

Sanierungskonzepte für kleine Fließgewässer

Dietrich BORCHARDT

1. Einführung

Der heutige Zustand der Fließgewässer in den Kulturlandschaften Mitteleuropas ist das Ergebnis eines seit langer Zeit andauernden Prozesses schrittweiser Eingriffe und Umgestaltungen durch den Menschen. Einflüsse resultierten zunächst aus der im Mittelalter einsetzenden Entwaldung und Bodenerosion (ELLENBERG 1982). Mit fortschreitender Industrialisierung und rapide ansteigender Bevölkerungsdichte erreichte die Gewässerbelastung im 19. Jahrhundert ein vorher nicht gekanntes Ausmaß, wobei die Einleitungen ungeklärter Abwässer und die Flurbereinigung mit Grundwasserabsenkungen und Gewässerausbau gleichermaßen von Bedeutung waren. Die wasserwirtschaftlichen Maßnahmen waren technisch orientiert, d.h. Fließgewässer wurden als "Vorfluter" gesehen. Sie hatten die Schmutz- und Schadstoffe der flächendeckend errichteten Schwemmkanalisationen aufzunehmen

und dienten als Entwässerungserinne der Kulturlandschaft zur Gewinnung von Nutzflächen, wobei Siedlungen und Landwirtschaft wiederum vor Hochwasser zu schützen waren. Diese Vorgaben waren auch nach 1900 die vorrangigen Ziele der Wasserwirtschaft und noch mit Einführung der wasserwirtschaftlichen Rahmengesetzgebung in der Bundesrepublik Deutschland im Jahr 1957 wurde der Auftrag formuliert, eine "bestmögliche Nutzung" der Gewässer zu gewährleisten (Tab.1). Parallel dazu waren die ersten im Zuge der europäischen Integration eingeführten Richtlinien zum Gewässerschutz in der 70er und 80er Jahren vorwiegend "nutzungsorientiert"

Viele Fließgewässer wurden in den vergangenen 40 Jahren durch den flächendeckenden Ausbau der Siedlungsentwässerung und die Optimierung der Reinigungsverfahren in Kläranlagen abwassertechnisch weitgehend saniert. Mit den Novellierungen des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) wurde der

Tabelle 1

Entwicklung des gesetzlichen Auftrages zur Bewirtschaftung der Gewässer

Jahr	National	Europa
1957	Wasserhaushaltsgesetz (WHG)	
1972	Grundsatz § 1a WHG: Gewässer sind so zu bewirtschaften, dass die nicht mehr als unvermeidbar beeinträchtigt ..., bestmögliche Nutzung	
1976	Novellierung § 1a WHG: Wohl der Allgemeinheit und im Einklang damit Nutzung einzelner	EG-Richtlinie "Badegewässer"
1978		EG-Richtlinie "Gefährliche Stoffe" EG-Richtlinie "Fischgewässer"
1979		EG-Richtlinie "Muschelgewässer"
1980		EG-Richtlinie "Trinkwasser" EG-Richtlinie "Grundwasser"
1986	Novellierung § 1a WHG: Gewässer sind als Bestandteil des Naturhaushaltes ... zu bewirtschaften.	
1991		EU-Richtlinie "Nitrat" EU-Richtlinie "Kommunales Abwasser"
1996	Novellierung § 1a WHG: Gewässer sind als Bestandteile des Naturhaushaltes und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen zu schützen.	EU-Wasserrahmenrichtlinie (Entwurf): "guter ökologischer Zustand der Oberflächengewässer"

Auftrag zur "ökologischen" Gewässerbewirtschaftung immer deutlicher gesetzlich verankert. Wesentliche Bestimmungen ergeben sich aus dem § 1a WHG, nach dem die Gewässer "*als Bestandteil des Naturhaushaltes und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen zu schützen*" und so zu bewirtschaften sind, "*dass sie dem Wohl der Allgemeinheit dienen und vermeidbare Beeinträchtigungen ihrer ökologischen Funktionen unterbleiben*" (WHG, 1996). Der Schutzauftrag und der juristische Eigenwert von Gewässern als "Bestandteil des Naturhaushaltes" ist zielkonform mit weiteren Umweltgesetzen, z.B. dem Bundesnaturschutzgesetz sowie den meisten Landesfischereigesetzen.

Weitere Bedeutung hat der vor rund zehn Jahren durch die UN-Kommission "Umwelt und Entwicklung" in die Umweltdiskussion eingebrachte Begriff "nachhaltige Entwicklung" (BRUNDTLAND et al. 1987). Vor allem seit der UN Konferenz in Rio de Janeiro 1992 spielt dieser bei allen internationalen Überlegungen zu Umwelthandlungs- und -qualitätszielen eine zentrale Rolle. Seine Umsetzung in der Wasserwirtschaft wird derzeit in Zusammenhang mit der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU 1998) und im nationalen Rahmen intensiv und kontrovers diskutiert (z.B. BMU 1993, LAWA 1996, UBA 1996). Im Ergebnis ist davon auszugehen, dass der "gute ökologische Zustand" von Oberflächen- und Grundwasser zukünftig gesetzlich bestimmtes Ziel wasserwirtschaftlichen Handelns und von Sanie-

rungskonzepten für Fließgewässer wird. Daraus entsteht mehr als bisher die Aufgabe, die natürlichen Wasservorräte für den Menschen langfristig nutzbar zu erhalten, und sie gleichzeitig aber auch in ihrer Funktion und Bedeutung als Ökosysteme zu sichern.

2. Gegenwärtige Situation

2.1 Gewässerökologie

Fließgewässer sind als ökologische Systeme anzusehen, deren Habitatbedingungen mehr physikalisch als biologisch geprägt werden (REICE 1985). Die gerichtete Strömung des Wassers, die große Längserstreckung mit gleichermaßen sprunghaften oder kontinuierlichen Gradienten von physikalischen Umweltfaktoren vom Ober- zum Unterlauf, und die enge Verzahnung mit den angrenzenden semiaquatischen, subterranean und terrestrischen Ökosystemen sind grundlegende Eigenschaften der Fließgewässer. Die natürliche Variabilität der abiotischen Umwelt strukturiert Systeme, deren biotische Organisation sich außerordentlich rasch an fluktuierende Umweltbedingungen anpassen kann (TOWNSEND & HILDREW 1984). Insbesondere die Stoffzufuhr und der Stoffumsatz sind in Fließgewässern zeitlich variabel, so dass neben den räumlichen Gradienten (VANNOTE et al. 1980) zum Teil hohe zeitliche Fluktuationen der physikalischen

Tabelle 2

Fließgewässerökologische Hypothesen und Konzepte mit ihrer Anwendung in der wasserwirtschaftlichen Praxis.

Konzeptionelle Grundlagen	Bezug/Dimension	Anwendung in der Wasserwirtschaft
Allgemeine biozönotische Gliederung; "Kolonisationszyklus"-Hypothese; (Illies & Botosaneanu 1963, Müller 1982)	Horizontale Erstreckung der Fließgewässer	"Fluss-Kontinuum"
River Continuum Concept; Nutrient Spiraling (Vannote et al. 1980; Newbold et al. 1982)		"Lineare Durchgängigkeit"
Serial Discontinuity Concept (Stanford et al. 1988)		Nicht gegeben
Oberflächenwasser-/Grundwasservernetzung; Hyporheisches Interstitial (Orghidan 1959; Schwoerbel 1961)	Vertikale Erstreckung	Nicht gegeben
Ecotone Concept (Fischer & Likens 1973; Ward 1988, Naimann & Decamps 1990)	Laterale Erstreckung	"Land-Wasser-Vernetzung"; "Einheit von Fluss und Aue"; "Gewässerstrukturgüte"
Hierarchical Organisation (Frissell et al. 1986)		"Gewässerstrukturgüte"
Hydraulic Stream Ecology (Statzner & Hilger 1986; Statzner et al. 1988)	Zeiliche/räumliche	"Restwasser"; in anderen Punkten nicht gegeben
Disturbance Theory; Patch-Dynamics-Concept (Pickett & White 1985; Townsend 1989)	Dynamik	Nicht gegeben

und chemischen Lebensbedingungen für Organismen auftreten. Diese allgemein akzeptierten ökologischen Hypothesen und Konzepte sind in der Gewässerbewirtschaftung bisher nur teilweise in Zielsetzungen und Handlungsanleitungen umgesetzt worden (Tab. 2).

Von theoretischer und praktischer Bedeutung ist, dass Parameter zur Charakterisierung der wichtigsten abiotischen Eigenschaften in Fließgewässern für die Strömung und die physikalisch-chemische Beschaffenheit vielfach über Messungen in der fließenden Welle bestimmt werden. Häufig wird daraus auf die abiotischen Bedingungen für Mikro- und Makroorganismen zurückgeschlossen, obwohl diese in kleinen Fließgewässern (Epi-, Meta- und Hyporhithral) ganz überwiegend an der Gewässersohle oder den oberen, noch vom Wasser durchströmten Sedimentschichten leben. Es ist seit langem bekannt, dass die abiotischen Bedingungen hier von denen in der fließenden Welle deutlich abweichen können. Detaillierte und quantifizierte Grundlagenkenntnisse hierüber fehlen für rhithrale Fließgewässerabschnitte jedoch weitgehend. Dies stellt sich immer wieder als ein wesentliches Defizit bei der ökologischen Bewertung von hydraulischen und wasserchemischen Einflußgrößen auf ökologische Indikatoren heraus.

Die Bedingungen im Hyporheal hängen jedoch nicht nur von denen in der fließenden Welle ab, umgekehrt greifen die benthischen Mikro- und Makroorganismen durch ihren Stoffwechsel in den Stoffhaushalt der Gewässer ein und können ihrerseits Stoffkonzentrationen bzw. -frachten erheblich beeinflussen. Dies gilt insbesondere für die Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen sowie für den

Sauerstoff, aber auch für zahlreiche weitere Wasserinhaltsstoffe. Typisch für Fließgewässer ist weiterhin die im Vergleich zu den Seen besonders enge Verbindung mit den angrenzenden emersen Lebensräumen, so dass auch zwischen dem hyporheischen Interstitial und den uferwärts anschließenden Zonen erhebliche stoffliche und biozönotische Wechselwirkungen zu erwarten sind. Zu diesen Themen fehlen in Ergänzung zu den vorhandenen ökologischen Konzepten quantitative Kenntnisse noch weitgehend. Die wissenschaftliche Forschung muss deshalb für kleinere Fließgewässer in der Kulturlandschaft noch praktikable Kriterien und Modelle entwickeln, welche anhand ökologischer Kriterien Einflüsse auf den Naturhaushalt durchschaubar und von einem übergeordneten Standpunkt aus bewertbar machen.

2.2 Gewässerbelastung

Mit dem sektoriellen Gewässerschutz und der Vorgehensweise nach dem "Emissionsprinzip" wurde die Wasserqualität vieler größerer Fließgewässer in den vergangenen Jahrzehnten hinsichtlich organischer und xenobiotischer Belastungen wesentlich verbessert. Beispielsweise werden bei einer Gesamtlänge von rund 26.000 km heutzutage über 60 % der Fließgewässerstrecken Hessens als gering oder mäßig organisch belastet eingestuft (HMUEJFG 1998). Ähnliche Entwicklungen können selbst in industriellen Ballungszentren Nordrhein-Westfalens beobachtet werden (LONDONG & SPERLING 1997).

Trotz der Verringerung der Abwasserbelastung weisen aber zahlreiche kleinere Fließgewässer hohe ökologische Defizite auf und die nachhaltige Siche-

Tabelle 3

Bedeutung von Auen und Fließgewässern als Lebensraum ausgewählter Tiergruppen und Pflanzen. Angaben nach KAULE (1991), BINOT et al. (1998) sowie BREHM & MEIJERING (1982).

Taxon	Artenzahl in der BRD	davon ausgestorben oder aktuell gefährdet	in Auen und Fließgewässern (potentiell) vorkommende Arten	Anteil an der Gesamtartenzahl	davon ausgestorben oder aktuell gefährdet
Vögel	256	44%	135	52%	65
Reptilien	14	79%	4	29%	alle
Amphibien	21	67%	18	85,7%	fast alle
Fische/Rundmäuler (Süßwasser)	70	74%	70	100%	74%
Köcherfliegen	311	39%	278	100%	61%
Eintagsfliegen	102	56%	81	100%	70%
Libellen	80	60%	ca. 50	62,5%	54%
Höhere Pflanzen (Farn- u. Blütenpflz.)	ca. 3000	ca. 30 %	ca. 600	ca. 20 %	?

rung ökologischer Funktionen wurde vielfach nicht erreicht (z.B. WOLF 1995, DVWK 1996). Beispielhaft kann dies anhand der Gefährdung ausgewählter Tier- und Pflanzengruppen, deren Vorkommen an Fließgewässer gebunden ist, gezeigt werden (vgl. Tab. 3).

Unter ökologischen Gesichtspunkten lassen sich Fließgewässer in fünf in enger Wechselbeziehung stehende Kompartimente unterteilen, die in einem definierbaren Wirkungsgefüge miteinander verbunden sind. Die wichtigsten anthropogenen Einflüsse auf den ökologischen Zustand von Gewässern, die gleichzeitig Ansatzpunkt für Sanierungen sind, resultieren dabei aus den Bereichen:

- Gewässerausbau
- Gewässerunterhaltung
- Wasserkraft/Wasserentnahmen
- Siedlungsentwässerung
- Landwirtschaft
- Fischerei, Freizeitnutzung

Diese Einflüsse lassen sich den ökologischen Kompartimenten systematisch zuordnen (Abb. 1).

Es ist offensichtlich, dass eine ökologisch begründete Sanierung von Fließgewässern die Änderung der bisherigen Praxis in Richtung eines integralen Gewässerschutzes erfordert, der alle Kompartimente des Ökosystems sowie das Einzugsgebiet (Wasser, Gewässerbett mit Ufer und Aue) mit den wichtigsten Einflüssen durch menschliche Nutzungen (Landnutzung, Siedlungen, Kanalisation und Kläranlagen) berücksichtigt.

2.3 Wasserwirtschaft und ökologisch begründeter Gewässerschutz

Unter Wasserwirtschaft ist die zielbewusste Ordnung menschlicher Eingriffe auf den Wasserhaushalt zu verstehen. Je nach Zielrichtung kann eine quantitative (Wassermengen), qualitative (Wassergüte) und biologische Wasserwirtschaft (Gewässer als Lebensraum) unterschieden werden.

Die maßgebenden Disziplinen Siedlungswasserwirtschaft, Hydrologie, Hydraulik, Wasserbau und die Gewässerökologie haben dabei zwar die Oberflächengewässer als gemeinsames Bezugsobjekt,

sind aber derzeit weitgehend unabhängig voneinander arbeitende Disziplinen. Auch aus diesem Grund wurden Maßnahmen des Gewässerschutzes bisher vorwiegend technologisch und emissionsorientiert begründet, wobei das Gewässereinzugsgebiet, die Kanalnetze der Siedlungen, die Kläranlagen und die Gewässer als getrennte Systeme betrachtet und bewirtschaftet wurden. Diese Struktur findet sich entsprechend in Wasserwirtschaftsverwaltungen als Entscheidungsträger für die Umsetzung von Maßnahmen des Gewässerschutzes wieder.

Da die gegenwärtigen Probleme im Gewässerschutz einen ganzheitlichen Lösungsansatz erfordern, müssen entsprechende Sanierungskonzepte die ökologischen Defizite und Belastungsfaktoren so identifizieren, dass in Planung und Umsetzung problemspezifische Maßnahmen ergriffen werden können. Dabei sind die relevanten ökologischen, technischen und sozioökonomischen Gesichtspunkte zu integrieren und die Maßnahmen lösungs- und praxisorientiert zu ergreifen. Entsprechende Planungen sind in kleineren Flusseinzugsgebieten sehr viel eher aufzustellen und umzusetzen als bei großen Flusslandschaften, da nur eine begrenzte Zahl von Interessen effizient zu koordinieren ist.

3. Ökologisch begründete Sanierungskonzepte für Fließgewässer

3.1 Instrumente

Wesentliches Instrument sind einzugsgebietsbezogene Sanierungspläne und -maßnahmen mit zeitlichen und finanziellen Prioritäten sowie Wirkungsprognosen. Dies erfordert eine ganzheitliche, leitbildorientierte Behandlung von Fluss, Aue und Einzugsgebiet in Analyse, Planung und Umsetzung. Zielführend ist eine Vorgehensweise, die die Beschreibung von Leitbildern (= potentiell natürlicher Zustand), die Bewertung des ökologischen Ist-Zustandes im Vergleich zum Leitbild und Ursachenaufbau analysen getrennt bzw. aufeinander aufbauend vornimmt. Hierbei sollen in Anlehnung an RP Gießen (1994) und ANONYMUS (1996) die nachfolgenden Definitionen zugrunde gelegt werden:

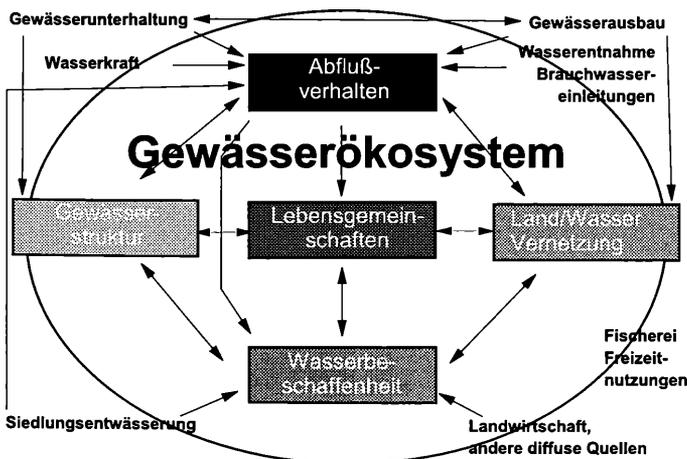


Abbildung 1

Bestandteile eines Fließgewässerökosystems, ihre wechselseitigen Wirkungsbeziehungen und anthropogene Einflüsse.

Leitbild: Das Leitbild beschreibt den potentiell natürlichen, anthropogen unbeeinflussten Zustand eines Gewässers anhand des Kenntnisstandes über die natürlichen Funktionen des Ökosystems. Es ist das aus rein fachlicher Sicht maximal mögliche Sanierungsziel, wenn es keine sozio-ökonomischen Beschränkungen gäbe. Kosten-Nutzen-Betrachtungen fließen in die Ableitung des Leitbildes nicht ein.

Ist-Zustand: Der Ist-Zustand ist der nach einem definierten Bewertungsverfahren beschriebene aktuelle Zustand des Ökosystems Gewässer. Aus der Differenz des Ist-Zustandes vom Entwicklungsziel ergibt sich der aktuelle Sanierungsbedarf.

Entwicklungsziel: Das Entwicklungsziel (= Sanierungsziel) definiert den unter den gegebenen sozio-ökonomischen und gesellschaftlichen Randbedingungen realisierbaren Zustand eines Gewässers und seines Einzugsgebietes, der dem Leitbild möglichst nahe kommt. Bei der Festlegung des Sanierungszieles müssen die Interessen der verantwortlichen Träger und Nutzer sowie Kosten-Nutzen-Betrachtungen einbezogen werden.

Da die in Abb. 1 dargestellten anthropogenen Einflussfaktoren unterschiedliche zeitliche und räumliche Wirkungen haben, ist es bei der Beurteilung von Maßnahmen des Gewässerschutzes erforderlich,

die jeweils spezifischen zeitlichen und räumlichen Skalen zu beachten (Abb. 2). Von wesentlicher Bedeutung ist, dass bedeutende Problemfelder des Gewässerschutzes nur einzugsgebietsbezogen zielgerichtet zu lösen sind. "Ökologische Gewässerbewirtschaftung" und "Einzugsgebietsmanagement" sind daher in ihrem räumlichen Bezug weitgehend deckungsgleich.

Die weitere Konkretisierung erfordert eine systematische Vorgehensweise, die in den Grundzügen vorhanden und erprobt ist (MAUCH 1990, RP Gießen 1994, WBW 1994, BAYER. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1995, 1996, KREJCI & GUJER 1995, Ministerium für Umwelt und Forsten 1995). Die erforderlichen Schritte sind:

- die **ökologische Bewertung** der aktuellen Gewässersituation (Ist-Zustand);
- die **Quantifizierung von ökologischen Defiziten**, die den Ist-Zustand vom Entwicklungsziel trennen;
- die Bestimmung und **Quantifizierung der Belastungsfaktoren**, die die ökologischen Defizite verursachen;
- die Ermittlung und Quantifizierung von **Sanierungspotentialen** (als theoretisch mögliche Maßnahmen zur Verbesserung des Ist-Zustandes);

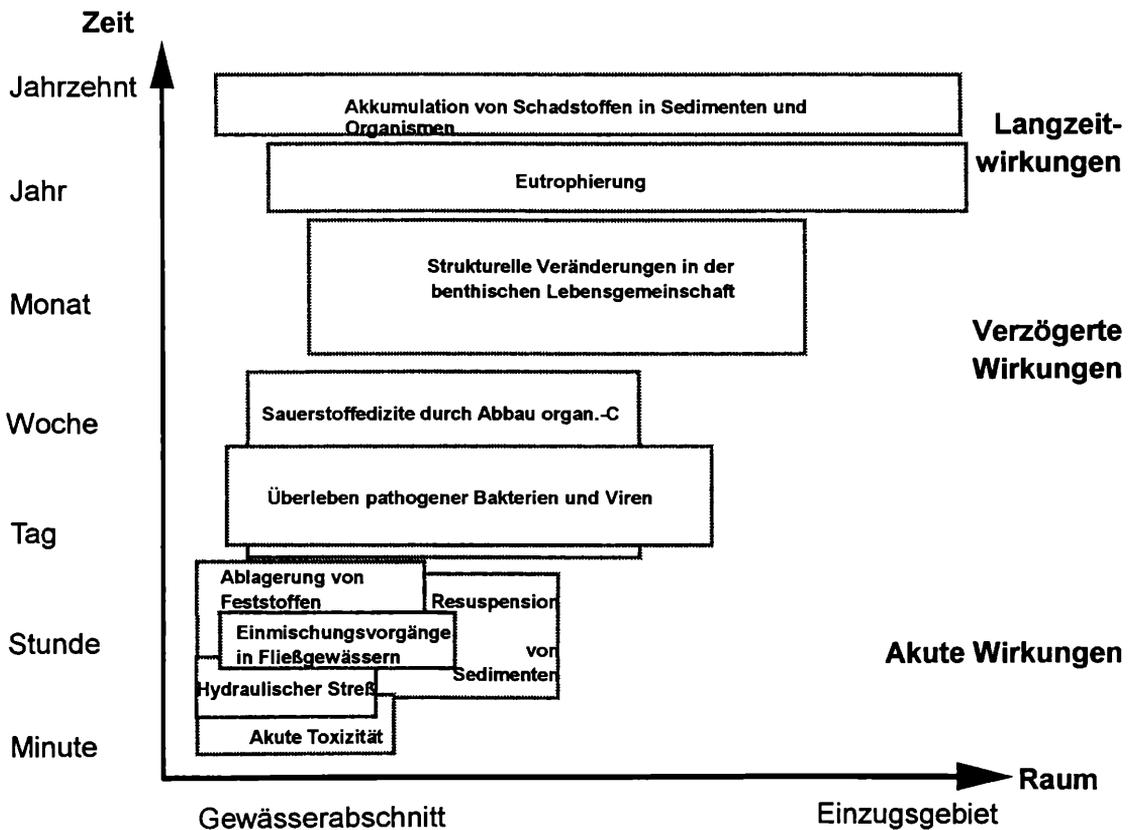


Abbildung 2

Beziehungen zwischen der zeitlichen und räumlichen Wirkung von stofflichen Belastungen in Fließgewässern durch Abwassereinleitungen aus Kanalisationen und Kläranlagen (nach LIJKLEMA et al. 1992; verändert und ergänzt).

Kosten-Nutzen-Bilanzierungen, die in methodisch nachvollziehbarer Weise sowohl die Kosten als auch die ökologische Wirkung einzelner Maßnahmen beschreiben.

Im Detail besteht dabei noch Forschungs- und Entwicklungsbedarf mit dem Ziel, eine noch allgemein gültigere Systematik zur Ermittlung von Leitbildern, ökologischen Defiziten, Belastungen, Ursache-Wirkungs-Beziehungen und Bewertungsmaßstäben zu entwickeln.

3.2 Ökologische Bewertungsverfahren

Bei der Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes muss der Ist-Zustand bewertet werden. Geeignete Indikatoren (Parameter) sollten folgende Merkmale aufweisen:

- Leicht und mit vertretbarem Aufwand messbar, erfassbar und beschreibbar sein und sich einfach ausdrücken lassen;
in Beziehung zum vorhandenen Umweltmonitoring stehen und nachvollziehbar sein;
Rückschlüsse auf die Ursachen ermöglichen;
d.h. Ursache-Wirkungs-Beziehungen müssen bekannt sein;

in ihrer Veränderlichkeit prognostizierbar sein, vorzugsweise mit quantitativen Angaben;
bezüglich der gewünschten Aussage robust sein;
d.h. geringe Änderungen der Parameter dürfen nicht zu grundlegend anderen Schlussfolgerungen führen.

In dem komplexen Wirkungsgefüge eines Gewässer-Ökosystems und bei ökosystembezogenen Bewertungen nehmen die Lebensgemeinschaften eine Schlüsselstellung ein. Da ihre Zusammensetzung als Resultat natürlicher und anthropogener Einflüsse aufzufassen ist, sind "ökologische" Indikatoren und Parameter für Einflussfaktoren natürlichen und anthropogenen Ursprungs voneinander zu trennen. Nur so können ökologische Defizite nachvollziehbar benannt und Belastungen als Ansatzpunkte für Sanierungsmaßnahmen, für die letztlich auch finanzielle Mittel erforderlich werden, quantifiziert werden.

Grundsätzlich stehen zahlreiche Kriterien für die nutzungsbezogene und ökologisch orientierte Bewertung von Fließgewässern zu Verfügung (Tab. 4). Die heutzutage geltenden einheitlichen Qualitätsziele für die Beschaffenheit von Fließgewässern

Tabelle 4

In der wasserwirtschaftlichen Praxis verbreitete Bewertungskriterien für Nutzungen und den ökologischen Zustand von Fließgewässern.

Nutzungsbezogene Bewertung	
Trinkwasser, Bewässerung	EG-Richtlinien Trinkwasser und Grundwasser 1980
Freizeitnutzung	z.B. EG- Badegewässerrichtlinie 1978
Fischerei	z.B. EG- Richtlinie Fischgewässer 1980
Ökosystembezogene Bewertung von Einzelaspekten	
Biologische Gewässergüte nach Saprobienindex	Seit 1975 bundesweit einheitlich erhoben und alle 5 Jahre als Gewässergütekarte veröffentlicht, differenziert für Bund und Länder; DIN-Verfahren
Morphologie/Gewässerstruktur	Umsetzung: Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland
Chemisch-physikalisch	Kein verbindliches Verfahren, Bewertungsklassen und Qualitätsziele für einzelne Parameter in der Erprobung
Toxikologisch	z.B. Schwermetalle, Pflanzenschutzmittel
Versauerung	Neutralisationsfähigkeit des Gewässers; Säurezustandsklassen
Trophie	Für Seen bundesweit; (oligo- meso-, eu-, polytroph) für Fließgewässer in der Erprobung; Parameter: Chl a, P, Sauerstoff, pH, Algen
Zukünftig: Ökologische Bewertung	
Gewässergüteatlas	Faßt die ökosystembezogenen Einzelaspekte zusammen a) für die Bundesrepublik Deutschland b) für die einzelnen Bundesländer
EU-Wasserrahmenrichtlinie (Entwurf EU-Rat 1998)	Verpflichtet alle Mitgliedsstaaten, Gewässer ökologisch unter Berücksichtigung stofflicher, biozönotischer und ökomorphologischer Aspekte zu bewerten und bis zum Jahr 2010 eine "gute ökologische Qualität" der Gewässer zu erreichen

und zum Schutz der aquatischen Biozöosen erweisen sich bei einer ökologischen Gewässerbewirtschaftung aber nur teilweise als geeignet. Dies liegt vor allem daran, da bei einigen der gegenwärtig diskutierten ökologischen Bewertungsverfahren nicht hinreichend konsequent zwischen der Ursachen-, Wirkungs- und Maßnahmenebene unterschieden wird. Die wissenschaftliche Forschung muss in diesem Bereich noch weitere praktikable Modelle entwickeln. Dies ist insbesondere auch für die Umsetzung der Forderungen in der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU 1998) von Bedeutung.

3.3 Kosten-Nutzen-Betrachtungen

Ökologische Wirksamkeit und Kosten-Nutzen-Effizienz sind zentrale Forderungen des integralen Gewässerschutzes und der nationalen bzw. europäischen Rahmengesetze (Wasserhaushaltsgesetz; EU-Wasserrahmenrichtlinie). Sie sind außerdem ein Erfordernis vor dem Hintergrund der begrenzten Mittel im Gewässerschutz und ihrer Verteilung auf die einzelnen Sektoren der Wasserwirtschaft. Für den gesamtökologischen Zustand vieler Fließgewässer im Bundesgebiet relativiert sich heutzutage beispielsweise die Bedeutung von Abwassereinleitungen, in die Abwassertechnik fließen aber nach wie vor mehr als 70% der in den Gewässerschutz investierten Gesamtmittel von rund 8,99 Mrd. DM (Stand 1997) (BORCHARDT et al. 1997).

Um die zur Verfügung stehenden Mittel in Zukunft zielgerichteter entsprechend ihrem ökologischen Nutzen einsetzen zu können, sind bei der einzugsgebietsbezogenen Gewässersanierung die Belastungssituation, die Maßnahmen und die Kosten getrennt zu ermitteln. Dabei werden, abhängig von den Randbedingungen, unterschiedliche Belastungen dominieren. Je nach Siedlungsstruktur und Landwirtschaft kann dann beispielsweise gar kein Handlungsbedarf bestehen, oder aber Belastungen aus Kanalnetzen, Kläranlagen, diffusen Quellen oder der Gewässerausbau dominieren in unterschiedlichen Anteilen. Für einzelfallbezogene, problemorientierte Schutzstrategien müssen in den Sanierungskonzepten deshalb die Kosten einzelner Maßnahmen ermittelt und in ihrer Bedeutung für die angestrebten Zielgrößen beurteilt werden. Entsprechende Methoden stehen in den Grundzügen zur Verfügung (z.B. LAWA 1994, CHAIX et al. 1995). Sie müssen aber in ihrer Anwendung für ökologische Fragestellungen weiter entwickelt werden und dabei einer Vorgehensweise folgen, die

- ökologische Defizite konsequent von den Belastungen trennt;
- Beziehungen zwischen Ursachen und Wirkungen quantifiziert;
- Wirkungen von Maßnahmen mit Kosten in Beziehung setzt.

Die Ermittlung der ökologischen und ökonomischen Effizienz von Maßnahmen im Gewässerschutz ist dabei eine Fragestellung, für die die bisher

entwickelten Bewertungsverfahren nicht primär vorgesehen sind. Es ist aber für zahlreiche Belastungsfaktoren möglich, deren Bedeutung für die Gewässersituation zu quantifizieren (z.B. Massenbilanzen von Wasserinhaltsstoffen) und die Wirksamkeit von Maßnahmen in Bezug auf ein Entwicklungsziel zu prognostizieren (z.B. Kosten der Siedlungsentwässerung und in der Landwirtschaft) (BORCHARDT et al. 1997). Noch nicht gelöst ist dies für eine Reihe von morphologischen und chemischen Parametern, so dass der Analyse von Ursache-Wirkungs-Beziehungen im Ökosystem und der Prognose der biologischen Regeneration derzeit noch enge Grenzen gesetzt sind.

Auch in Zukunft werden Prognosen über die Veränderung des ökologischen Zustandes sehr schwierig sein, weil Maßnahmen des Gewässerschutzes zur Renaturierung anthropogener Belastungen komplexe Reaktionen hervorrufen (Abb. 1 und 2).

Kosten-Nutzen-Betrachtungen führen zur Formulierung von Prioritäten. Dies bedeutet im Idealfall die Festlegung der Maßnahmen in einer Reihenfolge, in der der ökologische Zustand des Gewässers am wirkungsvollsten und kostengünstigsten verbessert werden kann. Um Prioritäten in der Praxis auch wirksam durchsetzen zu können, sind in Anlehnung an CHAIX & OCHSENBEIN (1995) folgende Kriterien von Bedeutung:

Nachvollziehbarkeit: Die Priorität einer Maßnahme muss nachgewiesen werden können.

Anwendbarkeit: Die Prioritätensetzung sollte nicht im Widerspruch zu gesetzlichen Vorgaben, dem Ist-Zustand der Gewässer oder dem Stand der Gewässerschutztechnik stehen.

Transparenz: Politische Entscheidungen sollten als solche ausgewiesen sein und der fachlichen Prioritätensetzung nachgestellt werden.

Vollständigkeit: Die Liste der prioritären Maßnahmen sollte vollständig sein.

3.4 Umsetzung und Perspektiven

Moderne Sanierungskonzepte für Fließgewässer-einzugsgebiete setzen nicht nur auf die administrative Umsetzung von Vorschriften durch formalisierte Verfahren, sondern auch auf die Akzeptanz der Betroffenen und Interessengruppen mit freiwilligen Vereinbarungen und Aktionsprogrammen (DVWK 1996). In einem Gewässereinzugsgebiet können dabei viele Einzelpersonen und Interessen betroffen sein. Diese Akzeptanz herbeizuführen, ist eine wichtige Aufgabe der Aus- und Weiterbildung an den Universitäten, durch technisch-wissenschaftliche Vereinigungen und Akademien sowie vor Ort bei den Handlungsträgern. Wesentlich ist, dass aus den wissenschaftlich begründeten, teilweise komplexen Erkenntnissen leichtverständliche Handlungsanleitungen verfügbar sind, die auf breiter Basis angewendet werden können.

Hieraus ergibt sich das Erfordernis qualifizierter Fachleute mit dem Blick für Zusammenhänge. Die

Tabelle 5

Hemmnisse bei der integralen und ökologisch orientierten Gewässerbewirtschaftung (nach LIJKLEMA et al. 1992 und BORCHARDT 1996).

1.	Der Aufwand für eine problemorientierte Erfassung des Gewässerzustandes und der Belastungen erscheint zu hoch.
2.	Einige Indikatoren für den Gewässerzustand sind aufgrund von Änderungen der Belastungen für gegenwärtige Entscheidungen nicht mehr von Bedeutung. Es gibt Widerstände, sich auf neue Bewertungsgrundlagen einzulassen.
3.	Standards und Gesetze, die auf das zu betrachtende Gewässer nicht anwendbar sind, und unkoordinierte Änderungen von Regeln und Vorschriften können dazu führen, dass Projekte in die falsche Richtung gesteuert werden und unnötige Ausgaben entstehen.
4.	Bei verlängerten Planungszeiträumen verändern sich Planungsgrundlagen. Ständiges Hinterfragen von Lösungen kann dazu führen, dass rechtzeitiges Handeln unterbleibt.
5.	Die Befürchtung, dass eine spätere Erfolgskontrolle zeigt, dass die Ziele nicht oder nur unvollständig erreicht wurden, kann ein großes Hemmnis bei der Motivation der Projektbeteiligten sein.
6.	Integrale Lösungen werden durch sektorielle Gesetze behindert.
7.	Eine mit strafrechtlichen Konsequenzen erzwungene Anwendung nicht angemessener Emissionstandards führt zu unökonomischem Ressourcenverbrauch.
8.	Das Vertrauen in vorhandene Werte kann dazu führen, dass Probleme nicht richtig analysiert werden.
9.	Unkoordinierte Anstrengungen, die Umwelt zu verbessern, können dazu führen, dass große Anstrengungen Randproblemen gewidmet werden, während wesentliche Einflüsse vernachlässigt werden. (Beispiel: Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft dominieren, aber die N-Elimination in Kläranlagen wird kostenintensiv durchgesetzt und anhand von Stichproben anstatt Jahresmittelwerten überwacht)
10.	Öffentlich bekannte Werte mit großen Bandbreiten können leicht missbraucht werden. Aus seltenen Extremwerten wird politisches Kapital geschlagen.
11.	Politisch gesetzte Prioritäten haben größeres Gewicht als fachliche Gesichtspunkte.
12.	Die Beteiligten in den jeweiligen Stufen der Planung und Umsetzung haben unterschiedliche Interessen.
13.	Auf einer Ebene erkannte Probleme erreichen nicht die Entscheidungsträger.
14.	Die für die Gewässerüberwachung zuständigen Stellen sind unzureichend besetzt und ausgestattet. Als Folge sind die Grundlagen und Verfahrensabläufe dem Problem nicht angemessen.
15.	Die an der Planung und Umsetzung Beteiligten haben sich mit dem integralen Ansatz nicht befasst.

ökologische Wasserwirtschaft ist derzeit aber bisher weder in der universitären Ausbildung noch in der Umweltverwaltung hinreichend vertreten. In der Aus- und Fortbildung besteht deshalb Handlungsbedarf, um die vorhandenen Hemmnisse aufgrund der traditionellen Arbeitsweisen bei der interdisziplinären Zusammenarbeit abzubauen.

Neben den vorstehend beschriebenen Einschränkungen können einer integralen und ökologisch orientierten Gewässerbewirtschaftung weitere Hindernisse entgegen stehen (Tab. 5). Diese sind nicht als unüberwindbare Barriere zu verstehen, sondern als konkrete Anhaltspunkte, die überwindbar sind.

4. Zusammenfassung

1. Der heutige Zustand der Fließgewässer in den Kulturlandschaften Mitteleuropas ist das Ergebnis eines lange andauernden Prozesses schrittweiser Eingriffe und Umgestaltungen durch den Menschen. Viele Fließgewässer sind mittlerweile aufgrund des in den vergangenen 40 Jah-

ren erfolgten flächendeckenden Ausbaus der Siedlungsentwässerung abwassertechnisch weitgehend saniert. Die Prioritäten und Zielsetzungen im Gewässerschutz müssen daher neu festgesetzt werden.

2. Viele kleinere Fließgewässer weisen auch heute noch gravierende ökologische Defizite auf, die neben der unmittelbaren anthropogenen Belastungen durch Beeinträchtigungen von Gewässerbett, Ufer, Aue und im Einzugsgebiet gekennzeichnet sind.
3. Die "gute ökologische Qualität" von Oberflächen- und Grundwasser wird zukünftig gesetzlich festgeschriebenes Ziel wasserwirtschaftlichen Handelns und entsprechender Sanierungskonzepte. Daraus entsteht zum einen die Aufgabe, die natürlichen Wasservorräte für den Menschen langfristig nutzbar zu erhalten und sie zum anderen aber auch in ihrer Funktion und Bedeutung für die Ökosysteme zu sichern.
4. Die ökologisch begründete Gewässersanierung erfordert den "integralen Gewässerschutz". Die-

ser berücksichtigt alle Kompartimente des Fließgewässer-Ökosystems in seinem Einzugsgebiet sowie die wichtigsten Einflüsse durch menschliche Nutzung (Landnutzung, Siedlungen, Kanalisation und Kläranlagen).

5. Sanierungskonzepte müssen in einer ganzheitlichen Betrachtung den ökologischen Defiziten und Belastungsfaktoren Rechnung tragen, dass in Planung und Umsetzung problemspezifische Maßnahmen ergriffen werden können. Sie sind für kleinere Flusseinzugsgebiete sehr viel effizienter aufzustellen und umzusetzen, als für große Flusslandschaften.
6. Zur Festlegung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes muss der Ist-Zustand bewertet werden.
7. Ökologische Wirksamkeit und Kosten-Nutzen-Effizienz sind zentrale Forderungen des integralen Gewässerschutzes. Die gesetzlichen Rahmenbedingungen für die Durchsetzung des integralen Gewässerschutzes sind gegeben (Wasserhaushaltsgesetz; EU- Wasserrahmenrichtlinie).
8. Um Prioritäten wirksam durchsetzen zu können, sind folgende Kriterien zu berücksichtigen:
 Nachvollziehbarkeit;
 Anwendbarkeit: Die Prioritätensetzung sollte nicht im Widerspruch zu gesetzlichen Vorgaben, dem Ist-Zustand der Gewässer oder dem Stand der Gewässerschutztechnik stehen;
 Transparenz: Politische Entscheidungen sollten als solche ausgewiesen sein und der fachlichen Prioritätensetzung nachgestellt werden;
 Vollständigkeit: Die Liste der prioritären Maßnahmen sollte vollständig sein.
9. Der integrale Ansatz ist stärker zielgerichtet und ressourceneffizienter, als die bisherige sektorielles Vorgehensweise.

5. Literatur

ANONYMUS (1996):
 Zur aktuellen Leitbilddiskussion. DVWK Nachrichten 148: 53-54.

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.) (1995):
 Neue Wege in der Gewässerpflege. Informationsberichte des BayLfW. 4/95, München.

— (1996):
 Modellhafte Erarbeitung ökologisch begründeter Sanierungskonzepte - Fallbeispiel Vils/Opf.- Schriftenreihe des BayLfW, H. 26, 167 S.

BINOT, M.; R. BLESS, P. BOYE, H. GRUTTKE & P. PRETSCHER (1998):
 Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz. Heft 55. Bonn.

BMU (1993):
 Folgeprozess zur UN-Konferenz für Umwelt und Entwicklung. Referat Öffentlichkeitsarbeit des Bundesminis-

teriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn.

BORCHARDT, D. (1996):
 Kasseler Thesen zum Thema "Integraler (ganzheitlicher) Gewässerschutz in kleinen Flußeinzugsgebieten".- Wasserwirtschaft 86 (5): 264-265.

BORCHARDT, D. & G. MEHLHART (1995):
 Sanierung der Abwasserbelastung eines Fließgewässers am Beispiel der Lahn II: Kläranlagen.- Gwf Wasser Abwasser 136 (12): 595-600.

BORCHARDT, D.; I. SCHLEITER & T. SCHMIDT (1997):
 Grundlagen für einen optimierten Mitteleinsatz bei der Sanierung von Fließgewässern. Strategiepapier im Auftrag des HMUEJFG, 28 S., Kassel.

BREHM, J. & M. P. D. MEIJERING (1982):
 Fließgewässerkunde- Einführung in die Limnologie der Quellen, Bäche und Flüsse. Quelle & Meyer. Heidelberg

BRUNDTLAND, G. H. et al. (1987):
 Our Common Future. Report of the World Commission on Environment and Development. Oxford University Press.

CHAIX, O. & U. OCHSENBEIN (1995):
 Prioritäten für technisch-bauliche Gewässerschutzmaßnahmen.- Gas-Wasser-Abwasser 9: 13-21.

EU (1997):
 Commission proposal for a council directive establishing a framework for european community water policy. Consultation draft (4/12/96), 70 pp.

DVWK (1996):
 Fluß und Landschaft - Ökologische Entwicklungskonzepte. DVWK Merkblatt 240, 285 S.

ELLENBERG, H. (1982):
 Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. Verlag Eugen Ulmer Stuttgart. 989 S.

FISHER, S. G. & G. E. LIKENS (1973):
 Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism.- Environmental Management 10: 199-214.

FRISSEL, C. A.; W. A. LISS, C. E. WARREN & M. D. HURLEY (1986):
 A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in the watershed context.- Environmental Management 10 (2): 199-214.

HMUEJFG (Hrsg.) (1998):
 Hessischer Gewässergütebericht 1997. Wiesbaden.

ILLIES, J. & L. BOTOSANEANU (1963):
 Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout de point de vue faunistique.- Mitt. Int. Verein. Limnol. 12: 1-7.

KAULE, G. (1991):
 Arten und Biotopschutz. UTB, Stuttgart.

KREJCI, V. & W. GUJER (1995):
 EAWAG-Projekt Integrierte Siedlungsentwässerung Fehr-arltofr: Hinweise für eine wirtschaftliche Bearbeitung des GEP. gwa 75 (6): 485-490.

- LAWA (1994):
Leitlinien zur Durchführung von Kostenvergleichsrechnungen. Eigenverlag. Stuttgart.
- (1996):
Lebensraum Gewässer - Nachhaltiger Gewässerschutz im 21. Jahrhundert. Internationales Symposium, Heidelberg.
- LIJKLEMA, L.; M. TYSON & A. LESOUF (1992):
Interactions between sewers, treatment plants and receiving waters in urban areas: a summary of the Interurba '92 workshop conclusions.- *Wat. Sci. Tech.* 27 (12): 1-29.
- LIJKLEMA, L.; ROIJACKERS, R. M. M. & J. G. M. CUPPEN (1992):
Biological assessment of effects of combined sewer overflows and storm water discharges.- In: Ellis, J. B. (ed.): *Urban discharges and receiving water quality impacts.* Pergamon Press.
- LONDONG, J. & F. SPERLING (1997):
Bedeutung der Abwasserreinigung für den Gewässerschutz. *ATV- Schriftenreihe Abwasser- und Abfallwirtschaft* 6: 355-374.
- MAUCH, E., (1990):
Ein Verfahren zur gesamtökologischen Bewertung von Fließgewässern. *Wasser und Boden* 91 (11): 763-767.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT UND FORSTEN (Hrsg.) (1995):
Aktion Blau. Gewässerentwicklung in Rheinland-Pfalz. Mainz.
- MÜLLER, K. (1982):
The colonisation cycle of freshwater insects.- *Oecologia* 52: 202-207.
- NAIMAN, R. J. & H. DECÁMPS (Eds.) (1990):
The ecology and management of aquatic terrestrial ecotones. *Man and the biosphere series no. 4*, UNESCO, Paris.
- NEWBOLD, J. D.; P. J. MULHOLLAND, J. W. ELLWOOD & R. V. ONEILL (1982):
The organic carbon spiralling in stream ecosystems.- *Oikos* 38: 266-272.
- ORGHIDAN, T. (1959):
Ein neuer Lebensraum des unterirdischen Wassers: der hyporheische Biotop.- *Archiv für Hydrobiologie* 55: 392-414.
- PICKETT, S. T. A. & P. S. WHITE (Eds) (198??):
The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press. Orlando.
- REGIERUNGSPRÄSIDIUM GIESSEN (Hrsg.) (1994):
Die Lahn - ein Fließgewässerökosystem. Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes am Beispiel der Lahn. Eigenverlag Gießen.
- REICE, R. (1985):
Experimental disturbance and the maintenance of species diversity.- *Oecologia* 67: 90-97.
- SCHWOERBEL, J. (1961):
Über die Lebensbedingungen und die Besiedlung des hyporheischen Lebensraumes.- *Archiv für Hydrobiologie, Supplementband* 25: 182-214.
- STANFORD, J. A., F. R. HAUER & J. V. WARD (1988):
Serial discontinuity of large river systems.- *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 23: 1114-1118.
- STATZNER, B. & B. HIGLER (1986):
Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns.- *Freshwater Biology* 16: 127-139.
- STATZNER, B.; J. A. GORE & V. H. RESH (1988):
Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications.- *J. N. Am. Benthol. Soc.* 7: 307-360.
- TOWNSEND, C. R. (1989):
The patch dynamics concept of stream community ecology.- *J. N. Am. Benthol. Soc.* 8: 36-50.
- TOWNSEND, C. R. & A. G. HILDREW (1984):
Longitudinal pattern in detritivore communities of acid streams: a consideration of alternative hypotheses. - *Verh. Int. Verein. Limnol.* 22: 1953-1958.
- UMWELTBUNDESAMT (1996):
Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele im Gewässerschutz. *Texte* 63, 64 S.
- VANNOTE, R. L.; G. W. MINSHALL, K. W. CUMMINS, J. R. SEDELL & C. E. CUSHING (1980):
The river continuum concept.- *Can. J. Fish. Aquatic Sciences* 37: 130-137.
- WARD, J. V (1989):
The four-dimensional nature of lotic ecosystems.- *J. North. Am. Benthol. Soc.* 8 (1): 2-8.
- WBW-GEMEINNÜTZIGE FORTBILDUNGSGESELLSCHAFT FÜR DIE GEWÄSSERPFLEGE mbH (Hrsg.) (1994):
Gewässernachbarschaft in Baden Württemberg. Heidelberg.
- WHG (1996):
Bekanntmachung der Neufassung des Wasserhaushaltsgesetzes. *Bundesgesetzblatt I Nr.* 58: 1695-1711.
- WISSENSCHAFTSRAT ZUR UMWELTFORSCHUNG IN DEUTSCHLAND (1994):
Stellungnahme zur Umweltforschung in Deutschland. Geschäftsstelle des Wissenschaftsrates, Köln.
- WOLF, P. (1995):
Gewässergütemirtschaft im Wandel - Folgerungen für den Gewässerschutz. *Wasser-Kalender* 1996: 28-43. Erich Schmidt Verlag.

Anschrift des Verfassers:

Dr. Dietrich Borchardt
Universität GH Kassel
Fachgruppe Siedlungswasserwirtschaft
Kurt-Wolten-Str. 3
D-34125 Kassel

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Laufener Spezialbeiträge und Laufener Seminarbeiträge \(LSB\)](#)

Jahr/Year: 1999

Band/Volume: [4_1999](#)

Autor(en)/Author(s): Borchardt Dietrich

Artikel/Article: [Sanierungskonzepte für kleine Fließgewässer 155-164](#)