

WIENER MITTEILUNGEN
WASSER · ABWASSER · GEWÄSSER

FLIESSGEWÄSSER
UND IHRE ÖKOLOGIE

BAND 105 - WIEN 1993

UB-TU WIEN



+EM88542302

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER · ABWASSER · GEWÄSSER

BAND 105

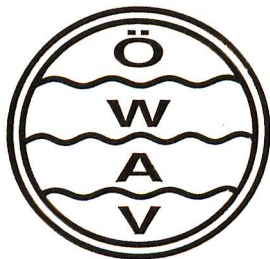
FLIESSGEWÄSSER UND IHRE ÖKOLOGIE

ÖWAV - SEMINAR
WIEN, 11.- 12. NOVEMBER 1992

HERAUSGEBER:

UNIV.DOZ. DIPL.-ING. DR. H. FLECKSEDER
TECHNISCHE UNIVERSITÄT WIEN
INSTITUT FÜR WASSERGÜTE
UND ABFALLWIRTSCHAFT

2015-12035



Österr. Wasser- und
Abfallwirtschaftsverband
Marc Aurel-Str. 5
A - 1010 Wien

gemeinsam mit



Institut für Wassergüte
und Abfallwirtschaft



Institut für Wassergüte
und Abfallwirtschaft
Techn. Universität Wien
Karlsplatz 13/226
A - 1040 Wien

Alle Rechte vorbehalten

Ohne Genehmigung des Institutes ist es nicht gestattet,
das Buch oder Teile daraus zu veröffentlichen.

Druck: Hochschülerschaft TU-Wien Wirtschaftsbetriebe
A-1040 Wien, Gußhausstraße 27-29

Gedruckt auf chlorfrei gebleichtem Papier

ISBN-Nr. 3-85234-005-5

I N H A L T S V E R Z E I C H N I S
WM-Band 105

Uwe H. HUMPESCH

Quantitative Charakterisierung der Lebens-
gemeinschaft in Fließgewässern und ihre
Abhängigkeit von Umweltvariablen A - 1

Albert JAGSCH

Anthropogene Einflüsse auf Fische und
Fischerei in Fließgewässern B - 1

Hellmut FLECKSEDER

Fließgewässer - Von der Quelle zum Meer -
Einbindung in den Stoffhaushalt C - 1

Elisabeth DANECKER

Photoautotrophe und heterotrophe Organismen
als Indikatoren der Verunreinigung von
Fließgewässern D - 1

Wolfgang RODINGER

Ökotoxikologische Wirkung von Stoffen E - 1

Norbert MATSCHÉ, Dietmar MOSER

Die Immissionsverordnung F - 1

Gernot BRETSCHKO

Niederschlagsereignisse, Hochwässer
und Fließgewässerökologie G - 1

Klaus MICHOR

Das Gewässerbetreuungskonzept -
ein generelles, ökologisch orientiertes
wasserwirtschaftliches Planungsinstrument H - 1



VORWORT

Das Befassen mit Aufgaben aus dem Bereich der Fließgewässer hat beim ÖWAV (Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband) schon eine längere Tradition, wenngleich bei bisherigen Veranstaltungen eher der Hochwasserschutz und früher die Nutzung der Gewässer zur Erzeugung von Wasserkraft im Vordergrund standen.

Die Auffassungen, welche Ziele in der Wasserwirtschaft eigentlich anzustreben sind, sind, genauso wie auch die sonstigen Zielvorstellungen menschlicher Gemeinschaften, wandelbar. Aus hier nicht weiter darzustellenden Gründen ist der Zwang, den frühere Generationen in der Nutzung der Überschwemmungsebenen zur menschlichen Ernährung sahen, heute nicht mehr gleich groß. Dies führt u.a. dazu, daß wir uns heute darüber unterhalten können, ob wir die vor den Flußbaumaßnahmen des späten 19. und frühen 20. Jahrhunderts vorhandenen Überschwemmungsebenen zumindest partiell wieder für ihre ursprünglichen Aufgaben nutzen wollen bzw. können. Die Umsetzung derartiger Ziele ermöglicht den Fließgewässern eine bessere Einbindung in die Landschaft, aber auch eine bessere Erfüllung der Vernetzungsfunktion, als dies in den vergangenen zwei oder drei Generationen möglich war.

Diese Entwicklung als auch die Tatsache, daß das Zusammenwirken von Hydrobiologen, Flußbauern und Siedlungswasserwirtschaftlern bisher in Österreich eher auf einer informellen Ebene vor sich ging, waren die Gründe, eine Tagung mit dem Titel "Die Ökologie der Fließgewässer" im Rahmen des ÖWAV zu veranstalten. Der Termin dafür wurde für den 11. und 12. November 1992 festgelegt. Für die Erstellung des Vortragsprogrammes war die beim Verband Schweizerischer Abwasserfachleute (VSA) zu diesem Thema durchgeführte Tagung eine gewisse Richtschnur.

Die Beschreibung der Lebensgemeinschaft in Fließgewässern und

deren Abhängigkeit von Umweltvariablen bildet den Auftakt der Beiträge, gefolgt von einer Arbeit über anthropogene Einflüsse auf Fische und die Fischerei in Fließgewässern, darauf folgen die Einbindung der Fließgewässer in den Stoffhaushalt, die Darstellung phototropher und heterotropher Organismen als Indikatoren der Verunreinigung von Fließgewässern, die ökotoxikologische Wirkung von Stoffen, Belange zu Immissionsbetrachtungen (denn die zu erlassende Immissionsverordnung ist zum Zeitpunkt der Vortragsveranstaltung noch nicht erschienen), der Zusammenhang zwischen Niederschlagsereignissen, Hochwässern und der Fließgewässerökologie sowie schließlich ein flußbaulicher Beitrag zu generellen, ökologisch orientierten wasserwirtschaftlichen Planungen. Natürlich sind nicht alle an Fließgewässern künftig wichtigen Fragen hier behandelt. Dazu zählen z.B. Fragen der Hygiene (vor allem mit Bezug auf die künftig ansteigende Freizeitnutzung, denn "natürliche" Gewässer haben einen anderen Erlebniswert als übermäßig mit Abwasser belastete und in alter Weise regulierte Gewässer), aber auch verschiedenste flußbauliche Fragestellungen und deren Einbindung in den wasserwirtschaftlichen Zusammenhang.

Gehen wir von der "Ganzheit Fließgewässer" aus, so sind wir alle, wir Vortragende und Sie Zuhörende, aber, wie ich auch hoffe, in der Diskussion eifrig Mitwirkende, dazu aufgerufen, Belange rund um Fließgewässer zu erfassen und offenzulegen. Ich bin sicher, daß bei einem solchen Vorgehen jeder vom anderen lernen kann und hoffe, daß unser Kenntnisstand wächst. Die hier nicht abgedeckten Fragen werden zu anderer Gelegenheit einmal nachzuholen sein.

Ich bedanke mich bei allen Vortragenden, das "Joch der Abfassung eines schriftlichen Beitrages" trotz der nachträglichen Bitte auf sich genommen zu haben, aber auch für den Vortrag bei der Veranstaltung. Ich bedanke mich auch bei meinen Institutskollegen, daß sie mich bei der Organisation der Drucklegung unterstützten. Dem ÖWAV ist für das Podium, das er zur Abwicklung dieser Veranstaltung bot, zu danken.

QUANTITATIVE CHARAKTERISIERUNG DER LEBENSGEMEINSCHAFT IN FLIESSGEWÄSSERN UND IHRE ABHÄNGIGKEIT VON UMWELTVARIABLEN

Humpesch U. H.

Abstract

Anhand der Beziehung zwischen der Struktur des Lebensraumes und der Besiedlungsstruktur der Massenformen der Tiergemeinschaft bei Stromkilometer 2005 der Donau, des Schlüpfens aus dem Ei von zehn Steinfliegenarten und des Lebenszyklus einer Köcherfliegenart wird gezeigt welche Voraussetzungen erfüllt werden müssen, um das wissenschaftliche Management für Fließgewässer weiterentwickeln zu können.

1. Einleitung

Die Zielsetzungen der quantitative (Fließgewässer-) Ökologie sind:

- die Entwicklung und Prüfung ökologischer Theorien, wie z. B. die Regulation von Populationen;
- die Beschreibung von Beziehungen mittels mathematischer Modelle, deren Parameter möglichst eine Relevanz zur Ökologie des/r Organismus/en hat;
- die quantitative Erfassung der natürlichen zeitlichen und räumlichen Schwankungsbreite der ökologischen Abläufe und deren Prognose für zukünftige Entwicklungen.

Daraus soll schließlich das Verstehen über das ökologische System bzw. seiner Kompartimente abgeleitet werden, das Maßnahmen für den Erhalt und das Management des entsprechenden Systems erlaubt.

Ein Bestandteil der Lebensgemeinschaft in Fließgewässern sind die bodenbewohnenden wirbellosen Tiere einer Größe von $>0.6\text{mm}$, das sogenannte Makrozoobenthos. Ihre Aufgabe im System kann folgendermaßen charakterisiert werden:

- sie bereiten das ins System gelangende organische Material auf und sind demnach Bioakkumulatoren;

- sie sind Glieder der Nahrungskette, z.B. für Fische und, sofern sie flugfähige Stadien haben, auch für terrestrische und aquatische wirbellose - und Wirbeltiere;
 - sie indizieren die Güte eines Fließgewässers.
- Diese Aufgaben rechtfertigen die wissenschaftliche Beschäftigung mit dieser Tiergruppe im Sinn der quantitativen Ökologie.

2. Beziehung zwischen der Struktur des Lebensraumes und der Besiedlungsstruktur der Massenformen; am Beispiel der Tiergemeinschaft der Donau bei Stromkilometer 2005

2.1 Beziehung zwischen Arten- und Individuenzahl

Die Erarbeitung der Beziehung einer Tiergemeinschaft zu ihrem Lebensraum setzt voraus, daß es sich bei der Tiergemeinschaft um eine solche handelt, deren Artenzahl sich, bezogen auf die Individuenzahl, im Sättigungsbereich befindet. Das ist, wie aus der Abbildung 1 zu ersehen ist, für die Tiergemeinschaft bei Stromkilometer 2005 der Fall.

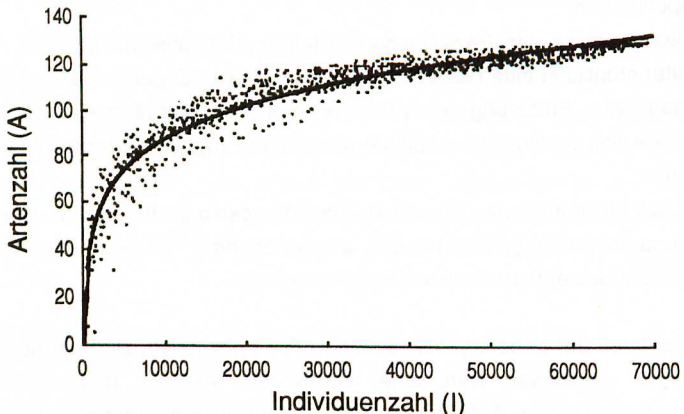


Abb. 1 Beziehung zwischen Arten- und Individuenzahl bei Stromkilometer 2005, beschrieben durch die transzendente Funktion $A=1,13654-1,17669 \cdot \ln(I^2)+1,21826 \cdot (\ln I)^2$ (PETTO, HUMPESECH & ANDERWALD, 1991).

2.2 Ähnlichkeit der Strukturvariablen des Lebensraumes

Mittels Faktorenanalyse lassen sich über die Ähnlichkeit von 15 Strukturvariablen vier unterschiedliche Gruppen bilden (Tab. 1). Durch dieses Vierfaktorenmodell der Faktorenanalyse kann 75% der Variabilität der 15 Strukturvariablen erklärt werden.

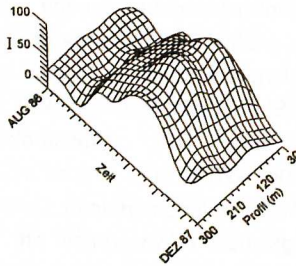
Tabelle 1. Anordnung der Strukturvariablen des Lebensraumes nach ihrer Ähnlichkeit. Angegeben ist die Faktorenladung als Zusammenhangsmaß mit den extrahierten Grundtypen von Variablen (Faktoren P1=hydrologische Variable, P2=flußmorphologische Variable, P3=entwicklungsbedingende Variable, P4=Wassertemperatur), wobei der jeweils größte Zusammenhang durch Unterstreichen hervorgehoben und die sich daraus ergebende Gruppe durch einen Absatz gekennzeichnet wurden. v1=Strömungsgeschwindigkeit am Tag der Aufsammlung (max=Maximum unter der Wasseroberfläche, Am=arithmetisches Mittel im Tiefenprofil, 20cm=20cm über Grund), v2=mittlere Strömungsgeschwindigkeit zwischen den Aufsammlungsterminen, Q=Durchfluß bei Pegel Kienstock in m³, U=Umlagerungsindex, z=Wassertiefe am Tag der Aufsammlung in m, Q₃=75% Quantile, Md=Median, D=mittlerer Korndurchmesser, Q₁=25%Quantil, O=Geschiebeoberfläche, t=Zeit über den Untersuchungszeitraum, L=Lückenraumvolumen, T=Wassertemperatur (PETTO, 1991).

Variable	P1	P2	P3	P4
v1(Am)	<u>,96</u>	-,02	,15	-,08
v2	<u>,95</u>	-,07	,11	-,14
v1(max)	<u>,95</u>	,08	-,01	-,06
Q	<u>,88</u>	,26	,04	-,09
U	<u>,82</u>	-,37	,04	-,25
z	<u>,74</u>	,29	-,19	,22
v1(20cm)	<u>,69</u>	-,20	,09	,30
Q ₃	-,11	<u>,95</u>	-,08	,00
Md	-,10	<u>,92</u>	-,10	-,05
D	-,06	<u>,88</u>	-,04	-,02

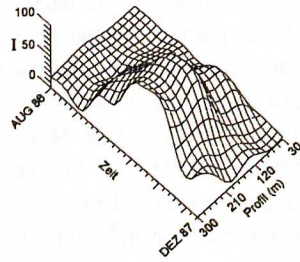
(Fortsetzung der Tabelle 1)

Q ₁	,08	<u>,87</u>	-,07	,02
O	-,01	<u>-,73</u>	-,13	,22
t	-,11	-,07	<u>,83</u>	,06
L	,02	,14	<u>,53</u>	-,04
T	-,06	-,06	-,01	<u>,93</u>

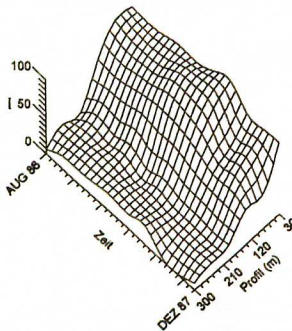
(a) Strömungsgeschwindigkeit



(c) Umlagerung



(b) Korngröße



(d) Wassertemperatur

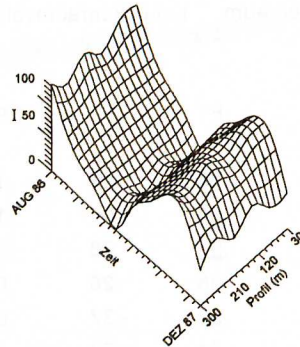


Abb. 2. Trenddarstellung der Strukturvariablen (P1 bis P4). Zeit=Untersuchungszeitraum mit den Aufsammlungsterminen August 1986 bis Dezember 1987, Profil=Entnahmestellen 30m, 90m, 200m und 300m vom rechten Ufer über das Profil, Y-Achse ist standardisiert (PETTO, 1991).

Aus jeder der Faktorengruppe kann stellvertretend eine Strukturvariable ausgewählt werden, so daß sich mit insgesamt nur vier Variablen die Struktur des Lebensraumes übersichtsartig, ohne großen Informationsverlust, charakterisieren läßt (Abb. 2).

2.3 Ähnlichkeit der Besiedlungstypen

Die in Tabelle 2 aufgelisteten Taxa lassen sich mittels Faktorenanalyse in sechs möglichst unterschiedliche Gruppen unterteilen. Die Ordnung dieser sechs Besiedlungstypen erfolgt nach der Verteilung ihrer Individuendichten über den Untersuchungszeitraum und im Gewässerprofil. Durch dieses Sechsfaktorenmodell der Faktorenanalyse können 78% der auf zeitliche und

Tabelle 2. Übersicht über die Ähnlichkeit von ausgewählten Taxa auf unterschiedlichem Niveau und ihre Zuordnung zu Besiedlungstypen die sich aus der ähnlichen Verteilung der Individuendichten über die Aufsammlungstermine und die Entnahmestellen ergeben. Angegeben ist die Faktorenladung als Zusammenhangsmaß mit den aus jeder Gruppe extrahierten Besiedlungstypen (Faktoren F1 bis F6), wobei die 10 bedeutendsten Taxa auf höherem Niveau und der jeweils größte Zusammenhang unterstrichen hervorgehoben und die sich daraus ergebende Gruppe durch einen Absatz gekennzeichnet wurden; Ges. Ind.=Gesamtindividuenzahl (PETTO, 1991).

Taxa	F1	F2	F3	F4	F5	F6
<i>Hydropsyche</i>	<u>,94</u>	,13	,14	-,01	,11	-,04
<u>Trichoptera</u>	<u>,93</u>	,28	,06	,03	,04	,03
<u>Mollusca</u>	<u>,88</u>	-,10	,09	-,11	,03	,01
<u>Isopoda</u>	<u>,84</u>	,02	,33	-,07	,16	-,10
RestTrichoptera	<u>,82</u>	,00	,24	,17	,23	-,10
<i>Brachycentrus</i>	<u>,60</u>	,46	-,11	,07	-,10	,16
<u>Oligochaeta</u>	,03	<u>,95</u>	,04	,16	,03	-,00
<i>Chaetogaster</i>	,04	<u>,94</u>	,02	-,07	,05	,01
<u>Ges. Ind.</u>	,27	<u>,92</u>	,11	,16	,09	,00
Restliche Arten	,04	<u>,76</u>	,14	,00	,00	-,05
Chironomidae	,17	<u>,73</u>	,15	,20	,25	-,00

(Fortsetzung der Tabelle 2)

<u>Amphipoda</u>	,23	,28	,92	-,03	,01	,00
RestAmphipoda	,34	-,10	,75	-,03	-,06	,06
<i>Corophium</i>	,03	,50	,66	-,02	-,03	-,05
<u>Simuliidae</u>	-,15	-,06	,03	,80	,08	,24
<i>Propappus</i>	-,02	,38	,08	,75	-,05	-,04
Chironomidae-Puppen	,13	,06	-,13	,65	-,09	-,09
<u>Ephemeroptera</u>	,16	,06	-,00	-,03	,83	-,04
<u>Limoniidae</u>	,10	,13	,04	-,03	,80	,05
<u>Hirudinea</u>	,00	-,02	,02	,05	,01	,96

räumliche Schwankungen der Besiedlungsdichten zurückgehende Variabilität der Tiergemeinschaft erklärt werden. Für jede dieser sechs Besiedlungstypen wurde über die Faktorenwerte der theoretische räumliche und zeitliche Trend ihrer Individuendichten rekonstruiert (Abb. 3).

2.4 Modell der getrennten Wirkung

Das Modell der getrennten Wirkung der vier Strukturvariablen des Lebensraumes untersucht den Einfluß dieser Variablen auf die Individuendichte der sechs Besiedlungstypen. Die unabhängige Wirkung der vier Strukturvariablen läßt sich aus Tabelle 3(a) und Abbildung 4 folgendermaßen ablesen.

Die wichtigsten Variablen für den ersten Besiedlungstyp waren der mittlere Korndurchmesser und die mittlere Strömungsgeschwindigkeit, die größten Individuendichten lagen bei ersterem bei $\varnothing 50\text{mm}$ und bei $v=0,6\text{m sec}^{-1}$ bei letzterem. Die Variablen Zeit und die Wassertemperatur spielten für die Entwicklung der Individuendichten eine untergeordnete Rolle.

Die wichtigsten Variablen für den dritten Besiedlungstyp waren die mittlere Wassertemperatur und die Zeit. Für die übrigen Variablen konnte kein gesicherter Zusammenhang analysiert werden.

Die wichtigste Variable für den sechsten Besiedlungstyp war die mittlere Strömungsgeschwindigkeit, die größten Individuendichten lagen bei $v>1,6\text{m sec}^{-1}$.

Für die übrigen Variablen konnte kein gesicherter Zusammenhang analysiert werden.

Für die Besiedlungstypen zwei, vier und fünf konnten keine gesicherten Zusammenhänge erfaßt werden.

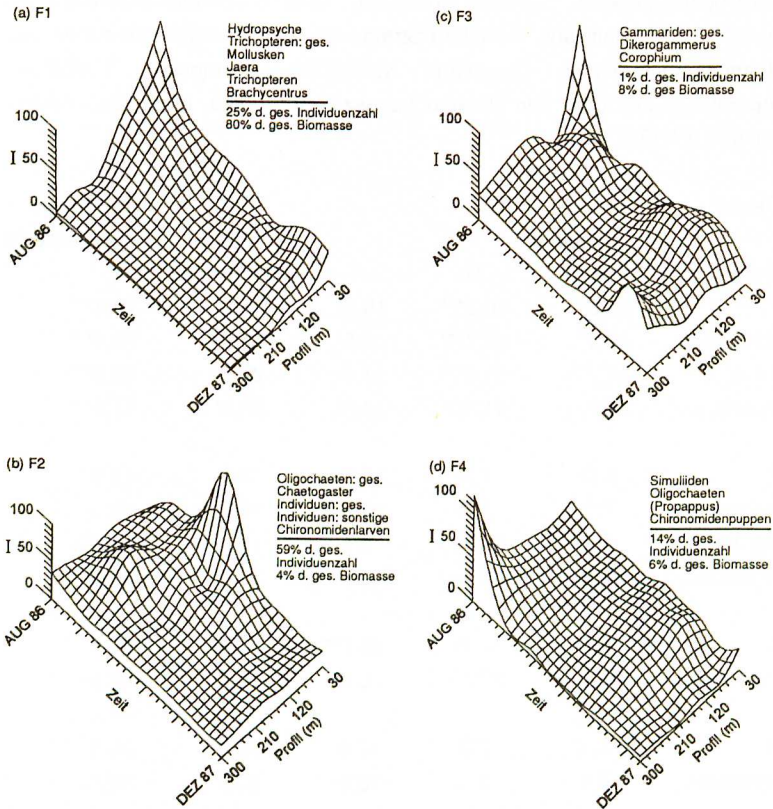


Abb. 3. Trenddarstellung für die Besiedlungstypen (F1 bis F6) und für zuordenbare Taxa auf höherem Niveau. Zeit=Untersuchungszeitraum mit den Aufsammlungsterminen August 1986 bis Dezember 1987, Profil=Entnahmestellen 30m, 90m, 200m und 300m vom rechten Ufer über das Profil, I=Individuendichte zwischen 0 und 100 standardisiert (PETTO, 1991).

Tabelle 3. Beziehung zwischen den vier Strukturvariablen des Lebensraumes und den sechs Besiedlungstypen (F1 bis F6) und deren zuordenbare Taxa auf höherem Niveau. Angegeben ist das Bestimmtheitsmaß (R^2) für das Modell (a) der getrennten und (b) der gemeinsamen Wirkung der Strukturvariable. ***= $\alpha < 0.001$ hochsignifikant, **= $\alpha < 0.01$ signifikant, *= $\alpha < 0.05$ schwach signifikant und = $\alpha > 0.05$ nicht signifikant; v=mittlere Strömungsgeschwindigkeit zwischen den Aufsammlungsterminen, D=mittlerer Korngrößendurchmesser, T=Wassertemperatur, t=Zeit über den Untersuchungszeitraum; Ges. Ind.=Gesamtindividuenzahl (PETTO, 1991).

Wirkung Variable	(a) getrennte				(b) gemeinsame
	v	D	T	t	
F1	33,0**	50,3***	10,2-	26,1*	79,3***
Trichoptera	30,2*	56,7***	5,5-	17,7-	79,4***
Mollusca	40,7**	51,5***	11,4-	28,3*	79,0***
Isopoda	22,2-	41,9**	14,5-	25,3*	71,6**
F2	6,0-	7,2-	19,8-	18,1-	49,8-
Oligochaeta	7,0-	8,3-	12,9-	10,9-	46,0-
Ges. Ind.	1,6-	17,7-	9,1-	11,4-	51,5-
Chironom.	21,1-	4,7-	5,6-	15,4-	37,3-
F3	4,7-	11,7-	33,7**	28,2*	40,4-
Amphipoda	16,1-	37,2**	8,4-	7,5-	48,9-
F4	2,3-	7,2-	12,6-	22,0-	30,8-
Simuliidae	8,1-	3,2-	18,6-	25,9*	36,0-
F5	1,1-	10,3-	9,4-	5,0-	43,8-
Ephem.	17,7-	21,3-	3,3-	1,9-	40,7-
Limoniidae	1,4-	28,1*	4,5-	9,7-	62,1*
F6	34,8**	10,4-	18,0-	19,2-	60,6*
Hirudinea	37,5**	10,4-	19,7-	16,3-	58,9-

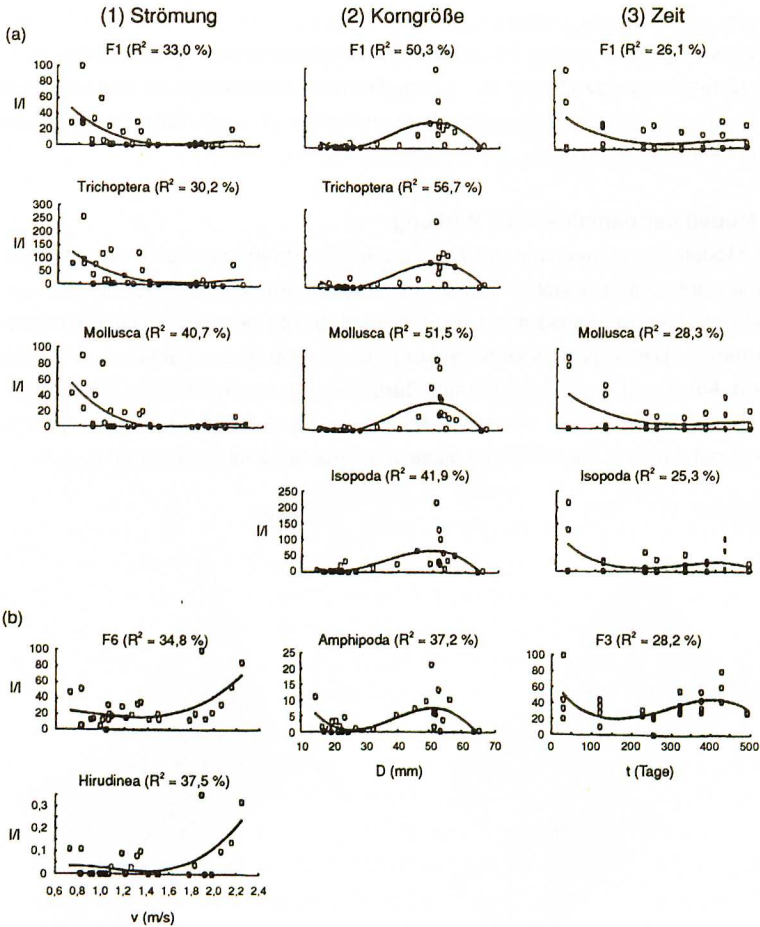


Abb. 4. Beziehung zwischen drei ausgewählten Strukturvariablen des Lebensraumes, 1. Strömung, 2. Korngröße, 3. Zeit über den Untersuchungszeitraum, und der Individuendichte pro Liter Sediment (I/I). (a) für den ersten Besiedlungstyp mit den zuordenbaren Taxa auf höherem Niveau, Trichoptera, Mollusca und Isopoda; (b) für den dritten Besiedlungstyp mit dem zuordenbaren Taxon auf höherem Niveau, Amphipoda; (c) für den sechsten Besiedlungstyp mit dem zuordenbaren Taxon auf höherem Niveau, Hirudinea. v =mittlere Strömung-

(Fortsetzung der Legende zur Abbildung 4)

sgeschwindigkeit in m sec^{-1} , D =mittlerer Korndurchmesser in mm, t =Zeit über den Untersuchungszeitraum in Tagen. R^2 =Bestimmtheitsmaß in Prozent. Die Werte für die Besiedlungstypen sind zwischen 0 und 100 standardisiert dargestellt (PETTO, 1991).

2.5 Modell der gemeinsamen Wirkung

Das Modell der gemeinsamen Wirkung der vier Strukturvariablen des Lebensraumes untersucht, welchen Einfluß die angeführten vier Strukturvariable den Lebensraumes gemeinsam auf die Individuendichte der sechs Besiedlungstypen haben. Diese gemeinsame Wirkung der vier Strukturvariable ist in Tabelle 3 und Abbildung 5 wiedergegeben. Darüber hinaus können über die Modellwerte die theoretischen Individuendichten im Gewässerprofil und in der Zeit berechnet werden, die nur durch diese vier Strukturvariablen bedingt sind.

(a) Modell: $R^2 = 79,3$

(b) Daten

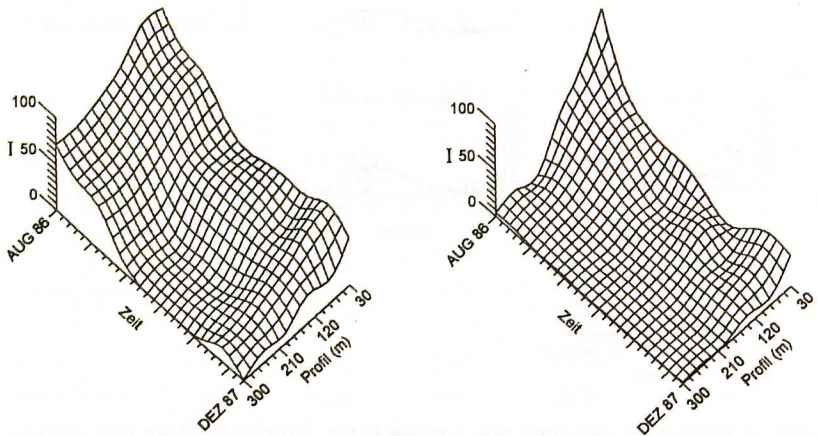


Abb. 5. Vergleich des Trends der (a) Modellwert und (b) Ausgangsdaten für den ersten Besiedlungstyp mit den zuordenbaren Taxa auf höherem Niveau, Trichoptera, Mollusca und Isopoda. Profil=Profil mit den Entnahmestellen 30m, 90m, 200m und 300m, Zeit=Untersuchungszeitraum zwischen August 1986 und Dezember 1987, I =Individuendichten zwischen 0 und 100 standardisiert; R^2 =Bestimmtheitsmaß in Prozent (PETTO, 1991).

Der räumliche und zeitliche Verlauf der Individuendichten des ersten Besiedlungstyps kann zum überwiegenden Teil durch den Verlauf der Strukturvariablen des Lebensraumes erklärt werden (Tab. 3(b); Abb. 5). Für die übrigen Besiedlungstypen war der erklärbare Anteil der Variabilität der Individuendichte in Raum und Zeit durch die Strukturvariablen des Lebensraumes gering.

2.6 Zusammenfassung

1. Für quantitative Vergleiche von Tiergemeinschaften, sind die Ergebnisse aus den Einzeluntersuchungen nur dann vergleichbar, wenn sich die Artenzahl bezogen auf die Individuenzahl der zu vergleichenden Tiergemeinschaften auf demselben Niveau befinden. Andernfalls werden sonst Unterschiede interpretiert, die eigentlich nur auf die unzulängliche Sammelstrategie zurückzuführen sind.

2. Für die Analyse der Beziehung zwischen der Struktur des Lebensraumes und der Besiedlung der Tiergemeinschaft können für den Lebensraum und seine zeitliche Instabilität aus 15 Strukturvariablen die relativ unabhängigen Variablen Strömungsgeschwindigkeit, Bodenstruktur und Wassertemperatur ausgewählt werden, ohne daß dadurch größerer Informationsverlust entstanden wäre. Ergänzt wurden diese drei Variablen um die Variable Sedimentumlagerung, die sowohl eine Abhängigkeit von der Strömung als auch von der Korngröße zeigt. Die gesamte Tiergemeinschaft kann auf Grund ihres zeitlichen und räumlichen Auftretens sechs Teilgemeinschaften zugeordnet werden.

3. Aus der Beziehungen zwischen den vier Variablen des Lebensraumes und den sechs Teilgemeinschaften lassen sich sowohl die Wirkung jeder einzelnen Variablen des Lebensraumes als auch die ihrer Gesamtheit auf die sechs Teilgemeinschaften analysieren. Über das Modell der gemeinsamen Wirkung können zwischen 72% und 79% der Variabilität in Zeit und Raum der ersten Teilgemeinschaft, das sind Trichoptera, Mollusca und Isopoda, über die vier Strukturvariablen erklärt werden. D.h., daß über die Modellwerte der theoretische Entwicklungsverlauf für diese Teilgemeinschaft prognostiziert werden kann, somit ist es auch möglich Änderungen im Entwicklungsverlauf als Folge geänderter Größen der Strukturvariablen zu prognostizieren. Für die übrigen Teilgemeinschaften brachten die Analysen nicht diese Abhängigkeiten. Da aber die erste Teilgemeinschaft 25% der gesamten Individuenzahlen und 80% des

gesamten Biomasse beinhaltet, läßt sich doch für einen hohen Prozentsatz der gesamten Tiergemeinschaft eine Aussage machen.

4. Für das wissenschaftliche Management ergibt sich, daß aus der quantitativen Erfassung der natürlichen zeitlichen und räumlichen Variabilität des Systems Aussagen über signifikante Abweichungen bei den Massenformen möglich sind. Weiters, daß über die Modellbildung, hier die quantitative Erfassung der Beziehung zwischen der Struktur des Lebensraumes und der Struktur der Besiedlung, Prognosen über die Funktionsfähigkeit des Systems möglich sind.
5. Für den methodologischen Ansatz ergibt sich, daß die über die Faktorenanalyse erreichte Reduktion der Variablen einerseits eine Minimierung der Kosten, andererseits eine Optimierung des Probenprogrammes ohne Informationsverlust ermöglicht.

3. Biodiversität

Wird die Biodiversität in einem Habitat angesprochen, so hat die Bearbeitung auf dem Artniveau stattzufinden.

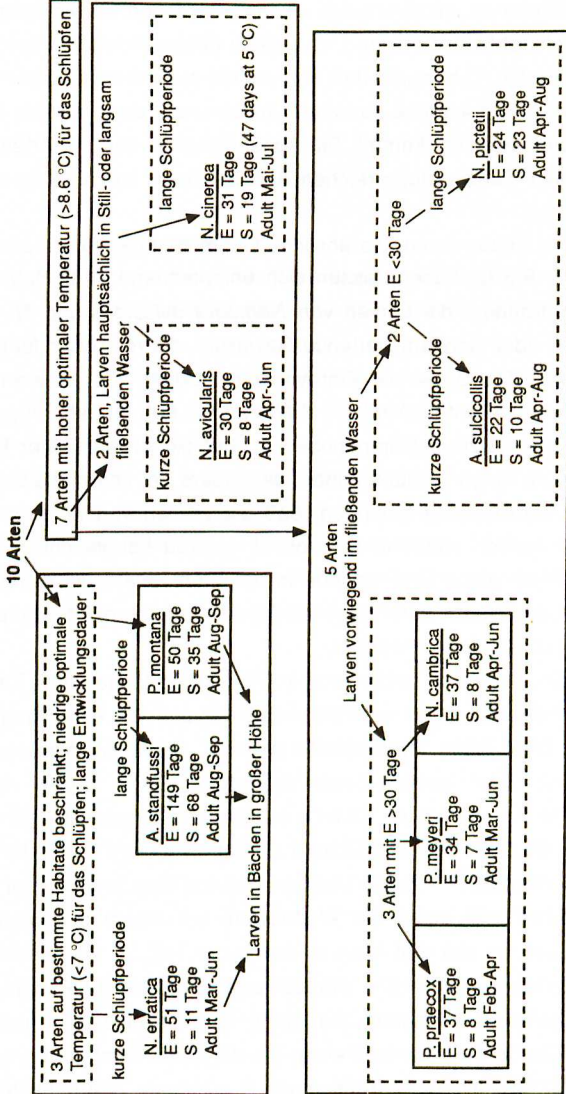
Das Fehlen von Arten in bestimmten Habitaten kann oft natürliche Ursachen haben, die zu klären sind, bevor andere mögliche Gründe in die Diskussion gebracht werden können.

Am Beispiel der Dauer der Embryonalentwicklung, des Schlüpferfolges und der Länge der Schlüpferperiode bei 10 Arten der Familie der Steinfliegen "Nemouridae" soll dieser Zusammenhang, das ist das räumliche und zeitliche Auftreten, dargestellt werden (Tab. 4).

Wesentlich ist, daß die interspezifischen Unterschiede in der Embryonalentwicklung eine Beziehung zum Habitat der Larve und zur Flugzeit der adulten Tiere zeigen und durch das unterschiedliche Auftreten eine Verminderung des möglichen Wettbewerbes zwischen nahe verwandten Arten bedingen.

Die erste Gruppe bestehend aus *Nemoura erratica*, *Amphinemura standfussi* und *Protonemura montana*, unterscheidet sich von den übrigen Arten durch ein geringes Temperaturoptimum ($<7^{\circ}$) für den Schlüpferfolg. Die Larven aller drei Arten werden in Bächen großer Höhen gefunden. Alle drei Arten haben eine lange Embryonalentwicklungsdauer im optimalen Temperaturbereich, aber sie unterscheiden sich in der Dauer der Schlüpferzeit und in ihrer Flugzeit. Während die Adulten von *N. erratica* früh im Jahr fliegen und ihre Schlüpferdauer kurz ist, sind die Adulten von *A. standfussi* und *P. montana* spät im Jahr präsent und

Tabelle 4. Interspezifische Unterschiede der Embryonalentwicklungsdauer im optimalen Temperaturbereich, in Beziehung zu Habitat und Flugzeit von 10 Arten der Familie Nemouridae. E=Dauer der Embryonalentwicklung; S=Zeitraum in dem 10% bis 90% der Eier eines Geleges schlüpfen; Adult=Flugzeit (ELLIOTT, 1988).



ihre Schlüpfdauer dauert sehr lange. Beides, die lange Entwicklungsdauer und die lange Schlüpfdauer bedingen, daß diese beiden Arten erst lange nach der Flugzeit schlüpfen. D.h. auch, daß dort wo sie mit naheverwandte Arten, z. B. mit *P. praecox*, *P. meyeri*, *A. sulcicollis*, vorkommen, es zu keinem Wettbewerb um Raum und Nahrung kommt. Die Abhängigkeiten der drei Arten von niedrigen optimalen Temperaturbereichen kennzeichnen sie als kalt-stenotherme Tiere.

Die restlichen sieben Arten, die ähnliche Optimaltemperaturen für den Schlüpf Erfolg (8,7 - 9,5°C) haben, lassen sich entsprechend ihrer Habitate in zwei Gruppen auftrennen: die Larven von *Nemoura avicularis* und *N. cinerea* bewohnen Still- oder langsam fließende Gewässer, die restlichen fünf Arten reine Fließgewässer. Die Dauer der Embryonalentwicklung von ersteren ist ähnlich, die Schlüpfperiode unterschiedlich. Während die früh im Jahr fliegende Art, *N. avicularis*, eine kurze Schlüpfperiode hat, hat die etwas später im Jahr fliegende Art eine lange Schlüpfperiode, besonders bei tiefen Wassertemperaturen. Diese Unterschiede bedingen, daß die Larven von *N. avicularis* hauptsächlich im Herbst, während die von *N. cinerea* hauptsächlich im Frühjahr wachsen. Durch diese Unterschiede in der Embryonalentwicklung wird ebenfalls wieder der Wettbewerb zwischen nahe verwandten Arten, die in demselben Habitat vorkommen, verringert.

Die restlichen fünf Arten lassen sich auf Grund der Dauer ihrer Embryonalentwicklung in zwei Gruppen unterteilen: die Gruppe mit einer langen Entwicklungsdauer (>30 Tage), *Protonemura praecox*, *P. meyeri*, *Nemoura cambrica*, und die mit einer kurzen Entwicklungsdauer (<30 Tage), *Amphinemura sulcicollis*, *Nemurella pictetii*. Obwohl bei ersterer Gruppe sowohl die Entwicklungsdauer als auch die Schlüpfdauer ähnlich sind, wird durch die leicht unterschiedliche Flugzeit eine totale Überlappung des Vorkommens der Larven gleichen Stadiums und damit der Wettbewerb um Raum und Nahrung eingeschränkt. Dort, wo alle drei Arten in demselben Habitat vorkommen, dominiert meistens *P. meyeri*. Dort, wo *P. praecox* und *P. meyeri* zusammen mit *P. montana* vorkommen verhindert die lange Entwicklungsdauer und die lange Schlüpfperiode von *P. montana* einen Wettbewerb zwischen diesen drei Arten. Dasselbe dürfte auch für *N. erratica* und *N. cambrica* gelten, allerdings werden diese beide Arten selten in demselben Gewässer gefunden.

Für die letzte Gruppe, bestehend aus *A. sulcicollis* und *N. pictetii*, gilt, daß der Unterschied in der Dauer der Schlupfzeit nicht ausreichen dürfte, um einen interspezifischen Wettbewerb um Raum und Nahrung von Larven gleicher Größe zu verhindern. Wenn beide Arten in demselben Habitat vorkommen, ist *A. sulcicollis* immer dominant. Überdies benötigt *A. sulcicollis* immer ein Jahr, um die Entwicklung abzuschließen, *N. pictetii* hingegen ein bis zwei Jahre. Diese Unterschiede sind möglicherweise auf den bereits erwähnten interspezifischen Wettbewerb zurückzuführen.

Dort wo *A. sulcicollis* und *A. standfussi* in demselben Habitat vorkommen verhindert die lange Entwicklungsdauer und Schlupfzeit letzterer einen Wettbewerb zwischen den beiden Arten.

Dieser hier dargestellte Vergleich zeigt, daß sich aus der Ökologie der einzelnen Arten ihr Vorkommen und Fehlen, also die Diversität dieser ganzen Tiergruppe in bestimmten Habitaten erklären läßt.

Alle drei Variable, Dauer der Embryonalentwicklung, des Schlüpferfolges und der Länge der Schlupfperiode, sind quantitativ erfaßt und über mathematische Funktionen beschrieben (ELLIOTT, 1989). Letztere ermöglichen eine Voraussage der Änderungen der Entwicklung dieser Tiere und ihrer Diversität bei geänderten Eingangsgrößen, hier z.B. der Wassertemperatur.

4. Lebensstafel

Ziel der ökologischen Bearbeitung der einzelnen Arten ist die Erstellung von Lebensstafeln, aus der die für die Arten kritischen Lebensstadien ersichtlich werden und aus der sich die Populationgröße ersehen läßt, die eine gewisse Stabilität der Population bedingt.

Als Variable sind zu berücksichtigen: die Zahl der eiablegenden Weibchen und ihre Fekundität, die Anzahl Tiere, die aus den abgelegten Eiern unter verschiedenen Bedingungen schlüpfen und die Eliminationsraten der verschiedenen Entwicklungsstadien.

Das Beispiel der Köcherfliege *Philopotamus montanus* für die Jahresklassen 1966 und 1967 zeigt, daß bis zum Stadium der eiablegenden Weibchen ungefähr 99% der ursprünglichen Population im Eistadium eliminiert werden (Tab. 5). D.h., daß 14 eiablegende Weibchen, als Produkt von ca. 6000 Eiern, genügen, um die Populationdichte der nächsten Generation auf demselben Niveau zu halten.

Tabelle 5. Lebensstapel für *Philopotamus montanus*: Jahresklassen 1966-1967 mit der durchschnittlichen Anzahl der Tiere pro 2,4m² und 95%igem Vertrauensintervall, Anzahl No. elem. bzw. Prozente % elem. der eliminierten Tiere für jedes Stadium und aufsummierte Prozente % elem. aufsum. ausgehend von der ursprünglichen Anzahl abgelegter Eier (ELLIOTT, 1981).

	1966			1967		
	No. elem.	% elem. aufsummiert	% elem. aufsummiert	No. elem.	% elem. aufsummiert	% elem. aufsummiert
Gesamtzahl, die das Stadium beginnen				Gesamtzahl, die das Stadium beginnen		
Eiabgelegene Weibchen						
Eizahl pro Weibchen	19			14		
Abgelegte Eier	316 ± 24			316 ± 24		
Davon nicht geschlüpft	6004 ± 456	[64]	[64.0]	4424 ± 336		
Stadium I, II	[2161 ± 164]			[1593 ± 121]		[64.0]
Driftverluste (I)	406	19		296	19	
Mortalität (I, II)	[1145]	[53]		[861]	[54]	
Totalverluste	1551	72	89.8	1157	73	90.1
Sommerpopulation	610 ± 146			436 ± 87		
Driftverluste (IV, V)	241	40		134	31	
Herbstmortalität	[77]	[13]		[70]	[16]	
Totalverluste	318	53	95.1	204	47	94.8
Winterpopulation	292 ± 67			232 ± 101		
Driftverluste (V)	66	23		57	25	
Tote Praepupen	48 (6-173)	16		24 (1-134)	10	
Tote Puppen	72 (15-210)	25		72 (15-210)	31	
Andere Verluste	[16]	[5]		[7]	[3]	
Totalverluste	202	69	98.5	160	69	98.4
Schlüpfende Adulte	90			72		
Errunkene Adulte	79 (35%)	12		65 (37%)	10	
Adulte (% Weibchen)	28			24		
Weibchen						
Weibchenmortalität		[50]			[38]	
Eiabgelegene Weibchen	14			15		

Die Eliminationsraten der einzelnen Stadien sind zum Teil sehr unterschiedlich, ungefähr 90% der Anfangspopulation im Eistadium überlebten das Eistadium, das erste und zweite Larvenstadium nicht, ungefähr 50% der Sommerpopulation erreichten nicht die Stadien der Winterpopulation und von letztere kamen ungefähr 30% nicht zur Verpuppung. Schließlich starben von der Puppenpopulation dann noch ungefähr 25%. Die Gründe für die Sterblichkeit der einzelnen Stadien sind nicht bekannt, auffallend ist, daß sie in den aufeinanderfolgenden Generationen der Jahresklassen 1966 und 1967 das gleiche Muster zeigte.

Aus der Lebensstafel ist jedenfalls zu ersehen, daß die ersten Lebensstadien, die empfindlichen Stadien sind und somit der zahlenmäßigen Aufbau der Population im wesentlichen von den Vorgängen in diesem Stadium abhängt.

5. Zusammenfassung

An drei Beispielen wurde gezeigt, daß entsprechend der Fragestellung, das Vorkommen von Massenformen, aber auch von seltenen Arten quantitativ definiert werden kann. Die ökologischen Beziehungen und Abhängigkeiten können mathematisch beschrieben werden, über die Konstanten der Beschreibung können bei entsprechend geänderten Eingangsvariablen Veränderungen prognostiziert werden. Beides, das Erfassen der Beziehungen und die Möglichkeit der Abschätzung von Veränderungen sind Voraussetzung für das wissenschaftliche Management in Fließgewässer.

6. Literaturverzeichnis

Elliott, J. M.: A quantitative study of the life cycle of the net-spinning caddis *Philopotamus montanus* (Trichoptera: Philopotamidae) in a Lake District stream. *Journal of Animal Ecology*, 50, 867-883 (1981).

Elliott, J. M.: Egg hatching and resource partitioning in stoneflies (Plecoptera): ten British species in the family Nemouridae. *Journal of Animal Ecology*, 57, 201-215 (1988).

Petto, H.: Quantitative Charakterisierung des Makrozoobenthos der Donau und seine Abhängigkeit von Umweltvariablen (mit besonderer Berücksichtigung der Oligochaeta). Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades an der Formal- und Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Wien (1991).

Petto, H., Humpesch, U. H. & Anderwald, P.: Güte des Wassers der Donau im Bereich der Staustufe Altenwörth (Stromkilometer 1980-2007). 1. Teil: Ist-Zu-

stand im Stauwurzelbereich in den Jahren 1986 und 1987. Österreichische Wasserwirtschaft, 43, 17-23 (1991).

Univ.Doz. Mag. Dr. Uwe H. Humpesch
Institut für Limnologie der Österreichischen Akademie der Wissenschaften
Abteilung Mondsee
Gaisberg 116
5310 Mondsee

ANTHROPOGENE EINFLÜSSE AUF FISCHE UND FISCHEREI

Jagsch A.

1. EINLEITUNG

Die großen Flußsysteme Europas boten seit Jahrtausenden Wohnraum für viele verschiedene Fischarten und brachten auch große Mengen von Fischen hervor. Fische und Krebse waren in früheren Jahrhunderten so häufig, daß sie hauptsächlich als Nahrungsmittel für Diensthofen verwendet wurden. Die Fischreviere an der Donau unterhalb von Wien waren noch im 19. Jahrhundert die Hauptlieferanten des Wiener Fischmarktes. Es wurden dort z.B. 1882 noch rund 700 t Süßwasserfische (davon 2.500 kg Hausen) verkauft. (JUNGWIRTH, 1975). Die zahlreichen Eingriffe in die Fließgewässerökosysteme im ausgehenden 19. Jahrhundert, vorallem aber in den letzten Jahrzehnten, haben zu einem massiven Rückgang der Fischbestände in qualitativer und quantitativer Hinsicht geführt. Wasserbauliche Eingriffe, Energienutzung, Abwasserbelastung, Schifffahrt, Landwirtschaft, Freizeitnutzung, aber auch die fischereiliche Bewirtschaftung haben zur Veränderung der Fischfauna beigetragen und zu tiefgreifenden sozioökonomischen Veränderungen in diesem Bereich geführt.

2. WASSERBAULICHE EINGRIFFE

Schutz von Siedlungen und landwirtschaftlichen Flächen vor Hochwässern, Muren und Lawinen, erhöhter Raumbedarf für Siedlungen und Verkehrsflächen, und Verbesserung der Produktionsmöglichkeiten in der Landwirtschaft, bedingten Begradigungen, Regulierungen und Verrohrungen von Gewässerläufen in einem sehr großen Ausmaß. In einer Studie über die letzten naturnahen Alpenflüsse (MARTINET & DUBOST, 1992) werden nur noch 10% der wichtigsten Flüsse als natürlich oder naturnah eingestuft. Es gibt im Alpenraum keinen größeren Fluß mehr, der in seinem gesamten Verlauf noch unberührt ist. Empfindliche Einbußen natürlicher Fließstrecken müssen aber auch an vielen Bächen niedrigerer Ordnungszahlen registriert werden.

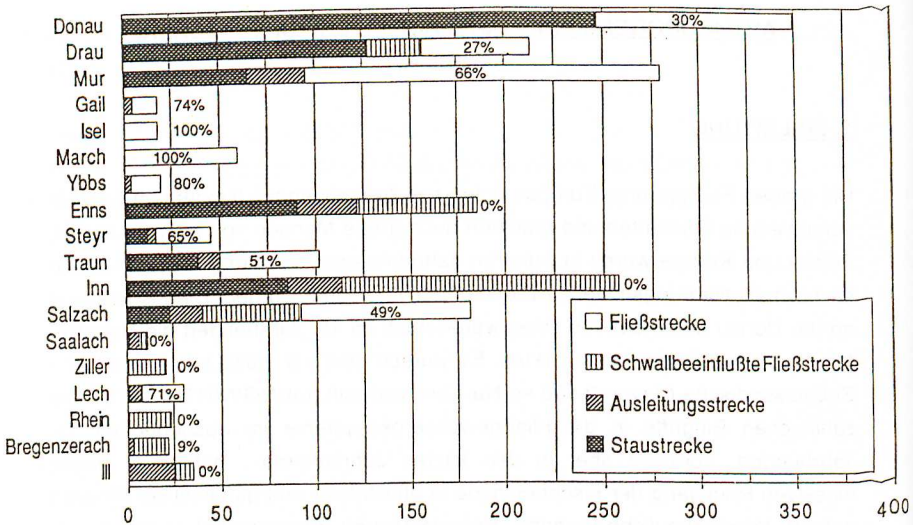


Abb. 1: Darstellung der durch Stau, Ausleitung oder Schwallenfuß beeinträchtigten Fließgewässerabschnitte an 18 untersuchten Flüssen Österreichs (Angaben in km). Aus: MUHAR, 1992

2.1 Regulierungen

Die natürliche, vielgestaltige Gewässermorphologie wird im Zuge von Begräbung, Uferbefestigung und Flußbettabsenkung zwangsläufig monotonisiert. Der Fließgewässer-Lebensraum wird dadurch in vielfacher Weise geschädigt, die Störanfälligkeit des Systems wird stark erhöht. Als Folge der verminderten Rückhaltekraft der Landschaft kommt es zur Beschleunigung des Abflusses, zur Erhöhung der Hochwasserspitzen, vielfach zum Absinken des Grundwasserspiegels, Verlust von Überschwemmungszonen und zu einer weitgehenden Isolierung des eigentlichen Flußbettes von Umland und Altwässern.

Die große Bedeutung vielfältiger Bettstrukturen für die Fischbiozöosen wurde in den vergangenen 10 Jahren von Jungwirth und Mitarbeitern in zahlreichen Arbeiten belegt (z.B. JUNGWIRTH, 1981, 1984, 1992; JUNGWIRTH &

WINKLER, 1983). Es wurde aufgezeigt, daß eine Verminderung bzw. der Wegfall komplexer natürlicher Flußbettstrukturen durch Regulierungen wesentliche Beeinträchtigungen der Fischfauna hinsichtlich Populationsdichte, Biomasse, Artenzahl und Diversität zur Folge hat.

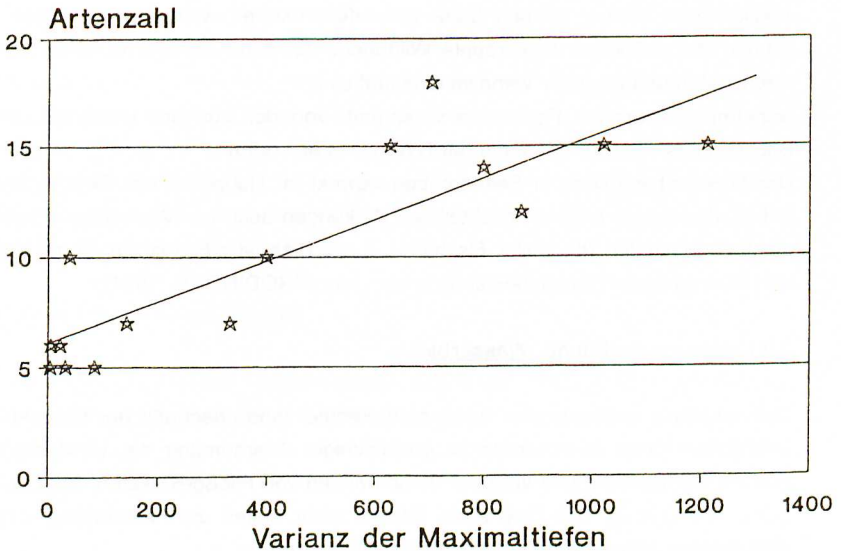


Abb. 2: Beziehung zwischen der Variansz der Maximaltiefen und der Anzahl der vorkommenden Fischarten in 15 Teststrecken von 7 Hügel- und Flachlandflüssen ($r = 0,86$; $p < 0,01$). Aus: JUNGWIRTH, 1984

Zur Stabilisierung einer labilen Gewässersohle werden in vielen Fällen Sohl-schwellen errichtet. Diese stellen für eine große Zahl von Fischarten unüber-windliche Wanderungshindernisse dar. So ergaben z.B. unsere Untersuchungen an der unteren Salzach (JAGSCH, 1990), daß bis zur Sohl-schwelle im Bereich der Stadt Salzburg 16 Fischarten vorkommen, oberhalb dieser Schwelle sind nur noch 5 Arten vertreten.

2.2 Wildbach- und Lawinerverbauung

Harte Wildbachverbauungen mit hohen Sperren, glatter Uferverbauung und verfügter Sohle schließen gute Fischbestände weitgehend aus, da sie Laichwanderungen und natürliche Reproduktion unterbinden und keine Aufenthaltsmöglichkeiten bieten. Bleiben Sohl- und Uferstrukturen weitgehend erhalten, können durch Sperren abgetreppte Wildbäche nur dann annähernd natürliche Fischbestände aufweisen, wenn im Oberlauf eine selbstreproduzierende Population vorkommt, von der aus der unterliegende Bachlauf besiedelt werden kann (MERWALD et al., 1985).

Der Geschieberückhalt in Seitengräben bewirkt im Hauptfluß ein Geschiebedefizit, das neben anderen nachteiligen Wirkungen auch zur Verringerung von Laichmöglichkeiten rheophiler Fischarten führt. Dies ist z.B. mit ein Grund für den Rückgang der Huchenbestände in der Drau (PRODINGER, 1991).

2.3 Landwirtschaftlicher Wasserbau

Die Schaffung größerer und maschinengerechter landwirtschaftlicher Produktionsflächen führte mancherorts zu großflächiger Ausräumung der Landschaft und zur Reduzierung und völligem Verschwinden von Fließgewässern. Begrädigung, Verrohrung und Drainagen führten nicht selten zur Verarmung und völligen Vernichtung von Fisch- und Krebsbeständen.

2.4 Gewässerpflege

Zur Aufrechterhaltung der Abflußleistung und Sicherung des Hochwasserschutzes werden die meisten regulierten Fließgewässer regelmäßig ausgeräumt, die Ufer abgeholzt und vielfach auch gemäht. Dabei geht nicht nur das als wertvolle Struktur, sondern auch als Strukturbildner fungierende Schwemmh Holz verloren (BRETSCHKO & SCHMUTZ, 1992), sondern auch wichtige, im Hochwasserfall strömungsberuhigte Refugialräume für Fische. In kleineren Bächen erstreckt sich die Land/Wasser-Verzahnung auf den gesamten Bachquerschnitt. Beschattung des Gewässers durch überragende Äste, unterspülte Wurzelstöcke als Unterstände, Eintrag von Holz und Laub als Struktur und Nahrungsgrundlage

von Benthosorganismen, und direkter Eintrag von Anflugsahrung sind weitere Faktoren, die sich auf die Fischbiozönose positiv auswirken.

2.5 Feststoffentnahme

Geschiebebaggerungen für Belange der Schifffahrt und Schutzwasserwirtschaft, sowie gewerbliche Schotterentnahmen sind Veränderungen des Geschiebehaushaltes, die eine Verminderung der Strukturvielfalt im Flußbett- und Uferbereich, Veränderung von Kleinhabitaten und eine Gefährdung von Brücken und anderen Bauwerken durch Erosion nach sich ziehen (WIESBAUER, 1992). Schotterentnahmen wirken sich schädigend auf die wirbellose Bodenfauna (Anreicherung von Feinsedimenten im hyporheischen Interstizial) und auf die Bestände kieslaichender Fische aus.

3. WASSERKRAFTNUTZUNG

Besonders tiefgreifende Veränderungen erfährt ein Fließgewässerlebensraum durch Aufstau im Zuge der Energienutzung. Lauf-, Ausleitungs- und Speicherkraftwerke verursachen drastische Änderungen des Abfluß- und Geschieberegimes, Verarmung der strukturellen Vielfalt und Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums.

3.1 Strömung und Sedimentation

In jedem Fließgewässer ist die Strömung der entscheidende milieubestimmende Faktor für die Gewässerbiozönosen (AMBÜHL, 1959; EINSELE, 1960). Mit der Reduzierung der Strömungsgeschwindigkeit in Rückstauräumen kann es zufolge abnehmender Schleppkraft zu großflächiger Versandung bzw. Verschlammung kommen. Die ursprünglichen Flußbettstrukturen werden von Feinsedimenten überlagert, das hyporheische Interstizial wird verlegt. Es kommt zu einer Verarmung der Benthofauna, zum Wegfall von Futterplätzen, zu Sauerstoffmangel für Fischbrut wegen mangelnder Durchströmung des Interstizials und schließlich zum kompletten Wegfall von Laichplätzen für rheophile Fischarten.

3.2 Strukturverarmung

Im ungestauten Fluß herrscht ein Wechselspiel zwischen vielfältigem Strömungsmuster und Bettstruktur. Durch Aufstau und Unterwassereintiefung entstehen monotone, strukturarme, übertiefe, und bei Schwebstoffbelastung auch wenig durchlichtete Wasserkörper. Diese entsprechen in mancher Hinsicht eher dem Lebensraum limnophiler Fischarten, doch sprechen Strukturarmut im Uferbereich und die niedrigen Wassertemperaturen der meisten unserer großen Flüsse gegen die Ausbildung einer derartigen Fischfauna (WAIDBACHER, 1989). In strukturarmen Stauräumen gibt es kaum Einstandsplätze gegen Abschwemmung bei erhöhter Wasserführung, Ruheplätze und Winterungen gehen verloren und führen zu einer Verringerung der Fischbestände.

3.3 Wanderungshindernisse

Zahlreiche Fischarten führen Wanderungen durch. Dies trifft nicht nur auf die bekannten anadromen (Lachs, Stör) und katadromen (Aal) Wanderfische zu; es wandern auch viele andere Fischarten unterschiedlich weite Strecken flußauf oder flußab. Zu diesen rheophilen Halbwanderern gehören vorallem Barbe, Nase, Nerfling, Aitel und Hasel.

Meist stehen diese Wanderungen mit dem Aufsuchen geeigneter Laichplätze in Zusammenhang, doch auch mit dem Wechsel von Futterplätzen und dem Aufsuchen und Verlassen von Winterquartieren. Nach Hochwässern finden Kompensationswanderungen statt, die der Rückeroberung bereits bewohnter Flußabschnitte dienen. Durch die Errichtung von Staumauern werden dem Wandertrieb der Fische unüberwindbare Hindernisse gesetzt, die sich sehr nachteilig auf die Erhaltung der Bestände dieser Wanderformen auswirken.

3.4 Vernetzungsverlust

Flußstau unterbinden weitgehend Verbindungen zu Nebenflüssen, zu Altarmen und Augewässern. Flußfische haben in verschiedenen Lebensabschnitten oft verschiedene Ansprüche an die Qualität des Wohnraums (SCHIEMER & SPINDLER, 1989). Durch die schon erwähnten Strukturverluste und die Abtren-

nung der Nebengewässer vom Hauptstrom stehen die verschiedenen Habitat-typen nicht oder nicht ausreichend zur Verfügung, was zu einem Rückgang der Populationen und zum Artenschwund führt.

3.5 Spiegelschwankungen

Durch Schwellbetrieb, einer besonderen Form der Energiegewinnung, kommt es zu tagesrhythmischen, oft sehr starken Wasserspiegelschwankungen. Dabei werden Laich und Brut der Fische durch das Trockenfallen von Seichtstellen besonders gefährdet. In Tümpeln zurückbleibende Brut und Jungfische verenden wegen der Sauerstoffnot in den zurückbleibenden Tümpeln und sind außerdem eine leichte Beute für Vögel. Regelmäßige Spiegelschwankungen stören die Fische, insbesondere beim Laichvorgang und führen zur Abwanderung. Auf den von Schwellbetrieb betroffenen Flächen kommt es zu einer Verarmung der Benthalfauna und somit zu einer Reduktion des Produktionsvermögens (EINSELE, 1957; JUNGWIRTH et al., 1990).

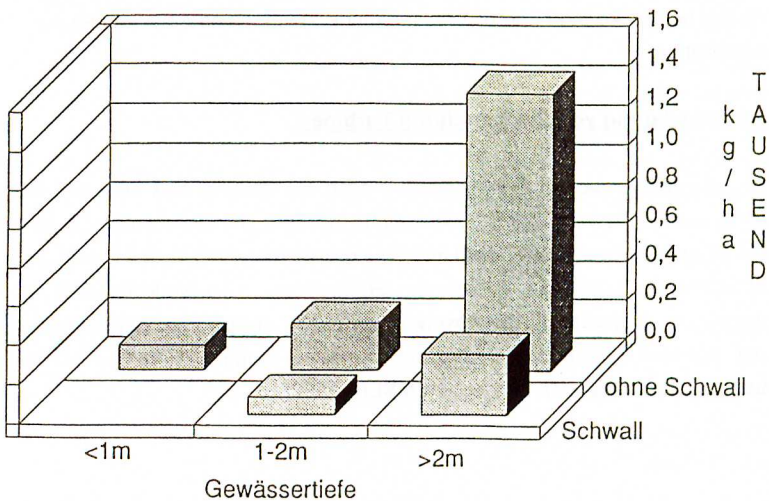


Abb. 3: Einfluß des Schwellbetriebes auf die tiefenspezifische Fischbiomasse der Drau. Aus: JUNGWIRTH et al., 1990

3.6 Stauraumspülungen

Stauraumspülungen stellen für die aquatischen Lebensgemeinschaften einschneidende Ereignisse dar. Die gravierenden Ausfälle bei Fischfauna und Benthosbiozönose im Bereich des gespülten Stauraumes und des flußab anschließenden Abschnittes sind vorallem auf Änderungen der Strömungssituation und extrem hohe Schwebstoffkonzentrationen und Sedimentbildung zurückzuführen.

3.7 Entnahmestrecken

Bei Ausleitungskraftwerken findet man unterhalb der Wehranlage häufig periodisch praktisch trockenfallende Flußabschnitte, wenn nicht für ausreichende Restwassermengen gesorgt ist, was in der Vergangenheit leider oft nicht der Fall war. Solche Strecken sind fischereiwirtschaftlich fast wertlos, von allen anderen negativen Auswirkungen ganz abgesehen. Sie bilden auch Fischfallen, wenn die bei periodischer Wasserführung von unten aufsteigenden Fische bei Rückgang höherer Wasserstände in verschiedenen Vertiefungen zurückbleiben.

3.8 Schädigung von Fischen durch Turbinen

Für abwärtswandernde Fische besteht auch die Gefahr, daß sie beim Durchgang durch Turbinen verletzt oder getötet werden. Die Gefahr der Schädigung nimmt mit der Fischgröße, der Umdrehungszahl, der Anzahl der Flügel und mit abnehmender Größe der Turbine zu. Große langsam laufende Kaplan-turbinen, wie wir sie in großen Flußkraftwerken vorfinden, stellen eine geringere Gefahr dar; schwere Schädigungen können durch rasch laufende Francis- und Pelton-turbinen hervorgerufen werden (HEMSEN, 1960).

4. GEWÄSSERBELASTUNG

4.1. Abwasser

Die in die Gewässer gelangenden Abwässer sind unterschiedlicher Herkunft und vielfältiger Natur. Sie können für die aquatische Lebensgemeinschaft unmittelbar schädlich sein oder auch die Eigenschaften des Gesamtsystems so verändern, daß Schädigungen auftreten (z.B. pH-Wert-Verschiebung). Durch direkte Einwirkung toxischer oder stark sauerstoffzehrender Abwässer kommt es bisweilen zu augenfälligen Fischsterben, die eine gewisse Alarmwirkung bei der Bevölkerung und bei Behörden erzielen. Spektakuläre Fälle sind eher selten, meist werden durch Einwirkung sublethaler Dosen schädlicher Stoffe Organschäden bei Fischen verursacht. Vielfach wird die Fertilität, die Embryonal- und Larvalentwicklung beeinträchtigt (DONALDSON, 1990). Durch Verminderung der Immunabwehr wird die Widerstandskraft der Fische soweit geschwächt, daß sie zusätzlich ein Streß, wie etwa sommerliche Temperatur, Laichzeit, Krankheitserreger, etc. nicht mehr gewachsen sind.

Den Anforderungen der Fische an die Gewässergüte entsprechen die Güteklassen I, I-II, und vielfach II. Bei Gewässergüte II herrschen meist optimale Nahrungsbedingungen, die hohe Fischerträge hervorbringen können. Eine Überschreitung der Gewässergüteklasse II bewirkt eine nachteilige Veränderung des Sauerstoffhaushaltes (O₂-Schwankungen, O₂-Abnahme), eine Zunahme giftiger Abbauprodukte (z.B. Ammoniak) und Schlammablagerungen. Dies führt zu erhöhter Krankheitsanfälligkeit (Parasitosen, Furunkulose, UDN), sowie zu Laich- und Brutaussfällen.

Ein Problem für den Fischverzehr stellen die mitunter arge Geschmacksbeeinträchtigung und die Anreicherung von Schadstoffen dar. So werden z.B. Angler in Berlin durch das do. Fischereiamt per Flugblatt vor hohen PCB-Gehalten (Polychlorierte Biphenyle) gewarnt und darauf hingewiesen, in welchen Gewässerbereichen bei den regelmäßigen Untersuchungen Überschreitungen der Höchstmengen (0,2 mg/kg Fisch) festgestellt werden.

4.2 Abwärme

Auch die Einleitung von Abwärme verursacht weitgehende Beeinträchtigungen im Gewässerhaushalt. Die hauptsächliche Wirkung eingeleiteter Kühlwässer liegt im negativen Einfluß auf die Sauerstoffbilanz der Gewässer und wirkt somit synergistisch zur Belastung durch organische Abwässer. Abwärme beeinflusst aber auch direkt die Besiedlung eines Gewässers. Es treten Verschiebungen innerhalb des Artenspektrums zu Gunsten wärmeliebender Arten auf oder es behaupten sich sogar exotische Arten, wie z.B. der Guppy (HAIDER, 1990). Temperaturerhöhungen können bei winterlaichenden Fischarten zu Störungen im Laichverhalten führen; bei Sommerlaichern kann es zur Vorverlegung des Laichtermins kommen, wodurch die zu früh schlüpfende Brut keine passende Nahrung findet und zugrunde geht.

Im Vergleich zur Nachhaltigkeit von wasserbaulichen Eingriffen bleiben die Einflüsse der Gewässerbelastung aus fischökologischer Sicht von eher untergeordneter Bedeutung, da sie meist reversibel sind und sich nach Ausschaltung von Belastungsquellen Fließgewässerbiozönosen rasch regenerieren.

5. SCHIFFFAHRT

Den schwerwiegendsten Eingriff stellen zunächst die wasserbaulichen Maßnahmen zur Schiffbarmachung an sich dar. Die laufende Erhaltung einer Schifffahrtsrinne und das Offenhalten von Häfen bedingen ständige Entfernung von Anlandungen. Dies geschieht in der Regel durch Umlagerung der Sedimente im Fluß. Eine Verklappung von Feinsedimenten in grobkörnigen Sohlbereichen führt meist zu erheblichen Veränderungen der Bodenfauna. Besondere Probleme bringen Baggerungen im Schotterkörper mit sich, da dieser für Reproduktion und Larvalentwicklung einer Vielzahl von aquatischen Organismen eine lebenswichtige Rolle spielt.

Hafenanlagen bieten wegen ihrer Strukturlosigkeit und Steilheit besonders unattraktive Lebensbedingungen (ZAUNER & SCHIEMER, 1992).

Durch den laufenden Betrieb kommt es einerseits zu Verunreinigungen durch häusliche Abwässer, ölhaltige Bilgenwässer, toxische Unterwasseranstriche,

und - bei Unfällen - durch wassergefährdende Stoffe. Andererseits resultieren aus dem Wellenschlag zahlreiche negative Auswirkungen. Die Sog- und Schwallbelastung und die damit verbundene erhöhte Schwebstoffkonzentration wirken sich negativ auf die in den Uferstrukturen abgelegten Fischeier und -larven aus. Für einen Großteil der Makrozoobenthos-Organismen ist die mechanische Beanspruchung durch den Wellenschlag so groß, daß sie nur in geringen Individuendichten vorkommen (ZAUNER & SCHIEMER, 1992).

6. FREIZEITNUTZUNG

Die Fließgewässer werden in zunehmendem Maß Objekt von Freizeitaktivitäten. Der in früheren Jahren starke Badebetrieb hat zufolge unzureichender Badewasserqualität an den großen Flüssen stark abgenommen, nimmt aber an manchen kleineren, saubereren Bächen stark zu. Dies führt in frequentierten Abschnitten zur Beunruhigung und zumindest zur Abwanderung von Fischen.

Auch die Beunruhigung von Fischen durch Sportboote, die in Uferbereiche und Altwässer eindringen, wird immer stärker. Wir erleben momentan einen Boom - industriell gesteuerter - Modesportarten, die die Naturräume benutzen. Die Fließgewässer werden von Extremsportarten wie Rafting, Hydrospeed (= Skeletoning) und Canyoning konsumiert. Unter dem Vorwand, die Natur zu erleben, werden bisher kaum berührte, empfindliche Biotope gestört. Zu hundert werden Abenteuerlustige "Naturfreunde" von Unternehmern an die Einstiegstellen gebracht und von Bootsführern durch reißende Flußabschnitte geführt. Eine Art "Achterbahnerlebnis" mit größerem Risiko für Mensch und vorallem Natur. Laichbereite Fische werden gestört, Laich und Brut durch Ruderschläge in das Schotterbett zerstört, Fische so beunruhigt, daß sie Einstände nicht verlassen und die Nahrungsaufnahme reduzieren.

In Österreich ist die Donau das einzige Fließgewässer, auf dem der Motorbootverkehr zugelassen ist. Es bestehen durch Wellenschlag und Emissionen ähnliche Gefährdungen wie bei der Schifffahrt. Motorboote befahren aber auch Altarme, z.T. wird dort auch Wasserskisport betrieben. Die von diesen Aktivitäten ausgehenden Beeinträchtigungen von Laich, Brut und Jungfischen wirken sich ungleich stärker aus als im offenen Strom.

7. FISCHEREILICHE BEWIRTSCHAFTUNG

Eine ausgewogene fischereiliche Bewirtschaftung besteht aus der Abschöpfung des natürlichen Ertrages durch bestandsgerechte Befischung und der Bestandssicherung und Förderung durch Fischbesatz. Bewirtschaftungsfehler wirken sich nachteilig auf die Fischpopulationen aus.

7.1 Überfischung

Manche Fischarten, die für den Verzehr besonders geeignet oder für das Angeln besonders attraktiv sind, standen und stehen unter einem großen Befischungsdruck. Vorallem bei den Störartigen hat neben einschneidenden Biotpveränderungen auch die Überfischung zum Aussterben dieser Arten in unseren Gewässern geführt (BLESS, 1978; HOLCIK, 1989).

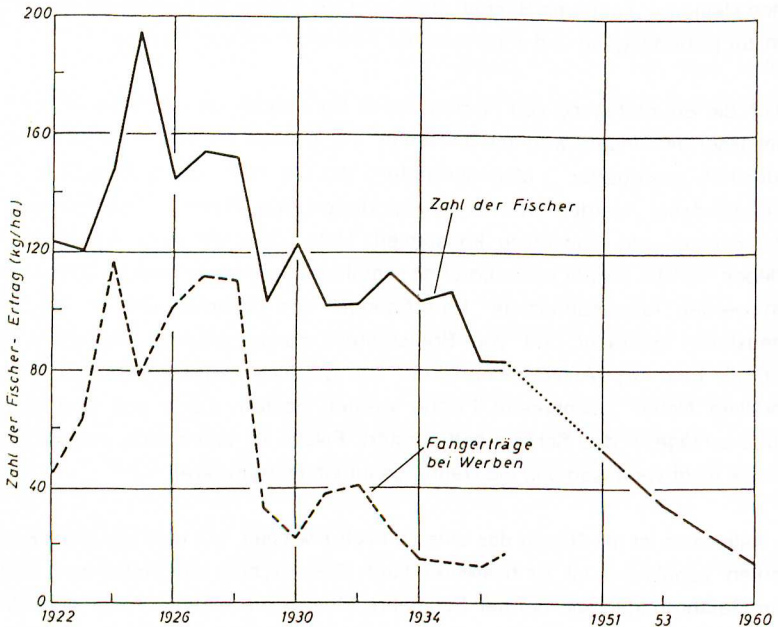


Abb. 4: Rückgang von Fischerträgen und Fischern an der mittleren Elbe.

Aus: BLESS, 1978

7.2 Fischbesatz

Alle österreichischen Landesfischereigesetze sehen eine Verpflichtung zum Besatz der Fischwässer vor; es kann auch ein Mindestbesatz vorgeschrieben werden. In den entsprechenden Formulierungen heißt es meist "... ist das Fischwasser ausreichend mit geeignetem und gesundem Besatzmaterial zu besetzen."

Leider werden in der Praxis die die Regeln für den Besatz - richtige Art, richtiges Alter, richtige Menge - oft nicht beherzigt. Besatzverpflichtung und Mindestbesatz führen aber grundsätzlich dazu, daß auch dort besetzt wird, wo durchaus intakte, selbstreproduzierende Fischpopulationen vorhanden sind.

7.2.1 Standortgerechter Besatz

Die eingesetzte Fischart muß dem Biotop und der für diesen charakteristischen Fischbozönose entsprechen. Wenn ein Gewässer den Habitatansprüchen einer Art nicht entspricht, werden Besätze erfolglos sein. Werden zu vorhandenen, charakteristischen Fischbiozönosen andere Fischarten dazugesetzt, kann es zu Verschiebungen der Konkurrenzverhältnisse und zur Verdrängung von Arten kommen.

7.2.2. Fremdfische

Vielfach werden völlig faunenfremde Fischarten eingesetzt. Die bekanntesten davon, Regenbogenforelle und Bachsaibling gelten als "eingebürgert", da sie sich bereits über viele Generationen in unseren Gewässern vorgepflanzt haben. Andere Arten, wie Amur, Tolstolob, Forellenbarsch, Blaubandbärbling und mindestens 5 weitere Arten gelten als Exoten. Die Auswirkungen des Besatzes solcher Arten auf die Biozönose eines Gewässers sind schwer zu kontrollieren.

Seit einiger Zeit ist die Diskussion im Gang, ob die Regenbogenforelle die heimische Bachforelle verdrängt. Ergebnisse aus der Schweiz geben deutliche Hinweise dafür, daß dies der Fall ist (PETER, 1992).

Auch der Aal ist hier als Fremdfisch anzuführen. Er kommt auf natürliche Weise im Einzugsgebiet der Donau nicht vor und wurde in größerem Umfang erst in den Jahren ab 1960 in viele Fließgewässer und vorallem in Seen eingesetzt.

Hohe Besatzzahlen und geringe Befischung haben z.T. zu hohen Populationsdichten geführt. Der Aal stellt speziell für Kleinfischarten und Krebse eine große Gefahr dar.

Es wurde hier nur ein kleines Schlaglicht auf dieses Problem geworfen. Von Seiten mancher Bewirtschafter werden noch mehr Exoten gefordert, wie z.B. Lachs und Schwarzbarsch.

7.2.3 Alter der Satzfische

Die Regel sollte sein: So klein (jung) wie möglich, um noch einen Besitzerfolg zu garantieren. Kleine Fische können sich besser an die Gewässerhältnisse anpassen, Probleme mit Überbesatz werden durch Selbstregulierung vermieden, und die Nahrung im Bereich der ganzen Nahrungskette wird besser genutzt.

Diese Regel wird sehr häufig durchbrochen. Es werden vielfach fangfähige Fische eingesetzt. Diese als "put - and - take" Fischerei bezeichnete Bewirtschaftungsform wird als völlig unökologisch abgelehnt.

7.2.4 Qualität des Besatzes

Im günstigsten, aber leider seltensten Fall, stammen Besatzfische von Mutterfischen aus dem gleichen Gewässer oder umgebendem System. Meist stammen sie aus Brutanstalten, die nur sehr selten autochthones Material aufziehen. Zum überwiegenden Teil kommt das Eimaterial der Brutanstalten aus dem Ausland. Sehr oft wird aber auch über Händler oder direkt aus dem Ausland Besatzmaterial importiert. Es ist anzunehmen, daß z.B. bei Bachforellen weitestgehende genetische Kontamination besteht. In Österreich ist man auf der Suche nach ursprünglichen, genetisch reinen Bachforellenstämmen.

Neuerdings werden auch bei Fischen gentechnisch veränderte Züchtungen hervorgebracht. Die Freilassung transgener Fische kann unabsehbare Folgen für aquatische Lebensräume und Lebensgemeinschaften haben, sie ist jedenfalls strikt abzulehnen (LUKOWICZ, 1991).

7.2.5 Besatzmengen

Ganz allgemein kann diesbezüglich festgestellt werden, daß heute in Fließgewässern selten Probleme durch zu geringen Besatz entstehen, sie erwachsen eher aus Überbesatz. Dies hängt vielfach damit zusammen, daß Angler zufriedengestellt werden müssen und vielfach die Meinung herrscht, daß dort wo nichts eingesetzt wurde auch nichts zu fangen sei. In Deutschland wird daher schon überlegt, ob man statt eines Mindestbesatzes einen Höchstbesatz vorschreiben sollte (LUKOWICZ, 1989).

7.3 Angelfischereiliche Bewirtschaftung

In vielen Fällen wird die Angelfischerei sehr selektiv auf bestimmte Fischarten (Salmoniden, Hecht, Zander) ausgeübt. Dies führt meist zu unerwünschten Verschiebungen des Artenspektrums bzw. der Relativanteile und Altersstruktur der natürlichen Fischpopulationen. Die einseitige Förderung von Fischarten für die Angelfischerei wirkt sich besonders auf die sog. Kleinfischarten sehr negativ aus.

Nicht selten werden Fischarten, die dem Anglerwunsch nicht sonderlich entsprechen ("Minderfische"), meist sind es Cyprinidenarten, wieder ins Gewässer zurückversetzt. Dabei kommt es häufig zu Schleimhautverletzungen, die Verpilzungen, Parasiten- und Krankheitsbefall nach sich ziehen können. Ähnlich problematisch ist die sog. "catch - and - release"-Fischerei zu sehen, bei welcher die gefangenen Fische nach erfolgtem Drill vom Haken befreit und wieder ausgelassen werden.

Eingriffe in das Artengefüge und die Alterszusammensetzung können sich negativ auf die ökologische Funktionsfähigkeit der Gewässer auswirken. Eine ordnungsgemäße, von ökologischen Grundsätzen geleitete fischereiliche Bewirtschaftung ist daher auch von öffentlichem Interesse. Den Bewirtschaftern von Fließgewässern obliegt daher in dieser Hinsicht eine große Verantwortung.

8. FISCH E UND FISCHEREI HEUTE

Die dargestellten Eingriffe in Fließgewässerökosysteme haben auch zu starken Veränderungen bei Artenspektrum und Populationsdichte der Fische einzelner Gewässer geführt. Fische gehören heute zu den am stärksten bedrohten Tierarten. Von insgesamt 59 in Österreich heimischen Fischarten sind bereits 5 (8,5%) ausgestorben, 2 (3,4%) können nur noch durch Besatzmaßnahmen überleben und 5 (8,5%) sind unmittelbar vom Aussterben bedroht. Mindestens 26 Arten (44%) sind als gefährdet oder selten zu bezeichnen, weitere 3 (5%) sind in unbestimmter Weise bedroht. Nur 18 Arten (30,5%) der ursprünglichen Fischfauna ist derzeit noch nicht als bedroht zu bezeichnen (HERZIG-STRASCHIL, 1991).

Generell läßt sich eine Verschiebung der Fischfauna des heimischen Fließgewässers von stenöken zu euryöken Formen und aufgrund der zahlreichen Stauhaltungen von rheophilen Arten zu indifferenten und stagnophilen Arten erkennen.

Die noch im vorigen Jahrhundert sehr bedeutende Berufsfischerei an allen Fließgewässern, speziell an den großen europäischen Strömen Donau, Rhein, Elbe, etc. ist infolge der gesamten Veränderungen nahezu erloschen. Es gibt heute kaum noch Flußfischer, die von diesem Beruf allein leben und eine Familie erhalten können. Die Flußfischerei mit Netzen und Daubeln wird nur noch im Nebenerwerb oder als Hobby betrieben. Es hat sich in diesem Jahrhundert, speziell nach Ende des Zweiten Weltkrieges ein Wandel zur angelfischereilichen Nutzung der Fließgewässer vollzogen. In Österreich frequentieren rd. 300.000 Angler die Gewässer. Die Inhaber von Fischereirechten wurden von Fischverkäufern zu Lizenzverkäufern. In der durch Preisverfall bedrängten Fischproduktion ist der Setzlingsverkauf für Bewirtschafter von Angelrevieren zu einer bedeutenden Einnahmequelle geworden. Zieht man auch die Umwegrentabilität in Betracht, so stellt die Angelfischerei mit einem geschätzten Umsatzvolumen von 3 bis 5 Mrd. österr. Schilling einen nicht unbedeutenden Wirtschaftsfaktor dar.

Könnte man es erreichen, daß die Mehrheit der Angler von der konsumorientierten Denkweise abginge und die Fischweid als Freude an der Natur und sinnvolle Nutzung der natürlichen Produktion ausübte, und daß die Mehrheit der Besitzer von Fischgewässern von der profitorientierten Denkweise abginge, aus den Gewässern ein Maximum an Lizenzeinnahmen zu erzielen, und in ihrer Gesamtheit als Lobby für die Erhaltung des Lebensraumes der Fische einträten, dann wäre wahrlich ein großer Schritt in Richtung der Erhaltung der Fischfauna getan.

LITERATURVERZEICHNIS

- Ambühl, H.: Die Bedeutung der Strömung als ökologischer Faktor.
Schweiz. Zeitschr. Hydrol. 21: 133 - 164. 1959.
- Bless, R.: Bestandsänderungen der Fischfauna in der Bundesrepublik
Deutschland. Naturschutz aktuell Nr. 2. 66 pp., Kieldaverglag,
Kreven, 1978.
- Donaldson, E.M.: Reproductic Indeeeces has magers of the effects of
environmental stressors in fisch. In: Biological indicators of stress in fish.
109-122. Am fish. soc.symp.8., petesta, 1990.
- Einsele, W.: Flußbiologie, Kraftwerke und Fischerei. Schriften des Österr.
Fischereiverbandes, Heft 1, 63 pp., 1957.
- Einsele, W.: Die Strömungsgeschwindigkeit als beherrschender Faktor bei der
limnologischen Gestaltung der Gewässer. Österr. Fischerei, Suppl. 1,
Heft 2, 40 pp., 1960.
- Haider, G.: Gewässerbelastungen. In: Fischerei und Fischartenschutz, Heft 5,
22-27, Verband Deutscher Sportfischer, Offenbach/Main, 1990.

- Hemsen, J.: Fische und Turbinen Österr. Fischerei 13: 113-122, 1960.
- Herzig-Straschil, B.: Rare and endangered fishes of Austria. Verh. Internat. Verein. Limnol. 24, 2501-2504, 1989.
- Holcik, J.: Freshwater Fishes of Europe, Vol 1, Part II. General Introduction to Fishes. Acipenseriformes. 469 pp. Aula Verlag, Wiesbaden, 1989.
- Jagsch, A.: Fischbestandserhebung in der Salzach 1989. Gutachten der BA Fischereiwirtschaft im Auftrag der SAFE, Salzburg, 1990.
- Jungwirth, M.: Die Fischerei in Niederösterreich. Wiss. Schriftenreihe Niederösterr. (6), NÖ Pressehaus, St.Pölten, 40 pp., 1975.
- Jungwirth, M.: Auswirkungen von Fließgewässeregulierungen auf Fischbestände am Beispiel zweier Voralpenflüsse und eines Gebirgsbaches, Teil I, Wasserwirtschaft Wasservorsorge, BMLF, 104 pp., 1981.
- Jungwirth M.: Auswirkungen von Fließgewässerregulierungen auf Fischbestände Teil II. In: Wasserwirtschaft, Wasservorsorge, BMLF, Wien, 105-124, 1984.
- Jungwirth, M.: Fließgewässer - limnologische und fischökologische Probleme. Landschaftswasserbau 13, 13-28, TU Wien, 1992.
- Jungwirth, M., Winkler, H.: Die Bedeutung der Flußbettstruktur für Fischgemeinschaften. Österr. Wasserwirtschaft, 35: 229-234, 1983.
- Jungwirth, M., Moog, O., Schmutz, S.: Auswirkungen der Veränderungen des Abflußregimes auf die Fisch- und Benthosfauna an Hand von Fallbeispielen. Landschaftswasserbau 10: 193-234, TU Wien, 1990.

- Lukowicz, M.: Aspekte zur fischereilichen Bewirtschaftung natürlicher Gewässer. Fisch und Fang 30, Heft 5-7, 1989.
- Lukowicz, M.: Neuere Möglichkeiten und ökologische Auswirkungen der genetischen Beeinflussung von Süßwasserfischen. Österr. Fischerei 44: 205-212, 1991.
- Martinet, F., Dubost, M.: Die letzten naturnahen Alpenflüsse. Cibra Kleine Schriften 11/92. CIPRA 1992.
- Merwald, I., Moog, O., Jungwirth, M.: Hydrologische Charakteristik des Dextlbaches. Wildbach und Lawinenverbauung 49: 51-88, 1985.
- Muhar, S.: Eingriffe an den großen Füssen Österreichs - Ein Bilanzierungsversuch. Landschaftswasserbau 13: 29-49, TU Wien, 1992.
- Peter, A.: Populationsökologische Betrachtungen zur fischereilichen Bewirtschaftung fließender Gewässer. Fachseminar Alpen-Fisch 1989. ÖKO-Text 1/92: 73-92. ÖGNU, Wien, 1992.
- Prodinger, W.: Fischerei und Gewässerausbau - der Huchen, eine gefährdete Art. Exkursionsbericht. Öko-TEXT 1/91: 95-101. ÖGNU, Wien, 1991.
- Schiemer, F., Spindler, T.: Endangered Fishspecies of the Danube River in Austria. Regulated rivers: Research and Management 4, 397-407, 1989.
- Waidbacher H.: Zum Einfluß der Uferstruktur auf Fischbestände - Stauramgestaltung Altenwörth. Österr. Wasserwirtschaft 41: 172-178, 1989.
- Wiesbauer, H.: Bauer, T., Jagsch, A., Jungwirth, M., Uiblein, F.: Fischökologische Studie - Mittlere Salzach. Im Auftrag der Tauernkraftwerke AG, Eigenverlag, Wien, 170 pp., 1991.

Zauner, G., Schiemer, F.: Auswirkungen der Schifffahrt auf die Fischfauna -
aufgezeigt am Beispiel der österr. Donau. Landschaftswasserbau
14: 133-151, TU Wien, 1992.

Dr. Albert Jagsch
Bundesanstalt für Fischereiwirtschaft
Scharfling 18, A-5310 Mondsee

FLIESSGEWÄSSER - VON DER QUELLE ZUM MEER - EINBINDUNG IN DEN STOFFHAUSHALT

H.Fleckseder, Wien

1. EINLEITUNG UND AUFGABENSTELLUNG.

Seit nun etwa einer Menschengeneration wird sich eine große Zahl an Menschen mit guter Versorgung in materiellen Belangen - also im wesentlichen in Nordamerika, Europa und Japan lebend - bewußt, daß die Aufforderung in der Bibel, sich die Erde untertan zu machen, je nach der Art, wie wir dies tun, auch negative Wirkungen auf diese Erde und somit die uns mit tragende Umwelt haben kann. Wir werden gut versorgt, aber wie entsorgen wir die von uns beanspruchte Materie?

Als begriffliches, im Sinne der zweiwertigen Logik widersprüchliches Gegensatzpaar läßt sich dies als Einheit ausgedrückt wie folgt festhalten:

"Wir Menschen müssen, um zu leben, die Erde (be)nützen,
wir müssen sie aber auch vor uns (be)schützen".

Diese Aufgabenstellung steht unausgesprochen über dem im Titel enthaltenen Thema des Stoffhaushaltes von Fließgewässern.

Der Stoffhaushalt spielt dabei deswegen eine zentrale Rolle, weil jegliche materielle Struktur - auch jene der menschenfrei gedachten Biosphäre - zur eigenen Existenz eines Stoffflusses bedarf. Wir Menschen benötigen ebenfalls eine Stoffflußstruktur - als einzelne, als Gemeinschaften (Wirtschaftseinheiten, Staaten) - und wir haben uns die Frage zu stellen, in welche Richtung mit welchem Aufwand wir durch unser Tun mitentstandene Stoffflüsse und die sie tragenden Strukturen in der durch Menschen mitbewohnten Biosphäre lenken sollen.

Diese Ausführungen bezüglich des Stoffhaushaltes gelten auch für Fließgewässer. HYNES (1970) stellte die Trophie eines Fließgewässerabschnittes dar. Diese Darstellung wurde in Abbildung 1 übernommen (übersetzt aus BREHM et al., 1982).

Eine Rückführung auf ein Niveau, das durch menschliches Tun praktisch nicht geprägt wird (nennen wir es der Einfachheit halber **das vorindustrielle**), wird unter den Gege-

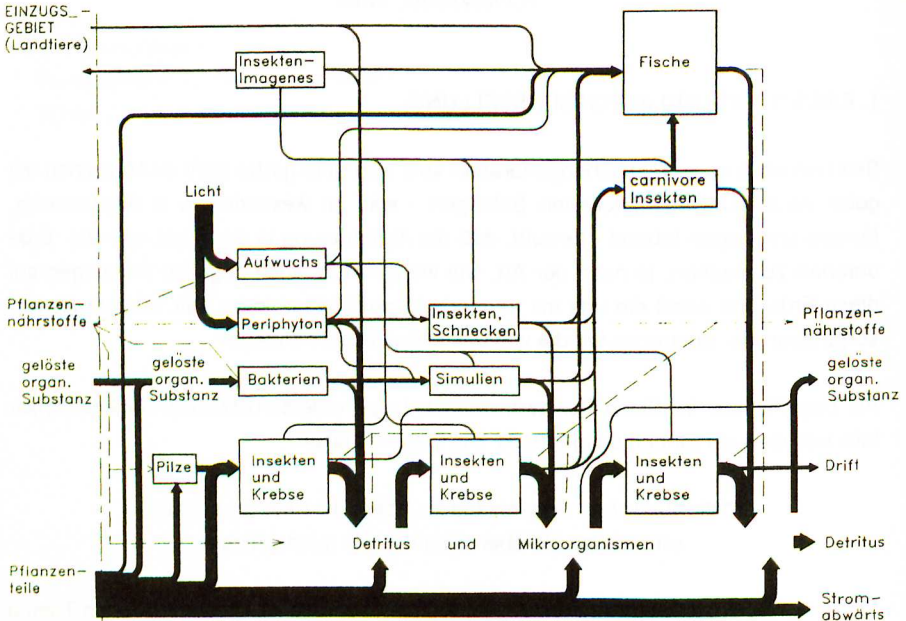


Abb. 1: Trophische Beziehungen in einem Abschnitt eines Baches (aus HYNES, 1970, übersetzt, aus: BREHM et al., 1982).

benheiten der Zahl an Menschen in unseren Bereichen und deren materiellen Lebenswünschen unmöglich sein. Offen bleibt auch, wie quantitativ ein derartiges vorindustrielles Stoffflußniveau zu umschreiben wäre. In unseren geographischen Bereichen, aber auch sonst in weiten Teilen unserer Erde, sind alle wesentlichen großen Flußeinzugsgebiete als belastet zu bezeichnen und stehen daher zur quantitativen Erfassung des unbelasteten Zustandes nicht mehr zur Verfügung.

Da der vorindustriellen Zeit die Kenntnis der chemischen Analytik und ihre Anwendung auf Umweltbelange noch unbekannt war, ist in dieser Situation zu folgern, anhand anderer Indikatoren im Zwiegespräch mit der Natur (=Umwelt) zu entscheiden, in welche Richtung wir gehen sollen. Diese Sachlage bewirkt aber auch, daß die Richtung, die

wir einschlagen, von unserem Standort (eher auf der Seite der Nutzung der Erde oder eher auf der Seite ihres Schutzes), aber auch von der Art der einzuschlagenden Problemlösung (eher durch Technik, eher abzielend auf Verhaltensänderung) her mitbestimmt wird. Die Naturwissenschaften lehren uns, daß alle Materie in der Biosphäre, einschließlich angrenzender Bereiche, diese Biosphäre in Kreisläufen durchströmt. Die treibende Kraft ist primär die Sonnenenergie. Als Kreisläufe können der Hydrologische Kreislauf - der uns Wasserwirtschaftlern ja bewußt ist - , der Hydrologisch-Biologische Kreislauf (die in der Biosphäre vom Massenfluß her wichtigen Elemente C, H, O, N & S werden hier betrachtet, ihr Fluß wird von der Biomasse selber kontrolliert), der Salzkreislauf (vor allem Na und Cl, die aus der Gischt der Meere in große Höhen verfrachtet werden und so auch auf das Festland gelangen) sowie der Mineralienkreislauf (vor allem die Elemente Si, Al, Fe, Ca, Mn, P, die alle wesentlich langsamer als der hydrologische Zyklus verlaufen, und von denen Fe, Mn und P durch die Biomasse kontrolliert werden) (KUMMERT & STUMM, 1988) genannt werden.

Im folgenden wird

- eine kurze Beschreibung der vorindustriellen Situation an Fließgewässern versucht;
 - auf Kenngrößen eingegangen, die zur Beschreibung des Stoffhaushaltes herangezogen werden können;
 - der Systemzusammenhang aufgezeigt und das bisherige Vorgehen beschrieben, den anthropogenen Stoffeintrag in Gewässer - in Österreich dominieren dabei die Fließgewässer - zu verringern;
 - die Vorgangsweise zur Erstellung von Stoffflußbilanzen dargestellt und mit der Stickstoffbilanz für 1986 für Österreich mit Zahlen unterlegt;
- und
- auf einige Folgerungen eingegangen.

(Zur Bearbeitungsmethodik noch eine Ergänzung: Die folgende Darstellung verläßt die Prinzipien der wissenschaftlichen Redlichkeit insoweit, als die Arbeit stützende Argumente auch ohne Zitate dargelegt werden. Das Vorgehensprinzip in der Bearbeitung ist der Versuch, aus im Laufe der Zeit erworbenen oder im Zeitpunkt der Bearbeitung gereiften Einsichten den Sachzusammenhang offenzulegen. Die Arbeit ist somit nicht eine Sammlung von Fakten, sondern sie enthält auch viele Hypothesen, und seien es auch nur solche für den Verfasser dieser Arbeit deswegen, da es ihm im Zusammenhang mit seiner beruflichen Prägung - einem Bauingenieurstudium mit nachfolgendem Wirken in der Abwassertechnik und daraus sich ergebenden Querverbindungen zu den empfangenden Gewässern - , aber auch seinen vielen anderen Verpflichtungen als der Darstellung des gewählten Themas aus Zeitgründen unmöglich war, die

als Hypothesen anzuschließenden Argumente durch Literaturrecherchen zu prüfen und dann auch zu stützen).

2. FLIESSGEWÄSSER UND IHR STOFFHAUSHALT IN VORINDUSTRIELLER ZEIT.

Herbert RITTLINGER (1962), ein bekannter Photograph der Zwischenkriegszeit, schrieb ein Bändchen "Das baldverlorene Paradies". Er war nicht nur Photograph, sondern vor allem auch ein begeisterter Wildwasser-Faltbootfahrer. Er trat noch vor dreißig Jahren für die Erhaltung des Erlebens der Strömung z.B. in der Drau ein. Heute hat die große Zahl der Flüsse in Österreich nicht mehr jene reißende Strömung, wie dies in der Zwischenkriegszeit noch der Fall war. Die Ill, der Inn, die Salzach, die Drau, die Enns, die Mur und auch die Donau, aber auch ihre Nebengewässer, sie alle haben seither vor allem durch die Nutzung der Wasserkraft Veränderungen erfahren. Auf der Habenseite stehen dabei wesentliche Annehmlichkeiten im täglichen Leben eines jeden einzelnen von uns, und diese sollen auch nicht unerwähnt bleiben. Aber Rittlinger erlebte ja auch nicht mehr die Flüsse des vorindustriellen Zeitalters, denn als er auf ihnen fuhr, da waren die maßgebenden Flußkorrekturen in den Überschwemmungsebenen i.A. schon längst erfolgt.

Die Fließgewässer transportieren von den Bergen sowohl gelöste als auch ungelöste Stoffe. KUMMERT & STUMM (1988) geben die Größenordnung mit ca. 1.150 g/(m².a) für die mechanische Erosion (1974, Schweizer Verhältnisse) und ca. 170 bzw. 200 g/(m².a) für die chemische Auflösungsgeschwindigkeit (1974 und 1980, Schweizer Verhältnisse) an. Die Zunahme in der chemischen Auflösungsgeschwindigkeit ist dabei primär auf die Zunahme der Versauerung in der Atmosphäre zwischen den beiden Zeitpunkten zurückzuführen. Im Umkehrschluß läßt sich festhalten, daß die mechanische Erosion in der vorindustriellen Zeit wahrscheinlich ähnlich hoch war, während die chemische Auflösung niedriger als heute anzusetzen war. Die Gründe für die chemische Auflösung hängen aber auch damit zusammen, daß chemisch reines Wasser (ausgedrückt durch die Formel H₂O) in der Umwelt nicht vorkommt, weil es immer in Kontakt mit Feststoffen, anderen Flüssigkeiten oder Gasen ist. Auch die nicht durch anthropogene Versauerung gekennzeichnete Atmosphäre weist CO₂ auf, und dieses für sich alleine mit dem Wasser in der Luft senkte den pH-Wert auf ca. 5,2 ab (STUMM & MORGAN, 1981). Zuzufolge der Wasserverunreinigung, der Löslichkeitsprodukte bzw. des Henry'schen Gesetzes sind also immer Verunreinigungen im Wasser enthalten,

was erst dazu führt, daß das Wasser und somit auch die Fließgewässer lebensfördernd werden.

Der Kreislauf des Wassers spielt also nicht nur für die laufende Versorgung des Lebens mit Wasser eine bedeutende Rolle, sondern auch bei der Versorgung aller Lebewesen - auch jener in den Meeren - mit Nahrung und Spurenelementen. Die Fähigkeit der Gewässer zur Selbstreinigung ist an die Verunreinigung des Wassers mit allen lebenswichtigen Stoffen für alle Glieder der Lebensgemeinschaft gebunden, die die Selbstreinigung bewirken, z.B. Bakterien, Protozoen, Fischnährtiere, Fische, Algen, Wasserpflanzen. Ein Zusammenhang zwischen Wasser, seiner Güte und der chemischen Analyse reiner Inhaltsstoffe kann also nur in Hinblick auf Nutzungsansprüche erfolgen.

Die Flüsse in unseren geographischen Breiten waren, als sie noch meandrieren konnten, bezüglich Feststofftransport energetisch in einem ausgeprägteren Fließgleichgewicht als sie es heute sind. Aus den meist staufeuchten Überschwemmungsebenen konnten somit auch Nährstoffe für die phototrophe Produktion in gelöster Form dem Gewässernetz zur Verfügung gestellt werden. Dieser Denkansatz wird auch von Kärntner Limnologenkollektiven hervorgehoben (POLZER & TRAER, 1990). Ich bin jedoch der Ansicht, daß ein allfälliges Nährstoffdefizit in unseren heutigen Fließgewässern nicht so einfach ermittelbar ist, wie dies die Kärntner Kollegen immer wieder behaupten und auch publizieren. (Keiner der Kärntner Kollegen war in der Lage, zu vorindustrieller Zeit Nährstoffbestimmungen in den jeweiligen Fließgewässern vorzunehmen).

Aber nicht nur bezüglich gelöster, auf natürliche Weise in die Fließgewässer eingetragener Nährstoffe waren die Umstände in der vorindustriellen Zeit anders als heute, auch bezüglich des die Trophie treibenden Blattfalles dürften damals die Einträge größer gewesen sein als heute, und auch über den Blattfall werden Nährstoffe in größerem Umfang, als dies heute auf diesem Wege der Fall ist, in die Fließgewässer gelangt sein. Schon damals wird der in den Fließgewässern vorhandene organische Kohlenstoff (gelöst, gesamt) sowohl durch den Blattfall als auch durch die phototrophe Produktion geprägt worden sein.

Alle diese hier nur vermutbar darstellbaren Punkte waren mit die Ursache, daß die Fließgewässer in Mitteleuropa artenreich waren und in jenem Sinne wild, wie wir uns heute i.A. den Zustand im Urwald vorstellen - siehe den Titel von Rittlinger, "Das baldverlorene Paradies".

Die Ästuarien und Randmeere erhielten durch die Flüsse die dort notwendigen Nährstoffe, die Mündungsgebiete dienten dabei, so wie dies auch heute noch der Fall ist, als Filter (Sedimentation von Schweb, inklusive der an ihn gebundenen Stoffe). Das im Vergleich zu heute ausgeprägtere Fließgleichgewicht bezüglich des Feststofftransportes war mit die Ursache dafür, daß früher weniger Schweb bis in die Mündungsgebiete verfrachtet wurde.

Aus dem Blickwinkel der Menschen stand jedoch die Lebensfeindlichkeit dieser Fließgewässer - die Überschwemmungsebenen waren ja auch, wenn wir an die engen Tallagen im Inn-, Salzach-, Drau-, Enns- und Murtaal, aber auch entlang der Donau denken, nährstoffreiche Böden, deren Nährstoffzufuhr durch die Hochwässer immer wieder gesichert war, und die darüber hinaus i.a. keine Trockenheit kannten - bezogen auf die Lebensansprüche der Menschen im Vordergrund. Somit waren diese Überschwemmungsebenen neben dem landwirtschaftlichen Produktionsraum auch Siedlungsraum, als solcher auch Verkehrsraum, und alle drei waren immer wieder durch Hochwässer sowohl im Sommer als auch im Winter (Eisstöße) gefährdet. Die dort siedelnde Bevölkerung war auf das zur Verfügung stehende Wasser angewiesen, und die Ausbreitung übertragbarer Krankheiten (z.B. Typhus, Fleckfieber) waren im Vergleich zu heute häufige Ereignisse (L.BECKEL, G.STENZEL, 1973). Um den Weiterbestand der Menschen zu sichern, wurden jene Maßnahmen ergriffen, die diesen Raum für die Menschen besser nutzbar, die Natur jedoch weniger artenreich werden ließ.

3. BESCHREIBUNG VON FÜR DAS LEBEN IN FLIESSGEWÄSSERN WICHTIGEN STOFFKENNGRÖSSEN.

K.WUHRMANN (1974) stellte jene Eselsleiter auf, die uns auch heute noch eine rasche Orientierung von für das Leben in Fließgewässern - und somit auch für den Stoffhaushalt - maßgebenden Kenngrößen ermöglicht. Aus der Tabelle 1 ist zu erkennen, daß von der Größe des Massenflusses her die unter (1) und (2) genannten Kenngrößen von Interesse sind, während dies auf die unter (3) genannte Gruppe nicht zutrifft. Natürlich ist auch der Stoffhaushalt der unter (3) genannten Kenngrößen ebenfalls von Bedeutung, denn Schwermetalle - als Beispiel gewählt - haben ja nicht ausschließlich eine schädigende, sondern in geringen Dosen durchaus eine essentielle Wirkung (KIEFFER, 1984). Dies gilt heute für fast alle Schwermetalle - Quecksil-

ber und Cadmium sind hier noch Ausnahmen, von denen jedoch aller Voraussicht nach mit der weiteren Verbesserung der Auflösung in der chemischen Analytik ebenfalls festgestellt wird, daß ihnen im Stoffwechsel eine Rolle zukommt. Bei den organischen Verbindungen der Gruppe (3) in dieser Darstellung ist die Situation einerseits klarer, solange es sich um ausschließlich menschengeschaffene Verbindungen handelt, aber Untersuchungen in Schweden zeigen, daß auch in organisch stark geprägten Gewässerbereichen - den Mooren - in der Natur Chlorierungsreaktionen ablaufen (ENELL & WENNERBERG, 1991; HODIN et al., 1991). Nach bisheriger Auffassung in der Chemie sind dies sehr unwahrscheinliche Reaktionen, doch gibt es in Schweden Abschätzungen, die besagen, daß vom in Fließgewässern gemessenen AOX ein gar nicht so kleiner Anteil auf diesem Wege entstehen soll.

Die Tabelle 1 gibt uns aber auch Aufschluß über den Weg, der bisher zur Reinhaltung unserer Fließgewässer beschritten wurde. Dazu mehr im folgenden Abschnitt.

4. DAS SYSTEM FÜR DIE STOFFSTRUKTUR VON FLIESSGEWÄSSERN UND DIE SICH DARAUS ERGEBENDEN FOLGERUNGEN (inkl. der geschichtlichen Entwicklung zur Reinhaltung der Gewässer).

4.1 Ein Überblick zum System für die Stoffstruktur im Bereich der Reinhaltung der Gewässer.

Gegenstand der folgenden Betrachtungen sind eine Darstellung der Aufgaben zur Reinhaltung der Gewässer (Bestandsaufnahme, Zielvorstellungen) und der Entwicklung dazu in Österreich sowie den Forderungen, die sich daraus ableiten lassen. Der dargelegte Bereich wird weitgehend auf den Stoffhaushalt begrenzt. Andere beim Wasserbau mitzubehringende Aspekte verbleiben außerhalb dieser Darstellung. In der Alltagspraxis müssen natürlich die Schnittstellen zu allen anderen Bereichen aufrechterhalten werden, denn das ungeschnittene Ganze wird erst durch diese Berücksichtigung lebendig.

Der zentrale Wirkzusammenhang für diese Aufgabenstellung ist der Abbildung 2 entnehmbar. Aus dieser ist zu erkennen, daß wir - gedanklich - die Situation in den Wasserkreislauf so wie verschiedene Stoffkreisläufe (in der Abbildung als nur ein Kreislauf dargestellt) gliedern können. Der Wasserkreislauf ist durch die Sonneneinstrahlung,

Tabelle 1: Wichtige Kenngrößen zur Beschreibung aquatischer Ökosysteme und der Wassergüte, Teil 1. (Grundschemata von K.WUHRMANN, 1974; abgeändert und ergänzt).

Art der chemischen Verbindung	Beispiele / Herkunft	Dominante Effekte im Ökosystem <u>Wasser</u>	Eliminationsforderungen
<u>1. Anorganisch</u> Wichtigste Nährionen und Spurenelemente für phototrophe & lithotrophe Organismen.	Aufnehmbare Verbindungen von N, P, K, Ca, Fe und anderen Elementen; Karbonate, biooxidierbare Verbindungen (S^{-2} , Fe^{2+} , NH_4^+ , NO_3^-). Siedlungsabwässer & Abwässer der Industrie; Verfrachtung vom Land und durch die Luft.	Produktion phototropher & lithotropher Biomasse (d.h. die von den Organismen benötigte Energie kommt von der Sonne bzw. aus chemischen Verbindungen).	Die gebildete Biomasse kann z.B. die Sauerstoffbilanz von Seen und gestauten Flüssen gefährden und damit das gesamte Leben in diesen. Ein weitestgehender Rückhalt ist erforderlich.
<u>2: Organisch</u> biochemisch unwandelbare Verbindungen; unentbehrliche organische Verbindungen.	Mehr oder weniger leicht biologisch umwandelbare Verbindungen. Siedlungsabwässer, Industrieabwässer & Abfälle der Landwirtschaft. Abbau abgestorbener phototropher und lithotropher Biomasse (Sekundärwirkung).	Produktion heterotropher Biomasse (d.h. die von den Organismen benötigte Energie entstammt dem organischen Substrat).	Die gebildete Biomasse kann z.B. die Sauerstoffbilanz von Flüssen und Seen gefährden und damit das gesamte Leben in diesen. Eine weitestgehende Rückhaltung ist erforderlich.

die Stoffkreisläufe sind sowohl durch die Sonneneinstrahlung als auch durch menschenbedingt verursachten Energieeinsatz getrieben. Stoffströme in Gewässern sind somit nicht nur anthropogen verursacht, sie kommen auch in der nicht durch Menschen belebten Natur vor. Konsequenz daraus: Die Nullimmission ist für eine Vielzahl von Stoffen eine Fiktion, für ausschließlich menschengeschaffene Stoffe muß man jedoch über sie diskutieren.

Der Wasserkreislauf geht dabei von den Meeren aus und führt über den Niederschlag und die Wassernutzung zur Entstehung des Stofftransportes durch Wasser (Abwasser im Falle eines ausgeprägten Eintrages an Stoffen oder Wärme in Wasser). Empfänger für Wasser und Abwasser sind zwangsweise zunächst die näherliegenden Gewässer

Tabelle 1: Wichtige Kenngrößen zur Beschreibung aquatischer Ökosysteme und der Wassergüte, Teil 2. (Grundschema von K. Wuhmann, 1974; abgeändert und ergänzt).

Art der chemischen Verbindung	Beispiele / Herkunft	Dominante Effekte im Ökosystem Wasser	Eliminationsforderungen.
<p><u>3. Organisch & Anorganisch</u> In das Wachstum & in die Ökologie des Lebens im Wasser eingreifend, von der Menge her jedoch ohne Bedeutung für die Produktion an Biomasse. Zum Teil in den Stoffwechsel aufnehmbar.</p>	<p>In den Stoffwechsel eingreifende Verbindungen, die den pH-Wert und das Redoxpotential in den Organismen bestimmen. Schwermetalle und organische Verbindungen mit Giftwirkung. In geringen Dosen wirksame Übermittlungssubstanzen. Komplexbildner. Direkte Quellen: Abfälle bei der Erzeugung von Industrieprodukten (Wasser, Luft). Indirekte Quellen (überwiegen!): Abfälle bei der Anwendung von Industrieprodukten.</p>	<p>Akut und chronisch toxische und nicht dem Naturablauf entsprechende einseitig bevorzugende Wirkungen. Änderungen der Wettbewerbsbeziehungen zwischen den Arten.</p>	<p>Eine weitgehende, z.T. absolute Fernhaltung ist erforderlich.</p>
<p><u>4. Organisch & Anorganisch</u> Biologisch inerte, nicht in den Stoffwechsel aufnehmbare Verbindungen.</p>	<p>Salze und gewisse organische Verbindungen (z.B. Huminstoffe). Siedlungs- & Industrieabwässer; Verfrachtung vom Land und durch die Luft.</p>	<p>Ökologisch wahrscheinlich ohne Bedeutung. Für die technische Wassernutzung wichtig.</p>	<p>Diese hängen von der weiteren Nutzung des Wassers ab.</p>

(Grundwasser, Bäche, kleine Seen), dann auch Flüsse, große Seen, schließlich auch Ästuarien und Binnenmeere. Für die Situation in Österreich sind das Grundwasser, alle Oberflächengewässer sowie - wegen der hydrographischen Ausrichtung unseres

Staates - die Donau, einschließlich des empfangenden Schwarzen Meeres, wichtig, ohne jedoch unsere Verpflichtungen auch bezüglich der Nordsee vernachlässigen zu

Wasser (aus Wasserversorgung, Niederschlag,..)

Stoffeintrag (seitens der Wassernutzung, von Oberflächen usw.)

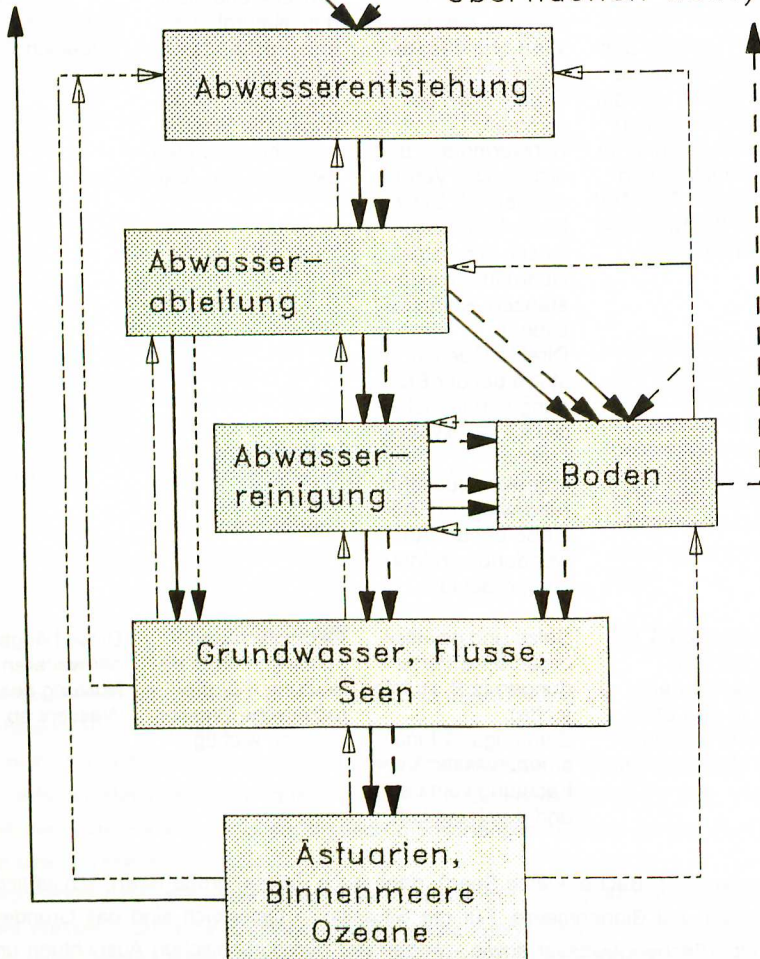


Abb. 2: Wasserkreislauf und Stoffkreislauf - ein Systembezug.

wollen. Nach KRESSER (1968) beträgt - jeweils als Mittelwert ausgedrückt - der Niederschlag in Österreich 1.190 mm, der Zufluß aus dem Ausland 400 mm, der Abfluß aus Österreich 1.110 mm sowie die Verdunstung 480 mm. Vom Abfluß aus Österreich wird nur ein sehr geringer Anteil in den Haushalten, im Gewerbe und in der Industrie genutzt, mit Stoffen und/oder Wärme befrachtet und damit zu Abwasser im engeren Sinne.

Der Stoffkreislauf (bzw. die Stoffkreisläufe) sind bisher weniger eingehend erforscht als der Wasserkreislauf (BACCINI & BRUNNER, 1991). Dies hängt damit zusammen, daß sowohl bei den natürlichen als auch den anthropogen verursachten Stoffkreisläufen zwar punktuell Kenntnisse vorliegen, gesamthaft jedoch das Thema erst vor kurzer Zeit Gegenstand eingehenderer Betrachtungen wurde. Die in die Wirtschaft in Österreich eingesetzten Stoffe stammen innerhalb Österreichs i.a. vom bzw. aus dem Boden, in speziellen Fällen auch aus der Atmosphäre (z.B. N_2 für Stickstoffdünger), werden jedoch in großem Umfang auch nach Österreich importiert (Erze, fossile Brennstoffe, Nahrungs- und Futtermittel, aber auch Fertigprodukte). Im Zentrum der Verursachung der anthropogenen Stoffflüsse stehen wir Menschen mit unseren materiellen Ansprüchen. Die treibende Kraft ist dabei das Wirtschaften. Dieses umfaßt zwei Komponenten: (a) Die immaterielle Komponente - sie ist die eigentlich treibende Kraft für das Wirtschaften und sie ist es auch, die im Zusammenhang mit dem Wirtschaften die Lebenserhaltung und Lebensfreude ermöglicht; (b) Die materielle Komponente: sie "erzeugt" heute früher, auf jeden Fall jedoch später Abfall, denn irgendwann einmal wird das erzeugte Gut nicht mehr benötigt, wenn auch in gewissen Fällen - und aus Gründen des Umweltschutzes bei Vorliegen unbedenklicher Stoffe und geringer Energieflüsse bei der Wiederverwendung - erst nach sehr langer Zeit.

Die Beladung von Wasser mit anthropogen verursachten Stoffen, die in Gewässer übergehen, aber auch auf den Boden gelangen können, entsteht in einem Bereich, den man Abwasserentstehung nennen kann. Dazu zählen beispielsweise die Auswaschung der Atmosphäre bei Niederschlag, das Abschwemmen und Auswaschen von Flächen bei Niederschlagsabfluß (---> Bodenerosion, Grundwasserneubildung mit Stofftransport in das Grundwasser, z.B. Nitrat; befestigte Siedlungs- und Verkehrsflächen), die Anwendung des Spülklosetts im Haushalt bzw. auch alle Waschvorgänge (Haushalt, Gewerbe, Industrie). Der Begriff Abwasser kennzeichnet hier ein weites Spektrum qualitativ sehr unterschiedlich zusammengesetzter, mit Stoffen und/oder Wärme befrachteter Wässer, wobei im Denkansatz davon auszugehen ist, daß die Prägung primär anthropogen verursacht ist. Solche befrachteten (Ab)Wässer sind je

nach dem Nutzungszweck, für das dieses Wasser verwendet werden soll, unterschiedlich zu beurteilen.

So hat z.B. der Hygieniker zu fordern, daß als Folge des Trinkens dieses Wassers durch Menschen und Tiere keine gesundheitsschädigende Wirkung hervorgerufen wird, so hat z.B. der Hydrobiologe zu fordern, daß bei einem Eintrag in stehende Gewässer der Gehalt an Nährstoffen gering ist, und es hat z.B. der Kesselbauer zu fordern, daß Kesselspeisewasser arm an Salzen ist, von denen aber der Hygieniker gerne voraussetzt, daß sie in gewissen Mengen im Trinkwasser durchaus vorkommen.

Im Siedlungsbereich (Haushalte, Gewerbe, Industrie), in dem in den zurückliegenden Jahrzehnten der Hauptansatzpunkt zur Vermeidung von Gewässerverunreinigungen gesehen wurde und in dem auch im kommenden Jahrzehnt noch viele Aufgaben zu lösen sein werden, erscheint eine Gliederung des Systemzusammenhanges in Abwasserentstehung, Abwasserableitung und die Abwasserreinigung als zweckmässig. Bei einer nicht zu engen Auslegung der Begriffe gemäß dem Inhalt des vorangegangenen Abschnittes läßt sich dieser Systemzusammenhang der Abbildung 2 auch auf den gesamten Bereich des Themas Gewässer und Stofffluß ausdehnen, und dies wird in der folgenden Darstellung auch gedanklich vorausgesetzt. Wenn also der Begriff Abwasser steht, so darf man sich dabei nicht nur ein aus einer gemeindlichen Kanalisation oder einem Industriebetrieb in ein Gewässer gelangendes Abwasser vorstellen, sondern man muß sich hier stets jenen Stofffluß vergegenwärtigen, der in ein Gewässer in nicht standorttypischer Art und Weise eingetragen wird. (Standorttypisch wäre dabei ein Stoffeintrag, der nach menschlichem Wissen in anthropogen nicht oder nur sehr schwach belasteten Gewässern vorkäme, etwa in der Art der Abbildung 1. Da wir Menschen aber auch auf dieser Erde leben wollen und da wir mit unserem Tun auch standortgemäßen Stoffeintrag in Gewässer verursachen, ist auch der Begriff der Null-emission einer genauen Prüfung zu unterziehen).

In den Bereich der Abwasserentstehung, der von anderen Kollegen auch als (Ab)Wasservermeidung bezeichnet wird, fallen alle Aufgaben, die im Wohn-, Arbeits- und Verkehrsbereich den Stoffübergang in das Abwasser betreffen. Dazu seien folgende Beispiele genannt: (a) die Begrenzung des Überganges von Stoffen in Abwasser durch administrative Maßnahmen, z.B. die Substitution von Polyphosphaten in Textilwaschmitteln durch andere Stoffe; (b) die Forderung, in der Abwasserentstehung nur biologisch abbaubare oder durch die Lebenstätigkeit der Mikroorganismen aus dem Abwasser entfernbare Stoffe zuzulassen; (c) die Forderung, alle toxischen (oder

in höheren Konzentrationen toxischen) Stoffe in der Abwasserentstehung nicht (oder nur sehr beschränkt) zuzulassen - d.h. die gesamte Indirekteinleiterfrage mit Betonung der toxischen Stoffe gehört zu diesem Punkt; (d) die Forderung, durch prozeßtechnische Maßnahmen in der Produktion ganz generell weniger Stoffübergang in Abwasser zu verursachen.

Der Aufgabenkreis der Abwasserentstehung steht im Wettbewerb mit den Techniken der Abwasserreinigung; ihre geschickte Handhabung kann wesentliche Vorteile ergeben. Es ist jedoch festzuhalten, daß heute der Anfall verschiedener Abwässer nicht unterbunden werden kann. Dies deshalb, da die mengenmäßig ausgeprägte Nutzung von Wasser (z.B. für das Spülen und Waschen, ---> Geschirr, Körperpflege, Oberflächen, Wäsche) oder seine Beladung mit Inhaltsstoffen (z.B. der Spülabort in dicht verbauten Gebieten) zumindest zur Zeit nicht durch andere Vorgehensweisen ersetzt werden kann.

In den Bereich der (Ab)Wasserableitung fallen alle jene Aufgaben, die die Fortleitung von (Ab)Wasser aus dem Bereich seines Anfalles oder seiner Nutzung - direkt oder über Abwasserreinigungsanlagen indirekt - hin zu empfangenden Gewässern (Grundwasser, Oberflächengewässer) betreffen. Die in der Vergangenheit durch Hygieniker geprägte, auch von Ingenieuren mit übernommene Auffassung, Abwasser sei all jenes Wasser, das wie vorstehend festgehalten anfällt, führte zur Verankerung, daß diese Fortleitung auf jeden Fall für alles so wie vorstehend definierte Abwasser durch ein Kanalnetz erfolgen müsse (Misch- und/oder Trennsystem). Die Fortleitung von Niederschlag in einem feinen Gewässernetz an der Oberfläche oder der Übergang von Niederschlag und die - möglichst flächige - Übergabe von Niederschlagsabfluß in den Untergrund (über die ungesättigte Bodenpassage) waren zum Zeitpunkt der Errichtung eines Großteils unserer Kanalisationsnetze keine praktizierten Gestaltungselemente. Die Trennkanalisation (Niederschlag und Schmutzwasser werden in voneinander getrennten Leitungsnetzen erfaßt) hat den Nachteil der Fehlanschlüsse, d.h. Schmutzwasser kann in das Niederschlagsabflußnetz gelangen und damit zu einer ständigen Gewässerverunreinigung führen, es kann aber auch Niederschlagsabfluß in den Schmutzwasserstrang gelangen und dadurch zum Rückstau von Schmutzwasser führen. Dieser der Trennkanalisation innewohnende Nachteil war der primäre Grund dafür, die Mischkanalisation zu bevorzugen, denn sie weist ja nur einen Leitungsstrang auf. In der Zwischenzeit durchgeführte Beobachtungen zeigen nun, daß aus Mischkanalisationen, die keine Regenüberlaufbecken aufweisen, deutlich mehr an Verschmutzung ausgetragen wird als dies dem Verhältnis zwischen Niederschlagsabflußdauer pro Jahr (bei Weiterleitung des doppelten TW-Spitzen-Anfalles zur ARA, in Stunden

pro Jahr ausgedrückt, etwa die Hälfte der Jahresniederschlagshöhe in mm/a - und bei kleinen Netzen, z.B. im Wiener Raum 350h/a) und der Jahresdauer (8.760h) entspricht. Dies bedeutet, daß die Mischkanalisation zu einer Akkumulation von Stofffrachten während der Trockenwetterperioden führt, die während Niederschlagsabfluß aus dem Kanalnetz ausgetragen werden. Die Ursachen für diese Verlagerung sind: (1) Ablagerungen als Folge strömungsungünstiger Bereiche, vor allem bei Schächten, aber auch hinter in die Kanalisation eingetragenen größeren Gegenständen (z.B. Steinen); (2) die sich in der Kanalisation bildende Sielhaut, die bei üblichen einwohnerspezifischen Kanallängen zu einer stehenden Biomasse von ca. 10g Trockensubstanz pro Einwohner führt und bei stärkeren Niederschlagsabflüssen abgeschert wird. Zusätzlich kommt noch der in der Mischkanalisation vorhandene Schmutzwasserabfluß hinzu.

Mit der Errichtung und dem Betrieb sowie der Verbesserung der Reinigungswirkung von Abwasserreinigungsanlagen erhob sich auch die Forderung, die Kanalisationen bezüglich ihrer Wirksamkeit zu verbessern. Erste Ansätze dazu, die auf in England schon mit Anfang unseres Jahrhunderts gewonnenen Kenntnissen aufbauten, war die Errichtung und der Betrieb von Regenüberlaufbecken bei Mischkanalisation. In Deutschland wurde dabei die Auffassung vertreten, daß durch ein solches Vorgehen in ganz wesentlichem Umfang ungereinigte Inhaltsstoffe von Gewässern ferngehalten werden können. Die heutige Einsicht zeigt, daß diese Einschätzung zwar von ihrer Wirkung her überzogen war, vom Denkansatz her jedoch nicht prinzipiell falsch. An der Frage der Größe der Regenüberlaufbecken und ihrer Wirksamkeit entzündeten sich im zurückliegenden Jahrzehnt Fragen nach der Verbesserung der Wirksamkeit der Abwasserableitung auch durch andere Maßnahmen. Das in diesem Bereich erforderliche koordinierte Vorgehen im Siedlungsraum - sowohl im bestehenden dicht verbauten als auch im noch zu entsorgenden locker verbauten Raum - werden wir in Österreich künftig Generelle Entässerungsplanung nennen.

In den Bereich der Abwasserreinigung fallen alle jene Aufgaben, die die externe Reinigung - also die nicht direkt mit dem Produktionsprozeß oder der Abwasserentstehung gekoppelte Reinigung - zum Gegenstand haben. Im englisch-amerikanischen Sprachgebrauch wird dafür der Begriff end-of-pipe-technology angewandt, dem heute auch ein negativer Beigeschmack anhaftet. Prinzipiell steht dabei diese externe Reinigung mit den Maßnahmen der Abwasserentstehung in einem Wettbewerb, denn das Schließen von Stoffkreisläufen wird günstig schon auf der Stufe der Abwasserentstehung eingeleitet. Auf diesen Wettbewerb wird jedoch in dieser Arbeit nicht weiter eingegan-

gen. Die heute übliche Art der externen Reinigungsanlagen bei organisch, z.T. auch anorganisch verunreinigten, aus einer Vielzahl einzelner Quellen stammender Abwässer ist die biologische Reinigung. In den zurückliegenden Jahren hat nun die Anwendungsforschung für die biologische Reinigung wesentliche Fortschritte erzielt. So sind wir heute in der Lage, aerobe Abwasserreinigungsanlagen ohne großen Versuchsaufwand zu bemessen und zu betreiben, in denen bei einer Minimierung des Energieeinsatzes für den Betrieb Kohlenstoff oxidiert, aber auch Phosphor und Stickstoff durch die Lebenstätigkeit der Mikroorganismen entfernt werden bzw. Phosphor (mit)gefällt wird. Diese Verfahrensführungen sind auf größeren Anlagen sicherer möglich als auf kleineren (< 5.000 EGW). Auch bei den meisten mit organischen Inhaltsstoffen beladenen Industrieabwässern sind wir heute in der Lage, ausreichend betriebssicher ausgelegte Anlagen zu bemessen. Die Bemessung auch anaerober Abwasserreinigungsanlagen ohne einen großen Versuchsaufwand ist möglich, trotz der deutlich höheren Gefährdung anaerober Mikroorganismen durch Gifte. In speziellen Fällen sind jedoch aufwendige Pilotierungen nicht zu umgehen.

Ob Anlagen zur externen biologischen Abwasserreinigung auch jeweils sinnvoll zur Vorentlastung in der Abwasserentstehung einsetzbar sind, ergibt sich aus dem örtlichen oder regionalen Sachzusammenhang. Es zeigt sich zur Zeit, daß eine zu weitgehende Vorentlastung von biologisch entfernbarem organischem Kohlenstoff auch den Wirkungsgrad der biologische Denitrifikation gefährden kann.

Wenn über Wasser/Gewässer gesprochen wird, so muß auch über den Boden gesprochen werden. Dies geschah vorstehend schon bezüglich der Herkunft von Stoffen, doch beinhaltet der Massenerhaltungssatz, daß rückgekoppelt aus dem Blickwinkel der Herkunft der Boden (wie auch Luft und Wasser/Gewässer) auch weiterhin Empfänger von Stoffflüssen sein muß. Mit diesem Hinweis sei auf die Reststofffrage für jene Inhaltsstoffe, die sich nicht mehr im (gereinigten) Abwasser befinden, und die üblicherweise unter dem Begriff (Klär)Schlamm subsummiert werden, verwiesen. Wie und in welcher Art und Weise eine Nutzung, Umwandlung und/oder Verbringung derartiger Reststoffe erfolgen soll, darüber ist zu diskutieren, und zwar aus einer gesamthaften und nicht nur sektoralen Betrachtung heraus. Es darf dabei nicht übersehen werden, daß bei Ausfall der Verbringung von Reststoffen in die Fläche (Ausbringung auf Böden, Deponierung) und auch bei Ausfall der Verbrennung eben diese Verbringung der Reststoffe zum steuernden Element im Gewässerschutz werden kann. Die Abwasserreinigung zieht ja zwangsweise eine Reststoffentstehung nach sich, und Abwasser kann, wie wir bei der Abwasserentstehung sahen, nicht vollständig vermie-

den werden. Die Betreiber von Abwasserreinigungsanlagen benötigen in der Reststoffsorgung zumindest zwei Wege. Der Grundsatz, daß eine Nutzung auch dieser Reststoffe vor ihrer Veraschung erfolgen sollte, sollte prinzipiell anerkannt werden. Da die eigenständige Veraschung nur in relativ großen Einheiten erfolgen kann - für Niederösterreich würden z.B. für die kommunalen Klärschlämme zwei Standorte genügen - müssen die Betreiber dieser Standorte aus ökonomischen Gründen bestrebt sein, allen Klärschlamm an sich zu ziehen. Dadurch würde der Nutzungsgedanke vollständig unter die Räder kommen. Die Mitverbrennung nicht nutzbarer Schlämme in Kesseln, die nicht speziell für die Klärschlammverbrennung errichtet wurden (z.B. Heizkraftwerken, Müllverbrennungsanlagen, thermischen Kraftwerken), eröffnet hier einen gedanklich brauchbareren Weg, der auf seine Verwirklichungschancen hin zu prüfen ist.

Böden sind nicht nur Empfänger von Reststoffen, sie sind auch die - direkte oder indirekte - Ursache für diffuse Stoffabstöße in Gewässer. Es gelangen Stoffe sowohl durch Auswaschung als auch durch Erosion aus der Fläche in die Gewässer (Grundwasser, Oberflächengewässer). Der Anteil der durch diffusen Stofftransport verursachten Konzentrationen in Fließgewässern ist heute vor allem bei Phosphor und Stickstoff groß, darf aber auch beim organischen Kohlenstoff nicht unterschätzt werden. Während man den Eintrag ungereinigter Schmutzwässer in die Gewässer als durchaus nicht standorttypisch bezeichnen muß, gab es, wie im Kapitel 2 aufgezeigt, stets auch einen Eintrag aus der Fläche. Die Forderung, den Eintrag in den Stoffflüssen aus der Flächen im selben prozentuellen Umfang zu verringern wie wir dies bei den vorstehend erwähnten Schmutzwässern gemäß dem Stand der Technik tun, ist aller Voraussicht nach nicht richtig.

Zur Kennzeichnung der Relationen zwischen den Einträgen über Abwasser und den Einträgen aus der Fläche folgende Zahlen: Es waren z.B. im Jahre 1988 ca.50% des Phosphors und ca.70% des Stickstoffs am Pegel Wien-Nußdorf in der Donau als flächenbürtig einzustufen, der Rest als abwasserbürtig (Fleckseder, im Druck). Bei Phosphor und Stickstoff ist dies eine deutliche anthropogene Prägung, beim organischen Kohlenstoff - gemessen im Gewässer als KMnO_4 - dürfte jedoch heute schon wieder der standorttypische Eintrag im Vergleich zu den Einträgen über Abwasser dominieren. Als qualitativer Nachweis dazu: Im Donaeinzugsgebiet oberhalb des Pegels Wien-Nußdorf leben ca. 12,5 Mio. Menschen. Wird ihr CSB-Eintrag nach den Maßnahmen der Abwasserreinigung zu $10\text{g}/(\text{E.d})$ angesetzt, wird für gewerbliche und industrielle Abfälle eine zusätzliche Verdoppelung angesetzt, so ergibt sich eine Fracht von 380 t/d an CSB, von der angenommen wird, daß sie im Gewässer keiner

weiteren Umwandlung unterliege. Wird des weiteren von einer Identität zwischen CSB und KMnO_4 ausgegangen - was sicher nicht richtig ist, von der Größenordnung der Zahlen jedoch etwa passend - und wird mit einem mittleren Durchfluß am Pegel Wien-Nußdorf von $1.920 \text{ m}^3/\text{s}$ weitergerechnet, so folgt daraus ein rechnerischer Beitrag zur KMnO_4 -Konzentration von $2,3 \text{ mg/l}$, dem eine beobachtete $\text{KMnO}_4\text{-O}_2$ -Konzentration im Donaustrom von $3,9 \text{ mg/l}$ gegenübersteht und wobei aus den Untersuchungen der Internationalen Kommission zum Schutze des Rheines gegen Verunreinigungen die Relation zwischen CSB (K_2CrO_7) und KMnO_4 (als O_2) am Pegel Bimmen/Lobith etwa 4. Diese Umrechnung von KMnO_4 auf einen "tatsächlichen CSB" kann jedoch nur als sehr angenähert bezeichnet werden, da es zwischen dem CSB und dem $\text{KMnO}_4\text{-O}_2$ keine vom einen auf das andere Flußeinzugsgebiet übertragbare Relationen gibt.

Die Steuerung zur Verringerung der diffusen Einträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer muß sowohl bei der Verringerung der Bodenerosion als auch beim Bodenwasserhaushalt ansetzen, muß aber auch eine bedarfsgerechte Ausbringung landwirtschaftlicher Produktionsmittel als auch eine Verringerung der Einträge aus der Luft - was wiederum auch eine Verringerung der Austräge in die Luft nach sich zieht (i.A. Verbrennungsvorgänge, Landwirtschaft) - mit berücksichtigen.

Im "flüssigen" Stofftransport sind die Fließgewässer aus Österreich hinaus die "Senken", mit den empfangenden Ästuarien und Binnenmeeren als den Endempfängern. Dies wird exemplarisch noch aus der Stickstoffbilanz für Österreich ersichtlich werden.

4.2 Zur geschichtlichen Entwicklung der Reinhaltung der Gewässer in Österreich.

Zur Erfassung der Situation im Bereich Abwasserableitung und Abwasserreinigung durch eine Befragung im Jahre 1968:

Im Jahre 1968 (v.d.EMDE, 1970) betrug der Anteil der an öffentliche Kanalisationen angeschlossenen Bevölkerung ca. 40% (davon ca. 20% in Wien und je 2% in Linz und Graz), der Anteil der an biologische Reinigungsanlagen angeschlossenen Bevölkerung lag bei 3%. Die Industrie hatte fast keine Abwasserreinigungsanlagen, und die meisten Erzeugungsprozesse bauten auf dem Durchlaufprinzip auf. Eine Kennzeichnung der Situation durch Erhebungen in noch früheren Jahren liegt nicht vor; bezüglich der Entwicklung bis heute ist in etwa das nachfolgend Genannte festzuhalten.

Zeitspanne von der Mitte des 19. Jahrhunderts bis in die Zeit nach dem 2. Weltkrieg:

Die Zurverfügungstellung von Wasser in Haushalten, dem Gewerbe und der Industrie zog die Errichtung von Kanalisationen mit einer Beladung der Oberflächengewässer mit nicht standortgemäßen Stoffen bzw. auch eine vermehrte Grundwasserverunreinigung nach sich. Lagen die Siedlungsgebiete (z.B. Graz, Innsbruck, Linz, Salzburg, Wien) - wie auch verschiedene Industriestandorte - an großen, leistungsstarken Fließgewässern, so wurde die Auswirkung der Einleitung der nicht standortgemäßen Stoffe in diesen zunächst als nicht sehr nachteilig empfunden. Der Großteil der von diesen Einleitungen betroffenen Flüsse war noch nicht zur Wasserkraftnutzung herangezogen worden. Grundwasser wurde nur selten qualitativ untersucht, und so bereiteten Grundwasserverunreinigungen keine Probleme in der Öffentlichkeit. Die Landwirtschaft verfügte noch - mit Anfang der 1950er-Jahre - über fast 1/4 der Arbeitsbevölkerung, und die heute vorherrschende Substitution der Arbeitskraft durch Materie und Energie war noch nicht vollzogen. Aus diesem Grund und aus der Tradition der nachhaltigen Bewirtschaftung bei geringen Futtermittelimporten und geringer Spezialisierung war die Landwirtschaft als ganzes noch kein wesentlicher direkter Verursacher von Gewässerbelastungen. Da die Vollmotorisierung der österreichischen Bevölkerung noch unbekannt war und der Pro-Kopf-Energieverbrauch deutlich niedriger lag als heute, war auch die Luftverunreinigung und ihre Auswirkung auf die Gewässerverschmutzung geringer als heute. Gleiches galt auch für den Zusammenhang zwischen festen Abfällen und der Gewässerbelastung.

Zeitspanne seit nach dem Ende des 2. Weltkrieges bis zur Wasserrechtsgesetznovelle 1990:

Österreich erlebte von der Mitte der 1950er-Jahre an wirtschaftlich sehr günstige Zeiten, die zu einer deutlichen Steigerung des materiellen Wohlergehens führten. Diese Entwicklung führte bei den österreichischen Seen zu Überdüngungen mit den Folgen übermäßiger Algenentwicklungen. Da unsere Seen bezüglich des Fremdenverkehrs eine tragende Rolle spielen, wurden sehr bewußt in den späten 1960er- und 1970er-Jahren Anstrengungen unternommen, um die Einleitung von Abwasser aus Siedlungsgebieten in diese zu unterbinden ("Seesaniierungen durch Ausleitungen"). Die Einleitung von Abwasserinhaltsstoffen in das Grundwasser wurde als ein großes Übel erkannt und führte zur Errichtung von Kanalisationen (in den eher dicht verbauten Gebieten), die Forderung zur Reinhaltung der Oberflächengewässer führte zum Bau von Abwasserreinigungsanlagen und den Sonderbauwerken der Abwasserableitung (z.B.

Regenüberlaufbecken). So stieg der Anschlußgrad der Bevölkerung - mit ausgelöst durch die nach wie vor gute wirtschaftliche Entwicklung - an Kanalisationen auf ca. 70% der Bevölkerung und einer etwas geringeren Zahl bezüglich der angeschlossenen Objekte im Jahre 1990, mit einem Anschlußgrad an biologische Abwasserreinigungsanlagen, der nur geringfügig darunter liegt. Auch in der Industrie setzten sich - nach anfänglichem Zögern - jene Kräfte durch, die sowohl prozeßtechnische Lösungen als auch die Maßnahmen der Abwasserreinigung anerkannten. (So stieß z.B. die österreichische Zellstoffindustrie im Jahre 1975 aus 12 Standorten - davon 9 ohne Laugenwirtschaft - mehr als 2.000 t CSB/d bei ca. 1.700 t/d an Zellstoff aus, im Vergleich zu ca. 150 t CSB/d bei ca. 3.200 t/d Produktion im Jahre 1991. Quelle: AUSTROPAPIER, 1991).

In der Landwirtschaft schritten der Ersatz menschlicher Arbeitskraft durch Materie und Energie, der Futtermittelimport, aber auch die Spezialisierung weiter fort, und mit dieser Entwicklung stieg auch bis gegen die Mitte der 1980er-Jahre der flächenspezifische Einsatz an Düngern und Agrochemikalien. In Österreich könnten wir heute eine auf der eigenen Landwirtschaft aufbauende Ernährung - wenn auch im Speiseplan etwas im Vergleich zu den heute am Markt üblichen Produkten anders zusammengesetzt - ermöglichen. Als Folge dieser Vorgangsweise stieg auch der Übergang an Stoffen aus der Fläche in das Grundwasser und in Oberflächengewässer, wobei jedoch bei Stickstoff die Landwirtschaft nicht der alleinige Verursacher ist.

Auswirkungen der Wasserrechtsgesetznovelle 1990:

In der WRG-Novelle 1990 ist verankert, daß jeder Umgang mit Wasser und den Gewässern dem Stande der Technik entsprechen muß. Nach mündlicher Auskunft der bei dieser Novellierung maßgeblich beteiligten Personen schwebte ihnen dabei der englische Begriff *best available means* vor. Beides, sowohl Stand der Technik als auch *best available means*, sind zunächst unbestimmte Begriffe, die in der einzelnen Anwendungssituation mit Inhalt auszufüllen sind. Beim Stand der Technik liegt die Betonung auf der Technik. In der einzelnen Anwendung wird oft nicht gefragt, welcher Aufwand (Materie/ Energie/ Menschen, die wiederum den Einsatz von Materie und Energie nach sich ziehen) erforderlich ist, um den Einsatz dieser speziellen, im einzelnen Verfahren maßgebenden Technik zu ermöglichen. *Best available means* hat die Betonung nicht so stark auf der Technik und umfaßt durchaus auch die zusätzlichen Wirkungen, die einer im einzelnen Verfahren gewählten technischen Lösung innewohnen. In der praktischen Umsetzung der WRG-Novelle 1990 auf den Stoffhaushalt wurde der Schwer-

punkt primär bei der Einleitung von Schmutzwasser gesehen, und aus dieser Sicht wurde der für das Wasser zuständige Minister (BMfLF) verpflichtet, spartenspezifische Emissionsverordnungen herauszugeben (z.B. für Abwässer aus Siedlungsgebieten, aus gebleichter Zellstoffherstellung, aus Milchverarbeitenden Betrieben u.a.m.). Über diese Emissionsverordnungen hinaus wird auch eine zur Zeit noch in Diskussion befindliche Immissionsverordnung in speziellen Fällen zum Tragen kommen. Die WRG-Novelle 1990 hat zur Zeit und im kommenden Jahrzehnt eine ganz zentrale Wirkung auf jeden einzelnen von uns, denn direkt oder indirekt ist jeder Bewohner Österreichs auch Einleiter von Abwasser.

4.3 Was wurde durch das bisherige Vorgehen erreicht?

Es gibt eine Beurteilung der Fließgewässer Österreichs primär anhand des biologischen Befundes, wobei die Darstellung in Gewässergüteklassen erfolgt. Obwohl eine biologische Beurteilung künftig auch weiterhin erfolgen muß, so gibt diese doch bezüglich der Stoffflüsse nur beschränkt Auskunft. Nun wurden und werden jedoch z.B. an der Donau seit mehr als 30 Jahren - früher in unregelmässigen, ab 1979 in regelmässigen monatlichen Intervallen - chemische Kenngrößen untersucht. Diese ergaben die in der Tabelle 2 wiedergegebenen Werte. Aus diesen Zahlen ist klar zu erkennen, daß die sowohl in Baden-Württemberg, in Bayern, aber auch in Österreich in die Errichtung und den Betrieb von Abwasserableitungs- und Abwasserreinigungsmaßnahmen gesteckten Aufwendungen, in Koppelung mit administrativen Maßnahmen (z.B. dem Ersatz von Poly-P in Textilwaschmitteln), zu einer deutlichen Verringerung beim KMnO_4 und bei $\text{PO}_4\text{-P/gesP}$ geführt haben, während z.B. für Nitrat-N kein derartiger Rückgang zu verzeichnen ist. Ähnliche Entwicklungen, wie sie hier für die Donau skizziert sind, dürften auch für eine Vielzahl anderer Fließgewässer in Österreich gelten. Verursacht ist dies bei Stickstoff dadurch, daß er anteilmässig - wie vorstehend schon erläutert - in einem deutlich geringeren Umfang über Abwässer in die Fließgewässer eingetragen wird und somit die Einträge aus der Fläche (NO_x aus der Atmosphäre, landwirtschaftliche Bodennutzung) zum Tragen kommen.

4.4 Anmerkungen zu Stoffumsetzungen in Gewässern.

In der Literatur, die üblicherweise Siedlungswasserbauern zugänglich ist (und ein solcher ist der Verfasser dieses Beitrages sowohl von seiner Prägung als auch seinen Arbeitsbedingungen her), wird bezüglich der Stoffumsetzungen in Fließgewässern sehr wenig berichtet. Dies hat zwei Gründe: Einerseits hat der Siedlungswasserbauer

Tabelle 2: Die zeitliche Abhängigkeit einiger Parameter zur Kennzeichnung des Stoffinhaltes im Donaustrom an den Pegeln Altenwörth (aus PETTO, FLECKSEDER, HUMPESECH, 1991) und Nußdorf/Floridsdorf (HUMPESECH, FLECKSEDER, KAVKA, KOHL, PETTO, im Druck).

Bereich Altenwörth (Flußkilometer 1980 - 2007)

Jahr	1960	1965	1970	1975	1980	1985	1988	Dim
Parameter								
NH ₄ -N	0,08	n.v.	0,12	0,13	0,13	0,13	0,16	mg/l
PO ₄ -P _{tot}	0,01	n.v.	0,16	0,20	0,23	0,16	0,07	mg/l
KMnO ₄	17	n.v.	23	27	20	16	14	mg/l
BOD ₂	1,0	n.v.	1,7	1,5	1,1	0,9	0,4	mg/l
log KZ ₂₂	3	3	4	4,3	4,2	3,6	3	/ml

Bereich Nußdorf/Floridsdorf (Flußkilometer 1934)

Jahr:	1960	1965	1970	1975	1980	1985	1990	Dim
Parameter								
NH ₄ -N	0,05	n.v.	0,10	0,20	0,25	0,25	0,22	mg/l
NO ₃ -N	1,1	n.v.	1,7	2,0	2,2	2,4	2,6	mg/l
PO ₄ -P _{diss}	0,03	n.v.	0,13	0,14	0,15	0,13	0,10	mg/l
PO ₄ -P _{tot}	n.v.	n.v.	0,18	0,23	0,23	0,20	0,15	mg/l
KMnO ₄	22	n.v.	25	25	22	19	14	mg/l
BOD ₅	n.v.	n.v.	n.v.	3,0	3,0	3,0	3,0	mg/l
log FC	1,1	1,0	1,0	0,9	0,9	1,0	1,1	/ml
log KZ ₂₂	3,5	3,5	3,5	3,6	3,6	3,5	3,5	/ml

NH₄-N, NO₃-N, PO₄-P_{tot}, PO₄-P_{diss} und KMnO₄ gemäß Einheitsverfahren; BSB₂ und BSB₅ ohne Nitrifikationshemmung; FC = fäkalkoliforme Keime; KZ₂₂ = Koloniezahl bei 22°C.

vergleichsweise wenig Kontakt zu den Gewässern, die er durch seine Berufstätigkeit mit schützt, und so ist auch nur ein geringer Anteil seiner Kenntnisse auf die Erfassung des natürlichen Zustandes in Fließgewässern hin ausgerichtet, andererseits führte die rechnerische Berücksichtigung der Selbstreinigungsvorgänge in den Gewässern in der Vergangenheit dazu, diese als Reaktoren für die Reinigung nicht ausreichend sauberer Abwässer aufzufassen, und dieses Vorgehen steht diametral im Gegensatz zu den Forderungen, die sich aus der Reinhaltung der Gewässer ergeben.

Schließlich ist die quantitative Bearbeitung der Stoffumsetzungen in Fließgewässern auch keine einfache Aufgabe. Die Ursachen dafür sind wie folgt umschreibbar: Sowohl der Eintrag als auch der Transport an Stoffen in Fließgewässern ist bei Überwiegen der natürlichen Prägung durch eine starke Dynamik gekennzeichnet. Diese wiederum ist sowohl durch jahreszeitliche Schwankungen (Blattfall im Herbst) als auch durch Niederschlagsereignisse geprägt. Die Stoffumsetzungen können von sehr vielfältiger Art sein. Bei einer Einteilung anhand der Prinzipien der Naturwissenschaften können wir zwischen physikalisch-chemischen (z.B. Auflösung/Fällung, Adsorption/Desorption, Austauschvorgänge zwischen der Atmosphäre und dem Wasser, Komplexbildungen, Redoxreaktionen u.a.m.) sowie biochemischen/biologischen Prozessen unterscheiden. Zwischen zwei Kontrollpegeln an einem Fließgewässer können aber auch Sedimentation/Abtrag (in Abhängigkeit der jeweils herrschenden Strömung) als auch ein Austrag in die Überschwemmungsebene (bei Hochwasser) vorkommen. Aus allen diesen Gründen ist es zur Zeit schwer, darüber z.B. Aussagen zu treffen, in welchem Umfang jede der in Tabelle 2 aufgeführten chemischen Kenngrößen sich konservativ verhält (d.h. längs des Fließweges keine bestimmbar Konzentrationsänderung erfährt) oder in welchem Umfang Konzentrationsänderungen als Folge von Selbstreinigungsvorgängen zu erwarten sind.

5. DIE ERSTELLUNG VON STOFFFLUSSBILANZEN.

Ein Prinzip im weiteren Vorgehen sollte darin bestehen, die Steuerung des gewässerbezogenen Stoffhaushaltes im Laufe der Zeit anhand von Stoffflußbilanzen vorzunehmen. Diese sind nicht nur für die Festlegung und Erfolgskontrolle des Stoffhaushaltes im Gewässerschutz, sondern wegen des Stofferhaltungssatzes generell im Umweltschutz erforderlich. Da das vor uns liegende Ziel im Umweltschutz darin bestehen muß, die Stoffflüsse bei einem möglichst geringen Einsatz an Materie und Energie niedriger als heute werden zu lassen, sollten auch die Aufwendungen, die zum Erreichen niedrigerer regionaler oder gesamtstaatlicher Stoffflüsse benötigt werden, immer mit erfaßt werden. Erste Schritte zur Erfassung von Stoffflüssen und zur Darstellung des regionalen Stoffhaushaltes sind getan (z.B. BACCINI & BRUNNER, 1991). Jetzt geht es darum, die Stoffflußanalyse in jener Art und Weise auch öffentlich zu verankern, in der heute der Berufsstand der Wirtschaftsprüfer verankert ist. Ohne das Bilanzieren in Geldeseinheiten und den Schlüssen, die daraus ziehbar sind, brähe unser Wirtschaftssystem wahrscheinlich rasch zusammen. Allein daraus mag die Bedeu-

tung der sachgerechten Erfassung des Stoffhaushaltes für den Umweltschutz ersehen werden.

In Abbildung 3 wird ein Bilanzrahmen dargestellt, der zur Erfassung einer regionalen Stickstoffbilanz entwickelt wurde. Zur Zeit sind zwangsweise die Erfahrungen mit der Erstellung regionaler Stoffflußbilanzen noch beschränkt, und aus diesem Grunde ist noch jeder Fall anders gelagert als der vorhergehende. Stickstoff kommt in seinem Kreislauf sowohl fest (z.B. in Eiweiß), gelöst (Nitrat, Nitrit, ...), aber auch gasförmig (elementarer Stickstoff, Ammoniak, Lachgas,) vor. Der gewählte Schnitt muß daher diese Bedingungen berücksichtigen. Die Systemgrenzen sind durch die politische oder hydrographische Ausdehnung in horizontaler Erstreckung sowie durch die obere Grenze der Planetaren Grenzschichte (ca. 500m über dem Erdboden) bis hin zu jenem Bereich, in dem Wasser im Untergrund durch Aktivitäten in der Biosphäre geprägt wird, in vertikaler Richtung gegeben. Jeder Stoffübergang durch die Systemgrenzen hinweg wird Import bzw. Export genannt. Innerhalb der Systemgrenzen gibt es einzelne Bereiche (Rechtecke), die nach BACCINI & BRUNNER Prozesse genannt werden. In jedem Prozeß findet zumindest Transport, in der Vielzahl der Fälle auch eine Transformation statt. Dieses hier so generell dargestellte System wird von Gütern durchflossen, die sich wiederum aus einzelnen Stoffen zusammensetzen. Güter lassen sich nicht bilanzieren, mit Stoffen ist dies möglich. Unter Stoff ist hier ein betrachtetes Element - z.B. Stickstoff - oder eine ausgewählte Verbindung zu verstehen.

Die in Abbildung 3 enthaltenen Prozesse umfassen die Planetare Grenzschichte (innerhalb derer der lokal maßgebende Niederschlag entsteht, die aber auch die wesentlichen Emissionen empfängt und aus der die Depositionen auf den Böden - bzw. auf dem, was auf Böden steht - stammen), Haushalte (Nahrung, Körperpflege, Unterkunft), Verbrennung (Energie aus fossilen Brennstoffen, Heizung, Verkehr), Handel/Gewerbe/Industrie (Produktion und Verteilung inkl. aller damit zusammenhängender Emissionen), Abwasser/Abfall, Landwirtschaft inkl. der landwirtschaftlichen Böden, Forstwirtschaft inkl. der Böden, Sonstige Böden, der Untergrund, das Grundwasser und schließlich die Oberflächengewässer. Die Stoffflüsse zwischen diesen Prozessen werden in t/a, mit Gültigkeit für einen gewählten Bezugszeitpunkt oder Bezugszeitraum, ausgedrückt. Die Bearbeitung einer derartigen Stoffstromanalyse kann nur dann erfolgen, wenn jeder der einzelnen genannten Prozesse in weitere Unterprozesse gliedert wird.

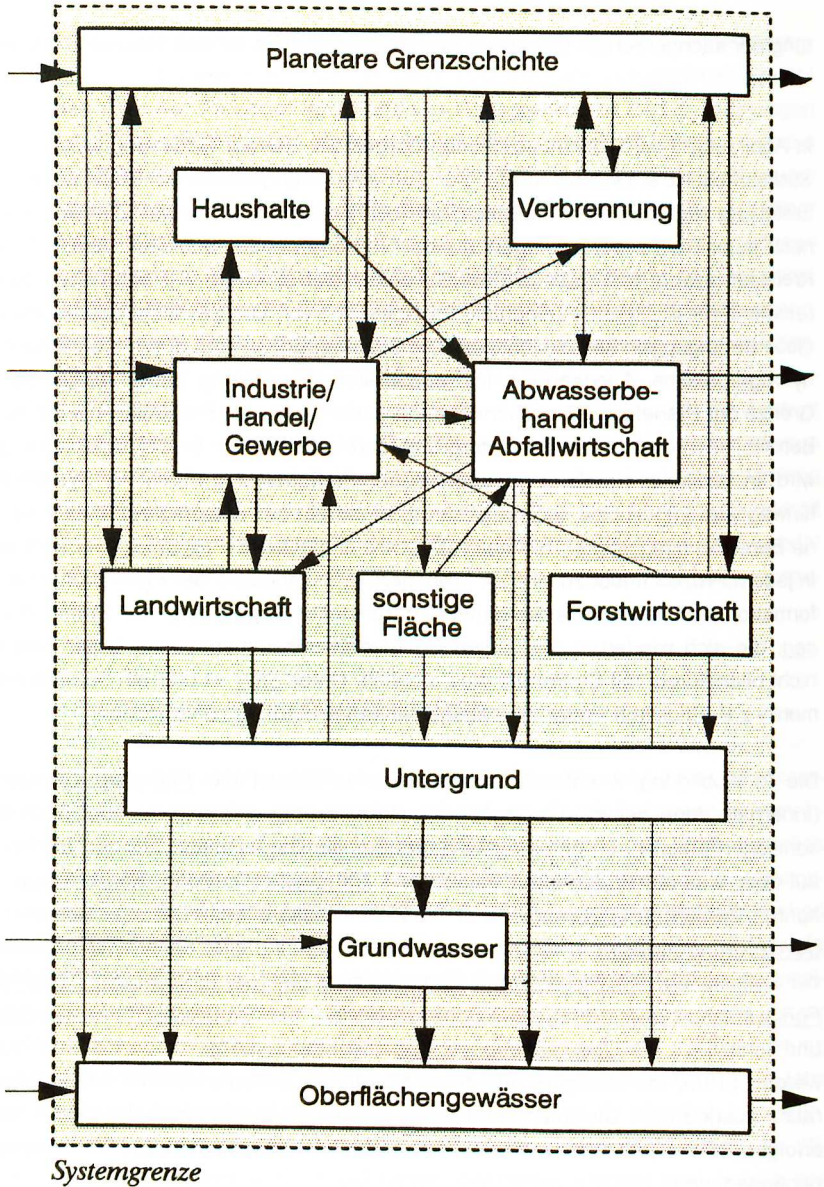


Abb. 3: Bilanzrahmen für eine (regionale) Stickstoffbilanz

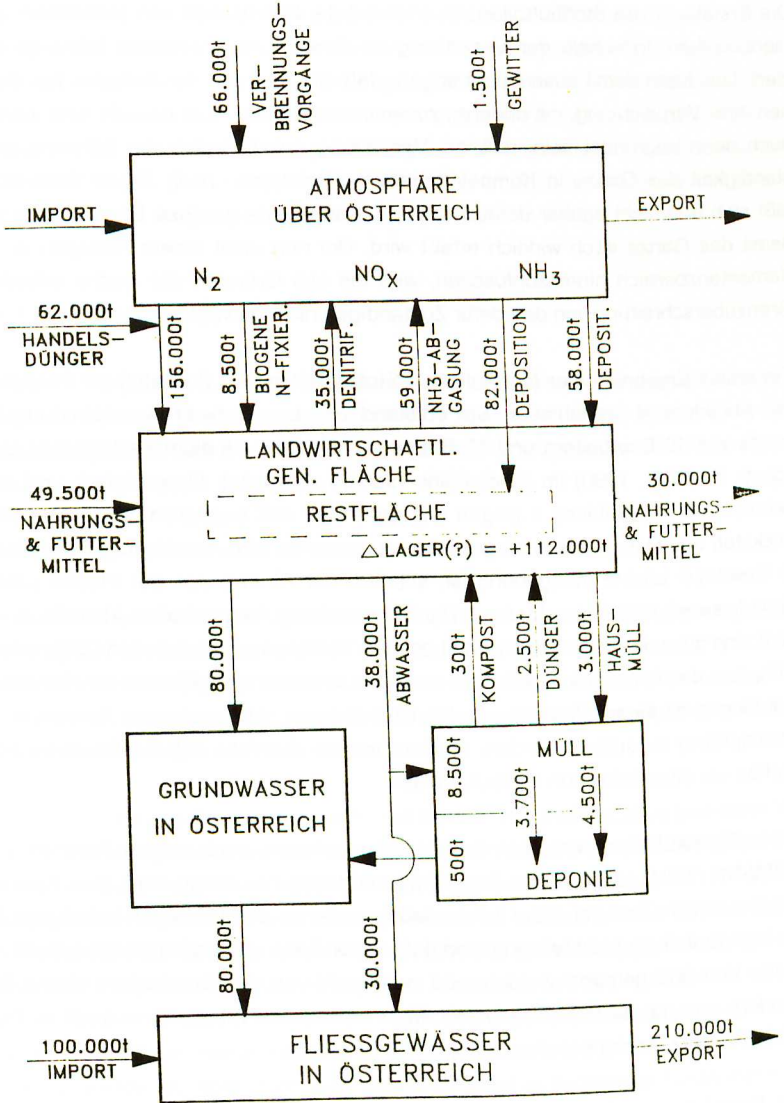


Abb. 4: Die (vorläufige!) Stickstoffbilanz 1986 für Österreich gemäß dem Projekt TUSCH (1990)

Die Erstellung von Stoffflußbilanzen erfordert die Bereitschaft von Menschen, zusammenzuwirken. Innerhalb der Verwaltung ist diese Zusammenarbeit fallweise kompliziert. Das kann damit zusammenhängen, daß sich die von der Aufgabe her Betroffenen ihrer Verpflichtung, mit anderen zusammenzuwirken, nicht bewußt sind, kann aber auch darin begründet sein, daß die Verwaltung aus Gründen der Effizienz und Zuständigkeit das Ganze in Kompetenzbereiche schneiden muß. Diese Schnittführung läßt sich nun nicht sauber definieren, es muß stets eine gewisse Überlappung geben, damit das Ganze auch wirklich erfaßt wird. Um nun nicht einem Kollegen in seinen Kompetenzbereich hineinzupfuschen, wird die aus Gründen der Sache erforderliche Grenzüberschreitung von den dafür Zuständigen nicht gewagt.

Ein erstes Ergebnis einer (vorläufigen!) Stoffflußbilanz für Stickstoff für Österreich ist der Abbildung 4 entnehmbar. Sie entstand vor dem Entwurf der Abbildung 3. Sie wurde von 10 Bearbeitern und 10 Betreuern im Aufbaustudium Technischer Umweltschutz (TUSCH, 1990) im Studienjahr 1989/90 erarbeitet. Diese Arbeit und das Ergebnis dazu in Abbildung 4 zeigen uns ganz klar, daß bezüglich des Transportes an Stickstoff aus Österreich nicht, wie dies i.A. gesehen wird, der Eintrag über Abwässer in Gewässer alleine maßgebend ist, sondern der Eintrag aus der Fläche (über das Grundwasser) mitzubetrachten ist. Die Verursachung flächenhafter Abstöße an Stickstoff sind dabei in erster Linie sowohl bei den Verbrennungsprozessen (Deposition von NO_x aus der Atmosphäre) als auch bei der Landwirtschaft (Einsatz an Handels- und Hofdünger mit einem Übergang in das Grundwasser, Abgasung von Ammoniak in die Atmosphäre) zu suchen. Andere Quellen tragen ebenfalls mit zur Situation bei und dürften vor allem lokal von Bedeutung sein.

Diese Stickstoffbilanz war beim Erscheinen umstritten, doch zeigen Arbeiten von IS-ERMANN (1991), daß sie von ihrer Größenordnung her richtig sind. Das Faktum der Umstrittenheit rührte vor allem daher, daß eine der an den Einträgen beteiligten Seiten an ihrer Erstellung nicht teilnahm und daß dieser Seite unglücklicherweise nicht zutreffende Vorwürfe gemacht wurden, und zwar nicht von den Bearbeitern dieser Bilanz, sondern von gewissen Interessenten. Mehr über diese Bilanz kann auch in FLECK-SEDER (1992) nachgelesen werden.

Die Erstellung von Ist-Bilanzen ermöglicht dabei eine Beurteilung der Verursachung des gegebenen Zustandes. Soll-Bilanzen sind für die Erreichung von Zielen notwendig. Es ist dabei ratsam, die Soll-Bilanzen nicht im Elfenbeinturm, sondern nur in intensiver Diskussion mit allen Vertretern der durch Eingriffe betroffenen Maßnahmen

festzulegen. Der soziale Interessensausgleich muß schon auf dieser Ebene mitberücksichtigt werden. bisher wurden in Österreich keine regionalen oder staatlichen Soll-Stoffflußbilanzen erstellt. Bei der Festlegung des Nationalen Umweltplanes wäre das Prinzip der Erstellung solcher Soll-Bilanzen aufzugreifen. Als prinzipieller Denkanstoß für Interessierte: Die Erstellung von einigermaßen dauerhaften Soll-Bilanzen ist ein langsamer Prozeß. Es ist zweckmässig, sich auch im Zusammenhang damit daran zu erinnern, daß gute Dinge erst nach einer entsprechenden Reifung gut wurden.

5. FOLGERUNGEN.

Ein Prinzip im Vorgehen muß darin bestehen, sich zu fragen, was eigentlich von den empfangenden Medien her (Gewässer, Boden) zu fordern ist, wobei jedoch stets mit zu berücksichtigen ist, daß es sich hier um Interaktionen handelt und nicht um eine Betrachtung vom Gewässer her alleine.

Gewässertypen, die es in diesem Sinne zu betrachten gibt, sind

(a) das Bodenwasser und das Grundwasser als Empfänger von Niederschlag oder Niederschlagsabfluß (landwirtschaftliche Nutzflächen in Koppelung mit dem Verbleib der in der Landwirtschaft ausgebrachten Betriebsmittel; Siedlungsraum). Es sind somit zwei voneinander trennbare, bezüglich des empfangenden Gewässertyps jedoch zusammengehörende Aufgaben erkennbar.

Die Aufgabe A hat danach zu fragen, in welcher Art und Weise in der Landwirtschaft zu produzieren ist, um den landwirtschaftlichen Ertrag unter für den Bewirtschafter tragbaren finanziellen Bedingungen bei einem Minimum an Grundwasserbeeinträchtigung (Nitrat, persistente Stoffe) zu ermöglichen. Die Aufgabe B hat danach zu fragen, wie der im Siedlungsraum (bzw. auch auf Verkehrsflächen) anfallende Niederschlag bzw. der nicht bis nur gering verunreinigte Niederschlagsabfluß versiegelter Flächen für die Grundwasserneubildung im Siedlungsraum herangezogen werden kann. Es handelt sich hier nicht nur um Neuplanungen, sondern vor allem auch um die Überarbeitung zur längerfristigen Erneuerung bestehender Verbauungen. Kanalisationen müssen nämlich nicht nur gebaut, sondern auch erhalten werden, und innerhalb der kommenden 30 Jahre ist ein ganz beachtlicher Anteil an bestehenden Kanalisationen in Österreich zu erneuern (gehört mit zu den Aufgaben der Generellen Entwässerungsplanung).

(b) durch - durchaus gereinigte - Abwässer stark geprägte Fließgewässer (in einigen Teilen Österreichs die Normalsituation, z.B. entlang der Thermenlinie in Niederösterreich oder unterhalb relativ zu den Gewässern großer industrieller Einleitungen).

Die Aufgaben, die es diesbezüglich zu lösen gilt, beziehen sich einerseits darauf, in welchem Umfang Sachverständige zulassen können, daß in Fließgewässern auch in der künftigen Immissionsverordnung enthaltene Konzentrationen überschritten werden und dabei doch einen noch akzeptablen biologischen Zustand aufweisen können, andererseits aber auch darauf, welche Techniken in der Produktion oder Abwasserreinigung noch einsatzreif zu machen sind bzw. welche administrativen Maßnahmen in der Abwasserentstehung noch zu setzen sind, um die letztlich in Gewässer eingetragene Verschmutzung über das bisherige Ausmaß weiter zu verringern.

(c) die Frage, welche Ziele innerhalb Österreichs bezüglich des Schutzes der Ästuarien und Binnenmeere über die bisher ergriffenen Maßnahmen (flächendeckende Entfernung an Phosphor und Stickstoff auf Abwasserreinigungsanlagen) hinaus noch zu setzen sind.

Gedacht wird diesbezüglich z.B. an den diffusen Stoffeintrag - speziell die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff, die ja auch auf stehende Binnengewässer sich negativ auswirken können - bzw. den Eintrag an toxischen Stoffen mit einer Affinität an Feststoffoberflächen in durchaus gesetzeskonformer Einleitungskonzentration, die dann als kontaminierter Schlamm in Ästuarien anfallen und nur unter erschwerten Bedingungen zu entsorgen sind. In diesem Zusammenhang sei darauf verwiesen, daß die Stadt Rotterdam als Betreiber des größten Hafens dieser Erde zur Zeit mit Firmen in Deutschland, Frankreich und der Schweiz Verträge auf Privatrechtsbasis abschließt, die diese Betriebe bezüglich der Entsorgungskosten kontaminierter Schlämme (Hfl 24,-/m³ für den kontaminierten, Hfl 6,-/m³ für den nicht kontaminierten Schlamm) binden und sicherstellen, daß eine Reduzierung der eingetragenen Frachten über das jeweils staatlich (CH, D, F) in Wasserrechtsverfahren hinaus festgesetzte Maß gegeben sind.

Aus der vorliegenden Arbeit ist zu ersehen, daß wir den gesamten Wirkungszusammenhang berücksichtigen müssen, d.h. uns als "Ganzheitler" verantwortlich fühlen müssen. Alle Überlegungen, die sich die Bearbeitung der genannten Aufgaben zum Ziele setzen, müssen die ausgeprägte Rückbezüglichkeit in alle Aufgabenstellungen mit einbeziehen. Ein Herausschneiden und Festzurren von Fragestellungen, wie dies dem experimentellen Denkansatz der (klassischen) Naturwissenschaften entspricht, ist zur Lösung des Gesamtproblem es unzumutbar, für Detailaufgaben jedoch erforderlich. Der Arbeitsstil, der zwischen allen Beteiligten eintreten muß, ist mit einer möglichst großen Offenheit zu umreißen.

Eingriffe in Stoffströme sind nur dann möglich, wenn ihr Ausmaß, ihre Herkunft und ihr Verbleib bekannt sind. Zur Zeit können wir die anthropogen verursachten Stoffeinträge in Fließgewässer ganz generell als durch Abwasser eingetragen bzw. aus der Fläche eingetragen einteilen. Bei den Einträgen über Abwässer aus Siedlungsgebieten sind gemäß der in der dem jeweiligen Abwässertyp zugeordneten Emissionsverordnung enthaltenen Maßnahmen keine großen Frachtenreduktionen mehr zu erwarten. Ähnliches dürfte auch für so manche andere Abwasserart gelten. Diese Situation zwingt uns, unser Augenmerk verstärkt auf die flächenspezifisch darstellbaren - also die diffusen - Stoffeinträge zu legen.

Wir werden uns aber auch eingehender als bisher mit der quantitativen Umsetzung an Stoffen in Fließgewässerabschnitten zu beschäftigen haben, um sicherzustellen, daß die von uns ins Auge gefaßten Maßnahmen auch aus diesem Blickwinkel betrachtet die richtigen sind.

QUELLEN:

- Austropapier - Vereinigung Österreichischer Papierindustrieller, Wien (1992): Umweltbericht 1992.
- Baccini, P. & P.H.Brunner (1991): *Metabolism of the Anthroposphere*. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg-New York.
- Beckel, L. & G.Stenzel, 1973: *Im Flug über Österreich*. ISBN 3-7013-0489-0. Otto Müller Verlag, Salzburg.
- Brehm, J. & Meijering, M.P.D.: *Fließgewässerkunde*. Biologische Arbeitsbücher 36, Quelle&Meyer, 1982, 312p.
- v.d.Emde, W. (1970): *Abwasser- und Abfallstoffbeseitigung*. In: *Strukturanalyse des österreichischen Bundesgebietes*, ÖGRR ed., (747 - 756).
- Enell, M. & L.Wennberg: *Distribution of Halogenated Organic Compounds (AOX) - Swedish Transport to Surrounding Sea Areas and Mass Balance studies in five Drainage Systems*. *Wat.Sci.Techn.*, 24, (385-396).

Fleckseder, H. (im Druck): Phosphor und Stickstoff sowie die Schwermetalle Blei, Cadmium, Quecksilber und Zink in der Donau in Österreich. (Interpretation von Daten für den Zeitraum 1957 - 1989). Im Druck in *Limnologie Aktuell*.

Fleckseder, H.: A Nitrogen Balance for Austria. *Wat.Sci. Techn.*, 26, 1992, Nos. 7-8, (1789 - 1795).

Hodin, F., H.Bóren, A.Grimval & S.Karlsson: Formation of Chlorophenols and Related Compounds in Natural and Technical Chlorination Processes. *Wat.Sci.Techn.*, 24, (403 - 410).

Humpesch, U.H., H.Fleckseder, G.Kavka, W.Kohl & H.Petto (im Druck): Langzeittrends chemischer und mikrobiologischer Variabler zur Beschreibung der Wassergüte der Donau an der Pegelstelle Nußdorf/Floridsdorf und deren Bedeutung für die Badewasserqualität der Neuen Donau. Vortrag an der Fachtagung 1991 der Bundesanstalt für Wassergüte in Wien, im Druck in *Wasser*Abwasser*Gewässer*, Wien.

Hynes, H.B.N.: *The Ecology of Running Waters*. Liverpool University Press, Liverpool, 1970, 555p.

Isermann, K.: Anteil der Landwirtschaft an den Stickstoff- und Phosphoreinträgen in die Oberflächengewässer der Bundesrepublik Deutschland (1986/87) und Lösungsansätze zu ihrer hinreichenden Verminderung. *Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie*, 46, R.Oldenbourg-Verlag, 1992, (159-210).

Kieffer, F.: Metalle als lebensnotwendige Spurenelemente für Pflanzen, Tiere und Menschen. Abschnitt I.6 in : *Metalle in der Umwelt.*, E.Merian, ed., ISBN 3-527-25817-5, Verlag Chemie, Weinheim (1984).

Kresser, W. (1968): *Das Wasser*. Wiener Mitteilungen - *Wasser*Abwasser*Gewässer*, Bd.1.

Kummert, R. & W.Stumm: *Gewässer als Ökosysteme - Grundlagen des Gewässerschutzes*. ISBN 3-7281-1609-2, Verlag der Fachvereine Zürich (1988).

Petto, H., H.Fleckseder & U.H.Humpesch (1991): Langzeitentwicklung der Wassergüte im Bereich der Donaustaufe Altenwörth. Teil 2, Chemische und bakteriologische Kenngrößen. ÖWW, 43, (71 - 81).

Polzer, E. & K.Traer: Ökologische Funktionsfähigkeit und biologische Gewässerbeschaffenheit in Fließgewässern und Flußstauen. Eine Forschungsarbeit im Auftrage des BMfLF in Wien, 1990.

Rittlinger, H.: Das baldverlorene Paradies. dtv, (1962).

Stumm, W. & J.J.Morgan: Aquatic Chemistry. 2nd ed., Wiley -Interscience, 1981.

TUSCH (1990): Stickstoffbilanz für Österreich. Entstanden im "Interdisziplinären Projekt" im Studienjahr 1989/90. Einsehbar bei: Außeninstitut der TU Wien, Gußhausstraße 28, A-1040 Wien.

Wuhrmann, K.: Some Problems and Perspectives in Applied Limnology. Mitt.Internat.Verein.Limnol., 20, (324 - 401).

Hellmut Fleckseder, Univ.-Doz., Dipl.-Ing. Dr.techn., M.S.
TU Wien, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
Karlsplatz 13, A - 1040 W I E N



PHOTOAUTOTROPHE UND HETEROTROPHE
ORGANISMEN ALS INDIKATOREN DER
VERUNREINIGUNG VON FLIESSGEWÄSSERN

Danecker E.

Abstract:

Unter Beschreibung ihrer Funktion im Stoffkreislauf und ihrer Ansprüche an den Lebensraum wird die Eignung wichtiger Gruppen von Fließwasserorganismen als Indikatoren einer Wasser-
verunreinigung mit abbaubaren organischen Stoffen und für die Einstufung von Flüssen in die Klassen der biologischen (=saprobiologischen) Gewässergüte dargestellt. Einige leicht verständliche Wirkungsmechanismen, die bei der Veränderung der Biozöosen unter Abwassereinfluß in Gang kommen, werden beschrieben. Es wird kurz auf die heute bestehenden Vorbehalte gegen die Gewässergütekunde eingegangen. Saprobiologische Untersuchungen und Güteinstufungen sind ökologische Vorgangsweisen und als solche Teilaspekte der Erhebung und Bewertung der ökologischen Funktionsfähigkeit.

1. GÜTEKLASSEN UND WIRKUNGSMECHANISMEN

Bei der Verunreinigung von Fließgewässern mit abbaubaren organischen Substanzen entsteht ein seit langem bekanntes immer wiederkehrendes Muster der Veränderung der Gewässerbiozöosen. Es ist so charakteristisch, daß es als Grundlage einer Bewertung des Gewässerzustandes verwendet wird. Es wurden 4 Saprobiestufen aufgestellt, die den Abbau der organischen Substanz widerspiegeln und bis heute als Gradmesser der Selbstreinigung dienen.

Die Saprobie wird definiert als die "Intensität des biologischen Abbaues organischer Substanzen" (ÖNORM M 6232). Die Saprobiestufen wurden von LIEBMANN (1951) mit den Güteklassen gleichgesetzt, besser gesagt, sie dienten ihm als Kernstück

für deren Beschreibung, wobei Güteklasse I den besten, IV den schlechtesten Zustand eines Gewässers in Bezug auf die organische Belastung bedeutet.

Es gibt im Zusammenhang mit der saprobiologischen Gewässerbeurteilung eine umfangreiche Literatur. Kurze Definitionen der Güteklassen sind auch in den Richtlinien des BMFLF (1990) enthalten, ausführliche Beschreibungen der 4 Klassen und 3 Zwischenklassen bei MOOG (1991) und in der vor der Fertigstellung befindlichen ÖNORM M 6232.

Die Beschreibungen der Güteklassen, welche MOOG (1991) unter Mithilfe einer ganzen Reihe von mit Gewässergütefragen befaßter Fachleute zusammengestellt hat, müssen trotz ihrer Anschaulichkeit in der Realität nicht unbedingt zu einer sicheren Einstufung führen, da jedes Gewässer sehr individuell, d.h. mit allen seinen morphologischen, hydrologischen, temperatur- und besiedlungstypischen Eigenschaften auf eine Wasserverunreinigung reagiert.

Der Abbau organischer Substanz, gleich ob sie von außen in das Gewässer (Allosaprobie) eingebracht oder im Gewässer selbst produziert wird (Autosaprobie), geht mit dem Verbrauch von Sauerstoff einher. Dieser kann in rasch und turbulent fließendem Wasser schnell, in träger fließendem nur langsam ersetzt werden. Sauerstoffdefizite machen sich bei rascher Strömung daher zunächst kleinräumig bemerkbar, dort wo wenig Austausch stattfindet, großräumiger bei langsamer Strömung. Der Sauerstoffhaushalt zieht aber nur eines der Reaktionsmuster, die sich in den verschiedenen Gewässertypen beim Abbau organischer Belastung ausbilden.

Die Veränderung der Biozöosen ergibt sich im wesentlichen durch eine Verschiebung der Mengenverhältnisse der Ernährungstypen, die als Heterotrophe und als Autotrophe bezeichnet werden.

Heterotrophe werden definiert als "Organismen, die ihre Biomasse durch Verwertung von organischem Material aufbauen" (ÖNORM M 6232). Zu ihnen zählen die Bakterien und die Tiere. Nach ihrer Funktion im Stoffkreislauf werden erstere auch als Destruenten, letztere als Konsumenten bezeichnet.

Autotrophe werden definiert als "Organismen, die in der Lage sind, ihre Biomasse aus anorganischen Bestandteilen aufzubauen" (ÖNORM M 6232). Von dieser Gruppe sollen hier die Photoautotrophen, nämlich die grünen Pflanzen der Gewässer, näher betrachtet werden. Sie werden nach ihrer Funktion im Stoffkreislauf auch als Primärproduzenten bezeichnet.

LIEBMANN (1962) bringt über die Mengenverschiebung der Ernährungstypen in den Güteklassen, allerdings unter einer etwas anderen Einteilung, eine eindrucksvolle Grafik (Abb. 1).

1.1 Aussage heterotropher Organismen zu den Saprobiestufen

1.1.1 Bakterien (Destruenten)

Bakterien sind wichtige Mitglieder der im Gewässer allgegenwärtigen Mikrobiozöosen, welche durch ihre Abbauleistung einen guten Teil der Selbstreinigung (Beseitigung von Abfallprodukten) bzw. Mineralisation (Überführung organischer Substanz in anorganische Verbindungen, wie Kohlensäure, Wasser, Nitrat, Phosphat, Sulfat) besorgen. Von außen eingebracht werden Fäkalbakterien. Mikrobiozöosen finden sich auf frei treibendem Seston angelagert, als Mikrofilm auf der Sedimentoberfläche und der inneren Oberfläche der Bettsedimente sowie frei im Sedimentwasser.

Struktur und Diversität der Bakteriozöosen sind stark vom organischen Gehalt des Wassers und der Sedimente beeinflusst, die Abbauleistung von der Gesamtoberfläche des Biofilms (Gesamtkornoberfläche) und dem Austausch zwischen Freiwasser, Sedimentoberfläche und tieferen Sedimentschichten. Alles was

den Austausch fördert (z.B. eine dichte Besiedelung mit Makrozoen) fördert die Selbstreinigung. Gegenteilig wirkt eine Abdichtung des Gewässerbodens und der Lückenräume (z.B. Verschlickung durch Verminderung von Sedimentumlagerungen), wodurch die Dicke der aktiven Sedimentschicht auf die Größenordnung von cm oder mm absinken kann.

Nach ihrer Form (Morphotypen) werden bei den Bakterien fadenförmige, stäbchenförmige, rundliche, keulenförmige und korzenzieherartige Typen unterschieden. Nach der Physiologie Bakterien des Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorkreislaufes (Heterotrophe Keime, Proteolyten, Lipolyten, Amylolyten, Ammonifizierer, Denitrifizierer, Phosphatremobilisierer), (BRETSCHKO 1992).

In der routinemäßigen Saprobiologie werden oft nur die Morphotypen unterschieden. Von den ökophysiologischen Gruppen werden seit jeher jene besonders beachtet, welche im Schwefelkreislauf eine Rolle spielen. Diese sogenannten Schwefelbakterien bilden unter anaeroben Bedingungen weißliche, grünliche oder rötliche Überzüge und sind Anzeiger von Schwefelwasserstoff. Sie gehören damit zu den wenigen Saprobionten, die imstande sind, eine definierte chemische Verbindung anzuzeigen. Der bei der Sulfatreduktion (auch Desulfurikation, KLEE 1991) entstehende Schwefelwasserstoff führt bei der fast ständigen Anwesenheit von Eisen im Sediment zur Bildung von Schwefeleisen, welches schwarze Flecken auf Steinen und die schwarze Färbung des Faulschlammes verursacht. In der Indikatorenliste von SLADECEK (1973) ist die überwiegende Zahl der Bakterien als Schwefelwasserstoffindikatoren angegeben. Außerdem erstreckt sich ihre saprobielle Valenz fast allgemein vom polysaprobien Bereich der Limnosaprobität (Saprobität der Oberflächengewässer) bis ins pure Abwasser.

Neben den Schwefelbakterien sind die bekanntesten bakteriellen Saprobionten die Fadenbakterien *Sphaerotilus natans* und

S. dichotomus. Ersterer ist in Kläranlagen zusammen mit anderen Heterotrophen auch an der Bildung von Blähschlamm beteiligt. Zusammen mit anderen Bakterien, Pilzen und Einzellern bildet er in stark belasteten Fließgewässern (jedoch schon unter aeroben Bedingungen) mit freiem Auge sichtbare, typische graue, fallweise auch gefärbte Überzüge, die als "Abwasserpilz" bezeichnet werden.

Die Reaktionszeit von Bakterien auf Veränderungen des Milieus liegt nach KLEE (1991) in der Größenordnung von Stunden. Massive Abwasserpilzüberzüge, die z.B. vom Hochwasser ausgeräumt wurden, bilden sich nach eigener Erfahrung binnen ein oder zwei Tagen wieder. In stark belasteten Gewässern und in Kläranlagen können sich schier unglaublich hohe Mengen an bakterieller Biomasse bilden. Aber auch in ganz gut eingestuftem Gewässer ist sie beträchtlich.

Fäkalbakterien werden ebenfalls zur Güteinstufung herangezogen (KOHL 1957), sie werden aber meist nur in der fließenden Welle bestimmt. Die so gewonnenen Koloniezahlen können daher den Güteklassen nur so zugeordnet werden, wie die Meßwerte chemischer Parameter. Bakterien werden lt. DIN 38410 in die Berechnung des Mikroindex einbezogen.

1.1.2 Protozoen (Einzeller), Primärkonsumenten.

Protozoen spielten in der Saprobiologie als Indikatoren der meso- bis polysaprobien Saprobienstufen schon in den Anfängen eine wichtige Rolle. Ihre Reaktionszeit auf Milieuveränderungen liegt nach KLEE (1991) in der Größenordnung von Stunden. Sie sind daher ausgezeichnete Kurzzeitindikatoren.

Protozoen leben in allen Bereichen der Gewässer, am Boden, planktisch, im Süß- und Salzwasser und in Kläranlagen, in denen sie enorm hohe Biomassen bilden können. Eine Untersuchung der Ciliaten (Wimpertiere) in einer Kläranlage kann

z.B. eine rasche Information über den Zustand der biologischen Stufe liefern (FOISSNER et al. 1991).

Die qualitative Aufsammlung von Protozoen aus Gewässern ist einfach, ihre Bestimmung schwierig und Spezialistenarbeit. Mit den Ciliaten (Wimpertiere) hat sich in Österreich in letzter Zeit insbesondere FOISSNER (1991, 1992) beschäftigt. Er hat 400 wasserwirtschaftlich und saprobiell wichtige Arten ausgewählt, um bei der Bestimmungsarbeit Hilfestellung zu leisten, um die Ökologie und die saprobielle Anzeige der einzelnen Arten darzustellen und ihre saprobielle Einstufung zu revidieren.

Ciliaten (und andere Protozoen) sind ganz typische Organismen des Aufwuchses, z.B. auch der Bakterienrasen ("Abwasserpilz") in stark belasteten Gewässern. Sie ernähren sich von Bakterien oder Kieselalgen, manchmal auch wechselnd zwischen diesen beiden Nahrungsquellen, wenn es die Situation erfordert. Auch die Aufnahme von kleinen Grünalgen oder Hefe sowie Kannibalismus wurden beobachtet. Ihre Zahl pro m² Gewässerboden kann bis zu einigen Milliarden (!) betragen (Vils, mesosaprob aber stark eutroph, FOISSNER et al. 1992). Durch Körperform (z.B. Abflachung), Bewimperung und Organellen zum Festhalten, sowie durch ihr Verhalten (Thigmotaxis) zeigen viele Arten eine ideale Ausstattung für das Leben im Aufwuchs (FOISSNER et al. 1991).

Bei der Berechnung des Saprobienindex lt. DIN 38410 2. Teil, werden die Protozoen in den "Mikroindex" miteinbezogen (FRIEDRICH 1990).

1.1.3 Makrozoobenthos, Primär- und Sekundärkonsumenten

Das Makrozoobenthos wird definiert als "Tiere, welche die Gewässersohle bewohnen und zumindest adult mit freiem Auge sichtbar sind (ÖNORM M 6232). Der Sammelbegriff umfaßt eine Vielzahl von systematischen Gruppen ("Großgruppen") mit sehr

verschiedenen Ansprüchen an den Lebensraum (Abb. 2; Ernährung, Entwicklungszyklus, Verhalten), die für die Saprobologie von herausragender Bedeutung sind. Nach DIN 38410, Teil 2, sind die Makrozoen die Grundlage für die Berechnung des Makroindex (FRIEDRICH, 1990).

MOOG (1992) zählt folgende Makrozoobenthos-Großgruppen auf:

Schwämme	Wasserwanzen
Nesseltiere	Netzflügler
Strudelwürmer	Schlammfliegen
Wenigborstige Würmer	Köcherfliegen
Egel	Wasserkäfer
Vielborstige Würmer	Schmetterlinge
Muscheln	Hautflügler
Schnecken	Zuckmücken
Spinnentiere	Kriebelmücken
Milben	Lidmücken
Edelkrebse	Stelzmücken und Schnaken
Flohkrebse	Gnitzen
Wasserasseln	Bremsen
restliche Krebstiere	Syrphidae (Rattenschwanzlarven)
Eintagsfliegen	restliche Zweiflügler
Steinfliegen	Moostierchen
Libellen	

Das Makrozoobenthos ernährt sich von Primärproduzenten (daher die Bezeichnung Primärkonsumenten oder Pflanzenfresser), von totem feinpartikulärem Material (Detritusfresser) oder anderen Konsumenten (daher die Bezeichnung Sekundär- und Tertiärkonsumenten, Fleischfresser oder Räuber). Ihre Ernährungslage wird in den oberen und mittleren Flußabschnitten in der Natur vorwiegend durch von außen eingebrachtes, meist grobpartikuläres Material (Holz, Falllaub, Pflanzenteile, Erosionsmaterial) bestimmt. Das im Gewässer selbst durch Photosynthese aufgebaute Material (Moose, Algen) hat als

Nahrungsquelle hier weniger Bedeutung, als in den unteren Flußabschnitten, in denen der Pflanzenwuchs durch die Zunahme von Nährstoffen gefördert wird.

Eine Verschmutzung des Wassers wirkt auf das Makrozoobenthos über den Sauerstoffhaushalt und über die Ernährungssituation. In der ganzheitlichen Betrachtungsweise der modernen Saprobiologie wird nicht nur die saprobielle Einstufung der Makrozoen neu überdacht, sondern auch versucht, die Gewichtsverlagerung innerhalb des Freßtypenspektrums und autökologische Informationen über die Arten für die Güteeinstufung zu nutzen.

Das Makrozoobenthos hat für die saprobielle Beurteilung von Fließgewässern einige wichtige Vorteile (DANECKER 1986, MOOG 1991):

- Es integriert die Reaktion der Mikroorganismen auf Gewässerunreinigungen, da Algen, Pilze und Bakterien für das Makrozoobenthos einige der zahlreichen Umweltfaktoren darstellen.
- Innerhalb einer relativ großräumigen, auch dem menschlichen Empfinden zugänglichen Habitaterstreckung bis in den Meterbereich weist das Makrozoobenthos Eigenbewegung und damit die Möglichkeit einer raschen Wiederbesiedelung auf, ist jedoch immer noch ortsgebunden genug, um widrigen Einflüssen und Zuständen nicht ausweichen zu können.
- Eine Entwicklungsdauer von wenigen Tagen bis zu zwei Jahren ermöglicht die Anzeige länger anhaltender Zustände im Gewässer
- Erprobte Sammelgeräte und Entnahmestrategien führen im Vergleich zu anderen Organismengruppen zu einer guten Reproduzierbarkeit von quantitativen Ergebnissen.

Was die Milieverschlechterung durch Wasserverschmutzung, gefolgt von einem Aufkommen von Mikroorganismen und die oben erwähnte Widerspiegelung ihrer Entwicklung im Makrozoobenthos betrifft, so sollen einige leicht verständliche Wirkungsmechanismen hier aufgezeigt werden, incl. der Sauerstoffsituation.

- Sauerstoffbedürftige Arten werden von Sauerstoffdefiziten oder -mangel zuerst betroffen und eliminiert. Unempfindliche Arten, vorzugsweise solche mit rotem Blutfarbstoff bleiben und können Massenentwicklungen bilden (Chironomus, Tubifex).
- Sauerstoffdefizite im Mikrobereich, die in der fließenden Welle durch die chemische Analyse noch gar nicht nachzuweisen sein müssen, benachteiligen oder vernichten alle bewegungsarmen Entwicklungsstadien. z.B. Larven, die die Anlieferung von Sauerstoff durch die Strömung benötigen (flache Eintagsfliegenlarven), Puppenstadien (Köcherfliegen) oder Fischeier (Salmoniden).
- Wiederholen sich kritische Sauerstoffsituationen, so stehen die Chancen für Larven mit langer Entwicklungsdauer (z.B. große Steinfliegenlarven) schlecht, Arten mit kurzen Entwicklungszyklen nehmen zu.
- Die alles überwuchernden Mikroorganismen (z.B. Abwassertpilz) überwachsen auch Insektenlarven, insbesondere wieder bewegungsarme Typen, deren Überleben dann durch einen Wettlauf zwischen Überwucherung und Schlüpftermin entschieden wird. Bewegliche Larven und solche mit vielen Häutungsschritten sind im Vorteil.
- Das beim Abbau entstehende feinputikuläre Material (Detritus) überlagert glatte Steinflächen, selbst in starker Strömung. Diese "Verschlammung" ist ein sehr deutlicher Hinweis auf Abwassereinfluß in optisch noch rein wirkenden

alpinen Flüssen. Alle Formen, die glatte Oberflächen brauchen, z.B. um sich mit saugnapfähnlichen Einrichtungen festzuhalten, werden benachteiligt. Detritusfresser nehmen zu.

- Feine organische Trübung fördert alle Filtrierer unter den Makrozoen, z.B. bestimmte Köcherfliegen (Hydropsyche) oder Kriebelmücken (Massenentwicklungen unterhalb von Kläranlagen)
- Die bei der Mineralisation entstehenden Pflanzennährstoffe führen zu starker Algenentwicklung. Hartsubstratbewohner des Makrozoobenthos können so entscheidend benachteiligt werden. Die in Algenaufwüchsen lebenden, pflanzenfressenden Gruppen (z.B. Zuckermückenarten) hingegen vermehren sich.

Die in den letzten Jahren erschienene Bestimmungsliteratur ermöglicht zumindest gruppenweise eine immer bessere Identifizierung der Taxa. Umfangreiche Fundlisten mit genauer Artbestimmung, saprobiellen Einstufungen und Mengenangaben haben in letzter Zeit in projektmäßigen Bearbeitungen von Flußabschnitten durch Universitäten, limnologische Institute, Bundes-, Landesstellen und private Gruppen stark zugenommen, sodaß sich allmählich für verschieden Gewässer oder Gewässertypen (z.B. alpine Flüsse) mit verschieden Reinheitsgrad eine gute Übersicht über die Makrozoobenthos-Besiedelung ergibt. So ergeben sich auch immer mehr Informationen über die Autökologie der Arten.

Vom BMFLF ist eine Auflistung der Makrozoobenthostaxa mit einer revidierten, in Österreich künftig einheitlich zu verwendenden saprobiellen Einstufung in Auftrag gegeben worden. In diesem Katalog sollen darüber hinaus auch Angaben über die Beziehung jeder Art zu Gewässertypen, zur Ernährung und Temperaturpräferenz gemacht werden. Nach Art einer "Fauna Austriaca" sollen auch (derzeit?) nicht saprobiell eingestufte Arten enthalten sein. Diese Ausweitung des Artenspektrums ist

keinswegs als übermäßiger Arbeitsaufwand zu betrachten, sondern kann bei der Artbestimmung und bei der Abschätzung der Mannigfaltigkeit der Makrozoobenthosbesiedelung eines Gewässers, insbesondere auch bei Beweissicherung, eine große Hilfe sein.

Die Vielfalt der Makrozoobenthosentwicklung in einem Fluß kann über die Diversität gemessen werden. Diversität wird definiert als "eine Bezeichnung für die Organisationhöhe einer Biozönose, ein mathematischer Ausdruck für das Arten/Individuenverhältnis in einer Biozönose (MOOG 1992).

Zwar läßt sich die Diversität nicht unmittelbar als Parameter der Saprobität verwenden, die Erfahrung zeigt aber, daß je artenreicher (Artendiversität) und gruppenreicher (Gruppendifferenz) das Makrozoobenthos eines Flusses vorgefunden wird, desto stabiler ist seine Gewässergüte und Selbstreinigungskraft, wahrscheinlich aber auch seine Natürlichkeit.

1.2 Aussage photoautotropher Organismen zu den Saprobienstufen

1.2.1 Algen

Auf dem Boden aufwachsende Algen kommen in jedem Fließgewässer vor. Schwebende, planktische Formen hingegen sind charakteristisch für Seen. Sie bilden autochthone Lebensgemeinschaften in Fließgewässern nur in Tieflandsflüssen und großen Strömen. Sie spielen in den österreichischen Flüssen selbst in den Stauräumen (ausgenommen Donau) kaum eine Rolle.

Obwohl Algenzellen mikroskopisch klein sind, werden sie durch ihre Vielzahl oder die Bildung von Fäden und Lagern für das feie Auge sichtbar, entweder als Vegetationsfärbung auf Hartsubstrat oder als Filze, Polster oder Strähnen.

Viele Saprobienkataloge enthalten lange Listen von Algenarten, versehen mit saprobiellen Valenzen, die ihren Schwerpunkt ganz überwiegend in Güteklasse II haben. Dies ist weiter nicht verwunderlich, weil Algen mit der Saprobie nur indirekt zu tun haben, nämlich über die Freisetzung von Nährstoffen nach vollendeter Mineralisation. Die Nährstoffe regen, gute Lichtverhältnisse vorausgesetzt, die Photosynthese an, bei der gegenläufig zum Sauerstoffverbrauch beim Abbau, nun Sauerstoff erzeugt wird. Algen und Makrophyten sind also Trophieanzeiger.

Trophie wird definiert als "Intensität der Produktion organischer Substanz durch Photosynthese (Primärproduktion) (ÖNORM M 6232). Sie ist unter anderem die Ursache dafür, daß nach einer einmal eingebrachten Verschmutzung kaum jemals die Güteklasse I (oligosaprobe Stufe) wieder erreicht wird, da nun die Algen stark zur Autosaprobität beitragen, wenn sie absterben. Meist können nur große reine Zuflüsse die Oligosaprobie wiederherstellen.

Da sie Trophieanzeiger sind, sind die grünen Pflanzen auch nicht in die Indikatorenliste der DIN 38410, Teil 2, aufgenommen worden (FRIEDRICH 1990).

Dennoch gibt es auch unter den Algen einige eng mit der Saprobie verknüpfte Arten. Es sind wenige Grünalgen (z.B. Stigeoclonium) und insbesondere Kieselalgen. Nach neueren Erkenntnissen erscheint es aber nicht sinnvoll, sie in einen Saprobienindex miteinzurechnen. Statt dessen hat LANGE-BERTALOT (1978, 1979) ein Verfahren entwickelt, welches auch in Österreich schon mit Erfolg angewendet wurde. Es handelt sich dabei um eine quantitative Analyse des Kieselalgenaufwuchses, bei der drei Indikatorgruppen unterschieden werden, nämlich eine sensible (artenreiche), eine tolerante (artenarm) und eine resistente (sehr artenarm) Gruppe. Diese Gruppierung erlaubt es, Kieselalgen als Kriterium für die Bewertung nach Güteklassen zu verwenden.

Beobachtungen über die Algenentwicklung im Gewässer und die einfache mikroskopische Analyse des Algenaufwuchses allerdings liefern bei der Feststellung der Saprobiestufen einige wichtige Hintergrundinformationen:

- Oft ist der Algenaufwuchs mit Moosen, anderen Makrophyten, aquatischen Flechten, Pilzen und Bakterien vergesellschaftet und von Einzellern und kleinen Makrozoen (Fadenwürmern, Naididen) bewohnt, die ohne Aufwuchsuntersuchung unentdeckt bleiben würden. In der Routinearbeit der Gewässergütebestimmung muß in Ermanglung von Spezialisten die Bearbeitung von Bakterien und Einzellern oft zusammen mit dem Algenaufwuchs vorgenommen werden.
- Auf glatten Felsflächen bieten Algenbestände einen Lebensraum für Makrozoen, die dort sonst kein Substrat finden könnten (Hydurusbestände, BRETSCHKO 1992).
- Geringe Algenentwicklung (wenig Nährstoffe) prägt dem Gewässerboden eine für das menschliche Auge strukturlose Vegetationsfärbung auf, starke Algenentwicklung kann den ganzen Gewässerboden mit Postern oder Strähnen eindecken und wie ein Filter wirken. So können Algen zur Selbstreinigung beitragen, gleichzeitig aber auch starke Schwankungen des Sauerstoffgehaltes verursachen. Die Erhöhung der Autosaprobität wurde schon erwähnt.
- Ständige Trübungen des Wasser verhindern den Algenwuchs oder halten ihn kurz. Es entstehen typische Wuchsbilder, wenn z.B. ein Wechsel der Trübung zwischen Tag und Nacht erfolgt, bei gleichzeitigen regelmäßigen Abflussschwankungen.
- Die Bildung von Algenfilzen (meist Blaualgen mit Gallertehüllen) auf trockenfallendem Schlamm sind typisch für Schwall-Sunk-Phänomene. Auf ständig überflossenem aber instabilem Sandboden entstehen ebenfalls charakteristische Aufwüchse.

- Der Algenwuchs kennzeichnet stets die Steinoberseiten. Sind diese durch Schwallenwirkung nach unten gedreht, so wird die Kraft der Strömung sichtbar, bei der auch Makrozoen stark dezimiert werden können. Solche Gewässer können rein aussehen, sind aber verödet, sodaß sie nach Saprobienstufen gar nicht beurteilt werden können. Bleibt der Schwall im selben Fluß einige Zeit aus, so kann sich der Boden dicht mit Algenaufwuchs bedecken und damit eine starke Eutrophierung anzeigen. Ein solcher Fluß ist nachhaltig gestört.

Die Reaktionszeit von Algenaufwuchs auf Milieuveränderungen bewegt sich nach KLEE (1991) in der Größenordnung von Tagen.

1.2.2 Makrophyten (Höher Wasserpflanzen)

Der Makrophyt wird definiert als "mit freiem Auge in der Regel bis auf das Artniveau bestimmbare Wasserpflanze mit funktionell gegliedertem Sproßaufbau" (ÖNORM M 6232).

Fachleute für Makrophyten sind der Ansicht (JANAUER 1992), daß Makrophyten aufgrund ihrer großen ökologischen Amplitude, aber auch wegen ihres vielfach vom Menschen beeinflussten Vorkommens (ohne Abwasserwirkung) nur mit Hilfe spezieller statistischer Verfahren zur Feststellung der Saprobität geeignet sind.

Für die Prägung des Lebensraumes sind sie jedoch von großer Bedeutung. Sie können nur auf wenig bewegtem Substrat und in langsamer bis mäßiger Strömung (maximal 0,8 m/s) leben und sich nur sehr schwer gegen die Strömung ausbreiten. Ihre Bestände strukturieren den Lebensraum in horizontaler und vertikaler Richtung und stellen für den Mikroaufwuchs und das Makrozoobenthos ein großflächiges Substrat zur Verfügung. In besonders nährstoffreichen Gewässern unterliegen sie unter Umständen der Konkurrenz der Algen, welche sie überwachsen und sogar unterdrücken können. Makrophytenbestände können für treibende Partikel wie Filter wirken.

Der Aufbau von Makrophytenbeständen liefert Informationen über die Natürlichkeit von Fließgewässern. Mit ihrer Hilfe läßt sich eine unabhängige Typisierung der Fließgewässer aufstellen (ÖNORM M 9232).

2. ENTWICKLUNG, MÖGLICHKEITEN UND GRENZEN DER SAPROBIOLOGIE

2.1 Geschichte und gegenwärtiger Stand

Die Gewässergütekunde besteht seit 140 Jahren, die Wissenschaft von den Binnengewässern und ihrer Organismenwelt (Limnologie) seit 120 Jahren (MOOG 1991). Die Herausgabe von Gütekarten nach der Münchner Methode (LIEBMANN 1969) wurde in Österreich ab den Sechzigerjahren eingeführt, die intensive Befassung der Fließgewässersforscher mit der Gewässergüte erfolgte aber erst vor gut zehn Jahren. Seit zwei Jahren ist die Ökologie der Gewässer im Gesetz verankert (Ökologische Funktionsfähigkeit).

Die Bewertung der Gewässer nach Güteklassen (organische Belastung nach Saprobienstufen) im herkömmlichen Sinn ist heute in eine Schere der Kritik geraten. Von Seiten der Wissenschaft bestanden seit jeher Einwände gegen den empirischen Charakter des Saprobien-systems. Eine andere Art der Kritik, jedoch häufig mit der vorgenannten verknüpft, kommt aus den Reihen von Juristen und Technikern, die auf Standardisierung und Vereinheitlichung drängen und klare Entscheidungsgrundlagen haben wollen.

Nicht wenige Stimmen erhoben sich daher für Abschaffung der Güteklassen zugunsten exakt messender Fachrichtungen, optimistischerweise auch unter der Begründung, daß die Gütekarten infolge der heute weit fortgeschrittenen Klärung organischer Abwässer künftig ohnehin nur mehr die grüne Farbe (Güteklasse II) zeigen würden.

Dem gegenüber stehen die bekannten Vorzüge der biologischen Analyse gegenüber Augenblicksbefunden und die Tatsache, daß Bewertungen nach dem Saprobiensystem durch erfahrene Bearbeiter kaum größere Unterschiede der Ergebnisse aufwiesen. Die Befürworter des Saprobiensystems lassen jedoch folgende Kritik gelten:

- Das Wissen um die Autökologie der Arten ist allgemein noch zu gering.
- Die saprobielle Einstufungen der Taxa und die Berechnung des Saprobienindex sind uneinheitlich.
- Auf den zu bewertenden Gewässertyp wurde bisher viel zu wenig Rücksicht genommen
- Wenn keine organische Belastung vorliegt, bzw. die wichtige Fragestellung ist, sondern andere schwerwiegende Gewässerbeeinträchtigungen, so ist das Saprobiensystem bzw. das Saprobiensystem alleine und die damit verbundene Bewertung nach Güteklassen falsch angewendet.

2.2 Wandlung des Begriffs Gewässergüte

Die jahrelangen Diskussionen um Vereinheitlichung der Methodik und Bewertung haben bisher weder international noch national zu einer befriedigenden Lösung geführt. So lange lediglich die Wasserverunreinigung und ihre durch die Saprobie-stufen erfaßten Folgeerscheinungen im Gewässer als schädlich betrachtet wurde, war die Wassergüte oder Gewässergüte (wechselnd verwendete, undefinierte Begriffe) ein durch die Güteklassen beschriebener Begriff. Inzwischen sind aber auch andere anthropogene Einflüsse auf die Gewässer als schädlich erkannt worden. Der Begriff der Gewässergüte in der alten Form scheint daher vielen zu enggefaßt, umso mehr, als Abwasserteinwirkungen und andere Schädigungen oft gleichzeitig auftreten.

In dem ersten Vorschlag der BA f. Wassergüte (1985) zur Richtlinie für die Feststellung der biologischen Gewässergüte von Fließgewässern (BMfLF 1990) wurde der Ausdruck "biologische Gewässergüte" verwendet, um den Begriff von den Ergebnissen der Fachgebiete Chemie und Bakteriologie abzugrenzen. Auch andere Autoren sahen einen Vorteil darin, die für "Nutzer" wesentlichen Aspekte der Gewässergüte durch ein vorge-setztes Adjektiv zu präzisieren (ILLIES & SCHMITZ, 1980). MOOG (1991) bringt folgende Aufstellung:

Nutzungsbezogener Gütebegriff	Art der Gewässerbelastung
saprobielle Gewässergüte	abbaubare organische Stoffe
trophische Gewässergüte	Nährstoffe
toxische Gewässergüte	Gifte
thermische Gewässergüte	Wassertemperatur
ökomorphologische Gewässergüte	wasserbauliche Eingriffe
hydrologische Gewässergüte	Wasserhaushalt (z.B. Schwall, Restwasser)
radiologische Gewässergüte	Radioaktivität
acidologische Gewässergüte	Versauerung
fischereiliche Gewässergüte	Bonitätsverminderung
trinkwasserbezogene Gewässerg.	Hygienebeeinträchtigung
badewasserbezogene Gewässerg.	organoleptische und hygienische Belastungen

Zur Klärung der Begriffe Wassergüte und Gewässergüte haben MEISRIEMLER & MÜLLER (1985) einen wichtigen Beitrag geleistet.

Die oben gebrachte Aufstellung zeigt die Vielfalt der Bedeutung innerhalb eines in Wandlung befindlichen Begriffs. Wie alle diese "Güten" zu verbinden wären ist eine andere Frage. Man könnte sie jedoch, obwohl "nutzungsbezogen", sehr gut dem Oberbegriff der Ökologischen Funktionsfähigkeit unterstellen, welcher ja alle diese Facetten der Gewässerbewertung beinhalten

sollte. Eine Diskussion über den Begriff "Nutzung" in diesem Zusammenhang drängt sich auf.

Die Ökologische Funktionsfähigkeit wird definiert als die "Fähigkeit zur Aufrechterhaltung des Wirkungsgefüges zwischen dem in einem Gewässer und seinem Umland gegebenen Lebensraum und seiner organismischen Besiedelung entsprechend der natürlichen Ausprägung des betreffenden Gewässertyps (Erhaltung von Regulation, Resilienz und Resistenz)" (ÖNORM M 6232).

3. EINORDNUNG SAPROBIOLOGISCHER UNTERSUCHUNGEN IN DIE ÖKOLOGISCHE UNTERSUCHUNG VON FLIESSGEWÄSSERN

Wie die Ausführungen zu den heterotrophen und photoautotrophen Organismen als Indikatoren der biologischen (=saprobiologischen) Gewässergüte deutlich machen, sind saprobiologische Untersuchungen ganz eindeutig ökologische Untersuchungen. Und obwohl durch sie die Folgen einer organischen Wasserverunreinigung aufgedeckt werden, liefern sie nicht die Beurteilung einer Wassergüte, sondern einer Gewässergüte, da das Gewässer in seiner Gesamtheit auf die Wasserverunreinigung reagiert.

Bei der Erstellung der ÖNORM M 6232 "Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern" haben sich nach Meinung der Autorin drei sehr wichtige, bisher noch nicht in dieser Schärfe ausgesprochene Klarstellungen ergeben:

- 1) Die Wege einer anthropogenen Beeinträchtigung von Fließgewässern führen, zunächst gut trennbar, über
 - a) das Wasser (z.B. Wasserverunreiniger)
 - b) die Morphologie (z.B. wasserbauliche Maßnahmen)
 - c) die Hydrologie (z.B. Ableitungen, Schwall, Einstau)

Eine Bewertung nach der biologischen Gewässergüte (Güteklassen, Saprobienstufen) ist nur für Pt. a sinnvoll.

2) Es muß vermieden werden, einfache Bewertungskriterien (z.B. Befunde einzelner Fachrichtungen, hervorgehend aus der belebten oder unbelebten Komponente des Systems, s. Abb. 3) mit komplexen Kriterien (z.B. Gewässergüte, Stoffhaushalt) zu vermengen. Das Prinzip des "pars pro toto" führt nur bei sehr einseitiger Fragestellung oder sehr einfachen Fällen zu einer sinnvollen Bewertung. Abbildung 3 soll das erläutern. Es wird darin, da es sich um die Vorgangsweise bei der Beurteilung von menschlichen Eingriffen am Gewässer handelt, zwischen Mensch und Ökosystem, sowie der belebten und unbelebten Komponente des Systems eine scharfe Trennlinie gezogen. Das Diagramm versucht darzustellen, wie einfache zu komplexen Kriterien verbunden werden, die ihrerseits zu Teilbeurteilungen des Gewässerzustandes führen. Alle Teilbeurteilungen müssen letztlich bei der Beurteilung der ökologischen Funktionsfähigkeit verwendet werden. Abbildung 3 ist der Versuch, den Untersuchungsgang zur Beurteilung eines Gewässers als Lebensraum im Schema darzustellen. Die untersuchenden Fachgebiete sind entsprechend den heute tätigen Spezialgebieten benannt, die Untersuchungsergebnisse nach den heute in der Praxis üblichen Fragestellungen.

Die Grafik zeigt:

- a) Die Einordnung der Auto- und Heterotrophen im Untersuchungsverlauf
- b) Den möglichen Umfang einer ökologischen Untersuchung
- c) Aber auch, daß sich ökologische Untersuchungen auf eine bestimmte Fragestellung beschränken und entsprechend geplant werden können. Für einen Begutachter, der zunächst mit sich selbst diskutiert, wie er eine Untersuchung anlegen soll, könnte das Schema als eine Art Checkliste Hilfestellung leisten.
- d) Belebte und unbelebte Systemkomponenten müssen gleichermaßen berücksichtigt werden.
- e) Ökologische Untersuchungen und Beurteilungen sind eine Teamarbeit verschiedener Fachrichtungen, die sich auf eine Strategie einigen müssen. Die Beiträge jedes einzelnen Fachgebietes zur Untersuchung können je nach Pro-

blemstellung sehr unterschiedlich sein. Fachprestige darf keine Rolle spielen.

- 3) Jede Bewertung muß eine Maßstab haben. In der ökologischen Bewertung wird von Leitbildern ausgegangen.

Ein Leitbild der biologischen Gewässergüte ist bisher zwar noch nie ausdrücklich gefordert worden, war unausgesprochen aber stets im Bewußtsein der Bearbeiter gegenwärtig. Wenn bei morphologischen Gewässerbeeinträchtigungen die natürliche Morphologie als Bewertungsmaßstab gesetzt wird, so kann die Idee des Leitbildes aber wohl auch in die Saprobiologie Eingang finden.

Bewertungen haben stets mit Qualitäten zu tun, die zahlenmäßig schwer erfaßbar sind, gleichzeitig aber mit absoluten Dimensionen der menschlichen Wahrnehmung zu tun haben (z.B. was das menschliche Auge noch sieht). Diese orientiert sich zunächst am Gewässertyp und an dem, was von Natur aus da sein oder auch nicht sein sollte (z.B. sichtbare Algenbeläge, graue statt grüne Farbe des Gewässerbodens, dumpfer Geruch etc.). BRAUKMANN (1987) hat bei seiner Gewässertypisierung die natürliche organische Belastung berücksichtigt und in Saprobienindices ausgedrückt. So gibt er den typenspezifischen saprobiellen Grundzustand bei Gebirgsbächen mit $SI = 0,7 \pm 0,2$, bei Bergbächen mit $SI = 1,0 \pm 0,3$ und bei Flachlandbächen mit $SI = 1,7 \pm 0,3$ an.

Bei Güteuntersuchungen an sehr verschiedenen Gewässern kommt man ganz automatisch auch bei der Untersuchungsstrategie zu einer Anpassung an den Gewässertyp. In schnellfließenden Flüssen wird die organische Belastung zuerst im Mikrobereich sichtbar, bei langsamer Strömung ist eine Belastung schon im Makrobereich deutlich. In Staubereichen hingegen muß man bereits Zonierungen berücksichtigen.

4. AUSBLICK UND ZUSAMMENFASSUNG

- Heterotrophe und autotrophe Organismen sind nach wie vor gute Beurteilungskriterien für die Bewertung der biologischen (=saprobiologischen) Gewässergüte.
- Die biologische Gewässergüte wird sich künftig mehr am Gewässertyp und an dessen unbeeinflusstem natürlichen Zustand orientieren müssen, letztlich auch an einem "saprobiologischen Leitbild"
- Die biologische (=saprobielle) Gewässergüte ist ein Teilaspekt der Ökologischen Funktionfähigkeit und wird in der ÖNORM M 6232 auch als solcher eingeordnet.
- Das autökologische Wissen wird durch die Fließgewässerforschung ständig vermehrt. Die Aufstellung einer österreichischen Faunenliste, in der neben saprobiellen Einstufungen auch Angaben zur Ökologie gemacht werden, eröffnet einen aussichtreichen Weg zur Berücksichtigung verschiedener Gewässertypen auch in der Saprobiologie.
- Die Empirie wird aus einem System in dem vom Menschen gesetzte Wertmaßstäbe eine Rolle spielen, nicht eliminiert werden können. Sie bleibt, wenn auch auf zunehmend höherer Ebene, erhalten, selbst wenn getrachtet wird, durch erhöhten Einsatz von Meßwerten und von Befunden aus verschiedenen Fachgebieten zu einer besseren Beschreibung und einem tieferen Verständnis des Ökosystems zu gelangen.

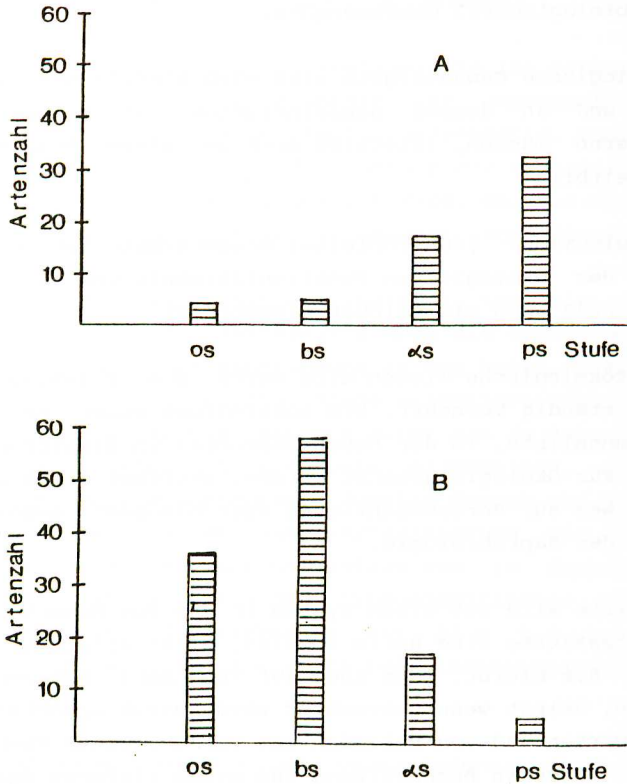


Abb. 1: Ernährungstypen im Saprobiensystem (nach LIEBMANN 1962)
2 Beispiele

- A: **Bakterienfresser** (u.a. Ciliaten) im Gefolge starker Bakterienentwicklung, in der α -meso- und polysaprobien Stufe erhöhte Artenzahlen
- B: **Autotrophe** (hpts. Algen) entsprechend der zur Verfügung stehenden Nährstoffe, besonders hohe Artenzahl in der β -mesosaprobien Stufe.

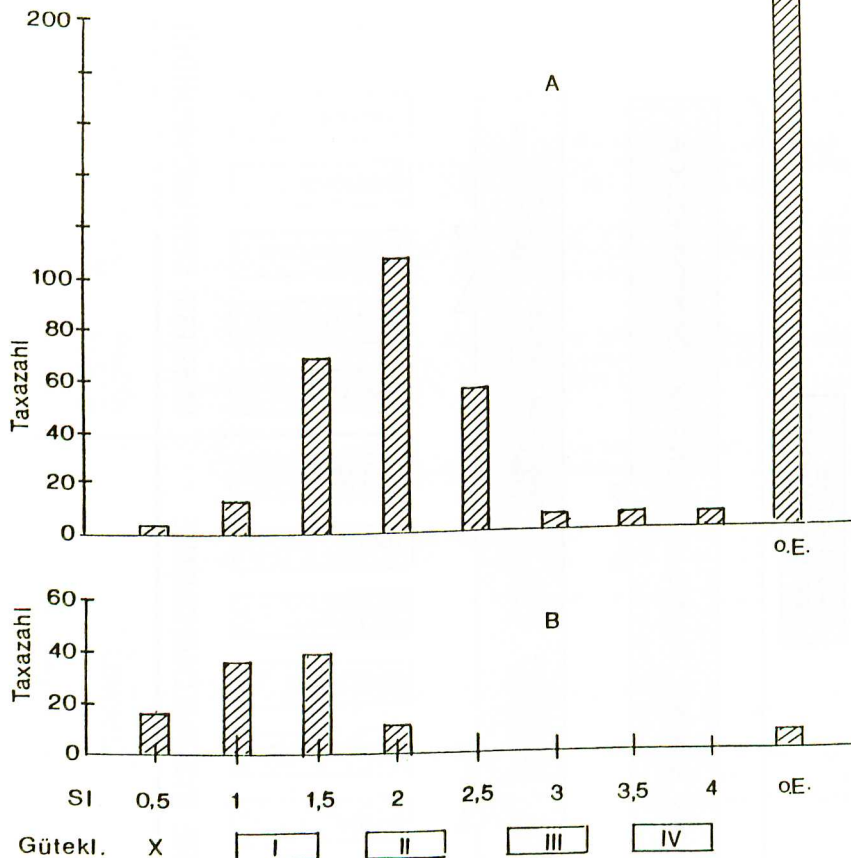


Abb. 2: Beispiele der Zuordnung von Makrozoobenthos-Großgruppen zu Saprobieindex und zu Güteklassen (nach MÜLLER et al. 1992)

A: **Chironomidae** (Zuckmücken): Gruppe mit großer ökologischer Amplitude, große Zahl bekannter Taxa, davon ein großer Teil nicht eingestuft (o.E.), Artbestimmung schwierig)

B: **Plecoptera** (Steinfliegen): Gruppe mit enger ökologischer Amplitude (vorwiegend Reinwasseranzeiger), viel weniger Arten, wenige ohne Einstufung (o.E.), Taxonomie revisionsbedürftig (x = xenosaprobe Stufe, völlig unbelastet)

(Einstufung nach SLADECK 1981 u. Angaben d. BOKU Wien, Univ. Salzburg und Erfahrung der Autoren)

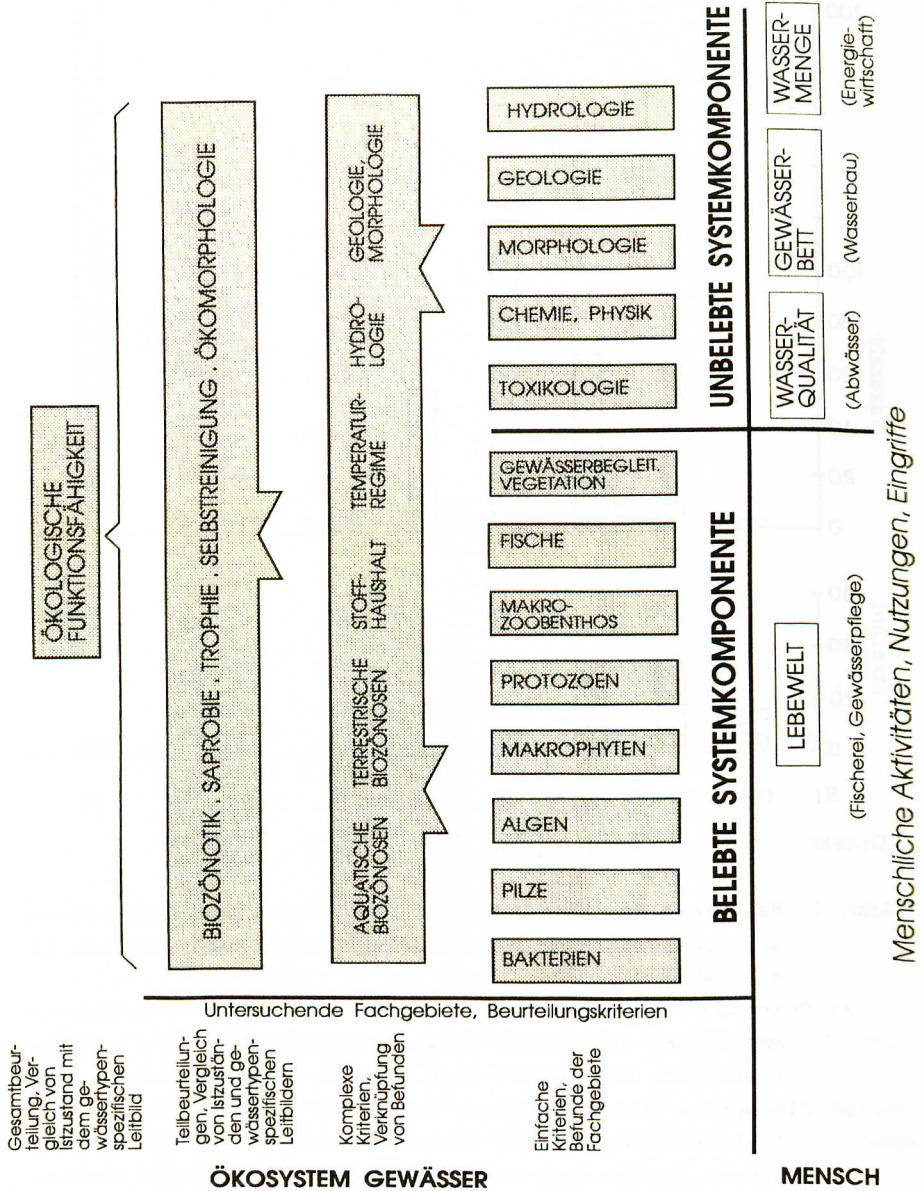


Abb. 3: Darstellung der Beurteilung eines Gewässers als Lebensraum (nach ÖNORM M 6232)

LITERATUR

- BRAUKMANN, U.: Zoozöologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. Arch. Hydrobiol., Beih. Ergebnisse d. Limnologie 26. 1-355 (1987)
- BRETSCHKO, G. (Hrsg.): Limnologische Untersuchung der Salzach. Bereich mittlere Salzachh II. Synthesis der Endberichte: Untersuchung von Güte und Selbstreinigungskraft. Lunz/See, 1-65 (1992)
- BUNDESANSTALT FÜR WASSERGÜTE, Wien-Kaissermühlen: Empfehlungen für die Feststellung der biologischen Gewässergüte von Fließgewässern. Beilage zu VST-1505/28-1985 vom 21.6.1985, 1-23 (1985)
- BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- u. FORSTWIRTSCHAFT: Richtlinie für die Feststellung der biologischen Gewässergüte von Fließgewässern, 1-32 (1990)
- DANECKER, E.: Makrozoobenthosproben in der biologischen Gewässeranalyse. Wasser u. Abwasser, Wien, 30, 325-406 (1986)
- DANECKER, E.: Das Makrozoobenthos in Fluß-Stauen. Überlegungen zur Güteinstufung. Wasser u. Abwasser, Wien, 31, 239-279 (1987)
- DIN 38 410: Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M). Bestimmung des Saprobienindex (M 2), Teil 2 (Okt.1990)
- FOISSNER, W., BLATTERER, H., BERGER, H., KOHMANN, F.: Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems, Bd. I, Bayerisches Landesamt f. Wasserwirtschaft, Informationsberichte 1/91 (1991)
- FOISSNER, W., BERGER, H., KOHMANN, F.: Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems, Bd. II. Bayerisches Landesamt f. Wasserwirtschaft, Informationsbericht 5/92 (1992)
- FRIEDRICH, G.: Eine Revision des Saprobiensystems. Z.f. Wasser-Abwasser-Forsch. 23, 141-152 (1990)
- ILLIES, J, SCHMITZ, W.: Die Verfahren der biologischen Beurteilung des Gütezustandes der Fließgewässer. Studien zum Gewässerschutz 5, 1-125 Karlsruhe (1980)
- JANAUER, G.: Vorschläge zur ÖNORM M 6232, unveröffentlicht (1992)
- KLEE, O.: Angewandte Hydrobiologie. Georg Thieme Verlag Stuttgart, New York, 2. Aufl. (1991)
- KOHL, W.: Über die Bedeutung bakteriologischer Untersuchungen für die Beurteilung von Fließgewässern, dargestellt am Bei-

- spiel der österreichischen Donau. Arch. Hydrobiol. Suppl. 44 (Donauforschung), 392-461 (1975)
- LANGE-BERTALOT, H.: Diatomeen-Differentialarten anstelle von Leitformen, ein geeignetes Kriterium der Gewässerbelastung. Arch. Hydrobiol. Suppl. 51, 393-427 (1978)
- LANGE-BERTALOT, H.: Toleranzgrenzen und Populationsdynamik benthischer Diatomeen bei unterschiedlich starker Abwasserbelastung. Arch. Hydrobiol. Suppl. 56, 184-219 (1979)
- LIEBMANN, H.: Handbuch der Frisch- und Abwasserbiologie. Oldenbourg München, 1. Bd. (1951)
- LIEBMANN, H.: Handbuch der Frisch- und Abwasserbiologie. Oldenbourg München, 1. Bd. (1962)
- LIEBMANN, H.: Der Wassergüteatlas, Methodik und Anwendung. Münchner Beiträge z. Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie, 15. (1969)
- MEISRIEMLER, P. MÜLLER, G.: Beurteilung der Güte von Fließgewässern. Kritische Überlegungen zur Terminologie und Methodik. Ö. Wasserwirtschaft 37, 3/4, 93-98 (1985)
- MOOG, O., WIMMER, R.: Grundlagen zur typologischen Charakteristik österreichischer Fließgewässer. Wasser u. Abwasser, Wien, 34, 55-211 (1990)
- MOOG, O.: Biologische Parameter zum Bewerten der Gewässergüte von Fließgewässern. 10. Seminar Landschaftswasserbau an d. TU Wien, 11, 235-266 (1991)
- MOOG, O.: Vorschläge zur ÖNORM M 6232 (unveröffentlicht) (1992)
- MÜLLER, G. et al.: Traun. Untersuchung zur Gewässergüte, Stand 1991. Gewässerschutz Bericht 1/1992. Amt d. OÖ. Landesregierung, 1-157 (1992)
- ÖNORM M 6232: Richtlinien für die ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern. FNA 140.29 Gewässerökologie (in Ausarbeitung)
- SLADECEK, V.: System of Water Quality from the Biological Point of View. Arch. Hydrobiol. Ergebnisse d. Limnologie. Beih. 7 (1973)
- SLADECEK, V.: Biologicky Rozbor Porchove vody, Komentar k CSN 83 0532-cast, 6: Stanoveni Saprobniho indexu.-Praha, 185 S. (1981)

Dr. Elisabeth DANECKER
Gattringerstr. 104
2345 Brunn a. Geb.

ÖKOTOXIKOLOGISCHE WIRKUNG VON STOFFEN

Rodinger W.

ZUSAMMENFASSUNG

In der vorliegenden Arbeit wird der Aufgabenbereich der Ökotoxikologie thematisch abgegrenzt und ihr Wirkungskomplex dargestellt; wichtigste Testorganismen für genormte Testverfahren werden vorgestellt und Fachausdrücke erläutert. Getrennt nach ökotoxikologischen Untersuchungen von aktuellen und potentiellen Emissionen (Abwässer und Substanzen) wie auch Immissionen (Vorflutern) werden Bewertungsmöglichkeiten aufgezeigt und auch gesetzliche Anforderungen vorgestellt.

1. EINLEITUNG

Die Beeinträchtigungen aquatischer Ökosysteme können mittels
- herkömmlicher Gewässergüteuntersuchungen, aber auch mittels
- biologischer Labortestverfahren
aufgezeigt werden.

Die herkömmliche Gewässeruntersuchung untersucht die Zusammensetzung der auftretenden Biozönose im Gewässer, sie spiegelt somit die Reaktion des Gewässers auf Einflüsse bei nicht standardisierten Bedingungen, d.h. bei natürlichen Bedingungen, wieder.

Biologische Labortestverfahren sind hingegen standardisiert, d.h. unter genau definierten Bedingungen werden Testorganismen den zu testenden Wässern ausgesetzt. Diese Verfahren sind wiederholbar, es können somit die Auswirkungen von einzelnen Substanzen aber auch von Mischabwässern getestet und reproduzierbarere Ergebnisse erzielt werden. Aus den Ergebnissen lassen sich im begrenzten Rahmen Aussagen über das Verhalten dieser Stoffe bzw. Abwässer im natürlichen Gewässer ableiten.

Entsprechend ihrer unterschiedlichen Zielsetzung lassen sich die biologischen Labortestverfahren in

- ökologische Tests - hier werden Wirkungen im primär nicht schädigenden Bereich und
- (öko)toxikologische Tests - hier werden Wirkungen im schädigenden Bereich erfaßt

unterscheiden. Davon abgesehen sind mit Labortestverfahren auch erbgutschädigende, fruchtschädigende und krebserregende Wirkungen von Schadstoffen festzustellen.

Wichtig ist jedoch bei allen Ergebnissen dieser Labortestverfahren, daß es sich nicht um feststehende, stoffspezifische Daten handelt, sondern daß sie immer im Zusammenhang mit den gewählten Testbedingungen zu sehen sind. Warum dies notwendig ist, zeigt der öko-toxikologische Wirkungskomplex (NUSCH, 1981) dargestellt in Abbildung 1.

Diese Abbildung zeigt auf der einen Seite den Stoff. Dessen "Giftigkeit" ist abhängig von der Affinität zu entsprechenden Strukturen auf der Organismenseite und der potentiellen Effektivität. Zusammen mit einer entsprechenden Konzentration ergibt sich das Schädigungspotential des Stoffes.

Auf der anderen Seite steht das biologische System. Trifft nun der schädigende Stoff auf das biologische System, so kommt es zu einer Wirkung des Stoffes. Dies muß jedoch nicht der totale Zusammenbruch des gesamten Systems sein, denn das biologische System hat ein gewisses Schutzpotential. Dazu gehören das Absondern von Schleimen oder chelatisierenden Exkreten, aber auch die Anpassungsfähigkeit nach Vorbelastung oder eine hohe Regenerationsfähigkeit z.B. von Organen (Leber) die sich mit Schadstoffen auseinandersetzen müssen.

Wie ein Stoff auf einen Organismus wirkt, wird aber auch noch von zahlreichen abiotischen (Licht, Temperatur, pH-Wert, etc) und biotischen Einflußfaktoren (Nahrungsmangel, Konkurrenzdruck, Alter und Geschlecht der Tiere, Gesundheitszustand, etc.) bestimmt. Vorbelastung kann dabei sowohl Schwächung und geringere Belastbarkeit als auch Stärkung der Belastbarkeit bedeuten.

Je nachdem, wie sich das Schutzpotential der Organismen gegen das Schädigungspotential des Stoffes bei Einwirkung der einzelnen biotisch und abiotischen Faktoren durchgesetzt hat, ergeben sich Resultate. Diese lassen sich nach der Art der Reaktion, der Dauer des Versuches und nach dem Ausmaß der Schädigung unterscheiden.

2. TESTORGANISMEN

Wie in allen grundlegenden Literaturzitatzen deutlich gemacht wird, reagieren einzelne Testspezies auf bestimmte Testwassertypen in charakteristischer Weise empfindlicher als andere. Der empfindlichste Testorganismus ist mit physikalischen oder chemischen Methoden derzeit noch nicht vorhersagbar. Grundsätzlich sind daher Tests mit Organismen aller trophischen Niveaus durchzuführen (Konsumenten, Produzenten, Destruenten). Vertreter der einzelnen trophischen Niveaus sind nach folgenden Kriterien auszuwählen:

- Empfindlichkeit
- Kenntnisse über ihre spezielle Physiologie und ökologischen Ansprüche
- auftretende Degenerationserscheinungen
- leichte Züchtbarkeit
- geringer finanzieller Zuchtaufwand
- häufiges Vorkommen in der Natur
- häufige Verwendung als Testorganismus.

Derzeit werden folgende Organismenarten bevorzugt in Österreich und im benachbarten Ausland zu Testzwecken herangezogen:

Konsumenten - Wirbeltiere: Fische (*Oncorhynchus mykiss* W.)
Säugetiere (*Epimys*)
- Wirbellose: Krebse (*Daphnia magna* S.)

Produzenten - Niedere Pflanzen: Algen (*Selenastrum capricornutum* P.)
- Höhere Pflanzen: Kresse (*Lepidium sativum* L.)

Entsprechend ihrer Zielsetzung erfolgen mittels ökotoxikologischer Prüfverfahren Untersuchung der aquatischen Toxizität von

- aktuellen Emissionen: Abwässern
- potentiellen Emissionen: Substanzen
- aktuellen Immissionen: Vorfluter

4. TESTAUSWERTUNG

Bei Substanzprüfungen werden die Ökotoxizitätstests nach den Gesichtspunkten der wirksamen Konzentration EC (Effective Concentration) ausgewertet. Empirisch bestimmt wird die Konzentration ohne Wirkung (EC 0) und die Konzentration mit totaler Wirkung (EC 100). Aus den Ergebnissen einer Testreihe mit abgestuften Konzentrationen werden statistisch die Werte EC 10 (Konzentration, bei der 10 % der Organismen beeinträchtigt sind) und EC 50 (Konzentration, bei der 50 % der Organismen im Sinne des Testkriteriums beeinträchtigt sind) bestimmt. Weitere Kenndaten sind NOEC (No Observed Effective Concentration), LOEC (Lowest Observed Effective Concentration) und MATC (Maximum Allowable Toxic Concentration).

Die Auswertung der Testergebnisse erfolgt, wie in den meisten Normen angegeben, graphisch mittels Wahrscheinlichkeitsnetz. Probitanalysen nach FINNEY (1971), die Testauswertung der gleichenden Mittelwerte nach TOMPSON (1947), Berechnungen nach SPEARMAN und KÄRBER (in SACHS L., 1983) oder eigene rechnerische Auswertungsverfahren sind ebenfalls zulässige Methoden der Datencharakterisierung.

Kenndaten bei der Abwasserprüfung sind die G - Werte. Der $G_{F,D,A,B}$ - Wert (F Fisch, D Daphnien, A Algen, B Bakterien) charakterisiert jene ganzzahlige Verdünnungsstufe, bei der keine für den jeweiligen Testorganismus definierte Reaktion zu beobachten ist.

Die jeweilige prozentuelle Hemmung des empfindlichsten Testorganismus dient als Bewertungsmaßstab für das ökotoxikologische Belastungspotential eines Vorfluters.

5. BEWERTUNGSMASZSTÄBE

5.1. Aktuelle Emissionen (Abwässer)

- "Richtlinien für die Begrenzung von Abwasseremissionen" 1981
(BM f. Land- und Forstwirtschaft)

- "Toxizitätsklassen nach G_D - Werten" 1983

- "Beurteilung von Abwässern durch die OECD" 1986
(ENV/WAT/86.1)
Für eine genaue Abwasserüberprüfung mittels ökotoxokologischer Verfahren empfiehlt die OECD einen Stufenbau der Testanordnung zur Ausschaltung von Unsicherheitsfaktoren (Tiered Sequence). Dabei erfolgt mit Steigerung der Testorganismengruppen und Ausrichtung auf die firmenproduktionsbedingte Änderung der Abwasserzusammensetzung eine Minderung der Unsicherheitsfaktoren.
- "Gewässertoxikologischer Klassifizierungsmaßstab für Abwässer und Vorfluter" 1987 (Nordrhein-Westfalen)

- "Wasserrechtsgesetz 1959 in der Novelle 1990,
33 b) Emissionsbegrenzung
mit Verordnungen zu:
 - * Allg. Begrenzung von Abwasseremissionen
 - * Erzeugung von gebleichtem Zellstoff
 - * Gerbereien, Lederfabriken und Pelzzurichtereien
 - * Papier und Pappe
 - * Textilveredelung
 - * Graphische und photographische Prozesse
 - * Behandlung von metallischen Oberflächen
 - * Sickerwässer aus Abfalldeponien

Abwasserkontrolle: Regelmäßige Eigen- und Fremdüberwachung
Ökotoxikologischer Kennwert
Fischtoxizität: G_F - Wert
Emissionsbegrenzung $G_F < 2$ bzw. in speziellen Fällen $G_F < 4$
Weiterführende ökotoxikologische Untersuchung, ohne
gesetzliche Anforderungen mit

- Daphnien: G_D - Wert
- Algen: G_A - Wert
- Bakterien: G_B - Wert

- Das deutsche "(Bundes)gesetz über Abgaben für das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserabgabengesetz)" regelt neben den Parametern CSB, AOX und ausgewählten Schwermetallen auch mittels G_F -Werte (Fischttest) die jeweilige Höhe der Abwasserabgabe.

5.2. Potentielle Emissionen (Produkte der chemischen Industrie)

An Substanzbewertungen erfolgten bisher

- "Sicherheitskonzentration nach TURNBULL" 1954
- "Bewertung des Aquatic Live Advisory Committee" 1955
- "Toxizitätsgrenze nach DAUGHERTY" 1951,1960 (in LIEBMANN)
- "Einschätzung eines Wasserschadstoffes" 1975-1982
- "Bewertung wassergefährdender Stoffe" 1979, UBA Berlin
- "Katalog wassergefährdender Stoffe" 1985, UBA Berlin
- "Einschätzung einer Substanz als toxisch gegenüber aquatischen Organismen" 1988, CEFIC
- "OECD - Guidelines For Testing Of Chemicals"
Effects on biotic systems
Algentests, Daphnientests akut und chronisch, Fischttests akut und chronisch, Test mit höheren Pflanzen, Tests mit Belebtschlamm, Tests mit Vögeln und Regenwürmern
- "Wasserrechtsgesetz 1959 in der Novelle 1990"
§ 31 a) Lagerung, Leitung und Umschlag wassergefährdender Stoffe
Verordnungen sind in Vorbereitung
* Derzeit Beurteilung gemäß "Bewertungsmuster zur Stoffeinstufung in Wassergefährdungsklassen (§ 19 WHG - Deutschland)"

Obligatorische Vorprüfung: Fisch-,
Bakterien,-
Säugetiertoxizität

Obligatorische Nachprüfung: Toxizitätsvergleich,
Biologische Abbaubarkeit

Fakultative Nachprüfung: Daphnien-,
Algentoxizität,
Bioakkumulierbarkeit,
Kanzerogenität,
Mutagenität,
Teratogenität,
Abiotische Abbaubarkeit,
Bodenmobilität,
Sonstiges.

- "Chemikaliengesetz 1987"

* Anmeldungs- und Prüfungsnachweiseverordnung
§ 4 Grundprüfung - akute Fischtoxizität
- akute Daphnientoxizität

§ 5 Zusätzliche Prüfnachweise
- längerfristige Fischtoxizität
- längerfristige Daphnientoxizität
- chronische Algentoxizität
- Wirkung auf höhere Pflanzen

- "Pflanzenschutzmittelgesetz"

- "Umweltzeichen" (in Diskussion)

- "BLAKQZ - Konzeptvorschläge für 20 Qualitätsziele in Oberflächengewässern" 1989 - 1992 (Utec Berlin 1992)

Datengrundlage Schutzgut aquatische Lebensgemeinschaften

Chronische Testverfahren mit - Algen
- Daphnien
- Fischen
- Bakterien

Ableitung Qualitätsziele aufgrund des niedrigsten Testergebnisses ohne erkennbare Wirkung für die empfindlichste Art (NOEC); Abminderungsfaktoren bei Fehlen von Daten bzw. weitere Testergebnisse, die auf ein Gefährdungspotential rückschließen lassen.

5.3. Aktuelle Immissionen (Vorfluter)

Die Bewertung von Immissionen mittels biologischer Labortestverfahren erfolgte erst relativ spät.

- "Die Verwendung von *Selenastrum capricornutum* - Reinkulturen für Toxizitätsstudien" (CHIAUDANI, VIGHI 1978)
- "Vorläufige Richtlinie für die Begrenzung von Immissionen in Fließgewässern" (BM f. Land- und Forstwirtschaft, 1987)
- "Gewässertoxikologischer Klassifizierungsmaßstab für Abwässer und Vorfluter" (Nordrhein-Westfalen, 1987)
- "Beurteilung der toxischen Belastung von Oberflächengewässern" (KOLLER-KREIMEL, RODINGER 1987, RODINGER 1989)
Entsprechend der Hemmung der Organismen werden
 - unbedeutende
 - mäßige
 - starke
 - sehr starke
 - totaleBeeinträchtigungen unterschieden und das Ergebnis des jeweils empfindlichsten Testorganismus für die Vorfluterbewertung herangezogen.
- "Wasserrechtsgesetz 1959 in der Novelle 1990"
 - § 33 d) Immissionsbeschränkung
 - Verordnungen in Vorbereitung:
 - * Immissionswerte für Fließgewässer
 - Bei begründetem Verdacht oder konkretem Hinweis toxischer Einflüsse ist zu prüfen auf:
 - akute Daphnientoxizität
 - chronische Algentoxizität
 - chronische Bakterientoxizität
- "Bundesgesetz über die Erhebung des Wasserkreislaufes und der Wassergüte (Gewässerkunde) - Hydrographiegesetz 1979 in der Novelle 1990"
 - * Wassergüteerhebungsverordnung (Fließgewässer)
 - Fakultativ zu untersuchen auf
 - akute Daphnientoxizität
 - chronische Algentoxizität
 - akute Bakterientoxizität

5.4. Immissionsüberwachung - dynamische Testverfahren

Ausgehend vom Sandoz-Unfall mit seinen katastrophalen Folgen für die Gewässerbiozönose des Rheins wurde in Deutschland das Forschungsvorhaben "Entwicklung, Erprobung und Implementation von Biotestverfahren zur Überwachung des Rheins" in Angriff genommen. Ziele dabei waren:

- Einrichtung biologischer Frühwarnsysteme
- Entwicklung biologischer Testautomaten für ein biologisches Effektmonitoring
- Errichtung automatischer, selbstüberwachender Durchflußanlagen für Biotests.

Nach trophischen Niveaus geordnet sind nachstehend die Erkenntnisse aus dem Forschungsvorhaben aufgelistet und auch die Meßkriterien werden kurz angegeben (Biotest-Status Seminar, Berlin 1992)

5.4.1. Destruenten

"Bioreaktoren zur kontinuierlichen Gewässerüberwachung":

Messung zur Sauerstoffzehrung einer gewässerspezifischen Bakterienmischkultur in einem Bioreaktor.

"Bakterientests"

Pseudomonas-Sauerstoffverbrauchshemmtest (PST)

Belebtschlamm-Nitrifikationshemmtest (BNT)

"Bakterientoximeter mit separater Zucht"

Atmungsaktivitätsmessung von kontinuierlich im Turbidostaten bzw. Chemostaten angezüchteten Pseudomonas-Kulturen.

"Bakterienelektroden mit Synechococcus und Escherichia coli"

Elektronenfluß der Bakterien und Cyanobakterien

"Mikrobielle Sensoren zur Bestimmung des BSB"

Mikrobiologische Sensoren, die eine Kombination von immobilisierten Mikroorganismen mit einer amperometrischen Gelöstsauerstoffelektrode darstellen.

5.4.2. Produzenten

"Verzögerte Fluoreszenz"

Algentest

"Kombinierte Messung von Sauerstoff- und Fluoreszenzsignalen"
Schnellindikation algentoxischer Substanzen via Photosyntheseapparat.

"Lichtabhängige Sauerstoffproduktion im Protoplastentest"
Zellwandlose Pflanzenzellen (Protoplasten), Sauerstoffelektrodenmessung.

"Automatisiertes Algentoximeter"

Messung der in vivo-Chlorophyll - Fluoreszenz

5.4.3. Konsumenten

"Kiemendeckelbewegung mit dem WRC - Fischmonitor"

Schlagfrequenz der Kiemendeckel von Regenbogenforellen.

"Verhaltensfischtest"

Quantitative Verhaltensmessungen mit einem bildverarbeitenden Videosystem

"Dynamischer Daphnientest"

Verlangsamung der Schwimmbewegung, gemessen via Lichtschranken.

"Bewegung der Schalen der Muschel Dreissena polymorpha"

Änderung der Frequenz der Schalenbewegung

6. DANKSAGUNG

Aus Zeitgründen konnte das Referat "Ökotoxikologische Wirkung von Stoffen" durch den Vortragenden nicht mehr rechtzeitig in eine literaturgerechte Form gebracht werden. Diese redaktionellen Arbeiten wurden von Frau Dr.K.Deutsch-v.d.Emde in sehr qualifizierter und ambitionierter Weise durchgeführt. Seitens des Autors wird ihr daher besonderer Dank ausgesprochen.

7. LITERATUR

- CHIAUDANI G., VIGHI M. (1978): The use of Selenastrum capricornutum batch cultures for toxicity studies.
Mitt.Int.Ver.Limnol. 21, 316-329.
- FINNEY D.J. (1971): Probitanalyses. Cambridge Press.
- KOLLER-KREIMEL V., RODINGER W. (1987): Aquatische Toxizität - ein wichtiges Kriterium zur Beurteilung von Substanzen und Abwässern (Emissionen) sowie zur Feststellung der toxischen Beeinträchtigung von Oberflächengewässern (Immissionen).
Wasser und Abwasser 31, 413-432.
- LIEBMANN H. (1960): Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie. Vlg.Oldenbourg.
- NUSCH E.A. (1986): Möglichkeiten und Grenzen der Aussagekraft ökotoxikologischer Tests. Vom Wasser 67, 213-220.
- RODINGER W. (1989): Bewertung der Ergebnisse ökotoxikologischer Untersuchungen von Emissionen und Immissionen. Wasser und Abwasser 33, 235-271.
- SPEARMAN, KÄRBER: in L.SACHS: Angewandte Statistik, 6.Aufl.1983
- TOMPSON W.A. (1947): Use of moving averages and interpolation to estimate median effective dose. Bact.Rev. 11, 115-146.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Wolfgang RODINGER

Bundesanstalt für Wassergüte
1223 Wien, Schiffmühlenstr. 120

ENTWURF

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

BRUNNEN

DIE IMMISSIONSVERORDNUNG

Norbert Matsché, Dietmar Moser

1. ALLGEMEINES

Bereits im Jahr 1959 wurde im § 30 des WRG für Österreich die Reinhaltung und der Schutz der Gewässer gefordert, wobei unter Reinhaltung die Erhaltung der natürlichen Beschaffenheit des Wassers in physikalischer, chemischer und biologischer Hinsicht (Wassergüte) und unter Verunreinigung jede Beeinträchtigung dieser Beschaffenheit und jede Minderung des Selbstreinigungsvermögens verstanden wird. Damit ging das Ziel des Gewässerschutzes über die reine Nutzungsorientierung hinaus.

Diese qualitativ beschreibende Form konnte allerdings für die Vollzugspraxis des WRG keine verbindlichen Forderungen konkretisieren, mit denen eine quantitative Begrenzung von Schadstoff- und Energieeinträgen in Gewässer erfolgen konnte.

Erste legislative Schritte in Richtung einer Konkretisierung der Anforderungen an die Beschaffenheit von Oberflächengewässern waren die Donauverordnung (1977) und die Murverordnung (1973). Diese Verordnungen versuchten durch konkret beschriebene Anforderungen an die Gewässerbeschaffenheit (Gewässergüteklasse II bzw. II bis III und Anforderungen an die Wärmebelastung) bis zu einem bestimmten, heute längst überschrittenen Zeitpunkt, die Beschaffenheit der beiden Gewässer auf ein gewisses Niveau anzuheben.

Eine weitere wichtige Maßnahme in Richtung Quantifizierung von Immissionswerten war die Herausgabe der vorläufigen Richtlinie für die Begrenzung von Immissionen in Fließgewässern durch das BMfLF im Jahre 1987. Darin wurden erstmals quantitative Anforderungen an die Beschaffenheit des Wassers in Fließgewässern formuliert, die allerdings keine Gesetzeskraft hatten. Dennoch wurde sie mehrfach als Basis für Emissionsbegrenzungen bei kritischen Vorflutersituationen herangezogen.

Tabelle 1: Vorläufigen Richtlinie für die Begrenzung von Immissionen in Fließgewässern (BMfLF 1987)

B. Richtlinientabelle	
Allgemeine Parameter	Durch Einwirkung auf Fließgewässer und Flußstauhaltungen (Laufstaue) soll
1. Temperatur	- ein Temperaturanstieg über die natürliche Temperatur von 3 K und die Temperatur von 21°C bei frei fließenden Gewässern der Saimonidenregion, sonst von 25°C, nach Durchmischung nicht überschritten werden;
2. Farbe	- keine unnatürliche Verfärbung und
3. Geruch	- kein anomaler Geruch wahrnehmbar sein;
4. Ungelöste Stoffe	- keine Trübungszunahme und
5. Absetzbare Stoffe	- keine Verschlammung auftreten, die zur Überdeckung von Steinen, zur Verschüttung von Biozözen und Hemmung der Primärproduktion führt;
6. Toxizität	- keine toxische Beeinflussung der aquatischen Lebensgemeinschaften, keine Verarmung oder Verödung der Biozözen stattfinden;
7. pH-Wert	- der natürliche Zustand nicht beeinträchtigt werden (d. h. der Bereich von 6,5-8,5 nicht unter- bzw. überschritten werden);
8. Sauerstoffgehalt	- der Sauerstoffaktivitätswert von 80% nicht unterschritten werden.
Anorganische Stoffe	Durch Einwirkung sollen außerhalb der unmittelbaren Durchmischungszone folgende Werte - wo nicht besonders angeführt, als Gesamtwert der Probe aus dem Freiwasser - nicht überschritten werden:
9. Blei	0,05 mg/l Pb
10. Cadmium	0,001 mg/l Cd
11. Chrom	0,05 mg/l Cr
12. Kupfer	0,01 mg/l Cu
13. Nickel	0,03 mg/l Ni
14. Quecksilber	0,0005 mg/l Hg
15. Zink	0,1 mg/l Zn
16. Gesamtammonium	0,5 mg/l ($\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$)-N als Maximalwert, sonst begrenzt durch NH_3 -N
Freies Ammoniak	0,05 mg/l NH_3 -N
17. Chlorid	100 mg/l Cl^-
18. Cyanid	0,01 mg/l CN^-
19. Fluorid	1,0 mg/l F^-
20. Nitrat	8 mg/l NO_3^- -N
21. Nitrit	0,05 mg/l NO_2^- -N
22. Phosphor	0,2 mg/l P (gelöst)
	Im Einzugsgebiet von Seen und bei Scauhaltungen ist diese Anforderung zu verschärfen.
23. Sulfat	100 mg/l SO_4^{2-}
Organische Parameter	Durch Einwirkung sollen außerhalb der unmittelbaren Durchmischungszone folgende Werte nicht überschritten werden:
24. Organischer Kohlenstoff (DOC)	2 mg/l C (filtrierte Probe, Membranfilter, 0,45 µm)
25. Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	10 mg/l O_2 (gesamte Probe)
26. Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB ₅)	3 mg/l O_2 (gesamte Probe mit Nitrifikationshemmung)
27. Gesamte Kohlenwasserstoffe	0,1 mg/l
28. Phenole	0,005 mg/l
29. Summe aller Detergenzien	0,2 mg/l

2. WRG - NOVELLE 1990

Mit der Novelle 1990 zum WRG 59 wurde das wasserwirtschaftliche Ordnungssystem zum Schutzzinstrumentarium um- bzw. ausgebaut. Dabei wurden die Schwerpunkte der österreichischen Gewässerschutzpolitik konkretisiert. Als wesentlichste Gewässerschutzinstrumente sind nunmehr vorgesehen:

- bundesweite einheitliche Erfassung der Wassergüte der Oberflächengewässer und der Grundwassergüte
- verbindliche Festlegung der erwünschten Wassergüte von Oberflächengewässern
- verbindliche Festlegung von Grundwassergütekriterien (Grundwasserschwellenwerte), bei deren Überschreitung die Nutzung zu Zwecken der Wasserversorgung bedroht ist
- Normierung des Standes der Technik für Abwasseremissionen
- zeitliche Begrenzung der Einleitung von gefährlichen Abwasserinhaltsstoffen
- Möglichkeiten der Festlegung von strengeren Einleitungsbedingungen bei Vorliegen von Gewässervorbelastungen bzw. Sanierungsprogrammen
- Ausweisung von Grundwassersanierungsgebieten, wo die Grundwasserschwellenwerte nicht nur vorübergehend überschritten werden
- Erstellung von Sanierungsprogrammen für die Oberflächengewässer, in denen die Immissionswerte nicht eingehalten werden.

Zur Umsetzung dieser Vorgaben wurde der Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft ermächtigt, über eine Reihe von spezifischen Verordnungen die notwendigen Festlegungen zu treffen.

Im § 33 Abs. 1 wird die **Reinhalteungsverpflichtung** für Gewässerbenutzungsberechtigte festgelegt. Wer eine solche Benützungsbewilligung anstrebt, hat die zur Reinhaltung der Gewässer und zur Vermeidung von Schäden erforderlichen Maßnahmen vorzusehen. In der Bewilligung ist auf die technischen und wasserwirtschaftlichen Verhältnisse, insbesondere auch auf das Selbstreinigungsvermögen des Gewässers oder Bodens entsprechend Bedacht zu nehmen.

Im Absatz 2 wird auf die Festlegung der Wassergüte durch charakteristische Grenzwerte eingegangen, die durch den jeweiligen Landeshauptmann für einzelne Gewässer oder Gewässerstrecken bzw. durch das BMFLF für die Donau und für Grenzgewässer zu verordnen sind und die nicht unterschritten werden dürfen.

Der § 33 d befaßt sich mit der **Immissionsbeschränkung**. Demnach hat der Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft durch Verordnung jene Wassergüte mittels charakteristischer Eigenschaften und Grenz- oder Mittelwerte näher zu bezeichnen, die in Oberflächengewässern - ausgenommen bei außerordentlichen Ereignissen und unbeschadet anders lautender Regelungen nach § 33 Abs. 2 - allgemein nicht unterschritten werden sollen. Dabei ist eine Differenzierung nach unterschiedlichen Gewässertypen oder nach der Charakteristik der Einzugsgebiete im gebotenen Ausmaß zu treffen.

Entsprechend der natürlichen Gegebenheiten und der unterschiedlichen anthropogenen Einflüsse ist streng genommen jedes Oberflächengewässer ein speziell zu behandelnder Einzelfall. Trotzdem muß jedoch versucht werden, eine Typisierung für eine Differenzierung zu erreichen. Bei den Fließgewässern gibt es z.B. mindestens 10 verschiedene Hauptkriterien, die für eine Gewässereinteilung herangezogen werden können (Temperaturregime, Gefälle, Breite, Bettentwicklung, Strömungsgeschwindigkeit, Chemismus, Organismenbesiedlung etc.). Bei den stehenden Gewässern ist eine ähnliche Vielfalt der Einteilungsmöglichkeiten vorzufinden. Eine Zuordnung von Qualitätsanforderungen zu derartigen Gewässerkategorien ist zwar bei entsprechendem Erhebungs- bzw. Forschungsaufwand theoretisch denkbar, aber derzeit nicht machbar und aus der Sicht der Verwaltungspraxis nicht praktikabel.

Entsprechend den morphologischen Gegebenheiten im Bundesgebiet (Bergland-Flachland) hat sich im Zuge der Arbeiten an der Immissionsverordnung für Fließgewässer eine Zweiteilung der Anforderungen als zweckmäßig erwiesen. Damit nähert sich rein formal die geplante Immissionsverordnung für Fließgewässer der in der EG-Fischgewässerrichtlinie getroffenen Einteilung in Salmonidengewässer und Cyprinidengewässer. Die Anforderungen an die Gewässer- bzw. Wasserbeschaffenheit dieser beiden Gewässertypen werden sich in erster Linie bei den physikalischen Parametern und bei jenen chemischen Parametern, die sich auf den Nährstoffhaushalt beziehen, unterscheiden. Bei schädlichen oder gefährlichen Inhaltsstoffen hingegen wird es nur wenige Unterschiede in den Immissionsanforderungen geben, da sich die Organismen der Salmoniden- bzw. Cyprinidengewässer hinsichtlich ihrer Belastbarkeit mit derartigen Stoffen kaum unterscheiden bzw. sich aus dem Vorsorgegrundsatz keine höhere Schutzwürdigkeit der Organismen in Salmonidengewässern rechtfertigen läßt.

Für Gewässer, die die in der Verordnung festgelegte Wassergüte nicht erreichen, ist vom

Landeshauptmann ein Sanierungsprogramm zu erstellen. Dabei ist unter Wahrung des Grundsatzes der Verhältnismäßigkeit durch eine Verringerung und eine wirksame Reinigung der Abwässer bzw. durch eine Verringerung des Schadstoffeintrages aus anderen Quellen in angemessener Frist die verordnete Wassergüte anzustreben. Die Ziele des Sanierungsprogrammes sind bei allen wasserwirtschaftlichen Maßnahmen als öffentliches Interesse im Sinne des § 105 WRG und als Gesichtspunkt für die Handhabung der Bestimmungen dieses Bundesgesetzes zu beachten. Den Wasserberechtigten bzw. den Gemeinden ist bei der Ausarbeitung eines Sanierungsprogrammes Gelegenheit zur Stellungnahme zu geben.

3. DIE IMMISSIONSVERORDNUNG

Auf der Basis der vorläufigen Immissionsrichtlinie des BMFLF 1987 wurde 1990 zunächst ein Verordnungsentwurf (26.09.1990) erstellt, in dem noch keine Differenzierung in unterschiedliche Gewässertypen vorgenommen wurde. Die einzige Differenzierung erfolgte hinsichtlich der Grenzwerte für diverse Schwermetalle nach der Härte, wobei allerdings die Unterscheidung zwischen den beiden Kategorien mit 300 mg CaCO₃/l bzw. 16,8 °dH extrem hoch angesetzt war.

Dieser Entwurf wurde von den Sachverständigen der verschiedenen Bundesländer kritisiert. Für die westlichen Bundesländer wurden einzelne Parameter als zu tolerant und für die östlichen Bundesländer (Vorfluter mit geringerer Wasserführung) als zu streng empfunden. Im nächsten Entwurf vom 12.11.1990 wurden daher gewisse Fließgewässer im Osten Österreichs (z.B. Wulka, Liesing, Schwechat, Schmida, Göllersbach u.a.) von der Verordnung ausgenommen.

Die nächste überarbeitete Fassung vom 17.04.1991 sah - eingehend auf die Wünsche nach stärkerer Differenzierung der Anforderungen - folgende wesentliche Abänderungen vor:

- Der Geltungsbereich wurde generell auf alle Fließgewässer mit Ausnahme der Gewässer mit einem $Q_{95} < 0,5 \text{ m}^3/\text{s}$ festgelegt. Ausgenommen von der Verordnung waren ferner gestaute Fließgewässer mit einer Aufenthaltszeit (bei einem Durchfluß Q_{95}) von mehr als 3 Tagen (bei Staukette mehr als 15 Tage).

Zu dieser Durchflußbeschränkung wurde festgestellt, daß durch sie viele Fließgewässer in Österreich nicht erfaßt wurden. Nach dem hydrografischen Jahrbuch ist von 462 Pegelstellen in Österreich bei 157 Pegelstellen (= 34%) die Größe des Durchflusses Q_{95} unter $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$.

In der darauffolgenden Neufassung vom 30.09.1991 wurde der Geltungsbereich auf Fließgewässer mit einem $Q_{95} > 0,4 \text{ m}^3/\text{s}$ oder mit einem Einzugsgebiet $> 100 \text{ km}^2$ ausgedehnt. Auch hinsichtlich der gestauten Fließgewässer wurde der Geltungsbereich erweitert (rechnerische Aufenthaltszeit statt 3 bzw. 15 nunmehr 8 bzw. 40 Tage).

Als wesentliche Neuerung wurde in dieser Fassung eine Unterscheidung der Gewässer in Anlehnung an die EG-Richtlinie über die Qualität von Fischgewässern in Salmoniden- und Cyprinidengewässer vorgenommen. Nach einem dritten Begutachtungsverfahren wurde eine neue Fassung erarbeitet, die aus fachlicher Sicht nunmehr die Endfassung darstellt.

Die Verordnung wird für öffentliche Fließgewässer mit einem Q_{95} größer als $0,4 \text{ m}^3/\text{s}$ oder mit einem Einzugsgebiet größer als 50 km^2 gelten. Gestaute Fließgewässer werden ebenfalls in den Geltungsbereich der Verordnung fallen, sofern die Aufenthaltszeiten in den Stauräumen 5 bzw. 30 Tagen nicht überschreiten und keine thermische Schichtung im Wasserkörper eintritt.

Die Verordnung legt für die Kategorien Salmonidengewässer und Cyprinidengewässer unter Einsatz von insgesamt 34 physikalischen, chemischen und biologischen Parametern generelle Immissionsanforderungen fest. Von diesen generellen Festlegungen kann der Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft im Einzelfall an einem Fließgewässer verschärfend oder lockernd abweichen.

Die Verordnung legt weiters die Anforderungen für die Probenahmetechnik, die Mindestprobenahmehäufigkeit, die Analysenmethodik etc. parameterbezogen fest und regelt auch parameterbezogen die Interpretation der Meßwerte. Wird bei einem Beschaffenheitsparameter die Anforderung gemäß Immissionsverordnung nicht erfüllt, ist ein verstärktes Meßprogramm durchzuführen. Erfüllen auch die Meßwerte des verstärkten Meßprogrammes nicht die Anforderung der Verordnung, tritt die Regelung gemäß § 33 d Abs. 2 bis 4 WRG in Funktion. Die Immissionsbegrenzungen für die beiden Gewässertypen sind in den nachfolgenden Tabellen angefügt.

Entwurf - Vorläufige Immissionwerte

**IMMISSIONSBEGRENZUNGEN GEMÄß § 3
FÜR SALMONIDENGEWÄSSER**

I. Physikalische Parameter

1. Temperatur
 - Zulässiger Temperaturanstieg infolge einer Wärmeeinbringung über die an der Einbringungsstelle herrschende Temperatur nach voller Durchmischung kleiner/gleich $1,5^{\circ}\text{C}$
 - Höchsttemperatur 21°C
 - Höchsttemperatur in der Laichzeit solcher Arten, die für die Fortpflanzung kaltes Wasser benötigen, 10°C
 - a)

2. pH-Wert
 - 6,5 - 8,5
 - Zulässige Veränderung des an der Einleitungsstelle herrschenden pH-Wertes infolge einer künstlichen Einwirkung um nicht mehr als 0,3 pH-Einheiten nach voller Durchmischung

3. Sauerstoffgehalt
ber. als O_2
 - Größer als 80 % des temperaturabhängigen Sauerstoffsättigungswertes
 - Kleiner als 125 % des temperaturabhängigen Sauerstoffsättigungswertes
 - Größer als 7,5 mg/l

Entwurf - Vorläufige ImmissionwerteII. Chemische ParameterII.1 Anorganische Parameter

	Härte des Wassers		b)
	ber. als CaCO_3	< 143 $\frac{\text{mg}}{\text{l}}$	> 143 $\frac{\text{mg}}{\text{l}}$
	ber. als Härtegrad	< 8 $\frac{\text{O}}{\text{dH}}$	> 8 $\frac{\text{O}}{\text{dH}}$
4. Blei ber. als Pb		0,005	0,015 $\frac{\text{mg}}{\text{l}}$
5. Cadmium ber. als Cd		0,0005	0,001 $\frac{\text{mg}}{\text{l}}$
6. Chrom-gesamt ber. als Cr		0,005	0,025 $\frac{\text{mg}}{\text{l}}$
7. Kupfer ber. als Cu		0,005	0,010 $\frac{\text{mg}}{\text{l}}$
8. Nickel ber. als Ni		0,015	0,030 $\frac{\text{mg}}{\text{l}}$
9. Quecksilber ber. als Hg		0,0002	0,0005 $\frac{\text{mg}}{\text{l}}$
10. Zink ber. als Zn		0,020	0,100 $\frac{\text{mg}}{\text{l}}$
11. Ammonium ber. als N e)	0,3 $\frac{\text{mg}}{\text{l}}$		bzw. durch NH_3 -N, pH-Wert und Temperatur begrenzt
12. Ammoniak ber. als N	0,02 $\frac{\text{mg}}{\text{l}}$		
13. Chlorid ber. als Cl	150 $\frac{\text{mg}}{\text{l}}$		
14. Cyanid, leicht freisetzbar ber. als CN	0,01 $\frac{\text{mg}}{\text{l}}$		
15. Fluorid ber. als F	1,0 $\frac{\text{mg}}{\text{l}}$		
16. Nitrat ber. als N	6 $\frac{\text{mg}}{\text{l}}$		

Entwurf - Vorläufige Immissionswerte

17. Nitrit ber. als N	0,02 mg/l	c)
18. Phosphat- Phosphor ber. als P e)	0,1 mg/l	im Einzugsgebiet von Seen ist die Anforderung zu verschärfen
19. Sulfat ber. als SO ₄	100 mg/l	

II.2 Organische Parameter

20. Gel. org.geb. Kohlenstoff, DOC ber. als C e)	2,5 mg/l	(filtrierte Probe, Membranfiltration 0,45 um)
21. Biochem. Sauer- stoffbedarf in 5 Tagen, BSB ₅ ber. als O ₂ e)	3,5 mg/l 2,0 mg/l	ohne Nitrifikationshemmung mit Nitrifikationshemmung
22. Summe d. Kohlen- wasserstoffe	0,1 mg/l	
23. Phenolindex ber. als Phenol	0,01 mg/l	
24. Summe anion. und nichtion. Tenside	0,2 mg/l	
25. Nitritotriessig- säure (NTA) und ihre Salze ber. als H ₃ NTA	0,05 mg/l	
26. Ethylendinitrilo- tetraessigsäure (EDTA) und ihre Salze ber. als H ₄ EDTA	0,01 mg/l	
27. Adsorb.org.geb. Halogene, AOX ber. als Cl	0,05 mg/l	
28. Benzol ber. als C ₆ H ₆	0,001 mg/l	

Entwurf - Vorläufige Immissionwerte

29.	Toluol ber.als C ₇ H ₈	0,001 mg/l
30.	Summe der Xylole und Ethylbenzol ber.als C ₈ H ₁₀	0,001 mg/l
31.	Gefährliche Wasserinhaltsstoffe (§ 33a z.2 WRG)	
31.1	Chemischer Einzelstoff gemäß Anlage C	0,0001 mg/l
31.2	Summe der polycycl. aromat.Kohlenwasser- stoffe (PAK) ber.als C f)	0,0002 mg/l
31.3	Substituierte Benzole	
31.3.1	Dichlorbenzol (alle Isomere)	0,0005 mg/l
31.3.2	Hexachlorbenzol	0,000005 mg/l
31.3.3	Nitrobenzol	0,001 mg/l
31.3.4	1-Chlor-4-Nitrobenzol	0,0003 mg/l
31.3.5	Summe der Chlornitro- toluole	0,0005 mg/l
31.3.6	Summe der halogen. aromat.Amine(HAA) ber.als Dichlor- anilin	0,0005 mg/l
31.4	Summe der leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasser- stoffe (LCKW) ber.als Cl g)	0,005 mg/l
	davon als Einzelstoff	
31.4.1	Dichlormethan ber. als Cl	0,001 mg/l
31.4.2	Trichlormethan ber. als Cl	0,001 mg/l

Entwurf - Vorläufige Immissionwerte

31.4.3	Tetrachlormethan ber. als Cl	0,001 mg/l
31.4.4	1,1,1-Trichlorethan ber. als Cl	0,002 mg/l
31.4.5	1,1-Dichlorethen ber. als Cl	0,0003 mg/l
31.4.6	Trichlorethen ber. als Cl	0,002 mg/l
31.4.7	Tetrachlorethen ber. als Cl	0,001 mg/l
31.5	Lindan	0,00001 mg/l
31.6	Polychlorbiphenyle (PCB); Summe der Isomere	0,00001 mg/l
31.7	Pentachlorphenol (PCP)	0,00001 mg/l
31.8	Aldrin	0,000005 mg/l
31.9	Dieldrin	0,000005 mg/l
31.10	Endrin	0,000005 mg/l
31.11	Isodrin	0,000005 mg/l
31.12	Azinphos-methyl	0,00001 mg/l
31.13	Azinphos-ethyl	0,00001 mg/l
31.14	Dichlorvos	0,00001 mg/l
31.15	Endosulfan	0,000005 mg/l
31.16	Parathion(-ethyl)	0,000005 mg/l
31.17	Parathion(-methyl)	0,00001 mg/l
31.18	Tributylzinnoxid	0,00001 mg/l
31.19	Triphenylzinnacetat	0,00001 mg/l
31.20	Triphenylzinncchlorid	0,00001 mg/l
31.21	Triphenylzinhydroxid	0,00001 mg/l
31.22	Tetrabutylzinn	0,00001 mg/l

Entwurf - Vorläufige ImmissionswerteIII. Biologische Parameter

- | | |
|------------------------------|---|
| 32. Ökotoxizität
d) | keine toxische Beeinflussung der aquatischen Lebewesen bzw. Lebensgemeinschaften eines Fließgewässers |
| 33. Biologische Gewässergüte | Güteklasse II nach dem 4-stufigen Saprobien-system |
- a) 85 %-Unterschreitungswert aller im zweijährlichen Untersuchungszeitraum gemäß § 4 Abs.2 Z.1 während der Laichzeiten gemessenen Werte der Wassertemperatur.
- b) 85 %-Unterschreitungswert aller im zweijährlichen Untersuchungszeitraum gemäß § 4 Abs.2 Z.1 gemessenen Werte der Wasserhärte.
- c) Liegt im zweijährlichen Untersuchungszeitraum gemäß § 4 Abs.2 Z.1 der 85%-Unterschreitungswert aller Meßwerte für Chlorid über 15 mg/l, so gilt ein Immissionswert für Nitrit-Stickstoff von 0,1 mg/l.
- d) Ökotoxikologischer Kennwert, bei begründetem Verdacht oder konkretem Hinweis toxischer Einflüsse von Schadstoffeinträgen auf die aquatischen Lebewesen oder Lebensgemeinschaften eines Fließgewässers, nicht jedoch bei der Allgemeinen Erhebung der Gewässer - bzw. Wasserbeschaffenheit eines Fließgewässers gemäß § 4 einzusetzen. Als erster Schritt ist eine einmalige ökotoxikologische Prüfung mit Organismen der drei trophischen Niveaus (Destruenten, Produzenten und Konsumenten) durchzuführen. Lassen sich dabei ökotoxische Wirkungen feststellen, so ist mit dem sich am empfindlichsten erweisenden Testorganismus die Aufklärung der Ursachen weiter zu führen.
- e) Wird trotz Einhaltung der Anforderungen gemäß § 4 Abs.5 bzw. Anlage F in einem Fließgewässer die biologische Güteklasse II nach dem 4-stufigen Saprobien-system überschritten, legt der Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft mit Verordnung für dieses Fließgewässer den Immissionswert gesondert fest.
- f) Summe von Fluoranthen, Benzo(a)pyren, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(ghi)perylen, Indeno(1,2,3-cd)pyren.
- g) Summe von Dichlormethan, Trichlormethan, Tetrachlormethan, 1,2-Dichlorethan, 1,1,1-Trichlorethan, 1,1-Dichlorethen, Trichlorethen, Tetrachlorethen.

Entwurf - Vorläufige Immissionwerte

**IMMISSIONSBEGRENZUNGEN GEMÄß § 3
FÜR CYPRINIDENGEWÄSSER**

I. Physikalische Parameter

1. Temperatur
 - Zulässiger Temperaturanstieg infolge einer Wärmeeinbringung über die an der Einbringungsstelle herrschende Temperatur nach voller Durchmischung kleiner/gleich $3\text{ }^{\circ}\text{C}$
 - Höchsttemperatur $25\text{ }^{\circ}\text{C}$
 - Höchsttemperatur in der Laichzeit solcher Arten, die für die Fortpflanzung kaltes Wasser benötigen, $10\text{ }^{\circ}\text{C}$
 - a)

2. pH-Wert
 - 6,5 - 9,0
 - Zulässige Veränderung des an der Einleitungsstelle herrschenden pH-Wertes infolge einer künstlichen Einwirkung um nicht mehr als 0,3 pH-Einheiten nach voller Durchmischung

3. Sauerstoffgehalt
ber. als O_2
 - Größer als 80 % des temperaturabhängigen Sauerstoffsättigungswertes
 - Größer als 6,5 mg/l

Entwurf - Vorläufige ImmissionwerteII. Chemische ParameterII.1 Anorganische Parameter

		Härte des Wassers	b)
		< 143 mg/l ber. als Härtegrad < 8 °dH	>143 mg/l >8 °dH
4.	Blei ber. als Pb	0,025	0,050 mg/l
5.	Cadmium ber. als Cd	0,001	0,005 mg/l
6.	Chrom-gesamt ber. als Cr	0,025	0,050 mg/l
7.	Kupfer ber. als Cu	0,015	0,045 mg/l
8.	Nickel ber. als Ni	0,045	0,090 mg/l
9.	Quecksilber ber. als Hg	0,0005	0,001 mg/l
10.	Zink ber. als Zn	0,150	0,450 mg/l
11.	Ammonium ber. als N e)	0,5 mg/l	bzw. durch NH ₃ -N, pH-Wert und Temperatur begrenzt
12.	Ammoniak ber. als N	0,02 mg/l	
13.	Chlorid ber. als Cl	150 mg/l	
14.	Cyanid, leicht freisetzbar ber. als CN	0,01 mg/l	
15.	Fluorid ber. als F	1,0 mg/l	
16.	Nitrat ber. als N	6 mg/l	

Entwurf - Vorläufige Immissionswerte

17. Nitrit ber. als N	0,05 mg/l	c)
18. Phosphat- Phosphor ber. als P e)	0,20 mg/l	im Einzugsgebiet von Seen ist die Anforderung zu verschärfen
19. Sulfat ber. als SO ₄	100 mg/l	

II.2 Organische Parameter

20. Gel. org.geb. Kohlenstoff, DOC ber. als C e)	5,5 mg/l	(filtrierte Probe, Membranfiltration 0,45 um)
21. Biochem. Sauer- stoffbedarf in 5 Tagen, BSB ₅ ber. als O ₂ e)	6,0 mg/l 3,5 mg/l	ohne Nitrifikationshemmung mit Nitrifikationshemmung
22. Summe d.Kohlen- wasserstoffe	0,1 mg/l	
23. Phenolindex ber. als Phenol	0,01 mg/l	
24. Summe anion. und nichtion. Tenside	0,2 mg/l	
25. Nitrilotriessig- säure (NTA) und ihre Salze ber. als H ₃ NTA	0,05 mg/l	
26. Ethylendinitri- lo-tetraessigsäure (EDTA) und ihre Salze ber. als H ₄ EDTA	0,01 mg/l	
27. Adsorb.org.geb. Halogene, AOX ber. als Cl	0,05 mg/l	
28. Benzol ber. als C ₆ H ₆	0,001 mg/l	

Entwurf - Vorläufige Immissionwerte

29.	Toluol ber. als C_7H_8	0,001 mg/l
30.	Summe der Xylole und Ethylbenzol ber. als C_8H_{10}	0,001 mg/l
31.	Gefährliche Wasserinhaltsstoffe (§ 33a Z.2 WRG)	
31.1	Chemischer Einzelstoff gemäß Anlage C	0,0001 mg/l
31.2	Summe der polycycl. aromat. Kohlenwasser- stoffe (PAK) ber. als C f)	0,0002 mg/l
31.3	Substituierte Benzole	
31.3.1	Dichlorbenzol (alle Isomere)	0,0005 mg/l
31.3.2	Hexachlorbenzol	0,000005 mg/l
31.3.3	Nitrobenzol	0,001 mg/l
31.3.4	1-Chlor-4-Nitro- benzol	0,0003 mg/l
31.3.5	Summe der Chlornitro- toluole	0,0005 mg/l
31.3.6	Summe der halogen. aromat. Amine (HAA) ber. als Dichlor- anilin	0,0005 mg/l
31.4	Summe der leichtflüchtigen chlorierten Kohlenwasser- stoffe (LCKW) ber. als Cl g)	0,005 mg/l
	davon als Einzelstoff	
31.4.1	Dichlormethan ber. als Cl	0,001 mg/l
31.4.2	Trichlormethan ber. als Cl	0,001 mg/l

Entwurf - Vorläufige Immissionwerte

31.4.3	Tetrachlormethan ber. als Cl	0,001 mg/l
31.4.4	1,1,1-Trichlorethan ber. als Cl	0,002 mg/l
31.4.5	1,1-Dichlorethen ber. als Cl	0,0003 mg/l
31.4.6	Trichlorethen ber. als Cl	0,002 mg/l
31.4.7	Tetrachlorethen ber. als Cl	0,001 mg/l
31.5	Lindan	0,00001 mg/l
31.6	Polychlorbiphenyle (PCB); Summe der Isomere	0,00001 mg/l
31.7	Pentachlorphenol (PCP)	0,00001 mg/l
31.8	Aldrin	0,000005 mg/l
31.9	Dieldrin	0,000005 mg/l
31.10	Endrin	0,000005 mg/l
31.11	Isodrin	0,000005 mg/l
31.12	Azinphos-methyl	0,00001 mg/l
31.13	Azinphos-ethyl	0,00001 mg/l
31.14	Dichlorvos	0,00001 mg/l
31.15	Endosulfan	0,000005 mg/l
31.16	Parathion(-ethyl)	0,000005 mg/l
31.17.	Parathion(-methyl)	0,00001 mg/l
31.18	Tributylzinnoxid	0,00001 mg/l
31.19	Triphenylzinnacetat	0,00001 mg/l
31.20	Triphenylzinnchlorid	0,00001 mg/l
31.21	Triphenylzinnhydroxid	0,00001 mg/l
31.22	Tetrabutylzinn	0,00001 mg/l

Entwurf - Vorläufige ImmissionswerteIII. Biologische Parameter

32. Ökotoxizität d) keine toxische Beeinflussung der aquatischen Lebewesen bzw. Lebensgemeinschaften eines Fließgewässers
33. Biologische Gewässergüte Güteklasse II nach dem 4-stufigen Saprobien-system
- a) 85 %-Unterschreitungswert aller im zweijährlichen Untersuchungszeitraum gemäß § 4 Abs.2 Z.1 während der Laichzeiten gemessenen Werte der Wassertemperatur.
- b) 85 %-Unterschreitungswert aller im zweijährlichen Untersuchungszeitraum gemäß § 4 Abs.2 Z.1 gemessenen Werte der Wasserhärte.
- c) Liegt im zweijährlichen Untersuchungszeitraum gemäß § 4 Abs.2 Z.1 der 85%-Unterschreitungswert aller Meßwerte für Chlorid über 15 mg/l, so gilt ein Immissionswert für Nitrit-Stickstoff von 0,2 mg/l.
- d) Ökotoxikologischer Kennwert, bei begründetem Verdacht oder konkretem Hinweis toxischer Einflüsse von Schadstoffeinträgen auf die aquatischen Lebewesen oder Lebensgemeinschaften eines Fließgewässers, nicht jedoch bei der Allgemeinen Erhebung der Gewässer - bzw. Wasserbeschaffenheit eines Fließgewässers gemäß § 4 einzusetzen. Als erster Schritt ist eine einmalige ökotoxikologische Prüfung mit Organismen der drei trophischen Niveaus (Destruenten, Produzenten und Konsumenten) durchzuführen. Lassen sich dabei ökotoxische Wirkungen feststellen, so ist mit dem sich am empfindlichsten erweisenden Testorganismus die Aufklärung der Ursachen weiter zu führen.
- e) Wird trotz Einhaltung der Anforderungen gemäß § 4 Abs.5 bzw. Anlage F in einem Fließgewässer die biologische Güteklasse II nach dem 4-stufigen Saprobien-system überschritten, legt der Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft mit Verordnung für dieses Fließgewässer den Immissionswert gesondert fest.
- f) Summe von Fluoranthren, Benzo(a)pyren, Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)fluoranthren, Benzo(ghi)perylen, Indeno(1;2,3-cd)pyren.
- g) Summe von Dichlormethan, Trichlormethan, Tetrachlormethan, 1,2-Dichlorethan, 1,1,1-Trichlorethan, 1,1-Dichlorethen, Trichlorethen, Tetrachlorethen.

Die Immissionsverordnung für Fließgewässer soll im Bundesgesetzblatt veröffentlicht und jeweils für einzelne Fließgewässer mit einer weiteren Verordnung individuell in Kraft gesetzt werden. Die Inkraftsetzung für ein Fließgewässer soll erst erfolgen, nachdem der Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft die Einstufung als Salmoniden- oder Cyprinidengewässer vorgenommen und allenfalls erforderliche Abweichungen bei den Immissionswerten festgelegt hat. Damit kann ein schwerpunktmäßiges Vorgehen bei jenen Fließgewässern, die nicht den Zielvorstellungen entsprechen, erreicht werden und die in der Wasserwirtschaftsverwaltung verfügbaren personellen, technischen und finanziellen Möglichkeiten möglichst effizient eingesetzt werden.

4. SITUATION IM BENACHBARTEN AUSLAND

4.1 Deutschland

In Bayern wird ein "chemischer Index" CI als Maß für die allgemeine Wassergüte verwendet und stellt eine dimensionslose Zahl zwischen 0 und 100 mit 0 für die beste und 100 für die schlechteste Gewässergüte dar. Im chemischen Index sind 8 Kenngrößen der Wasserbeschaffenheit (O_2 , T, pH, LF, BSB₅, NH_4 -N, NO_3 , o- PO_4 -P) mit unterschiedlicher Wertung verknüpft. Es werden damit solche Wasserinhaltsstoffe und physikalische Eigenschaften des Wassers bewertet, die auch beim saubersten natürlichen Gewässer anzutreffen sind.

Tabelle 4: Parameter des chemischen Index und deren Gewichtung

Parameter	Einheit	Wichtung
Sauerstoffsättigung	%	0,20
BSB ₅	mg/l	0,20
Wassertemperatur	°C	0,08
Ammonium NH_4^+	mg/l	0,15
Nitrat NO_3^-	mg/l	0,10
ortho-Phosphat o- PO_4 -P	mg/l	0,10
pH	-	0,10
Elektr. Leitfähigkeit	μ S/cm	0,07

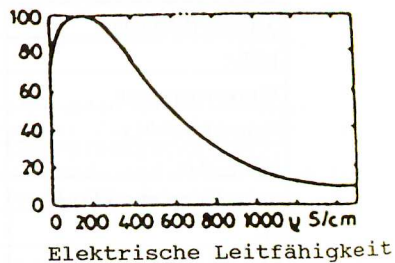
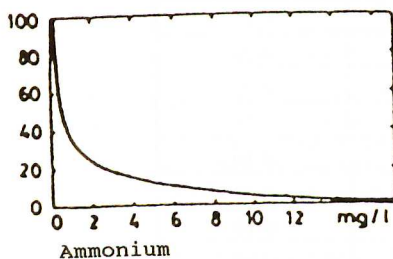
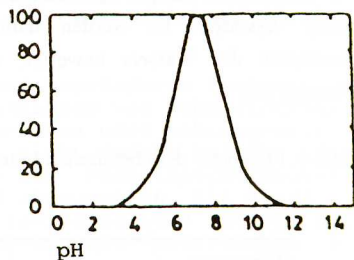
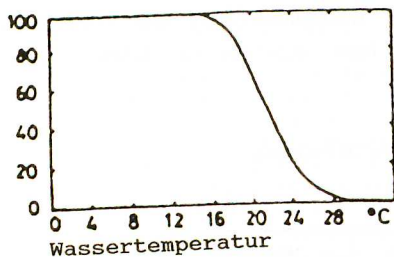
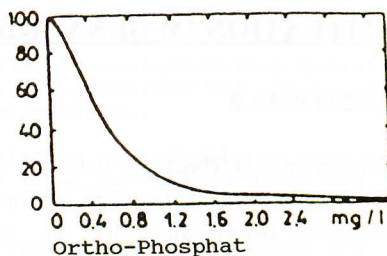
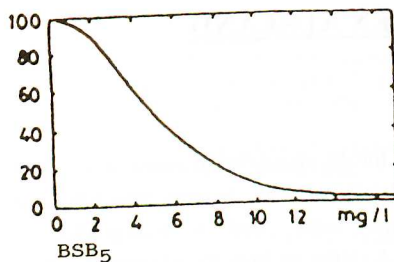
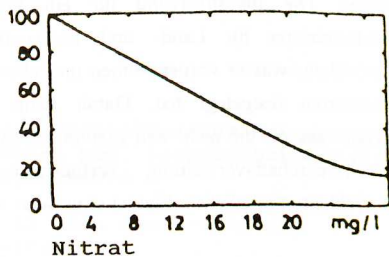
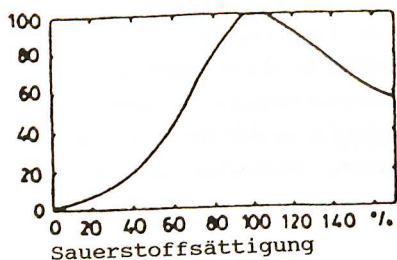


Abbildung 1: Transformationsfunktionen für die Kenngrößen des chemischen Index (nach WARG 1989)

In Deutschland haben die Wasserbehörden das Recht und in manchen Fällen sicher auch die Pflicht, an den Einleiter von Abwasser Anforderungen zu stellen, die über die von der Bundesregierung erlassenen Mindestanforderungen hinausgehen. Um den Behörden in Nordrhein-Westfalen eine Entscheidungshilfe in solchen Fällen an die Hand zu geben, hat der Landesumweltminister Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA, N.N. 1991) erlassen, die die Erreichung der Gewässergüteklasse II als Gewässermindestgüte gewährleisten soll. Die rechtliche Grundlage für eine solche auf das Gewässer ausgerichtete Immissionsvorgabe bezieht die Landesregierung aus den §§ 6 und 36 b Wasserhaushaltsgesetz.

Im Auftrag des Bundesumweltministeriums und des Umweltbundesamtes wurde durch die Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker eine Studie "Über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern" (FACHGRUPPE WASSERCHEMIE, 1990) erarbeitet. Die naturwissenschaftlich angelegte Arbeit kommt zu auf unterschiedliche Gewässerarten abgestimmten Qualitätszielen und nennt für verschiedene Parameter Konzentrationsbereiche, die in dem jeweiligen Gewässertypus einzuhalten wären. Dabei wird unter anderem zwischen dem Qualitätsziel "Aquatische Lebensgemeinschaft" und "Trinkwasserversorgung" unterschieden. Diese Zielvorgaben werden mittlerweile mit dem Begriff BLAK-QZ (Bund/Länder-Arbeitskreis, Qualitätsziele) bezeichnet. Sie liegen in ihren Konzentrationen deutlich niedriger als die Werte der AGA. Bezüglich der Zielvorgaben ist festzuhalten, daß die höchsten Anforderungen aufgrund des Schutzgutes "Aquatische Lebensgemeinschaften" gestellt werden (NUSCH, 1992). In mehr als der Hälfte der Fälle liegen die Zielvorgaben zum Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaften sogar niedriger als die laut Trinkwasserverordnung vorgegebenen und/oder aufgrund humantoxikologischer Befunde festgesetzten Richt- oder Grenzwerte.

Grundsätzlich kann die Studie zum heutigen Zeitpunkt lediglich als Diskussionsgrundlage verstanden werden, da das Erreichen der Qualitätsziele nicht nur durch die damit verbundenen Kosten, sondern - mindestens genauso entscheidend - auch durch die äußerst schwierige Beherrschbarkeit diffuser Quellen in Frage gestellt wird.

In der AGA ist eine Tabelle mit den Werten unterschiedlicher Parameter enthalten, die nach Einleitung des gereinigten Abwassers in Vermischung mit dem Gewässer nicht überschritten werden dürfen. Aus der Vorbelastung des Gewässers, den zulässigen Werten nach dieser Tabelle sowie der Wasserführung des Gewässers (MNQ) und dem Trockenwetterabfluß der Kläranlage läßt sich berechnen, welche Überwachungswerte die Genehmigungsbehörde vom Kläranlagenbetreiber fordern wird. Die 19 angegebenen Parameter sind in der nachfolgenden Tabelle aufgeführt, wobei es sich ab Parameter 12 um gefährliche Stoffe handelt.

Tabelle 5: Vergleich der Werte des Entwurfs der Immissionsverordnung mit den Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA) 1991 Landesumweltministerium Nordrhein-Westfalen und den Immissionswerten der schweizer Verordnung für Abwassereinleitungen (1976)

Kenngrößen	AGA	Österreich Salmoniden	Schweiz
1 Gewässergüteklasse	II	II	II
Saprobienindex	1,8 - < 2,3	-	-
2 Temperatur Tmax.			
sommerkühle Gewässer	25/3	21/1,5	-
sommerwarme Gewässer	28/5	25/3	25/3
3 Sauerstoff (mg/l)	≥ 6	> 7,5	6,0
4 pH-Wert	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5	nat. pH
5 BSB ₅ m. ATH (mg/l)	≤ 5	2,0	4,0
6 CSB (mg/l)	≤ 20	-	-
7 TOC (mg/l)	≤ 7	2,5 (DOC)	2,0 (DOC)
8 Ammonium, NH ₄ -N (mg/l)	≤ 1	0,3	0,5
9 Nitrat, NO ₃ -N (mg/l)	≤ 8	6,0	5,6
10 Phosphor ges. (mg/l)	≤ 0,3	0,1 (PO ₄ -P)	niedrig
11 Eisen ges. (mg/l)	≤ 2	-	1,0
12 Zink ges. (mg/l)	≤ 0,3	0,1	0,2
13 Kupfer ges. (mg/l)	≤ 0,04	0,01	0,01
14 Chrom ges. (mg/l)	≤ 0,03	0,025	0,05
15 Nickel ges. (mg/l)	≤ 0,03	0,03	0,05
16 Blei ges. (mg/l)	≤ 0,02	0,015	0,05
17 Cadmium ges. (mg/l)	≤ 0,001	0,001	0,005
18 Quecksilber ges. (mg/l)	≤ 0,0005	0,0005	0,001
19 AOX (mg/l)	≤ 0,04	0,05	-

4.2 Schweiz

In der Schweiz trat das Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer im Jahre 1972 in Kraft. Das Gesetz bezweckt den Schutz der Gewässer gegen Verunreinigungen sowie die Behebung bestehender Gewässerverunreinigungen. Dem Bund obliegt die Aufsicht über den Vollzug des Gesetzes. Er koordiniert die Gewässerschutzmaßnahmen der Kantone sowie seiner eigenen Anstalten und Betriebe. Den Kantonen obliegt der Vollzug des Gesetzes. Nach dem Gesetz ist jedermann verpflichtet, die Verunreinigungen der ober- und unterirdischen Gewässer zu vermeiden. Es ist untersagt, feste, flüssige oder gasförmige Stoffe jeder Art, die geeignet sind, das Wasser zu verunreinigen, in die Gewässer einzubringen. Abwässer dürfen nur in Gewässer eingeleitet werden, wenn sie gemäß den Anordnungen der Kantone behandelt worden sind. Alle bestehenden Einleitungen müssen innerhalb von 10 Jahren den Erfordernissen des Gewässerschutzes angepaßt oder aufgehoben werden.

Gestützt auf die Bestimmungen des Gewässerschutzgesetzes trat im Jänner 1976 eine Verordnung über Abwassereinleitungen in Kraft. Das Ziel der Verordnung war zu gewährleisten, daß Oberflächengewässer unter Verwendung einfacher Aufbereitungsverfahren zur Trinkwassergewinnung dienen können, die in Flüssen und Seen natürlicherweise vorkommenden pflanzlichen und tierischen Lebensgemeinschaften weder akute noch chronische Schädigungen erfahren und der Erholungswert der Gewässer und damit auch ihre Bedeutung als Element der Landschaft gewährleistet ist.

Nach der in der Verordnung enthaltenen Beschreibung ist für alle Gewässer mindestens der β -mesosaprobe Zustand (Gewässergüte II) erwünscht. Im Anhang zu der Verordnung werden die Anforderungen an die Einleitung in Kanalisationen bzw. in Fließgewässer sowie die **Qualitätsziele** für Fließgewässer und Flußstau durch 52 Parameter definiert. Es wird dabei in allgemeine Parameter, anorganische Stoffe, organische Summenparameter und organische Stoffe unterschieden.

Die Werte bei den Qualitätszielen für Fließgewässer und Flußstau gelten für eine Wasserführung, die während 347 Tagen des Jahres vorhanden oder überschritten wird (Q₉₅). Bei der Festlegung der Werte, die jedoch nur als **anzustrebende Richtwerte** zu verstehen sind, wurde im allgemeinen von einer zehnfachen Verdünnung eines in den Vorfluter abgeleitetes gereinigtes Abwasser ausgegangen.

5. SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Belastungssituation im Bereich der Fließgewässer hat sich in den letzten beiden Jahrzehnten deutlich geändert. Stand früher vor allem die Belastung durch Kohlenstoffverbindungen aus Abwassereinleitungen im Vordergrund, die durch den Bau von Kläranlagen weitgehend beherrschbar ist, stehen nun Nährstoffe (Stickstoff, Phosphor) sowie verschieden chemische Verunreinigungen (Pestizide,...) - zum Teil aus diffusen Quellen - sowie physikalische Veränderungen der Gewässer im Vordergrund. Hier müssen Vermeidungs- bzw. Minimierungstechnologien sowie Maßnahmen der weitergehenden Abwasserreinigung Platz greifen.

Schwerpunkte der Belastung sind Industriegebiete sowie Gebiete mit leistungsschwachen kleinen Vorflutern im Osten Österreichs. Saisonbedingte Stoßbelastungen in Fremdenverkehrsgebieten führen ebenfalls zu unerwünschten Auswirkungen auf die Gewässer. Bestehende Belastungen werden durch die Nutzung der Wasserkraft fallweise auch verstärkt.

Eine Verbesserung der Vorflutersituation kann mit der in Aussicht genommenen Verordnung zweifelsfrei erreicht werden. Derzeit sind jedoch seitens der Länder rechtliche Bedenken bezüglich der Durchführbarkeit der Verordnung angemeldet worden. Die fachliche Kompetenz wird hierbei jedoch nicht in Frage gestellt. Probleme dürften weiter bei den strengen Anforderungen und dem Grenzwertcharakter der Verordnung auftreten. So ist z.B. im § 4, Abs. 5 die Einhaltung der Immissionswerte bei jeder Wasserführung erforderlich. Auch die Forderung nach Einhaltung der Immissionswerte bei 85% der Meßwerte (bzw. 95% für gefährliche Stoffe) stellt extrem hohe Anforderungen an die Wasserqualität sowie an die analytische Erfassung.

Eine Richtlinie mit empfehlendem Charakter kann, wie das Beispiel der Schweiz zeigt, sehr positive Auswirkungen auf den Gewässerschutz und insbesondere auf die Sanierung von Fließgewässern haben. Mit der vorläufigen Richtlinie für die Begrenzung von Immissionen in Fließgewässern wurde in Österreich zunächst ein ähnlicher Weg beschritten, der bei fachlicher Anpassung der Richtlinie an ähnliche Werte, wie sie nunmehr im Entwurf der Immissionsverordnung enthalten sind, sicher zielführend gewesen wäre. Die WRG Novelle 1990 hat mit der Ermächtigung für eine Immissionsverordnung die Entwicklung jedoch in eine andere Richtung gelenkt.

17 Cadmium ges. (mg/l)	≤ 0,02	0,015	0,03
18 Quecksilber ges. (mg/l)	≤ 0,001	0,001	0,005
19 AOX (mg/l)	≤ 0,005	0,005	0,001
	≤ 0,04	0,05	

LITERATUR

- AGA: Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer. RdErl des Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft vom 14.05.1991
- BODE, H.: Emissionsproblematik in Deutschland und Fragen der Anpassung an die EG. Emissions- und Immissionsverordnungen. Wiener Mitteilungen, Bd. 107, B-1 bis B-23 (1992)
- EG: Richtlinie des Rates über die Qualität von Süßwasser, um das Leben von Fischen zu erhalten (78/659 EWG)
- HAMM, A. (Herausgeber): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern (1990)
- HEFLER, F.: WRG-Novelle 1990. Emissions- und Immissionsverordnungen. Wiener Mitteilungen, Bd. 107, C-1 bis C-18 (1992)
- NUSCH, E. A.: Vertretbare Emissionen aus der Sicht des Gewässers. Ruhr-Universität Bochum Schriftenreihe, Heft 24, 1992
- Verordnung zur Verbesserung der Wassergüte der Mur und ihrer Zubringer BGBl 423/1973
- Verordnung zur Verbesserung der Wassergüte der Donau und ihrer Zubringer BGBl 210/1977
- Vorläufige Richtlinie für die Begrenzung von Immissionen in Fließgewässern, BMfLF Wien (1987)
- Wasserrechtsgesetz 1959 BGBl 215/1559 idFdB BGBl 252/1990
- STALZER, W.: Gewässerschutzpolitik. Emissions- und Immissionsverordnungen. Wiener Mitteilungen, Bd. 107, A-1 bis A-29 (1992)
- WARG, G. Zuordnung von Ammonium und Ammoniak zu Wassergüteklassen. Aktuelle Probleme des Gewässerschutzes. Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung. Oldenbourg München Wien (1989)

Doz.Dipl.-Ing.Dr. N. Matsché, Dipl.-Ing. D. Moser
Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
Technische Universität Wien
Karlsplatz 13
A-1040 WIEN

The following information is being provided to you for your information only. It is not intended to be a substitute for professional advice. Please consult your attorney for more information.

The information contained herein is confidential and intended only for the individual named. If you have received this communication by mistake, please notify the sender immediately by e-mail.

If you are the named individual, please contact the sender to discuss the information contained herein. If you are not the named individual, please do not disseminate, distribute or copy this e-mail.

If you have any questions, please contact the sender. Thank you for your attention to this matter.

Sincerely,
 [Name]
 [Title]

NIEDERSCHLAGSEREIGNISSE, HOCHWÄSSER UND FLIESSGEWÄSSERÖKOLOGIE

Bretschko, G.

Abstract:

Die historische Entwicklung der Fließgewässerforschung wird kurz geschildert. An Hand des "River Continuum Concept" und seiner Kritik werden die wesentlichsten ökologischen Funktionsabläufe und ihre Beeinflussung durch Niederschlagsereignisse und Hochwässer beschrieben. Selbst große Hochwässer haben keine katastrophalen Auswirkungen auf die Flußgewässerökologie. Sie sind vielmehr Voraussetzung für die Aufrechterhaltung des Charakters und der Funktionsfähigkeit des Ökosystems "Fließgewässer".

1. EINLEITUNG:

Die Fließgewässerforschung wurde in den 70er Jahren erstmals ein wichtiges Anliegen der limnologischen Forschung. Bis dahin fristete die Fließgewässerlimnologie ein eher bescheidenes Dasein. Es wurden zwar zahlreiche Fließgewässeruntersuchungen durchgeführt, größtenteils war die Motivation dieser Arbeiten jedoch nicht ökologische, sondern angewandte Probleme wie Wasserverschmutzung (z.B. KOLKWITZ & MARSSON, 1908), Ausleitungen und Verbauungen oder zoologisch/botanische Fragen. Die weltweite Intensivierung der fließwasserökologischen Grundlagenforschung in den 70er Jahren unseres Jahrhunderts erbrachte sehr rasch neue Einsichten, die erstmals zu einer zusammenfassenden Theorie der Fließgewässerökologie führte, das sogenannte "River Continuum Concept" (RCC; VANNOTE et al, 1980). Während bisher das Einzugsgebiet hauptsächlich mit Hydrologie, Wasserchemie und Flußbettmorphometrie in Zusammenhang gebracht wurde, zeigt das RCC die engen und das ökologische Geschehen bestimmenden Beziehungen zwischen Fluß und Umland auf. Die große analytische Bedeutung der Wechselwirkungen zwischen benachbarten Ökosystemen wurde in den letzten Jahren erkannt und findet ihren Niederschlag in einer forcierten "Ökoton" Forschung. Der Name stammt von CLEMENTS (1905), der auch der erste war, der die

Besonderheiten der Bereiche zwischen zwei großen und unterschiedlichen Ökosystemen beschrieb. Die gegenwärtigen Ökotonarbeiten, die sich ganz besonders mit Fließgewässersystemen beschäftigen, basieren im Wesentlichen auf die von HOLLAND, 1988, gegebenen Definition:

"An ecotone is a zone of transition between adjacent ecological systems, having a set of characteristics uniquely defined in space and time scales by the strength of interactions between adjacent ecological systems."

In derselben Zeitperiode kam es auch zu einer räumlichen Ausweitung des Systems "Fließgewässer". KÜHTREIBER (1934) vermutete bereits, daß ein Bach oder Fluß nicht nur aus dem oberflächlich fließendem Wasser und der obersten, belichteten Sedimentlage besteht, sondern auch aus den darunterliegenden Sedimentschichten, in die die Fließgewässerbiozönose eindringt. CHAPPUIS (1942) und ganz besonders SCHWOEBBEL (1961, 1964) bestätigten die Vermutung KÜHTREIBERS. Zahlreiche, in unterschiedlichen Fließgewässern und mit verbesserten Methoden durchgeführte Untersuchungen zeigten in der Folge, daß die von der Bachbiozönose dominierten Sedimentschichten integrale Bestandteile des Fließgewässerökosystems sind (z.B. BRETSCHKO & KLEMENS, 1986; HYNES, 1974; HYNES et al., 1974). Diese Bereiche werden als Bettsedimente bezeichnet und bilden die oberste Schichte des sogenannten "Hyporheals" (BRETSCHKO, 1992). Die vertikale und horizontale Ausdehnung der Bettsedimente wird vom Durchströmungsmuster bestimmt, das wiederum besonders von der Sedimentzusammensetzung beeinflusst wird.

Vor dem Hintergrund dieser Erkenntnisse gewinnen sowohl Niederschlags- als auch Hochwasserereignisse eine ökologische Bedeutung, die weit über rein hydrologische Beziehungen hinausgeht.

2. FLIESSGEWÄSSERÖKOLOGIE:

Fließgewässer treten uns in einer ungeheuren Formenfülle entgegen, vom kleinen Quellbach bis zum Amazonas, vom steil talwärts schießenden Gletscherbach des Hochgebirges bis zum mäandrierenden Wiesenbach der Niederung. Das einzig, vordergründig gemeinsame ist die Wasserströmung, die ständig in einer Richtung verläuft. Dies ist auch das Unterscheidungskriterium gegenüber den sogenannten "stehenden Gewässern", in denen sich die Strömungsrichtung periodisch umkehrt. Auf der Basis unterschiedlichster Charakteristika wurden und werden Fließgewässertypen geschaffen um die Formenvielfalt zu dezimieren und so überschaubar zu machen (für eine Übersicht siehe MOOG & WIMMER, 1990). Die Reduktion auf einige wenige, dem ökologischen Geschehen zugrunde liegenden Parametern, führte schließlich zur Formulierung des River Continuum Concept's (VANNOTE et al, 1980).

2.1. Das River Continuum Concept (RCC):

Lange Zeit versuchte man Fließgewässer beschreibend zu typisieren und den Längsverlauf eines Flusses in Zonen einzuteilen. Die Beschreibungskriterien sind einerseits abiotische Parameter wie Morphometrie, Hydrologie, Chemie oder Temperatur. Biotische Faktoren, wie das Vorkommen bestimmter Arten und Biozönosen, werden andererseits als Symptome bestimmter ökologischer Zusammenhänge gewertet. Eine viel genutzte, übergeordnete Fließgewässerzonierung ist z.B. die Dreiteilung - KRENON (Quellregion) - RITHRON (Bachregion) - POTAMON (Fluß/Stromregion) - nach ILLIES & BOTOSANEANU (1963). Für viele Fragestellungen sind und werden Gewässertypen und Fließgewässerzonierungen nach wie vor von grundlegender Bedeutung sein und bleiben (MOOG & WIMMER 1990). Für andere Fragestellungen erweist sich der nur indirekte Zugang zu ökologischen Funktionsabläufen als nachteilig.

Wie ILLIES & BOTOSANEANU (1963) unterscheiden auch VANNOTE et al (1980) im Längsverlauf eines Fließgewässers drei Funktionseinheiten (Abb.2.1.-1). Dank der Beschreibung mittels ökologischer Funktionsabläufe

entfällt das bei allen Zonierungs- und Typisierungsverfahren auftretende Problem der Abgrenzung. Im RCC treten die Beziehungen zwischen den Einheiten in den Vordergrund - deshalb auch der Name "Continuum Concept".

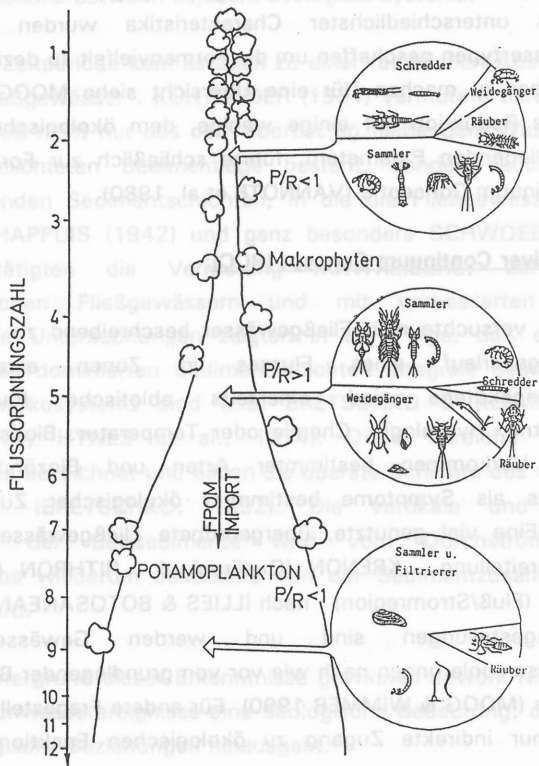


Abb. 2.1.-1: Das "River Continuum Concept". Verändert nach CUMMINS, 1979.

In den Quellregionen und in den Oberläufen sind die Fließgewässer schmal, sodaß die Kronen des ufernahen Baumbestandes das Bachbett völlig oder zumindest weitgehend beschatten. Der Lichtmangel und die Substratruhe schränkt die autochthone pflanzliche Produktion im Bach stark ein, sodaß der überwiegende Teil der biologisch genutzten Energie im Form von gelöster und vor allem partikulärer organischer Substanz importiert werden muß. Quelle der organischen Substanz ist die ufernahe, terrestrische Vegetation. Da diese im Verhältnis zum Bach sehr groß ist, herrscht hier ein Überfluß an organischer Substanz und damit an potentiell biologisch nutzbarer Energie. Ein beträchtlicher Teil der allochthonen organischen Substanz wird in Form von CPOM (Coarse particulate organic matter; > 1 mm) importiert, z.B. Blätter, Nadeln oder Früchte. Die Zerkleinerung erfolgt teils mechanisch, zum großen Teil aber wird das CPOM von Tieren, deren Mundwerkzeuge und Verhalten dafür geeignet sind, verarbeitet. Es sind dies u. a. verschiedene Arten von Köcher- und Steinfliegenlarven und große Mückenlarven. Diese funktionelle Tiergruppe wird "Schredder" genannt (Abb. 2.1.-1). Das dabei entstehende FPOM (Fine particulate organic matter; < 1 mm) dient der funktionellen Tiergruppe der Sammler und Filtrierer als Nahrungsbasis (verschiedene Arten von Köcher-, Stein-, Eintags- und Mückenlarven). Wegen der geringen systemimmanenten Sauerstoffproduktion und wegen des hohen Sauerstoffverbrauches der Nutzer der importierten organischen Substanz ist das Verhältnis von autochtoner pflanzlicher Produktion als O_2 - Lieferant und Respiration kleiner als eins ($P/R = < 1$). Die hohen Importe organischer Substanz führen dazu, daß dieser Bereich sowohl DOM (Dissolved organic matter) als auch POM (Particulate organic matter) stromab exportiert.

An dieser Stelle muß kurz auf den Energiefluß durch ein Ökosystem eingegangen werden. Das quantitativ dominierende Ergebnis der pflanzlichen Urproduktion sind langkettige, organische Moleküle wie Zellulosen. Nutritivere Moleküle wie Zucker, Fette oder Eiweiße stehen in weit geringerem Maße zur Verfügung und sind auch mit Ausnahme der Fette wasserlöslich. Die im Zellulosemolekülen enthaltene Energie kann nur mit Hilfe von Zellulasen biologisch genutzt werden. Über ausreichende Mengen an Zellulasen verfügen niedere Pilze und Bakterien (Mikrobiozönose) nicht aber Tiere! Ein frisch in den Bach gefallenes Blatt

wird von Schredder für die mikrobielle Besiedelung durch das Fressen mechanisch aufbereitet, verdaut und energetisch genützt werden aber nur die Körper der Bakterien und Pilze und deren polymere Ausscheidungsprodukte. Ganz generell kann die Mikrobiözönose als zentrale Drehscheibe des ökologischen Energieflusses betrachtet werden (Abb.2.1.-2)

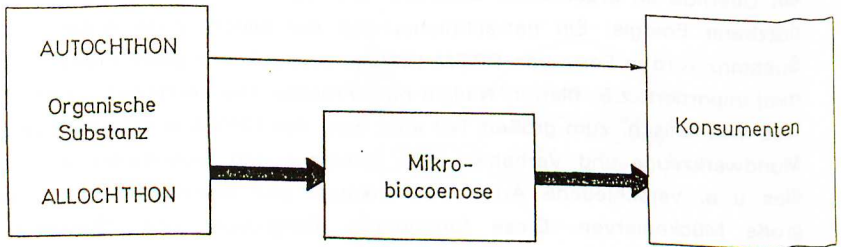


Abb. 2.1-2: Energieflußschema eines Ökosystems.

Die oben kurz beschriebenen Prozesse sind zeitaufwendig. Die Menge der verwerteten, d.h. veratmeten organischen Substanz in einem bestimmten Gewässerabschnitt hängt deshalb weitgehend von dessen Retentionseigenschaften ab. Besonders effektive Retentionsmechanismen sind Uferstrukturen und ganz besonders sogenannte "Debris dams". (BILBY, 1981; WINKLER, 1991). Letztere bestehen aus großen Strömungshindernissen (Baumstämme, Wurzelstöcke usw.) an denen sich organisches Material für längere Zeit anlagern kann. Gleichzeitig wird das kleinräumige Strömungsmuster verändert, wodurch es einerseits zu ökologisch bedeutenden Strukturreubildungen kommt und andererseits die Verzweigungsbereitschaft des Bachbettes selbst erhöht wird. Neben diesen Retentionsstrukturen erhöhen auch die nur periodisch überströmten Bachbereiche die Rückhaltekraft (BRETSCHKO, 1990). Bei der üblichen Begrenzung des Bachbettes mit der sogenannten "banfull line" (LEOPOLD et al, 1964), können diese Flächen in einem unverbauten Bach relativ groß werden.

In Fließgewässern, in denen Bettsedimente (Bettbildende Sedimente deren Fauna von epigäischen Arten dominiert wird) ausgebildet sind, stellen auch diese wirkungsvolle Retentionsbereiche für organische Substanz dar. Die Sedimentkornoberflächen, die entsprechend der Korngrößenverteilung in Summe viele Quadratmeter pro Quadratmeter Bachfläche stellen, sind vom sogenannten Biofilm überzogen. Der Biofilm besteht aus den Körpern von Bakterien und niederen Pilzen und deren polymeren Ausscheidungsprodukten (MARSHALL, 1984). Die Biofilme sind nicht nur Orte intensiver Stoffwechselfvorgänge, sie binden auch große Mengen organischer Moleküle:

- in den Bettsedimenten verhält sich der in der Makrofauna gebundene Kohlenstoff zum organisch gebundenen Gesamtkohlenstoff (Biofilm, Meiofauna und organische Partikel) in der Größenordnung von $1:10^5$ (LEICHTFRIED, 1989; 1991).
- ein m^3 Bettsediment des Oberen Seebaches in Lunz enthält im Jahresmittel 3 bis 5 kg organisch gebundenen Kohlenstoff (LEICHTFRIED, 1988).
- 90% und mehr der Bakterienbiomasse eines Abschnittes des Oberen Seebachs (Lunz) befinden sich in den Biofilmen der Bettsedimente (Abb. 2.1.-3; KASIMIR, 1991).

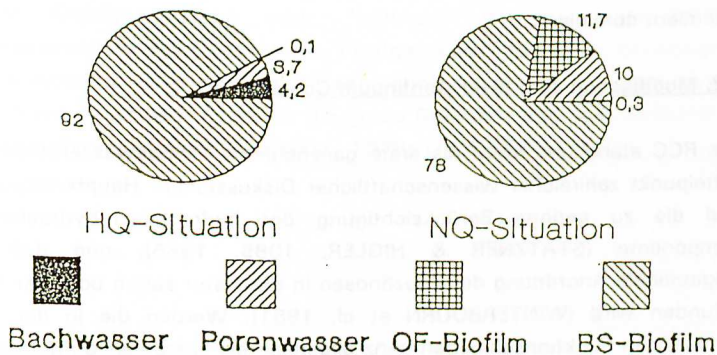


Abb. 2.1.-3: Relative Verteilung der Bakterienbiomasse. OF, BS: Sedimentoberfläche und Bettsedimente. Nach KASIMIR, 1991.

Zurückkehrend zum RCC ist die zweite Funktionseinheit, die der Mittelläufe, zu beschreiben (Abb.2.1.-1). Die Gerinnbreite ist bereits so groß, daß es zu keinem Kronenschluß mehr kommt. Das dadurch verbesserte Lichtklima, das bereits besser stabilisierte Substrat, die hohe Transparenz des Wassers und die relativ geringen Wassertiefen fördern die autochthone pflanzliche Produktion: dichte Makrophytenbestände sowie epiphytische und epilithische Algenzönosen sind die Folge. Das Produktions/Respirationsverhältnis wird größer als eins und die Fauna ist von Sammlern und Weidegänger dominiert. Die Bedeutung des importierten organischen Materials tritt zurück, die Energiebasis ist die autochthone pflanzliche Produktion und die aus dem Oberlauf eindriftende organische Substanz.

Die großen Unterläufe der Fließgewässer sind mit der dritten Funktionseinheit des RCC beschrieben (Abb.2.1.-1). Hier kann sich bereits das "Potamoplankton" entwickeln, dessen Algen zur autochthonen Primärproduktion beitragen. Die hohe Trübstoffbelastung des Wassers dieser Flußabschnitte beschränkt jedoch die pflanzliche Produktion auf die obersten Wasserschichten und auf die flachen Uferbereiche. Der organische Eintrag ist nur mehr für die unmittelbaren Uferzonen von Bedeutung, während die Energiebasis vorwiegend aus dem aus den Oberläufen eindriftenden FPOM besteht. Das Produktions/Respirationsverhältnis ist wieder kleiner als eins und die Fauna ist von Filterern und Sammlern dominiert.

2.2. Modifikation zum River Continuum Concept (RCC):

Das RCC stand und steht als erste ganzheitliche Fließgewässertheorie im Mittelpunkt zahlreicher wissenschaftlicher Diskussionen. Hauptkritikpunkte sind die zu geringe Berücksichtigung der hydrologisch/hydraulischen Komponente (STATZNER & HIGLER, 1985, 1986), und daß die longitudinale Anordnung der Zoozönosen in der Natur selten oder gar nicht gefunden wird (WINTERBOURN et al, 1981). Werden die in der RCC formulierten Funktionseinheiten ganz allgemein als "patches" aufgefaßt, ist eine longitudinale Anordnung nicht mehr notwendig (TOWNSEND, 1989). Wie in der Natur zu beobachten, existieren die verschiedenen "patches" in ein und demselben Flußabschnitt nebeneinander. Der Charakter eines

bestimmten Abschnittes wird von der quantitativen Dominanz einer der drei Funktionseinheiten geprägt (Abb. 2.2. -1; BRETSCHKO in press). Diese, den natürlichen Gegebenheiten besser entsprechende Anordnung erlaubt auch die Berücksichtigung der hydrologisch/hydraulischen Komponente. Die Gesamtheit der auf die benthische Biozönose einwirkenden Kräfte wird zusammenfassend als "hydraulischer Streß" bezeichnet (STATZNER & HIGLER, 1985). Dieser, und besonders seine zeitliche Dynamik nehmen mit steigender Flußordnung ab. Gleichzeitig nimmt die mittlere Größe von Patches mit vergleichbaren hydraulischem Streß mit der Flußordnung zu: in den Oberläufen sind die Patches absolut und relativ klein und mosaikartig angeordnet, während in den Unterläufen immer größere und gleichförmig strukturierte Flächen auftreten. Diese großen Flächen können nur von größeren und daher selteneren Hochwässern zerstört werden, weshalb die Lebenserwartung einer bestimmten "Patch"-Art mit der Flußordnung wächst. Die kleinräumigen "patches" der Oberläufe können zwar bereits von kleinen Hochwässern zerstört werden, ihre mosaikartige Verteilung und die ungleichmäßige Verteilung der Schleppkräfte führt in der Regel dazu, daß nur ein Teil der vielen, gleichartigen "patches" zerstört werden. Damit steigt die Altersdiversität gleichartiger "patches" mit steigender Flußordnung.

Die ständige Zerstörung bestehender und die gleichzeitige Entstehung neuer Kleinlebensräume oder "patches" ist ein grundsätzliches Charakteristikum des Ökosystems "Fließgewässer". Es ist die Grundlage für die Koexistenz vieler, ökologisch sehr ähnlicher Arten auf relativ engem Raum und in weiterer Folge für die große Resistenz und/oder Resilienz von Fließgewässersystemen (CASWELL, 1978; TOWNSEND, 1989).

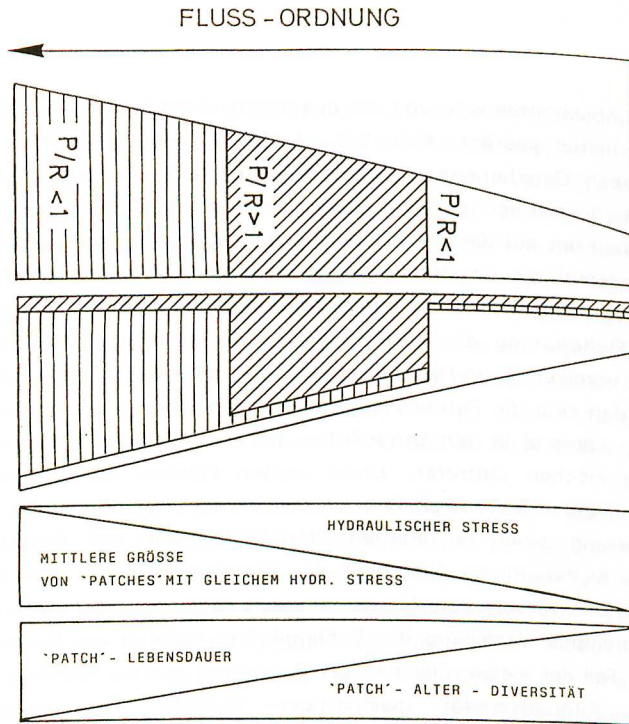


Abb. 2.2.-1: Links: Schema des ursprünglichen (longitudinale Anordnung der Funktionseinheiten) und des modifizierten RCC (Funktionseinheiten haben "patchy" Verteilung). Rechts: Hydrologisch/hydraulische Auswirkungen auf "Patch"-Größe und Alter.

3. Niederschlagsereignisse und Hochwässer:

Niederschläge in Verbindung mit der Abflußcharakteristik des Einzugsgebietes bestimmen das hydrologische Regime des Gewässers und in weiterer Folge die mit dem Abflußregime verbundenen geomorphologischen Prozesse. Im Lichte der oben kurz geschilderten ökologischen Wechselwirkungen gehen aber die Beziehungen zwischen Niederschlagsereignissen und Fließgewässern weit über rein hydrologische Phänomene hinaus.

3.1. Niederschlagsereignisse, die nicht zu Hochwässern führen:

Übersteigt das Wasserangebot des Einzugsgebietes die Abflußkapazität des Flußbettes nicht, so kommt es zu Spiegellagenänderungen unterhalb der "bankfull"-Marke (LEOPOLD et al., 1964). Diese wenig dramatischen Ereignisse haben aber vielfältige Auswirkungen, die weit über hydrologische Effekte hinausreichen:

- Das in Ufernähe abgelagerte und weitgehend mikrobiell prozessierte organische Material wird zumindest teilweise in das Flußbett eingeschwemmt. Die Menge des eingeschwemmten Materials hängt von der ufernahen Vegetation und der Uferbankneigung ab, nicht aber von der Abflußcharakteristik der Uferböschung und der Art des Niederschlagsereignisses (BRETSCHKO & MOSER, in press; MOSER, 1991).
- Spiegellagenänderungen beeinflussen die Durchströmung der Bettsedimente sowohl in Richtung als auch in Intensitätsverteilung (LETTL, 1990; PANEK, 1991) und bestimmen damit weitgehend den ökologischen Zustand des Lebensraumes.
- Verläuft das Bachbett in der Nähe eines Hangfußes kommt es bei Schüttungsanstiegen mit den direkt in die Bettsedimente eindringenden Hangwässern zu verstärkten Importen organischer Substanz (Abb. 3.1.-1).
- Auf nur periodisch überfluteten Flußbettbereichen abgelagertes und dort zumindest teilweise mikrobiell prozessiertes, organisches Material wird bei ansteigendem Pegel über das gesamte Flußbett verteilt. Bei sinkendem Pegel wird das driftende organische Material auf den trockenfallenden Bereichen bevorzugt abgelagert und dort bis zur nächsten Überflutung retendiert.
- Auch bei geringen Schüttungsänderungen kommt es zu kleinräumigen Sedimentumlagerungen, wie die Periode 1985-08-14 bis 1986-08-12 zeigt, in der es keine Überschreitung der "bankfull" Marke gab (Abb. 3.1-2). Diese kleinräumigen Veränderungen haben große

ökologische Bedeutung: einerseits haben sie Einfluß auf das Durchströmungsmuster der Bettsedimente, andererseits ermöglichen sie durch die Zerstörung bestehender und durch das Auftreten neuer Kleinlebensräume die Koexistenz vieler, ökologisch ähnlicher Arten.

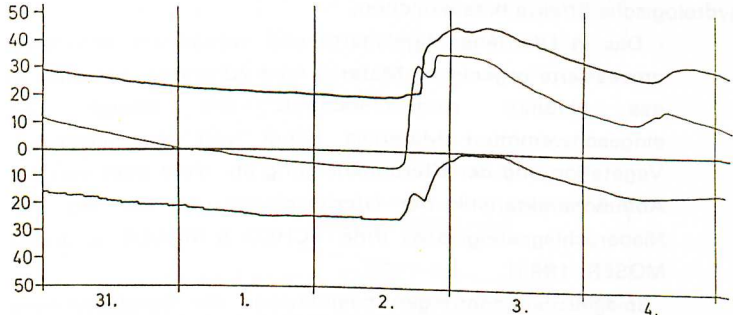


Abb. 3.1.-1: Oberer Seebach, Lunz, RITRODAT-Areal, 1988-08-31 / 09-04 Spiegellagen des Bachwassers (oberste, dicke Kurve), des hangseitigen Grundwassers (mittlere, dünne Kurve) und des talseitigen Grundwassers (unterste Kurve). \varnothing : Niveau der Bachbettoberfläche.

3.2. Hochwässer:

Hochwasserereignisse haben dieselben ökologischen Auswirkungen wie im Kapitel 3.1. aufgezeigt, jedoch mit wesentlich höherer Intensität. Von besonderer Bedeutung sind die großräumigen Umlagerungen: das Hochwasser von Ende Juli/Anfang August 1991 veränderte die Topographie des RITRODAT-Areals im Oberen Seebach (Lunz) grundlegend (Abb. 3.1.-2). Wäre das rechte Ufer in diesem Bereich nicht durch Schotter und Steinkastendämme verstärkt gewesen, hätte dieses Hochwasser das Bachbett nach rechts verlagert. Das Bachbett hätte sich auch verzweigt und damit den für diesen Bereich des Baches natürlichen Zustand angenommen. Wie sehr sich das Bett trotz der Eindämmung veränderte, zeigen die unterschiedlichen mittleren Profilmiveaus vor und nach dem Hochwasserereignis (Abb. 3.2.-1).

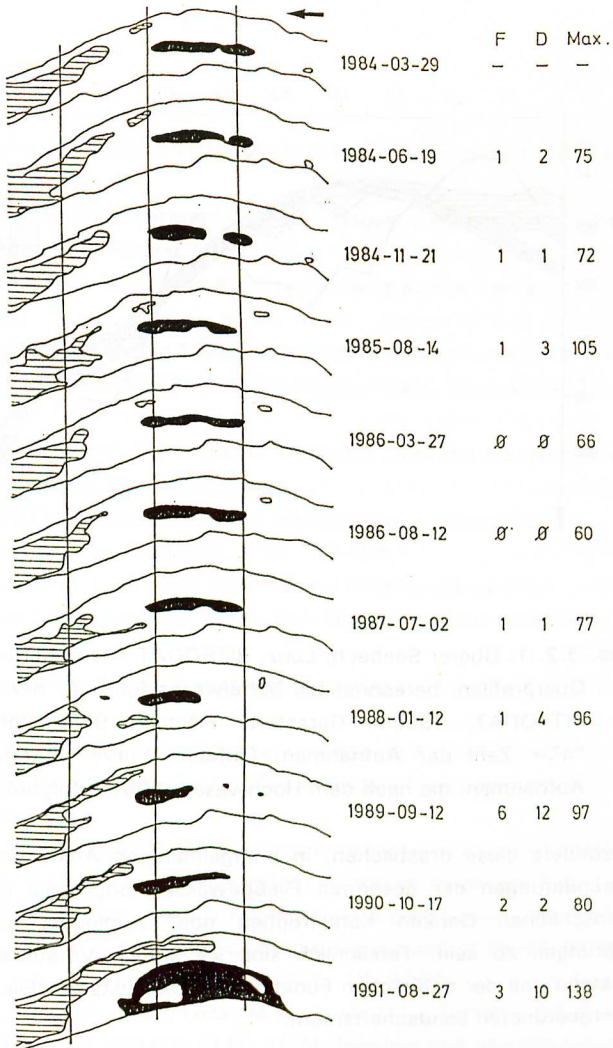


Abb. 3.1.-2: Oberer Seebach, Lunz, RITRODAT-Areal. Uferlinie entspricht der "bankfull"-Schüttung. Gerasterte Flächen: Bereiche tiefer als -20cm. Schwarze Flächen: Bereiche höher als 25cm. Bezugspunkt: Ritrodatpegel, "bankfull" bei 70cm. "F" = Frequent und "D" = Dauer in Tagen von Hochwässern. "MAX" = höchster, während der Beobachtungsperiode aufgetretener Pegelstand.

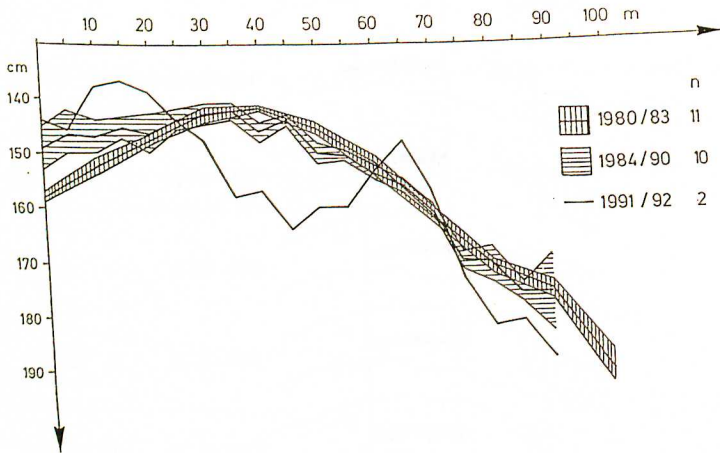


Abb. 3.2.-1: Oberer Seebach, Lunz, RITRODAT-Areal. Mittleres Niveau von Querprofilen, berechnet bei Mittelwasserführung. Bezugspunkt: Pegel RITRODAT, 150cm. Gerasterte Flächen: 95% Vertrauensbereich. "n" = Zahl der Aufnahmen. Einfache Kurve: Mittelwert von zwei Aufnahmen, die nach dem Hochwasser 1991 erfolgten.

Besonders diese drastischen, in unregelmäßigen Abständen auftretenden Veränderungen der gesamten Fließgewässertopographie erscheinen dem menschlichen Denken Katastrophen oder zumindest schwerwiegende Störungen zu sein. Tatsächlich sind sie jedoch Voraussetzung für den Zustand und der natürlichen Funktion des Ökosystems "Fließgewässer" im übergeordneten Landschaftsraum.

4. Literatur:

Bibly, R.E., 1981: Role of organic debris dams in regulating the export of dissolved and particulate organic matter from a forested watershed. *Ecology*, 62, 1234-1243.

Bretschko, G., 1990: The dynamic aspect of coarse particulate organic matter (CPOM) on the sediment surface of a second order stream free

- of debris dams (RITRODAT-LUNZ study area). *Hydrobiologia*, 203, 15-28.
- Bretschko, G., 1992: Differentiation between epigeic and hypogeic fauna in gravel streams. *Reg. Rivers*, 17, 17-22.
- Bretschko, G., in press: River/land ecotones: scales and patterns. *Hydrobiologia*.
- Bretschko, G., Klemens, W.E., 1986: Quantitative methods and aspects in the study of the interstitial fauna of running waters. *Stygologia*, 2, 279-316.
- Bretschko, G., and Moser, H., in press: Transport and retention of matter in riparian ecotones. *Hydrobiologia*.
- Cashwell, H., 1978: Predator-mediated coexistence: a nonequilibrium model. *The American Naturalist*, 112, 127-154.
- Chappuis, P.A., 1942: Eine neue Methode zur Untersuchung der Grundwasserfauna. *Acta Sc. Math. Nat. Univ. Franzisco-Josephina*, 6, 1-7.
- Clements, F.E., 1905: Research methods in ecology. Univ. Publ. Comp., Lincoln, Nebraska.
- Cummins, K.W., 1978: The natural stream ecosystem. 7-24, in: Ward, J.V., and Stanford, J.A., (Ed's): *The ecology of regulated streams*. Plenum Press, 398.
- Holland, M.M., 1988: SCOPE/MAB technical consultations on landscape boundaries: report of a SCOPE/MAB workshop on ecotones, 5-7 January 1987, France, *Biology International, Special Issue*, 17, 47-106.
- Hynes, H.B.N., 1974: Further studies on the distribution of stream animals within the substratum. *Limnol.Oceanogr.*, 19, 92-99.
- Hynes, H.B.N., Kaushik, N.K., Lock, M.A., Lush, D.L., Stocker, Z.S.J., Wallace, R.R., and Williams, D.D., 1974: Benthos and allochthonous organic matter in streams. *J.Fish.Res.Board Canada*, 31, 545-553.
- Illies, J., und Botosaneanu, L., 1963: Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation ecologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Internat.Verh.Limnologie*, 12, 1-57.
- Kasimir, G.D., 1991: Die mikrobielle Biozönose eines alpinen Baches: Kompartimentierung, Biomassen und Aktivität. - Bericht über die Ergebnisse des FFWF-Projektes P-6995-Bio (Wien).

- Kolkwitz, R., und Marsson, M., 1908: Ökologie der pflanzlichen Saprobien. Ber.dtsch.bot.Ges., 26, 505-519.
- Kühtreiber, J., 1934: Die Plecopterenfauna Nordtirols. Ber.naturwiss.-med.Verein, Innsbruck,43/44, 219.
- Leichtfried, M., 1988: Bacterial substrates in gravel beds of a second order alpine stream (Project Ritrodal-Lunz, Austria). Verh.Internat.Verein.Limnol., 23, 1325-1332.
- Leichtfried, M., 1989: Terrestrial/aquatic ecotone river and its internal patches. Deutsche Gesellschaft für Limnologie, Mitteilungen 1/89, (Jahrestagung 1988, Goslar), 83-90.
- Leichtfried, M., 1990: Verteilung und Futterqualität organischer Substanz (POM) in den Riff- und Mangrovesedimenten. Jber.Biol.Stn Lunz, 12, 177-192.
- Leichtfried, M., 1991: POM in bedsediments of a gravel stream (RITRODAT-Lunz study area, Austria). Verh.Internat.Verein.Limnol. 24, 1921-1925.
- Leopold, L.B., Wolman, M.G., Miller, J.P., 1964: Fluvial processes in geomorphology.- W.H.Freeman & Comp., San Francisco, 522.
- Lettl, W., 1990: Zusammenhang zwischen Niederschlag, Abfluß und Grundwasser im Bereich des Ritrodal. Diplomarbeit, Univ. Bodenkultur, Wien, 52.
- Marshall, K.E., (Edt.), 1984: Microbial adhesion and aggregation.- Life Sciences Research Report 31, Springer Verlag.
- Moog, O., und Wimmer, R., 1990: Grundlagen zur typologischen Charakteristik österreichischer Fließgewässer. Wasser u. Abwasser, 34, 55-211.
- Moser, H., 1991: Input of organic matter (OM) in a low order stream (Ritrodal-Lunz study area, Austria). Verh.Internat.Verein.Limnol., 24, 1913-1916.
- Panek K.L.J., 1991: Dispersionsdynamik des Zoobenthos in den Bettsedimenten eines Gebirgsbaches. Diss.Univ.Wien, 190.
- Schwoerbel, J., 1961: Über die Lebensbedingungen und die Besiedlung des hyporheischen Lebensraumes. Arch. Hydrobiol.Suppl., 25, 182-214.
- Schwoerbel, J., 1964: Die Bedeutung des Hyporheals für die benthische Lebensgemeinschaft der Fließgewässer. Verh.Internat.Verein.Limnol., 15, 215-226.

- Statzner, B., und Higler, B., 1985: Questions and comments on the river continuum concept. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.*, 42, 1038-1044.
- Statzner, B., und Higler, B., 1986: Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology*, 16, 127-139.
- Townsend, C.R., 1989: The patch dynamics concept of stream community ecology. *J.N.Am.Benthol.Soc.*, 8, 36-50.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., 1980: The River Continuum Concept. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.*, 37, 130-137.
- Winkler, G., 1991: Debris dams and retention in low order streams (Project Ritrodat-Lunz). *Verh.Internat.Verein.Limnol.*, 24, 1917-1920.
- Winterbourn, M.J., Rounick, J.S., and Cowie, B., 1981: Are New Zealand stream ecosystems really different? *N.Z.J.Mar.Freshwater Res.*, 15, 321-328.

Univ. Prof. Dr. Gernot Bretschko
Institut für Limnologie
der Österreichischen Akademie der Wissenschaften
Abteilung Lunz
Seehof 4
A-3293 Lunz am See

Das Gewässerbetreuungskonzept -
ein generelles ökologisch orientiertes
wasserwirtschaftliches Planungsinstrument

Klaus MICHOR

1. Ausgangslage

Anlaß für die Erarbeitung von Gewässerbetreuungskonzepten war die Erkenntnis, daß durch das komplexe Wirkungsgefüge verschiedener technischer, ökologischer, ökonomischer und organisatorischer Einflußfaktoren erst mit Hilfe einer umfassenden Ist-Zustandserhebung und der Erstellung eines Leitbildes ein zukunftsorientiertes flußbauliches Handeln ermöglicht wird (vgl. STALZER/REDL 1989). Dazu kommt, daß vorhandene generelle schutzwasserwirtschaftliche Projektunterlagen für größere Flüsse zumeist veraltet sind oder nicht mehr den neuesten Erkenntnissen und Erfordernissen einer modernen Wasserwirtschaft entsprechen. Neu zu berücksichtigen sind u.a. folgende Aspekte:

- o geänderte Abfluß- und Feststoffverhältnisse an den Zubringern und im Hauptfluß (z.B. durch Verbauungsmaßnahmen).
- o verstärkte Erholungsnutzung des Flußraumes (Fahrradwege, Rafting, Sonnenbaden).
- o veränderter Retentionsbedarf sowie veränderte Retentionsverhältnisse (z.B. durch Nutzungsänderungen im Flußraum, Waldsterben u.ä.).
- o Differenzen zwischen projektierten und tatsächlichen schutzwasserwirtschaftlichen Verhältnissen (Beispiel: Retentionsraum sollte bei HQ30 wirksam werden, tatsächlich aber erst bei HQ 50)
- o intensivere landwirtschaftliche Nutzung des Flußraumes (z.B. intensiver Maisanbau statt extensiver Beweidung)
- o "neue" gesellschaftliche Rahmenbedingungen ("Naturschutzgedanke")
- o veränderte rechtliche Rahmenbedingungen (z.B. neue Zielsetzung lt. Wasserrechtsgesetz-novelle 1990: "Erhaltung der ökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern")

2. Definition und Ziele der Gewässerbetreuung

Nach STALZER (1992) umfaßt Gewässerbetreuung "die Summe aller Maßnahmen zum Schutz vor Hochwasser und zur Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit."

In dem 1991 von BM für Land- und Forstwirtschaft und ÖWWV herausgegebenen Entwurf "Grundlagen zur Projektierung und Ausführung von Schutzwasserbauten" sind die Aufgaben und Ziele der Gewässerbetreuung wie folgt definiert:

"Mit Gewässerbetreuung soll der gesamte an einem Gewässer durchzuführende Aufgabenbereich umfaßt werden. Gewässerbetreuung stützt sich dabei zunächst auf die Teilbereiche Gewässerpflege und Instandhaltung, in weiterer Folge auf Gewässerschutz als Regulativ für die Nutzungsansprüche an die Gewässer sowie auf den Teilbereich Umgestaltung nach ökologischen Gesichtspunkten als Instrumentarium zur Behebung anthropogen bedingter Funktionsdefizite. Die generelle Zielsetzung der Gewässerbetreuung dient neben der Aufrechterhaltung der Abflußtüchtigkeit der Sicherung und Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit des jeweils behandelten Fließgewässers".

3. Projektstruktur

Die Projektstrukturanalyse dient der zeitlichen, inhaltlichen und organisatorischen Gliederung des Projektes und bildet die Basis für eine integrierte Planung der Termine, Kosten und Leistungen. Im "Projektstrukturplan" werden einzelne Projektsinhalte entsprechend

- o der Teilfunktion im Projekt
- o den Kompetenzbereichen und
- o dem zeitlichen Ablauf

zu "Arbeitspaketen" zusammengefaßt. In einzelnen Fällen ist auch das Kostenvolumen einzelner Arbeitsschritte ein Gliederungsfaktor. Das Ergebnis der Projektstrukturanalyse wird abschließend anhand eines Organigramms schematisch dargestellt ("Projektstrukturplan").

Der Projektstrukturplan zum Gewässerbetreuungskonzept "Obere Drau" gliedert sich in folgende Arbeitsschritte:

- I Vorstudie
- II Flächendeckende Kartierungen (Ist-Zustand)
- III Detailuntersuchungen (Ist-Zustand)
- IV Gewässerökologisches Leitbild
- V Maßnahmenprogramm

Die einzelnen Maßnahmen werden im folgenden kurz beschrieben.

3.1 Vorstudie

Ziel der Vorstudie ist die detaillierte Erfassung der Planungsvoraussetzungen als Basis für die

- o Konkretisierung des Projektstrukturplanes
- o Zusammenstellung der Arbeitspakete (Leistungsspezifikation)
- o Entwicklung des Ablaufplanes (Terminplan)
- o Erstellung eines Kostenplanes
- o Erstellung eines Projektmanagementkonzeptes

3.2 Flächendeckende Kartierungen (Ist-Zustand)

Im Rahmen der Ist-Zustandserhebung werden flächendeckende Kartierungs-, Darstellungs- und Berechnungsarbeiten durchgeführt. Als Untersuchungsgebiet wird der HQ 30-Überschwemmungsraum (Talraum) definiert. Flächen oder Einflußgrößen, die außerhalb des Flußraumes, z.B. auf einem Schwemmkegel, liegen, aber wesentlich auf den eigentlichen Untersuchungsraum wirken, werden je nach Themenstellung zusätzlich bearbeitet. Die Kartierungsergebnisse werden im Maßstab 1:5000 festgehalten.

Der Projektsschritt "flächendeckende Kartierungen" beinhaltet z.B. beim "Gewässerbetreuungs-konzept Obere Drau" folgende Arbeitspakete mit den entsprechenden Arbeitsinhalten:

Arbeitspaket Raumnutzung und Störfaktoren

Erfassung und Darstellung von

- Flächenwidmungen
- aktuellen Nutzungen
- Infrastruktureinrichtungen und Störfaktoren
- "Restrukturierungspotentialen" ufernaher Flächen innerhalb des öffentlichen Wassergutes

Arbeitspaket Flußmorphologie und Flußbau

Erfassung und Darstellung von

- bestehenden flußbaulichen Maßnahmen (Dämme, Buhnen, Rampen etc.)
- flußmorphologischen Strukturen (Schotterbänke, Kolke etc.)

Arbeitspaket Vegetationsstrukturen

Erfassung und Darstellung von rund 25 unterschiedlichen Vegetationsstrukturen im Flußraum (Röhrichte, Auwälder, Weideflächen, Äcker etc., vgl. Abb.1)

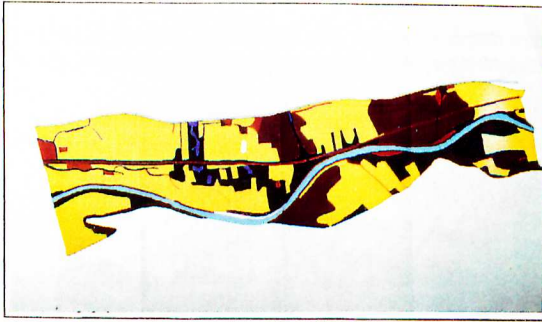


Abb. 1: Planausschnitt "Vegetationsstrukturen"; gezeichnet mit ARC-Info vom Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau, BOKU Wien

Arbeitspaket Gewässersystem

Datenblattmäßige Erfassung und kartographische Darstellung sämtlicher Gewässer im Flußraum (Lauen, Teiche, Quellen, Entwässerungsgräben, Altarme u.a.).

Arbeitspaket Abflußgeschehen

Berechnung und Darstellung der Überflutungs- bzw. Anschlagflächen für das HQ5, HQ 30 und HQ100; HQ5, HQ10 sind vor allem für ökologische Fragestellungen (z.B. Wiedereinbindung von Altarmen) sehr wichtig.

Arbeitspaket Geschiebehaushalt

Bearbeitung und exemplarische Darstellung geschiebespezifischer Fragestellungen (z.B. Ausweisung von Strecken mit Tiefenerosion, ausgeglichenem Sohlniveau oder Anlandung).

Arbeitspaket ARC-Info

Erstellung von Karten und Flächenbilanzen zu den Arbeitspaketen

- Raumnutzung
- Vegetationsstrukturen
- Flußmorphologie und Flußbau
- Gewässersystem

Erstellung von Überlagerungskarten:

1. Überlagerung Abflußgeschehen und Vegetationsstrukturen (Abb. 2)
2. Überlagerung Abflußgeschehen und Raumnutzung

3. Überlagerung Raumnutzung und Vegetationsstrukturen
4. Überlagerung Gewässersystem und Flußmorphologie/Flußbau



Abb. 2: Planausschnitt "Überlagerungskarte Hochwasserabfluß/
Vegetationsstrukturen"; gezeichnet mit ARC-Info vom Institut für
Wasserrwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau,
BOKU Wien

Arbeitspaket Querbericht

- Auswertende Zusammenfassung der Teilberichte;
- Darstellung der Erkenntnisse aus der Gesamtschau;

3.3 Detailuntersuchungen

Inhalt der Detailuntersuchungen sind fachspezifische Kartierungen, Messungen und Beobachtungen in ausgewählten Referenzgebieten (im Fall des GBK Obere Drau ca. 15 % der Gesamtfläche). Wesentlich dabei ist, daß die Untersuchungen maßnahmenorientiert auf wasserwirtschaftliche Fragestellungen abgestimmt sind und die Ergebnisse im Leitbild bzw. in der Maßnahmenplanung umgesetzt werden können. Zusammen mit den flächendeckenden Kartierungen soll ein abgerundetes Bild vom komplexen Wirkungsgefüge des Flußraumes entstehen. Auf Basis der flächendeckenden Kartierungen und der spezifischen wasserwirtschaftlichen Fragestellungen wurden im Rahmen des GBK Obere Drau Detailuntersuchungen zu folgenden Themenbereichen durchgeführt:

- o aktuelle und potentielle Vegetation
- o ausgewählte terrestrische Wirbeltiere
- o Fischerei
- o Makrozoobenthos
- o Abflußverhalten und Strömungsverhältnisse im unmittelbaren
Nahbereich von Quer- und Längswerken
- o Substrat- und Geschiebeverhältnisse

3.4 Ökologisches Leitbild

Das gewässerökologische Leitbild als ein zentrales Element im Planungsprozeß stellt ein Verbindungsglied zwischen der Ist-Zustandserhebung und der ökologisch orientierten generellen Maßnahmenplanung dar. Das Leitbild erfüllt im Hinblick auf die Maßnahmenplanung zahlreiche Funktionen bzw. gibt Antwort auf maßnahmenorientierte Fragestellungen (Abb. 3).

Abb. 3: Funktionen des Leitbildes für die Maßnahmenplanung

L	Projektbewertung ("Entsprechen die Auswirkungen einer Maßnahme dem Leitbild?")
E	Projektserstellung ("Welche wasserwirtschaftlichen Maßnahmen führen in Richtung Leitbild?")
I	Maßnahmenkontrolle (Monitoring): ("Entwickeln sich die durchgeführten Maßnahmen in Richtung Leitbild?")
T	Durchführungsanleitung: ("Entspricht die Projektausführung dem Leitbild?")
B	Zusammenarbeit mit anderen Fachdisziplinen: (z.B. Erarbeitung eines Raftingkonzeptes, Planung von Erholungseinrichtungen am Fluß u.ä.)
I	
L	
D	Öffentlichkeitsarbeit

Es ist wesentlich, daß das gewässerökologische Leitbild einfach, verständlich und plakativ ausgeführt wird, damit die wesentlichen Erkenntnisse für die verschiedensten (Fach-)disziplinen "lesbar" sind.

Grundsätzlich umfaßt das gewässerökologische Leitbild drei Arbeitspakete:

Arbeitspaket Gewässercharakteristik

In der "Gewässercharakteristik" wird der Soll-Zustand des Flußsystems beschrieben. Dazu werden anhand der Ergebnisse der Ist-Zustandserhebung "sektorale" Ziele für die optimale Entwicklung und Gestaltung des Flußraumes formuliert. Die "sektoralen" Ziele betreffen zum einen die abiotischen Eigenschaften des Flusses (Abflußgeschehen, Geschiebe u.ä.), zum anderen die biotischen und anthropogenen Faktoren (Vegetation, Fischerei, Flußbau, Landwirtschaft).

Arbeitspaket Gewässerelemente

Im zweiten Teil des Leitbildes, dem *Arbeitspaket Gewässerelemente*, wird der Soll-Zustand typischer gewässermorphologische Elemente des Flusses (Schotterbänke, Kolke, Altarme, Weichholzaunen, Flachuferzonen u.ä.) hinsichtlich

- o der morphologischen Ausprägung
- o den Entwicklungsbedingungen
- o den Funktionen im Naturhaushalt sowie
- o der tier- und pflanzenökologischen Bedeutung

beschrieben und dargestellt. Die beschriebenen "Gewässerelemente" können als Vorbilder bei der Planung und Durchführung von Maßnahmen dienen.

Arbeitspaket Handlungsschwerpunkte

Durch den Vergleich von Ist-Zustand (flächendeckende Kartierungen) und Soll-Zustand (Gewässercharakteristik, Gewässerelementen) werden Defizite und Problembereiche aufgezeigt, aus denen wiederum Handlungsschwerpunkte abgeleitet werden.

3.5 Maßnahmenprogramm

Die Beschreibung der Maßnahmen ist genereller Natur und beschränkt sich auf Ideenskizzen, Photomontagen, Erläuterungen und generelle Berechnungen. Vor einer Realisierung der Maßnahmen sind Detailplanungen notwendig.

Im Rahmen des Pilotprojektes "Gewässerbetreuungskonzeptes Untere Isel" wurden für die Darstellung der einzelnen Maßnahmen A3 Blätter mit standardisiertem Aufbau verwendet. Bei den Maßnahmen wurde zwischen vier Maßnahmentypen unterschieden:

1. *Gewässerinstandhaltung*: ökologisch und/oder wasserwirtschaftlich orientierte Maßnahmen zur Erhaltung wasserbaulicher Anlagen
2. *Gewässergestaltung*: bauliche Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit
3. *Gewässerpflege*: landschaftspflegerische Maßnahmen im HQ 30 -Abflußraum
4. *Gewässerschutz*: Ausweisung schutz- und erhaltungswürdiger Flächen einschließlich der Maßnahmen die der Erhaltung dieser Flächen dienen

STALZER (1992) unterscheidet auf Basis österreichweiter Erfahrungswerte und der bestehenden rechtlichen Rahmenbedingungen folgende Maßnahmen:

- o Hochwasserrückhalt
- o passiver Hochwasserschutz
- o Schutz- und Regulierungsmaßnahmen
- o Gewässerpflege
- o Gewässerinstandhaltung

Auf Basis des Maßnahmenkataloges wird von den Bundeswasserbauverwaltungen der Länder ein Schwerpunktprogramm mit einem Umsetzungszeitraum von zumeist 3 Jahren erarbeitet.

4. Begleitmaßnahmen

Erfahrungen haben gezeigt, daß es sinnvoll ist, parallel zu der Erarbeitung eines Gewässerbetreuungskonzeptes mit einem Planungszeitraum von zwei bis drei Jahren gewässerökologisch orientierte Baumaßnahmen durchzuführen. So können wertvolle Erkenntnisse über organisatorische, ökologische und technische Probleme gewonnen werden, die bei der Erarbeitung des Maßnahmenkataloges eine wichtige Orientierungshilfe darstellen. Als Beispiel wird hier eine Maßnahme kurz beschrieben, die als "Begleitmaßnahme" im Zuge des GBK Obere Drau realisiert wurde.

Im Bereich von Kleblach Lind wurde rechtsufrig ein rund 400 m langer und bis zu 30 m breiter Aufweitungsbereich mit einem rund 350m langen Nebengerinne und einem rund 30 m langen Totarm geschaffen (Abb. 4). Mit der Maßnahme wurden zwei wesentliche Ziele verfolgt:

- o Sohlstabilisierung durch Senkung der Schleppkraft und
- o Verbesserung der "ökologischen Funktionsfähigkeit".

Auf einer ehemaligen Ackerfläche im öffentlichen Wassergut wurden Erdbewegungsarbeiten im Ausmaß von rund 10000 m³ notwendig. Das Aushubmaterial konnte teilweise als Bauschotter wiederverwendet werden. Zur Initiierung dynamischer flußmorphologischer Prozesse wurden die Inseln nur teilweise gesichert. Auf diese Weise konnten sich schon nach dem Sommerhochwasser 1992 (ca. HQ 10) natürliche flußmorphologische Strukturen entwickeln (Abb. 5). Die nachfolgenden Untersuchungen im Rahmen des GBK Obere Drau sollen die Auswirkungen dieser Maßnahme aus ökologischer und schutzwasserwirtschaftlicher Sicht näher dokumentieren.

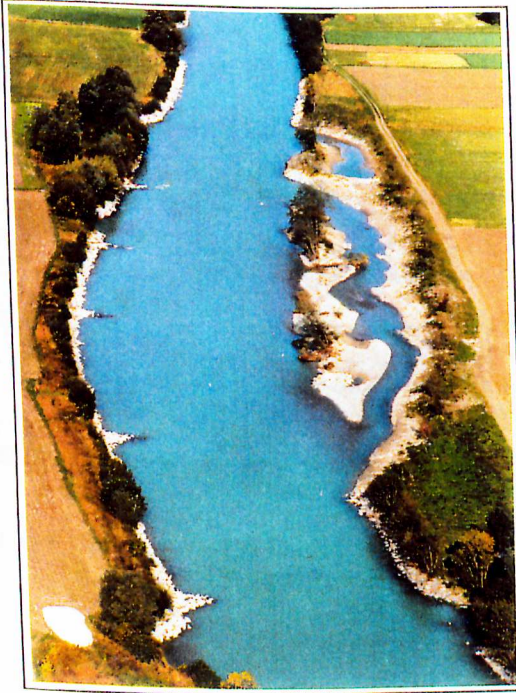


Abb. 4:
Aufweitung des Abfluß-
profils zur Sohlstabi-
lierung und zur Erhöhung der
ökologischen Funktionsfä-
higkeit bei Kleblach-Lind



Abb.5: Flußmorphologische Strukturvielfalt im Aufweitungsbereich bei Kleblach-Lind

5. Literatur

- MICHOR, K. (1990): Vorstudie zur Erarbeitung eines ökologisch orientierten generellen flußbaulichen Projektes für die Drau von der Mündung der Möll bis zur Mündung der Isel. Lienz;
- MICHOR, K. (1990/1991/1992) Projektsunterlagen zu den Gewässerbetreuungskonzepten an der Isel, Drau und Gail. Lienz;
- REDL, G. (1990): Moderne wasserwirtschaftliche Planungsansätze. 9. Seminar Landschaftswasserbau. Ökologische, wasserwirtschaftliche und technische Impulse zur natur- und landschaftsgerechten Nutzung von Fließgewässern. TU Wien;
- STALZER, W./HANTEN, P. (1992): Gewässerbetreuung in Österreich. Seminarbeitrag des DVWK. Gewässer und Landschaft, Gunzenhausen;
- STALZER, W./REDL, G. (1989): Grundsatzüberlegungen und Beispiele zur Gewässerbetreuung. 16. Flußbautagung, Lienz;

Anschrift des Verfassers:

Dipl.-Ing. Klaus MICHOR
REVITAL,
Büro für
Landschaftsplanung und
angewandte Ökologie
Fanny-Wibmer-Pedit-Str. 1
9900 Lienz

W I E N E R M I T T E I L U N G E N
W A S S E R - A B W A S S E R - G E W Ä S S E R

Eine von den Wasserbauinstituten an
der Technischen Universität Wien,
den Instituten für Wasserwirtschaft der
Universität für Bodenkultur und
dem Österreichischen Wasser- und
Abfallwirtschaftsverband
herausgegebene Schriftenreihe

Band Nr.:		Preis ÖS
1	Kresser, W.: Das Wasser (1968)	vergriffen
2	Breiner, H.: Die Gesetzmäßigkeiten der stationären Flüssigkeitsströmung durch gleichförmig rotierende zylindrische Rohre (1968)	200,--
3	von der Emde, W.: Abwasserreinigung - Grundkurs (1969)	vergriffen
4	4. Seminar ÖWWV, Raach 1969 Abwasserreinigungsanlagen Entwurf-Bau-Betrieb (1969)	vergriffen
5	5. Seminar ÖWWV, Raach 1970 Zukunftsprobleme der Trinkwasser- versorgung (1970)	vergriffen
6	6. Seminar ÖWWV, Raach 1971 Industrieabwässer (1971)	vergriffen
7	7. Seminar ÖWWV, Raach 1972 Wasser- und Abfallwirtschaft (1972)	vergriffen
8	Schmidt, F.: Das vollkommene Peilrohr (Zur Methodik der Grundwasser- beobachtung) (1972)	250,--
9	Doleisch, M.: Über die Auswertung von Abflußmessungen auf elektronischen Rechenanlagen Pruzinsky, W.: Über die Anwendung von radioaktiven Tracern in der Hydrologie (1972)	250,--
10	1. Hydrologie-Fortbildungskurs Hochschule für Bodenkultur (1972)	vergriffen

Band Nr.:		Preis Ös
11	Gutknecht, D.: Vergleichende Untersuchungen zur Berechnung von HW-Abflüssen aus kleinen Einzugsgebieten (1972)	vergriffen
12	8. Seminar ÖWWV, Raach 1973 Uferfiltrat und Grundwasser- anreicherung (1973)	270,--
13	von der Emde W., Fleckseder H., Huber L., Viehl K.: Zellstoffabwässer - Anfall und Reinigung (1973)	vergriffen
14	2. Hydrologie-Fortbildungskurs 1973 Hochschule für Bodenkultur (1973)	vergriffen
15	9. Seminar ÖWWV, Raach 1974 Neue Entwicklungen in der Abwassertechnik (1973)	vergriffen
16	von der Emde, W.: Praktikum der Kläranlagentechnik (1974)	vergriffen
17	Behr, O.: Stabilitätsuntersuchung von Abfluß- profilen mittels hydraulischer Methoden und Trendanalyse (1974)	250,--
18	3. Hydrologie-Fortbildungskurs 1975 Universität für Bodenkultur (1975)	180,--
19	1. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1976 Institut für Wasserwirtschaft, Universität für Bodenkultur (1976)	180,--
20	11. Seminar ÖWWV, Raach 1976 Abfall- und Schlammbehandlung aus wasserwirtschaftlicher Sicht (1976)	vergriffen
21	2. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1977 Institut für Hydraulik, Technische Universität Wien (1977)	300,--
22	12. Seminar ÖWWV, Raach 1977 Abwasserreinigung in kleineren Verhältnissen (1977)	350,--
23	Baron W., Heindl W., Behr O., Reitinger J.: Methoden zur rechnerischen Behandlung von Grundwasserleitern (1977)	200,--

Band Nr.:		Preis ÖS
24	Begert, A.: Ein Beitrag zur Reinigung des Abwassers eines Chemiefaserwerkes eines chemischen Betriebes und einer Kokerei (1978)	vergriffen
25	Kroiss, H.: Ein Beitrag zur Reinigung von Zuckerfabriksabwasser (1978)	vergriffen
26	Gutknecht, D.: Methoden der hydrologischen Kurzfristvorhersage (1978)	300,--
27	13. Seminar ÖWWV, Raach 1978 Wasserversorgung-Gewässerschutz (1978)	vergriffen
28	14. Seminar ÖWWV, Raach 1979 Industrieabwasserbehandlung - Neue Entwicklungen (1979)	vergriffen
29	Frischherz, H.: Probleme der Uferfiltration und Grundwasseranreicherung mit besonderer Berücksichtigung des Wiener Raumes (1979)	vergriffen
30	Beiträge zur Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft: o.Univ.-Prof.DDr. Werner Kresser zum 60. Geburtstag (1979)	350,--
31	Schügerl, W.: Grundwasserzuströmungsverhältnisse zu Horizontalfilterrohrbrunnen (1980)	200,--
32	3. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1980 Institut für Wasserwirtschaft, Universität für Bodenkultur (1980)	350,--
33	Kulturtechnik und Wasserwirt- schaft heute (1) (1980)	vergriffen
34	15. Seminar ÖWWV, Raach 1980 Behandlung und Beseitigung kommunaler und industrieller Schlämme (1980)	vergriffen
35	Usrael, G.: Faktoren, die die Inaktivierung von Viren beim Belebungsverfahren beeinflussen (1980)	250,--
36	Flögl, W.: Vergleichende Kostenuntersuchungen über das Belebungsverfahren (1980)	350,--

Band Nr.:

Preis ÖS

- | | | |
|----|--|------------|
| 37 | Ruider, E.:
Ein Beitrag zur Reinigung und Geruchs-
freimachung von Abwasser aus
TK-Verwertungsanstalten (1980) | vergriffen |
| 38 | Schiller, G.:
Wasserwirtschaftliche Probleme der
Elektrizitätserzeugung (1981) | vergriffen |
| 39 | Kulturtechnik und Wasserwirt-
schaft heute (2) (1981) | 400,-- |
| 40 | 16. Seminar ÖWWV, Raach 1981
Wasseraufbereitung und Abwasserreinigung
als zusammengehörige Techniken (1981) | vergriffen |
| 41 | Kurs 1: Filterbrunnen zur Erschließung
von Grundwasser (1981) | 400,-- |
| 42 | Kirnbauer, R.:
Zur Ermittlung von Bemessungs-
hochwässern im Wasserbau (1981) | 300,-- |
| 43 | Institut für Wasserwirtschaft:
Wissenschaftliche Arbeiten (1981) | 350,-- |
| 44 | Kulturtechnik und Wasserwirt-
schaft heute (3) (1981) | 350,-- |
| 45 | Kurs 2: Verbundwirtschaft in der
Wasserversorgung (1982) | 400,-- |
| 46 | Stalzer, W.:
Gewässerschutzplanung, deren Umsetzung
und Zielkontrolle im Einzugsgebiet des
Neusiedler Sees (1982) | 350,-- |
| 47 | 17. Seminar ÖWWV, Ottenstein 1982
Wechselwirkung zwischen Planung und
Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen.
Erfahrungen und Probleme (1982) | 400,-- |
| 48 | Kleinwasserkraftwerke, Notwendigkeit
und Bedeutung
Flußstudien: Schwarza, Kleine Ybbs,
Saalach (1982) | 440,-- |
| 49 | Beiträge zu Wasserversorgung, Abwasser-
reinigung, Gewässerschutz und
Abfallwirtschaft
o.Univ.-Prof.Dr.-Ing. W. v. d. Emde
zum 60. Geburtstag (1982) | 440,-- |

Band Nr.:

		Preis ÖS
50	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft heute (4) (1982)	vergriffen
51	18. Seminar ÖWWV Ottenstein 1983 Sicherung der Wasserversorgung in der Zukunft (1983)	vergriffen
52	ÖWWV-Kurs 3, 1983 Thermische Beeinflussung des Grundwassers (1983)	vergriffen
53	Fortbildungskurs des ÖWWV 1984 "Planung und Betrieb von Regentlastungen" (1984)	vergriffen
54	19. Seminar ÖWWV, Gmunden 1984 Sonderabfall und Gewässerschutz (1984)	vergriffen
55	Naturnahes Regulierungskonzept "Pram" (1984)	360,--
56	Fortbildungskurs des ÖWWV 1985 "Blähschlammprobleme beim Belebungsverfahren" (1984)	vergriffen
57	ÖWWV-Kurs 4, 1985 Chemie in der Wassergütwirtschaft (1985)	vergriffen
58	20. Seminar ÖWWV, Ottenstein 1985 Klärschlamm - Verwertung und Ablagerung (1985)	vergriffen
59	Pelikan, B.: Wasserkraftnutzung an der Thaya (1985)	320,--
60	Seminar "Wasser - Umwelt - Raumordnung" (1985)	220,--
61	Fleckseder, H.: Gewässerschutz im Wandel der Zeit - Ziele und Maßnahmen zu ihrer Verwirklichung (1985)	300,--
62	Kroiss, H.: Anaerobe Abwasserreinigung (1985)	vergriffen
63	Begert, A.: Kleine Belebungsanlagen mit einem Anschlußwert bis 500 Einwohnergleichwerte (1985)	vergriffen

Band Nr.:		Preis ÖS
64	Fortbildungskurs des ÖWWV 1986 "Belüftungssysteme beim Belebungsverfahren" (1986)	vergriffen
65	21. Seminar ÖWWV, Ottenstein 1986 Planung und Betrieb von Behandlungs- anlagen für Industrieabwasser (1986)	vergriffen
66	Ausspracheseminar Grundwasserschutz in Österreich (1986)	400,--
67	Kulturtechnik und Wasserwirt- schaft heute (5) (1986)	vergriffen
68	Schmid, B.H.: Zur mathematischen Modellierung der Abflußentstehung an Hängen (1986)	300,--
69	Fortbildungskurs des ÖWWV 1987 "Nitrifikation - Denitrifikation" (1987)	vergriffen
70	Institut für Wasserwirtschaft: "Flußbau und Fischerei" (1987)	220,--
71	22. Seminar ÖWWV, Ottenstein 1987 Wasserversorgung und Abwasserreinigung in kleinen Verhältnissen (1987)	vergriffen
72	Wurzer E.: Wasserwirtschaft und Lebensschutz (1987)	vergriffen
73	Fortbildungskurs des ÖWWV 1988 Anaerobe Abwasserreinigung - Grundlagen und großtechnische Erfahrungen (1988)	300,--
74	Tagung Wien 1987 "Wasserbau und Wasserwirtschaft im Alpenraum in historischer Sicht" (1988)	300,--
75	Fortbildungskurs des ÖWWV auf den Gebieten des Wasserhaushaltes und der Wasserversorge "Wechselbeziehungen zwischen Land-, Forst- und Wasserwirtschaft (1988)	300,--
76	23. Seminar ÖWWV, Ottenstein 1988 Gefährdung des Grundwassers durch Altlasten (1988)	vergriffen
77	Kulturtechnik und Wasserwirt- schaft heute (6) (1987)	200,--

Band Nr.:		Preis ÖS
78	Nachtnebel, H.P.: Wasserwirtschaftliche Planung bei mehrfacher Zielsetzung (1988)	350,--
79	ÖWWV und Bundesingenieurkammer "Symposion: Hydraulik offener Gerinne" (1989)	vergriffen
80	Jungwirth, M. und Schmutz, S.: Untersuchung der Fischaufstiegshilfe bei der Stauhaltung 1 im Gießgang Greifenstein (1988)	250,--
81	Fortbildungskurs des ÖWWV 1990 "Biologische Abwasserreinigung" 2. überarbeitete Auflage - Nachdruck	450,--
82	24. Seminar ÖWWV, Ottenstein 1989 "Klärschlamm Entsorgung" (1989)	450,--
83	2. Symposium: "Viruskontamination der Umwelt und Verfahren der Kontrolle" (1989)	250,--
84	Fortbildungskurs des ÖWWV 1989 "Schadstofffragen in der Wasserwirtschaft"	400,--
85	Frischherz, H.; Benes, E.; Ernst, J.; Hager, F.; Stuckart, W. Schlußbericht zum Forschungsvorhaben "Trink- wasseraufbereitung mit Ultraschall" Projekt-Abschnitt I (1989)	250,--
86	Summer, W.: Umfassende Betrachtung der Erosions- und Sedimentationsproblematik (1989)	350,--
87	25. Seminar ÖWWV, Ottenstein 1990 "Großräumige Lösungen in der Wasserversorgung"	vergriffen
88	Revitalisierung von Fließgewässern (1990) Beiträge zum Workshop in Scharfling, April 1989	460,--
89	Kulturtechnik und Wasserwirt- schaft - heute (9) (1990)	250,--
90	Schmid, B.H.: A Study on Kinematic Cascades (1990)	250,--
91	Blöschl, G.: Snowmelt simulation in rugged terrain - The gap between point and catchment scale approaches (1990)	250,--

Band Nr.:		Preis ÖS
92	Blaschke, A.P.: Dateninterpretation und ihre Bedeutung für Grundwasserströmungsmodelle (1990)	250,--
93	Fürst, J.: Decision Support Systeme für die Grundwasser- wirtschaft unter Verwendung geografischer Informationssysteme	250,--
94	Frischherz, H.; Benes, E.; Hager, F.; Stuckart, W.; Ilmer, A.; Gröschl, M.; Bolek, W.: Schlußbericht zum Forschungsvorhaben "Trink- wasseraufbereitung mit Ultraschall" Projekt-Abschnitt II (1990)	250,--
95	Svardal, K.: Anaerobe Abwasserreinigung - Ein Modell zur Berechnung und Darstellung der maßgebenden chemischen Parameter (1991)	300,--
96	Fortbildungskurs des ÖWWV 1991 "EDV-Einsatz auf Abwasserreinigungsanlagen"	400,--
97	Fortbildungskurs des ÖWWV 1991 "Entfernung von Phosphorverbindungen in der Abwasserreinigung"	350.--
98	26. ÖWWV-Seminar, Ottenstein 1991 "Auswirkungen der Wasserrechtsgesetznovelle 1990 auf Behörden, Planer und Betreiber kommunaler Abwasseranlagen - aus technischer, rechtlicher und wirtschaftlicher Sicht" Nachdruck 1993	400,--
99	Fortbildungskurs des ÖWWV 1991 "Geruchsemissionen aus Abwasser- reinigungsanlagen"	300.--
100	Fortbildungskurs des ÖWWV 1992 "Anpassung von Kläranlagen an den Stand der Technik"	400,--
101	Pelikan, P.: Naturnahe Wasserbau (1992)	in Druck
102	Behr, O.: Erfassung hydrologischer Elemente in Österreich im Hinblick auf den Wasserhaushalt (1992)	in Druck
103	27. ÖWAV-Seminar, Ottenstein 1992 "Wasser- und Abfallwirtschaft in dünn besiedelten Gebieten"	500,--

Band Nr.:		Preis ÖS
104	Virus Contamination of the Environment - Methods and Control	in Druck
105	Fortbildungskurs des ÖWAV 1992 "Fließgewässer und ihre Ökologie"	300,--
106	Mader, H.: Festlegung einer Dotierwassermenge über Dotationsversuche	300,--
107	"Wasserrechtsgesetzesnovelle '90 und neue Emissionsverordnungen" (Vorträge anlässlich der UTEC 1992)	400,--
108	"Chemische Analytik für einen zeitgemäßen Gewässerschutz" (Vorträge anlässlich der UTEC 1992)	400,--
109	Mader, H. / Steidl, Th.: Hydrologisch-hydrographische Typologie österreichischer Fließgewässer	in Druck
110	Fortbildungskurs des ÖWAV 1993 "Bemessung und Betrieb von Anlagen zur Stickstoffentfernung"	in Druck

Diese Bände sind zu beziehen von:

Institut für Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft
Technische Universität Wien, Karlsplatz 13, A-1040 Wien

Band: 1, 2, 8, 9, 17, 21, 23, 26, 30, 31, 41, 42, 52, 66,
68, 74, 79, 90, 91, 92, 102

Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft
Technische Universität Wien, Karlsplatz 13, A-1040 Wien

Band: 12, 15, 16, 20, 28, 34, 35, 36, 37, 47, 49, 53, 54, 56,
57, 58, 61, 62, 63, 64, 65, 69, 73, 81, 82, 84, 95, 96,
97, 98, 99, 100, 105, 107, 108, 110

Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven
Wasserbau, Universität für Bodenkultur,
Nußdorfer-Lände 11, A-1190 Wien

Band: 18, 19, 32, 38, 43, 44, 45, 48, 50, 55, 59, 60, 70, 75,
78, 86, 89, 93, 101, 106

Institut für Wasservorsorge, Gewässergüte und Fischerei-
wirtschaft, Universität für Bodenkultur,
Nußdorfer-Lände 11, A-1190 Wien,

Band: 22, 29, 39, 40, 46, 67, 71, 72, 76, 77, 80, 83, 85, 87,
88, 94, 103