www.sintef.no/units/civil/water/iamg/iamg.htm.

Literatur

BOVEE, K. D. (1986):
Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the instream flow incremental methodology.- US Fish and Wildlife Service, Instream Flow Information Paper No. 21, US Fish and Wildlife Service Biologic Report 86(7), 235 pp.

BRATRICH, C. & K. JORDE (1997):
Hydraulische und morphologische Modellierung von Fließgewässern mit dem Simulationsmodell CASIMIR: Gewässerbiologie und Habitatmodellierung.- Wasserwirtschaft 7/8 97, S. 370-371.

- DVWK (1995):
Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau, Schrift 114, "Gesichtspunkte zum Abfluss in Ausleitungsstrecken von Wasserkraftanlagen", Bonn.
- FUCHS, U. (1994):
Ökologische Grundlagen zur wasserwirtschaftlichen Planung von Abfluss und Morphologie kleinerer Fließgewässer.- Dissertation an der Fakultät für Bio- und Geowissenschaften, Universität Karlsruhe.
- GIESECKE, J. & E. MOSONYI (1998):
Wasserkraftanlagen, 2. Auflage, Springer-Verlag, Berlin.
- FRISSELL, C. A.; W. J. LISS, C. E. WARREN & M. D. HURLEY (1986):
A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context.- *Environment Management* 10, pp. 199-214.
- HAINARD, P.; B. BRESSOUD, G. GIUGNI & J. L. MORET (1987):
Wasserentnahme aus Fließgewässern, Auswirkungen verminderter Abflussmengen auf die Pflanzenwelt.- *Bundesamt f. Umweltschutz, Schriftenr. Umweltschutz* 72, Bern.
- JORDE, K. & C. BRATRICH (1998):
Influence of River Bed Morphology and Flow Regulations in Diverted Streams on Bottom Shear Stress Pattern and Hydraulic Habitat.- In: Bretschko G. & J. Heleic (Eds.), *Advances in River Bottom Ecology IV*, Backhuys Publishers, 47-63.
- JORDE, K. & M. SCHNEIDER (1998):
Einsatz des Simulationsmodells PHABSIM zur Festlegung von Mindestwasserregelungen.- *Wasser + Boden* 50, Heft 4, S. 45- 49.
- JORDE, K. (1997):
Ökologisch begründete, dynamische Mindestwasserregelungen bei Ausleitungskraftwerken.- *Mitteilungen des Instituts für Wasserbau*, Heft 90, Universität Stuttgart.
- (1996):
Ecological Evaluation of Instream Flow Regulations based on temporal and Spatial Variability of Bottom Shear Stress and Hydraulic Habitat Quality.- *Proceedings of the 2nd International Symposium on Habitat Hydraulics, Ecohydraulics 2000*, Québec City, Juni 1996, Volume B, pp. 163-174.
- LAWA (1997):
Ermittlung einer ökologisch begründeten Mindestwasserführung hinsichtlich der aquatischen Lebensräume. Abschlussbericht des LAWA/DVWK Arbeitskreises "Ökologisch begründete Mindestwasserführung", unveröff.
- MUTZ, M. (1989):
Muster von Substrat, sohnaher Strömung und Makrozoobenthos auf der Gewässersohle eines Mittelgebirgsbaches. Universität Freiburg i.Br.:193 pp.
- SCHÄLCHLI, U. (1991):
Morphologie und Strömungsverhältnisse in Gebirgsbächen: Ein Verfahren zur Festlegung von Restwasserabflüssen.- *Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der ETH Zürich*.
- SCHMEDTJE, U. (1996):
Ökologisch begründete Festlegung von Mindestabflüssen: Die zentrale Bedeutung der sohnahen Strömungsverhältnisse.- *Wasserwirtschaft* 6/96, S. 326-330.
- (1995):
Beziehungen zwischen der sohnahen Strömung, dem Gewässerbett und dem Makrozoobenthos in Fließgewässern - Ökologische Grundlagen für die Beurteilung von Ausleitungsstrecken. Dissertation, Institut für Zoologie und Limnologie, Universität Innsbruck.
- SCHNEIDER, M. (1997):
Hydraulische und morphologische Modellierung von Fließgewässern mit dem Simulationsmodell CASIMIR: Aquatisches Volumen. *Wasserwirtschaft* 7/8 97, S. 372 - 373. Standard hemispheres as indicators of flow characteristics in lotic benthos research.- *Freshwater Biology* 21: 445-459.
- TOWNSEND, C. R. (1989):
The patch dynamics concept of stream community ecology.- *Journal of the North American Benthological Society* 8, pp. 36-50.
- VANNOTE, R. L.; G. W. MINSHALL, K. W. CUMMINS, J. R. SEDELL & C. E. CUSHING (1980):
The River Continuum Concept.- *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, Vol 37, pp. 130-137.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Ing. Klaus Jorde
Institute of Hydraulic Engineering
Universität Stuttgart
Pfaffenwaldring 61
D-70550 Stuttgart

Ökologische Auswirkungen von Abflussextrimen am Beispiel von Niedrigwasser und Austrocknung

Elisabeth I. MEYER

1. Einleitung

Niedrigwasser und Austrocknung sind einerseits natürliche Phänomene, die weltweit an Fließgewässern zu beobachten sind, können andererseits aber auch anthropogen bedingt sein und z.B. überall dort auftreten, wo eine Trink- oder Brauchwasserentnahme erfolgt oder wo Wasser zur Stromerzeugung genutzt wird. Je nach geographischen und klimatischen Gegebenheiten sind dabei unterschiedliche Ausprägungen einer Niedrigwasser- oder Austrocknungsperiode zu erwarten (z.B. SCHELLENBERG et al. 1994, MEYER 1999).

Die ökologischen Konsequenzen auf das Gewässerökosystem, d.h., der Einfluss auf Organismen, Gewässerstrukturen und Prozesse sind noch weitestgehend unerforscht, wenngleich im Zuge von Monitoring-Programmen, Einzeluntersuchungen oder durch Auswertung von Literatur gewisse Grundlagenkenntnisse zusammengetragen wurden (z.B. review in SCHELLENBERG et al. 1994, WILLIAMS 1996, SOMMERHÄUSER et al. 1998).

Um zu einem vertieften Verständnis temporärer Fließgewässer - so werden zeitweilig austrocknende Fließgewässer bezeichnet - zu kommen und um beobachtete Phänomene interpretierbar und vergleichbar zu machen, ist eine bisher nicht geleistete, systematische Vorgehensweise unumgänglich. Im Wissen um die räumliche und zeitliche Strukturierung von Fließgewässerökosystemen ergibt sich dabei die Notwendigkeit, alle relevanten Systemkomponenten und -parameter, die von einem reduzierten Abflussregime betroffen sein können, differenziert zu betrachten. Weiterhin müssen Niedrigwasser- und Austrocknungssituationen mittels geeigneter Parameter, die biologisch relevant sind, beschrieben werden können.

Nicht nur aus wissenschaftlicher Sicht, auch gesellschaftlich und politisch gewinnt die Thematik zunehmend an Bedeutung. Dies zeigt sich z.B. an der weltweit geführten "global change"-Diskussion oder der in Mitteleuropa aktuellen Restwasserproblematik. Deutliche politische Signale sind z.B. laufende EU-Forschungsprojekte im Bereich Klima und Umwelt oder die neuen Schwerpunkte des 5. Forschungsrahmenprogramms der Europäischen Union.

2. Niedrigwasser- und Austrocknungsparameter und Typisierung temporärer Fließgewässer

Austrocknungsphänomene treten an den unterschiedlichsten Fließgewässertypen auf. Um ihre ökologischen Auswirkungen zu verstehen, ist es erforderlich, systematisch die verschiedenen (zeitlichen und räumlichen) Ausprägungen der Austrocknung zu beschreiben, d.h., für temporäre Fließgewässer allgemeingültige Systemcharakteristika zu formulieren. Der Vorteil einer Typisierung liegt in der besseren Zuordnung, Vergleichbarkeit und Interpretation beobachteter Phänomene (abiotische, biotische) und ermöglicht letztlich auch zuverlässigere Vorhersagen. Eine Typisierung sollte weiterhin nach Kriterien erfolgen, die biologisch oder ökologisch relevante Parameter umfassen, wobei berücksichtigt werden muss, dass diese entscheidend von Umgebungscharakteristika wie der Physiographie, dem Klima oder der Geologie des Untergrunds abhängen (Abb. 1).

2.1 Austrocknungsparameter

Ausgehend von einer Literaturlauswertung schlugen SCHELLENBERG et al. (1994) sog. "Niedrigwasserparameter" vor, die sowohl *zeitliche* als auch *räumliche* Aspekte umfassen und mit deren Hilfe sich Austrocknungserscheinungen charakterisieren lassen. Diese Parameter wurden vom Arbeitskreis "Temporäre Gewässer" der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V. anlässlich eines Workshops aufgegriffen und geringfügig modifiziert; mit ihren unterschiedlichen Ausprägungen sind sie wie folgt definiert:

Vorhersagbarkeit

Die Vorhersagbarkeit wird in den Ausprägungen "niedrig", "mittel" oder "hoch" angegeben. SCHELLENBERG et al. (1994) berechneten diesen Parameter nach COLWELL (1974). Ausgangsdaten waren monatliche Abflussmittel über einen Zeitraum von 10 Jahren. Da viele Austrocknungsereignisse an kleinen Fließgewässern auftreten (SCHELLENBERG et al. 1994, SOMMERHÄUSER et al. 1998), die in der Regel keine Pegel aufweisen, wird es vorläufig bei einer Abschätzung dieses Parameters bleiben müssen. Biologisch ist die Vorhersagbarkeit deswegen bedeutsam, weil sie die Zusammensetzung der Biozönose entscheidend mitprägt (WIL-

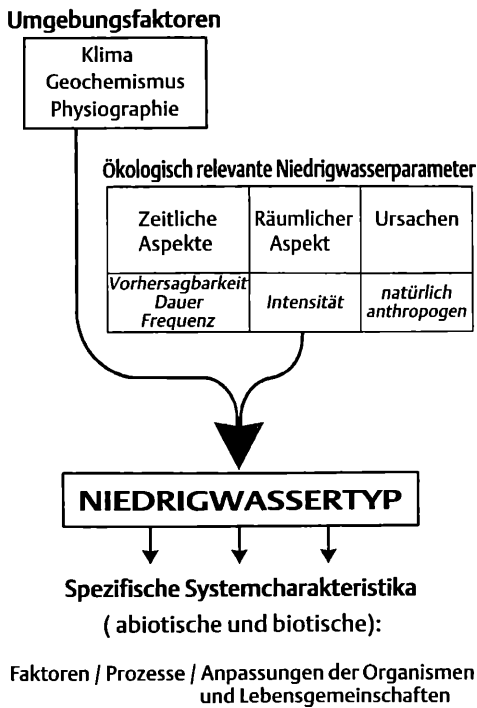


Abbildung 1

Schematische Darstellung der Abhängigkeit spezifischer Systemcharakteristika, die bei Niedrigwasser bzw. Austrocknung vorherrschen, vom Gewässertyp. Dieser wird durch Umgebungsfaktoren und die Ausprägung ökologisch relevanter Niedrigwasser- oder Austrocknungsparameter bestimmt.

LIAMS 1987): Fließgewässer, deren Austrocknung vorhersagbar ist, selektionieren andere Arten als unvorhersagbar austrocknende Gewässer.

Regime
(Frequenz und Dauer des Trockenfallens)

Dieser Parameter beeinflusst die Strategien, die die Organismen gegen den Stress der Austrocknung entwickeln. Die Frequenz der Austrocknungsereignisse beinhaltet die Ausprägungen "seltener als jährlich", "jährlich" und "mehrmals jährlich". Hierbei ist jeweils noch zu unterscheiden, ob das Gewässer oder der betrachtete Abschnitt (i) Stunden bis Tage oder (ii) Wochen bis Monate trockenfällt.

• **Intensität**

Die einzelnen Intensitätsstufen, die bei maximaler Austrocknung des Gewässers ermittelt werden sollten, sind wie folgt definiert:

- Oberflächenabfluss ist deutlich reduziert
- stagnierender Oberflächenabfluss
- Ausbildung von Restpools
- nur noch feuchtes Substrat vorhanden
- vollständige Austrocknung.

• **Räumliche Ausdehnung**

Entscheidend bei diesem Parameter ist, ob oberhalb eines betrachteten Gewässerabschnittes noch eine Wasserführung - somit Driftpotential - vorhanden

ist oder nicht (SOMMERHÄUSER et al. 1998). Im ersten Fall sind z.B. Quellbereiche zu beachten, deren Schüttung bei extremer Trockenheit stagniert, woraus ein abwärts wandernder Quellhorizont resultiert.

• **Ursache**

Hier soll zwischen *natürlicher* Austrocknung (durch Verdunstung, Versickerung, Transpiration der Vegetationsdecke, Einfrieren) und *anthropogen* verursachter Austrocknung unterschieden werden.

2.2 Austrocknungstypen

SHELLENBERG et al. (1994) unterscheiden in ihrer Gewässertypendefinition 10 verschiedene Niedrigwasser- und Austrocknungstypen, die durch die Kombination spezifischer Parameterausprägungen charakterisiert sind: bei den natürlich austrocknenden Fließgewässern *mediterrane, ephemere, gemäßigte, tropische, subalpine, alpine* und *polare* Fließgewässer sowie *Karstbäche* und bei den anthropogen verursachten Austrocknungen zwei Typen regulierter Gewässer: *Restwasser* und *fluktuierender Abfluss*.

Geringe Dauer und Vorhersagbarkeit sowie hohe Austrocknungsintensität kennzeichnen z.B. *ephemere* Gewässer, die typisch für Wüstengebiete sind. Das sehr durchlässige Bachbett von *Karstbächen* kann zu plötzlichen Austrocknungsereignissen von unterschiedlicher Dauer und hoher Frequenz führen; die Vorhersagbarkeit der Austrocknungsereignisse ist gering. Umgekehrt ist die Vorhersagbarkeit der Austrocknung bei *alpinen* Fließgewässern hoch, weil aufgrund der niedrigen Temperaturen im Winter die Niederschläge als Schnee liegenbleiben. Dies führt zu einer alljährlichen, mehrmonatigen Niedrigwasserphase. Diese Gewässer können im Winter auch bis zu mehreren Monaten einfrieren.

Die vom Arbeitskreis "Temporäre Gewässer" entwickelte *Typologie mitteleuropäischer temporärer Fließgewässer* (Abb. 2) weicht nur geringfügig von den oben genannten Vorstellungen ab. Diese Typologie soll in Zukunft als Grundlage für eine systematische Erfassung dienen.

3. Auswirkungen von Niedrigwasser und Austrocknung auf das Gewässerökosystem

3.1 Habitatparameter

Mit Hilfe bestimmter Habitatparameter lässt sich in Fließgewässern ein Skalenbereich von mehreren Dezimetern bis mehreren hundert Metern charakterisieren. Die benthischen Organismen müssen die Fluktuationen dieser Parameter tolerieren können oder mit ihren Entwicklungszyklen angepasst sein. Treten Niedrigwasser- oder Austrocknungssituationen auf, so führt dies i.d.R. auch zu einer Veränderung dieser Habitatparameter (MEYER et al. 1999a). In erster Linie sind hydrologische und hydraulische Parameter betroffen, wie z.B. die Strömungsge-

schwindigkeit, der Abfluss, die benetzte Fläche oder andere physikalische Faktoren wie die Korngrößenzusammensetzung, die an die Gewässersohle dringende Strahlung, absolute Temperaturen und Temperaturamplituden. Faktoren, die direkt oder indirekt mit dem Stoffhaushalt zusammenhängen, sind z.B. veränderte CPOM/FPOM-Verhältnisse, das P/R-Verhältnis, die Nährstoffkonzentrationen und auch die Nährstoffverfügbarkeit. Direkt oder indirekt besitzen diese Faktoren auch einen Einfluss auf die Entwicklung der Algen und Makrophyten. Mit zunehmender Austrocknung verringert sich weiterhin die Verbundenheit ("connectivity") mit anderen wasserführenden Habitaten, z.B. den Seitenbächen. ZAH & SCHELLENBERG (1999) konnten zeigen, dass dies bei verbauten Gewässern gravierender ist als bei einer unbeeinflussten Gewässermorphologie. Andererseits kann - zumindest in Fließgewässern mit natürlicher Gewässersohle - die Heterogenität an der Gewässersohle mit abnehmender Wasserführung sogar zunehmen, da sich kleinräumig spezifische Strömungs- und Substratmuster ausbilden können, die bei höherem Wasserstand nivelliert würden.

Im Rahmen ihrer Untersuchung an der im Oberlauf häufig austrocknenden Töss (Nordostschweiz) be-

legten ZAH et al. (1996), dass sowohl extremere Absoluttemperaturen als auch höhere Temperaturschwankungen in jenem Bereich des Schotterbettes auftreten, der hin und wieder austrocknet - im Vergleich zu einem permanent fließenden Abschnitt. Sowohl die Tagesschwankungen als auch die Temperaturvarianzen zwischen den Tagen waren höher; während der Trockenphasen machten sie mehr als 10°C aus.

Es ist davon auszugehen, dass je nach Lokalisation eines Niedrigwasser- oder Austrocknungsereignisses im Ober-, Mittel- oder Unterlauf unterschiedliche Habitatparameter unterschiedlich stark betroffen sind (MEYER et al. 1999a, vgl. Abb. 3). So wird sich eine aufgrund des verringerten Wasservolumens erhöhte Einstrahlung im (nährstoffreicheren) Mittel- oder Unterlauf vermutlich viel stärker steigend auf die Primärproduktion auswirken als im Oberlauf. Auch kann man sich vorstellen, dass die bei reduzierter Strömungsgeschwindigkeit verstärkte Sedimentation feinputikulären organischen Materials deutlichere (negative) Auswirkungen im Mittel- oder Unterlauf hat als im Oberlauf (verstärkte Sauerstoffzehrung). Generell wird dadurch das CPOM/FPOM-Verhältnis beeinflusst.

Abbildung 2
System der Austrocknungstypen temporärer Fließgewässer (aus SOMMERHÄUSER et al. 1998).

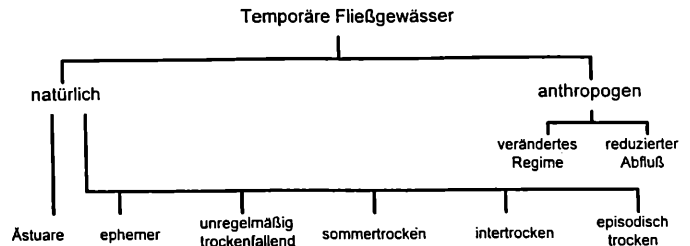
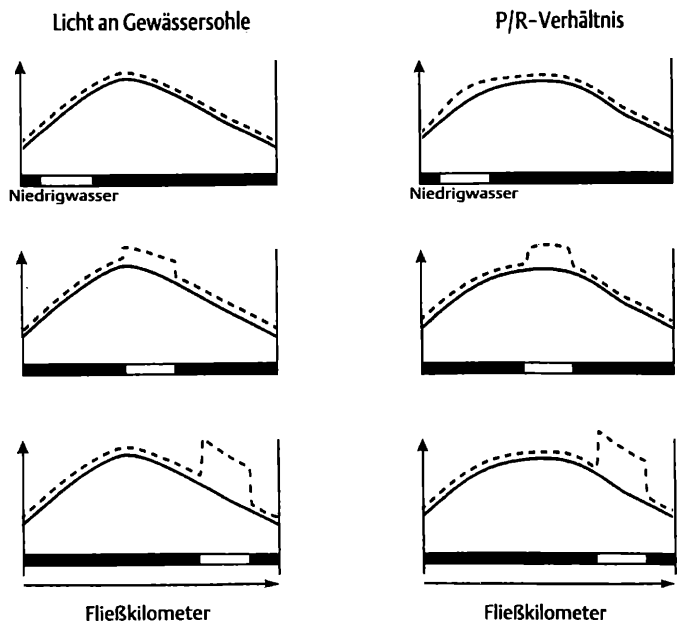


Abbildung 3
Schema des hypothetischen Verlaufs der Einstrahlung auf die Gewässersohle und des Verhältnisses von Produktion: Respiration ohne Unterbrechung des Fließgewässerskontinuums (VANNOTE et al. 1980) (durchgezogene Linie) und in Abhängigkeit von der längszonalen Lokalisation einer Niedrigwasser- bzw. Austrocknungsstrecke (Ober-, Mittel- oder Unterlauf).



3.2 Biozöosen

Hochwasser und Austrocknung stellen die Extreme im Abflussgeschehen eines Fließgewässers dar. Je nach Gewässertyp (s.o.) und Abflussregime sind diese Übergänge mehr oder weniger fließend. Die benthische Biozönose muss an diese Bedingungen angepasst sein, und die einzelnen Arten sollten sich zeitlich und auch räumlich "einnischen". Es ist z.B.

zumindest hypothetisch - auch vorstellbar, dass hinsichtlich der Artenzusammensetzung jeweils die Taxa aufeinander folgen, die an die jeweiligen hydrologischen Zustände am besten angepasst sind. Im Prinzip wird dies insbesondere für Fließgewässer mit vorhersagbaren Extremereignissen der Fall sein. GAGNEUR & CHAOUI-BAUDGHANE (1991) beschreiben für ein ephemeres Fließgewässer in Westalgerien eine typische Sukzession der Gewässerfauna (Abb. 4): Bei Hochwasser und/oder Normalwasserstand ist an der Gewässersohle eine typische Fließwasserfauna anzutreffen. Das hyporheische Interstitial wird als Strömungs- und Temperaturrefugium genutzt und bietet gleichzeitig Schutz vor Räubern. Mit abnehmendem Abfluss infolge Austrocknung bis zur völligen Stagnation wird die Fließwasserfauna von einer Stillwasserfauna abgelöst. In der eigentlichen Trockenphase folgt eine terrestrische Fauna, und bestimmten Tiergruppen ist es möglich, abzuwandern. Die noch im Bachbett verbleibende Restfeuchte ermöglicht manchen resistenten Taxa, bzw. bestimmten Entwicklungsstadien, das Überleben, andere sind trockenheitsresis-

tent. Das hyporheische Interstitial kann bei wiederbeginndem Abfluss ein Reservoir für die Wiederbesiedlung darstellen. Eine entsprechende Untersuchung ist an mitteleuropäischen temporären Gewässern bisher nicht durchgeführt worden.

Zu überprüfen ist generell, ob in dem jeweiligen Gewässertyp eine Biozönose vorherrscht, die in vielerlei Hinsicht sehr plastisch ist - also aus Ubiquisten besteht - oder ob die Biozöosen sehr verarmt sind und nur Spezialisten mit möglicherweise kurzen Entwicklungszyklen, langer Larven- oder Imaginaldiapause, ob polyvoltine Arten vorherrschen oder Arten mit desynchronisierter Entwicklung, bei denen immer ein "Vorrat" an weiterentwicklungsfähigen Individuen im Gewässer anzutreffen ist.

Gewisse Hinweise liefern die Untersuchungen von MEYER et al. (1999b) an einem sommertrockenen Karstbach der Paderborner Hochfläche. In einem permanenten, oberen Fließgewässerabschnitt setzte sich die Wirbellosenzönose aus typischen Gebirgs- und Bergbacharten sommerkalter Fließgewässer zusammen. In dem sich anschließenden Gewässerabschnitt, der durch stark verkarstete Schichten mit klüftigem Gestein und zahlreiche Bachschwinden gekennzeichnet ist, waren die Arten- und Individuenzahlen der Evertebraten auffällig reduziert (Abb. 5), und es herrschten Taxa vor, die auch für Tieflandgewässer typisch sind. Insbesondere dominierten z.B. unter den Trichoptera zahlreiche Limnephilidae, die auch in anderen Studien als typische Vertreter temporärer Gewässer angegeben werden, wie

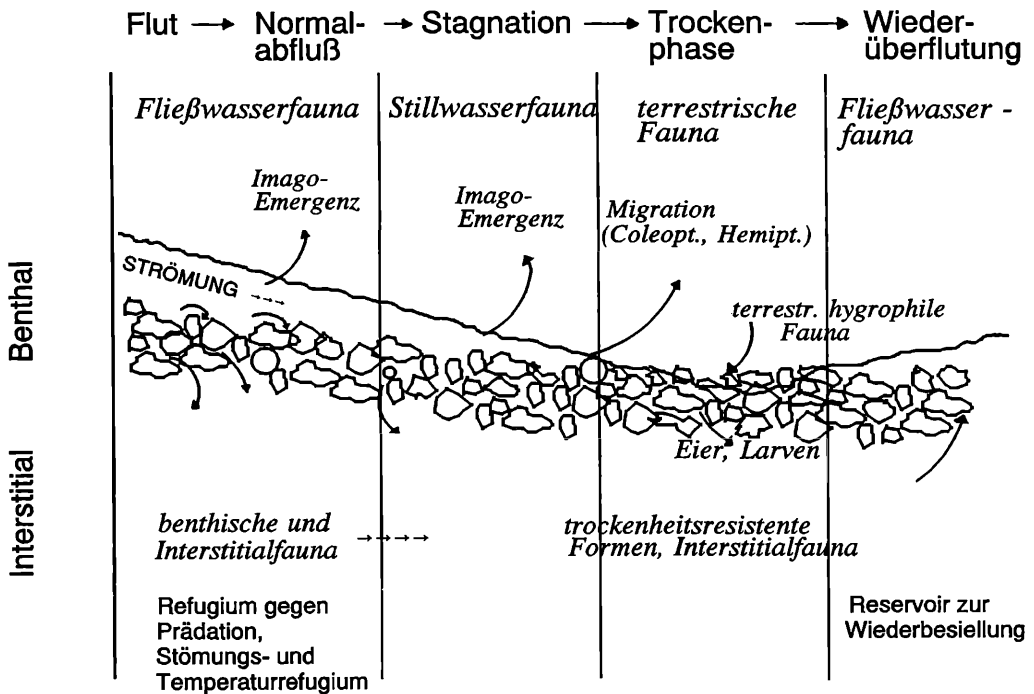


Abbildung 4

Abfolge hydrologischer Phasen und Sukzession der Fauna am Beispiel eines ephemeren Fließgewässers (verändert nach GAGNEUR & CHAOUI-BAUDGHANE 1991).

Abbildung 5

Dauer der Austrocknungsphase an einem Karstbach, der Sauer (Paderborner Hochfläche, NRW) während der Untersuchungsperiode von Januar bis Juni 1996 (oben), Taxazahlen (Mitte) und durchschnittliche Individuenzahlen pro Probennahme (unten). I-VIII: Probestellen auf einer Fließstrecke von ca. 8.2 km (aus MEYER et al. (1999b)).

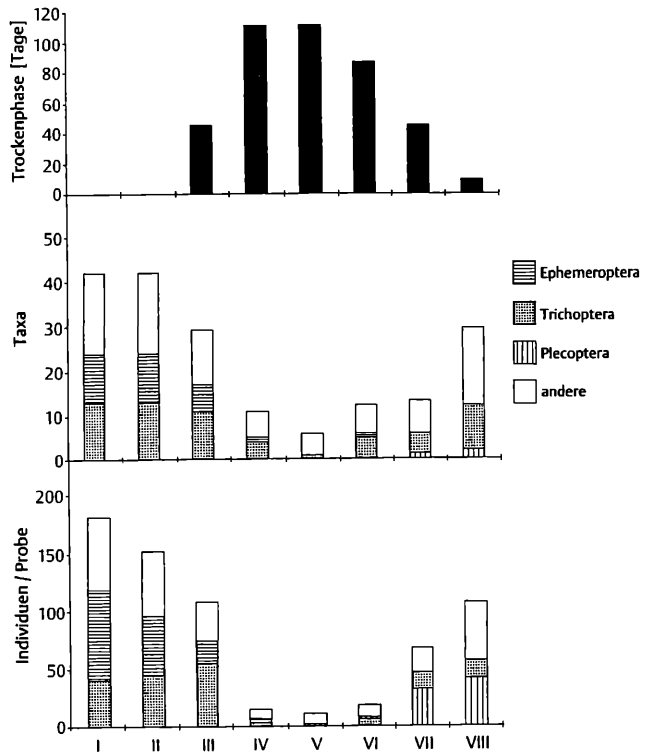
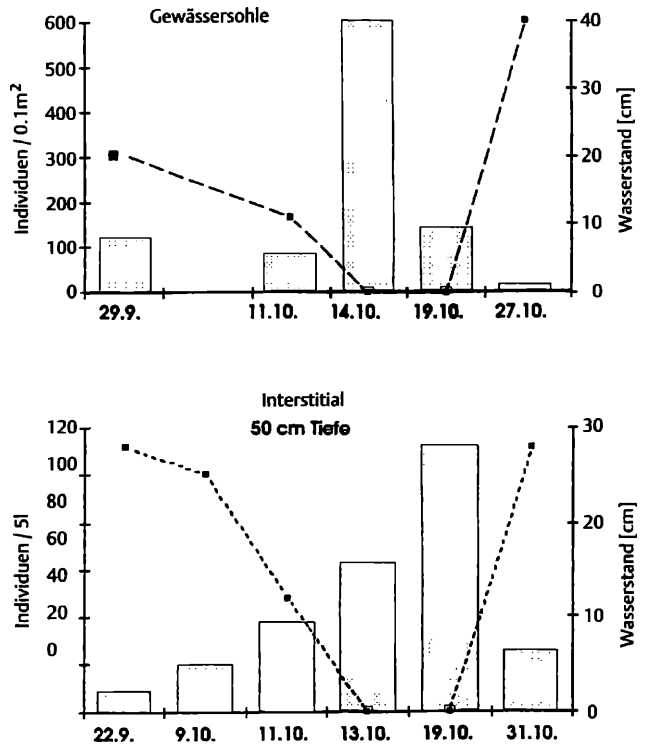


Abbildung 6

Konzentration wirbelloser Organismen in einem Restpool (oben) bzw. im hyporheischen Interstitial bei sinkendem Wasserstand an der Gewässersohle. Untersuchungsgewässer ist die Töss (Nordostschweiz) (nach ZAH et al. 1996, verändert).



z.B. *Limnephilus bipunctatus*, *L. sparsus*, *Stenophylax permistus* und *Micropterna sequax*. Diese Arten sind nach WALLACE et al. (1990) typische Besiedler kleiner Fließgewässer und stehender Gewässer, die im Sommer austrocknen können. Auch kurzzeitig und kleinräumiger können quantitative Veränderungen der Biozönose mit zunehmender Austrocknung registriert werden. So zeigen SCHELLENBERG et al. (1999) in einem voralpi-

nen, durch Querschwellen veränderten Schotterbach, der Töss, dass mit sinkendem Wasserstand einerseits eine Konzentration von Individuen in verbleibenden Tümpeln (sog. "pools") zu beobachten ist, andererseits ganz offensichtlich das hyporheische Interstitial als Refugium aufgesucht wird nicht nur, aber auch von epibenthischen Organismen (Abb. 6). Ob diese Ortsveränderung von Organismen aktiv oder passiv geschieht und wie weit das

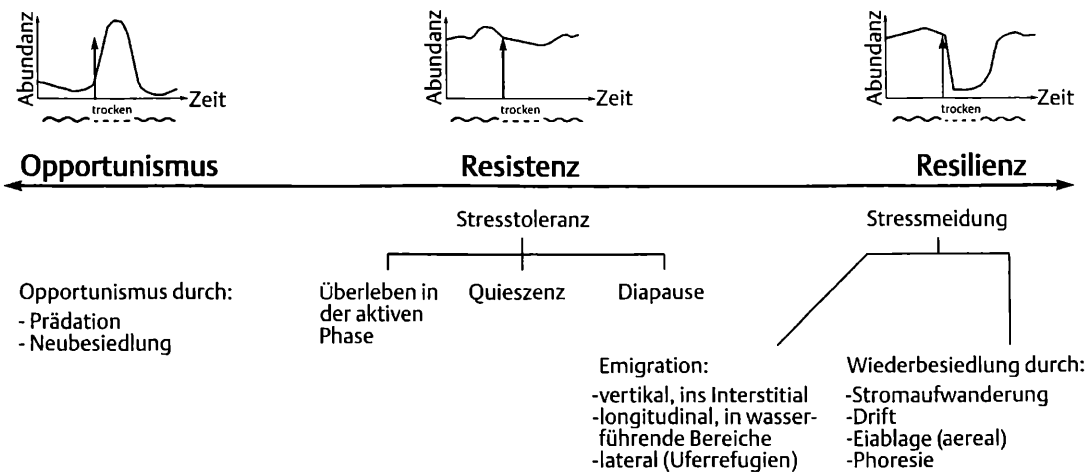


Abbildung 7

Potentielle Anpassungsstrategien von Fließwasserorganismen an die Austrocknung ihrer Habitate.

einzelne Individuum der Wasserfront folgt, kann aus Freilandproben nicht gefolgert werden. Die von SCHMEDITJE & COLLING (1996) vorgestellte Methodik zur Analyse der Arten nach "Bewegungstypen" wäre hier bei zukünftigen Untersuchungen u.U. nützlich.

3.3 Artniveau

Die von Austrocknungsereignissen betroffenen Arten können diese extremen Situationen entweder an Ort und Stelle überdauern (Strategien der *Resistenz*) oder der Trockenheit ausweichen und bei Überflutung das Gewässer wieder besiedeln (Strategien der *Resilienz*, vgl. Abb. 7). Refugialbiotope wie Seitenbäche, Interstitial oder feuchte, organische Substrate spielen hierbei eine große Rolle, wobei entscheidend ist, dass die Organismen diese Refugien auch erreichen können. *Opportunisten* sind "meist terrestrische Prädatoren, die verendete, oder sich in allmählich kleiner werdenden Wasserkörpern konzentrierende Tiere fressen bzw. Nutznießer der neu

besiedelbaren Flächen oder Substrattypen sind (z.B. durch Eiablage; vgl. ZAH et al. 1996, SCHELLENBERG et al. 1999).

Es ist zu vermuten, dass die Anpassungen an die Austrocknung artspezifisch sind und insbesondere davon abhängen, ob die Austrocknungssituationen in längeren Zeiträumen vorhersehbar sind oder nicht, d.h., im Laufe der Evolution eine entsprechende Selektion stattfinden konnte.

Welche Anpassungsstrategien auf Artniveau im Einzelnen verwirklicht sind, lässt sich nur durch umfangreiche und sorgfältige populationsdynamische Untersuchungen an einzelnen Arten oder mit Hilfe von Laborexperimenten verfolgen. Auch die weitere Auswertung der autökologischen Literatur wird hier zusätzliche Erkenntnisse bringen; SCHELLENBERG et al. (1994) haben dies für einige Arten aus unterschiedlichsten taxonomischen Gruppen begonnen, WILLIAMS (1996) fasst die bei Insekten verwirklichten Strategien zusammen und SOMMERHÄUSER et al. (1998) stellen tabellarisch die Auswertung von Anpassungsstrategien von Tri-

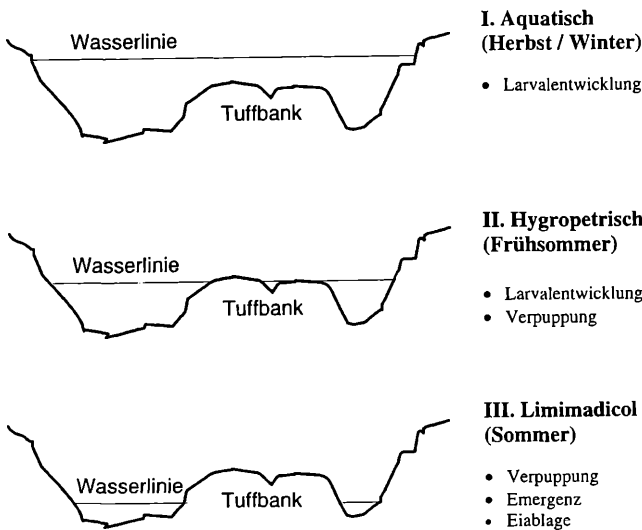


Abbildung 8

Korrelation der Entwicklungsstadien von *Tinodes unicolor* (Psychomyiidae, Trichoptera) mit den hydrologischen Bedingungen in einem Kalktuffbach (nach ALECKE 1998).

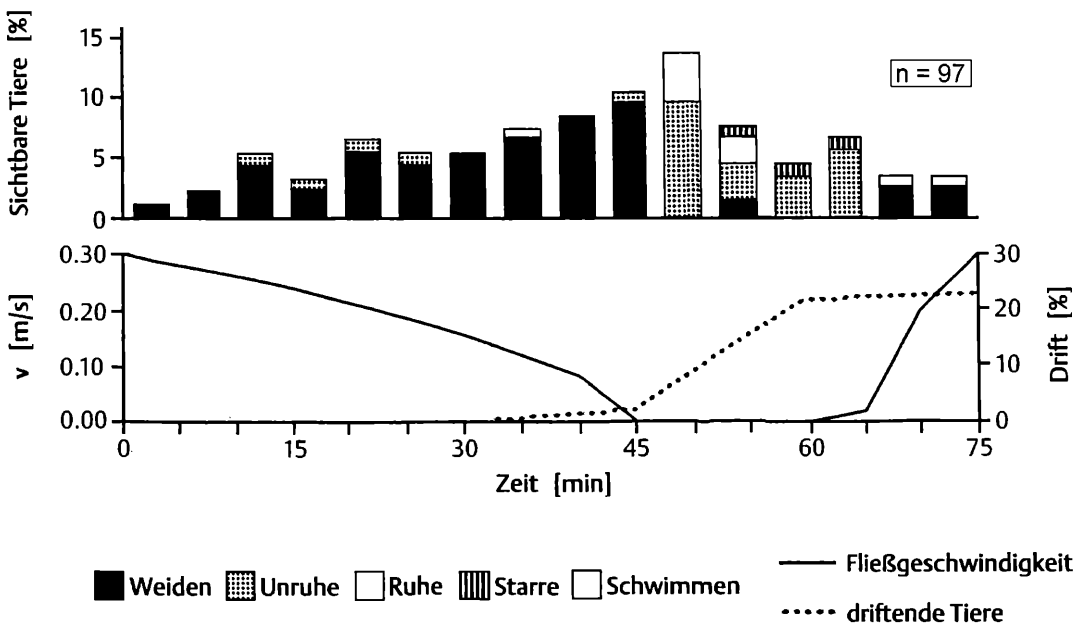


Abbildung 9

Kurzzeitexperiment mit *Baetis*-Larven in einer Fließwasserrinne. Mit Hilfe einer Videokamera wurde innerhalb von 75 Minuten Verhaltensmuster identifiziert und quantifiziert. n = 97: Anzahl eingesetzter Versuchstiere.

chopteren an Austrocknung vor. Der Arbeitskreis "Temporäre Gewässer" der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V. hat sich ebenfalls die Aufgabe gestellt, eine Zusammenstellung typischer Anpassungsstrategien von Arten aus temporären Fließgewässern zu erarbeiten.

Ein Beispiel für eine (*resiliente*) Art, die an die periodische Austrocknung ihres Wohngewässers angepasst - ja sogar darauf angewiesen ist, ist die Köcherfliege *Tinodes unicolor* aus der Familie der Psychomyiidae. ALECKE (1999) beschreibt sie als Charakterart des von ihm erstmals definierten "Kalktuffbaches" (vgl. Abb. 8): In der "aquatischen" Phase des Entwicklungszyklus (Herbst/Winter) sind die Tuffbänke deutlich überströmt. Die Larven entwickeln sich in ihren typischen Sandgalerien in diesem Zeitraum bis zum ca. 3. oder 4. Stadium. Im Frühsommer folgt die "hygropetrische" Phase; die Tuffbänke ragen jetzt z.T. aus dem Wasser, sind aber immer noch durchfeuchtet aufgrund der Kapillarwirkung des stark porösen Substrates. In dieser Phase erfolgt die Verpuppung innerhalb der Galerien. Es schließt sich im Sommer bei vollständiger Austrocknung die sog. "limimadicole" Phase an. Die Individuen emergieren, und später legen die Weibchen mit Hilfe ihres langen und spitzen Legebohrers ihre Eier in die zerklüftete Oberfläche des Kalktuffs.

Die Frage nach individuellen Reaktionen und eine Überprüfung der Wirkung einzelner Faktoren ist nur im Experiment möglich. Für verschiedene Fließwasserarten liegen dazu erste Hinweise von BOLLENS (1995) vor; exemplarisch sei das Beispiel einer Strömungsreduktion erwähnt (Abb. 9): *Baetis*

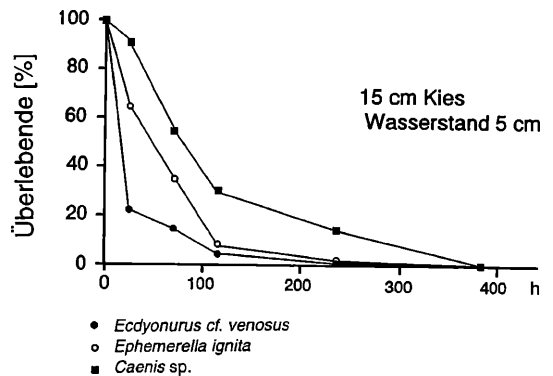


Abbildung 10

Überlebensdauer von Ephemeroptera-Arten bei Simulation einer Stagnationsphase des Wohngewässers. Dargestellt sind Durchschnittswerte von 3 replicates. Versuchsbedingungen: Rundgefäße, gesäuberter Kies aus dem Untersuchungsgewässer (Töss, Nordostschweiz).

rhodani zeigt zunächst eine Zunahme des Weidens bei abnehmender Fließgeschwindigkeit und bei völliger Stagnation Unruhe sowie eine Zunahme der Drift bei wiedereinsetzender Strömung.

Resistente Arten müssen mit den u. U. rasch ändernden hydraulischen Bedingungen und damit verbundenen "ungünstigen" Temperatur- und Sauerstoffbedingungen zurechtkommen. Arten, die - evtl. aufgrund unzureichender Mobilität? - nicht der fortschreitenden Wasserfront folgen können (in Resttümpel, in das hyporheische Interstitial, in Seitenbäche etc.), sollten innerhalb ihrer physiologischen

Toleranzgrenzen die ungünstigen Bedingungen solange überdauern können, bis es wieder zu einer Überflutung kommt.

BOLLENS (1995, zit. in ZAH et al. 1996) zeigte in Simulationsexperimenten, dass von den 3 untersuchten Eintagsfliegenarten *Caenis* sp., *Ephemera ignita* und *Ecdyonurus cf. venosus* letztere die höchste Sterberate aufwies - 50% der Individuen waren bereits nach einem Tag tot - und *C. sp.* und *E. ignita* eine signifikant höhere Überlebensrate aufwies; erst nach 400 Stunden (16.7 Tagen) traten im Experiment keine überlebenden Individuen mehr auf (Abb. 10).

Eine auf 25 Abflussjahren basierende Analyse der Austrocknungsdauer in den einzelnen Monaten am Herkunftsgewässer der Versuchstiere (Töss, Nordostschweiz) belegt, dass die mittlere Dauer eines Austrocknungsereignisses zwischen Juli und Dezember 4 bis 15 Tage beträgt (ZAH et al. 1996). Innerhalb dieses Zeitraumes liegt die Überlebensfähigkeit der getesteten Tiere. Durch variierende Versuchsbedingungen zeigte BOLLENS (1995), dass der Sauerstoffgehalt offensichtlich der übergeordnete Faktor ist.

4. Ausblick

Angesichts der hier exemplarisch aufgezeigten Aspekte zur Bedeutung und zu den möglichen Auswirkungen von Niedrigwasser und Austrocknung bedeutet Forschung an temporären Fließgewässern eine Herausforderung sowohl für die Grundlagenforschung als auch für in der Praxis gefragte Problemlösungen. Es muss sich die Erkenntnis durchsetzen, dass entsprechende Untersuchungen systematisch erfolgen müssen und dass beobachtete Phänomene nur bezogen auf die Niedrigwasser- bzw. Austrocknungstypen, in denen sie auftreten, verstanden werden können. Sie hängen entscheidend von Umgebungsfaktoren des Gewässers ab (s.o.).

Im Einzelnen gilt es daher, die Systemcharakteristika des untersuchten Fließgewässers zu erarbeiten, d.h., Niedrigwasser- bzw. Austrocknungsparameter zu bestimmen und die für das jeweilige Gewässer relevanten Schlüsselfaktoren zu identifizieren.

Ebenso wichtig ist es, für die jeweiligen Fragestellungen die adäquaten Raum- und Zeitskalen und die dafür geeigneten Messgrößen zu wählen. Eine möglichst in engem Zeitraster durchgeführte, groß- und kleinmaßstäbliche Kartierung der benetzten Flächen (und der Erfassung von Strömung, Temperatur und Wasserstand) und eine Analyse des Abflussgeschehens erleichtert die Typisierung des Fließgewässers.

Auf der Ebene der Organismen sollte eine Kombination von phänomenologischen sowie Freiland- und Laborexperimenten auf folgende Fragen Antwort geben:

Welches sind die auslösenden Faktoren für Reaktionen der Organismen und welche Schwellenwerte sind zu verzeichnen?

Welche intra- und interspezifischen Unterschiede sind bei den einzelnen Arten verwirklicht?

Lässt sich ein Zusammenhang mit der Mobilität der Arten herstellen?

Welche Anpassungsstrategien treten auf? Hier ist sowohl an Beobachtungen, Experimente und an Literaturlauswertung zu denken.

Zu wünschen ist, dass das Studium temporärer Fließgewässer letztendlich zu verbesserten Fließgewässermodellen führt, die zu einem Verständnis der Folgen von Veränderungen des Wasserhaushaltes beitragen.

5. Zusammenfassung

Niedrigwasser und Austrocknung sind einerseits natürliche Phänomene, können andererseits aber auch anthropogen bedingt sein und sind weltweit an Fließgewässern zu beobachten. Mit Hilfe geeigneter Parameter lassen sich Niedrigwasser- und Austrocknungssituationen beschreiben und Fließgewässer unter Berücksichtigung geographischer und klimatischer Gegebenheiten - bestimmten Niedrigwasser- bzw. Austrocknungstypen zuordnen. Für die Beurteilung der ökologischen Konsequenzen müssen alle relevanten Systemkomponenten und -parameter, die von einem reduzierten Abflussregime betroffen sein können (z.B. Habitatparameter, Prozesse und Organismen), differenziert betrachtet werden. An Beispielen wird gezeigt, dass Organismen (Biozönosen, Arten, Individuen) nicht nur durch Strategien der Resistenz, Resilienz und des Opportunismus an Niedrigwasser- und Austrocknungssituationen angepasst, sondern manche Arten in ihrer Entwicklung sogar auf das Trockenfallen ihrer Habitate angewiesen sind. Neuere Untersuchungen belegen die nachteiligen Auswirkungen anthropogener Eingriffe an Fließgewässern bei Niedrigwasser und Austrocknung auf die Besiedlungs- und Entwicklungsbedingungen des Makrozoobenthos.

Summary

Low flow and drought are natural, yet also anthropogenically induced phenomena, which can be observed in running waters all over the world. It is proposed to describe low flow and drought events with suitable parameters, and to classify streams into distinct low flow and drought types, taking into account geographic and climatic characteristics. To evaluate the ecological consequences, all relevant system components and parameters, which may be affected by reduced flow (e.g. habitat parameters, processes and organisms), have to be considered distinctively. Exemplarily it is shown that organisms (biocoenoses, species, individuals) are adapted to low flow and drought events not only by strategies of resistance, resilience and opportunism, but that some species also are dependent on the drying of their habitats for further development.

New investigations show that anthropogenic alterations of streams exposed to low flow and drought might have negative consequences for the colonization and development of the macrozoobenthos.

6. Literatur

ALECKE, C. (1998):

Ökologie und Habitatbindung von *Tinodes unicolor* und *T. pallidulus* (Insecta; Trichoptera) - ein Beitrag zur Typisierung und Bewertung von Tieflandbächen.- Diss. WWU Münster, Schöling Verlag.

BOLLENS, U. (1995):

Effekt von Niedrigwasser und Austrocknung auf das Verhalten und die Überlebenschancen ausgewählter Fließwasser-Makroinvertebraten.- Diplomarbeit ETH Zürich.

COLWELL, R. K. (1974):

Predictability, constancy, and contingency of periodic phenomena. *Ecology* 55: 1148-1153.

GAGNEUR, J. & C. CHAOUÏ-BAUDGHANE (1991):

Sur le rôle du milieu hyporhéique pendant l'assechement des oueds de l'Ouest Algérien.- *Stygologia* 6: 77-89.

MEYER, E. I. (1999):

Mindestwasserführung von Gewässern und hydraulischer Stress.- In: R. Guderian und G. Gunkel (eds): *Handbuch der Umweltbelastungen und Ökotoxikologie*, Bd. III. Aquatische Systeme. Springer Verlag Berlin.

MEYER, E. I.; E. T. SCHELLENBERG & R. ZAH (1999a):

Discontinuities in stream systems induced by low flow and drought.- *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, in press.

MEYER, E. I.; A. MEYER & M. BILLEN (1999b):

Fallbeispiel Sauer, ein Karstbach der Paderborner Hochfläche.- Tagung "Gewässer ohne Wasser", NUA-Seminarbericht.

SCHELLENBERG, E. T.; R. ZAH & E. I. MEYER (1994):

Der Einfluss von Austrocknung und Niedrigwasser auf benthische Organismen, Habitatsbedingungen und Prozesse in Fließgewässern. Review. EAWAG Forschungsschwerpunkt 1993-1997: "Nachhaltige Ressourcenbewirtschaftung - am Beispiel Gewässer und anthropogene Sedimente", 115 pp.

SCHELLENBERG, E. T.; U. HARTMANN, R. ZAH & E. I. MEYER (1999):

Response of the epibenthic and interstitial invertebrates to stream drying in a prealpine river.- *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, in press.

SCHMEDTJE, U. & M. COLLING (1996):

Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna.- Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 4/96.

SOMMERHÄUSER, M.; I. ANTUNES, H. W. BOHLE, M. BRUNKE, U. DIEHL, M. DIETERICH, A. ERPELDING, A. FIEDLER, S. FOLTYN, M. HECHT, U. KAMPWERTH, A. LORENZ, E. I. MEYER, E. PLOß, B. ROBERT, T. SCHELLENBERG, S. SEUTER & R. ZAH (1998):

Terminologische, Typologische und biozönotische Konzepte für temporäre Fließgewässer.- Dt. Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 1997 (Frankfurt/M.), Krefeld 1998: 936-940.

VANNOTE, R. L.; G. W. MINSHALL, K. W. CUMMINS, J. R. SEDELL & C. E. CUSHING (1980):

The river continuum concept.- *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 30-37.

WALLACE, I. D.; B. WALLACE & G. N. PHILIPSON (1990):

A key to the case-bearing caddis larvae of Britain and Ireland.- *Freshwater Biological Association, Scientific Publication No. 51.*

WILLIAMS, D. D. (1987):

The ecology of temporary waters. Croom Helm, London. 215 S.

— (1996):

Environmental constraints in temporary fresh waters and their consequences for the insect fauna.- *Journal Of The North American Benthological Society* 15 (4): 634-650.

ZAH, R. & E. T. SCHELLENBERG (1999):

Anthropogene Einflüsse auf die Ökologie eines trockenfallenden Flusses.- Tagung "Gewässer ohne Wasser", NUA-Seminarbericht.

ZAH, R.; E. T. SCHELLENBERG & E. I. MEYER (1996):

Einfluss von Austrocknung auf das Ökosystem der Töss. EAWAG Forschungsschwerpunkt 1993-1997: "Nachhaltige Ressourcenbewirtschaftung - am Beispiel Gewässer und anthropogene Sedimente", 81 pp.

Anschrift der Verfasserin:

Prof. Dr. Elisabeth I. Meyer
Institut für Spezielle Zoologie
Abteilung für Limnologie der
Westfälischen Wilhelms-Universität Münster
D-48149 Münster

Sanierungskonzepte für kleine Fließgewässer

Dietrich BORCHARDT

1. Einführung

Der heutige Zustand der Fließgewässer in den Kulturlandschaften Mitteleuropas ist das Ergebnis eines seit langer Zeit andauernden Prozesses schrittweiser Eingriffe und Umgestaltungen durch den Menschen. Einflüsse resultierten zunächst aus der im Mittelalter einsetzenden Entwaldung und Bodenerosion (ELLENBERG 1982). Mit fortschreitender Industrialisierung und rapide ansteigender Bevölkerungsdichte erreichte die Gewässerbelastung im 19. Jahrhundert ein vorher nicht gekanntes Ausmaß, wobei die Einleitungen ungeklärter Abwässer und die Flurbereinigung mit Grundwasserabsenkungen und Gewässerausbau gleichermaßen von Bedeutung waren. Die wasserwirtschaftlichen Maßnahmen waren technisch orientiert, d.h. Fließgewässer wurden als "Vorfluter" gesehen. Sie hatten die Schmutz- und Schadstoffe der flächendeckend errichteten Schwemmkanalisationen aufzunehmen

und dienten als Entwässerungserinne der Kulturlandschaft zur Gewinnung von Nutzflächen, wobei Siedlungen und Landwirtschaft wiederum vor Hochwasser zu schützen waren. Diese Vorgaben waren auch nach 1900 die vorrangigen Ziele der Wasserwirtschaft und noch mit Einführung der wasserwirtschaftlichen Rahmengesetzgebung in der Bundesrepublik Deutschland im Jahr 1957 wurde der Auftrag formuliert, eine "bestmögliche Nutzung" der Gewässer zu gewährleisten (Tab.1). Parallel dazu waren die ersten im Zuge der europäischen Integration eingeführten Richtlinien zum Gewässerschutz in der 70er und 80er Jahren vorwiegend "nutzungsorientiert"

Viele Fließgewässer wurden in den vergangenen 40 Jahren durch den flächendeckenden Ausbau der Siedlungsentwässerung und die Optimierung der Reinigungsverfahren in Kläranlagen abwassertechnisch weitgehend saniert. Mit den Novellierungen des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) wurde der

Tabelle 1

Entwicklung des gesetzlichen Auftrages zur Bewirtschaftung der Gewässer

Jahr	National	Europa
1957	Wasserhaushaltsgesetz (WHG)	
1972	Grundsatz § 1a WHG: Gewässer sind so zu bewirtschaften, dass die nicht mehr als unvermeidbar beeinträchtigt ..., bestmögliche Nutzung	
1976	Novellierung § 1a WHG: Wohl der Allgemeinheit und im Einklang damit Nutzung einzelner	EG-Richtlinie "Badegewässer"
1978		EG-Richtlinie "Gefährliche Stoffe" EG-Richtlinie "Fischgewässer"
1979		EG-Richtlinie "Muschelgewässer"
1980		EG-Richtlinie "Trinkwasser" EG-Richtlinie "Grundwasser"
1986	Novellierung § 1a WHG: Gewässer sind als Bestandteil des Naturhaushaltes ... zu bewirtschaften.	
1991		EU-Richtlinie "Nitrat" EU-Richtlinie "Kommunales Abwasser"
1996	Novellierung § 1a WHG: Gewässer sind als Bestandteile des Naturhaushaltes und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen zu schützen.	EU-Wasserrahmenrichtlinie (Entwurf): "guter ökologischer Zustand der Oberflächengewässer"

Auftrag zur "ökologischen" Gewässerbewirtschaftung immer deutlicher gesetzlich verankert. Wesentliche Bestimmungen ergeben sich aus dem § 1a WHG, nach dem die Gewässer "als Bestandteil des Naturhaushaltes und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen zu schützen" und so zu bewirtschaften sind, "dass sie dem Wohl der Allgemeinheit dienen und vermeidbare Beeinträchtigungen ihrer ökologischen Funktionen unterbleiben" (WHG, 1996). Der Schutzauftrag und der juristische Eigenwert von Gewässern als "Bestandteil des Naturhaushaltes" ist zielkonform mit weiteren Umweltgesetzen, z.B. dem Bundesnaturschutzgesetz sowie den meisten Landesfischereigesetzen.

Weitere Bedeutung hat der vor rund zehn Jahren durch die UN-Kommission "Umwelt und Entwicklung" in die Umweltdiskussion eingebrachte Begriff "nachhaltige Entwicklung" (BRUNDTLAND et al. 1987). Vor allem seit der UN Konferenz in Rio de Janeiro 1992 spielt dieser bei allen internationalen Überlegungen zu Umwelthandlungs- und -qualitätszielen eine zentrale Rolle. Seine Umsetzung in der Wasserwirtschaft wird derzeit in Zusammenhang mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU 1998) und im nationalen Rahmen intensiv und kontrovers diskutiert (z.B. BMU 1993, LAWA 1996, UBA 1996). Im Ergebnis ist davon auszugehen, dass der "gute ökologische Zustand" von Oberflächen- und Grundwasser zukünftig gesetzlich bestimmtes Ziel wasserwirtschaftlichen Handelns und von Sanie-

rungskonzepten für Fließgewässer wird. Daraus entsteht mehr als bisher die Aufgabe, die natürlichen Wasservorräte für den Menschen langfristig nutzbar zu erhalten, und sie gleichzeitig aber auch in ihrer Funktion und Bedeutung als Ökosysteme zu sichern.

2. Gegenwärtige Situation

2.1 Gewässerökologie

Fließgewässer sind als ökologische Systeme anzusehen, deren Habitatbedingungen mehr physikalisch als biologisch geprägt werden (REICE 1985). Die gerichtete Strömung des Wassers, die große Längserstreckung mit gleichermaßen sprunghaften oder kontinuierlichen Gradienten von physikalischen Umweltfaktoren vom Ober- zum Unterlauf, und die enge Verzahnung mit den angrenzenden semiaquatischen, subterranean und terrestrischen Ökosystemen sind grundlegende Eigenschaften der Fließgewässer. Die natürliche Variabilität der abiotischen Umwelt strukturiert Systeme, deren biotische Organisation sich außerordentlich rasch an fluktuierende Umweltbedingungen anpassen kann (TOWNSEND & HILDREW 1984). Insbesondere die Stoffzufuhr und der Stoffumsatz sind in Fließgewässern zeitlich variabel, so dass neben den räumlichen Gradienten (VANNOTE et al. 1980) zum Teil hohe zeitliche Fluktuationen der physikalischen

Tabelle 2

Fließgewässerökologische Hypothesen und Konzepte mit ihrer Anwendung in der wasserwirtschaftlichen Praxis.

Konzeptionelle Grundlagen	Bezug/Dimension	Anwendung in der Wasserwirtschaft
Allgemeine biozönotische Gliederung; "Kolonisationszyklus"-Hypothese; (Illies & Botosaneanu 1963, Müller 1982)	Horizontale Erstreckung der Fließgewässer	"Fluss-Kontinuum"
River Continuum Concept; Nutrient Spiraling (Vannote et al. 1980; Newbold et al. 1982)		"Lineare Durchgängigkeit"
Serial Discontinuity Concept (Stanford et al. 1988)		Nicht gegeben
Oberflächenwasser-/Grundwasservernetzung; Hyporheisches Interstitial (Orghidan 1959; Schwoerbel 1961)	Vertikale Erstreckung	Nicht gegeben
Ecotone Concept (Fischer & Likens 1973; Ward 1988, Naimann & Decamps 1990)	Laterale Erstreckung	"Land-Wasser-Vernetzung"; "Einheit von Fluss und Aue"; "Gewässerstrukturgüte"
Hierarchical Organisation (Frissell et al. 1986)		"Gewässerstrukturgüte"
Hydraulic Stream Ecology (Statzner & Hilger 1986; Statzner et al. 1988)	Zeiliche/räumliche	"Restwasser"; in anderen Punkten nicht gegeben
Disturbance Theory; Patch-Dynamics-Concept (Pickett & White 1985; Townsend 1989)	Dynamik	Nicht gegeben

und chemischen Lebensbedingungen für Organismen auftreten. Diese allgemein akzeptierten ökologischen Hypothesen und Konzepte sind in der Gewässerbewirtschaftung bisher nur teilweise in Zielsetzungen und Handlungsanleitungen umgesetzt worden (Tab. 2).

Von theoretischer und praktischer Bedeutung ist, dass Parameter zur Charakterisierung der wichtigsten abiotischen Eigenschaften in Fließgewässern für die Strömung und die physikalisch-chemische Beschaffenheit vielfach über Messungen in der fließenden Welle bestimmt werden. Häufig wird daraus auf die abiotischen Bedingungen für Mikro- und Makroorganismen zurückgeschlossen, obwohl diese in kleinen Fließgewässern (Epi-, Meta- und Hyporhithral) ganz überwiegend an der Gewässersohle oder den oberen, noch vom Wasser durchströmten Sedimentschichten leben. Es ist seit langem bekannt, dass die abiotischen Bedingungen hier von denen in der fließenden Welle deutlich abweichen können. Detaillierte und quantifizierte Grundlagenkenntnisse hierüber fehlen für rhithrale Fließgewässerabschnitte jedoch weitgehend. Dies stellt sich immer wieder als ein wesentliches Defizit bei der ökologischen Bewertung von hydraulischen und wasserchemischen Einflußgrößen auf ökologische Indikatoren heraus.

Die Bedingungen im Hyporheal hängen jedoch nicht nur von denen in der fließenden Welle ab, umgekehrt greifen die benthischen Mikro- und Makroorganismen durch ihren Stoffwechsel in den Stoffhaushalt der Gewässer ein und können ihrerseits Stoffkonzentrationen bzw. -frachten erheblich beeinflussen. Dies gilt insbesondere für die Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen sowie für den

Sauerstoff, aber auch für zahlreiche weitere Wasserinhaltsstoffe. Typisch für Fließgewässer ist weiterhin die im Vergleich zu den Seen besonders enge Verbindung mit den angrenzenden emersen Lebensräumen, so dass auch zwischen dem hyporheischen Interstitial und den uferwärts anschließenden Zonen erhebliche stoffliche und biozönotische Wechselwirkungen zu erwarten sind. Zu diesen Themen fehlen in Ergänzung zu den vorhandenen ökologischen Konzepten quantitative Kenntnisse noch weitgehend. Die wissenschaftliche Forschung muss deshalb für kleinere Fließgewässer in der Kulturlandschaft noch praktikable Kriterien und Modelle entwickeln, welche anhand ökologischer Kriterien Einflüsse auf den Naturhaushalt durchschaubar und von einem übergeordneten Standpunkt aus bewertbar machen.

2.2 Gewässerbelastung

Mit dem sektoriellen Gewässerschutz und der Vorgehensweise nach dem "Emissionsprinzip" wurde die Wasserqualität vieler größerer Fließgewässer in den vergangenen Jahrzehnten hinsichtlich organischer und xenobiotischer Belastungen wesentlich verbessert. Beispielsweise werden bei einer Gesamtlänge von rund 26.000 km heutzutage über 60 % der Fließgewässerstrecken Hessens als gering oder mäßig organisch belastet eingestuft (HMUEJFG 1998). Ähnliche Entwicklungen können selbst in industriellen Ballungszentren Nordrhein-Westfalens beobachtet werden (LONDONG & SPERLING 1997).

Trotz der Verringerung der Abwasserbelastung weisen aber zahlreiche kleinere Fließgewässer hohe ökologische Defizite auf und die nachhaltige Siche-

Tabelle 3

Bedeutung von Auen und Fließgewässern als Lebensraum ausgewählter Tiergruppen und Pflanzen. Angaben nach KAULE (1991), BINOT et al. (1998) sowie BREHM & MEIJERING (1982).

Taxon	Artenzahl in der BRD	davon ausgestorben oder aktuell gefährdet	in Auen und Fließgewässern (potentiell) vorkommende Arten	Anteil an der Gesamtartenzahl	davon ausgestorben oder aktuell gefährdet
Vögel	256	44%	135	52%	65
Reptilien	14	79%	4	29%	alle
Amphibien	21	67%	18	85,7%	fast alle
Fische/Rundmäuler (Süßwasser)	70	74%	70	100%	74%
Köcherfliegen	311	39%	278	100%	61%
Eintagsfliegen	102	56%	81	100%	70%
Libellen	80	60%	ca. 50	62,5%	54%
Höhere Pflanzen (Farn- u. Blütenpflz.)	ca. 3000	ca. 30 %	ca. 600	ca. 20 %	?

rung ökologischer Funktionen wurde vielfach nicht erreicht (z.B. WOLF 1995, DVWK 1996). Beispielhaft kann dies anhand der Gefährdung ausgewählter Tier- und Pflanzengruppen, deren Vorkommen an Fließgewässer gebunden ist, gezeigt werden (vgl. Tab. 3).

Unter ökologischen Gesichtspunkten lassen sich Fließgewässer in fünf in enger Wechselbeziehung stehende Kompartimente unterteilen, die in einem definierbaren Wirkungsgefüge miteinander verbunden sind. Die wichtigsten anthropogenen Einflüsse auf den ökologischen Zustand von Gewässern, die gleichzeitig Ansatzpunkt für Sanierungen sind, resultieren dabei aus den Bereichen:

- Gewässerausbau
- Gewässerunterhaltung
- Wasserkraft/Wasserentnahmen
- Siedlungsentwässerung
- Landwirtschaft
- Fischerei, Freizeitnutzung

Diese Einflüsse lassen sich den ökologischen Kompartimenten systematisch zuordnen (Abb. 1).

Es ist offensichtlich, dass eine ökologisch begründete Sanierung von Fließgewässern die Änderung der bisherigen Praxis in Richtung eines integralen Gewässerschutzes erfordert, der alle Kompartimente des Ökosystems sowie das Einzugsgebiet (Wasser, Gewässerbett mit Ufer und Aue) mit den wichtigsten Einflüssen durch menschliche Nutzungen (Landnutzung, Siedlungen, Kanalisation und Kläranlagen) berücksichtigt.

2.3 Wasserwirtschaft und ökologisch begründeter Gewässerschutz

Unter Wasserwirtschaft ist die zielbewusste Ordnung menschlicher Eingriffe auf den Wasserhaushalt zu verstehen. Je nach Zielrichtung kann eine quantitative (Wassermengen), qualitative (Wassergüte) und biologische Wasserwirtschaft (Gewässer als Lebensraum) unterschieden werden.

Die maßgebenden Disziplinen Siedlungswasserwirtschaft, Hydrologie, Hydraulik, Wasserbau und die Gewässerökologie haben dabei zwar die Oberflächengewässer als gemeinsames Bezugsobjekt,

sind aber derzeit weitgehend unabhängig voneinander arbeitende Disziplinen. Auch aus diesem Grund wurden Maßnahmen des Gewässerschutzes bisher vorwiegend technologisch und emissionsorientiert begründet, wobei das Gewässereinzugsgebiet, die Kanalnetze der Siedlungen, die Kläranlagen und die Gewässer als getrennte Systeme betrachtet und bewirtschaftet wurden. Diese Struktur findet sich entsprechend in Wasserwirtschaftsverwaltungen als Entscheidungsträger für die Umsetzung von Maßnahmen des Gewässerschutzes wieder.

Da die gegenwärtigen Probleme im Gewässerschutz einen ganzheitlichen Lösungsansatz erfordern, müssen entsprechende Sanierungskonzepte die ökologischen Defizite und Belastungsfaktoren so identifizieren, dass in Planung und Umsetzung problemspezifische Maßnahmen ergriffen werden können. Dabei sind die relevanten ökologischen, technischen und sozioökonomischen Gesichtspunkte zu integrieren und die Maßnahmen lösungs- und praxisorientiert zu ergreifen. Entsprechende Planungen sind in kleineren Flusseinzugsgebieten sehr viel eher aufzustellen und umzusetzen als bei großen Flusslandschaften, da nur eine begrenzte Zahl von Interessen effizient zu koordinieren ist.

3. Ökologisch begründete Sanierungskonzepte für Fließgewässer

3.1 Instrumente

Wesentliches Instrument sind einzugsgebietsbezogene Sanierungspläne und -maßnahmen mit zeitlichen und finanziellen Prioritäten sowie Wirkungsprognosen. Dies erfordert eine ganzheitliche, leitbildorientierte Behandlung von Fluss, Aue und Einzugsgebiet in Analyse, Planung und Umsetzung. Zielführend ist eine Vorgehensweise, die die Beschreibung von Leitbildern (= potentiell natürlicher Zustand), die Bewertung des ökologischen Ist-Zustandes im Vergleich zum Leitbild und Ursachenaufbau analysen getrennt bzw. aufeinander aufbauend vornimmt. Hierbei sollen in Anlehnung an RP Gießen (1994) und ANONYMUS (1996) die nachfolgenden Definitionen zugrunde gelegt werden:

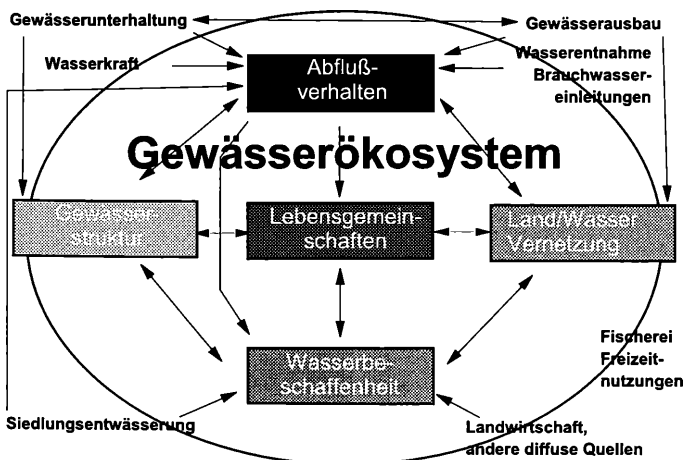


Abbildung 1

Bestandteile eines Fließgewässerökosystems, ihre wechselseitigen Wirkungsbeziehungen und anthropogene Einflüsse.

Leitbild: Das Leitbild beschreibt den potentiell natürlichen, anthropogen unbeeinflussten Zustand eines Gewässers anhand des Kenntnisstandes über die natürlichen Funktionen des Ökosystems. Es ist das aus rein fachlicher Sicht maximal mögliche Sanierungsziel, wenn es keine sozio-ökonomischen Beschränkungen gäbe. Kosten-Nutzen-Betrachtungen fließen in die Ableitung des Leitbildes nicht ein.

Ist-Zustand: Der Ist-Zustand ist der nach einem definierten Bewertungsverfahren beschriebene aktuelle Zustand des Ökosystems Gewässer. Aus der Differenz des Ist-Zustandes vom Entwicklungsziel ergibt sich der aktuelle Sanierungsbedarf.

Entwicklungsziel: Das Entwicklungsziel (= Sanierungsziel) definiert den unter den gegebenen sozio-ökonomischen und gesellschaftlichen Randbedingungen realisierbaren Zustand eines Gewässers und seines Einzugsgebietes, der dem Leitbild möglichst nahe kommt. Bei der Festlegung des Sanierungszieles müssen die Interessen der verantwortlichen Träger und Nutzer sowie Kosten-Nutzen-Betrachtungen einbezogen werden.

Da die in Abb. 1 dargestellten anthropogenen Einflussfaktoren unterschiedliche zeitliche und räumliche Wirkungen haben, ist es bei der Beurteilung von Maßnahmen des Gewässerschutzes erforderlich,

die jeweils spezifischen zeitlichen und räumlichen Skalen zu beachten (Abb. 2). Von wesentlicher Bedeutung ist, dass bedeutende Problemfelder des Gewässerschutzes nur einzugsgebietsbezogen zielgerichtet zu lösen sind. "Ökologische Gewässerbewirtschaftung" und "Einzugsgebietsmanagement" sind daher in ihrem räumlichen Bezug weitgehend deckungsgleich.

Die weitere Konkretisierung erfordert eine systematische Vorgehensweise, die in den Grundzügen vorhanden und erprobt ist (MAUCH 1990, RP Gießen 1994, WBW 1994, BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1995, 1996, KREJCI & GUJER 1995, Ministerium für Umwelt und Forsten 1995). Die erforderlichen Schritte sind:

- die **ökologische Bewertung** der aktuellen Gewässersituation (Ist-Zustand);
- die **Quantifizierung von ökologischen Defiziten**, die den Ist-Zustand vom Entwicklungsziel trennen;
- die Bestimmung und **Quantifizierung der Belastungsfaktoren**, die die ökologischen Defizite verursachen;
- die Ermittlung und Quantifizierung von **Sanierungspotentialen** (als theoretisch mögliche Maßnahmen zur Verbesserung des Ist-Zustandes);

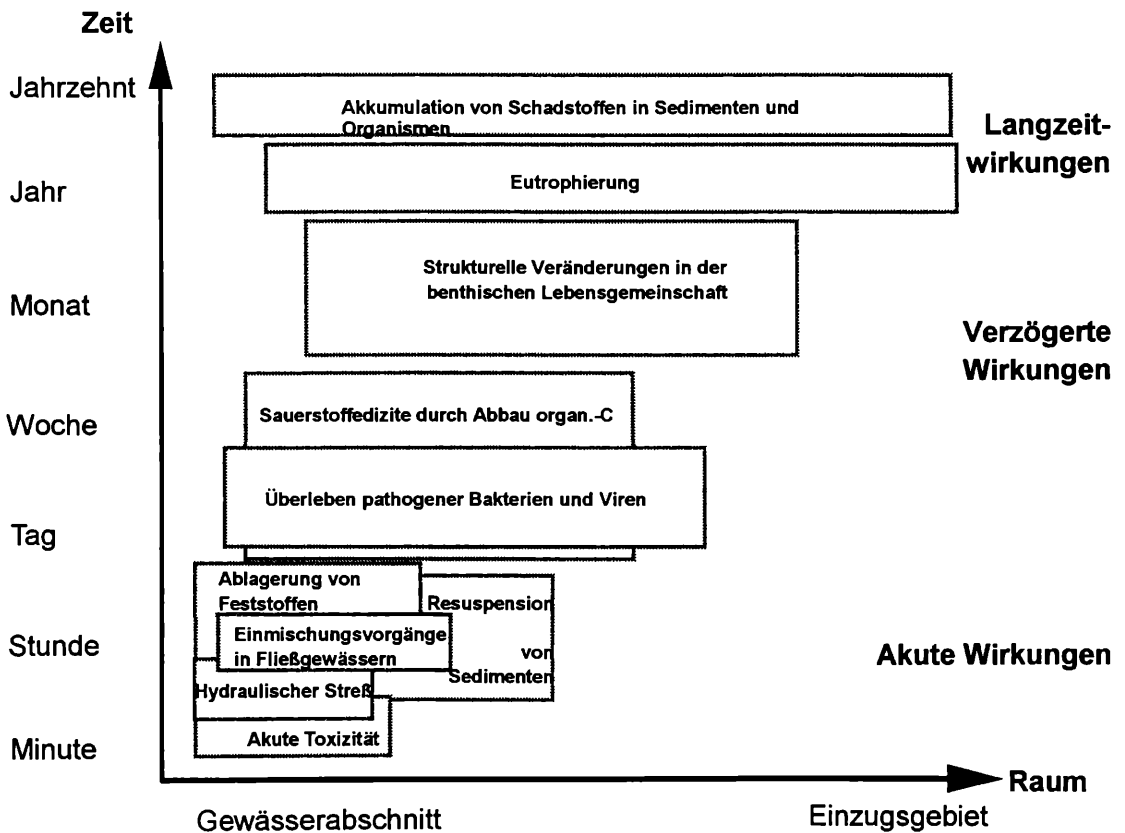


Abbildung 2

Beziehungen zwischen der zeitlichen und räumlichen Wirkung von stofflichen Belastungen in Fließgewässern durch Abwassereinleitungen aus Kanalisationen und Kläranlagen (nach LIJKLEMA et al. 1992; verändert und ergänzt).

Kosten-Nutzen-Bilanzierungen, die in methodisch nachvollziehbarer Weise sowohl die Kosten als auch die ökologische Wirkung einzelner Maßnahmen beschreiben.

Im Detail besteht dabei noch Forschungs- und Entwicklungsbedarf mit dem Ziel, eine noch allgemein gültigere Systematik zur Ermittlung von Leitbildern, ökologischen Defiziten, Belastungen, Ursache-Wirkungs-Beziehungen und Bewertungsmaßstäben zu entwickeln.

3.2 Ökologische Bewertungsverfahren

Bei der Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes muss der Ist-Zustand bewertet werden. Geeignete Indikatoren (Parameter) sollten folgende Merkmale aufweisen:

- Leicht und mit vertretbarem Aufwand messbar, erfassbar und beschreibbar sein und sich einfach ausdrücken lassen;
in Beziehung zum vorhandenen Umweltmonitoring stehen und nachvollziehbar sein;
Rückschlüsse auf die Ursachen ermöglichen;
d.h. Ursache-Wirkungs-Beziehungen müssen bekannt sein;

in ihrer Veränderlichkeit prognostizierbar sein, vorzugsweise mit quantitativen Angaben; bezüglich der gewünschten Aussage robust sein; d.h. geringe Änderungen der Parameter dürfen nicht zu grundlegend anderen Schlussfolgerungen führen.

In dem komplexen Wirkungsgefüge eines Gewässer-Ökosystems und bei ökosystembezogenen Bewertungen nehmen die Lebensgemeinschaften eine Schlüsselstellung ein. Da ihre Zusammensetzung als Resultat natürlicher und anthropogener Einflüsse aufzufassen ist, sind "ökologische" Indikatoren und Parameter für Einflussfaktoren natürlichen und anthropogenen Ursprungs voneinander zu trennen. Nur so können ökologische Defizite nachvollziehbar benannt und Belastungen als Ansatzpunkte für Sanierungsmaßnahmen, für die letztlich auch finanzielle Mittel erforderlich werden, quantifiziert werden.

Grundsätzlich stehen zahlreiche Kriterien für die nutzungsbezogene und ökologisch orientierte Bewertung von Fließgewässern zu Verfügung (Tab. 4). Die heutzutage geltenden einheitlichen Qualitätsziele für die Beschaffenheit von Fließgewässern

Tabelle 4

In der wasserwirtschaftlichen Praxis verbreitete Bewertungskriterien für Nutzungen und den ökologischen Zustand von Fließgewässern.

Nutzungsbezogene Bewertung	
Trinkwasser, Bewässerung	EG-Richtlinien Trinkwasser und Grundwasser 1980
Freizeitnutzung	z.B. EG- Badegewässerrichtlinie 1978
Fischerei	z.B. EG- Richtlinie Fischgewässer 1980
Ökosystembezogene Bewertung von Einzelaspekten	
Biologische Gewässergüte nach Saprobienindex	Seit 1975 bundesweit einheitlich erhoben und alle 5 Jahre als Gewässergütekarte veröffentlicht, differenziert für Bund und Länder; DIN-Verfahren
Morphologie/Gewässerstruktur	Umsetzung: Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland
Chemisch-physikalisch	Kein verbindliches Verfahren, Bewertungsklassen und Qualitätsziele für einzelne Parameter in der Erprobung
Toxikologisch	z.B. Schwermetalle, Pflanzenschutzmittel
Versauerung	Neutralisationsfähigkeit des Gewässers; Säurezustandsklassen
Trophie	Für Seen bundesweit; (oligo- meso-, eu-, polytroph) für Fließgewässer in der Erprobung; Parameter: Chl a, P, Sauerstoff, pH, Algen
Zukünftig: Ökologische Bewertung	
Gewässergüteatlas	Faßt die ökosystembezogenen Einzelaspekte zusammen a) für die Bundesrepublik Deutschland b) für die einzelnen Bundesländer
EU-Wasserrahmenrichtlinie (Entwurf EU-Rat 1998)	Verpflichtet alle Mitgliedsstaaten, Gewässer ökologisch unter Berücksichtigung stofflicher, biozönotischer und ökomorphologischer Aspekte zu bewerten und bis zum Jahr 2010 eine "gute ökologische Qualität" der Gewässer zu erreichen

und zum Schutz der aquatischen Biozönosen erweisen sich bei einer ökologischen Gewässerbewirtschaftung aber nur teilweise als geeignet. Dies liegt vor allem daran, da bei einigen der gegenwärtig diskutierten ökologischen Bewertungsverfahren nicht hinreichend konsequent zwischen der Ursachen-, Wirkungs- und Maßnahmenebene unterschieden wird. Die wissenschaftliche Forschung muss in diesem Bereich noch weitere praktikable Modelle entwickeln. Dies ist insbesondere auch für die Umsetzung der Forderungen in der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU 1998) von Bedeutung.

3.3 Kosten-Nutzen-Betrachtungen

Ökologische Wirksamkeit und Kosten-Nutzen-Effizienz sind zentrale Forderungen des integralen Gewässerschutzes und der nationalen bzw. europäischen Rahmengesetze (Wasserhaushaltsgesetz; EU-Wasserrahmenrichtlinie). Sie sind außerdem ein Erfordernis vor dem Hintergrund der begrenzten Mittel im Gewässerschutz und ihrer Verteilung auf die einzelnen Sektoren der Wasserwirtschaft. Für den gesamtökologischen Zustand vieler Fließgewässer im Bundesgebiet relativiert sich heutzutage beispielsweise die Bedeutung von Abwassereinleitungen, in die Abwassertechnik fließen aber nach wie vor mehr als 70% der in den Gewässerschutz investierten Gesamtmittel von rund 8,99 Mrd. DM (Stand 1997) (BORCHARDT et al. 1997).

Um die zur Verfügung stehenden Mittel in Zukunft zielgerichteter entsprechend ihrem ökologischen Nutzen einsetzen zu können, sind bei der einzugsgebietsbezogenen Gewässersanierung die Belastungssituation, die Maßnahmen und die Kosten getrennt zu ermitteln. Dabei werden, abhängig von den Randbedingungen, unterschiedliche Belastungen dominieren. Je nach Siedlungsstruktur und Landwirtschaft kann dann beispielsweise gar kein Handlungsbedarf bestehen, oder aber Belastungen aus Kanalnetzen, Kläranlagen, diffusen Quellen oder der Gewässerausbau dominieren in unterschiedlichen Anteilen. Für einzelfallbezogene, problemorientierte Schutzstrategien müssen in den Sanierungskonzepten deshalb die Kosten einzelner Maßnahmen ermittelt und in ihrer Bedeutung für die angestrebten Zielgrößen beurteilt werden. Entsprechende Methoden stehen in den Grundzügen zur Verfügung (z.B. LAWA 1994, CHAIX et al. 1995). Sie müssen aber in ihrer Anwendung für ökologische Fragestellungen weiter entwickelt werden und dabei einer Vorgehensweise folgen, die

- ökologische Defizite konsequent von den Belastungen trennt;
- Beziehungen zwischen Ursachen und Wirkungen quantifiziert;
- Wirkungen von Maßnahmen mit Kosten in Beziehung setzt.

Die Ermittlung der ökologischen und ökonomischen Effizienz von Maßnahmen im Gewässerschutz ist dabei eine Fragestellung, für die die bisher

entwickelten Bewertungsverfahren nicht primär vorgesehen sind. Es ist aber für zahlreiche Belastungsfaktoren möglich, deren Bedeutung für die Gewässersituation zu quantifizieren (z.B. Massenbilanzen von Wasserinhaltsstoffen) und die Wirksamkeit von Maßnahmen in Bezug auf ein Entwicklungsziel zu prognostizieren (z.B. Kosten der Siedlungsentwässerung und in der Landwirtschaft) (BORCHARDT et al. 1997). Noch nicht gelöst ist dies für eine Reihe von morphologischen und chemischen Parametern, so dass der Analyse von Ursache-Wirkungs-Beziehungen im Ökosystem und der Prognose der biologischen Regeneration derzeit noch enge Grenzen gesetzt sind.

Auch in Zukunft werden Prognosen über die Veränderung des ökologischen Zustandes sehr schwierig sein, weil Maßnahmen des Gewässerschutzes zur Renaturierung anthropogener Belastungen komplexe Reaktionen hervorrufen (Abb. 1 und 2).

Kosten-Nutzen-Betrachtungen führen zur Formulierung von Prioritäten. Dies bedeutet im Idealfall die Festlegung der Maßnahmen in einer Reihenfolge, in der der ökologische Zustand des Gewässers am wirkungsvollsten und kostengünstigsten verbessert werden kann. Um Prioritäten in der Praxis auch wirksam durchsetzen zu können, sind in Anlehnung an CHAIX & OCHSENBEIN (1995) folgende Kriterien von Bedeutung:

Nachvollziehbarkeit: Die Priorität einer Maßnahme muss nachgewiesen werden können.

Anwendbarkeit: Die Prioritätensetzung sollte nicht im Widerspruch zu gesetzlichen Vorgaben, dem Ist-Zustand der Gewässer oder dem Stand der Gewässerschutztechnik stehen.

Transparenz: Politische Entscheidungen sollten als solche ausgewiesen sein und der fachlichen Prioritätensetzung nachgestellt werden.

Vollständigkeit: Die Liste der prioritären Maßnahmen sollte vollständig sein.

3.4 Umsetzung und Perspektiven

Moderne Sanierungskonzepte für Fließgewässereinzugsgebiete setzen nicht nur auf die administrative Umsetzung von Vorschriften durch formalisierte Verfahren, sondern auch auf die Akzeptanz der Betroffenen und Interessengruppen mit freiwilligen Vereinbarungen und Aktionsprogrammen (DVWK 1996). In einem Gewässereinzugsgebiet können dabei viele Einzelpersonen und Interessen betroffen sein. Diese Akzeptanz herbeizuführen, ist eine wichtige Aufgabe der Aus- und Weiterbildung an den Universitäten, durch technisch-wissenschaftliche Vereinigungen und Akademien sowie vor Ort bei den Handlungsträgern. Wesentlich ist, dass aus den wissenschaftlich begründeten, teilweise komplexen Erkenntnissen leichtverständliche Handlungsanleitungen verfügbar sind, die auf breiter Basis angewendet werden können.

Hieraus ergibt sich das Erfordernis qualifizierter Fachleute mit dem Blick für Zusammenhänge. Die

Tabelle 5

Hemmnisse bei der integralen und ökologisch orientierten Gewässerbewirtschaftung (nach LIJKLEMA et al. 1992 und BORCHARDT 1996).

1.	Der Aufwand für eine problemorientierte Erfassung des Gewässerzustandes und der Belastungen erscheint zu hoch.
2.	Einige Indikatoren für den Gewässerzustand sind aufgrund von Änderungen der Belastungen für gegenwärtige Entscheidungen nicht mehr von Bedeutung. Es gibt Widerstände, sich auf neue Bewertungsgrundlagen einzulassen.
3.	Standards und Gesetze, die auf das zu betrachtende Gewässer nicht anwendbar sind, und unkoordinierte Änderungen von Regeln und Vorschriften können dazu führen, dass Projekte in die falsche Richtung gesteuert werden und unnötige Ausgaben entstehen.
4.	Bei verlängerten Planungszeiträumen verändern sich Planungsgrundlagen. Ständiges Hinterfragen von Lösungen kann dazu führen, dass rechtzeitiges Handeln unterbleibt.
5.	Die Befürchtung, dass eine spätere Erfolgskontrolle zeigt, dass die Ziele nicht oder nur unvollständig erreicht wurden, kann ein großes Hemmnis bei der Motivation der Projektbeteiligten sein.
6.	Integrale Lösungen werden durch sektorielle Gesetze behindert.
7.	Eine mit strafrechtlichen Konsequenzen erzwungene Anwendung nicht angemessener Emissionstandards führt zu unökonomischem Ressourcenverbrauch.
8.	Das Vertrauen in vorhandene Werte kann dazu führen, dass Probleme nicht richtig analysiert werden.
9.	Unkoordinierte Anstrengungen, die Umwelt zu verbessern, können dazu führen, dass große Anstrengungen Randproblemen gewidmet werden, während wesentliche Einflüsse vernachlässigt werden. (Beispiel: Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft dominieren, aber die N-Elimination in Kläranlagen wird kostenintensiv durchgesetzt und anhand von Stichproben anstatt Jahresmittelwerten überwacht)
10.	Öffentlich bekannte Werte mit großen Bandbreiten können leicht missbraucht werden. Aus seltenen Extremwerten wird politisches Kapital geschlagen.
11.	Politisch gesetzte Prioritäten haben größeres Gewicht als fachliche Gesichtspunkte.
12.	Die Beteiligten in den jeweiligen Stufen der Planung und Umsetzung haben unterschiedliche Interessen.
13.	Auf einer Ebene erkannte Probleme erreichen nicht die Entscheidungsträger.
14.	Die für die Gewässerüberwachung zuständigen Stellen sind unzureichend besetzt und ausgestattet. Als Folge sind die Grundlagen und Verfahrensabläufe dem Problem nicht angemessen.
15.	Die an der Planung und Umsetzung Beteiligten haben sich mit dem integralen Ansatz nicht befasst.

ökologische Wasserwirtschaft ist derzeit aber bisher weder in der universitären Ausbildung noch in der Umweltverwaltung hinreichend vertreten. In der Aus- und Fortbildung besteht deshalb Handlungsbedarf, um die vorhandenen Hemmnisse aufgrund der traditionellen Arbeitsweisen bei der interdisziplinären Zusammenarbeit abzubauen.

Neben den vorstehend beschriebenen Einschränkungen können einer integralen und ökologisch orientierten Gewässerbewirtschaftung weitere Hindernisse entgegen stehen (Tab. 5). Diese sind nicht als unüberwindbare Barriere zu verstehen, sondern als konkrete Anhaltspunkte, die überwindbar sind.

4. Zusammenfassung

1. Der heutige Zustand der Fließgewässer in den Kulturlandschaften Mitteleuropas ist das Ergebnis eines lange andauernden Prozesses schrittweiser Eingriffe und Umgestaltungen durch den Menschen. Viele Fließgewässer sind mittlerweile aufgrund des in den vergangenen 40 Jah-

ren erfolgten flächendeckenden Ausbaus der Siedlungsentwässerung abwassertechnisch weitgehend saniert. Die Prioritäten und Zielsetzungen im Gewässerschutz müssen daher neu festgesetzt werden.

2. Viele kleinere Fließgewässer weisen auch heute noch gravierende ökologische Defizite auf, die neben der unmittelbaren anthropogenen Belastungen durch Beeinträchtigungen von Gewäserverbett, Ufer, Aue und im Einzugsgebiet gekennzeichnet sind.
3. Die "gute ökologische Qualität" von Oberflächen- und Grundwasser wird zukünftig gesetzlich festgeschriebenes Ziel wasserwirtschaftlichen Handelns und entsprechender Sanierungskonzepte. Daraus entsteht zum einen die Aufgabe, die natürlichen Wasservorräte für den Menschen langfristig nutzbar zu erhalten und sie zum anderen aber auch in ihrer Funktion und Bedeutung für die Ökosysteme zu sichern.
4. Die ökologisch begründete Gewässersanierung erfordert den "integralen Gewässerschutz". Die-

ser berücksichtigt alle Kompartimente des Fließgewässer-Ökosystems in seinem Einzugsgebiet sowie die wichtigsten Einflüsse durch menschliche Nutzung (Landnutzung, Siedlungen, Kanalisation und Kläranlagen).

5. Sanierungskonzepte müssen in einer ganzheitlichen Betrachtung den ökologischen Defiziten und Belastungsfaktoren Rechnung tragen, dass in Planung und Umsetzung problemspezifische Maßnahmen ergriffen werden können. Sie sind für kleinere Flusseinzugsgebiete sehr viel effizienter aufzustellen und umzusetzen, als für große Flusslandschaften.
6. Zur Festlegung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes muss der Ist-Zustand bewertet werden.
7. Ökologische Wirksamkeit und Kosten-Nutzen-Effizienz sind zentrale Forderungen des integralen Gewässerschutzes. Die gesetzlichen Rahmenbedingungen für die Durchsetzung des integralen Gewässerschutzes sind gegeben (Wasserhaushaltsgesetz; EU- Wasserrahmenrichtlinie).
8. Um Prioritäten wirksam durchsetzen zu können, sind folgende Kriterien zu berücksichtigen:
 - Nachvollziehbarkeit;
 - Anwendbarkeit: Die Prioritätensetzung sollte nicht im Widerspruch zu gesetzlichen Vorgaben, dem Ist-Zustand der Gewässer oder dem Stand der Gewässerschutztechnik stehen;
 - Transparenz: Politische Entscheidungen sollten als solche ausgewiesen sein und der fachlichen Prioritätensetzung nachgestellt werden;
 - Vollständigkeit: Die Liste der prioritären Maßnahmen sollte vollständig sein.
9. Der integrale Ansatz ist stärker zielgerichtet und ressourceneffizienter, als die bisherige sektorielles Vorgehensweise.

5. Literatur

ANONYMUS (1996):

Zur aktuellen Leitbilddiskussion. DVWK Nachrichten 148: 53-54.

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1995):

Neue Wege in der Gewässerpflege. Informationsberichte des BayLfW. 4/95, München.

— (1996):

Modellhafte Erarbeitung ökologisch begründeter Sanierungskonzepte - Fallbeispiel Vils/Opf.- Schriftenreihe des BayLfW, H. 26, 167 S.

BINOT, M.; R. BLESS, P. BOYE, H. GRUTTKE & P. PRETSCHER (1998):

Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz. Heft 55. Bonn.

BMU (1993):

Folgeprozess zur UN-Konferenz für Umwelt und Entwicklung. Referat Öffentlichkeitsarbeit des Bundesminis-

teriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn.

BORCHARDT, D. (1996):

Kasseler Thesen zum Thema "Integraler (ganzheitlicher) Gewässerschutz in kleinen Flußeinzugsgebieten".- Wasserwirtschaft 86 (5): 264-265.

BORCHARDT, D. & G. MEHLHART (1995):

Sanierung der Abwasserbelastung eines Fließgewässers am Beispiel der Lahn II: Kläranlagen.- Gwf Wasser Abwasser 136 (12): 595-600.

BORCHARDT, D.; I. SCHLEITER & T. SCHMIDT (1997):

Grundlagen für einen optimierten Mitteleinsatz bei der Sanierung von Fließgewässern. Strategiepapier im Auftrag des HMUEJFG, 28 S., Kassel.

BREHM, J. & M. P. D. MEIJERING (1982):

Fließgewässerkunde- Einführung in die Limnologie der Quellen, Bäche und Flüsse. Quelle & Meyer. Heidelberg

BRUNDTLAND, G. H. et al. (1987):

Our Common Future. Report of the World Commission on Environment and Development. Oxford University Press.

CHAIX, O. & U. OCHSENBEIN (1995):

Prioritäten für technisch-bauliche Gewässerschutzmaßnahmen.- Gas-Wasser-Abwasser 9: 13-21.

EU (1997):

Commission proposal for a council directive establishing a framework for european community water policy. Consultation draft (4/12/96), 70 pp.

DVWK (1996):

Fluß und Landschaft - Ökologische Entwicklungskonzepte. DVWK Merkblatt 240, 285 S.

ELLENBERG, H. (1982):

Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart. 989 S.

FISHER, S. G. & G. E. LIKENS (1973):

Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism.- Environmental Management 10: 199-214.

FRISSEL, C. A.; W. A. LISS, C. E. WARREN & M. D. HURLEY (1986):

A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in the watershed context.- Environmental Management 10 (2): 199-214.

HMUEJFG (Hrsg.) (1998):

Hessischer Gewässergütebericht 1997. Wiesbaden.

ILLIES, J. & L. BOTOSANEANU (1963):

Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout de point de vue faunistique.- Mitt. Int. Verein. Limnol. 12: 1-7.

KAULE, G. (1991):

Arten und Biotopschutz. UTB, Stuttgart.

KREJCI, V. & W. GUJER (1995):

EAWAG-Projekt Integrierte Siedlungsentwässerung Fehraltorf: Hinweise für eine wirtschaftliche Bearbeitung des GEP. gwa 75 (6): 485-490.

- LAWA (1994):
Leitlinien zur Durchführung von Kostenvergleichsrechnungen. Eigenverlag. Stuttgart.
- (1996):
Lebensraum Gewässer - Nachhaltiger Gewässerschutz im 21. Jahrhundert. Internationales Symposium, Heidelberg.
- LIJKLEMA, L.; M. TYSON & A. LESOUF (1992):
Interactions between sewers, treatment plants and receiving waters in urban areas: a summary of the Interurba '92 workshop conclusions.- *Wat. Sci. Tech.* 27 (12): 1-29.
- LIJKLEMA, L.; ROIJACKERS, R. M. M. & J. G. M. CUPPEN (1992):
Biological assessment of effects of combined sewer overflows and storm water discharges.- In: Ellis, J. B. (ed.): *Urban discharges and receiving water quality impacts.* Pergamon Press.
- LONDONG, J. & F. SPERLING (1997):
Bedeutung der Abwasserreinigung für den Gewässerschutz. *ATV- Schriftenreihe Abwasser- und Abfallwirtschaft* 6: 355-374.
- MAUCH, E., (1990):
Ein Verfahren zur gesamtökologischen Bewertung von Fließgewässern. *Wasser und Boden* 91 (11): 763-767.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT UND FORSTEN (Hrsg.) (1995):
Aktion Blau. Gewässerentwicklung in Rheinland-Pfalz. Mainz.
- MÜLLER, K. (1982):
The colonisation cycle of freshwater insects.- *Oecologia* 52: 202-207.
- NAIMAN, R. J. & H. DECÁMPS (Eds.) (1990):
The ecology and management of aquatic terrestrial ecotones. *Man and the biosphere series no. 4*, UNESCO, Paris.
- NEWBOLD, J. D.; P. J. MULHOLLAND, J. W. ELLWOOD & R. V. ONEILL (1982):
The organic carbon spiralling in stream ecosystems.- *Oikos* 38: 266-272.
- ORGHIDAN, T. (1959):
Ein neuer Lebensraum des unterirdischen Wassers: der hyporheische Biotop.- *Archiv für Hydrobiologie* 55: 392-414.
- PICKETT, S. T. A. & P. S. WHITE (Eds) (198???):
The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press. Orlando.
- REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (Hrsg.) (1994):
Die Lahn - ein Fließgewässerökosystem. Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes am Beispiel der Lahn. Eigenverlag Gießen.
- REICE, R. (1985):
Experimental disturbance and the maintenance of species diversity.- *Oecologia* 67: 90-97.
- SCHWOERBEL, J. (1961):
Über die Lebensbedingungen und die Besiedlung des hyporheischen Lebensraumes.- *Archiv für Hydrobiologie, Supplementband* 25: 182-214.
- STANFORD, J. A., F. R. HAUER & J. V. WARD (1988):
Serial discontinuity of large river systems.- *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23: 1114-1118.
- STATZNER, B. & B. HIGLER (1986):
Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns.- *Freshwater Biology* 16: 127-139.
- STATZNER, B.; J. A. GORE & V. H. RESH (1988):
Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications.- *J. N. Am. Benthol. Soc.* 7: 307-360.
- TOWNSEND, C. R. (1989):
The patch dynamics concept of stream community ecology.- *J. N. Am. Benthol. Soc.* 8: 36-50.
- TOWNSEND, C. R. & A. G. HILDREW (1984):
Longitudinal pattern in detritivore communities of acid streams: a consideration of alternative hypotheses. - *Verh. Int. Verein. Limnol.* 22: 1953-1958.
- UMWELTBUNDESAMT (1996):
Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele im Gewässerschutz. *Texte* 63, 64 S.
- VANNOTE, R. L.; G. W. MINSHALL, K. W. CUMMINS, J. R. SEDELL & C. E. CUSHING (1980):
The river continuum concept.- *Can. J. Fish. Aquatic Sciences* 37: 130-137.
- WARD, J. V (1989):
The four-dimensional nature of lotic ecosystems.- *J. North. Am. Benthol. Soc.* 8 (1): 2-8.
- WBW-GEMEINNÜTZIGE FORTBILDUNGSGESELLSCHAFT FÜR DIE GEWÄSSERPFLEGE mbH (Hrsg.) (1994):
Gewässernachbarschaft in Baden Württemberg. Heidelberg.
- WHG (1996):
Bekanntmachung der Neufassung des Wasserhaushaltsgesetzes. *Bundesgesetzblatt I Nr.* 58: 1695-1711.
- WISSENSCHAFTSRAT ZUR UMWELTFORSCHUNG IN DEUTSCHLAND (1994):
Stellungnahme zur Umweltforschung in Deutschland. Geschäftsstelle des Wissenschaftsrates, Köln.
- WOLF, P. (1995):
Gewässergütemirtschaft im Wandel - Folgerungen für den Gewässerschutz. *Wasser-Kalender* 1996: 28-43. Erich Schmidt Verlag.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Dietrich Borchardt
Universität GH Kassel
Fachgruppe Siedlungswasserwirtschaft
Kurt-Wolten-Str. 3
D-34125 Kassel

Anhang

Wissenschaftliche Lebensläufe der Autoren



Dietrich BORCHARDT

Jahrgang 1960, Oberingenieur. **Studium** der Biologie an der "Georg-August-Universität" in Göttingen 1979-1982; Universität Hamburg ab 1982; *Diplom* im Hauptfach Hydrobiologie und Fischereiwissenschaft sowie den Nebenfächern Zoologie u. Angewandte Botanik. **Promotion** bei der Fakultät für Bio- u. Geowissenschaften der Universität Karlsruhe. **Berufliche Tätigkeiten:** Wiss. Angestellter an der Bundesanstalt für Gewässerkunde 1986-1987; Wiss. Angestellter an der Universität Gh Kassel 1988; Oberingenieur an der Universität Gh Kassel seit 1994; Schwerpunkte der Lehre: "Limnologie für Ingenieure"; "Gewässergütewirtschaft"; "Ausgewählte Kapitel der Abwassertechnik und Gewässergütewirtschaft". **Forschungsaufenthalte im Ausland:** EAWAG (CH) 1998. **Mitgliedschaften:** SIL; DGL; NABS; IAWQ; DVWK; BWK. **Gutachtertätigkeit:** Hydrobiologia, Archiv für Hydrobiologie, Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie, Freshwater Biology; Volkswagenstiftung und Deutsche Bundesstiftung Umwelt. **Wichtigste Veröffentlichungen:** Borchardt, D. & B. Statzner (1990): Ecological impact of urban stormwater runoff studied in experimental flumes: population loss by drift and availability of refugial space. *Aquatic Sciences* 52 (4). / Borchardt, D. (1993): Effects of flow and

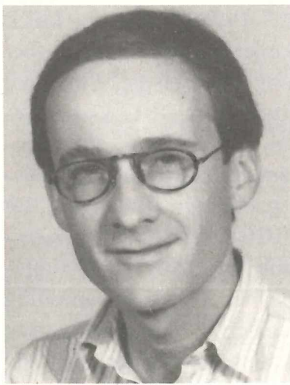
refugia on the drift loss of benthic macroinvertebrates: implications for lowland stream restoration. *Freshwater Biology* 29 (2). / Statzner, B. & D. Borchardt (1994): Longitudinal patterns and processes along streams: modelling ecological responses to physical gradients. - in: Giller, P.S., A.G. Hildrew, D. Raffaelli (eds.): *Aquatic ecology: scale, pattern and process*. Blackwell Scientific Publications Oxford. / Borchardt, D. & J. Fischer (1999): Three dimensional patterns and processes in the River Lahn (Germany): Variability of abiotic and biotic conditions. *Verh.Intern.Verein.Theor.u.Angew.Limnol.* (in press). / Schleiter, I., D. Borchardt, R. Wagner, T. Dapper, K.D. Schmidt, H.H. Schmidt & H. Werner (1999): Modelling water quality, bioindication and population dynamics in lotic ecosystems using neural networks. *Ecological modelling* (in press). **Leitung von Forschungsprojekten:** Erarbeitung eines Leitfadens für das Erkennen kritischer Fälle der Gewässerbelastung durch Abwässereinleitungen in Fließgewässern (1994-1995), Förderung: Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie und Bundesangelegenheiten; Ökologische Gefährdungs-Wirkungs-Prognosen mit künstlichen Neuronalen Netzen I (1995-1999) Förderung: DFG; Immissionsorientierte Sanierung niederschlagsbedingter Gewässerbelastung am Beispiel der Stadt Limburg (1995-1998), Förderung: DBU; Ökosystemare Zusammenhänge im Hyporhithral anthropogen belasteter Fließgewässer; (1996-2001), Förderung: DFG; Niederschlagsbedingte Belastung der Gewässer (Phase III): Bilanzierung des niederschlagsbedingten Stoffaustrages aus Kanalisationen als Teil der ökologischen Gewässersanierung (1996-1998), Förderung: BMBF, Anforderungen an Niederschlagswassereinleitungen unter Berücksichtigung örtlicher Verhältnisse (1997-1999), Förderung: MURL und BWK; Modellprojekt ökologische Gewässerbewirtschaftung am Beispiel der Seefelder Aach (1998-2000), Förderung: Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden Württemberg, Optimierung des Mitteleinsatzes im Gewässerschutz (1998-2000), Förderung: LAWA/ DVWK.



Sebastian DIEHL

Jahrgang 1959, seit 1996 Professor für Aquatische Ökologie. **Studium:** Biologie und Limnologie in Konstanz, Göttingen u. Lund (Schweden). **Promotion:** 1994, Universität Umea (Schweden). **Arbeitsgebiete:** Populationsdynamik von Plankton- und Fließwasserorganismen. *Schwerpunkte der Lehre:* Allg. Ökologie, Limnologie, Planktologie, Fließgewässerökologie, Populationsdynamik. **Forschungsaufenthalte an Universitäten im Ausland:** Lund, Umea, Santa Barbara (Kalifornien). *Gutachtertä-*

tigkeit: u.a. American Naturalist, Ecology, Limnology and Oceanography, Oecologia, Oikos, DFG, Volkswagen-Stiftung. **Wichtigste Veröffentlichungen:** Diehl, S. 1992: Fish predation and benthic community structure: the role of omnivory and habitat complexity. Ecology. / Persson, Diehl, Johansson, Andersson & Hamrin 1992: Trophic interactions in temperate lake ecosystems: a test of food chain theory. American Naturalist. / Diehl & Eklöv 1995: Effects of piscivore-mediated habitat use on resources, diet, and growth of benthivorous perch (*Perca fluviatilis*). Ecology. / Nisbet, Diehl, Cooper, Wilson, Donalson & Kratz 1997: Primary productivity gradients and short-term population dynamics in open systems. Ecological Monographs. / Jenkins, Diehl, Cooper & Kratz 1999: Effects of intraspecific density of individual growth of brown trout in streams. Ecology. **Forschungsprojekte:** Trophic interactions in littoral lake communities; Swedish Council for Forestry and Agricultural Research, 1990-92.- Effects of consumers on spatial heterogeneity in their resources in streams; US National Science Foundation 1994-97.- Populationsdynamik offener Systeme im Ungleichgewicht; Dt. Forschungsgemeinschaft, 1998-2000.



Andreas FRUTIGER

Jahrgang 1955, Naturwissenschaftlicher Adjunkt, EAWAG, Abt. Limnologie, Dübendorf. **Studium:** Biologie an der ETH, Zürich. **Promotion:** 1983, ETH Zürich. **Arbeitsgebiete:** Populationsökologie

von Fließwasser-Makroinvertebraten. *Schwerpunkte in der Lehre:* Biologie und Ökologie von Fließgewässern. *Forschungsaufenthalt an Universitäten im Ausland:* University of Canterbury, Christchurch, New Zealand. **Wichtigste Veröffentlichungen:** The production quotient PQ: A new approach for quality determination of slightly to moderately polluted running waters, Archiv für Hydrobiologie 1985. / Investigations of the life-history of the stonefly *Dinocras cephalotes* Curt. (Plecoptera: Perlidae), Aquatic Insects, 1987. / Limitations of FST hemispheres in lotic benthos research, Freshwater Biology, 1993. / Embryogenesis of *Dinocras cephalotes*, *Perla grandis* and *P. marginata* (Plecoptera: Perlidae) in different temperature regimes. Freshwater Biology, 1996. / Walking on suckers - new insights into the locomotory behavior of larval net-winged midges (Diptera: Blephariceridae). Journal of the North American Benthological Society, 1998. *Mitgliedschaften:* SGHL, DGL, SIL, FBA, NABS.



Detlev INGENDAHL

Jahrgang 1964, **Studium:** Biologie (Zoologie, Genetik und Biochemie) an den Universitäten Köln und Clermont-Ferrand. **Promotion** eingereicht an der Universität Köln (Frühjahr 1999). **Arbeitsgebiete:** Fischökologie, Reproduktionserfolg von Salmoniden im Interstitial, telemetrische Untersuchungen an Lachsen und Meerforellen, Smoltabwande-

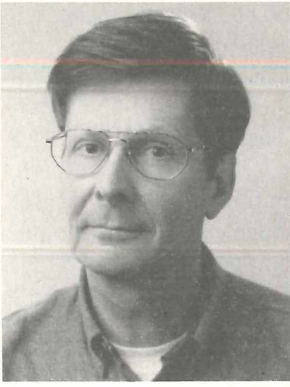
rung an Wasserkraftwerken. **Forschungsaufenthalte im Ausland:** Diplomarbeit über Lachswanderung in den franz. Pyrenäen in Toulouse. **Veröffentlichungen:** Ingendahl, D., A. Marty, M. Larinier, D. Neumann (1995): Die Charakterisierung von Laichplätzen des Atlantischen Lachses und der Meerforelle in einem Fluss der französischen Pyrenäen. *Limnologica* 25. / Ingendahl, D. & G. Marmulla (1996): Erfolg durch Radiotelemetrie: Mit Sender markierte Meerforelle (*Salmo trutta trutta* L.) beim Laichgeschäft beobachtet. *Fischökologie* 9. / Ingendahl, D. & D. Neumann (1996): Possibilities for successful reproduction of reintroduced salmon in tributaries of the River Rhine. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 113, *Large Rivers* 10. / Ingendahl, D., J. Bach, F. Travade, M. Larinier (1996): The use of telemetry in studying downstream migration of Atlantic salmon smolts at a hydroelectric power plant in South-West France.- In: Underwater telemetry (Baras, E. & T.C. Philippart, eds.), *Proceedings of the First Conference on Fish Telemetry in Europe*, Liege (Belgium), 4-6 April 1995.



Klaus JORDE

Jahrgang 1959, Wissensch. Mitarbeiter am Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart seit 1987. **Studium:** Bauingenieurwesen an den Univ. Stuttgart und Calgary/Kanada. **Promotion:** 1996, Univ. Stuttgart: Ökologisch begründete dynamische Mindestwasserregelungen bei Ausleitungskraftwerken. **Arbeitsgebiete:** Wasserbau generell mit Schwerpunkt Wasserkraftanlagen einschließlich ihrer Interaktion mit den betroffenen Gewässersystemen. **Schwerpunkte in der Lehre:** Wasserkraftanlagen, Wehre, Talsperren, Flussbau, UVP im Wasserbau, Ökohydraulik und Habitatmodellierung, Energiewirtschaft. **Forschungsaufenthalte an Universitäten im Ausland:** St. Petersburg, Russland. **Wichtigste Veröffentlichungen:** Giesecke, J. & K. Jorde

(1998): Simulation and Assessment of Hydraulic Habitat in Rivers. *Proc. "Modelling, Testing and Monitoring for Hydro Powerplants III"*, *Int. J. on Hydropower & Dams.* / Giesecke, J. & E. Mosonyi (1998): Wasserkraftanlagen, 2. Auflage, Kap. 19 "Wasserkraft und Umwelt" und 20 "Mindestwasser und Gewässerstruktur", Springer. / Jorde, K. & C. Bratrich (1998): Influence of River Bed Morphology and Flow Regulations in Diverted Streams on Bottom Shear Stress Pattern and Hydraulic Habitat. In: Bretschko G. & J. Heleic (Eds.), *Advances in River Bottom Ecology IV*, Backhuys. / Jorde, K. & M. Schneider (1998): Einsatz des Simulationsmodells PHABSIM zur Festlegung von Mindestwasserregelungen, *Wasser + Boden* 50, Heft 4. / Jorde, K. (1997): Ökologisch begründete, dynamische Mindestwasserregelungen bei Ausleitungskraftwerken, *Mitt. Inst. für Wasserbau*, Heft 90, Univ. Stuttgart. **Forschungsprojekte:** Simulationsmodell zur Beurteilung ökologischer Auswirkungen von Mindestwasserregelungen, Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU), 1994-1997. Erweiterung eines hydraulisch-morphologischen Simulationsmodells zur Habitatprognose in Fließgewässern, DBU, seit 1997. Ökostrom, Pilotprojekt zur ökologischen Zertifizierung von Wasserkraftanlagen, EA-WAG, seit 1997. **Mitgliedschaften:** International Aquatic Modeling Group IAMG, International Association for Hydraulic Research IAHR, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau DVWK.



Armin KURECK

Jahrgang 1940, **Studium** der Biologie in Gießen. Dazwischen Arbeiten an der Vogelwarte Helgoland, der Forschungsstelle Norderney, der Limnologischen Flussstation Schlitz, dem Kerckhoff-Institut Bad Nauheim und dem Physiologischen Institut der Universität Straßburg. Teilnehmer der Spitzbergen-Expedition der Universität Lund. Von 1965 bis 1968 an der Ökologischen Station Messaure/Schweden. **Diplomarbeit** über Grundwasserkrebse. **Promotion**



Elisabeth I. MEYER

Jahrgang 1953, seit November 1994 Universitätsprofessorin für Limnologie an der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster. Vizepräsidentin der Deutschen Gesellschaft für Limnologie e.V., 1996. **Studium** der Biologie (Limnologie, Zoologie, Mikrobiologie, Bodenkunde) an der Universität Freiburg/Br. **Promotion:** 1984 Universität Freiburg/Br. **Habilitation:** 1993 ETH Zürich, *venia legendi* für das Fachgebiet Aquatische Biologie und Ökologie. **Arbeitsgebiete:** Fließgewässerökologie (Strukturen, Prozesse, funktionelle Beziehungen, Einfluss von Störungen), Biologie und Ökologie des Makrozoobenthos. **Schwerpunkte in der Lehre:** Vorlesungen Einführung in die Limnologie, Fließgewässerö-

über die Tagesperiodik lappländischer Simuliiden (Gießen 1968). 1969 am MPI für Verhaltensphysiologie. Seit 1970 am Zoologischen Institut der Universität Köln. Akademischer Oberrat mit "Kustos"-Funktion. **Zoologische Arbeitsgebiete:** Tagesperiodik von Amphipoden, Simuliiden, Chironomiden u.a., Einfluss von periodisch wechselnden Temperaturen auf Wachstum und Entwicklung von Insekten, Makrozoobenthos des Rheins. **Lehre:** Zoologische Übungen für Anfänger und Fortgeschrittene, ökologische Übungen, meeresbiologische, limnologische, faunistische und ornithologische Exkursionen. Betreuung von Diplom- und Staatsexamensarbeiten. **Veröffentlichungen:** Light sensitivity in the amphipode *Niphargus aquilex schellenbergi* Karaman. - *Experientia* 20 (1964). / Schlüpfrythmus von *Diamesa arctica* (Diptera: Chironomidae) auf Spitzbergen. - *Oikos* 17 (1964). / Tagesrhythmen lappländischer Simuliiden (Diptera). - *Oecologia* 2 (1969). / Two circadian eclosion times in *Chironomus thummi* (Diptera), alternately selected with different temperatures. - *Oecologia* 40 (1979). / Neue Tiere im Rhein. Die Wiederbesiedlung des Stroms und die Ausbreitung der Neozoen. - *Naturwissenschaften* 79 (1992).

kologie und Limnische Tiergeographie, Bestimmungsübungen und Gewässerökologisches Praktikum, limnologische Exkursionen, Seminar über aktuelle Themen der Limnologie. **Wichtigste Veröffentlichungen:** Eisenmann, H., P. Burgherr & E.I. Meyer: Spatial and temporal differences of an epilithic streambed community in relation to the habitat template. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, in press. / Matthaei, C.D., U. Uehlinger, E.I. Meyer & A. Frutiger (1996): Recolonization of benthic invertebrates after experimental disturbance in a Swiss prealpine river. - *Freshwater Biology* 35. / Meyer, E. (1985): Der Entwicklungszyklus von *Hydrodroma despiciens* (O.F. MÜLLER 1776) (Acari: Hydrodromidae). - *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 66. / Meyer, E. (1991): Pattern of invertebrate community structure, abundance and standing crop in a Black Forest stream: results of a 3-year study. - *Verh. Inter. Verein. Limnol.* 24. / Meyer, E.I., E.T. Schellenberg & R. Zah: Discontinuities in stream systems induced by low flow and drought. - *Verh. Inter. Verein. Limnol.* 27, in press. **Forschungsaufenthalte an Universitäten im Ausland:** Costa Rica. **Gutachtertätigkeiten:** DFG, DAAD, Hong Kong Research Grants Council, Fonds zur Förderung des wiss. Nachwuchses Österreichs, diverse Stiftungen, limnol. Journals. **Mitgliedschaften:** SIL, ASLO, NABS, DGL, SGHL. **Leitung von Forschungsprojekten:** "Fließgewässersedimente", DFG seit 1996.



Dietrich NEUMANN

Jahrgang 1931, emeritierter Univ.-Prof. (seit 1997) am Zoologischen Institut der Universität zu Köln. **Promotion:** Göttingen 1958. **Habilitation:** Würzburg 1964. **Berufung** an die Univ. zu Köln 1967 für das Fach Zoologie, insbesondere Physiologische Ökologie, 1972 Einrichtung einer Außenstelle am Unteren Niederrhein. **Forschungsschwerpunkte:** Chronobiologie u. limnische Ökophysiologie. **Lehre** (bis 1997): allgemeine Zoologie, allgemeine Ökologie, Ökologie der Süßgewässer und Feuchtgebiete.

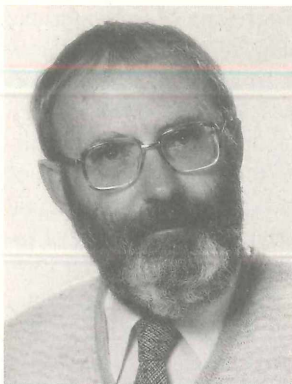


Fritz SCHIEMER

Jahrgang 1941, Prof. seit 1997. **Studium** der Zoologie und Botanik an der Univ. Wien. **Promotion:** 1966 an der Univ. Wien. **Habilitation:** 1982 an der Univ. Wien. **Arbeitsgebiete:** Limnologie großer Fließgewässer, Restaurierung von Flussauen, Ökologie und Bioenergetik von Fischen, tropische Limnologie. **Schwerpunkte in der Lehre:** Einführung in

Wichtigste Veröffentlichungen: Morphologische und experimentelle Untersuchungen über die Variabilität der Farbmuster auf der Schale von *Theodoxus fluviatilis* L. Z.Morph.Ökol. Tiere 48, 1959. / Adaptation of chironomids to intertidal environments. Ann.Rev.Entomol. 21, 1976. / Life cycle strategy of an intertidal midge between subtropic and arctic latitudes, in: Taylor & Karban, The evolution of insect life cycles. Proc. Life Sciences, Springer Verl., New York 1986. / (mit H.A. Jenner, eds.): The zebra mussel. Ecology, biological monitoring and first applications in water quality management. Limnologie 4, G. Fischer Verlag, Stuttgart 1992. / Physiologische Uhren von Insekten. Naturwissenschaften 82, 1995. **Gutachtertätigkeit:** gewählter Fachgutachter (1980-87) sowie Prüfungsgruppenmitglied in SPPs und SFBs (seit 1987) bei der DFG; Wiss. Beiratstätigkeit am Max-Planck-Institut für Limnologie in Plön (1980-1992), am Institut für Vogelforschung Wilhelmshaven (seit 1991); Vorsitzender des Wiss. Beirats zum Wanderfischprogramm beim Umweltministerium in Nordrhein-Westfalen (seit 1998). **Mitgliedschaften:** DZG, DGL, GfÖ, Dtsch. Ornith. Ges., Dtsch. Ges. allg. angew. Entomol., Soc. Research Biological Rhythms, Nordrhein-Westfälische Akademie der Wissenschaften.

die Ökologie, Struktur und Funktion limnischer Ökosysteme, Quantitative Süßwasserökologie. **Leitung von Exkursionen:** Amazonien, Uganda, Donaudelta. **Forschungsaufenthalte an Universitäten im Ausland:** University of London, University of Washington/Seattle, Smithsonian Institute. **Wichtigste Veröffentlichungen:** Schiemer, F. (1992): Strategies for Conservation of a Danubian Fish Fauna. In: Boon, P.J., P. Calow & G.E. Petts (eds.). River Conservation and Management. / Schiemer, F., C. Baumgartner & K. Tockner (1999): Restoration of floodplain rivers: The "Danube restoration project" Regul. Rivers: Res. Mgmt. 15. / Schiemer, F. & W. Wieser (1992): Epilogue: food and feeding, ecomorphology, energy assimilation in cyprinids. Env. Biol. Fish. 33. / Schiemer, F. & M. Zalewski (1992): The importance of riparian ecotones for diversity and productivity of riverine fish communities. Neth. J. Zool. 42/2-3. / Schiemer, F., M. Zalewski & J.E. Thorpe (1995): Land/Inland water ecotones: intermediate habitats critical for conservation and management. Hydrobiologia 303.



Jürgen SCHWOERBEL

Jahrgang 1930, Prof. f. Limnologie 1971-1980 Univ. Freiburg, 1980-1985 auch Univ. Konstanz. **Studium** Zoologie, Botanik, Limnologie, Geologie Univ. Innsbruck, Freiburg. **Promotion:** 1958 Freiburg. **Habilitation:** 1966 Freiburg. **Arbeitsgebiete:** Limnologie d. Fließgewässer und Funktion des Hyporheischen Interstitials, Nährstoffhaushalt submerser Makrophyten, Systematik und Ökologie der



Otto SIEBECK

Jahrgang 1930, Dr.rer.nat. Univ.- Prof. i.R., Aufbau (1970) u. Leitung d. Limnologischen Forschungsstation Seon bis 1996. Komm. Vertretung d. Lehrstuhls f. Zoologie d. Univ. Ulm (SS 1970) u. d. Lehrstuhls für Spez. Zoologie (Ökologie) d. Univ. München (1994/95), Leiter d. Kommiss. f. d. Studiengang Ökologie a. d. LMU (1993-1995), 1. Vorstand d. Gesell. d. Freunde u. Förd. d. Limnolog. Forschungsstation Seon e.V. (seit 1983). **Studium:** Zoologie, Botanik, Chemie, Physik an d. Univ. Heidelberg und München. **Promotion:** München 1960. **Habilitation:** 1966 Graz. Joseph-Kardinal-Innitzer Preisträger 1966, Dozentur an d. Univ. in Graz, Würzburg und München. **Arbeitsgebiete:** Orientierungsphysiologie, UV-B-Wirkungen auf limn. und mar. Evertibraten, Ökolog. Analysen und Bewer-

Wassermilben; Geschichte d. Limnologie. **Schwerpunkte der Lehre:** Allgemeine Limnologie, Limnologie der Fließgewässer, physiologische Ökologie der Süßwassertiere, Systematik und Biologie der Süßwassertiere, Angewandte Limnologie; Ozeanologie, Seminare u.a. über Wissenschaftsjournalismus und Geschichte der Limnologie. **Forschungsaufenthalte an Universitäten im Ausland:** Valdivia (Chile), Cuiabá (Brasilien), Teheran, Delhi. **Wichtigste Veröffentlichungen:** Über die Lebensbedingungen und die Besiedlung des hyporheischen Lebensraums. Arch. Hydrobiol. Suppl. 25, 1961. / Das hyporheische Interstitial als Grenzbiotop zwischen oberirdischem und subterranem Ökosystem und seine Bedeutung für die Primärevolution von Kleinsthöhlenbewohnern. Arch. Hydrobiol. Suppl. 33, 1966. / Technik und Wasser. In: Technik und Kultur, hrsg. A. Hermann & W. Dettmering. Bd. VI Technik und Natur, hrsg. W. Nachtigall, C. Schönbeck, 1994. / Methoden der Hydrobiologie - Süßwasserbiologie. G. Fischer, 4. Aufl., 1994. / Einführung in die Limnologie. G. Fischer, 8. Aufl., 1999. **Gutachtertätigkeiten:** DFG. **Mitgliedschaften:** SIL, DGL, GfÖ, DZG, GdCH, DGGTB u. a.

tungen von Seen, kleinen Fließgewässern u.a. im Rahmen eines Biotopverbundprojektes (mit Unterstützung der Andreas-Stihl-Stiftung). **Schwerpunkte in der Lehre:** Grundl. d. Limnologie (Physik, Chemie, Biologie d. Gewässer, zweisemestrig (1970-1995), Ökophysiologie, Orientierung d. Tiere, Großprakt. Limnologie (1970-1995), Seminare über Strahlung und Orientierung d. Zooplanktons in Gewässern; Natur- und Umweltschutz; Organisation und Leitung interdisziplinärer Lehrveranstaltungen zum Thema Natur- u. Umweltschutz. **Forschungsaufenthalte an Instituten des Auslands:** Österreich (Lunz) 1960-1963, Schweden (Uppsala) 1970, Niederlande (Nieuwersluis) 1971, Australien (AIMS-Townsville) 1981, 1984, 1987, 1988) m. Unterstütz. d. DFG, Universidad Catolica de Valparaiso, Chile, 1992 u. 1994 m. Unterstütz. des DAAD und der Volkswagen-Stiftung. GTZ-Mission in Äthiopien 1992. **Wichtigste Veröffentlichungen:** Opt. Orient. pelag. Crustaceen, 1966, Arch. Hydrobiol. / Photorezeptoren und Photorezeption, In: Handb. d. Biol. 1976, Akad. Verlagsges. Athenaiion. / Der Königssee, 1982, Nationalparkverw. Berchtesgaden. / Experimental investigations of UV-tolerance in hermatypic corals, 1988, Mar. Ecol. Prog. / O. S. et al.: Impact of UV-B radiation on zooplankton and fish in pelagic freshwater ecosystems, 1994, Arch. Hydrob.: Erg. d. Limnolog; OS. et al.: Auswirk. d. UV-Strahlung auf heterotrophe aquat. Organismen, In: Handbuch d. Umweltveränderungen, Aquat. Ökosysteme, Verlag Springer, 2000. **Gutachtertätigkeit:** DFG, GfÖ, Studienstiftung d. Deutsch. Vol-

kes, Volkswagen-Stiftung, BEO im BMFT, Österr. Fonds d. Wissensch., Forschungszentrum Karlsruhe, National Science Foundation, USA, Hydrobiologia NL u.a.. **Mitgliedschaften:** Komm. f. d. Felix-Wankel-Tierschutzforschungspreis der LMU bis 1988. Senatskommission Wasserforschung der DFG 1987-1992, Wiss. Beirat d. Kommiss. f. d. Internationale Hydrolog. Programm (IHP) u. das Opera-

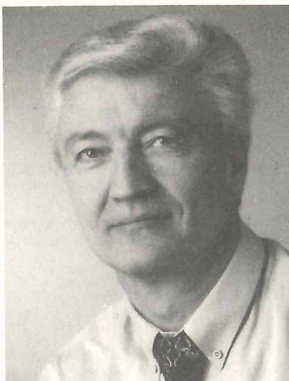
tionale Hydrolog. Programm (OHP), Nationalkomitee des Deutschen IHP und OHP 1992-1995. Oberster Naturschutzbeirat im Bayer. STMLU bis 1999, Kuratorium der ANL bis 1998, DZG bis 1996, SIL, DGL, Gesellsch. für Verantwortung in der Wissenschaft, Deutsche Akademie für Photobiologie und Phototechnologie e.V. (DAfP) Vorsitzender der Sektion Photozoologie.



Stefan STAAS

Jahrgang 1962, Wissenschaftlicher Mitarbeiter von Juni 1996 bis Dezember 1998 am Zoologischen Institut der Universität zu Köln. **Studium:** Studienfach Biologie mit der Fächerkombination Zoologie, Botanik und Biochemie, Schwerpunkt Aquatische Ökologie, an der Universität zu Köln. **Promotion:** 1996 an der Universität zu Köln. **Arbeitsgebiet:** Ökologie der Fischfauna großer Fließgewässer, speziell Entwicklungen in der Fischfauna des Rheins,

insbesondere Reproduktionserfolge und Rekrutierungsdynamik, strukturierende Faktoren der 0+ Jungfischgemeinschaften im Rhein. **Leitung von Forschungsprojekten:** a) Jungfisch-Artengemeinschaften als Bioindikator für die ökologische Qualität des nordrhein-westfälischen Rheinabschnitts; b) Auftraggeber: Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft NRW; c) Förderungszeitraum: 6.1996-12.1998. **Veröffentlichungen:** Staas, St. & D. Neumann (1994): Reproduction of fish in the Lower River Rhine and connected gravel-pit lakes.- Water Science and Technology, 29, 3, 311-313. / Staas, St. & D. Neumann (1996): The occurrence of larval and juvenile 0+ fish in the Lower River Rhine.- Archiv für Hydrobiologie Supplement 113 (Large Rivers 10), 325-332. / Staas, St. (1997): Das Jungfischaukommen im Niederrhein und in angrenzenden Nebengewässern unter Berücksichtigung der Uferstrukturen am Strom.- Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten/Landesamt für Agrarordnung NRW (Hrsg.), LÖBF-Schriftenreihe, Bd. 12. / Staas, St. (1998): Das Jungfischaukommen im Rheinstrom und in künstlichen Abgrabungsseen mit Anbindung an den Rheinstrom.- LÖBF-Mitteilungen 2/1998, 15-19.



Bernhard WESTRICH

Prof. Dr. Ing. habil., Leiter der Versuchsanstalt des Instituts für Wasserbau der Universität Stuttgart. **Forschungsgebiete:** Gewässerhydraulik, Wasserbauwerke, Transportmodellierung, experimentelle Hydraulik und Modellversuche.

Inhalte der jüngsten Laufener Seminarbeiträge (= LSB):

3/99 Tourismus grenzüberschreitend: Naturschutzgebiete Ammergebirge – Außerfern – Lechtaler Alpen

- GOPPEL Christoph: Grußworte und Einführung
- IWAND Wolf Michael: Tourismus und Leitökonomie
- POPP Dieter: Natur und Region – unsere Stärke
- Pötsch Walter: Vision einer Aufgabe – Ökologie trägt Ökonomie
- RODEWALD Raimund: Landschaftsentwicklung und Tourismus
- HERINGER Josef: Natur- und Landschaftsführer – Ein Marktrechner
- NICOLUSSI CASTELLAN Bernhard: Diskussion
- MÜLLER Gisela: Regionale Verkehrskonzepte – Tourismuslenkung am Beispiel der Außerfernbahn (1. Teil)
- SCHÖDL Michael: Regionale Verkehrskonzepte – Tourismuslenkung (2. Teil)
- IRLACHER Fritz: Ökomodell Schlechinger Tal – Gesunder Lebensraum
- STREITBERGER Hans: Leben ohne Tourismus – Utopie oder Zukunftschance
- GRIMM Walter: Die Tiroler EU-Regionalförderprogramme. Die Entwicklungschance ihrer Region
- MÜHLBERGER Stefan: Regionale Kooperation am Beispiel Schleching/Bayern – Kössen/Tirol – Schleching-Reit im Winkel
- MICHER Klaus: Regionales Design
- POBERSCHNIGG Ursula: Regionale Aus- und Fortbildung
- BESLER Walter: Die letzten von gestern – die ersten von morgen
- Ergebnisse der Arbeitskreise
- Bilder einer Tourismustagung
- Pressespiegel (Auszug)
- Infos, Schriften des Tiroler Umweltnachwuchses
- Publikationsliste der ANL

2/99 Schön wild sollte es sein

- RAUSCHECKER Lorenz: Morgenandacht
- HERINGER Josef: Einführung in den Tagungsband und Zusammenfassung der Tagung
- SINNER Karl Friedrich: Aktuelle Konflikte im Nationalpark Bayerischer Wald als Beispiel für unseren gesellschaftlichen Umgang mit Wildnis
- HOFMEISTER Sabine: Der „verwilderte Garten“ als zweite Wildnis – Abschied vom Gegensatz „Natur versus Kultur“
- SCHRÖDER Inge: Wildheit in uns – evolutives Erbe des Menschen
- KÜSTER Hansjörg: Zähmung und Domestizierung – Von der Wildnis zur Kulturlandschaft
- ALTNER Günter: Die Kraft des Lebens – Vitalität: Von Tieren und Untieren, Kraut und Unkraut
- HAUBL Rolf: Angst vor der Wildnis – An den Grenzen der Zivilisation
- WEINZIERL Hubert: Das Recht der Wildnis achten – Grundzüge für ein Leitbild Wildnis
- RADERMACHER Franz: Globalisierung und Umwelt: Kann Wildnis ein ökonomischer Faktor sein?
- GÜNTHER Armin: Abschied der Touristenströme. Wildnis als Touristische Ressource?
- HAMPICKE Ulrich: „Von der Bedeutung der spontanen Aktivität der Natur“ – John Stuart Mill und der Umgang mit der Wildnis
- HELD Martin: Wildnis ist integraler Bestandteil der nachhaltigen Entwicklung

1/99 Ausgleich und Ersatz: Planung ja, Umsetzung vielleicht, Kontrolle nein?

- JESSEL Beate: Perspektiven einer Weiterentwicklung der Eingriffsregelung – Einführung in den Tagungsband und Resümee der Tagung am 28. und 29. April in Echting
- EGNER Margit: Rechtliche Aspekte bei der Umsetzung, Sicherung und Kontrolle von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen
- SCHWOON Gesa: Ausgleich und Ersatz: Planung ja, Ausführung vielleicht, Pflege und Kontrolle nein!? Ein Situationsbericht am Beispiel Straßenbau
- EURINGER Anton: Erfahrungen mit der Umsetzung eines großräumigen Ausgleichskonzeptes – am Beispiel des Münchener Flughafens
- HERMES Martina: Aspekte der Ausführung, Pflege und Kontrolle von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen aus der Sicht einer Autobahndirektion
- HASSMANN Heiner: Bundesweite Anforderungen und Lösungsmöglichkeiten zur Umsetzung, Pflege und Kontrolle von Kompensationsflächen – aus Sicht der Straßenbauverwaltung
- REBHAN Herbert: Erfassung der Ausgleichs- und Ersatzflächen in der Naturschutzverwaltung – Erfahrungen aus dem Regierungsbezirk Oberfranken und Perspektiven zum bayerischen Ökoflächenkataster

Fortsetzung: 1/99

- RIEDER Alois: Von der Konzeption zur Umsetzung – Ein Erfahrungsbericht am Beispiel der Bündelung von Bahnverlegung und Neubau der Bundesstraße B 16 bei Ingolstadt
- MARZELLI Monika: Erfolgskontrolle der Ausgleichsfläche Eittinger Moos – Konzeption, Ergebnisse und Schlußfolgerungen für die Planungspraxis
- RÖSSLING Holger: Vorbereitung der Eingriffsregelung auf regionaler Ebene – Beispiele aus dem Raum Leipzig
- MÜLLER-PFANNENSTIEL Klaus: Anforderungen an Kompensationsflächenpools aus rechtlicher und fachlicher Sicht
- STRASSER Helmut: Ausgleichs- und Ersatzflächenpools – ein neuer Ansatz für alte Probleme?
- OTT Stefan, VON HAAREN Christina und KRAUS Ulrich: Das Instrument der Eingriffsregelung auf dem Weg von der hochrechtlichen Durchsetzung zur Anwendung auf der Basis konsensueller Regelungen – Das Beispiel der Handlungsanleitung zur Anwendung der Eingriffsregelung in Bremen

9/98 Alpinismus und Naturschutz

- HINTERSTOISSER Hermann: Zusammenfassung
- STETTNER Christian: Einführung in das Thema
- ASTL Fritz: Grußwort des Tiroler Naturschutzlandesrates
- GOPPEL Christoph: Grußwort des Direktors der Bayerischen Akademie für Naturschutz
- HEIDENREICH Klaus: Naturschutz in den Alpen- eine grenzüberschreitende Aufgabe
- ZEBHAUSER Helmut: Naturbild – Naturverständnis – Naturschutz
- OBERWALDER Louis: Die Erschließung der Alpen durch die Alpenvereine
- AUFMUTH Ulrich: Die Psychologie des Bergsteigens
- MAYR Verena: Erschließung und Gefährdung durch den Alpinismus in Südtirol
- STURM Günther: Kommerzielle Bergreisen – Sanfter Tourismus oder Ausverkauf der Natur?
- POPP Dieter: Die Alpen – vom Rummelplatz zur Entwicklungschance Europas
- HUBER Alexander: Klettern und Naturschutz

8/98 Zielarten – Leitarten – Indikatorarten

- JESSEL Beate: Zielarten – Leitarten – Indikatorarten: Einführung in das Thema des Tagungsbandes und Ergebnisse der Fachtagung am 25. und 26. März 1998
- ZELIUS-ECKERT Wolfgang: Arten als Indikatoren in der Naturschutz- und Landschaftsplanung – Definitionen, Anwendungsbedingungen und Einsatz von Arten als Bewertungsindikatoren
- HÄNGGI Ambros: Bewertungen mit Indikatorarten versus Erfassung des gesamten Artenspektrums – ein Konfliktfall?
- RECK Heinrich: Der Zielartenansatz in großmaßstäbiger Anwendung – anhand von Beispielen aus Eingriffsplanungen, Flurbereinigerungsverfahren sowie der Erfolgskontrolle von Pflege- und Entwicklungsplänen
- BRINKMANN Robert, BRAUNS Carsten, JEBRAM Jürgen und NIERMANN Ivo: Zielarten in der niedersächsischen Landschaftsrahmenplanung – Methodische Hinweise und deren Erprobung am Beispiel des Landschaftsrahmenplanes Holzminde
- HEIDENREICH Andreas und AMLER Karin: Gefährdungsprognosen für Zielarten in fragmentierten Landschaften
- VOGEL Burkhard und ROTHHAUPT Gerhard: Schnellprognose der Überlebensaussichten von Zielarten
- GROSSER Norbert und RÖTZER Bernhard: Realisierbarkeit eines Zielartenkonzeptes auf regionaler Ebene – Ergebnisse einer Projekt-Diskussion im Bereich der Gemeinde Friedenfels, Lkr. Tirschenreuth/Oberpfalz
- ALTMOS Michael: Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes regionalisierter Zielarten am Modellbeispiel des Biosphärenreservates Rhön
- SACHTLEBEN Jens: Von der Theorie in die Praxis – Zur Umsetzung des bayerischen Arten- und Biotopschutzprogramms (ABSP) auf der Grundlage von Ziel- und Leitarten
- MARABINI Johannes: Die Rolle von Ziel- und Leitarten für die Renaturierung von Mooreichen – am Beispiel eines ABSP-Projektes im Aischgrund
- TRAUTNER Jürgen und ASSMANN Thorsten: Bioindikation durch Laufkäfer – Beispiele und Möglichkeiten
- FRITZE Michael-Andreas und REBHAN Herbert: Laufkäfer als Indikatoren für die naturschutzfachliche Bedeutung der Kalkmagerrasen des „Obermainischen Hügellandes“
- EICHNER Martin: Der Einsatz von Ziel- und Indikatorarten für Erfolgskontrollen – Ausgewählte Beispiele des Landschaftspflegevereins VöF Kelheim
- MARZELLI Monika: Erfolgskontrolle von Ausgleichs- und Renaturierungsmaßnahmen anhand des Zielartenkonzeptes
- MÄCK Ulrich: Bedeutung von Leitarten bei der praktischen Umsetzung des Naturschutzes und der Öffentlichkeitsarbeit – am Beispiel des Schwäbischen Donaumooses
- MAINO Matthias: Zielarten – ausgerichtet an Tieren und Menschen. Stichpunkte und Thesen zum Einsatz von Zielarten in der Landschaftspflege
- CARL Michael und JESSEL Beate: Strukturierte Bibliographie „Zielarten – Leitarten – Indikatorarten“ – eine Auswahl, untergliedert nach Artengruppen und Anwendungsbereichen

7/98 Lehr-, Lern- und Erlebnispfade im Naturschutz

- STROHSCHNEIDER Renate: Einführung in das Thema und Ergebnisse der Fachtagung
- JOSWIG Walter: Einführung in das Thema und Ergebnisse des Workshops
- BEYRICH Claudia: Erlebnisraum Natur: Umweltbildungsmedien vor Ort – Naturpfade und Naturerlebnisräume
- OBERWEMMER Frank: Möglichkeiten der Informationsvermittlung im Gelände durch Spieleinrichtungen am Beispiel des OTTER-ZENTRUM's Hankensbüttel
- VLADI Firouz: Karstwanderweg Südharz
- STRELLER Heino: Die Ökologische Station am Lerchenberg bei Borna und ihre Ideen bei der Gestaltung von Lehr-, Lern- und Erlebnispfaden
- ALTSCHWAGER Ina: Darstellung des Naturerlebnispfades im Nationalpark Bayerischer Wald und erste Ergebnisse einer Erfolgskontrolle
- HÜCKER Pia, SCHULZ Stefan, LILITAKIS Georg & GOUDER Dirk: Naturerlebnisaktion „Naturgeheimnisse“
- TANNER Gotthard: Eine Initiative im Wald – Drei Waldlehrpfade im Spitzgrund (bei Coswig/Sa.)
- BORGGRÄFE Karsten: Multimediasysteme als ein Element der spielerischen Informationsvermittlung am Beispiel des Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens „Revitalisierung in der Ise-Niederung“
- SCHAMBERGER Riccarda: Treffen im Unsichtbaren Voraussetzungen und Vorschläge für eine Didaktik zur gemeinsamen Naturerfahrung Nicht-Sehender, Sehbehinderter und Sehender
- BENJES Heinrich: Gedanken zum Thema Lehrpfade „Wenn der Grashüpfer den Pfad nicht findet“

6/98 Neue Aspekte der Moornutzung (im Druck)

- PREISS Herbert: Seminarergebnis
- PFADENHAUER Jörg: Renaturierung von Mooren im süd-deutschen Alpenvorland
- WEID Roland: Renaturierungs- und Pflegemaßnahmen von oberbayerischen Mooren
- BAUER Arthur: Schutz der staatseigenen Moore
- ZOLLNER Alois und CRONAUER Hannes: Wiedervernässung und Durchforstung als Maßnahmen zur Renaturierung baldwälder Moore in Bayern (Erste Versuchsergebnisse)
- WILD et al. Ulrich: Entwicklung von Methoden zur Erfassung und Entwicklung der bayerischen Moorgebiete – Ein Forschungsvorhaben am Lehrstuhl für Vegetationsökologie der TU-München (Freising)
- SCHUCKERT Ulrike, POSCHLOD Peter und BÖCKER Reinhard: Naturschutzaspekte bei der medizinischen Nutzung von Torfen
- LIPSKY Harry: Einige Aspekte der Moornaturierung aus tierökologischer Sicht
- RINGLER Alfred: Moorentwicklung in Bayern post 2000: Dezentral, kooperativ, aber nicht ziellos
- PATZELT Annette und PFADENHAUER Jörg: Übertragung von Mähgut als Renaturierungs-Maßnahme für Pfeifengraswiesen
- SIUDA Cornelia: Technische Maßnahmen der Wiedervernässung – rechtliche Aspekte

5/98 Das Schutzgut Boden in der Naturschutz- und Umweltplanung

- JESSEL Beate: Bodenschutz als Querschnittsaufgabe Bedeutung des Schutzgutes Boden für die Naturschutz- und Umweltplanung
- I. Grundlagen:
- GABANYI Hans: Bodenschutzrechtliche Vorschriften und ihre Bedeutung für die Naturschutzpraxis
- AUERSWALD Karl: Funktionen der Böden im Landschaftshaushalt
- II. Bodendaten und ihre Auswertung:
- MARTIN Walter: Datengrundlagen zum Boden und ihre Aufbereitung für naturschutzrelevante und planerische Fragestellungen
- WELLER Friedrich: Beispiele für die Schutzbedürftigkeit und Erhaltungswürdigkeit von Böden aufgezeigt anhand von Auswertungen verschiedener Boden- und Standortskarten
- III. Fragen der Bewertung von Böden:
- MOHS Bernhard: Ansätze zur Beurteilung der Leistungsfähigkeit von Böden und Beispiele für ihre Integration in Planungsprozesse auf unterschiedlichen Ebenen
- RÖMBKE Jörg, BECK Ludwig, FÖRSTER Bernhard und RUF Arndrea: Aspekte der Untersuchung und Bewertung bodenbiologischer Zustandsparameter
- IV. Aspekte der Umsetzung von Belangen des Bodens in die Naturschutzpraxis:
- BLUM Peter: Umsetzung von Belangen des Bodenschutzes auf der überörtlichen Ebene der Landschaftsplanung
- THORWART Gertrud: Umsetzung von Belangen des Bodenschutzes auf der örtlichen Ebene der Landschaftsplanung
- RÜCK Friedrich: Fachliche Maßstäbe zur Ableitung von Bodenqualitätszielen

Fortsetzung: 5/98

- BOLZ Ralf: Ökologische Bodenfunktionen und potentiell Kontaminationsrisiko des oberflächennahen Grundwassers in einem Naturschutzgebiet – ein Beispiel für einen Konflikt zwischen dem Naturschutz und dem technischen Umweltschutz und des Naturschutzes, sowie Diskussion von Lösungsvorschlägen
- KOHL Raimund: Anforderungen des Bodenschutzes bei Geländeauffüllungen und Rekultivierungen
- POMMER Günther: Möglichkeiten standortangepaßter Bodennutzung und Hinweise zu ihrer Berücksichtigung in naturschutzrelevanten Planungen

4/98 Naturschutz und Landwirtschaft – quo vadis?

- GOPPEL Christoph: Zusammenfassung
- GOPPEL Christoph: Begrüßung und Einführung
- BOCKLET Reinhold: Statement
- STEIGER Karl: Statement
- WEINZIERL Hubert: Statement
- GOPPEL Thomas: Statement
- KNAUER Norbert: Naturschutz im 21. Jahrhundert – welche Entwicklungen sind zu erwarten oder zu befürchten
- Richtlinien über Bewirtschaftungsverträge des Naturschutzes und der Landschaftspflege auf landwirtschaftlich nutzbaren Flächen (Bayerisches Vertragsnaturschutzprogramm) *Nachdruck der Bekanntmachung des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen (vom 1. April 1997 Nr. 7011-6/64-20766; veröffentlicht im AllMBI 1997, S. 327-347).*
- Übersichten: – Jahresabschlüsse 1994-1997 Landschaftspflegeprogramm; – Jahresabschluß 1997 Bayerisches Vertragsnaturschutzprogramm
- Bayerisches Kulturlandschaftsprogramm (KULAP): *Nachdruck der Übersichten und Merkblätter über das KULAP des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten*
- Landschaftspflegeverbände in Bayern: (Karte u. Adressen)

3/98 Bewahrung im Wandel – Landschaften zwischen regionaler Dynamik und globaler Nivellierung

Bayerischer Landschaftspflegeetat 1997:

- GÖPPEL, Josef, MdL und GOPPEL, Dr., Christoph: Vorwort
- GÖPPEL, Dr., Christoph: Grußwort
- BLÜMLHUBER, Klaus (Sprecher der bayerischen Landschaftspflegeverbände): Grußwort
- Regierungsvizepräsident RICHTER, Alfred (Regierung von Mittelfranken): Grußwort
- FROBEL, Kai: Regionale Verbreitungsmuster von Pflanzen- und Tierarten
- BRAUN-GENTNER, Maria: Praxisbeispiel 1: Trockenbiotopverbund Altmühltal
- EICHER, Martin: Praxisbeispiel 2: Sallingbachtal
- SCHIEDLER, Manfred: Praxisbeispiel 3: Hang- und Felsfreilegungen im Naturpark Fränkische Schweiz-Veldensteiner Forst
- ELENDER, Franz: Praxisbeispiel 4: Neue Technik zur Nutzung von Streuobstwiesen
- KLETT, Reinhard: Praxisbeispiel 5: Bahndämme-Trockenbiotopvernetzung aus zweiter Hand
- SEIFERT, Manuela: Biotopvernetzung in Spanien mit wandernden Schaffherden

Deutscher Landschaftspflegeetat 1997:

- GOPPEL, Dr., Christoph: Grußwort
- GÖPPEL, Josef, MdL: Eröffnungsrede: Regionale Verwurzelung in der globalisierten Welt
- Staatsminister GOPPEL, Dr., Thomas: Landschaftspflegeverbände – Brückenbauer zwischen Naturschutz und Landwirtschaft
- KONOLD, Prof. Dr., Werner: Kulturlandschaft im Wandel – gestern, heute und morgen
- Von MÜNCHHAUSEN, Hilmar: Regionalisierung der Agrarmärkte – eine Chance für unsere Kulturlandschaften?
- Ministerpräsident Dr. STOIBER, Edmund: Bayerns Weg – Wandel und Bewahren verknüpfen
- AUFMOLK, Gerd: Szenarien für die zukünftige Entwicklung von Mittelgebirgslandschaften
- "Bewahrung im Wandel" – *Ansbacher Erklärung* zur nachhaltigen Entwicklung von Kulturlandschaften

2/98 Schutz der genetischen Vielfalt

- STETTNER, Christian: Einführung in das Thema und Ergebnisse der Fachtagung vom 6./7. Nov. 1996 in Regensburg
- SEITZ, Alfred: Genfluß und die genetische Struktur von Populationen
- BENDER, Carolin: Genetische Vielfalt und Naturschutz
- FISCHER, Markus und SCHMID, Bernhard: Die Bedeutung der genetischen Vielfalt für das Überleben von Populationen
- GERSTMAYER, Roland; Vom HOFE, Harald; SEDLMAIR, Dieter und EINSPIANIER, Ralf: Populationsökologische und -genetische Untersuchungen an Laufkäfern
- ARMBRUSTER, Georg: Bei einer verbreiteten Landschnecke, *Cochlicopa lubrica* (O.F. Müller), wird die Frequenz von molekularen Phänotypen durch Selbstbefruchtung und habitatspezifische Selektion beeinflusst
- GANSLOSSER, Udo: Zucht- und Wiederausbürgerungsprogramme

Fortsetzung: 2/98

- KONNERT, Monika: Genetische Vielfalt im Wald – wie erkennen? wie erhalten?
- BEHM, Albrecht: Generhaltungsmaßnahmen im Bayerischen Forst

1/98 Umweltökonomische Gesamtrechnung – Versuch einer ganzheitlichen Betrachtung

- HOKE, Manfred: Einführung in das Thema der Fachtagung am 28. Nov. 1997 in München
- CANSIER, Dieter: Konzepte der Berücksichtigung der Umwelt in der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung
- GEISENDORF, Sylvie: Biodiversität in der Umweltökonomischen Gesamtrechnung: Was kostet Artenvielfalt?
- LAWATSCHECK Johann: Die Umweltökonomische Gesamtrechnung – ein sinnvolles und operationales Instrument zur Beurteilung einer „nachhaltigen Entwicklung“? Ein regionaler Umsetzungsversuch am Beispiel Schleswig-Holsteins.
- RUHLAND, Siegfried: Defensive Ausgaben – Theorie und Anwendung des Konzepts auf den Haushalt der Stadt München

Inhalte der neuen „Berichte der ANL“:

Heft 21 (1997)

Seminarthemen und Grundsatzfragen

- Natur – Mensch – Ethik / Wirtschaft / Öffentlichkeitsarbeit:*
- RADERMACHER Franz Josef: Zukunftsfragen der Menschheit: technische, gesellschaftliche und ethische Aspekte
- WILD Werner: Nachhaltiges Wirtschaften in Unternehmen
- MÜLLER Harro: Medien im Natur- und Umweltschutz: Ein journalistisches Trauerspiel
- „Eigenart von Landschaft“ (ANL-Seminar 29./30. April 1996 Oberschleibach):
- NOHL Werner: Über die Rezeption der Eigenart
- HORLITZ Thomas: Zur Rolle der Eigenart in der Landschaftsplanung
- KLEEFELD Klaus: Kulturlandschaftliches Erbe

Landnutzung – Naturschutz / Forstwirtschaft:

- HILDEBRANDT Markus: Die Bedeutung der Schneeheide-Kiefernwälder als Schutzwald (ANL-Seminar 13./14. Mai 1997 Oberammergau)
- „Risiko Natur?“ (ANL-Seminar 10.-12. Juni 1997 Erding):
- KLEBER Johannes Josef: Giftige Pflanzen und Tiere
- SCHINDLER Peter: Hygienisch-mikrobiologische Untersuchungen bei Badeegwässern

„Ökologie der Bienen und Wespen“ (ANL-Seminar 16.-18. Juni 1997 Laufelen):

- WITT Rolf: Populationsstrukturen und -dynamik bei Stechimmen (Hymenoptera: Aculeata)
- LEINER Otto: Zur Biologie der Hummeln (Hymenoptera: Apidae)
- SCHMID-EGGER Christian: Biotopbewertung mit Stechimmen (Wildbienen und Wespen)
- BRANDSTETTER Clemens M.: Aufbau einer Relationalen Datenbank für Hymenopteren

Forschungsarbeiten:

Weichtiere und Insekten

- FÖCKLER Francis und DEICHNER Oskar: Ein Beitrag zur Wasservirbellosenfauna von fünf Ammersee-Zuflüssen (Westufer)
- KUHN Joachim: Die Libellen des Murnauer-Mooses und der Loischmoore (Oberbayern): Fauna – Lebensräume – Naturschutz
- SAGE Walter und UTSCHICK Hans: Nachtfalter (Lepidoptera: Macroleptocerata) im NSG „Untere Alz“ und ihre Bedeutung für die Pflege- und Entwicklungsplanung
- BUSSLER Heinz: Die Besiedlung anthropogen geprägter Lebensräume durch xylobionte Käferarten am Beispiel fränkischer Streuobstbestände

Vögel:

- RUDOLPH Bernd-Ulrich: Der Gänseäger *Mergus merganser* in Bayern – Gottes Geschöpf am Lebensraum Wasser

Landnutzung – Landschaftspflege / Trockenbiotope:

- HAUSER Erwin und WEISSMAIR Werner: Dammwiesen im Vergleich mit Wiesen aus dem Umland im Unteren Ennstal (Österreich) und Vorschläge zur Pflege. (Gefäßpflanzen, tagaktive Schmetterlinge, Heuschrecken)

Landwirtschaft / Akzeptanz des Naturschutzes:

- WAGNER Lydia: Einstellungen von Landwirten zum Naturschutz: Konflikte – Hintergründe – Lösungsansätze. (Eine empirische Studie am Beispiel der Loisach-Kochelsee-Moore)

ANL-Nachrichten

- Bibliographie: Veröffentlichungen der ANL im Jahr 1996
- Veranstaltungen der ANL im Jahr 1996 mit den Ergebnissen der Seminare
- Mitwirkung der ANL-Referenten bei anderen Veranstaltungen sowie Sonderversammlungen der ANL
- Forschungsvergabe der ANL
- Mitglieder des Präsidiums und Kuratoriums/Personal der ANL

Heft 20 (1996)

20 Jahre ANL – Festakt am 20.09.1996 in Laufen:

- Programm des Festaktes
- Begrüßungsansprache des ANL-Direktors Herrn Dr. Christoph Goppel
- Grußworte des Vorsitzenden des ANL-Kuratoriums Herrn Prof. Dr. Ulrich Ammer
- Grußworte des Landrates des Landkreises Berchtesgaden Land Herr Martin Seidl und des 1. Bürgermeisters der Stadt Laufen Herrn Ludwig Herzog
- Festansprache des Bayerischen Ministerpräsidenten Herrn Dr. Edmund Stoiber, MdL
- Festvortrag von Herrn Prof. Dr. Norbert Knauer „Naturschutz im 21. Jahrhundert – die Rolle der Akademie“
- Festansprache des Bayerischen Staatsministers für Landesentwicklung und Umweltfragen Herrn Dr. Thomas Goppel

Seminarthemen und Grundsatzfragen:

- ROCK Martin: Ökologische Ethik aus christlicher Sicht
- STUDER Hans-Peter: Wirtschaften im Einklang mit der Natur und mit uns selbst
- TEXTER Thomas und Wolfgang THOMASEK: Von Werten zu Märkten
- STROBL Jakob: Der Wert der Landschaft aus regionaler Sicht
- KARGER Cornelia R.: Naturschutz in der Kommunikationskrise
- LEITSCHEU-FECHT Heike: Marketing für den Naturschutz
- GRÜSSER Birgit: Ökosponsoring als fruchtbares Mittel der Unternehmenskommunikation – Ein Geschäft auf Gegenseitigkeit
- RAHOFER Meinrad: Natur- und Umweltschutz in den Medien
- KNAUER Norbert: Integration besonderer ökologischer Leistungen in die landwirtschaftliche Bodennutzung
- ERDMANN Karl-Heinz: Schutz, Pflege und Entwicklung großräumiger Natur- und Kulturlandschaften – Die Rolle der Biosphärenreservate im internationalen Programm „Der Mensch und die Biosphäre“ (MAB)
- RICHTER Gerhard: Historische Gärten in Bayern
- JORDAN Peter: Parkpflegegewerke – Instrumentarien zur Erhaltung historischer Gärten
- BRANDES Dieter: Naturschutzaspekte bei der Denkmalpflege unter besonderer Berücksichtigung der Mauervegetation
- GARNWEIDNER Edmund: Artenschutz für Pilze – Grundlagen, Grenzen, Verbesserungsvorschläge
- KRIEGLSTEINER Lothar: Die Pilzflora Bayerns und ihre Gefährdung
- WINTERHOFF Wulfard: Die Pilzflora der Magerrasen – Gefährdung und Schutz
- STURM Peter: Gefährdung und Schutz heimischer Pilzarten – Anwendung in der Naturschutzpraxis

Forschungsarbeiten:

- PATZNER Robert A. und Doris MÜLLER: Gefährdung und Rückgang der Najaden-Muscheln (Unionidae, Bivalvia) in stehenden Gewässern
- MÜLLER Andreas: Störungsökologie rastender Wasservögel am Starnberger See
- STADLER Siegfried: Flexibilität bei der Revierwahl und im Fälvhalten des Bibers
- REBHAN Herbert und ALBRECHT Steffi: Kleingewässer in einer Karstlandschaft und ihre Bedeutung für den Naturschutz
- HEMP Claudia und Andreas: Kalkschuttfuren und Blockhaldenwälder: Der Lindenberg bei Hohenstedt und seine außergewöhnliche Vegetation und Fauna
- HEMP Claudia und Andreas: *Podisma pedestris* L. (Saltatoria: Catantopidae) in der Herbrucker Alb
- DOLEK Matthias und GEYER Adi: Das Biotopmanagement und die Habitatbindung der Rotflügeligen Ödlandschrecke (*Oedipoda germanica* Latr. 1804) in der Frankenalb
- FLECKENSTEIN Kurt et al.: Realisierung von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen bei Freileitungen
- FLECKENSTEIN Kurt et al.: Methoden zur Bewertung von Eingriffen in das Landschaftsbild bei Freileitungen
- FLECKENSTEIN Kurt et al.: Bewertung von Beeinträchtigungen der Avifauna im landschaftspflegerischen Begleitplan für Freileitungen

ANL-Nachrichten:

- Bibliographie: Veröffentlichungen der ANL im Jahr 1995
- Veranstaltungsspiegel der ANL im Jahr 1995 mit den Ergebnissen der Seminare und Mitwirkung der ANL-Referenten bei anderen Veranstaltungen sowie Sonderversammlungen der ANL
- Forschungsvergabe der ANL
- Mitglieder des Präsidiums und Kuratoriums/Personal der ANL

Vorschau

- LSB Naturschutzvermittlung
- LSB „Bukolien“
- LSB Aussterben als ökologisches Phänomen
- LSB 4. Franz-Ruttner-Symposium
- LSB Wintersport und Naturschutz
- LSB Umweltbildung im 21. Jahrhundert
- LSB Inn-Salzach: Natur- und Kulturraum



Preise:	Berichte der ANL	Beihefte	LPK	Informationen	CD's	Diaserien	Plakate	:Preise
----------------	-------------------------	-----------------	------------	----------------------	-------------	------------------	----------------	----------------

Berichte der ANL

Die seit 1977 jährlich erscheinenden Berichte der ANL enthalten Originalarbeiten, wissenschaftliche Kurzmittelungen und Bekanntmachungen zu zentralen Naturschutzproblemen und damit in Zusammenhang stehenden Fachgebieten.

Heft 1-4 (1979)	(vergriffen)
Heft 5 (1981)	DM 23,-
Heft 6 (1982)	DM 34,-
Heft 7 (1983)	DM 27,-
Heft 8 (1984)	DM 39,-
Heft 9 (1985)	DM 25,-
Heft 10 (1986)	DM 48,-
Heft 11 (1987)	(vergriffen)
Heft 12 (1988)	(vergriffen)
Heft 13 (1989)	(vergriffen)
Heft 14 (1990)	DM 38,-
Heft 15 (1991)	DM 39,-
Heft 16 (1992)	DM 38,-
Heft 17 (1993)	DM 37,-
Heft 18 (1994)	DM 34,-
Heft 19 (1995)	DM 39,-
Heft 20 (1996)	DM 35,-
Heft 21 (1997)	DM 32,-
Heft 22 (1998)	(in Vorbereitung)
Heft 23 (1999)	(in Vorbereitung)

Beihefte zu den Berichten

Beihefte erscheinen in unregelmäßiger Folge und beinhalten die Bearbeitung eines Themenbereichs.

Beiheft 1

HERINGER J.K.: Die Eigenart der Berchtesgadener Landschaft – ihre Sicherung und Pflege aus landschaftsökologischer Sicht, unter besonderer Berücksichtigung des Siedlungswesens und Fremdenverkehrs. 1981. 128 S. mit 129 Fotos. DM 17,-

Beiheft 2

Pflanzen- und tierökologische Untersuchungen zur BAB 90 Wolnzach-Regensburg. Teilabschnitt Elsendorf-Saahaupt. 71 S., Abb., Ktn., 19 Farbfotos. DM 23,-

Beiheft 3

SCHULZE E.-D. et al.: Die pflanzenökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken. = Beiheft 3, T. 1 zu den Berichten der ANL. DM 37,-

ZWÖLFER, H. et al.: Die tierökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken. = Beiheft 3, T. 2 zu den Berichten der ANL. DM 36,-

Beiheft 4

ZÄHLHEIMER, W.: Artenschutzgemäße Dokumentation und Bewertung floristischer Sachverhalte – Allgemeiner Teil einer Studie zur Gefäßpflanzenflora und ihrer Gefährdung im Jungmoränengebiet des Inn-Vorland-Gletscher (Oberbayern). 143 S., 97 Abb. und Hilfskärtchen, zahlr. Tab., mehrere SW-Fotos. DM 21,-

Beiheft 5

ENGELHARDT W., OBERGRUBER R. und REICHHOLF J.: Lebensbedingungen des europäischen Feldhasen (*Lepus europaeus*) in der Kulturlandschaft und ihre Wirkungen auf Physiologie und Verhalten. DM 28,-

Beiheft 6

MELZER A. und MICHLER G. et al.: Ökologische Untersuchungen an südbayerischen Seen. 171 S., 68 Verbreitungskärtchen, 46 Graphiken, zahlr. Tab. DM 20,-

Beiheft 7

FOECKLER Francis: Charakterisierung und Bewertung von Augewässern des Donauraumes Straubing durch Wassermolluskengesellschaften. 149 S., 58 Verbreitungskärtchen, zahlr. Tab. u. Graphiken, 13 Farbfotos. DM 27,-

Beiheft 8

PASSARGE Harro: Avizönosen in Mitteleuropa. 128 S., 15 Verbreitungskarten, 38 Tab., Register der Arten und Zönosen. DM 18,-

Beiheft 9

KÖSTLER Evelin und KROGOLL Bärbel: Auswirkungen von anthropogenen Nutzungen im Bergland – Zum Einfluß der Schafbeweidung (Eine Literaturstudie). 74 S., 10 Abb., 32 Tab. DM 12,-

Beiheft 10

Bibliographie 1977-1990: Veröffentlichungen der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege. 294 S. DM 15,-

Beiheft 11

CONRAD-BRAUNER Michaela: Naturnahe Vegetation im Naturschutzgebiet „Unterer Inn“ und seiner Umgebung – Eine vegetationskundlich-ökologische Studie zu den Folgen des Staudenbaus 175 S., Zahlr. Abb. u. Karten. DM 44,-

Beiheft 12

Festschrift zum 70. Geburtstag von Prof. Dr. Dr. h.c. Wolfgang Haber; 194 S., 82 Fotos, 44 Abb., 5 Farbkarten (davon 3 Falbkarten), 5 Veg. tab. DM 24,-

- GOPPEL Christoph: Vorwort
- TÖPFER Klaus: Würdigung der Person, Prof. Dr. Dr. h.c. Wolfgang Haber
- Fototeil
- Verzeichnis der wissenschaftlichen Veröffentlichungen von Prof. Dr. Dr. h.c. Wolfgang Haber
- WÖRNLE Peter: Öffentlichkeitsarbeit für den Naturschutz
- TREPL Ludwig: Die Diversitäts-Stabilitäts-Diskussion in der Ökologie
- GANZERT Christian: Konzeption für eine ökologische Agrarlandschaftsforschung
- SCHREIBER Karl-Friedrich: Muß eine sekundär-progressive Sukzession immer nach bekannten Modellvorstellungen ablaufen? – Gegenbeispiele aus den Bracheversuchen Baden-Württembergs
- RUTHSATZ Barbara: Erfolgskontrolle von Biotopsicherungsmaßnahmen im Niedermoorgrünland eines NSG in der westpfälzischen Moorniederung bei Kaiserlautern
- ELLENBERG Heinz: Wiesensterben auf Island. – Eine Rück- und Vorschau
- OTTE Annette; Steffi SCHÖFMANN; Inge SCHNIEPP und Ursula DORNER (mit einem Beitrag von Wolfgang BRAUN): Eine Kulturlandschaft auf der Roten Liste – Rekonstruktion des Nutzungsgefüges und der Vegetation einer traditionellen Kulturlandschaft am südbayerischen Alpenrand: Landbewirtschaftung in Kochel am See in den 40er und 50er Jahren
- HOISL Richard: Bodenordnung als Beitrag zur Landschaftsentwicklung
- SPANDAU Lutz und Bertram BORETZKI: Biosphärenreservate als Instrument des Naturschutzes
- GREBE Reinhard: Das Biosphärenreservat Rhön – Vorbild einer umweltgerechten Regionalentwicklung

Landschaftspflegekonzept Bayern

Bd. I.	Einführung	DM 38,-
Bd. II. 1	Kalkmagerrasen	
	Teil 1	DM 45,-
	Teil 2	DM 42,-
Bd. II. 2	Dämme, Deiche und Eisenbahnstrecken	DM 34,-
Bd. II. 3	Bodensaure Magerrasen	DM 39,-
Bd. II. 4	Sandrasen	DM 34,-
Bd. II. 5	Streuobst	DM 34,-
Bd. II. 6	Feuchtwiesen	(derzeit vergriffen)
Bd. II. 7	Teiche	DM 27,-
Bd. II. 8	Stehende Kleingewässer	DM 35,-
Bd. II. 9	Streuwiesen	(derzeit vergriffen)
Bd. II. 10	Gräben	DM 25,-
Bd. II. 11	Agrotopen	
	Teil 1	DM 35,-
	Teil 2	DM 37,-
Bd. II. 12	Hecken- und Feldgehölze	DM 43,-
Bd. II. 13	Nieder- und Mittelwälder	DM 36,-
Bd. II. 14	Einzelbäume- und Baumgruppen	DM 32,-
Bd. II. 15	Geotope	DM 38,-
Bd. II. 16	Leitungsstrassen	DM 25,-
Bd. II. 17	Steinbrüche	(derzeit vergriffen)
Bd. II. 18	Kies-, Sand- und Tongruben	DM 31,-
Bd. II. 19	Bäche und Bachufer	(derzeit vergriffen)

Diaserien

- Diaserie Nr. 1
»Feuchtgebiete in Bayern«
50 Kleinbildias mit Textheft. DM 150,-
- Diaserie Nr. 2
»Trockengebiete in Bayern.«
50 Kleinbildias mit Textheft. DM 150,-
- Diaserie Nr. 3
»Naturschutz im Garten«
60 Dias mit Textheft und Begleitkassette. DM 150,-

Informationen

Informationen 1 – Die Akademie stellt sich vor
Falblatt (in deutscher/englischer und französischer Sprache), kostenfrei

Information 2 – Grundlagen des Naturschutzes.
(vergriffen)

Informationen 3 – Naturschutz im Garten – Tips und Anregungen zum Überdenken, Nachmachen und Weitergeben. DM 2,-

Information 4 – Begriffe aus Ökologie, Landnutzung und Umweltschutz. In Zusammenarbeit mit dem Dachverband wissenschaftlicher Gesellschaften der Agrar-, Forst-, Ernährungs-, Veterinär- und Umweltforschung e.V. München.
(derzeit vergriffen: Neuauflage in Vorbereitung; siehe bei CD's!)

Information 5 – Natur entdecken – Ein Leitfaden zur Naturbeobachtung. DM 2,-

Information 6 – Natur spruchreif. (Aphorismen zum Naturschutz) DM 6,-

Information 7 – Umweltbildungseinrichtungen in Bayern DM 15,-

Einzel Exemplare von Info 3, Info 5 und Info 6 werden gegen Zusendung von DM 3,- (für Porto + Verpackung) in Briefmarken ohne Berechnung des Heftpreises abgegeben.

Ab 100 Stück werden bei allen Infos (3/4/5) 10% Nachlaß auf den Heftpreis gewährt.

CD's

Informationseinheit Naturschutz (CD-ROM-Version)

DM 74,-

Die Informationseinheit Naturschutz ist ein Kompendium aus 150 Textbausteinen (jeweils 2-3 Seiten Umfang) und 250 Bildern, die frei miteinander kombiniert werden können. Über Grundlagen des Naturschutzes, Ökologie, Landnutzung, Naturschutz und Gesellschaft, bis hin zum Recht und zur praktischen Umsetzung sind alle wichtigen Bereiche behandelt. Im Anhang wurden außerdem die „Informationen 4: Begriffe aus Ökologie, Landnutzung und Umweltschutz“ mit aufgenommen.

Das neue Medium erlaubt eine einfache und praktische Handhabung der Inhalte. Für den MS-Internet Explorer 4.0 werden mindestens ein 486-Prozessor, ein Arbeitsspeicher von 8 MB unter windows 95 bzw. von 16 MB unter windows NT benötigt.

Lehrhilfen

- Handreichung zum Thema Naturschutz und Landschaftspflege (hrsg. in Zusammenarbeit mit dem Staatsinstitut für Schulpädagogik und Bildungsforschung, München). DM 14,-

Werbung für Naturschutz

- Plakaterie „Naturschutz“:
3 Stück im Vierfarbdruck DIN A2. DM 3,-
+ Verpackungskostenanteil (Rolle) bis 15 Serien. DM 2,-

Herausgegeben vom „Förderverein der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege“:

- Plakat „Der individuelle Quotdoorsportler“ (Wolfsplakat) DM 5,-
+ Versandkosten DM 8,-

- Mousepad „Lebensnah, naturnah, NATURSCHUTZ“ DM 8,-
+ Versandkosten DM 8,-

Faltblätter (kostenfrei)

- „Persönlichkeiten im Naturschutz“
– Prof. Dr. Otto Kraus
– Johann Rueß
– Gabriel von Seidl
- Blätter zur bayerischen Naturschutzgeschichte
– Bayerischer Landesaussschuß für Naturpflege (1905-1936)
- Ökologische Lehr- und Forschungsstation Straß
- „(5b)“
– 5b – Europa in Bayern
(Naturschutz u. Landschaftspflege im ländlichen Raum)
– Wege zu Natur u. Kultur
(Natur- u. Landschaftsführerinnen u. -führer in 5b-Gebieten Bayerns).

Preise:	Laufener Seminarbeiträge	Laufener Forschungsberichte	:Preise
---------	--------------------------	-----------------------------	---------

Laufener Seminarbeiträge (LSB)
(Tagungsberichte)

Zu ausgewählten Seminaren werden Tagungsberichte erstellt. In den jeweiligen Tagungsberichten sind die ungekürzten Vorträge eines Fach- bzw. wissenschaftlichen Seminars abgedruckt.

Diese Tagungsberichte sind ab 1/82 in »Laufener Seminarbeiträge« umbenannt worden.

6/79 Weinberg-Flurbereinigung und Naturschutz.	DM 8,-
7/79 Wildtierhaltung in Gehegen.	DM 6,-
2/80 Landschaftsplanung in der Stadtentwicklung, in dt. und engl. Ausgabe.	DM 9,-/11,-
3/80 Die Region Untermain – Region 1 – Die Region Würzburg – Region 2 –	DM 12,-
9/80 Ökologie und Umwelthygiene.	DM 15,-
1/81 Stadtökologie.	(vergriffen)
2/81 Theologie und Naturschutz.	DM 5,-
3/81 Greifvögel und Naturschutz.	(vergriffen)
4/81 Fischerei und Naturschutz.	(vergriffen)
5/81 Fließgewässer in Bayern.	(vergriffen)
6/81 Aspekte der Moornutzung.	(vergriffen)
7/81 Beurteilung des Landschaftsbildes.	(vergriffen)
8/81 Naturschutz im Zeichen knapper Staatshaushalte.	DM 5,-
9/81 Zoologischer Artenschutz.	DM 10,-
10/81 Naturschutz und Landwirtschaft.	(vergriffen)
11/81 Die Zukunft der Salzach.	DM 8,-
12/81 Wiedereinbürgerung gefährdeter Tierarten.	(vergriffen)
13/81 Seminarergebnisse der Jahre 76-81.	(vergriffen)
1/82 Der Mensch und seine städtische Umwelt- humanökologische Aspekte.	(vergriffen)
2/82 Immissionsbelastungen ländlicher Ökosysteme.	(vergriffen)
3/82 Bodennutzung und Naturschutz.	DM 8,-
4/82 Walderschließungsplanung.	DM 9,-
5/82 Feldhecken und Feldgehölze.	DM 25,-
6/82 Schutz von Trockenbiotopen – Buckelfluren.	DM 9,-
7/82 Geowissenschaftliche Beiträge zum Naturschutz.	(vergriffen)
8/82 Forstwirtschaft unter Beachtung forstlicher Ziele und der Naturschutzgesetzgebung.	(vergriffen)
9/82 Waldweide und Naturschutz.	(vergriffen)
1/83 Dorfkologie – Das Dorf als Lebensraum/	(vergriffen)
+1/84 Dorf und Landschaft. Sammelbd.	(vergriffen)
2/83 Naturschutz und Gesellschaft.	DM 8,-
3/83 Kinder begreifen Natur.	(vergriffen)
4/83 Erholung und Artenschutz.	DM 16,-
5/83 Marktwirtschaft und Ökologie.	(vergriffen)
6/83 Schutz von Trockenbiotopen – Trockenrasen, Triften und Hutungen.	DM 9,-
7/83 Ausgewählte Referate zum Artenschutz.	DM 14,-
8/83 Naturschutz als Ware – Nachfrage durch Angebot und Werbung.	(vergriffen)
9/83 Ausgleichbarkeit von Eingriffen in den Naturhaushalt.	(vergriffen)
1/84 siehe 1/83	
2/84 Ökologie alpiner Seen.	DM 14,-
3/84 Die Region 8 – Westmittelfranken.	DM 15,-
4/84 Landschaftspflegliche Almwirtschaft.	DM 12,-
5/84 Schutz von Trockenbiotopen – Trockenstandorte aus zweiter Hand.	(vergriffen)
6/84 Naturnaher Ausbau von Grünanlagen.	(vergriffen)
7/84 Inselökologie – Anwendung in der Planung des ländlichen Raumes.	DM 16,-
1/85 Rechts- und Verwaltungsaspekte der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung.	(vergriffen)
2/85 Wasserbau – Entscheidung zwischen Natur und Korrektur.	DM 10,-
3/85 Die Zukunft der ostbayerischen Donaulandschaft.	DM 19,-
4/85 Naturschutz und Volksmusik.	DM 10,-
1/86 Seminarergebnisse der Jahre 81-85.	DM 7,-
2/86 Elemente der Steuerung und der Regulation in der Pelagialbiozönose.	DM 16,-
3/86 Die Rolle der Landschaftsschutzgebiete.	DM 12,-
4/86 Integrierter Pflanzenbau.	DM 13,-
5/86 Der Neuntöter – Vogel des Jahres 1985.	DM 10,-
Die Saatkrähe – Vogel des Jahres 1986.	DM 10,-
6/86 Freileitungen und Naturschutz.	DM 17,-
7/86 Bodenökologie.	DM 17,-
8/86 Dorfkologie: Wasser und Gewässer.	(vergriffen)
9/86 Leistungen und Engagement von Privatpersonen im Naturschutz.	DM 5,-
10/86 Biotopverbund in der Landschaft.	DM 23,-
1/87 Die Rechtspflicht zur Wiedergutmachung ökologischer Schäden.	DM 12,-
2/87 Strategien einer erfolgreichen Naturschutzpolitik.	DM 12,-
3/87 Naturschutzpolitik und Landwirtschaft.	DM 15,-

Fortsetzung: Laufener Seminarbeiträge

4/87 Naturschutz braucht Wertmaßstäbe.	DM 10,-
5/87 Die Region 7 – Industrieregion Mittelfranken	DM 11,-
1/88 Landschaftspflege als Aufgabe der Landwirtschaft und Landschaftsgärtners.	DM 10,-
2/88 Dorfkologie: Wege und Einfriedungen.	(vergriffen)
3/88 Wirkungen von UV-B-Strahlung auf Pflanzen und Tiere.	DM 13,-
1/89 Greifvogelschutz.	DM 13,-
2/89 Ringvorlesung Naturschutz.	DM 15,-
3/89 Das Braunkehlchen – Vogel des Jahres 1987 Der Wendehals – Vogel des Jahres 1988.	DM 10,-
4/89 Hat die Natur ein Eigenrecht auf Existenz?	DM 10,-
1/90 Einsatzmöglichkeiten der Fernerkundung in der Landschaftsökologie.	(vergriffen)
2/90 Sicherung und Schaffung von Arbeitsplätzen durch Naturschutz.	DM 12,-
3/90 Naturschutzorientierte ökologische Forschung in der BRD.	DM 11,-
4/90 Auswirkungen der Gewässerversauerung.	DM 13,-
5/90 Aufgaben und Umsetzung des Landschaftspflegerischen Begleitplanes.	(vergriffen)
6/90 Inhalte und Umsetzung der Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP).	(vergriffen)
1/91 Umwelt/Mitwelt/Schöpfung – Kirchen und Naturschutz.	DM 11,-
2/91 Dorfkologie: Bäume und Sträucher.	DM 12,-
3/91 Artenschutz im Alpenraum	DM 23,-
4/91 Erhaltung und Entwicklung von Flußauen in Europa.	DM 21,-
5/91 Mosaik – Zyklus – Konzept der Ökosysteme und seine Bedeutung für den Naturschutz.	DM 9,-
6/91 Länderübergreifende Zusammenarbeit im Naturschutz (Begegnung von Naturschutzfachleuten aus Bayern und der Tschechischen Republik).	DM 17,-
7/91 Ökologische Dauerbeobachtung im Naturschutz.	DM 14,-
1/92 Ökologische Bilanz von Stauräumen.	DM 15,-
2/92 Wald- oder Weideland – zur Naturgeschichte Mitteleuropas.	DM 15,-
3/92 Naturschönerer Bildungs- und Erlebnis-tourismus.	DM 16,-
4/92 Beiträge zu Natur- und Heimatschutz.	DM 21,-
5/92 Freilandmuseen – Kulturlandschaft – Naturschutz.	DM 15,-
1/93 Hat der Naturschutz künftig eine Chance.	DM 10,-
2/93 Umweltverträglichkeitsstudien – Grundlagen, Erfahrungen, Fallbeispiele.	DM 18,-
1/94 Dorfkologie – Gebäude – Friedhöfe – Dorfränder sowie ein Vorschlag zur Dorfbiotopkartierung.	DM 25,-
2/94 Naturschutz in Ballungsräumen.	DM 16,-
3/94 Wasserkraft – mit oder gegen die Natur.	DM 19,-
4/94 Leitbilder, Umweltqualitätsziele, Umweltstandards.	DM 22,-
1/95 Ökosponsoring – Werbestrategie oder Selbstverpflichtung?	DM 15,-
2/95 Bestandsregulierung und Naturschutz.	DM 16,-
3/95 Dynamik als ökologischer Faktor.	DM 15,-
4/95 Vision Landschaft 2020.	DM 24,-
1/96 Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes – naturschutzfachliche Anforderungen	(vergriffen)
2/96 Naturschutzrechtliche Eingriffsregelung – Praxis und Perspektiven	DM 22,-
3/96 Biologische Fachbeiträge in der Umweltplanung	DM 24,-
4/96 GIS in Naturschutz und Landschaftspflege	DM 15,-
5/96 Persönlichkeiten und Prominente nehmen Stellung zum Naturschutz und zur Akademie	(vergriffen)
6/96 Landschaftsplanung – Quo Vadis? Standortbestimmung und Perspektiven gemeindlicher Landschaftsplanung	DM 18,-
1/97 Wildnis – ein neues Leitbild? Möglichkeiten ungestörter Natur-entwicklung für Mitteleuropa	DM 19,-
2/97 Die Kunst des Luxurierens	DM 19,-
3/97 3. Franz-Ruttner-Symposium Unbeabsichtigte und gezielte Eingriffe in aquatische Lebensgemeinschaften	DM 14,-
4/97 Die Isar – Problemfluß oder Lösungsmodell?	DM 20,-
5/97 UVP auf dem Prüfstand	DM 19,-
1/98 Umweltökonomische Gesamtrechnung	DM 13,-
2/98 Schutz der Genetischen Vielfalt	DM 15,-
3/98 Deutscher und Bayerischer Landschaftspflege-tag 1997	DM 14,-
4/98 Naturschutz und Landwirtschaft – Quo vadis?	DM 13,-
5/98 Schutzgut Boden	DM 19,-

Fortsetzung: Laufener Seminarbeiträge

6/98 Neue Aspekte der Moornutzung	DM 23,-
7/98 Lehr-, Lern- und Erlebnis-pfade im Naturschutz	DM 17,-
8/98 Zielarten, Leitarten, Indikatorarten	DM 27,-
9/98 Alpinismus und Naturschutz: Ursprung – Gegenwart – Zukunft	DM 17,-
1/99 Ausgleich und Ersatz	DM 19,-
2/99 Schön wild sollte es sein	DM 18,-
3/99 Tourismus grenzüberschreitend: Naturschutzgebiete Ammergebirge – Außerfern – Lechtaler Alpen	DM 12,-

Laufener Forschungsberichte

Forschungsbericht 1 JANSEN Antje: Nährstoffökologische Untersuchungen an Pflanzenarten und Pflanzengemeinschaften von voralpinen Kalkmagerrasen und Streuwiesen unter besonderer Berücksichtigung naturschutzrelevanter Vegetationsänderungen.	DM 20,-
Forschungsbericht 2 (versch. Autoren): Das Haarmoo – Forschungsergebnisse zum Schutz eines Wiesenbrüteregebietes.	DM 24,-
Forschungsbericht 3 HÖLZEL Norbert: Schneeheide-Kiefernwälder in den mittleren Nördlichen Kalkalpen.	DM 23,-
Forschungsbericht 4 HAGEN Thomas: Vegetationsveränderungen in Kalkmagerrasen des Fränkischen Jura; Untersuchung langfristiger Bestandsveränderungen als Reaktion auf Nutzungsumstellung und Stickstoff-Deposition.	DM 21,-
Forschungsbericht 5 LOHMANN Michael und Michael VOGEL: Die bayerischen Ramsargebiete – Eine kritische Bestandsaufnahme der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege.	DM 14,-
Forschungsbericht 6 WESSELY Helga und Rudi SCHNEEBERGER: Outdoorsport und Naturschutz (Motivationsanalyse von Outdoorsportlern)	DM 17,-

Bezugsadresse:

Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege
Postfach 12 61
D-83406 Laufen/Salzach
Tel. 0 86 82/89 63-32
Fax 0 86 82/89 63-17

1. BESTELLUNGEN
Die Bestellungen sollen eine exakte Bezeichnung des Titels enthalten. Bestellungen mit Rückgaberecht oder zur Ansicht können nicht erfüllt werden.
Bitte den Bestellungen kein Bargeld, keine Schecks und keine Briefmarken beifügen; Rechnung liegt der Lieferung jeweils bei.
Der Versand erfolgt auf Kosten und Gefahr des Bestellers. Beanstandungen wegen unrichtiger oder unvollständiger Lieferungen können innerhalb von 14 Tagen nach Empfang der Sendung berücksichtigt werden.

2. PREISE UND ZAHLUNGSBEDINGUNGEN
Bei Abnahme von 10 und mehr Exempl. jew. eines Titels wird aus Gründen der Verwaltungsvereinfachung ein Mengenrabatt von 10 % gewährt. Die Kosten für die Verpackung und Porto werden in Rechnung gestellt. Die Rechnungsbeträge sind spätestens zu dem in der Rechnung genannten Termin fällig.
Die Zahlung kann nur anerkannt werden, wenn sie auf das in der Rechnung genannte Konto der Staatsoberkasse München unter Nennung des mitgeteilten Buchungskennzeichens erfolgt. Es wird empfohlen, die der Lieferung beigefügten und vorbereiteten Einzahlungsbelege zu verwenden. Bei Zahlungsverzug werden Mahnkosten erhoben und es können ggf. Verzugszinsen berechnet werden. Erfüllungsort und Gerichtsstand für beide Teile ist München. Bis zur endgültigen Vertragserfüllung behält sich die ANL das Eigentumsrecht an den gelieferten Veröffentlichungen vor.

3. Schutzbestimmungen
Die Herstellung von Vervielfältigungen – auch auszugsweise – aus den Veröffentlichungen der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege sowie die Benutzung zur Herstellung anderer Veröffentlichungen bedürfen der schriftlichen Genehmigung unseres Hauses.

