

# INTERIM REPORT

Cicerostr. 24  
D-10709 Berlin  
Germany  
Tel +49 (0)30 536 53 800  
Fax +49 (0)30 536 53 888  
www.kompetenz-wasser.de

## Integrated Sewage Management

Project acronym: ISM

**Teilstudie: Auswirkungen urbaner Nutzungen auf  
den Stoffhaushalt und die Biozönosen von Tieflandflüssen  
unter besonderer Berücksichtigung der Mischwasserentlastung**

**Substudy: Impact of urban use on the mass balance and the  
biocoenosis of lowland rivers under special consideration of  
combined sewer overflows**

by

M. Leszinski, Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei  
Dr. F. Schumacher, Dr. Schumacher Ingenieurbüro für Wasser und Umwelt  
K. Schroeder, Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH  
E. Pawlowsky-Reusing, Berliner Wasserbetriebe  
Dr. B. Heinzmann, Berliner Wasserbetriebe

for

Kompetenzzentrum Wasser Berlin gGmbH

Preparation of this report was financed in part through funds provided by  
Berliner Wasserbetriebe and Veolia Water



Berlin, Germany

2006

## **Important Legal Notice**

**Disclaimer:** The information in this publication was considered technically sound by the consensus of persons engaged in the development and approval of the document at the time it was developed. KWB disclaims liability to the full extent for any personal injury, property, or other damages of any nature whatsoever, whether special, indirect, consequential, or compensatory, directly or indirectly resulting from the publication, use of application, or reliance on this document.

KWB disclaims and makes no guaranty or warranty, expressed or implied, as to the accuracy or completeness of any information published herein. It is expressly pointed out that the information and results given in this publication may be out of date due to subsequent modifications. In addition, KWB disclaims and makes no warranty that the information in this document will fulfill any of your particular purposes or needs.

The disclaimer on hand neither seeks to restrict nor to exclude KWB's liability against all relevant national statutory provisions.

---

## **Wichtiger rechtlicher Hinweis**

**Haftungsausschluss** Die in dieser Publikation bereitgestellte Information wurde zum Zeitpunkt der Erstellung im Konsens mit den bei Entwicklung und Anfertigung des Dokumentes beteiligten Personen als technisch einwandfrei befunden. KWB schließt vollumfänglich die Haftung für jegliche Personen-, Sach- oder sonstige Schäden aus, ungeachtet ob diese speziell, indirekt, nachfolgend oder kompensatorisch, mittelbar oder unmittelbar sind oder direkt oder indirekt von dieser Publikation, einer Anwendung oder dem Vertrauen in dieses Dokument herrühren.

KWB übernimmt keine Garantie und macht keine Zusicherungen ausdrücklicher oder stillschweigender Art bezüglich der Richtigkeit oder Vollständigkeit jeglicher Information hierin. Es wird ausdrücklich darauf hingewiesen, dass die in der Publikation gegebenen Informationen und Ergebnisse aufgrund nachfolgender Änderungen nicht mehr aktuell sein können. Weiterhin lehnt KWB die Haftung ab und übernimmt keine Garantie, dass die in diesem Dokument enthaltenen Informationen der Erfüllung Ihrer besonderen Zwecke oder Ansprüche dienlich sind.

Mit der vorliegenden Haftungsausschlussklausel wird weder bezweckt, die Haftung der KWB entgegen den einschlägigen nationalen Rechtsvorschriften einzuschränken noch sie in Fällen auszuschließen, in denen ein Ausschluss nach diesen Rechtsvorschriften nicht möglich ist.

## **Abstract (English)**

### **Integrated Sewage Management - ISM**

#### **Substudy: Impact of urban use on the mass balance and the biocenosis of lowland rivers under special consideration of combined sewer overflows**

Duration: 05/2006 – 12/2006

Volume substudy: 49.400 €

Contractor: Dr. Schumacher Ingenieurbüro für Wasser und Umwelt

Contact at KWB: K. Schroeder

Urban water courses are considerably degraded in terms of their hydrology, riparian and channel morphology, substrate heterogeneity and habitat features as well as water and sediment quality. In addition, the combined sewer overflows and the ecotoxicological impacts of its components lead to a change of the physical-chemical and microbial mass balance affecting the biocenoses of higher trophic levels. Combined sewer overflows are therefore an additional stress to the ecological status of the urban course of the River Spree and of its channels, which is damaged already by both preload and background load of the aquatic environment.

With regard to the assessment of the ecological water status, the European Water Framework Directives gives priority to the aquatic biocenoses in their capacity as ecological quality parameters. Against this background, an immission-oriented approach for the assessment of combined sewer overflows has to describe also their impacts on the biocenoses of the macrozoobenthos, the fish fauna, the macrophytes and the phytoplankton.

Initially, the most important factors, mechanisms and processes determining the mass balance of a water course are described. Particular attention is given to the mass balance of eutrophic lowland streams and rivers and of river-lake–systems. In this context, the abiotic mass balance is discussed together with the biotic use of resources. After introducing the basic processes of the mass balance, the impacts of the anthropogenic use on these processes are subsequently described with regard to Berlin's specific water resources environment. The result is a compilation of the hydraulic, physical-chemical and ecological parameters relevant to Berlin's water resources serving for water quality assessment purposes.

Starting from the ecological processes disturbed by the anthropogenic use, the potential effects of the combined sewer overflow are examined. The parameters selection is concentrated on the essential processes connected to combined sewer overflow issues. Based on the large number of stress factors and their interactive impact system, those influences of the combined sewer discharge are worked out which have to be categorised as particularly jeopardising and which are important target values for the future water quality simulation.

Due to the high background load, the highest priority has to be given to the acute load caused by nutrients and carbon load peaks resulting from combined sewer discharges, since they overcharge the self-cleaning potential of the urban course of the River Spree and its

channels. Even if the organic substances and the chemical contaminants discharged lead to chronic loads, the main objective is to avoid to the greatest possible extent the temporary but extremely hypoxic conditions, since combined sewer overflows cause fish die-offs when the water resources situation is already critical.

Primarily, the water quality modelling has to be concentrated on the realistic mapping of the highly dissolved concentration charts of the target parameters oxygen and ammonia, since the degree of the biocenoses' damage is rather determined through discharge duration, discharge intensity and frequency than through the medium rates of pollutant loads.

## **Abstrakt (German)**

### **Integrated Sewage Management - ISM**

#### **Teilstudie: Auswirkungen urbaner Nutzungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönosen von Tieflandflüssen unter besonderer Berücksichtigung der Mischwasserentlastung**

Dauer: 05/2006 – 12/2006

Volumen Teilstudie: 49.400 €

Vertragspartner: Dr. Schumacher Ingenieurbüro für Wasser und Umwelt

Kontakt im KWB: K. Schroeder

Urbane Fließgewässer sind stark degradiert bezüglich ihrer Hydrologie, Ufer- und Gerinnemorphologie, Substratheterogenität und Habitatausstattung sowie Wasser- und Sedimentqualität. Zusätzlich bewirkt im urbanen Bereich Berlins die Mischwassereinleitung neben den potentiellen ökotoxikologischen Auswirkungen enthaltener Inhaltsstoffe auch eine Veränderung des physikalisch-chemischen und mikrobiellen Stoffhaushalts, mit Auswirkungen auf die Biozönosen höherer trophischer Ebenen. Mischwassereinleitungen stellen also eine zusätzliche Belastung des ökologischen Zustandes der Stadtspreewälder und der Kanäle dar, der bereits durch die Vor- bzw. Hintergrundbelastung geschädigt ist.

Da die Europäische Wasserrahmenrichtlinie fordert, die aquatischen Biozönosen als ökologische Qualitätskomponenten in den Focus der Bewertung des ökologischen Gewässerzustandes zu stellen, müssen für einen immissionsorientierten Ansatz zur Bewertung von Mischwassereinleitungen auch deren Auswirkungen auf die Biozönosen des Makrozoobenthos, der Fischfauna, der Makrophyten und des Phytoplanktons beschrieben werden.

Es werden zunächst die wichtigsten Faktoren, Mechanismen und Prozesse beschrieben, die den Stoffhaushalt eines Fließgewässers bestimmen. Besonderes Augenmerk wurde dabei auf den Stoffhaushalt eutropher Bäche und Flüsse des Tieflandes und von Fluss-Seen-Systemen gelegt. Der abiotische Stoffhaushalt wird dabei in Zusammenhang mit der biotischen Ressourcennutzung diskutiert. Nach Einführung der grundlegenden Prozesse des Stoffhaushaltes werden im Folgenden die Auswirkungen der anthropogenen Nutzung auf diese Prozesse beschrieben und explizit auf die Berlin-spezifische Gewässersituation eingegangen. Hier erfolgt somit eine Zusammenstellung der für die Berliner Gewässersituation relevanten hydraulischen, physikalisch-chemischen und ökologischen Parameter zu Beurteilung der Gewässergüte.

Von den durch die anthropogene Nutzung überformten gewässerökologischen Prozessen ausgehend, werden die potentiellen Auswirkungen der Mischwasserentlastung diskutiert. Es erfolgt eine Konzentration der Parameterauswahl auf die wesentlichen Prozesse im Zusammenhang mit Mischwassereinleitungen. Aufgrund der Vielzahl auftretender Belastungsfaktoren und ihrem interaktivem Wirkungsgefüge wird herausgearbeitet, welche Einflüsse der Mischwasserentlastung unter Berücksichtigung der Hintergrundbelastung als

besonders gravierend eingestuft werden müssen und für eine spätere Gewässergütesimulation die wesentlichen Zielgrößen darstellen.

Aufgrund der hohen Hintergrundbelastung kommt der akuten Belastung der stoßartigen Erhöhung der Nähr- und Kohlenstofffrachten durch Mischwasserentlastung die höchste Priorität zu, da sie das Selbstreinigungspotential der Stadtspreet und der Kanäle stark überlastet. Auch wenn die eingeleiteten organische Substanzen und chemischen Kontaminanten zu chronischen Belastungen führen, ist die möglichst weitgehende Vermeidung von kurzzeitigen, jedoch extremen hypoxischen Bedingungen die derzeit wesentliche Zielgröße, da Mischwassereinleitungen in kritischen Gewässersituationen Fischsterben verursachen.

Die Gewässergütemodellierung muss sich vorrangig auf die möglichst realistische Abbildung von zeitlich und räumlich hoch aufgelösten Konzentrationsganglinien der Zielparameter Sauerstoff und Ammoniak konzentrieren, da das Ausmaß der Schädigung der Biozöten insbesondere durch die Entlastungsdauer, –intensität und –frequenz und weniger durch mittlere Stofffrachten bestimmt wird.

## **Abstract (French)**

### **Integrated Sewage Management - ISM**

#### **Etude partielle: Impact d'utilisations urbaines sur le bilan massique et les biocénoses de rivières de basses terres en tenant particulièrement compte de l'assainissement à égouts unitaires**

Durée: 05/2006 – 12/2006

Volume de l'étude partielle: 49.400 €

Partie contractante: Dr. Schumacher Ingenieurbüro für Wasser und Umwelt

Contact au niveau du KWB : K. Schroeder

Les cours d'eaux urbains sont très dégradés en ce qui concerne leur hydrologie, la morphologie des berges et des canaux, l'hétérogénéité des substrats et leur habitat ainsi que la qualité de l'eau et des sédiments. Par ailleurs, dans l'agglomération de Berlin, le déversement des eaux d'égout unitaire et les effets éco-toxicologiques potentiels des substances contenues par ces eaux d'égout unitaire, provoque un changement du bilan massique physico-chimique et microbien avec un impact sur les biocénoses des niveaux trophiques plus élevés. Les déversements des eaux d'égout unitaire constituent donc une charge supplémentaire pour l'état écologique du fleuve Spree traversant la cité et des canaux dont l'eau est déjà altérée par les charges latentes reçues en amont et en aval.

Etant donné que la directive européenne cadre sur l'eau exige de placer les biocénoses aquatiques en tant qu'éléments de qualité écologique au centre de l'évaluation de l'état écologique des eaux, une évaluation des déversements d'eaux d'égout unitaire poursuivant une approche orientée sur les émissions demandera d'étudier également leurs effets sur les biocénoses du macro-zoobenthos, de la faune poissonneuse, des macrophytes et du phytoplancton.

La première phase consiste à décrire les facteurs, mécanismes et processus les plus importants déterminant le bilan massique d'un cours d'eau. Dans ce cadre, un accent particulier est mis sur le bilan massique des ruisseaux et rivières eutrophiques des basses terres et des systèmes 'rivières-lacs'. A ce niveau, le bilan de masse abiotique est discuté en rapport avec l'utilisation biotique des ressources. Après une introduction dans les processus globaux du bilan massique, le rapport présente la description de l'impact de l'utilisation anthropogène sur ces processus et met explicitement l'accent sur la situation spécifique des eaux naturelles de Berlin. Pour élaborer un récapitulatif des paramètres hydrauliques, physico-chimiques et écologiques pertinents permettant l'évaluation de la qualité des eaux naturelles.

En partant des processus écologiques en cours dans les eaux naturelles du fait de leur utilisation anthropogène, les conséquences potentielles du déversement des eaux d'égout unitaire sont discutées en détail. Les paramètres sélectionnés se concentrent sur les processus essentiels liés au déversement des eaux d'égout unitaire. Il est montré, compte tenu du grand nombre des facteurs de charge et de leur interaction, quelles sont les influences de ce déversement des eaux d'égout unitaire qui, en prenant en considération les

charges latentes en amont et en aval, doivent être évaluées comme étant particulièrement graves et qui, de ce fait, constituent les valeurs essentielles ciblées dans le cadre d'une future simulation de la qualité des eaux naturelles.

Compte tenu de la charge latente élevée, la première priorité est attribuée à l'augmentation abrupte des charges de nutriments et de carbone liées au déversement des eaux d'égout unitaire car celle-ci surcharge considérablement le potentiel auto-épurateur de la Spree de cité et des canaux. Même si les substances organiques et les contaminants installent des charges chroniques, il est un but essentiel d'éviter les conditions extrêmement hypoxiques, même de courtes durées, car les déversements d'eau d'égout unitaire provoquent la mort des poissons dans des situations critiques des eaux.

En premier lieu, la modélisation de la qualité des eaux doit se concentrer sur un schéma le plus réaliste possible du régime hydrographique des paramètres ciblés – l'oxygène et l'ammoniaque – car l'étendue de la dégradation des biocénoses est surtout déterminée par la durée, l'intensité et la fréquence de la décharge, et moins par les teneurs moyennes des substances.



## INHALTSVERZEICHNIS

1	Einleitung	1
2	Grundlegende Prozesse des Stoffhaushaltes von Fließgewässern	3
2.1	Kohlenstoffhaushalt	3
2.2	Der mikrobielle Kohlenstoffmetabolismus in Fließgewässern	5
2.3	Nährstoffhaushalt	8
2.4	Trophie und Saprobie	11
2.5	Sauerstoffhaushalt	15
2.6	Wärmehaushalt	16
2.7	Retention, Sedimentation und Resuspension	18
3	Stoffhaushalt von ausgebauten, rückgestauten Flüssen im urbanen Raum	23
3.1	Auswirkungen der Stauregulierung und Kanalisierung	23
3.2	Auswirkungen erhöhter Nährstoffkonzentrationen	28
3.3	Hydrodynamische Störungen durch die Schifffahrt	33
4	Auswirkungen der in Berlin auftretenden Gewässerbelastungen auf die Besiedlung der Gewässer durch das Makrozoobenthos und die Fische	38
4.1	Allgemeine Betrachtung zu Störung von Biozönosen	38
4.1.1	Akut und chronisch wirkende Stressoren	38
4.1.2	Interferenzen zwischen multiplen Stressoren	40
4.2	Auswirkungen der multiplen Belastungen auf die Makrozoobenthoszönose	41
4.2.1	Relative Bedeutung der Degradationsformen	41
4.2.2	Auswirkungen der schifffahrtsinduzierten hydrodynamischen Störungen	48
4.3	Auswirkungen der multiplen Belastungen auf die Fischzönose	49
4.3.1	Wesentliche Degradationsformen und deren historische Entwicklung	49
4.3.2	Rezente Belastungen und deren Auswirkungen auf die Fischzönose	50
4.3.3	Auswirkungen der schifffahrtsinduzierten hydrodynamischen Störungen	53
5	Auswirkung der Mischwasserentlastung auf den Stoffhaushalt und die Biozönosen	57
5.1	Auswirkung auf den Stoffhaushalt	62
5.2	Auswirkungen auf die Makrozoobenthoszönose	73
5.3	Auswirkung auf die Fischzönose	79
5.4	Einflüsse chemischer Kontaminanten auf den Biofilm	83
5.5	Hygienische Qualität und humanpathologische Relevanz von Mischwasserentlastungen	84

6	Katalog der hydraulischen, chemisch-physikalischen und ökologischen Parameter	87
6.1	Parameter zur Beschreibung der Gewässergüte im Hinblick auf die Hintergrundbelastung	87
6.2	Parameter zu Beschreibung der durch Mischwasserentlastung beeinflussten Gewässerprozesse	88
6.3	Abgleich zwischen den für die Beurteilung der Mischwasserentlastung relevanten Gewässerprozessen und Parametern und dem Gewässergütemodel QSim	91
7	Zusammenfassung	95
8	Glossar	96
9	Literaturverzeichnis	100

## ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

AOX	Adsorbable Organic Halogen Compounds
BSB <sub>5</sub>	Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen
C-BSB	Kohlenstoffbürtiger BSB
Cd	Cadmium
CPOM	Coarse Particulate Organic Matter
Cr	Chrom
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
Cu	Kupfer
DIC	Dissolved Inorganic Carbon
DOC	Dissolved Organic Carbon
FPOM	Fine Particulate Organic Matter
Ind.	Individuen
ISC	Impervious Surface Cover
N-BSB	Stickstoffbürtiger BSB
Ni	Nickel
NMS	Nichtmetrische Multidimensionale Skalierung
PAKs	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
PCBs	Pentachlorphenole
POC	Particulate Organic Carbon
POM	Particulate Organic Matter
SRP	Soluble Reactive Phosphorus
UV	Ultraviolette Strahlung
Zn	Zink

## 1 Einleitung

Urbane Fließgewässer sind stark degradiert bezüglich ihrer Hydrologie, Ufer- und Gerinnemorphologie, Substratheterogenität und Habitatausstattung sowie Wasser- und Sedimentqualität.

Um einen Katalog der hydraulischen, physikalisch-chemischen und ökologischen Parameter aufzustellen, die für die Beurteilung des Gewässerzustandes der Berliner Stadtspreewälder Kanäle wichtig sind, ist die Kenntnis aller relevanten Gewässerprozesse grundlegende Voraussetzung.

Da es sich bei den anthropogen stark veränderten sowie künstlichen Gewässern um sehr komplexe Systeme eines dynamischen multivariaten Wirkungsgefüges handelt, in dem sich natürliche mit anthropogen bedingten Prozessen überlagern, werden die natürlichen Prozesse und deren anthropogene Überformung separat und insbesondere im Hinblick auf den Stoffhaushalt beschrieben. Der Stoffhaushalt wird grundsätzlich von der Interaktion physikalischer, biogeochemischer und biozönotischer Prozesse bestimmt und ist somit die zentrale Größe zur Bewertung der ökologischen Funktionsfähigkeit eines anthropogen überformten Fließgewässers.

Im urbanen Bereich Berlins bewirkt die Mischwasserentlastung neben den potentiellen ökotoxikologischen Auswirkungen enthaltener Inhaltsstoffe auch eine Veränderung des physikalisch-chemischen und mikrobiellen Stoffhaushalts, mit Auswirkungen auf die Biozönoson höherer trophischer Ebenen. Da die Europäische Wasserrahmenrichtlinie fordert, die aquatischen Biozönoson als ökologische Qualitätskomponenten in den Focus der Bewertung des ökologischen Gewässerzustandes zu stellen (EG-WRRL, 2000), müssen für einen immissionsorientierten Ansatz auch die Auswirkungen der Mischwasserentlastung auf die Biozönoson des Makrozoobenthos, der Fischfauna, der Makrophyten und des Phytoplanktons beschrieben werden.

Mischwasserentlastungen stellen also eine zusätzliche Belastung des ökologischen Zustandes der Stadtspreewälder Kanäle dar, der bereits durch die Vor- bzw. Hintergrundbelastung geschädigt ist. Die kumulativen und synergistischen Wirkungen der wesentlichen Degradationsformen (s.o.) auf die biotischen Qualitätskomponenten stellt somit die „Hintergrundbelastung“ im Hinblick auf die ökologischen Auswirkungen der Mischwasserentlastung dar. Zur Beschreibung der Hintergrundbelastung wurden die Makrozoobenthos- und Fischzönoson herangezogen, da zum einen davon ausgegangen wird, dass sie von den Effekten der Mischwasserentlastung stärker betroffen sind als die Phytoplanktonzönose. Zum anderen ist die Zusammensetzung der Phytoplanktonzönose in den kanalisierten Abschnitten der Stadtspreewälder Kanäle vorrangig von dem aus den Flusseen ausgehenden Phytoplankton abhängig, da sie weniger von den Bedingungen der kanalisierten Fließabschnitte abhängt, als von Charakteristika des stromauf gelegenen Fluss-Seen-Systems. Submerse Makrophytenbestände können sich unter der derzeitigen Hintergrundbelastung nur an sehr wenigen Abschnitten der Stadtspreewälder Kanäle entwickeln und kommen im Bereich der Mischwasserentlastung nicht vor.

Die Zusammenstellung der Gewässerprozesse erfolgt über eine Synthese von Ergebnissen freilandökologischer, experimenteller und modellierender Studien, die i.d.R. nur einen spezifischen Ausschnitt des gesamten Prozesses beschreiben und auf Relevanz für die Berliner Gewässersituation geprüft werden.

In den ersten, die grundlegenden gewässerökologischen Prozesse umfassenden Kapiteln werden zuerst die wichtigsten Faktoren, Mechanismen und Prozesse beschrieben, die den Stoffhaushalt eines Fließgewässers bestimmen. Besonderes Augenmerk wurde dabei auf den Stoffhaushalt eutropher Bäche und Flüsse des Tieflandes und von Fluss-Seen-Systemen gelegt.

Der abiotische Stoffhaushalt wird dabei in Zusammenhang mit der biotischen Ressourcennutzung diskutiert. Nach Einführung der grundlegenden Prozesse des Stoffhaushaltes in Kapitel 2, werden im folgenden die Auswirkungen der anthropogenen Nutzung auf diese Prozesse beschrieben und explizit auf die berlin-spezifische Gewässersituation eingegangen (Kapitel 3). Hier erfolgt somit eine Zusammenstellung der für die Berliner Gewässersituation relevanten hydraulischen, physikalisch-chemischen und ökologischen Parameter zu Beurteilung der Gewässergüte.

Kapitel 4 stellt die Auswirkungen der anthropogen veränderten Prozesse und der verschiedenen Degradationsformen auf die Makrozoobenthos- und Fischzönosen der Stadtspreede dar und diskutiert die Hintergrundbelastung ohne den Einfluss der Mischwasserentlastung. Die generellen Symptome, die mit der urbanen Degradation von Tieflandflüssen und Fluss-Seen-Systemen verbunden sind, werden im Anschluss an Kapitel 4 in einer tabellarischen Übersicht zusammengefasst.

Von den durch die anthropogene Nutzung überformten gewässerökologischen Prozessen ausgehend, werden im 5. Kapitel die potentiellen Auswirkungen der Mischwasserentlastung diskutiert. Es erfolgt somit eine Konzentration der Parameterauswahl auf die wesentlichen Prozesse im Zusammenhang mit Mischwasserentlastungen. Aufgrund der Vielzahl auftretender Belastungsfaktoren und ihrem interaktivem Wirkungsgefüge wird in Kapitel 5 und 6 herausgearbeitet, welche Einflüsse der Mischwasserentlastung unter Berücksichtigung der Hintergrundbelastung als besonders gravierend eingestuft werden müssen und für die Gewässergütesimulation die wesentlichen Zielgrößen darstellen.

Der Inhalt der vorliegenden Studie ist somit eine Synthese aus Standardwerken der Fließgewässer-Limnologie und wissenschaftlicher Studien, die im Zeitraum 1954 bis Oktober 2006 veröffentlicht wurden. Darüber hinaus wurde „Graue“ Literatur (Berichte, Tagungsbeiträge, etc.) mit einbezogen, wenn sie zur Verfügung stand und zum jeweiligen Sachverhalt beitragen konnte. Viele gewässerökologische Prozesse hängen entscheidend von dem Fließgewässertyp und ihrer Ausprägungen im individuellen Gewässer ab, so dass für das 2. und 3. Kapitel vorrangig Studien verwendet wurden, die an der unteren Spree durchgeführt wurden.

Bei der Recherche zu den anthropogenen Belastungen der gewässerökologischen Prozesse, der Hintergrundbelastung der Stadtspreede und den Kanälen sowie zu den Belastungen durch die Mischwasserentlastungen wurde insbesondere die Datenbank „Web of Science“ (ISI – Web of Knowledge, <http://portal.isiknowledge.com>) herangezogen. Insgesamt wurden 565 Literaturstellen in die Studie einbezogen, von denen sich 123 mit Prozessen der urbanen Regenentwässerung beschäftigen.

## 2 Grundlegende Prozesse des Stoffhaushaltes von Fließgewässern

### 2.1 Kohlenstoffhaushalt

Die wichtigste Quelle von natürlicher organischer Substanz in Fließgewässer-Ökosystemen ist die Photosynthese, während chemotrophen Lebensformen (die meisten nitrifizierenden Bakterien) eine untergeordnete Bedeutung zukommt. Die **Kohlenstoffkomponenten**, in gelöster und partikulärer Form vorliegend, werden nach dem Produktionsort unterteilt: autochthone organische Substanz wurde im Gewässer selbst produziert, während allochthone organische Substanz im Einzugsgebiet produziert und zum Gewässer transportiert wurde. Der relative Anteil, den diese Quellen im Massenbudget einnehmen, hängt ab von der Flussmorphologie, hydrologischen Bedingungen, der aquatisch-terrestrischen Konnektivität und dem Trophiegrad in stromaufwärts gelegenen Teilen des Einzugsgebietes (WEBSTER & MEYER, 1997). Generell nimmt der Einfluss der allochthone Quellen im Längsverlauf eines Fließgewässers zunehmend ab und die autochthone Produktion wird wichtiger (VANNOTE ET AL., 1980). Dies ist von besonderer Bedeutung, da autochthon verglichen mit der allochthon produzierten organischen Substanz generell schneller metabolisierbar ist.

Kohlenstoffverbindungen treten in gelöster anorganischer (DIC, Dissolved Inorganic Carbon), gelöster organischer (DOC, Dissolved Organic Carbon) oder in partikulärer organischer (POC, Particulate Organic Carbon) Form auf, wobei der gelöste Kohlenstoff den Gesamtkohlenstoffgehalt dominiert (Verhältnis DIC+DOC : POC ist ca. 10 : 1, WETZEL, 2001). Die Kohlenstoffverbindungen entstammen entweder der autochthonen Primärproduktion (Trophie), der Produktion der heterotrophen Organismen (Saprobie) oder aus allochthonen Quellen. Die allochthonen Quellen umfassen den seitlichen Zustrom gelösten organischen Kohlenstoff enthaltenes Wasser, den Eintrag von partikulärer organischer Substanz der uferbegleitenden Vegetation und anthropogene Einträge wie bspw. aus der Mischwasserkanalisation.

Durch den DIC steht der aquatische Kohlenstoffhaushalt mit dem der Atmosphäre in Verbindung, wobei die Kohlenstoffdynamik im Gewässer im wesentlichen durch das pH-abhängige Karbonat-Kohlensäuresystem gesteuert wird, das mit den assimilativen und dissimilativen Prozessen der Photosynthese bzw. Respiration in Wechselwirkung steht. Beim aeroben mikrobiellen Abbau organischer Substanz wird der Kohlenstoff zu Kohlendioxid ( $\text{CO}_2$ ) mineralisiert, während bei anaerobem Abbau je etwa zur Hälfte  $\text{CO}_2$  und Methan entstehen. Das im Wasser gelöste  $\text{CO}_2$  diffundiert teilweise in die Atmosphäre und wird - abhängig vom pH-Wert - teilweise zu Kohlensäure ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ) hydratisiert, die wiederum z.T. zu Hydrogenkarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ ) dissoziiert wird. Bei Anwesenheit von Calcium bildet sich je nach dem  $\text{CO}_2$ -Gehalt des Wassers Calciumkarbonat ( $\text{CaCO}_3$ ) oder Calciumhydrogenkarbonat ( $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ ). Ist weniger Kohlendioxid vorhanden als für das Karbonat-Kohlensäure-Gleichgewicht benötigt wird, fällt Calciumkarbonat aus, ist mehr Kohlendioxid vorhanden, wird Calciumkarbonat wieder gelöst. Die Dissoziation der Kohlensäure ist pH-abhängig und bei pH-Werten zwischen 7 und 10 dominiert das Hydrogenkarbonat, das als pH-Puffer eine wichtige ökologische Funktion einnimmt.

Durch die Photosynthese der Primärproduzenten wird DIC in Form von Kohlendioxid dem Wasser entzogen und Kalzitfällung verursacht, die wiederum von anderen Formen des DIC (z.B. Huminstoffe) gehemmt werden kann. Calciumhydrogenkarbonat bleibt also solange in Lösung wie

eine bestimmte Menge an freiem Kohlendioxid vorhanden ist. Sinkt die CO<sub>2</sub>-Konzentration durch Erwärmung (gemäß des Henryschen Gesetzes zur Gaslöslichkeit im Wasser) fällt Calciumkarbonat aus. Dies hat in Seen eine verstärkte Sedimentation von Phytoplankton sowie von Phosphat, das zuvor an Calciumkarbonat gebunden war, zur Folge (KOSCHEL, 1990, 1997).

Unabhängig vom pH-Wert des Gewässers ist das Wachstum von phototrophen Organismen jedoch i.d.R. nicht kohlenstofflimitiert. Eine hohe Sauerstoffübersättigung deutet in diesem Zusammenhang auf eine starke Photosynthese hin. Durch Respiration gebildetes Kohlendioxid kann teilweise wieder von den phototrophen Organismen verbraucht werden, so dass die atmosphärischen Verluste relativ gering sind. Die mit der Photosynthese einhergehende Erhöhung des pH-Wertes hat insbesondere Auswirkungen auf die Ammonium-Dissoziation und wird in Zusammenhang mit dem Stickstoffhaushalt diskutiert (siehe Kapitel 2.3).

Eine hohe Primärproduktion des Phytoplanktons und benthischer Algen erhöht auch die autochthone DOC-Konzentration, da sie 2 – 5 % des photoassimilierten Kohlenstoffs in gelöster Form in das Wasser abgeben. Die Substanzen des DOC werden ebenso schnell von Bakterien und Pilzen aufgenommen, wie sie ins Wasser gelangen, zeichnen sich also durch einen hohen Metabolismus aus. Das gilt auch, allerdings in weitaus geringerem Maße, für die toxischen Stoffwechselprodukte der Cyanobakterien (Blualgen), wie das Microcystin.

Den Hauptbestandteil an DOC liefern in erster Linie schwer abbaubare Fulvosäuren (sog. Gelbstoffe), d.h. der wasserlösliche Anteil von Huminsäuren. Diese bestehen meist aus hochpolymeren Verbindungen, vor allem aus aromatischen und N- und O-haltigen heterozyklischen Ringsystemen (Benzol, Naphtalin bzw. Pyridin, Pyrrol, Indol und Furan) (STEINBERG & MELZER, 1985). Huminstoffe, die aus den Hauptgruppen Fulvosäuren, Huminsäuren und Humine bestehen, sind wichtige Komplexbildner und Kationenaustauscher.

Die Konzentration von gelösten organischen Stoffen ist i.d.R. um eine Größenordnung höher als die der partikulären organischen Substanz einschließlich der lebenden Organismen (STEINBERG & STABEL, 1978). Gelöste organische Verbindungen, insbesondere Aminosäuren, sind Nahrungs- und Energiequelle für heterotrophe Mikroorganismen (CHRÓST & FAUST, 1983, RAI, 1984, JØRGENSEN ET AL., 1983, FISCHER ET AL., 2002a) und Algen (JØRGENSEN ET AL., 1983, RODHE, 1955). Huminstoffe sind darüber hinaus als Chelatbildner bedeutend, da sie z.B. die Ausfällung von Eisen (essentielles Spurenelement für Algen) verhindern, binden allerdings auch toxisch wirkende Metallionen.

Der POC ist der Kohlenstoff in der partikulären organischen Substanz (POM, Particulate Organic Matter), die aus den lebenden und abgestorbenen Organismen sowie ihren Resten und Umwandlungsprodukten besteht. Das POM wird in die Fraktionen der feinen organischen Partikel (< 1mm, FPOM, Fine Particulate Organic Matter) und der groben organischen Partikel (> 1mm, CPOM, Coarse Particulate Organic Matter) unterschieden (z.B. JOCHEM & GERHARD, 2002). In der folgenden Beschreibung von Prozessen, die alle Kohlenstoffquellen umfassen, wird von organischer Substanz gesprochen.

Neben der autochthonen Produktion ist der allochthone Eintrag von terrestrischem CPOM wichtig, nimmt jedoch vom Oberlauf zum Unterlauf in seiner Bedeutung ab, wohingegen die Bedeutung von FPOM zunimmt (VANNOTE ET AL., 1980). Dem suspendierten oder sedimentierten POM kommt im Zusammenhang mit der Produktion der Primär- und Sekundärkonsumenten eine

entscheidende Rolle als Nahrungsquelle und Lebensraum für viele benthische und pelagische Fließgewässerorganismen zu.

Der Abbau von POM ist durch

1. die Abgabe löslicher organischer Stoffe (leaching),
2. mikrobieller Besiedlung und
3. Zerfall in Kompartimente

gekennzeichnet. Leaching spielt beim Stofffluss lediglich eine untergeordnete Rolle (BÄRLOCHER, 1990, GESSNER, 1991) und vollzieht sich durch Autolyse, bei der Stoffe aus dem molekularen Verband frei werden und ins Wasser diffundieren können. Die physikalische Zersetzung von frisch eingebrachtem POM wird durch ausreichende Versorgung mit gelöstem Sauerstoff verbessert, was zu einer schnelleren mikrobiellen Besiedlung führt (MCDIFFETT & JORDAN, 1978). Am mikrobiellen Abbau des CPOM sind in erster Linie zellulose- und pektinabbauende Fadenpilze (Hyphomyceten) (GESSNER & SCHWOERBEL, 1991, WEYERS & SUBERKROPP, 1996, HIEBER & GESSNER, 2002), an der des FPOM überwiegend heterotrophe Bakterien beteiligt (SAUNDERS, 1980). Durch die mikrobielle Besiedlung durch Hyphomyceten und heterotrophe Bakterien wird eine Konditionierung des partikulären organischen Materials erreicht, da der Proteingehalt durch die Immobilisierung von im Wasser gelösten Stickstoff zunimmt (DAVIS & WINTERBORN, 1977, TRISKA ET AL., 1975) und die Attraktivität bzw. Nahrungsqualität für Zerkleinerer der Makrozoobenthoszönose steigt (KUNZE & SCHUBERT, 1983, SUBERKROPP, 1998).

Die Nahrungsqualität von POM kann abnehmen aufgrund von Überkonditionierung (ANDERSON & SEDELL, 1979), oder aber durch Sedimentation von Sestonpartikeln, die zu einer Abnahme der Sauerstoffkonzentration im Interstitial der organischen Substanz führen. Die Zerkleinerer zerlegen das grobpartikuläre zu feinputikulärer organischen Substanz und machen es somit auch für andere funktionelle Ernährungstypen des Makrozoobenthos wie Sedimentfresser und Filtrierer sowie heterotrophen Bakterien verfügbar (GRAFIUS & ANDERSON, 1979, SHORT & MASLIN, 1977), beziehen die Energie jedoch hauptsächlich aus der mikrobiellen Biomasse und weniger aus dem POM selbst. Welche relativen Anteile Zerkleinerer, Pilze und Bakterien beim Abbau von CPOM einnehmen und welche Faktoren die Dominanzverhältnisse kontrollieren ist derzeit noch nicht hinreichend geklärt (HIEBER & GESSNER, 2002).

## 2.2 Der mikrobielle Kohlenstoffmetabolismus in Fließgewässern

Im Hinblick auf die Stoffströme stellen das von stromauf gelegenen Abschnitten herantransportierte allochthone POM und die Primärproduktion die wichtigsten Energiequellen dar (VANNOTE ET AL., 1980, NAIMAN ET AL., 1987). Der biogeochemische Stoffkreislauf vollzieht sich im Fließgewässer in Stoffspiralen, da der Stoffmetabolismus als Kreislauf über alle trophischen Ebenen ausgeprägt ist und zusätzlich dem Transport der fließenden Welle unterliegt (vgl. Kapitel 2.7).

Die einfache Vorstellung eines Kreislaufs (Recyclings) von Kohlenstoff und Nährstoffen über eine lineare Nahrungskette wird durch das **Konzept des Microbial Loop** (mikrobielle Schleife) erweitert (AZAM ET AL., 1983). Dieses Konzept beschreibt, dass die heterotrophen Bakterien nicht nur POM mineralisieren und den Primärproduzenten zugänglich machen, sondern dass sie darüber hinaus auch selbst gelöste organische Kohlenstoffverbindungen in partikuläre organische Biomasse



umwandeln und diese somit direkt oder indirekt allen heterotrophen Konsumenten nutzbar machen (z.B. LOCK ET AL., 1984).

So werden Bakterienzellen insbesondere von Protozoen und spezialisierten Nematoden aufgenommen, von Rädertierchen (Rotatoria, Rotifera) und Muscheln (Bivalvia) aktiv filtriert sowie auch durch Biofilm (Periphyton) aufnehmende Weidegänger und detritivoren Organismen wie Oligochaeten konsumiert (FENCHEL, 1980, MONTAGNA, 1995).

Somit erhöht der Transfer der aus Detritus gewonnenen Energie in höhere trophische Ebenen die Produktivität des Makrozoobenthos- und der Fischzönose beachtlich. Die phototroph produzierte Biomasse erhöht wiederum die zur Verfügung stehende Menge an POM und beeinflusst die heterotrophe Produktion eines Gewässers. Die damit angesprochene wechselseitige Abhängigkeit von Trophie und Saprobie wird unten ausführlicher behandelt (Kapitel 2.4). Abbau, Mineralisierung und die temporärer Retention in Biomasse eingetragener organischer Substanzen können eine effektive Selbstreinigung bewirken, also eine fließgewässerinterne Reduzierung der Stofffrachten. Da der Kohlenstofffluss im Wesentlichen von der bakteriellen Aktivität initiiert wird, wird die Rolle des Biofilms und der mikrobielle Kohlenstoffmetabolismus im Folgenden detailliert beschrieben.

Die heterotrophen Mikroorganismen des Biofilms insbesondere Bakterien, sind quantitativ die wichtigsten Primärkonsumenten von organischem Kohlenstoff (DOC, POC). Der Biofilm besteht neben Bakterien aus Pilzen und Algen, eingebettet in eine Polysaccharid-Matrix (LOCK, 1993), die effektiv mit dem vorbeiströmenden Wasser interagiert. Diese Matrix verbessert die Immobilisierung von DOC und FPOM durch Adsorption und damit die Versorgung der Mikroorganismen (WETZEL, 2001).

Weiterhin kann Bioturbation den Transfer organischen Kohlenstoffs in den Biofilm erhöhen (ALLER & ALLER, 1992, BAK ET AL., 1995). Makromoleküle des POM werden von extrazellulären Enzymsystemen hydrolysiert, bevor sie von den Mikroorganismen aufgenommen werden (z.B. FISCHER, 2002, WILCZEK ET AL., 2005). Neben dem Enzymsystem der Dehydrogenase, deren Enzyme organische Substanzen oxidiert, ist u.a. auch die Phosphatase am initialen Abbau beteiligt. Dieser bakterielle Metabolismus ist ein sehr bedeutender Schritt zur Verzögerung des organischen Kohlenstoffexports (= temporäre Retention), verbessert damit folglich die Nährstoffverfügbarkeit im Fließgewässer als Ganzes (MARXSEN, 1988, MEYER, 1990, HALL, 1995).

Daher ist der Großteil der mikrobiellen Biomasse im epilithischen Biofilm benthischer, hyporheischer und wasserführender Sedimente lokalisiert (WUHRMANN, 1972, KASIMIR, 1990), während im Freiwasser nur eine geringe Produktion auftritt. Von Bedeutung ist insbesondere der Substratkontakt, wobei in durchströmten Sedimentkörpern der Kontakt zwischen festen Oberflächen und freiem Wasser besonders ausgeprägt ist. Daher kommt den Sedimenten und der Uferzone von Fließgewässern eine überdurchschnittliche Bedeutung für den Stoffmetabolismus zu (PUSCH ET AL., 1998).

Auch für die Müggelspree konnte dies bestätigt werden: Die volumenspezifische Bakterienproduktion an der Sedimentoberfläche war 200 – 1000-fach höher ( $1,9 - 8,1 \mu\text{g C cm}^{-3}$ ) und in den ersten 2 cm der Sohlsedimente 17 – 35 höher (bei 1 m Wassertiefe) als die Produktion im Freiwasser (FISCHER & PUSCH, 2001). Die bakterielle Kohlenstoffproduktion im Freiwasser betrug  $0,9 - 3,9 \text{ ng C ml}^{-1} \text{ h}^{-1}$  und war damit vergleichbar mit denen der europäischen Tieflandflüsse Meuse

und Seine (SERVAIS, 1989, SERVAIS & GARNIER, 1993). In gut durchströmten Sedimenten, die durch eine hohe hydraulische Leitfähigkeit charakterisiert sind, setzte sich die hohe Produktion auch in tieferen Sedimentschichten bis in 20 cm fort, während in geschichtetem, festen Sand nur in den obersten 2 cm eine nennenswerte Bakterienproduktion festgestellt werden konnte (FISCHER, 2000).

Zustrom von Wasser fördert also die bakterielle Aktivität und den Kohlenstoffmetabolismus. Es ist anzunehmen, dass das Grazing von Protozoen die Bakterienbiomasse nicht limitiert, jedoch wesentlich zum Biomassenmetabolismus beiträgt (FISCHER & PUSCH, 2001). Die Verteilung der Protozoen (Flagellaten, Ciliaten) in den Sedimenten der Spree war vor allem vom Sauerstoffgehalt des Interstitialwassers, der Belichtung, den Gehalten an Feinsediment und partikulärer organischer Substanz sowie den Bakterienabundanzen (als Futterorganismen) abhängig (GÜCKER, 2001). Des Weiteren war die bakterielle Aktivität positiv mit der Gesamtmenge und der Qualität (insbesondere ein niedriges C/N-Verhältnis) der partikulären organischen Substanz korreliert (FISCHER & PUSCH, 2001).

Auf jeden Fall kann davon ausgegangen werden, dass die sedimentbürtige bakterielle Produktion im Wesentlichen von der Temperatur, dem Sauerstoffangebot und der Menge und Qualität der organischen Substanz abhängt (SANDER & KALFF, 1993, FINDLAY & SOBCHAK, 2000, FISCHER, 2000). Darüber hinaus wird die Intensität des mikrobiellen Metabolismus (Produktion und Respiration) direkt von dem Grad der Substrat- bzw. Habitatheterogenität gesteuert (CARDINALE ET AL., 2002, WILCZEK ET AL., 2004). Die Substratheterogenität und Flussmorphologie sind in diesem Zusammenhang von herausragender Bedeutung, da sie das Verhältnis der durch Biofilm besiedelbaren Substratoberfläche zum Wasservolumen bestimmen (FISCHER ET AL., 2003, 2005).

Die in den Sedimenten der Müggelspree festgestellte Bakterienproduktion war hoch (10 – 20-mal höher) im Vergleich zum Fluss Ogeechee in Georgia (USA), einem charakteristischen Schwarzwasserfluss mit hohen Huminstoffkonzentrationen (FINDLAY ET AL., 1986, MEYER, 1988, FISCHER ET AL., 2002b). Die Bakterienproduktion ist i.d.R. räumlich und zeitlich sehr variabel und war im Fluss Ogeechee primär von dem Sedimentgehalt an organischen Kohlenstoff abhängig und übertraf sogar die Primärproduktion (FINDLAY ET AL., 1986). Kurzfristige extreme Schwankungen in der Gesamtbakteriendichte können relativ häufig auftreten, was auch für unbelastete Fließgewässer (MARXEN, 1980) gilt. Die wesentlich höhere Bakterienproduktion in der Müggelspree weist demzufolge auf die Bedeutung der hohen autochthonen Primärproduktion hin, die das Angebot an allochthoner organischer Substanz stark vergrößert.

FISCHER & PUSCH (2001) kalkulierten unter der Annahme einer Kohlenstoffassimilationseffizienz von 30 % (BENNER ET AL., 1988) die bakterielle Gesamtrespirationsrate, um diese einer gemessenen Gesamtrespiration der Biozönose (BÖHME, 1994) und den geschätzten Kohlenstoffflüssen aus Studien anderer Autoren gegenüberzustellen. Diese Zusammenstellung gibt Einblicke in das Kohlenstoffbudget der 6,6 km langen untersuchten Fließstrecke der Müggelspree. Es wurde keine Netto-Akkumulation von organischer Substanz beobachtet (FISCHER & PUSCH, 2001), obwohl eine effektive Retention des organischen Kohlenstoffs für die Müggelspree dokumentiert ist (WANNER & PUSCH, 2001).

Da die kumulierten Kohlenstoffquellen in derselben Größenordnung liegen wie die gemessene (BÖHME, 1994) oder kalkulierte (FISCHER & PUSCH, 2001) bakterielle Respiration, lässt sich daraus

schlussfolgern, dass die organische Substanz effizient umgesetzt wird und deren jährliches Angebot im Gleichgewicht mit dem bakteriellen Metabolismus steht. Somit überwogen sogar in der phytoplankton-dominierten Spree heterotrophe Stoffumsetzungen, die dominiert waren von der Aktivität benthischer heterotropher Bakterien.

Die Respiration benthischer Organismen höherer trophischer Ebenen (z.B. das Makrozoobenthos) ist in diesem Zusammenhang zu vernachlässigen (PUSCH & SCHWOERBEL, 1994).

Die beteiligten Prozesse, die die Selbstreinigungskapazität des Gewässers bestimmen, variieren dabei im Jahresverlauf, da das Angebot an organischer Substanz schwankt und die bakterielle Aktivität (WOLF ET AL., 1991), die Bakterien-Ingestionsrate der Protozoen, die Autolyse von Bakterien und Pilzen (RHEINHEIMER, 1985) sowie die Stoffmetabolismusraten von Organismen höherer trophischer Ebenen (ALLAN, 1995) bei höheren Temperaturen zunehmen.

### 2.3 Nährstoffhaushalt

Unter den **Nährstoffen** sind vor allem Phosphor (P) und Stickstoff (N) wichtig. Phosphor liegt stets als anorganisch gelöster reaktiver Phosphor (SRP, Soluble Reactive Phosphorus,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ , im Weiteren zusammengefasst als SRP), organisch gelöstes und organisch gebundenes Phosphat (Organismen, POM) vor. Stickstoff kommt in seiner anorganischen Form als Nitrat ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ), Nitrit ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ) und Ammonium ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ), organisch als Zwischenstufen des mikrobiellen Proteinabbaus, als Exkretionsprodukt tierischer Konsumenten sowie in freien Verbindungen (z.B. Aminosäuren, Enzyme etc.) vor.

Da anorganische Phosphorverbindungen natürlicherweise nur sehr geringe Konzentrationen im Gewässer aufweisen, wirkt Phosphor als essentieller Nährstoff für Primärproduzenten häufiger als Stickstoff produktionslimitierend. Die geogenen Hintergrundkonzentrationen der Nährstoffe werden in Mitteleuropa vor allem durch atmosphärische Deposition sowie diffuse und punktuelle Einträge aus landwirtschaftlicher, urbaner und industrieller Nutzung der Einzugsgebiete erhöht.

In den Zuflüssen nach Berlin überwiegen die diffusen Einträge, die zum größten Teil über den Grundwasserpfad in die Gewässer gelangen. Da Nitrat im Gegensatz zum Phosphor und Ammonium schlecht sorptiv gebunden wird, ist oftmals eine erhöhte Nitratkonzentration bei relativ konstanten Konzentrationen an gelöstem Phosphor (vor allem SRP) zu beobachten. Dies ist von einer starken Phosphorretention durch Sedimentation und Bindung am aeroben Sediment verursacht, wobei dessen Verbleib von Reduktions- und Oxidationsprozessen abhängt (MORTIMER, 1941, 1942), da Phosphat Verbindungen mit Eisen, Aluminium und Mangan eingeht.

So ist bspw. der Phosphor in den Sedimenten des Müggelsees überwiegend an Eisen- und Manganoxiden und -hydroxiden gebunden (KOZERSKI ET AL., 1999). Anaerobe Verhältnisse führen zu einer verstärkten Phosphorfreisetzung, wobei bereits Unterschreitungen von  $2 \text{ mg l}^{-1}$  als kritisch angesehen werden und die Phosphorfreisetzung mit dem Sulfatangebot steigt, da das an Eisen ( $\text{Fe}^{3+}$ ) gebundene Phosphat durch mikrobielle Sulfatreduktion freigesetzt wird (OHLE, 1954, CARACO ET AL., 1993). Dies betrifft im Wesentlichen nur den anorganischen Phosphor, wobei der organisch gebundene Phosphor des Sediments eine sehr stabile Phosphorfraktion darstellt (TESSENOW, 1975). Andererseits können hohe Konzentrationen an Nitrat der Phosphorfreisetzung entgegenwirken, da es ein ausreichend hohes Redoxpotential bewirkt (KOZERSKI, ET AL., 1999).

Die wesentlichen Prozesse der Phosphorbindung und -akkumulation im Sediment sind in Fluss-Seen-Systemen des Tieflandes zwischen See und aufgestauten Fließabschnitten vergleichbar (SELIG & SCHLUNGBAUM, 2002).

Die wichtigsten Quellen für den Stickstoffhaushalt der Fließgewässer sind der allochthone Eintrag, meist als Nitrat, und das aus dem Proteinabbau stammende Ammonium. Der Metabolismus der Stickstoffverbindungen hängt zum einen von Mikroorganismen wie *Nitrosomonas* ab, die das Ammonium zu Nitrit oxidieren, das von Nitratbakterien wie *Nitrobacter winogradskyi* weiter zu Nitrat oxidiert wird (**Nitrifikation**). Da der Energiegewinn relativ gering ist, ist die Generationszeit dieser Bakterien mit 10 – 20 Stunden relativ lang (KNOWLES ET AL., 1965). Im Vergleich zu heterotrophen Bakterien haben Nitrifikanten kleinere Wachstumsraten (BILLEN, 1991).

Die Oxidation der Stickstoffverbindungen benötigt also eine viel längere Zeit als die der leicht metabolisierbaren Kohlenstoffverbindungen, so dass Kohlenstoff- und Stickstoffoxidation zeitlich wie räumlich getrennt voneinander auftreten können. Dennoch kann die Nitrifikation sogar bis zu 60 % des gesamten Sauerstoffbedarfs einnehmen (KARBE, 1972); sie ist deshalb nicht selten die Ursache von Fischsterben.

Da das Wachstumsoptimum der nitrifizierenden Bakterien bei 30°C liegt und sich die Generationszeiten mit abnehmender Temperatur stark verlängern, ist die potentielle Nitrifikationskapazität im Sommer maximal. Mangel an Sauerstoff setzt die Nitrifikation herblich herab, da diese Ammonium- und Nitritoxidenten streng aerob sind. Die Nitrifikation verhindert die Anreicherung des ständig im Gewässer beim Abbau freiwerdenden Ammoniums, wird aber bei einer Sauerstoffkonzentration unter 0,9 mg l<sup>-1</sup> gehemmt (SCHOBERL & ENGEL, 1964, KARBE, 1972).

Liegen anaerobe Bedingungen im Sediment vor, kommt es zur **Nitratammonifikation** von Nitrat zu Ammonium (z.B. bei *Bacillus*, Stämmen von *Aerobacter* und *Escherichia coli*) oder zur **Denitrifikation** des Nitrats zu elementarem Stickstoff durch Pseudomonaceen wie z.B. *Nitrococcus* und *Thiobacillus denitrificans*. Auch wenn die Denitrifikation hauptsächlich im anaeroben Bereich stattfindet, ist nicht auszuschließen, dass auch bei Anwesenheit von Sauerstoff in Mikrozononen schon Denitrifikationsprozesse der fakultativ anaeroben Bakterien ablaufen. Bei hohem sedimentbürtigen Sauerstoffbedarf, kann Denitrifikation bereits bei Sauerstoffkonzentrationen im Freiwasser von 6 – 8 mg l<sup>-1</sup> auftreten (KOIKE & HATTORI, 1978).

PAINTER (1970) schätzte den Anteil an Sauerstoff, der durch Denitrifikation freigesetzt wird und – wie in einigen Abschnitten der Themse – zur Oxidation der Kohlenstoffverbindungen dient, auf 25 %. Die Denitrifikation steigt nach Untersuchungen von NAKAJIMA (1981) mit der Temperatur und den Nitratkonzentrationen an, erreichte aber bei 20 mg NO<sub>3</sub>-N l<sup>-1</sup> ein Plateau. Die Hauptverluste an Stickstoff im Flusssediment sind oft auf die Denitrifikation bzw. Nitratatmung zurückzuführen.

Des Weiteren stellt, neben der Denitrifikation die **Anammox-Reaktion** eine bedeutende Stickstoffsенke dar (z.B. JETTEN ET AL., 1998). Diese anaerobe Ammoniak-Oxidation wurde erstmals in den 1980er Jahren in einer Abwasseraufbereitungsanlage in Delft (Niederlande) beobachtet. Dabei wird Ammoniak mit Nitrit unter anaeroben Bedingungen von den Bakterien *Brocadia anammoxidans*, *Kuenenia stuttgartiensis* und *Scalindua sorokinii* zu molekularem Stickstoff umgesetzt. Während erstere im Süßwasser der Binnengewässer leben, ist *Scalindua* ein Meeresbewoh-

ner. Die Forschungsergebnisse zur Anamoxidation widerlegen die bisherigen Vermutungen, dass die Denitrifikation für die Freisetzung von Stickstoff alleine verantwortlich ist.

Die Entdeckung der anaeroben Ammoniak-Oxidation hat somit weit reichende Konsequenzen für das wissenschaftliche Verständnis des Stickstoffkreislaufs (siehe Abbildung 1).

Nach einem vollständigen Proteinabbau der organischen Substanz durch eine hohe Selbstreinigungsleistung liegt der Stickstoff vorwiegend als Nitrat-N vor. Auch wenn das Zwischenprodukt Nitrit durch eine hohe mikrobielle Aktivität i.d.R. nur in geringen Konzentrationen vorliegt, können bei stoßartig auftretenden allochthonen Einträgen zwei Nitrit-Maxima durch Nitrifikation und Nitratammonifikation auftreten. Die beteiligten Bakterien verwenden die dabei gewonnene Energie für die Assimilation von  $\text{CO}_2$  als Kohlenstoffquelle. Optimale Bedingungen für die Nitrifikation im Gewässer sind daher eine ausreichende Versorgung mit gelöstem Sauerstoff, gute Pufferung durch Calciumhydrogenkarbonat und ausreichende Ammoniumversorgung.

Das Recycling des Stickstoffs findet wie oben für den Kohlenstoff beschrieben vornehmlich in der Polysaccharid-Matrix des Biofilms statt, wobei die Polysaccharid-Matrix als wichtigste Kohlenstoffreserve während niedriger Nährstoffbedingungen fungieren kann (FREEMAN & LOCK, 1995). Die durch die Nährstoffanreicherung geförderten Cyanobakterien sind darüber hinaus auch in der Lage, atmosphärischen molekularen Stickstoff in Ammonium und Aminosäuren umzuwandeln (PETERSON & GRIMM, 1992). Der Biofilm kann außerdem als Senke für anorganische Nährstoffe wirken, da es die Abgabe ins Wasser verzögern (WETZEL, 1996).

Ist die Nitrifikationskapazität des Gewässers geringer als die Zufuhr und Konzentration an Ammonium es erfordern, bleibt die Ammoniumkonzentration erhöht. Zusätzlich tragen organisch angereicherte Sedimente als Ammoniumquelle zu erhöhten Ammoniumkonzentrationen bei (z.B. KOIKE & HATTORI, 1978). Die ökotoxikologische Wirkung erhöhter Ammoniumkonzentrationen ergibt sich hauptsächlich aus der Wirkung seiner toxischen nichtionisierten Form, dem Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ).

Dessen Anteil am Gesamtammonium ist sowohl stark vom pH-Wert als auch von der Wassertemperatur abhängig (EMERSON ET AL., 1975). Das Dissoziationsgleichgewicht zwischen Ammonium und Ammoniak führt bei einer Wassertemperatur von  $25^\circ\text{C}$  und einem pH-Wert von  $> 8,5$  zu einem Verhältnis zwischen Ammoniak und Ammonium von ca. 25 : 75. Das Auftreten toxischer Belastungen von Fischen und Makrozoobenthos durch erhöhte Ammoniakkonzentrationen fällt also oft zeitlich wie räumlich mit einem starken Sauerstoffdefizit zusammen, da der Bedarf an gelöstem Sauerstoff für die mikrobielle Nitrifikation und den Abbau der organischen Substanz bereits erhöht ist.

In mäßig ammoniumbelasteten Gewässern hängt die potentielle Ammoniumtoxizität insbesondere mit der Eutrophierung zusammen, da erst mit einer verstärkten Photosyntheseleistung höhere pH-Werte auftreten, die folglich den Anteil von Ammoniak am Gesamtammonium erhöhen. In Folge starker Photosynthese nimmt insbesondere bei hohen Wassertemperaturen der Anteil des freien Ammoniaks zu.

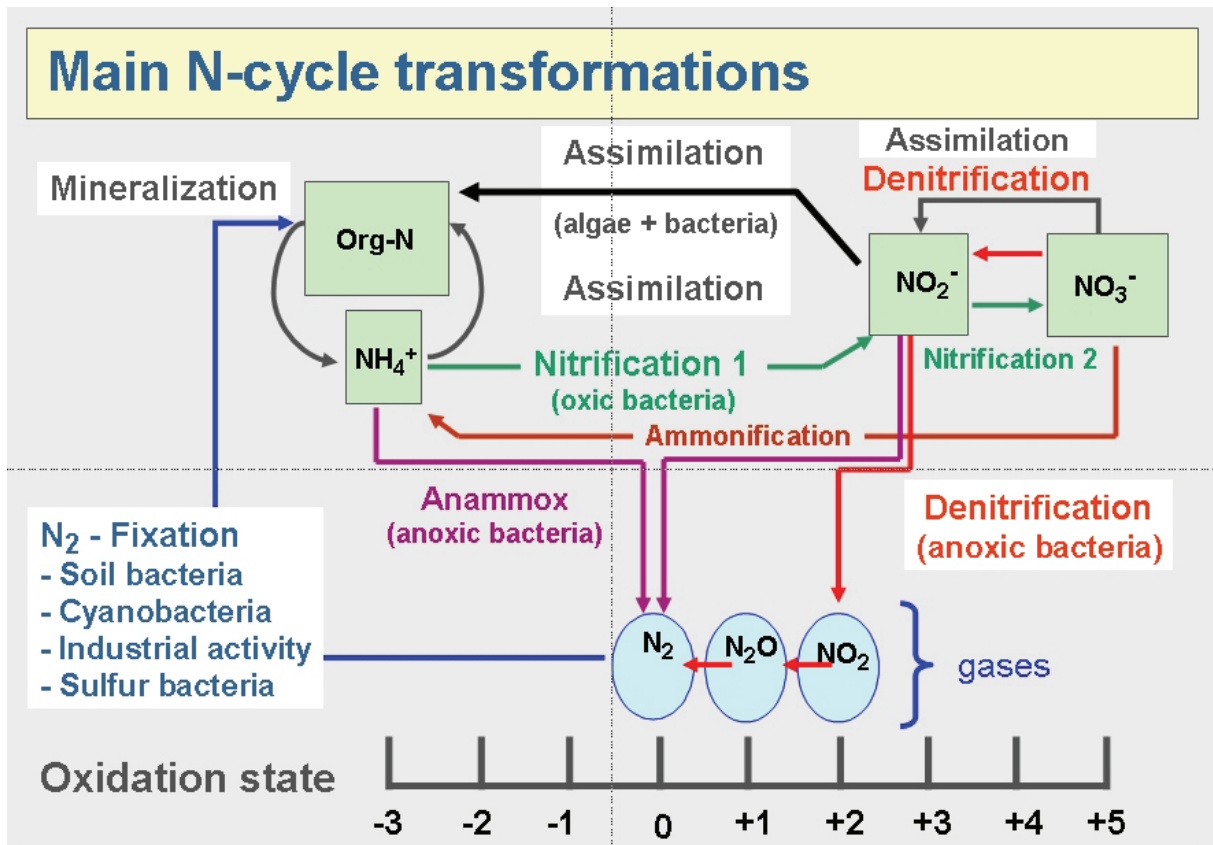


Abb. 1: Die wichtigsten Prozesse im Stickstoffkreislauf. Aus BORCHARDT (2001).

## 2.4 Trophie und Saprobie

Die Trophie beschreibt die Biomasseproduktion der autotrophen Organismen, vor allem Pflanzen (z.B. ELSTER, 1958, OHLE, 1952), und die Saprobie den Biomasseabbau durch heterotrophe Organismen, also Bakterien, Pilze und Tiere (CASPER, 1966). Beide Schlüsselprozesse stehen über die Kohlenstoff- und Nährstoffflüsse in Wechselwirkung. Ob sich bei Stoffeinträgen zuerst die Trophie oder Saprobie erhöht, hängt davon ab, ob die in das Gewässer eingetragenen Nährstoffe organisch gebunden oder in anorganischer Form vorliegen.

Erhöhte Konzentrationen anorganischer Nährstoffe steigern die Trophie, wobei aufgrund der Komplementarität von Trophie und Saprobie im Verlauf der Eutrophierung später auch die Saprobie zunimmt (**Sekundärverschmutzung**) und sich wieder ein Gleichgewicht beider Größen einstellt, jedoch auf einem höheren Niveau der Stoffumsetzungen. Die Zufuhr von organischen Stoffen fördert zuerst die Saprobie, wobei bei der Mineralisierung der organischen Substanz anorganische Nährstoffe freigesetzt werden und somit wiederum die Primärproduktion gefördert wird.

Die an der **Trophie** eines Fließgewässers generell beteiligten Organismen sind das Phytoplankton, die benthischen Algen des Biofilms und die Makrophyten, wobei deren relativer Anteil an der Gesamtprimärproduktion eines Gewässers sehr unterschiedlich sein kann. Wie bereits angesprochen, ist die Primärproduktion i.d.R. nicht kohlenstofflimitiert. Dennoch kann die Primärproduktion in leicht sauren Flüssen, in denen vorrangig Kohlendioxid vorliegt, wesentlich höher sein, als

in karbonatreichen Flüssen, da Kohlendioxid von Pflanzen leichter aufgenommen werden kann (HILL & WEBSTER, 1982).

Bei ausreichender Phosphorversorgung ist die Produktion des Phytoplanktons daher eher durch den Durchfluss und die Wasserverweilzeit, die Turbulenz und die Stärke der euphotischen Zone bzw. der Trübung abhängig (Friedrich & Viehweg, 1984).

LÖHR (1985) fasst diesen Faktorenkomplex für das Phytoplankton der Flüsse in folgenden Punkten zusammen:

1. Sichttiefe (Schweb- und Trübstofftransport, Extinktion),
2. Turbulenz in der Vertikalen/Verweilzeit der Algen in der euphotischen Zone,
3. Wasseraufenthaltszeit und Durchflusserhöhung durch Zuflüsse.

Auch die Temperatur wirkt direkt auf die Primärproduktion. Generell wird mit sinkender Temperatur die Lichtsättigung der Photosynthese bereits bei geringeren Lichtintensitäten erreicht. Im Allgemeinen werden mit zunehmender Temperatur bei einzelligen Algen die Generationszeiten kürzer. Beispielsweise betragen die Generationszeiten von Kieselalgen (Diatomeen), Blau- und Grünalgen (Chlorophyta) im Fluss Waikato (Neuseeland) bei 23°C 0,9 – 2 Tage, bei 16°C jedoch 3,6 Tage (LAM, 1979). Da die Ionenaufnahme im fließenden Wasser erleichtert ist, können Algen eine größere Menge an Nährstoffen aufnehmen, wobei auch die Biomassenproduktion der Algen steigt (SPERLING & GRUNEWALD, 1969). Erhöhte Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen bewirken eine Produktionssteigerung nur in dem Fall, wenn Phosphor nicht limitierend vorliegt (STOCKNER & SHORTREED, 1978).

Hinsichtlich der Algenphysiologie ist also das N/P-Verhältnis entscheidend für die Primärproduktion. Die Phosphoraufnahme unterliegt tageszeitlichen Schwankungen und ist mit dem Teilungs- und Wachstumsrhythmus und der Lichteinstrahlung korreliert (CZERNIN-CHUDENITZ, 1966). Des Weiteren kommen insbesondere in POM-Akkumulationen auch N-heterotrophe Algen vor, die z.B. gelöste Aminosäuren aufnehmen können (CHOLNOCKY, 1960). Für die Produktionsleistung der Kieselalgen ist darüber hinaus die Siliziumkonzentration bedeutend. Primärproduzenten nehmen auch Sulfate auf, was zu einer erheblichen Sulfateliminierung in Fließgewässern führen kann (JORGA & WEISE, 1979b).

Viele Metalle fördern als essentielle Nährstoffe (Calcium, Kalium, Magnesium, Eisen) die Photosynthese, können jedoch auch hemmend wirken (z.B. Cu, Zn). Verluste des Phytoplanktons gehen neben der natürlichen Mortalität und der Sedimentation insbesondere auf Grazingverluste durch das Zooplankton und das Makrozoobenthos zurück. Die durch die Filtrationstätigkeit der Makrozoobenthosorganismen verursachte benthisch-pelagische Kopplung wird im Kapitel 2.7 diskutiert.

Die Entwicklung des **Zooplanktons** ist in Flüssen generell zeitlimitiert. Daher sind nur Zooplanktonarten mit hohen potentiellen Wachstumsraten und kurzen Generationszeiten in der Lage sich zu entwickeln (WALZ, 1995). Da Rädertierchen generell kürzere Generationszeiten (ca. 3 Tage) aufweisen als Blattfusskrebse (Cladocera) und Ruderfußkrebse (Copepoda) (mindestens 8 – 14 Tage) (PORTER ET AL., 1983), ist die Dominanz von Rädertierchen und Protozoen typisch für viele durchflossene Staubecken und große Flüsse (PACE ET AL., 1992, VAN DIJK & VAN ZANTEN, 1995).

Mit steigender Wasserverweilzeit können sich die Dominanzverhältnisse jedoch zu Gunsten des Crustaceenplanktons verschieben (WALZ ET AL., 2002). Im Müggelsee dezimiert das Grazing des Zooplanktons insbesondere die Biomasse der Kieselalgenmassenentwicklung im Frühjahr (KÖHLER & WALZ, 2002). Dabei ist zu beachten, dass das Crustaceenplankton, das das Phytoplankton effektiv filtriert, einem größeren Frassdruck durch Friedfische unterliegt, als die Rädertierchen (ARNDT ET AL., 1993). In der Stadtspreewälder unterhalb des Zusammenflusses von Dahme und Spree bis zur Mündung in die Havel war jedoch die Zooplanktonzönose der oberhalb liegenden Durchflusseen auf wenige Arten reduziert. Größere Blattfusskrebse traten nur noch vereinzelt auf, da i.d.R. die Wasseraufenthaltszeit zu kurz war. Die Rädertierchen dominierten hier wieder das Zooplankton und wurden durch Massenentwicklungen weniger Arten (*Keratella cochlearis*, *Asplanchna priodonta*) charakterisiert, deren Dominanz u.U. auf episodische Einleitungen von Regenwasser zurückzuführen ist (WALZ ET AL., 2002). Da Rädertierchen im Vergleich zum Crustaceenplankton weniger effektiv das Phytoplankton filtrieren und das Zooplankton generell einen geringen Frassdruck auf filamentöse Algen ausübt, sind die Frassverluste des Phytoplanktons der Stadtspreewälder wahrscheinlich gering. Neben dem Zooplankton üben auch die pelagischen Larven der Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* einen Frassdruck auf das Phytoplankton aus (MACISAAC ET AL., 1992) und tragen während der Sommermonate zu Phytoplanktonverlusten bei.

Die an der **Saprobie** eines Fließgewässers generell beteiligten Organismen sind die heterotrophen Mikroorganismen (Bakterien, Pilze), das Mikro-, Meio- und Makrozoobenthos sowie die Fischfauna. Wie bei der Primärproduktion bestimmen, neben der Nährstoffversorgung die Wachstumsraten, Generationszeiten und die Mortalität entscheidend die Sekundärproduktion. Durch die Zufuhr von organischen Substanzen ins Gewässer werden die Nahrungsverhältnisse für die heterotrophen Organismen verbessert und das Verhältnis von Trophie zu Saprobie zugunsten der Saprobie verschoben. Mit dieser Adaptation der Biozönose, die sich auf eine gesteigerte Abbauleistung einstellt, beginnt der Prozess der Selbstreinigung.

Mit zunehmender Anreicherung von mineralisierten anorganischen Nährstoffen nimmt die Intensität der Primärproduktion zu, so dass sich ein Gleichgewicht zwischen heterotrophen und autotrophen Prozessen einstellt. Diese Wechselwirkung von Saprobie und Trophie ergänzt die eigentliche Selbstreinigung, unter der man den mikrobiellen Abbau von organischer Substanz und der resultierenden Elimination organischen Kohlenstoffs sowie die Freisetzung von Pflanzennährstoffen in organisch belasteten Fließgewässern versteht (HYNES, 1974). Das Ausmaß der Saprobieerhöhung hängt vom organischen Gehalt und der Abbaubarkeit der zugeführten Stoffe ab.

Die **Selbstreinigung** wird von zeitlich aufeinander folgenden Populationssukzessionen verschiedener Organismen getragen, deren Biomasse jeweils von den Nährstoffen bzw. der Biomasse und dem Metabolismus der vorausgehenden bestimmt wird. Die eigentliche Abbauleistung führen Pilze und Bakterien durch, wobei zuerst kohlenhydratabbauende, folgend proteinzersetzende und zuletzt, bei ausreichender Sauerstoffversorgung nitrifizierende Bakterien beteiligt sind. Die jeweilige Biomasse und mikrobielle Produktion steht lokal betrachtet im stationären Gleichgewicht zur Nährstoffsituation.

Das **Verhältnis von Trophie und Saprobie** schwankt natürlicherweise im Jahresverlauf, zum anderen aber in Abhängigkeit von Abwassereinleitungen stark (COLE, 1973). Ist das Gewässer mit der Menge an zugeführten organischen Nährstoffen überlastet, kann der aerobe bakterielle Abbau



des Detritus zu einem vollständigen Verbrauch des gelösten Sauerstoffs führen, sodass der Detritus nur noch von anaeroben heterotrophen Destruenten abgebaut werden kann.

Hierbei entstehen Ammoniak, Methan und Schwefelwasserstoff, welche Zellgifte darstellen. Die bakterielle Methanproduktion ist in vielen Flüssen sehr gering, kann jedoch in Stauhaltungen beachtliche Größenordnungen annehmen (z.B. in der Saar, ZAISS ET AL., 1979), wobei große Mengen bereits wieder im Sediment oxidiert werden (BERGER & HEYER, 1989).

Da der anaerobe Abbau wesentlich langsamer abläuft als der aerobe, kann es im Weiteren zur Akkumulation von Faulschlamm kommen. Die Sauerstoffarmut im Sediment verursacht außerdem eine Reduktion von dreiwertigem ( $\text{Fe}^{3+}$ ) zu zweiwertigem Eisen ( $\text{Fe}^{2+}$ ). Vorher an  $\text{Fe}^{3+}$  gebundenes Phosphat ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) wird dadurch freigesetzt und trägt als Nährstoff zusätzlich zur Eutrophierung bei.

In Flüssen stellen weniger die benthischen Algen, als vielmehr das Phytoplankton oder Makrophyten die wichtigsten Produzenten von autochthoner Biomasse dar und bestimmen somit die Trophie. Ob die Biomasse des Phytoplanktons oder der benthischen Algen die Primärproduktion dominiert, hängt entscheidend vom Lichtklima und damit von der Trübung und der Wassertiefe ab, da beide Faktoren das Ausmaß der euphotischen Zone bestimmen.

In der Müggelspree war in den vergangenen Jahren der Chlorophyll-a Gehalt pro Volumeneinheit (genutzt als Biomassenäquivalent) der benthischen Algen beinahe 4-mal so groß, wie der des Phytoplanktons im Freiwasser und demnach die benthischen Algen entscheidender für die Trophie. Die saisonale Dynamik des benthischen Biofilms wurde in verschiedenen Substraten durch verschiedene Faktoren gesteuert. So war die zeitliche Variabilität der benthischen Algenbiomasse auf lagestabilen Sand wahrscheinlich vom Lichtregime und dem Nitratangebot, auf Treibsand und Schlamm vom Durchfluss und auf Hartsubstraten vom Grazing durch Makrozoobenthos abhängig (WERNER & KÖHLER, 2005).

**Grazing** des Biofilms durch höhere benthischen Organismen spielt bei den Abbauprozessen eine unbedeutende Rolle, da ausschließlich Protozoen die Bakteriendichte durch Fraß geringfügig dezimieren können. Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass insbesondere auf Hartsubstraten die Grazing-Aktivität von Weidegängern des Makrozoobenthos den Aufwuchs des epilithischen Biofilm kontrollieren kann. Eine Untersuchung an einem schnellfließenden kleinen Tieflandfließgewässer mit intakter Ufervegetation in Dänemark zeigte, dass der Biomassenaufbau vom Biofilm nicht durch das Angebot an Phosphor, jedoch durch hohe Individuendichten (900 – 6000 Individuen  $\text{m}^{-2}$ ) der Flussnapfschnecke *Ancylus fluviatilis* (Gastropoda) kontrolliert wurde (KELDSEN, 1996). Durch das Abweiden des Biofilms nimmt diese Schnecke auch die in ihm lebenden Bakterien auf, und hat somit u.U. auch einen dezimierenden Einfluss auf heterotrophe Destruenten und nitrifizierende Bakterienpopulationen.

Die Verbreitung einzelner sich als Weidegänger ernährender Makrozoobenthosarten kann von der Verfügbarkeit bestimmter Algenarten des Biofilms abhängen, wie eine Studie von SHELDON & WALKER (1997) am Tieflandfluss Murray (Süd-Australien) zeigte. So hing die Verbreitung von Vorderkiemerschnecken (z.B. *Notopala sp.*) von der Zusammensetzung des Biofilms ab. Andererseits reduzierte die selektive Nahrungsaufnahme des Flusskrebses *Paratya australiensis* (Decapoda) die Biomasse von Cyanobakterien und Kieselalgen und förderte damit das Wachstum von Grünalgen.

## 2.5 Sauerstoffhaushalt

Der Sauerstoffhaushalt eines Gewässers wird durch den atmosphärischen Gasaustausch und den Grundwasseraustausch, durch die Photosynthese benthischer Algen und Makrophyten, pelagischem Phytoplankton, sowie durch den Verbrauch durch Respiration, Abbau und Mineralisierung der organischen Substanz und der Umwandlung des Stickstoffs gesteuert (ODUM, 1956, OWENS, 1974).

Die bedeutendste Sauerstoffquelle für einen Fluss, neben der biogenen Belüftung ist die **atmosphärische Belüftung**, die hauptsächlich von der Turbulenz abhängt. Daher wird der Sauerstoffhaushalt, neben der Temperatur und den Metabolismusprozessen des POM und der Nitrifikation entscheidend durch die Höhe des Durchflusses und der Flussmorphologie gesteuert.

Die Wiederbelüftungsrate wächst sowohl mit zunehmenden Sauerstoffdefizit und als auch mit steigender Temperatur durch die Erhöhung der Diffusionsgeschwindigkeit. Dem steht entgegen, dass mit steigender Temperatur die Sauerstofflöslichkeit abnimmt.

Die Menge löslichen Sauerstoffs ist abhängig von der Wassertemperatur und dem Luftdruck. Sättigungskonzentrationen betragen unter Normaldruck (1 at) in Süßwasser bei 0°C 14,5 mg l<sup>-1</sup>, bei 20°C nur noch 8,9 mg l<sup>-1</sup>. Treten Abweichungen von diesem Lösungsgleichgewicht auf, erfolgt ein relativ langsamer Austausch mit der Atmosphäre über Diffusion. Die Intensität des Austausches steigt mit zunehmender Abweichung vom Lösungsgleichgewicht, zunehmender Wasserbewegung durch erhöhten Durchfluss und abnehmender Wassertiefe, da dadurch die Turbulenz des strömenden Wassers zunimmt.

Die **biogene Belüftung**, die oft als Sauerstoffproduktionspotential gemessen wird (KNÖPP, 1960), hängt wesentlich von der Intensität der jahreszeitlich variierenden Globalstrahlung ab. In größeren Flüssen überwiegt tagsüber die biogene Sauerstoffproduktion und ist fast ausschließlich, im Gegensatz zu kleineren Fließgewässern von der Photosynthese des Phytoplanktons und weniger von der benthischen Algen abhängig (KNÖPP, 1960). Ob benthische Algen einen nennenswerten Anteil an der biogenen Belüftung einnehmen, hängt hier im Wesentlichen von der Tiefe der euphotischen Zone und der Wassertiefe ab.

Generell stellt die biogene Sauerstoffproduktion eine wichtige Stellgröße für die Selbstreinigung dar (KNÖPP, 1968). Infolge der Abhängigkeit der Sauerstoffproduktion von der Globalstrahlung und des nächtlichen Sauerstoffverbrauchs durch Respiration kommt es zu einem Tag-Nacht-Rhythmus des Sauerstoffgehalts. Des Weiteren kommt es zu einer chemischen Belüftung durch die Nutzung des in Nitraten oder Sulfaten gebundenen Sauerstoffs durch spezifische Bakteriengruppen, die den Sauerstoff für den Abbau der organischen Stoffe nutzen.

Demzufolge ist die **Sauerstoffbilanz** eines Gewässers umso schlechter, je geringer der Eintrag und die Produktion an Sauerstoff ist, und je intensiver die Stoffwechselaktivität der aeroben heterotrophen Mikroorganismen abläuft, wobei letztere mit der Temperatur exponentiell steigt (WOLF, 1991).

Wie in Kapitel 2.2 dargelegt, spielt die Respiration des Makrozoobenthos lediglich eine untergeordnete Rolle für den Sauerstoffhaushalt. Dennoch sei darauf hingewiesen, dass ebenfalls die Respirationsraten von Organismen höherer trophischer Ebenen generell mit steigender Temperatur zunehmen (ALLAN, 1995). Folglich treten in eutrophen Gewässern Sauerstoffminima i.d.R. in

Zeiten auf, in denen auch der Sauerstoffbedarf von Makrozoobenthos und Fischen stark erhöht ist.

In der Müggelspree (bei Freienbrink, Brandenburg, 1993 – 94) betrug der Anteil benthischer Algen und Makrophyten an der Sauerstoffproduktion lediglich 25 %, der Großteil wurde demnach durch das Phytoplankton im Freiwasser produziert (KÖHLER, 2002).

Der Abbau organischer Substanz unter Sauerstoffverbrauch (inkl. zurückgehaltener und sedimentierter Phytoplanktonbiomasse) erfolgte in diesem Spreeabschnitt überwiegend an den Flusssedimenten, so dass lediglich 11 % des Sauerstoffs im Freiwasser verbraucht wurde. Dabei entwickelte sich der respirative Sauerstoffverbrauch im Freiwasser parallel zur Produktion. Mit zunehmender Wassertiefe fand der Abbau organischer Substanz zunehmend im Freiwasser statt. Kritische Sauerstoffkonzentrationen in der Müggelspree sind also insbesondere an vertieften Fließabschnitten, bei geringem Durchfluss und hohen Wassertemperaturen zu erwarten.

Das ist im Wesentlichen auf einen verminderten atmosphärischen Sauerstoffeintrag, eine erhöhte Retention leicht abbaubarer organischer Substanz, die unter Sauerstoffverbrauch mineralisiert wird, und die erhöhte Stoffwechselaktivität der Organismen zurückzuführen. Darüber hinaus kann sich bei geringem Durchfluss eine sauerstoffarme Schicht von wenigen Zentimetern an der Sediment-Freiwasser-Grenzschicht ausbilden.

In Zusammenhang mit den Stoffflüssen und dem Sauerstoffhaushalt sind langsam durchflossene **Flusseen** (Wasseraufenthaltszeit des Müggelsees ca. 60 Tage), die das Fließkontinuum unterbrechen von zentraler Bedeutung.

Die Präsenz der Flusseen beeinflusst die Sauerstoffkonzentration der stromabwärts gelegenen Fließabschnitte, da in den zwischengeschalteten Seen die photosynthetische Produktion den Sauerstoffbedarf der Respiration überstieg. Der erhöhten autotrophen Sauerstoffproduktion steht entgegen, dass der Sauerstoffhaushalt der sich anschließenden Fließabschnitte durch den verstärkten Eintrag von See-Phytoplankton und dessen Retention und Abbau belastet wird (KÖHLER, 2002).

Eine Einschätzung des Sauerstoffhaushaltes ist über die Tagesgangkurven des Sauerstoffgehaltes möglich. Der Sauerstofftagesgang ändert sich je nach Intensität der sauerstoffzehrenden Dissimilationsprozesse und der biogenen Sauerstoffproduktion. Da in eutrophen Fließgewässern der Tagesgang vorrangig von der Photosynthese bestimmt wird, steigt die Sauerstoffkonzentration also während der Lichtzeit des Tages bis zur Übersättigung an, während sie in der Dunkelzeit aufgrund dissimilativer Prozesse sinkt. In eutrophen Gewässern kann der Sauerstofftagesgang große Amplituden in der Sauerstoffkonzentration aufweisen, so dass am Ende der Dunkelzeit der gelöste Sauerstoff vollständig aufgebraucht sein kann, wenn z.B. der Abbau von organischer Substanz und die bakterielle Nitrifikation stark intensiviert sind.

## 2.6 Wärmehaushalt

Die Wassertemperatur ist einer der wichtigsten Faktoren, da sie einerseits auf den Sauerstoffhaushalt einwirkt, andererseits auch für den Ablauf der meisten anderen physikalisch-chemischen und biologischen Prozesse im Gewässer erhebliche Bedeutung besitzt.

Der Wärmeaustausch hängt hauptsächlich von der Temperaturdifferenz zwischen Atmosphäre und Wasser ab, wobei seine Intensität mit Bewegung der Luft-Wasser-Grenzschicht zunimmt und von der Luftfeuchte abhängt.

Die durch den Wärmeaustausch hervorgerufene Änderung der Wassertemperatur ist vom Volumen des Wasserkörpers abhängig und umso größer, je geringer die Wassertiefen und je niedriger die Ausgangstemperatur ist (ECKEL & REUTER, 1950). Der Wärmehaushalt hängt im Wesentlichen von der Wärmeleitung durch Wärmestrahlung, Verdunstung und durch Konvektion ab, da diese Prozesse für den Transport von thermischer Energie verantwortlich sind. Weitere eventuell beeinflussende Komponenten, wie z.B. die Wärmeeinleitung aus der Schifffahrt oder chemische bzw. biologische Prozesse sind quantitativ meist nur von untergeordneter Bedeutung.

Die **Wärmestrahlung** ist der Transport von Energie durch elektromagnetische Strahlung. Der Einfluss von Strahlung auf den Wärmehaushalt eines Gewässers wird in den Einfluss aus Globalstrahlung, aus atmosphärischer Strahlung sowie aus der Ausstrahlung der Wasseroberfläche unterteilt. Unter der Globalstrahlung versteht man die Summe aus direkter Sonnenstrahlung und diffuser Himmelsstrahlung. Allerdings wird nur ein Teil dieser Strahlung wirklich in Wärme umgewandelt. Der Rest, im Allgemeinen ca. 15 %, wird an der Wasseroberfläche reflektiert. Die Globalstrahlung hängt im Wesentlichen vom Stand der Sonne, dem Grad der Bewölkung, dem Wasserdampfgehalt der Luft und der Verteilung der Temperatur sowie der Horizontabschirmung ab.

Als atmosphärische Gegenstrahlung bezeichnet man die Strahlung, die aus der Reflexion an Wasserdampf oder Kohlesäureteilchen in großen Höhen resultiert. Sie ist daher im Wesentlichen abhängig vom Wasserdampfgehalt der Luft, Stand der Sonne und Verteilung der Temperatur. Bei bewölktem Himmel erhöht sich die atmosphärische Gegenstrahlung durch die Reflexion an den Wassertropfen und Eiskristallen der Wolkenunterseiten. Diese Erhöhung ist abhängig vom Wolkenbedeckungsgrad, vom Wolkentyp und von der Höhe der Wolkenunterkante über der Erdoberfläche.

Obwohl ein Gewässer den größten Teil der anfallenden Strahlung absorbiert, wird eine gewisse Menge an Strahlung wieder aus dem Wasserkörper abgegeben. Diese Ausstrahlung der Wasseroberfläche ist proportional zur vierten Potenz der Temperatur des Wasserkörpers und geht mit negativem Vorzeichen in die Gesamtstrahlungsbilanz ein. Die Wärmestrahlung des Wassers wird durch das Stefan-Boltzmann-Gesetz für einen grauen Körper erfasst und hängt von der absoluten Temperatur der Wasseroberfläche und dem effektiven langwelligen Emissionsgrad ab.

Im Gegensatz zur Strahlungskomponente in der Wärmehaushaltsbilanz, die zu einer Erhöhung der Gewässertemperatur führt, trägt die **Verdunstung** i.d.R. nicht unwesentlich zur Abkühlung des Wasserkörpers bei. Verdunstung entsteht beim Druckausgleich des Dampfdrucks zwischen Wasseroberfläche und der darüber liegenden Luftschicht. Ist der Dampfdruck an der Wasseroberfläche größer als der der Luft, verdunstet Wasser aus dem Gewässer. Da für diesen Vorgang abhängig von der Wassertemperatur mehr oder weniger Verdampfungswärme benötigt wird, kühlt sich der Wasserkörper ab. Im umgekehrten Fall kondensiert Wasser aus der Luft ins Gewässer, was eine Wärmezufuhr bedeutet, aber nicht der Regelfall ist. In Abhängigkeit von den Dampfdruckverhältnissen kann der Verdunstungsterm in der Wärmehaushaltsbilanz also positive und negative Werte annehmen. Für die Quantifizierung des Terms sind die Sättigungsdampfdrücke an

der Phasengrenze Wasser-Luft sowie nicht unwesentlich die Windgeschwindigkeit von Bedeutung. Ist der Dampfdruck an der Wasseroberfläche geringer als in der darüber liegenden Luftschicht, kondensiert Wasser anstatt zu verdunsten. In diesem eher selten auftretenden Fall ergibt sich ein entsprechender Wärmegewinn. In Abhängigkeit der Dampfdruckverhältnisse kann der Verdunstungsterm daher negative oder positive Werte annehmen.

**Konvektion** ist der direkte Wärmeaustausch zwischen Luft und Wasseroberfläche, bei dem der Austausch durch wärmeinduzierte Wasser- oder Luftbewegungen erhöht wird. Sie findet nur bei unterschiedlichen Temperaturen von Luft- und Wasseroberfläche statt und ist, wie auch die Verdunstung, abhängig von der Windgeschwindigkeit. Der Einfluss der Konvektion auf die Wärmehaushaltsbilanz eines Gewässers ist meist sehr viel geringer als der der Verdunstung.

Neben den o.g. mehr oder weniger natürlichen Komponenten der Wärmehaushaltsbilanz bildet die anthropogen verursachte direkte Einleitung von Wärme in Form von Kühlwasser den wichtigsten Term in dieser Bilanz zur Beurteilung von Kühlwassereinleitungen in ein Gewässer. Zu diesem Term gehören neben dem Wärmeeintrag durch Kühlwassereinleitung auch die Erwärmung durch den Zufluss meist wärmerer Nebengewässer bzw. die Abkühlung durch Grundwasserzustrom.

Die Turbulenz des fließenden Wassers bewirkt, dass im Flussquerschnitt im Allgemeinen überall die gleiche Temperatur herrscht, jedoch kann es in gestauten Abschnitten zur Ausbildung vertikaler Temperaturgradienten kommen. Aber auch die unterschiedlichen Strukturen des Flussbettes erzeugen Temperaturdifferenzen. So waren bspw. die Temperaturen in Cladophora-Beständen um 2 – 3°C niedriger als in dem umgebenden Wasser (MORRISSY, 1971). Demnach können sich auch die Temperaturschwankungen während des Tages in verschiedenen Habitaten unterscheiden und nehmen mit zunehmender Wassertiefe ab (vgl. WARD, 1985).

## 2.7 Retention, Sedimentation und Resuspension

Fließgewässerökosysteme sind durch einen konstanten Durchstrom von Wasser und den darin transportierten Substanzen charakterisiert. Daher stellt die **Retention von Kohlenstoff und Nährstoffen** eine Schlüsselfunktion im Stoffhaushalt der Fließgewässer dar. Die Regeneration bzw. das Recycling der organischen Substanz sowie der Nährstoffe in Fließgewässern ist konzeptionell als Stoffspirale beschrieben (NEWBOLD ET AL., 1981, ELWOOD ET AL., 1983). Die Stoffspirale entsteht durch die Kreislaufnutzung der Stoffe über alle trophischen Ebenen in Kombination mit dem stromabwärts fließenden Wasser (WEBSTER, 1975).

Es sind dabei zwei wesentliche Stoffretentionsmechanismen zu unterscheiden:

1. Retention durch biologischen Abbau, Aufbau von Biomasse und Respiration sowie
2. der physikalische und chemische Rückhalt am Sediment und dessen hyporheischen Interstitial.

Die intrinsische Fähigkeit des Fließgewässers, anorganische Nährstoffe zurückzuhalten, wird als **Nährstoffretention** bezeichnet. Der Stoffkreislauf wird im Wesentlichen von den biologischen Prozessen, Assimilation, Retention und Stoffabgabe beim Fluss durch das Nahrungsnetz bestimmt. Unter natürlichen Bedingungen wird die Nährstoffretention hauptsächlich von der Gerinnemorphologie, den hydraulischen Interaktionen zwischen Oberflächen- und Interstitialwasser, der

geologischen Herkunft und Korngrößenverteilung der Sedimente (MUNN & MEYER, 1990, VALETT ET AL., 1996, GÜCKER & BOECHAT, 2004) sowie der biologischen Produktivität und den umgebenden Nährstoffkonzentrationen (MARTI & SABATER, 1996, DODDS ET AL., 2002, HALL & TANK, 2003) gesteuert.

Neuere Studien an anthropogen unbeeinflussten Fließgewässern Nordamerikas (PETERSON ET AL., 2001) und an europäischen Flusssystemen (BEHRENDT & OPITZ, 1999) zeigten, dass die Nährstoffretention zu reduzierten Nährstofffrachten führt und damit die Nährstoffbelastung stromabwärts gelegener Gewässer und Gewässerabschnitte erheblich vermindern kann.

Durch Flusseen gekennzeichneten Tieflandflüsse stellen insofern eine besondere Situation im Hinblick auf den Nährstoffhaushalt dar, da die durchflossenen Seen zum einen als Nährstoffsinken für Stickstoff und Phosphor, aber auch als Phosphorquellen wirken und zum anderen entscheidend die Menge an longitudinal transportierter grobpartikulärer Substanz vermindern (HILLBRICHT-ILKOWSKA, 1999).

So weisen auch flache Seen i.d.R. ein hohes Denitrifikationspotential (JENSEN ET AL., 1992) auf, was im durch die Spree durchflossenen Müggelsee dazu führte, dass jährlich 24 % der Stickstofffracht der Spree zurückgehalten bzw. in die Atmosphäre freigesetzt wurde (KOZERSKI ET AL., 1999). Im Müggelsee wurde in den 1980er Jahren Phosphorfreisetzung als Folge mikrobieller Sulfatreduktion beobachtet (BEHRENDT ET AL., 1993). In den 1990er Jahren gewann der Müggelsee die Fähigkeit, Phosphor im Sediment zu speichern zurück, nachdem die Phosphorfracht in der zufließenden Spree zurückgegangen war. Eine Bilanzierung des Phosphor-Budgets ergab jedoch, dass zwischen 1979 bis 1997 weniger als 1 % des zugeführten Phosphors im Müggelsee zurückgehalten wurde (KOZERSKI, ET AL., 1999).

Zeitlich begrenzt können sich dennoch in windarmen Sommerperioden an der Sediment-Freiwasser-Grenzschicht rasch anoxische Verhältnisse einstellen, unter denen der eisengebundene Phosphor schlagartig freigesetzt wird. Nach der nächsten Durchmischung des Wasserkörpers steht dieser Phosphor dem Phytoplankton für ein verstärktes Wachstum zur Verfügung, was wiederum zu Belastung des Sauerstoffhaushaltes der sich anschließenden aufgestauten Fließabschnitte führt (KÖHLER, 2002). Ein höheres Sulfatangebot könnte auch in der Spree Phosphorfreisetzung bewirken, da trotz hoher Gehalte an Eisenoxiden in den untersuchten Sedimenten experimentelle Sulfatzugaben eine Phosphormobilisierung bewirkten. Die Phosphormobilisierungsraten zeigten sich temperaturabhängig und waren bei 20°C am höchsten. Eine nennenswerte Phosphorfreisetzung ist jedoch erst mit einer Verdopplung der derzeitigen in-situ Sulfatkonzentrationen zu erwarten (ZAK ET AL., 2006).

Auch in nährstoffbelasteten Flüssen, beeinflusst durch Kläranlagenzuflüsse, kann das Sediment im Frühjahr und Sommer, vermittelt über Kalzitfällung, löslichen reaktiven Phosphor im Sediment binden (HOUSE & DENISON, 1997). Die Netto-Aufnahme von löslichem reaktivem Phosphor war jedoch mehr von der Aufnahme durch Phytoplankton und Makrophyten abhängig, als durch die Speicherung im Flusssediment. Daher wurde auch keine Phosphorakkumulation in durch Kläranlagenzuflüsse belasteten Sedimenten festgestellt (ZAK ET AL., 2006).

Die **Stoffspirale des Kohlenstoffs** hängt vom direkten Austausch von anorganischem Kohlenstoff über die Atmosphäre ab (vgl. Kapitel 2.1) (z.B. NEWBOLD ET AL., 1982). Eine kurze Kohlenstoffaufnahmezeit und hohe Kohlenstoffmetabolismusrate indiziert effizientes Recycling von organi-

schem Kohlenstoff, wobei sie als durchschnittliche Distanz bzw. Zeit definiert sind, die ein Kohlenstoffatom in einer organischen Form während seinem Aufenthalt im Fließgewässer transportiert wird.

Die bedeutsamsten Faktoren, die den Kohlenstoffmetabolismus beeinflussen sind Respiration (NEWBOLD ET AL., 1982), Nahrungsaufnahme von Zerkleinerern, Sedimentfressern und Filtrieren (NEWBOLD, 1992) und die Wechselwirkung zwischen Strömungsgeschwindigkeit und Retention (MINSHALL ET AL., 1983).

Die Retentionseffizienz hängt stark von der Flussmorphologie ab (PETERSEN & PETERSEN, 1991, PUSCH ET AL., 1998, WANNER & PUSCH, 2001) und nimmt mit Oberflächenrauigkeit und Komplexität des Substrates zu (WEBSTER ET AL., 1987, CARDINALE ET AL., 2002), da suspendierte Partikel verstärkt an Hindernissen zurückgehalten werden (YOUNG ET AL., 1978, WANNER ET AL., 2002).

Andererseits nimmt die Retention mit abnehmendem Durchfluss zu, da Partikel retendieren, wenn die Strömungsgeschwindigkeit unter den benötigten Wert fällt, den Partikel in Suspension zu halten (SPEAKER ET AL., 1984). Weiterhin steigt auch die Retentionsleistung der meisten morphologischen Retentionsstrukturen mit abnehmendem Durchfluss (YOUNG ET AL., 1978, PROCHAZKA ET AL., 1991, SNADDON ET AL., 1992, MARIDET ET AL., 1995).

Das durch die Retention gebildete Reservoir an organischer Substanz an der Flusssohle (Benthal) schwächt außerdem die jahreszeitliche Variabilität im Angebot an Algenbiomasse sowie an allochthonem pflanzlichem Detritus für die heterotrophen Biozöosen ab.

In Flüssen besteht das Benthal aus einem Mosaik verschiedener Sedimentstrukturen, die im Bezug auf ihre organismische Besiedlung als Mesohabitate bezeichnet werden (CARLING, 1992, ARMITAGE & CANNAN, 1998). Im Zusammenhang mit dem partikulären Stofftransport ist wichtig, dass viele Mechanismen des Retentionsprozesses von der Präsenz dieser Mesohabitate abhängen (CARLING, 1992, WANNER & PUSCH, 2001), sie sich daher in ihrer Retentionseffizienz und der Menge und Zusammensetzung des retendierten Detritus unterscheiden.

Die Retention von suspendierter partikulärer Substanz in Fließgewässern und Flusseen wird neben der physikalischen Retention und dem bakteriellen Metabolismus insbesondere durch die **benthisch-pelagische Kopplung** gesteuert.

Filtrierende benthische Organismen der Makrozoobenthoszönose (z.B. Bivalvia, Amphipoda, Porifera, Trichoptera) reduzieren die Konzentration der Sestonpartikel inklusive des Phytoplanktons und der Rädertierchen im Freiwassers und scheiden deren physiologisch unverwertbaren Bestandteile als Sinkstoffe aus, die ins Benthal transferiert werden (**Biodeposition**). Die durch die filtrierenden Organismen induzierte benthisch-pelagische Kopplung kann ein so großes Ausmaß annehmen, dass das Grazing dieser Filtrierer die Biomasse des Phytoplanktons kontrolliert.

So wurde in der Krummen Spree unterhalb des Neuendorfer Sees das Phytoplanktonbiomasse durch das Grazing von der Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* und den Flussmuscheln (Unionidae) *Anodonta anatina* und *Unio spp.* kontrolliert (WALZ & WELKER, 1999, PUSCH ET AL., 2001a).

Bei guter Habitatausstattung (BRETSCHKO, 1992; WOHL ET AL., 1995) können benthische Filtrierer also die Seston- und Phytoplanktodynamik sowie Stoffströme an N und P beeinflussen (JAMES ET AL., 2000, HOLLAND ET AL., 1995).

So kann die Dreikantmuschel durch ihre hohe Filtrationsleistung (WALZ, 1978, STANCZYKOWSKA, 1977) einerseits eine erhebliche Reduzierung der Sestonfracht bewirken, andererseits begünstigt sie eine starke Anreicherung von POM am Sediment durch Ausscheidung von nicht verdaulichen Bestandteilen als Faeces und Pseudofaeces. (KLERKS ET AL., 1996, PUSCH ET AL., 2001b).

Das Gefälle und das Abflussregime eines Fließgewässers bestimmt das Verhältnis zwischen Erosion (Seiten- und Tiefenerosion), Transport und Sedimentation. Die mitgeführte Feststofffracht wird dabei in **suspendierte Schwebstoffe** (< 1 mm, LECHER, 1993) und dem auf der Sohle transportierten **Geschiebe** unterschieden. Diese Prozesse prägen nicht nur die Morphologie, sondern auch entscheidend den Stoffhaushalt und die biologische Besiedlung und werden hauptsächlich vom Abflussregime gesteuert.

Tieflandflüsse weisen gegenüber den Ober- und Mittelläufen generell einen hohen Anteil an organischen Schwebstoffen (FPOM, planktonische Organismen) auf (z.B. VANNOTE ET AL., 1980), wobei die Gesamtfracht der organischen Schwebstoffe am Seston mehr als 90 % betragen kann (KERN, 1994).

Das Abflussregime, die Strömungsgeschwindigkeiten und Morphologie bestimmen im Wesentlichen welchen Anteil an der Flusssohle die **hydrodynamischen Totzonen**, in denen Schwebstoffe sedimentieren und retendieren und die Zonen in denen Sedimente umgelagert werden, einnehmen. Darüber hinaus fungiert das **hyporheische Interstitial** der Sohlsedimente als Filter für feine partikuläre Substanzen, die dort zurückgehalten werden (BRUNKE, 1999) und sehr schnell in mikrobiellen Abbauprozessen umgesetzt werden (PUSCH ET AL., 1998). Dabei nimmt der Einstrom von Oberflächenwasser und mitgeführte Partikel mit abnehmender Korngröße des Sediments ab, da feinere Sedimente eine geringere hydraulische Leitfähigkeit aufweisen (WILCZEK ET AL., 2004).

Die **Resuspension** von organischen und mineralischen Sedimentpartikeln ist ein natürlicher Prozess, der der Sedimentation und Akkumulation von suspendierten Partikeln entgegenwirkt und beeinflusst, neben der Phytoplanktonproduktion den Sestongehalt des Freiwassers.

Sedimentpartikel werden resuspendiert, wenn die auf den Partikel einwirkende kinetische Energie der strömungsinduzierten Sohlschubspannung die Kraft der Partikeladhäsion am Sediment übersteigt. Bezüglich der Sedimentmatrix entscheiden der Anteil der Trockensubstanz, die Lagerungsdichte sowie der organische Gehalt die Erosionsstabilität des Sediments. Kritische Werte der Sohlschubspannung sind eine Funktion der Partikeleigenschaften wie Wassergehalt, spezifische Dichte und Korngröße. Bei hohen Durchflüssen ist die Transportkapazität der fließenden Welle erhöht und schwerere Partikel können transportiert werden. Suspendierte Partikel sedimentieren, wenn mit abnehmendem Durchfluss oder abnehmender Turbulenz die Transportkapazität der fließenden Welle abnimmt. Mit abnehmendem Durchfluss sedimentieren dementsprechend erst die Partikel höherer spezifischer Dichte.

Die **Sinkgeschwindigkeit** eines Partikels hängt dabei zum einen von seinen physikalischen Eigenschaften, zum anderen von der Turbulenz des fließenden Wassers ab. Generell weisen Partikel höherer Sinkgeschwindigkeiten höhere Sedimentationsraten auf als solche mit geringerer Sinkgeschwindigkeit (THOMAS ET AL., 2001).

Vormals resuspendierte und wieder sedimentierte Partikel werden i.d.R. erst bei höheren Sohlschubspannungen wieder resuspendiert und weisen wiederum höhere Sinkgeschwindigkeiten auf,



da insbesondere organische Partikel der Flockulation unterliegen und Aggregate bilden (HAAG ET AL., 2001).

In Fließgewässern hängt es neben den vorherrschenden Partikel Korngrößen, der Sedimentzusammensetzung und der Sohlrauigkeit also insbesondere vom Durchfluss ab, ob Sedimentation oder Resuspension überwiegen. Steigt der Durchfluss nach einer Periode niedriger Durchflüsse, in denen Schwebstoffen sedimentierten, wieder an, kommt es zur Resuspension der abgelagerten Partikel.

Das Wechselspiel von beiden Prozessen bestimmt den Gehalt an Feinpartikeln im Sediment und des Freiwassers, beeinflusst also auch die Wassertrübung. Dabei alternieren Sedimentation und Resuspension in freifließenden sanddominierten Tieflandfließgewässern in relativ kurzen Zeitintervallen (HUNKEN, 2006).

Die **Partikeltransportkapazität** ist eine Funktion der Dichte, Form und Sinkgeschwindigkeit der suspendierten Partikel und nimmt mit zunehmendem Durchfluss zu und bestimmt darüber hinaus auch den Einfluss der organischen Partikel auf den Sauerstoffhaushalt.

Neben der Remobilisierung von mineralischen und organischen Partikeln tritt bei der Resuspension auch eine verstärkte Freisetzung von partikulären und gelösten Nährstoffen des Porenwassers auf. Für die eisenhaltigen Sedimente der Müggelspree wurde mittels in-situ Experimenten gezeigt, dass der resuspensionsvermittelt freigesetzte lösliche reaktive Phosphor durch gleichzeitig freigesetzte oxidierte  $Fe^{3+}$ -Verbindungen zu einem Teil wieder ausgefällt wird, da das Verhältnis zwischen Eisen und Phosphor relativ hoch ist (KLEEBERG, persönl. Mitt., 2006).

Neben den physikalisch gesteuerten Prozessen spielt wie bereits erwähnt die biologische Retention durch die mikrobielle Aktivität und den Aufbau von Biomasse eine wesentliche Rolle. Daher lässt sich z.B. die geringe Menge an Detritus in Treibsandbereichen des Stromstrichs nicht nur durch eine niedrige Depositionsrate und häufige Resuspension (WANNER & PUSCH, 2001), sondern auch durch einen hohen mikrobiellen Metabolismus erklären (FISCHER & PUSCH, 2001).

In Fließgewässern können der hydraulische Austausch zwischen hyporheischen Interstitial und Freiwasser und die Retention des Biofilms bedeutender für die Deposition von Partikeln sein, als Charakteristika des Freiwassers und der Partikel (THOMAS ET AL., 2001).

### 3 Stoffhaushalt von ausgebauten, rückgestauten Flüssen im urbanen Raum

#### 3.1 Auswirkungen der Stauregulierung und Kanalisierung

Eine Stauregulierung ändert den hydrologischen Charakter eines freifließenden Flusses von Grund auf. Mit der Stauregulierung ist die ursprüngliche Dynamik durchflussabhängiger, hydrologischer Größen wie z.B. die Wasserstände mehr oder weniger stark von der **Durchflussdynamik** entkoppelt (BUSCH, 2006).

Diese anthropogene Abschwächung der flusseigenen Wasserstandsdynamik hat in der Stadtspreetiefe konstant ausreichende Wassertiefen für die Schiffbarkeit zum Ziel. Die Stauwirkung der Berliner Schleusen kombiniert sich mit der natürlichen Retention der Flusseen und führt zeitweise während niedriger Durchflüsse im Sommer zu vorherrschend lenitischen Bedingungen (KADEN ET AL., 2002). Diese verlängerte Wasseraufenthaltszeit hat weitreichende Folgen für den Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt (KALWEIT ET AL., 1981), die Retentionsleistungen von Kohlenstoff organischer Substanz und von Nährstoffen, die Primärproduktion und Saprobie, die Substratausstattung und Korngrößenzusammensetzung des Sediments sowie die qualitative und quantitative Zusammensetzung der pelagischen und benthischen Biozöosen.

Veränderungen in der Zusammensetzung und Quantität organischer Substanz in Flüssen kann die trophische Struktur, die Gesamtbioasse und Diversität des aquatischen Nahrungsnetzes beeinflussen (ODUM, 1956, ROBERTSON ET AL., 1999). Die reduzierte Substratheterogenität des Flussbettes und der nahezu vollständige Verlust der Uferbereiche verringern gravierend die **Selbstreinigungskapazität** (CARDINALE ET AL., 2002, PUSCH ET AL., 1998, WANNER ET AL., 2002) sowie die Diversität der Makrozoobenthos- (SAMWAYS & STEWARD, 1997, LESZINSKI ET AL., eingereicht) und der Fischzönose (JUNGWIRTH, ET AL., 1993, WOLTER & VILCINSKAS, 1997, WOLTER ET AL., 2003) eines kanalisierten und ausgebauten Flusses (vgl. ZALEWSKI ET AL., 1998).

Da die Auswirkungen des Uferverbau und der degradierten Morphologie der Stadtspreetiefe und Kanäle sich mit denen der Stauregulierung überlagern, erscheint die Simulation einzelner Teilprozesse sinnvoll, um deren Effekte auf den **Stoffhaushalt** von einander zu separieren.

KIRCHESCH ET AL. (2006) führten derartige Analysen mit dem Gewässergütemodell QSim der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG, 1997, SCHÖL ET AL., 1999) für einige Flüsse Deutschlands (inkl. der Stadtspreetiefe) durch und schlussfolgerten, dass die stärksten Auswirkungen der Stauregulierung auf den Stoffhaushalt bei durchflussarmen Flüssen, deren Morphologie durch Ausbau und Ufersicherung stark degradiert ist, festzustellen sind. Die Kombination von Stauregulierung und Ausbau (Sohleintiefung, erhöhte Wasserspiegelbreite) verändert Prozesse des Wärmehaushalts, der Sedimentation, des Gasaustauschs, des mikrobiellen Abbaus organischer Substanz, sowie die Nitrifikation und Denitrifikation.

Da das Wasservolumen mit dem Aufstau ansteigt, verringerte sich in staugeregelten Flüssen die Tagesamplitude der Temperatur; ob jedoch die mittlere Wassertemperatur durch die Stauregulierung steigt, hängt insbesondere von der Differenz zwischen Wasser- und Ausgleichstemperatur ab (KIRCHESCH ET AL., 2006). Der atmosphärische Sauerstoffeintrag wurde durch Aufstau und die Zunahme der Wassertiefe und der Querschnittsflächen verringert, kann jedoch mit vergrößerten Wasserspiegelbreiten wieder zunehmen.

Die Primärproduktion des Phytoplanktons wird zum einen durch die höheren Wasserverweilzeiten gefördert, zum anderen durch die erhöhten Wassertiefen eingeschränkt, da sich das Verhältnis zwischen der Tiefe der euphotischer Zone und der Wassertiefe verkleinert (KIRCHESCH ET AL., 2006).

Die QSim-Modellrechnungen zeigten weiterhin, dass Stauregulierung die Nitrifikation und den heterotrophen Kohlenstoffmetabolismus vermindert. Durch erhöhte Wassertiefen und der herabgesetzten Fließgeschwindigkeit erhöhte sich der Einfluss der suspendierten Nitrifikanten und heterotrophen Mikroorganismen im Freiwasser. Dennoch dominierte weiterhin der Anteil der benthischen Nitrifikanten (90 %) und heterotrophe Bakterien (70 %) am Gesamtmetabolismus (KIRCHESCH ET AL., 2006).

Insgesamt führten die anthropogenen Veränderungen zum verringerten Metabolismus von Ammonium und dem der leicht abbaubaren organischen Substanz durch heterotrophe Bakterien. Die reduzierte Nitrifikationskapazität war auf die schlechtere Substratversorgung des benthischen Biofilms durch verringerte Fließgeschwindigkeiten zurückzuführen (KIRCHESCH ET AL., 2006). Dies bestätigen auch Freilanduntersuchungen in der Müggelspreewälder (KÖHLER, 2002). Verringerte Fließgeschwindigkeit und höhere Wassertiefen führten zu einem verstärkten Kohlenstoffmetabolismus im Freiwasser. Auch Laboruntersuchungen belegen, dass durch erhöhte Wasseraufenthaltszeiten im Freiwasser suspendierte Nitrifikanten hohe Metabolismusaktivitäten erreichen (WOLF ET AL., 1991).

UHLMANN & HORN (2001) weisen auf ein herabgesetztes Nitrifikationspotential von aufgestauten und kanalisierten Flüssen hin, vorrangig verursacht durch ein viel ungünstigeres Verhältnis zwischen der vom Biofilm besiedelbaren Substratoberfläche und dem Wasservolumen als in weniger stark degradierten Flussabschnitten. Da sich durch den Aufstau sowie durch den Ausbau auch die morphologische Komplexität und die Substratheterogenität der Flusssohle reduziert, verringert sich der Einfluss der benthischen Umsatzprozesse im Verhältnis zum Metabolismus im Freiwasser. Aufgrund des stärker in das Freiwasser verlagerten Kohlenstoffmetabolismus wirkt sich die mit der Stauregulierung verbundene Verschlechterung der Versorgung der benthischen heterotrophen Bakterien des Biofilms weniger aus als für die Nitrifikanten (KIRCHESCH ET AL., 2006).

Nicht nur durch die Einleitung von Misch- oder behandeltem Abwasser kann sich die Bakterienzahl im Freiwasser erhöhen, sondern auch durch die Resuspension von bakterienbesiedelten Sedimentpartikeln. MANCZAK & SZUFLICKA (1974) haben diesen Zusammenhang für verschiedene Bakteriengruppen in Abhängigkeit vom Durchfluss für den Fluss Oder dargestellt. Dabei können bis zu 70 % der suspendierten Bakterien an Partikel gebunden sein (PALUMBO ET AL., 1987a).

SAND-JENSEN & PEDERSEN (2005) untersuchten die Einflussfaktoren auf die Temperaturabhängigkeit vom Metabolismus organischen Kohlenstoffs und der Sauerstoffverbrauchsrate in kleineren Tieflandflüssen (aufgestaut, freifließend) in North Zealand (Dänemark) und fanden eine 7-fach höhere Sauerstoffverbrauchsrate im aufgestauten Gewässer. In allen untersuchten Gewässerabschnitten war die Sauerstoffverbrauchsrate signifikant mit der Konzentration an POC und Chlorophyll-a korreliert, was auf eine hohe Abbaubarkeit dieser organischen Kohlenstoffquellen zurückzuführen war (SØNDERGAARD, 1997). Ein Aufstau bewirkte im Vergleich zu freifließenden Gewässern zum einen eine Akkumulation durch erhöhte Sedimentationsraten und folglich höhere Konzentrationen leicht abbaubarer organischer Substanz, zum anderen war der mikrobielle Ab-

bau aufgrund erhöhter Temperaturen beschleunigt. Es ist demzufolge anzunehmen, dass in kleineren und morphologisch weniger degradierten Fließgewässern die Stauregulierung nicht zwangsläufig zu einer verringerten Selbstreinigungskapazität führen muss.

Für die Müggelspree wurde gezeigt, dass die Aktivität des bakteriellen Kohlenstoffmetabolismus vom Wasserzstrom und der Lagerung des Sediments abhing (FISCHER & PUSCH, 2001, FISCHER ET AL., 2003).

**Kolmation des Sohlsediments** kann demzufolge die Retention von organischer Substanz sowie dessen Abbau nachhaltig verringern, da kolmatisierte Sedimente sich durch eine reduzierte Porosität, verminderte hydraulische Leitfähigkeit und einer verfestigten Struktur auszeichnen (BRUNKE, 1999). Im Vergleich zu den Sedimenten der Müggelspree dicht gelagerte Sedimente sind auch in der Stadtspreet oberhalb der Mühlendammschleuse anzutreffen (LESZINSKI, pers. Beobacht. 2003), so dass davon ausgehende zusätzliche Belastungen für die Stoffmetabolismusprozesse anzunehmen sind. Diese Vermutung wird gestützt durch Ergebnisse von am Fluss Rhone (Frankreich) durchgeführten Untersuchungen zu den Effekten der Sohleintiefung auf die Nährstoffretention und den Stoffmetabolismus.

So deuteten die Ergebnisse darauf hin, dass die Eintiefung der Flusssohle

1. eine schwache Biofilmentwicklung und reduzierte Bakterienaktivität,
2. starke zeitliche Schwankungen in der Bakterienaktivität und
3. eine Abnahme der Sedimenteffizienz Sauerstoff aufzunehmen, DOC zu immobilisieren und Nitrat zu produzieren,

verursacht (CLARET ET AL., 1998).

Untersuchungen an einem freifließenden und einem aufgestauten Abschnitt der Krummen Spree durch WANNER ET AL. (2002) zur Verteilung und Metabolismus von benthischem POM zeigten, dass die **Retention von organischer Substanz** durch das hydrologische Regime innerhalb der Mesohabitate, integriert über längere Zeitperioden, gesteuert wird. Darüber hinaus lassen sich die relativ hohen Mengen an partikulärer Substanz innerhalb von Schilf- und Muschelbeständen neben den abiotischen Faktoren insbesondere auf biotische Prozesse wie z.B. Biodeposition zurückführen (CARPENTER & LODGE, 1986, PETTICREW & KALFF, 1992, SAND-JENSEN, 1998).

Die Retentionseffizienz der Spree war über alle untersuchten POM-Kompartimente (FPOM, CPOM, Proteine, Chlorophyll-a) vergleichsweise groß und unterschied sich zwischen der untersuchten freifließenden und der aufgestauten Flussstrecke. In ersterer betrug die berechnete Umsatzlänge für organischen partikulären Kohlenstoff 59,7 km und die Umsatzzeit 731 Tage. Die aufgestaute Strecke zeichnete sich durch eine größeren Mengen an POC aus, dementsprechend war die Umsatzlänge auf 39,0 km reduziert, die Umsatzzeit jedoch auf 1446 Tage verlängert. Wenn auch der Kohlenstoffmetabolismus durch eine überdurchschnittliche Respiration der Biozönosen sehr hoch war, führte der Aufstau zu einer Halbierung der jährlichen Recyclingraten des partikulären organischen Kohlenstoffs (freifließend: 50 %, aufgestaut: 25 %) (WANNER ET AL., 2002).

Mit der Kanalisierung und der weitgehenden Degradation des Ufers wird auch der Eintrag von allochthoner partikulärer organischer Substanz und im Besonderen von Totholz der uferbegeleitenden Gehölze stark vermindert (FINKENBINE ET AL., 2000; ROY ET AL., 2003). Dies führt neben der

Reduzierung verfügbarer Habitats zu einer verminderten Substratheterogenität (z.B. MILNER & GLOYNE-PHILLIPS, 2005) und reduziert somit zusätzlich die Retentionskapazität für partikuläre Kohlenstoffquellen (WANNER & PUSCH, 2001).

**Zusammengefasst haben Eintiefung des Flussbettes, Verbau des Ufers und Stauregulierung daher gravierende Auswirkungen auf die Funktionsfähigkeit des Gewässers, im Besonderen auf die Selbstreinigungskapazität vermittelt durch Mikroorganismen (VERVIER ET AL., 1993, PUSCH ET AL., 1998, CLARET ET AL., 1998). Dabei bewirken Stauregulierung und Kanalisierung einen veränderten Sediment-, Sauerstoff- und Nährstoffhaushalt, einhergehend mit der Reduktion der Retentionsleistung für Kohlenstoff und der Nitrifikationskapazität. Die veränderten physikalisch-chemischen Bedingungen und die Reduktion der Habitatheterogenität wirken sich wiederum direkt auf die Zusammensetzung der Biozöosen aus.**

Außerdem wurde gezeigt, dass Totholz wesentlich zu einer höheren Habitatkomplexität beiträgt und die Etablierung einer diversen und hochproduktiven Makrozoobenthoszönose fördert (BENKE ET AL., 1984, SMOCK ET AL., 1985). Die hohe Produktivität des totholzassozierten Makrozoobenthos kann u.U. auf das wesentlich produktivere epixyliche **Biofilm**, gemessen an der bakteriellen extrazellulären Enzymaktivität zurückgeführt werden. Die enzymatische Aktivität des Biofilms auf Totholz kann bis zu 50-mal so groß sein wie auf mineralischen Hartsubstraten und weist auf die Bedeutung als zusätzliche Kohlenstoffquelle hin (SINSABAUGH ET AL., 1991). Das Totholz hat insbesondere in größeren Flüssen weltweit einen wesentlichen Stellenwert als organisches Substrat für den Biofilm und das Makrozoobenthos (HAX & GOLLADAY, 1993, SCHOLZ & BOON, 1993, SHELDON & WALKER, 1997, BURNS & WALKER, 2000, BRUNKE ET AL., 2006), da es oft das einzige natürlicherweise vorkommende Hartsubstrat darstellt (Brunke et al., 2002). Reduzierte Abundanz von Totholz kann somit negative Folgen für den mikrobiellen Stoffmetabolismus sowie auf die Populationsgrößen von filtrierenden Makrozoobenthosarten mit sich bringen.

Licht ist jedoch der wesentliche Faktor, der bestimmt, ob der Biofilm eher durch autotrophe (benthische Algen und Cyanobakterien) oder durch heterotrophe Organismen (Pilze und Bakterien) dominiert ist.

Wie für die Müggelspree dargelegt (siehe Kapitel 2.5, WERNER & KÖHLER, 2005), war in 1996 die Produktion benthischer Algen 4-mal so groß wie die des Phytoplanktons, was darauf hindeutet, dass Algen eine bedeutende Stellung in den Biofilmen der Müggelspree einnahmen.

Da das Lichtklima in der Stadtspree und den Kanälen jedoch wesentlich ungünstiger für die Biomasseproduktion von benthischen autotrophen Organismen ist, ist ein zu Gunsten der heterotrophen Organismen verschobenes Verhältnis im Biofilm anzunehmen.

Die Zusammensetzung vom Biofilm unter verändertem Lichtregime ist wenig untersucht (BURNS & RYDER, 2001), die Fähigkeit unter suboptimalen Lichtdargebot zu bestehen, erscheint jedoch artenspezifisch zu sein (PETERSON, 1996). Eine flache euphotische Zone, korrespondierend zu niedrigen Sichttiefen, fördert die Biomassenproduktion von heterotrophen Mikroorganismen (FINDLAY ET AL., 1986). Auf der anderen Seite reduziert die Stauregulierung das Ausmaß der Wasserstandsschwankungen, stabilisiert die euphotische Zone und fördert in den obersten, durchlichteten Tiefenbereichen die autotrophen Organismen des Biofilms (SHELDON & WALKER, 1997).

Eine umfassende Studie zum ufernahen Biofilm im stark regulierten Fluss Murray zeigte, dass die Durchflussregulierung eine umfassende Homogenisierung der Biofilmzusammensetzung zur Folge

hatte (BURNS, 1997). Die aus der Regulierung resultierte Abschwächung des Lichtangebots war wesentlich für die veränderte Zusammensetzung verantwortlich (BURNS & WALKER 2000).

Da die Phosphorkonzentrationen bereits in den Flusseen (Müggelsee und die Seen der Dahme) hoch ist und große Mengen an Phytoplankton in die stromabwärts gelegenen Fließabschnitte ausgetragen werden, hängt die **Biomasse und Artenzusammensetzung des Phytoplanktons** der Stadtspreet jedoch vorrangig von der Primärproduktion dieser Flusseen ab.

Abweichend von den Modellrechnungen von KIRCHESCH ET AL. (2006) ist in Berlin die Verweilzeit in den kanalisierten Fließabschnitten eventuell weniger entscheidend für die Primärproduktion, da in der Stadtspreet und den Kanälen, neben den grundlegend veränderten hydrologischen Rahmenbedingungen im Einzugsgebiet der Spree und Dahme, der anthropogene Aufstau mit der Stauwirkung der Flusseen zusammenfällt.

Aufgrund dessen scheint der Aufstau in der Stadtspreet und der Kanäle das Phytoplanktonwachstum nicht zusätzlich zu begünstigen. Im Gegenteil sind stark eingetiefte und durchströmte Schifffahrtswege ungünstige Lebensräume für Phytoplankton. Solche Gewässer sind infolge häufiger Sedimentaufwirbelung durch Schiffe meist trüb, und die Algen befinden sich in diesen voll durchmischten Gewässern somit während eines erheblichen Zeitanteils in Tiefenbereichen unterhalb der Kompensationsebene, d.h. dort, wo die Respirationsverluste größer sind als der Energiegewinn durch Photosynthese.

Daher verändert sich auch entlang der Berliner Stadtspreet unterhalb des Zusammenflusses von Spree und Dahme die Gesamtbiomasse des Phytoplanktons nur unwesentlich.

Während in den Flusseen im Frühjahr die einzelligen Kieselalgen dominieren, erreichen im Sommer vorrangig filamentöse Blaualgen (Cyanobakterien, z.B. *Planktotrix* sp.) hohe Biomassen. Entlang der kanalisierten Fließabschnitte nimmt der Dominanzanteil der Kieselalgen gegenüber den Cyanobakterien etwas zu (KÖHLER ET AL., 2002), da die Kieselalgen Schwachlicht besser nutzen können und daher die ständige vertikale Durchmischung des trüben Wasserkörpers (s.o.) besser ertragen.

Vergleichbare Entwicklung zeigt z.B. das Phytoplankton des stark regulierten Tieflandflusses Ouse (England), in dem Massenentwicklungen von Cyanobakterien vorrangig in durchflussarmen Trockenjahren auftraten (MARKER & COLLET, 1997a). Die filamentösen Cyanobakterien können aktiv die Wassertiefen günstigen Lichtangebots aufsuchen, verschlechtern jedoch gleichzeitig das Lichtklima, da sie in der Spree vornehmlich als Einzelfäden auftreten und damit die Trübung wesentlich erhöhen (KÖHLER ET AL., 2002).

Durch die hohe Primärproduktion und dem hohen Anteil filamentöser Algen ist die Trübung erhöht bzw. die Sichttiefen reduziert. Das dadurch verschlechterte **Lichtklima** stellt in Zusammenhang mit der Sohleintiefung und dem Aufstau in der Stadtspreet und den Kanälen den wichtigsten Faktor dar, der eine Besiedlung von submersen Makrophyten weitestgehend verhindert.

Lediglich unterhalb des Müggelsees sowie in Köpenick und der Alten Spree in Treptow weist die Stadtspreet an wenigen Stellen flache Uferbereiche auf, an denen sich rudimentäre Bestände des Kamm-Laichkrautes (*Potamogeton pectinatus*) bzw. der Gelben Teichrose (*Nuphar lutea*) finden (KÖRNER & PUSCH, 2002). Während die Bestände des Kamm-Laichkrautes, wie im Müggelsee durch herbivore Wasservögel und Fische geschädigt werden, stellt insbesondere für die Gelbe

Teichrose die Schrauben- und Wellenwirkung der Sportboote und Güterschiffe einen entscheidenden limitierenden Faktor dar, so dass deren Bestände auf hydrodynamisch weniger belastete Nebengewässer beschränkt ist (KÖRNER & PUSCH, 2002).

Ähnliche Restriktionen erfährt die Besiedlung submerser Makrophyten im Tieflandfluss Vecht (Niederlande), in dem durch eine hohe Trübung das potentielle Vorkommen der Makrophyten auf Flachwasserzonen mit Wassertiefen > 1 m beschränkt ist und der wesentliche verbreitungsbestimmende Faktor die durch anthropogenen Wellenschlag verursachte physikalische Beschädigung darstellt (VERMAAT & DE BRUYNE, 1993), (vgl. Kapitel 3.3).

### 3.2 Auswirkungen erhöhter Nährstoffkonzentrationen

Beim **Abbau von partikulärer organischer Substanz** (POM) wird allochthones, oft grobpartikuläres organisches Material (CPOM), oder autochthon produziertes POM durch die Aktivität von Mikroorganismen (Bakterien, Hyphomyceten) und Makrozoobenthos mechanisch zerkleinert, biochemisch gespalten, assimiliert oder respiriert, wobei alle Teilprozesse von der Präsenz der sie tragenden Organismen, sowie von den physikalischen und chemischen Bedingungen abhängen (BENFIELD, 1996, GESSNER ET AL., 1999).

Viele Studien zeigen, dass Nährstoffanreicherung den Abbau von CPOM stimulieren kann (z.B. ROBINSON & GESSNER, 2000, PASCOAL ET AL., 2001), während in wenigen Fällen kein Effekt erhöhter Nährstoffkonzentrationen festgestellt werden konnte (RAVIRAJA ET AL., 1998). In einer Studie am sehr nährstoffreichen Tieflandfluss Ave in Nord-West Portugal führten höhere Nährstoffkonzentrationen zu erhöhten Abbauraten (PASCOAL ET AL., 2001), was in Übereinstimmung zu den Ergebnissen der meisten Studien steht (z.B. MEYER & JOHNSON, 1983, PEARSON & CONNOLLY, 2000).

Da im Fluss Ave nur sehr geringe Dichten bzw. keine Zerkleinerer vorhanden waren, war die erhöhte Abbaurate auf die nährstoffinduzierte höhere Produktion der Hyphomyceten zurückzuführen, wobei deren erhöhte Produktion mit erhöhten Individuendichten und Gesamtbiomasse der Makrozoobenthoszönose verbunden war (PASCOAL ET AL., 2001).

In Fließgewässern, die zusätzlich mit Schwermetallen belastet sind, kann sich die stimulierende Auswirkung der Nährstoffanreicherung mit den Effekten der **Schwermetallbelastung** überlagern, da sich gelöstes Zink negativ auf die Abbaurate auswirken kann (NIYOGI ET AL., 2001). Andererseits wurden hohe Abbauraten auch in einem moderat mit Schwermetallen verschmutzten Fließgewässer nachgewiesen, was durch eine adaptierte Hyphomyceten-Gemeinschaft and hohen Konzentrationen an Stickstoff und Phosphor erklärt wurde (SRIDHAR ET AL., 2001). Die Diversität aquatischer Hyphomyceten nimmt mit zunehmenden Nährstoffkonzentrationen tendenziell ab, während die Konidienproduktion erhöht ist (AU, 1992, RAVIRAJA ET AL., 1998). In schwermetallbelasteten Fließgewässern hingegen, wurde beides, eine Abnahme der Hyphomyceten-Artenzahl (BERMINGHAM ET AL., 1996) und eine Reduzierung der Konidienproduktion (SRIDHAR ET AL., 2001), beobachtet.

In natürlichen, unbelasteten Fließgewässern kann die **Nährstoffretention** zu reduzierten Nährstofffrachten führen (PETERSON ET AL., 2001). Jedoch können sehr hohe Nährstofffrachten als Folge von Abwassereinleitung die frachtspezifische Nährstoffretentionseffizienz stark herabsetzen (HAGGARD ET AL., 2001, MARTI ET AL., 2004, GÜCKER & PUSCH, 2006).

Untersuchungen am Fließgewässer Erpe (3. Ordnung, nach Strahler) zur Nährstoffretention unter Nährstoffbelastung zeigten, dass die Mechanismen der Nährstoffretention qualitativ vergleichbar mit denen an natürlichen Fließgewässern sind (GÜCKER & PUSCH, 2006). Bei hohen absoluten Nährstoffaufnahmeleistungen war allerdings der Massentransfer, also die Aufnahmeleistungen in Bezug auf die Nährstoffkonzentrationen sehr gering. Demzufolge waren die Aufnahmelängen im Bereich von Kilometern, was darauf hinweist, dass die Aufnahmeleistungen die hohen Nährstofffrachten nicht effektiv kompensieren können und das System überlastet ist (HAGGARD ET AL., 2001, MARTÍ ET AL., 2004, GÜCKER & PUSCH, 2006). Die Aufnahmelänge für Ammonium war in der Studie von GÜCKER & PUSCH (2006) wesentlich kürzer als die für Nitrat. Die relativ schnelle Aufnahme von Ammonium war zum einen auf Nitrifikationsraten von bis zu 89 % zurückzuführen, die durch gute Sauerstoffbedingungen ermöglicht wurden, zum anderen stellt es auch die präferierte assimilierte Nitratkomponente dar.

Der Kläranlagenablauf kann außerdem eine bedeutende Quelle für nitrifizierende Bakterien in urbanen Fließgewässern darstellen (BRION & BILLEN, 2000) und zu einer hohen Nitrifikationsaktivität unterhalb der Kläranlage beitragen (JANCARKOVA ET AL., 1997). So war die Nitrifikationsrate im Ablauf einer Kläranlage 6-mal so hoch wie im aufnehmenden Fluss Seine (Frankreich) (BRION & BILLEN, 2000).

Da in der Erpe die Nitrataufnahme die Gesamtaufnahme von gelöstem anorganischem Stickstoff dominierte, ist anzunehmen, dass Denitrifikation einer der wichtigsten Aufnahmemechanismen darstellte. Die unter Abwassereinfluss zu beobachtende Zunahme der frachtspezifischen Nitrataufnahmeeffizienz war Folge einer durch die Zulieferung von DOC stimulierten Denitrifikation, bei der möglicherweise auch denitrifizierende Bakterien aus dem Klärwerksabfluss beteiligt waren. Auch INWOOD ET AL. (2005) fand höhere Denitrifikationsraten in Fließgewässern urbaner Einzugsgebiete als in Fließgewässern mit bewaldeten Einzugsgebieten, bei gleichzeitig geringerer frachtspezifischer Nitrataufnahme im urbanisierten Raum.

Des Weiteren zeichnete sich der durch die Klärwerkszuflüsse beeinflusste Bereich der Erpe im Vergleich zur Referenzstrecke durch höhere Konzentration an organischen Gesamtkohlenstoff, Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor aus. Die Inkorporierung organischer Substanz und sedimentbürtige mikrobielle Produktion waren die wichtigsten Prozesse bei der Konzentrationserhöhung von Nährstoffen und organischem Kohlenstoff im Sediment. Dies ist in Übereinstimmung mit der Beobachtung, dass beinahe der gesamte lösliche reaktive Phosphor in einem abwasserbelasteten Feuchtgebiet organisch gebunden vorlag und adsorptive Prozesse für die Phosphorretention eher unbedeutend waren (COOKE ET AL., 1992).

Adsorption von Stickstoff und Phosphor am Sediment stellt einen bedeutenden Mechanismus für oligotrophe Fließgewässer dar (MULHOLLAND ET AL., 1990, TRISKA, ET AL., 1994), spielt an nährstoffbelasteten Fließgewässern jedoch nur eine untergeordnete Rolle. Sedimentadsorption von Phosphor ist auch für die untere Spree vernachlässigbar, wahrscheinlich weil partikuläres Eisen als hauptsächliche Sorptionsstelle aufgrund der konstant hohen Phosphorkonzentrationen bereits besetzt ist (SCHULZ & HERZOG, 2004). Eine modellierende Studie zur Nährstoffretention des Flussseensystems der Havel (KNEIS ET AL., 2006) zeigte übereinstimmende Ergebnisse insofern, dass der sedimentbürtige Phosphor eher wieder freigesetzt wird, als gelöster adsorptiv gebunden. Während in dieser Studie sommerliche Phosphorfreisetzungsraten von  $20 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  für die Havelseen kalkuliert wurden, wurden ca. 30 % des eingetragenen Gesamtstickstoffs in der untersuchten



Flussstrecke zurückgehalten. Unter eutrophen Bedingungen scheint insbesondere der assimilative biotische Stickstoffbedarf die Aufnahme von gelöstem anorganischen Stickstoff zu steuern, wenn zum einen die hydromorphologische Variabilität durch Sohleintiefung und Kanalisierung nivelliert ist, oder zum anderen die morphologische Variabilität zwischen den betrachteten Fließabschnitten gering ist (GÜCKER & PUSCH, 2006, WEBSTER ET AL., 2003).

In der durch die Kläranlage Münchehofe nährstoffbelasteten Erpe war die Aufnahme von Ammonium und Nitrat vom Angebot an gelöstem Sauerstoff und gelösten organischen Kohlenstoff abhängig, was auf die besondere Bedeutung des Sauerstoffhaushaltes bei der Selbstreinigungseffizienz von anthropogen veränderten Fließgewässersystemen hindeutet. Die an der Erpe gewonnenen Einblicke in den Nährstoffhaushalt lassen sich insofern auf die Stadtspreet und Kanäle übertragen, da alle erwähnten Gewässer kanalisiert sind und eine degradierte Morphologie aufweisen. Darüber hinaus stellt eine reduzierte Nährstoffretentionseffizienz bzw. Nährstoffaufnahme-raten eines der wesentlichen Charakteristika urbaner Fließgewässer dar (MEYER ET AL., 2005, GRIMM ET AL., 2005).

MEYER ET AL. (2005) untersuchten Fließgewässer in Atlanta (USA) und führten verringerte Nährstoffaufnahme-raten auf reduzierte Konzentrationen von FPOM am Sediment zurück. In den urbanen Fließgewässern New Mexikos (USA) (GRIMM ET AL., 2005) waren hingegen eine reduzierte morphologische Komplexität der Gewässer und eine reduzierte Primärproduktion die maßgebliche Ursachen.

Die Zuführung organischen Materials, z.B. aus Abwässern in Flüsse und Kanäle, beeinflusst die Zusammensetzung des **Biofilms** in starker Weise. HYNES (1963) entwickelte ein generelles Modell zu den biologischen Auswirkungen erhöhter Nährstoffkonzentrationen in Flüssen. Direkt unterhalb der Einleitung nimmt die bakterielle Produktion zu, nimmt jedoch weiter unterhalb mit Abbau und Verbrauch des organischen Materials wieder ab. Bei ausreichender sedimentnaher Sauerstoffversorgung nehmen als Sekundärfolge die Protozoen-Populationen zu und dezimieren wiederum die Bakteriendichte.

Durch den bakteriellen Abbauprozess kommt es zur Freisetzung anorganischer Nährstoffe aus der mineralisierten organischen Substanz. Dieses generelle Modell korrespondiert mit der beschriebenen Wechselwirkung zwischen Saprobie und Trophie (Kapitel 2.4) und beschreibt insbesondere die heterotrophen Metabolismusprozesse nach einer kurzfristig bzw. punktuell auftretenden Nährstoffbelastung. Daher trifft es weniger auf die Prozesse des Stoffumsatzes in diffus oder mehrfach belasteten Fließgewässern zu (vgl. GÜCKER ET AL., 2006).

Moderate organische Verschmutzung kann zunächst die Artenzahl von Protozoen erhöhen (HENE-BRY & CHAINS, 1980), während eine starke Verschmutzung zu einer Artenverarmung und zur Dominanz weniger Arten führt (HYNES, 1963, HENE-BRY & CHAINS, 1980). Die Struktur der autotrophen Kieselalgen-Zönose reagiert generell mit abnehmender Artenzahl, Diversität und Evenness (PATRICK, 1969), wobei die Produktivität i.d.R. zunimmt.

Hingegen fanden KELLY & WHITTON (1995) nur eine geringfügig veränderte Artenzusammensetzung der Kieselalgenzönose unter- und oberhalb eines Kläranlagenabflusses und führten es auf die hohe Grundbelastung an anorganischen Nährstoffen zurück, da der Fluss (R. Browney, Nord-Osten Englands) bereits oberhalb des Kläranlageneinflusses eutrophe Bedingungen aufwies. Es zeigte sich jedoch weiterhin, dass zusätzliche Nährstoffkonzentrationen die Kieselalgenzönose

insofern belasteten, dass unterhalb der Kläranlage die Kieselalgenzönose durch einen stark erhöhten Dominanzanteil organische Belastung tolerierender Arten charakterisiert war.

Organische Anreicherung beeinflusst alle Formen von Biofilm (STEINMAN & MCINTIRE, 1990) mit abnehmender Artenzahl der benthischen Algen und fördert filamentöse Algenarten wenn Licht ausreichend vorhanden ist (ROSEMUND, 1993). Hohe Nährstofffrachten verändern also die Zusammensetzung und Dominanzstruktur der Biofilmzönose, wobei Cyanobakterien gegenüber anderen Algengruppen i.d.R. gefördert werden (CATTANEO, 1983, PETERSON & GRIMM, 1992).

Diese Veränderung können höhere trophische Ebenen beeinflussen, da Cyanobakterien weniger von Weidegängern aufgenommen werden (REINIKAINEN ET AL., 1994, ROELKE ET AL., 2004, GHADIUANI ET AL., 2003). Die Dominanz von Cyanobakterien kann demzufolge die Effizienz des Nährstoffflusses durch höhere trophische Ebenen reduzieren. Darüber hinaus produzieren Cyanobakterien Toxine wie z.B. das Microcystin, die andere Nahrungsnetzkomponenten schädigen können (HAY & KUBANEK, 2002, LEHTINIEMI ET AL., 2002).

Hohe Nährstoffkonzentrationen unter relativ stabilen Durchflussbedingungen können darüber hinaus durch ein verändertes Lichtregime die trophische Interaktion zwischen Biofilm und Weidegängern des Makrozoobenthos verändern und somit indirekt die Akkumulation von Biofilmbiomasse verhindern. Dies zeigte eine Untersuchung zur relativen Bedeutung physikalisch-chemische Umweltbedingungen und dem Grazing-Druck durch Zuckmücken (Chironomidae) für die Biomassenzunahme epiphytischer Algen im langsam fließenden Fluss Moscow, Russland (RUSANOV & KHROMOV, 2005). Bei gutem Lichtangebot zeichneten sich die Algen durch eine hohe Produktivität aus, wodurch die Zuckmücken in ihren Abundanzen gefördert wurden, jedoch durch das Grazing eine Biomassenzunahme nicht verhinderten. Unter schlechten Lichtbedingungen war dagegen die Produktivität der epiphytischen Algen stark herabgesetzt und das Grazing limitierte stark die Algenbiomasse.

In kleinen urbanen Fließgewässern im Tiefland der Region in und um Melbourne, Australien war die Produktion benthischer Algen (überwiegend Kieselalgen, bewertet anhand der Chlorophyll-a Konzentration) weniger vom Lichtregime (photosynthetisch-aktive Strahlung, 3 – 11 % der erklärten Varianz) und dem Substrattyp (3 – 13 %) abhängig, als vielmehr von der versiegelten und an das Entwässerungssystem angeschlossenen Fläche in den einzelnen Einzugsgebieten ( $A_{\text{red}} = 39 – 54 \%$ ) (TAYLOR ET AL., 2004). Die Produktion benthischer Algen wurde demzufolge vorrangig vom Urbanisierungsgrad gesteuert. Es wurde geschlussfolgert, dass der Oberflächenabfluss der angeschlossenen versiegelten Flächen durch Erhöhung der Phosphorkonzentrationen die Produktion benthischer Algen steuerte, eventuell in Zusammenhang mit weiteren negativen Auswirkungen des urbanen Oberflächenabflusses auf die Weidegänger des Makrozoobenthos (TAYLOR ET AL., 2004). Darüber hinaus hing auch die qualitative und quantitative Zusammensetzung der Kieselalgenzönose überwiegend von erhöhten Konzentrationen an Phosphor, Gesamtstickstoff und Ammonium ab. Die erhöhten Nährstoffkonzentrationen gingen nicht nur auf den Einfluss des Oberflächenabflusses, sondern auch auf Einträge aus Kläranlagen und Landwirtschaft zurück (SONNEMAN ET AL., 2001).

Die Nährstoffanreicherung in urbanen Fließgewässern kann also wichtige funktionelle Zusammenhänge überlagern, so dass z.B. Substrateigenschaften ihre Bedeutung für die benthische

Primärproduktion verlieren, die sie in weniger belasteten Fließgewässern jedoch einnehmen (vgl. WERNER & KÖHLER, 2005, Kap. 2.5).

Eintrag organischer Substanz resultiert gewöhnlich in einer Zunahme der Biomasse heterotropher Organismen des Biofilms. Ebenso werden die autotrophen Organismen des Biofilms stimuliert, erfahren jedoch eine wesentlich geringere Biomassenzunahme (PONTASCH & BRUSVEN, 1987).

Auch experimentelle Untersuchungen zur Entwicklung von Biofilm unter erhöhten Ammoniumkonzentrationen in rotierenden Reaktoren zeigten eine erhöhte Produktion im Vergleich zu Kontrolle (EITNER, 2004). Eine Ammoniumzugabe von  $4 \text{ mg l}^{-1} \text{ d}^{-1}$  (Hintergrundkonzentration der Kontrolle: ca.  $0,20 \text{ mg l}^{-1}$ ) bewirkte ein mindestens doppelt so hohes Volumen an Bakterien, Glykokonjugaten, benthischer Algen sowie Cyanobakterien. Mit der erhöhten Biomasse stieg auch die Sauerstoffproduktion um das 2 – 3-fache an. Ob die ammoniuminduzierte Produktionserhöhung mit einer veränderten Zusammensetzung verbunden war, wurde nicht untersucht, jedoch zeigte sich keine Änderung in der mikroskopischen Struktur des Biofilms (EITNER, 2004).

Bei der Erhöhung der Biofilmbiomasse durch zugeführte organischer Verbindungen sind nach LOCK ET AL. (1981) zusammengefasst folgende Mechanismen beteiligt:

1. Partikuläres organisches Material fungiert als Kohlenstoffquelle für heterotrophe Organismen, die wiederum zu einer erhöhten Produktion und Regenerierung von Nährstoffen im Biofilm führen,
2. erhöhtes Angebot an anorganischen Nährstoffen stimuliert die autotrophe Produktion,
3. Stimulation von Stickstoff-fixierenden Bakterien, die das Stickstoffangebot im Biofilm erhöhen und enthaltene Spurenelemente, die das Biofilmwachstum stimulieren.

**Erhöhte Nährstoffkonzentrationen führen also id.R. einerseits zu einem erhöhten Abbau organischer Substanz und einer erhöhten Produktion von heterotrophen Mikroorganismen, während andererseits die Artendiversität des Biofilms verringert ist. Bei hohen Nährstoffaufnahme-raten ist allerdings der Massentransfer, also die Aufnahme-raten in Bezug auf die Nährstoffkonzentrationen sehr gering, so dass eine reduzierte Nährstoffretentionseffizienz ein der typischen Eigenschaften urbaner Fließgewässer darstellt.**

Die Urbanisierung von Fließgewässern führt generell zu einer Zunahme der Nährstoffkonzentrationen (PAUL & MEYER, 2001), die die **Eutrophierung** fördern. Die urbane Erhöhung der Phosphorkonzentrationen hängt dabei wesentlich vom Eintrag partikulären Phosphors ab, jedoch steigen auch die Konzentrationen an gelöstem Phosphor (SMART ET AL., 1985). Obwohl Phosphorkonzentrationen in urbanen Fließgewässern generell erhöht sind, ist der effektive Anstieg nicht so groß wie für Stickstoff (PAUL & MEYER, 2001).

Die durch erhöhte Nährstoffkonzentrationen und verlängerte Wasseraufenthaltszeiten ermöglichte hohe Produktion von Phytoplankton führt zu einem verschlechtertem Lichtklima, das ein Wachstum des benthischen Biofilms und von Makrophyten limitiert. Eine hohe pelagische Primärproduktion resultiert in einem vergrößerten Angebot an autochthoner partikulärer organischer Substanz, die stark den Nährstoff- und Kohlenstoffhaushalt größerer Flüsse beeinflusst (z.B. Rhein, ADMIRAAL ET AL., 1992). Der Anteil des autochthonen Kohlenstoffs des Phytoplanktons an der Gesamtheit der organischen Kohlenstoffverbindungen, die dem aquatischen Nahrungsnetz zur Verfügung steht, ist insofern wichtig, da er entscheidend den mikrobiellen Abbau mitbestimmt (OLIVER & MERRICK, 2006).

Im belgischen Fließabschnitten der Meuse war im Jahresdurchschnitt 58 % des partikulären Kohlenstoffs in Phytoplanktonbiomasse gebunden, vergleichbar mit dem Kohlenstoffbudget der Flüsse Rhein (Niederlanden), St. Lorenzstrom (Kanada), Ebro (Spanien) und Loire (Frankreich) (DESCY & GOSSELAIN, 1994).

Da die Stauregulierung die Produktion benthischer Algen des Biofilms und der Makrophyten reduziert bzw. eliminiert, stellt in stauregulierten Fließabschnitten das Phytoplankton meist die wichtigste autochthone Kohlenstoffquelle dar.

Das Phytoplankton ist durch Aufstau einer verstärkten Sedimentation ausgesetzt, da sich die Schleppkraft der fließenden Welle verringert. Die Sedimentation von Phytoplankton führt somit, neben den Verlusten durch Mortalität und Grazing durch Zooplankton und filtrierenden Makrozoobenthosarten (vgl. Kapitel 2.7, benthisch-pelagische Kopplung) zu einem erhöhten Anteil an POM im Sediment. Unter stickstoffgesättigten Bedingungen liegt das C/N-Verhältnis des Phytoplanktons bei ca. 6,3 (DESCY & GOSSELAIN, 1994, sog. Redfield-Verhältnis); die Abbaubarkeit des erhöhten Angebots an POM ist dementsprechend hoch, da die mikrobielle Aktivität mit verbesserter Stickstoffversorgung steigt (FISCHER & PUSCH, 2002).

Aus der hohen Trophie resultiert dementsprechend die sogenannte **Sekundärverschmutzung**, da sedimentierte und abgestorbene Phytoplanktonzellen unter zusätzlicher Belastung des Sauerstoffhaushalts abgebaut werden (UHLMANN & HORN, 2001).

Somit ist in eutrophierten Fließgewässern die Sauerstoffkonzentration während des Tages stark erhöht, nimmt jedoch in der Nacht durch Respiration der Primärproduzenten und den erhöhten sedimentbürtigen Sauerstoffbedarf wieder stark ab, so dass im Tagesverlauf sowohl eine ausgeprägte Sauerstoffübersättigung als auch -untersättigung auftritt (DEMARS & HARPER, 1998, MASON, 2002).

Im durchflussregulierten, eutrophen Tieflandfluss Ouse (England) folgte eine überdurchschnittlich starke Sauerstoffzerrung bereits im Anschluss an die Phytoplanktonmassenentwicklung im Frühjahr, wahrscheinlich ausgelöst vom Abbau großer Mengen sedimentierter organischer Substanz (MARKER & COLLET, 1997b). Die Akkumulation von FPOM spielt an stark vertieften und ein Kastenprofil aufweisenden Fließabschnitten der Stadtspreetäler jedenfalls eine wesentliche Rolle für das Auftreten kritischer Sauerstoffkonzentrationen unter  $4 \text{ mg l}^{-1}$  (LESZINSKI ET AL., eingereicht).

### 3.3 Hydrodynamische Störungen durch die Schifffahrt

In der Stadtspreetäler und den Kanälen ist durch die Stauregulierung zum einen die gewässereigene Hydrodynamik stark reduziert, zum anderen verändert die Nutzung durch den Freizeitboots- und Güterschiffsverkehr grundlegend die hydrodynamischen Bedingungen mit weitreichenden Folgen für die Gewässerprozesse.

Jedes fahrende Schiff verursacht verschiedenartige Strömungen, die auf unterschiedliche Wellensysteme zurückgehen. Zu unterscheiden sind die vom Propellerstrahl der Schiffsschraube verursachte Strömungen sowie die Heckwelle, das transversale Wellensystem und die Bug- oder Stauwelle, wobei sich die beiden letzteren in ihren Effekten überlagern (PUSCH & FISCHER 2006).

Die durch den Propellerstrahl induzierte Strömung ist insbesondere bei großen Schiffen stark ausgeprägt und induziert Sohlschubspannungen, die direkt auf das Sediment unterhalb der Schiffsroute einwirken (BHOWMIK & MAZUMDER, 1990, MAZUMDER ET AL., 1993, FUEHRER, 1998, LINKE ET AL., 2002).

Die propellerinduzierte Strömung in kanalisierten Flüssen kann Geschwindigkeiten von  $33,5 - 570 \text{ cm s}^{-1}$  erreichen und führt zur **Resuspension von Feinpartikeln** aus dem zentralen Sedimentbereich der Wasserstraßen (LIOU & HERBICH, 1977); somit hat die Schifffahrt auch an der Sohlerosion vieler Flüsse einen direkten Anteil (ECKHOLDT, 1998).

Die Größe und Fahrgeschwindigkeit des Schiffes im Verhältnis zum Wasservolumen des befahrenen Flusses bzw. Kanals bestimmt das Ausmaß der hydraulischen Belastung. Die Bewegung des Schiffskörpers durch das Wasser verdrängt Wasser aufgrund des Formwiderstandes und verursacht eine Stauwelle am Schiffsbug (BHOWMIK & MAZUMDER, 1990, SORENSEN, 1997, OEBIUS, 2000).

Das durch die Stauwelle entstehende Druckpotenzial des angestauten Wasserkörpers führt zu relativ schnellen Ausgleichströmungen entlang des Schiffskörpers und verursacht somit den sogenannten **Sunk**, ein Absinken des Wasserspiegels entlang der Ufer (BHOWMIK & MAZUMDER, 1990, SOONG & BHOWMIK, 1992, SORENSEN, 1997, OEBIUS, 2000, STOCKSTILL & BERGER, 2001).

Die Umwandlung des Drucks in kinetische Energie resultiert also in zunehmenden Geschwindigkeiten der Ausgleichströmung und ist direkt von der Höhe der Stauwelle abhängig (OEBIUS, 2000b). Mit abnehmendem Verhältnis zwischen der Wasserspiegellbreite und dem vom Schiffskörper verdrängten Wassermassen nimmt die Ausgleichströmung entlang des Schiffkörpers zu (BHOWMIK & MAZUMDER, 1990, SORENSEN, 1997, MAYNORD & SIEMSEN, 1991). Dabei tritt die höchste Wasserspiegeldifferenz zusammen mit der höchsten Strömungsgeschwindigkeit auf (PUSCH & FISCHER 2006).

Der sogenannte **Schwall** am Gewässerufer entsteht durch die Ausgleichströmung der zurückkehrenden Wassermassen und überlagert sich mit dem ans Ufer laufenden transversalen Wellensystem des passierenden Schiffes. Während der Sunk vor der eigentlichen Schiffspassage eintritt, tritt der Schwall zeitlich verzögert auf.

Auch in der Stadtsprea hängt die Intensität der hydrodynamischen Belastung am Gewässerufer neben der Hydromorphologie entscheidend von den beteiligten Schiffstypen und der Fahrgeschwindigkeit ab. So nimmt Wellenhöhe, Sohlschubspannung und Dauer des Wellenereignisses mit zunehmender Fahrgeschwindigkeit zu, variieren aber stark zwischen Größe der Schiffe und Beschaffenheit der Schiffskörper (FRANKE, 2006).

Die Intensität des Sunkeffekts ist daher insbesondere bei Schubverbänden und bei den Booten der Fahrgastschifffahrt stark ausgeprägt, bei kleineren Booten sind insbesondere die transversal zum Ufer laufenden Wellen von Bedeutung (FRANKE, 2006).

Die damit verbundenen Wechsel der Strömungsrichtung sowie das plötzliche Auftreten der hydrodynamischen Belastung ist im Hinblick auf die faunistische Besiedlung von übergeordneter Bedeutung, da es in freifließenden wie auch angestauten Gewässern ein absolut unnatürliches Störungsregime darstellt. Die strömungsinduzierten physikalischen Kräfte dauern während einer Schiffspassage im allgemeinen zwischen 10 – 60 Sekunden an, können aber in Abhängigkeit von der Länge des Schiffskörpers bis zu 3 Minuten lang andauern (HOLLAND, 1986, 1987, NIELSEN ET

AL., 1986, BHOWMIK & MAZUMBER, 1990, JÄHN ET AL., 1993, HÜSIG ET AL., 2000, OEBIUS, 2000b, ARLINGHAUS ET AL., 2002, BRUNKE ET AL., 2002).

Da die stärksten Veränderungen in den Strömungsverhältnissen in einer Uferzone festzustellen sind, die 10 % der Wasserspiegelbreite ausmacht (MAZUMBER ET AL., 1993), repräsentieren diese schiffsinduzierten physikalischen Kräfte eine bedeutende Störung der organismischen Besiedlung der Uferhabitate. Neben der Intensität der hydraulischen Belastung ist vor allem die Dauer und Frequenz entscheidend für das Ausmaß der Störung aquatischer Biozöosen.

Die **Trübung des Freiwassers** ist eine wichtige Größe für die Qualität des Gewässers, aufgrund ihrer Beziehung zum Lichtregime, dem Einfluss auf die biogene Belüftung und den biologischen Sauerstoffbedarf, sedimentassoziierten Transport von Kontaminanten und den Effekten höherer Konzentrationen an suspendierten Sediment auf Biota und Habitate (LAWLER ET AL., 2006).

Die Stauregulierung resultiert in herabgesetzten Fließgeschwindigkeiten und abnehmender Transportkapazität der fließenden Welle, so dass sich in solchen Gewässern durch Sedimentation im Allgemeinen eine Schicht an Feinsedimenten ansammelt.

Die Nutzung durch den Freizeitboots- und Güterschiffsverkehr führt zur Resuspension dieser Feinpartikel. Dabei wird Resuspension durch den Propellerstrahl (YOUSEF ET AL., 1974) und den schiffsinduzierten Sunk- und Schwalleffekt (ANDERSON, 1974) ausgelöst. Auch wenn die schiffsinduzierte Partikelresuspension die Trübung des Freiwassers von Flüssen im Jahresdurchschnitt nur geringfügig beeinflusst (MOSS, ET AL., 1982), wurde z.B. für den schiffbaren Tieflandfluss Bure (England) gezeigt, dass der täglichen Konzentrationsverlauf von suspendierten Sediment mit der Frequenz der Schiffspassagen korrelierte und nicht durch Änderungen im Durchfluss zu erklären war (GARRAD & HEY, 1987).

Die Kombination von reduzierter, gerichteter Strömung (durch die Stauhaltung) und erhöhter Resuspension (durch die Schifffahrt) beeinflusst demnach über die Konzentration suspendierter Partikel das Lichtklima und die Primärproduktion, die mikrobielle Metabolismusaktivität im Freiwasser und an der Gewässersohle.

Damit beeinflusst die Schifffahrt auch den Sauerstoffhaushalt, da durch Schiffspassagen

1. der Sauerstoffbedarf für den Abbau feiner organischer Substanz im Freiwasser erhöht,
2. das Sauerstoffangebot durch eine verminderte Photosyntheseleistung reduziert und
3. der atmosphärische Sauerstoffeintrag erhöht

sein kann.

Messungen zu der Intensität der schiffsinduzierten hydrodynamischen Belastungen und deren Auswirkung auf die Partikelresuspension in der Stadtspre und dem Langen See wurden von FRANKE (2006) durchgeführt. Passierende Schubverbände und Fahrgastschiffe induzierten Strömungsgeschwindigkeiten von 20 bis 324 cm s<sup>-1</sup> parallel und 47 bis 318 cm s<sup>-1</sup> transversal zum Ufer.

Die aus den hohen Strömungsgeschwindigkeiten resultierenden Sohlschubspannungen bewirkten eine starke Resuspension von Sedimentpartikeln. Die starke Resuspension führte zu einer kurzzeitig sehr stark erhöhten Trübung des ufernahen Freiwassers von 5 – 10 NTU (Nephelometric Tur-

bidity Units) auf bis zu 160 NTU. Die schiffsinduzierte hydrodynamische Belastung kann also die Trübung in Extremfällen kurzfristig um das 30-fache anheben.

Eine vergleichbare Studie zu den Auswirkungen von Schiffspassagen führten SMART ET AL. (1985a) im Hauptstrom und Nebengewässern des Flusses Mississippi (USA) durch. In den Nebengewässern, deren hydrologische Situation am ehesten auf die Berliner Gewässersituation übertragbar scheint, führten alle der 66 untersuchten Schiffspassagen zu einer signifikanten Erhöhung der Trübung und der durchschnittlichen Korngröße der suspendierten Sedimente. Die Trübung war um mehr als 8-mal so hoch wie vor der Schiffspassage. Die wichtigsten, das Ausmaß der Trübung bestimmenden Faktoren, waren die Zusammensetzung der Sohlsedimente, die Uferentfernung und die Fahrgeschwindigkeit des passierenden Schiffs, die Flussmorphologie sowie die Frequenz der Passagen.

Das zeigt unter anderem, dass in der Stadtspreewäasser und den Kanälen insbesondere im Sommer bei hoher Frequenz der Schiffspassagen mit längerfristigen Effekten bezüglich der Konzentration suspendierter organischer Partikel und der Wassertrübung zu rechnen ist und kumulierende Effekte der hydrodynamischen Belastung zu berücksichtigen sind.

Nicht unerwähnt soll in diesem Zusammenhang das Risiko bleiben, dass auch kontaminierte Sedimente resuspendiert und dadurch Kontaminanten transportiert und bioverfügbar werden (vgl. HAAG ET AL., 2001). Der Transfer von partikelgebundenen Kontaminanten in das sauerstoffreiche Freiwasser erhöht generell die Bioverfügbarkeit und Toxizität von Kontaminanten (z.B. CALMANO ET AL., 1993, SIMPSON ET AL., 1998).

Neben den hydraulischen Belastungen und deren Folgen führt die Schifffahrt zu weiteren Belastungen des befahrenen Gewässers. Im Wesentlichen umfassen diese die Emission von gewässergefährdenden Stoffen aus Anstrichfarben, Fetten und Ölen sowie die Abgas- und Lärmemissionen.

Die **biologischen Auswirkungen der hydrodynamischen Belastung** einschließlich der Sekundäreffekte diskutierten POTT & REMY (2000) für die Besiedlung durch emerse und submerse Makrophyten. Die Komplexität der Zusammenhänge zeigt bspw. die Untersuchung von BROOKES & HANBURY (1990), die feststellten, dass das durch die erhöhte Trübung verschlechterte Lichtklima zu einer herabgesetzten Vitalität von submersen Makrophyten und verringerter Toleranz der Wasserpflanzen gegenüber höheren Sohl Schubspannungen führen kann. Die durch die Sohl Schubspannungen bewirkte erhöhte Resuspension bewirkt demnach eine Abnahme der Makrophytenresistenz gegenüber dem hydrodynamischen Stress, was zeigt, dass die kumulativen ökologischen Auswirkungen des schiffsinduzierten Wellenschlags stärker sein können als die direkten Effekte der einzelnen Belastungen.

SUKOPP & MARKSTEIN (1989) untersuchten die Ursachen für die Abnahme der Röhrichtbestände an der Berliner Havel und führte sie auf die hydrodynamische Belastung durch den schiffinduzierten Wellenschlag zurück.

**Schifffahrtsinduzierte Wellen bewirken insbesondere im Uferbereich kritische Strömungsintensitäten, ein sich plötzlich veränderendes Strömungsregime und kurzfristig erhöhte Partikelresuspension und Trübung des Freiwassers. Durch die hohe Sohl Schubspannung wird die Besiedlung insbesondere im Uferbereich direkt und über Veränderungen in der Habitat-ausstattung und –qualität indirekt geschädigt. Das pulsartige hydraulische Störungsregime, welches durch die Passage von Schiffen verursacht wird, hat also eine limitierende Wirkung**

**auf die Besiedlung durch Makrozoobenthos und Fische in den befahrenen Gewässern und wahrscheinlich auch auf das Wiederbesiedlungspotenzial nach Erreichen einer verbesserten Wasserqualität.**

Die Auswirkungen schiffsinduzierter hydrodynamischer Belastungen auf die Zönosen des Makrozoobenthos und der Fische in der Stadtsprea werden in den Kapiteln 4.2.2 und 4.3.3 diskutiert.



## **4 Auswirkungen der in Berlin auftretenden Gewässerbelastungen auf die Besiedlung der Gewässer durch das Makrozoobenthos und die Fische**

Dieses Kapitel beschäftigt sich zum einen mit allgemeinen Betrachtungen zur Störung von aquatischen Biozönosen und soll dazu beitragen, wesentliche Mechanismen zwischen anthropogenen Stressoren und den Reaktionen der Zönosen darzustellen (Kapitel 4.1). Zum anderen wird die Hintergrundbelastung der Makrozoobenthos- (Kapitel 4.2) und der Fischzönose (Kapitel 4.3) in der Stadtspreet dargestellt. Unter Hintergrundbelastung wird an dieser Stelle die Wirkung der anthropogenen Stressoren auf die Zönosen oberhalb des Mischsystems verstanden.

### **4.1 Allgemeine Betrachtung zu Störung von Biozönosen**

#### **4.1.1 Akut und chronisch wirkende Stressoren**

Häufige akute Störungen können je nach **Frequenz, Intensität und Dauer** der Belastungen chronische Veränderungen in der Struktur der Zönosen verursachen. Zum Verständnis dieses Zusammenhangs ist die artspezifische Reaktion auf den Stressor bzw. Stressorenkomplex einzubeziehen. Wie groß die Auswirkungen auf eine spezielle Art sind, hängt hierbei von der Belastbarkeit der Population ab. Populationen von Arten, die eine große Toleranz hinsichtlich des Schwankungsbereichs in den physikalisch-chemischen Umweltbedingungen aufweisen (euryöke Arten) und sich durch kurze Generationszyklen auszeichnen (r-Strategen), können sich von häufig auftretenden Störungen wesentlich schneller erholen als die von anspruchsvolleren Arten mit langen Entwicklungszyklen (z.B. COOK & MOORE, 1969, CUFFNEY ET AL., 1984).

In natürlichen Fließgewässern sind die Biozönosen vor allem durch immer wiederkehrende Hochwasser- und Niedrigwasser- bzw. Austrocknungsereignisse einem charakteristischen Störungsregime ausgesetzt. An dieses Regime ist die dort siedelnde Biozönose hinsichtlich der Ausprägung ihrer r- und k-Strategien angepasst. Im Allgemeinen sind die Biozönosen am artenreichsten, die einem mittelschweren Störungsregime ausgesetzt sind (Intermediate disturbance hypothesis, CONNELL, 1978). Bei anthropogener Änderung bzw. Verstärkung des Störungsregimes werden sich die Artenzusammensetzung und die Dominanzstruktur der Zönose gegenüber einer unbelasteten Zönose grundlegend verändern.

In Gewässern der gemäßigten Breiten zeichnet sich das Groß der aquatischen Insekten durch einen uni-voltinen Lebenszyklus aus. Die Studie von IDE (1967) ist eine der ersten, die zeigte dass die Erholung von aquatischen Insekten nach Störungen von den artspezifischen Generationszyklen abhängt, also im wesentlichen von saisonalen Restriktionen der Reproduktion.

Störungen, wie z.B. die Belastung durch Kontaminanten, können einen wesentlich größeren Effekt verursachen, wenn sie zeitlich mit kritischen Lebenssituationen (Eier und frühe Larvenstadien) zusammenfällt (z.B. NEBEKER ET AL., 1984a, 1984b, GAUSS ET AL., 1985). Im Vergleich zu hololimnischen Makrozoobenthosarten, deren Reproduktion sich über einen längeren Zeitraum erstreckt bzw. mehrere Generationen hervorbringen, sind die aquatischen Insekten von sommerlichen Störungen überdurchschnittlich betroffen (PAUL & MEYER, 2001).

Die Schwere von kumulativen Auswirkungen der Belastung durch stoßartige Störungen (z.B. Mischwasserentlastung) ist darüber hinaus vom Rekolonisationspotenzial der betroffenen Arten abhängig. Erholung von Insektenpopulationen der Makrozoobenthoszönose nach mehrfacher experimenteller Anwendung des Insektizids Methoxychlor, das eine geringe Persistenz aufweist, war im wesentlichen von der Entfernung zu unbeeinflussten Quellen (Refugien) an rekolonisierenden Organismen abhängig (CUFFNEY ET AL., 1984, WALLACE ET AL., 1986). Dabei ist die Erholung der Makrozoobenthoszönose im Wesentlichen von der organismischen Drift und von Oviposition der nicht-aquatischen, adulten Insektenstadien abhängig (KREUTZWEISER & KINGSBURY, 1982)

Im Zusammenhang mit dem Störungsregime stellt insbesondere bei der Fischfauna und dem Makrozoobenthos die **Bioakkumulation** von Kontaminanten, in Verbindung mit chronischen Auswirkungen auf die Vitalität und Fruchtbarkeit des Organismus, eine entscheidende Steuerungsgröße dar.

Durch den Prozess der Bioakkumulation können geringfügige, jedoch häufige auftretende Störungen die keinen akuten Einfluss haben, langfristige chronische Störungen der einzelnen Populationen oder der Zönose zur Folge haben. Die Effekte der Bioakkumulation von Kontaminanten können umso gravierender sein, wenn Rekolonisationsquellen limitiert, der betroffene Gewässerbereich von Refugialräumen räumlich isoliert (Wehre, Sohlabstürze, etc.) oder gänzlich nicht vorhanden sind (wie z.B. in kanalisierten Gewässern, für Makrozoobenthos und Fische).

Da mit sinkenden Wassertemperaturen im Herbst verstärkt Fettreserven metabolisiert werden, kann es zur Remobilisierung der in ihnen akkumulierten organischen Kontaminanten und zu einer sekundär stark erhöhten Toxizität kommen (SCHOENTHAL, 1963, GRAHAM, 1959). Ursache und Wirkung können also zeitlich und räumlich getrennt auftreten. Viele Fallstudien zu den Auswirkungen von chemischen Belastungen (organische Schadstoffe) haben eher Migration und Rekolonisation als eine Zunahme der Rest-Population als den wichtigsten Mechanismus der Erholung identifiziert (s. Review von NIEMI ET AL., 1990).

Störungen können unter Umständen die Populationen der vorhandenen Prädatoren und Beutetieren unterschiedlich stark belasten und greifen somit auch in trophische Wechselwirkungen ein. Diese Sekundäreffekte einer Störung sind oftmals die Folge einer Degradation des Habitats und der Nährstoffpfade. In ihrer Besprechung von Fallstudien zur Erholung (i.S.v. Wiedergesundung, Wiederherstellung) von lotischen Ökosystemen folgerten YOUNT & NIEMI (1990), dass die Kanalisierung, einschließlich Laufverkürzung und Verbau der Ufer, einer der schwerwiegendsten chronischen Störungen des Fließgewässerökosystems darstellt.

**Störungen durch Umweltveränderungen, die stark vom gewöhnlichen und/oder natürlichen Schwankungsbereich abweichen, können akute Belastungen der Biozönose hervorrufen. Treten akute Störungen häufig auf, können sie je nach Frequenz, Intensität und Dauer der Belastung chronische biozönotische Veränderungen verursachen, wenn das Regenerationsvermögen der Biozönose überlastet wird. Dabei bestehen weitreichende Interferenzen zwischen akuter (z.B. Mischwasserentlastung, Wellenschlag) und chronischer Belastung (Kanalisierung) und deren Folgen für den ökologischen Zustand des Gewässers.**

#### 4.1.2 Interferenzen zwischen multiplen Stressoren

CAIRNS & DICKSON (1977) schlussfolgerten aus der Synthese einiger Fallstudien zur Erholung von Fisch- und Makrozoobenthoszönosen nach Störungen durch organische Schadstoffe, dass der Prozess der Erholung im Wesentlichen folgende Faktoren beinhaltet:

1. Schwere und Dauer der Stressoren,
2. Anzahl verschiedener Arten von Stressoren,
3. zurückbleibende Veränderungen der physischen Umwelt (Habitatmodifikation, Schadstoffakkumulation im Sediment und Biota),
4. Verfügbarkeit von unbelasteten Refugialräumen,
5. system-immanente Schadanfälligkeit,
6. Trägheit des Systems und
7. Belastbarkeit (Widerstandsfähigkeit) des Systems.

Dabei kann die Wirkung von toxischen Stoffen im Gewässer nicht als eine einfache Dosis-Wirkungsbeziehung betrachtet werden, da i.d.R mehrere ökotoxikologisch relevante Verbindungen vorliegen. Somit liegen bei der Manifestation einer toxischen Wirkung Multifaktorenkomplexe vor, die auch mit multivariater Statistik nur schwer zu quantifizieren sind. Jedoch ist das Zusammenwirken zweier Toxine oder zweier unterschiedlicher Stressoren (z.B. Kontaminant und hydraulischer Stress) experimentell und analytisch zugänglich (z.B. EIFAC, 1983). Bezüglich des gleichzeitigen Auftretens verschiedener Stressoren sind die Interferenzen der schädigenden Wirkung der einzelnen Komponenten zu berücksichtigen.

Hierbei sind folgende Interferenzen theoretisch möglich:

1. Antagonistische Wirkung; Die Gesamtwirkung zweier oder mehrerer Komponenten ist geringer als die Summe der Einzelwirkungen.
2. Additive Wirkung; Die Gesamtwirkung zweier oder mehrerer Komponenten ergibt sich aus der Addition der Einzelwirkungen.
3. Synergistische Wirkung; Die Gesamtwirkung zweier oder mehrerer Komponenten ist höher als die Summe der Einzelwirkungen.

Bezogen auf Schwermetalle und organische Kontaminanten liegt eine antagonistische Wirkung vor, wenn die toxische Einheit eines Stoffgemisches kleiner ist als die Summe der toxischen Einheiten der Einzelkomponenten. Ist die Summe der toxischen Einheiten der Einzelkomponenten kleiner als die toxische Wirkung des Stoffgemischs liegt Synergismus vor. Bei einer additiven Wirkung ist die toxische Einheit des Stoffgemischs gleich der Summe der toxischen Einheiten der Einzelkomponenten.

Synergistische und antagonistische Effekte treten nicht nur bei der toxischen Wirkung auf, sondern auch bei der Bioakkumulation von Kontaminanten. Es liegen prinzipiell nur Untersuchungen vor, die die Bedeutung dieses Aspekts zeigen, ohne dass die zugrundeliegenden Prozesse im Detail erklärt werden können (GUNKEL, 1994). SCHÜTZ (1985) untersuchten die Bioakkumulation von Lindan, Hexachlorbenzol (HCB) und Pentachlorphenol (PCB) als Stoffgemisch an Goldorfen (*Leuciscus idus*) und stellte eine Verringerung der Lindan-Akkumulation unter dem Einfluss von PCB sowie PCB und HCB fest.

**Zusammenfassend liegt in einer Belastungssituation oftmals ein Multifaktorenkomplex vor, wobei die Wirkung der einzelnen Stressoren auf den betreffenden Organismus antagonistisch, additiv und synergistisch sein kann.**

## **4.2 Auswirkungen der multiplen Belastungen auf die Makrozoobenthoszönose**

### **4.2.1 Relative Bedeutung der Degradationsformen**

Im Rahmen der Dissertation des Verfassers dieser Studie wurde erstmalig seit 1904 (MARSSON, 1905) die Besiedlung der Stadtspreewasser durch das Makrozoobenthos systematisch erhoben. Anfang des 20. Jhd. hatten die qualitativen Makrozoobenthosuntersuchungen zum Ziel, die Auswirkungen der in die Berliner Spree eingeleiteten Abwässer der Textilbetriebe im Industriekomplex Ober- und Niederschöneweide zu untersuchen (WINKLHÖFER ET AL., 2006).

In kürzlich vom Autor durchgeführten Untersuchungen (LESZINSKI ET AL., eingereicht) wurde u.a. die Makrozoobenthoszönose und abiotische Parameter entlang eines 23 km langen Gradienten zunehmender Urbanisierung quantitativ erfasst. Im Vergleich zu einer Referenzzönose an zwei Probestellen der Müggelspreewasser bei Neu Zittau, Brandenburg zeichnete sich das Makrozoobenthos der Stadtspreewasser durch eine durchschnittlich 4-fach erhöhte Gesamtabundanz, ein stark reduziertes Arteninventar (durchschnittliche Artenzahl 34,7 % der Referenz) und zunehmende Dominanz weniger Taxa aus. Dabei ist zu berücksichtigen, dass auch der Referenzabschnitt bereits eine anthropogen stark reduzierte Hydrodynamik aufweist.

So trugen in der Stadtspreewasser lediglich 11,5 % der insgesamt 97 an den Sedimenten der Flusssohle nachgewiesenen Arten zu 95 % der Gesamtabundanz bei (52,5 % der Arten an der Referenz). Diese Effekte der Urbanisierung der Stadtspreewasser auf die Besiedlung durch das Makrozoobenthos zeigen weitreichende Übereinstimmung mit anderen urbanisierten Fließgewässern weltweit (PAUL & MEYER, 2001).

Daher zielten intensive Untersuchungen darauf ab, die **relative Bedeutung der anthropogen veränderten Umweltbedingungen** auf die Zusammensetzung der Makrozoobenthoszönose zu identifizieren und nach Möglichkeit zu quantifizieren. Bisherige Forschungsarbeiten zu der relativen Bedeutung der auf Fließgewässer wirkenden anthropogenen Stressoren konzentrierten sich auf kleine urbane Fließgewässer (< 5. Ordnung), urbanisierte Flüsse waren bis dato hinsichtlich dieser Fragestellung nicht untersucht worden (PAUL & MEYER, 2001, SUREN, 2000).

Beim Entwurf dieser Forschungsarbeit war über das grundlagenwissenschaftliche Anliegen hinausgehend von besonderer Bedeutung, die wesentlichen Stressoren zu identifizieren, deren Beseitigung bzw. Abschwächung maßgeblich zu einer Aufwertung der faunistischen Besiedlung und des ökologischen Zustandes der Stadtspreewasser beitragen kann. Erst dadurch wird es möglich, Revitalisierungsmaßnahmen im Vorfeld nach ihrer ökologischen Effizienz zu bewerten.

Für die Bewertung der Mischwasserentlastung in der Stadtspreewasser geben die Ergebnisse dieser Forschungsarbeit wesentliche Hinweise hinsichtlich der multiplen Hintergrundbelastung des Makrozoobenthos unter dem Einfluss der Trennwasserkanalisation.

Der Gradient zunehmender Urbanisierung erstreckte sich von Berlin-Rahnsdorf bis kurz oberhalb der Mühlendammschleuse und umfasste sechs Flussabschnitte, in denen jeweils zwei Probestellen

am linken und rechten Ufer etabliert wurden. In den insgesamt zwölf Probestellen wurden im Oktober 2002 und April 2003 mittels eines Sedimentgreifers (modifizierter Donau-Greifer, Fa. Uwitec) das ufernahe Makrozoobenthos quantitativ erfasst (beprobte Fläche: 0,54 m<sup>2</sup>) und Umweltvariablen zu den wesentlichen Degradationsformen erhoben.

Die unterschiedenen **Degradationsformen** umfassten die physikalisch-chemische **Wasserqualität** (Nährstoffe, Chl-a, Sichttiefe, Temperatur, Sauerstoff, Anzahl Tage mit Sauerstoffkonzentrationen < 4 mg l<sup>-1</sup> O<sub>2</sub>, elektrische Leitfähigkeit, pH und AOX), die **Sedimentqualität** (Schwermetalle: Cd, Cu, Cr, Pb, Ni, Zn), die **Hydromorphologie** (Wassertiefe, Flussbreite, Tiefenvarianz, Fließgeschwindigkeit) und das **benthische Habitat** (Substratheterogenität, Anteile von Kies, Sand, Schluff, FPOM, CPOM).

Zusätzlich wurde die an das Kanalsystem (Trennsystem) angeschlossene versiegelte Fläche des Einzugsgebietes (ISC, Impervious Surface Cover) als Maß für potentielle Einträge an Kontaminanten (Schwermetalle, PAKs, PCBs, etc.) mit in die Untersuchung integriert.

Aufgrund der hohen Trophie hängen die Tagesamplituden des Sauerstoffgehaltes, neben den Mikroorganismen entscheidend von der Photosynthese und Respiration des Phytoplanktons ab und sind insbesondere bei Algenmassenentwicklungen stark ausgeprägt (vgl. Kapitel 2.5). Daher wurde nicht nur der durchschnittliche Sauerstoffgehalt sondern auch die Anzahl der Tage mit Sauerstoffkonzentrationen < 4 mg l<sup>-1</sup> O<sub>2</sub> (Durchschnitt von 2002 – 2003) berechnet.

Die erhobenen Umweltvariablen, die zur Parametrisierung der einzelnen Degradationsformen genutzt wurden, zeigten Multi-Kollinearität aufgrund des multifaktoriellen Gefüges und der tendenziell zunehmenden allgemeinen Belastung entlang des urbanen Gradienten. Daher wurden über Korrelationsanalysen stellvertretende Variablen ausgewählt, die die Degradationsformen am besten repräsentierten und nicht oder nur schwach miteinander korreliert waren (Minimierung der Multi-Kollinearität).

Zur Charakterisierung der Makrozoobenthoszönose wurden die probestellenspezifische Artenzahl, Diversität, relative Abundanzen von Köcherfliegen (Trichoptera) und invasiven Arten (Amphipoda, Gastropoda, Hirudinea) berechnet. Die Zusammensetzung der Zönose wurde mittels eines Ordinationsverfahren (nichtmetrische Multidimensionale Skalierung einschließlich Varimax Rotation, NMS) auf 3 Ordinationsachsen abgebildet, die mehr als 90 % der ursprünglichen Variabilität der Makrozoobenthoszusammensetzung zwischen den Probestellen abbildeten.

Die Ordination wurde der Verwendung von Indices (sensu Aquem, HERING ET AL., 2004) vorgezogen, da Studien gezeigt haben, dass multivariate Analysen detaillierter als Indices die Auswirkungen von Umweltvariablen auf die Zusammensetzung der Makrozoobenthoszönose identifizieren können (z.B. PARR & MASON, 2003).

Die einzelnen Zönosen-Parameter gingen als abhängige (zu erklärende) Variable, die stellvertretenden Umweltvariable als unabhängige (erklärende) Variablen in eine multiple lineare Regressionsanalyse (schrittweise) ein. Synthetisiert man die Ergebnisse der Regression mit Ergebnissen von Korrelationsanalysen zwischen den einzelnen Makrozoobenthosarten und den Scores der Ordinationsachsen ist es möglich, die Wirkung der einzelnen Degradationsformen und deren wesentlichen Parameter auf die Zusammensetzung der Makrozoobenthoszönose zu quantifizieren.

Die wesentlichen Ergebnisse werden im Folgenden diskutiert und sind im Einzelnen dem eingereichten Publikationsmanuskript zu entnehmen (LESZINSKI ET AL., eingereicht).

Insgesamt waren 60 % der 78 in die Analysen angegangenen Arten, die über 90 % der Variabilität der Zönosenzusammensetzung erklärten, signifikant mit den untersuchten Degradationsformen bzw. stellvertretenden Umweltvariablen korreliert. Für 40 % der Arten wurden keine Zusammenhänge gefunden, da ein Großteil der Arten lediglich in sehr geringen Individuendichten und an wenigen Probestellen nachgewiesen wurde.

Die Analyse zeigte, dass die Zusammensetzung der Makrozoobenthoszönose vorrangig durch die Degradation des **benthischen Habitats** negativ beeinflusst war. Die Substratheterogenität der Flusssohle erklärte exklusiv die probestellenspezifische Artenzahl und die Abundanzen der Köcherfliegen (Trichoptera) und korrelierte mit keiner der anderen Variablen, die das benthische Habitat repräsentierten.

Dieser Zusammenhang wird weiterhin belegt durch die Abundanzverteilung der die Zönose dominierenden invasiven Arten wie der Schlickröhrenkrebs *Chelicorophium curvispinum* (Amphipoda) und die Zebamuschel sowie der einheimischen Köcherfliege *Athripsodes cinereus*, die alle stärkere Korrelationen zur Substratheterogenität, als zu anderen Umweltvariablen zeigten.

Die Abundanzunterschiede der Köcherfliegen und invasiven Flohkrebse zwischen den Probestellen (NMS-Achse) waren ebenfalls am besten durch die Substratheterogenität erklärt. Daraus kann geschlossen werden, dass invasive Arten des Makrozoobenthos, die generell als tolerant gelten, sowie auch die einheimischen Köcherfliegen, die generell als sensitiv gelten, hauptsächlich durch die Degradation des benthischen Habitats beeinträchtigt werden, insbesondere gesteuert durch die Homogenisierung der Substratausstattung.

Diese starke Kontrolle der Substratheterogenität auf die Makrozoobenthoszönose ist ein in natürlichen Fließgewässern oft beobachteter Zusammenhang (e.g. MINSHALL, 1984; MINSHALL & ROBINSON, 1998, TANIGUCHI & TOKESHI, 2004), wurde jedoch von relativ wenigen urbanen Fließgewässern berichtet (ROGERS ET AL., 2002).

ROGERS ET AL. (2002) fanden, dass die Habitatausstattung relativ bedeutender für die Zönosenzusammensetzung war als die habitatspezifische Schwermetallbelastung. Im Gegensatz identifizierten BEAVAN ET AL. (2001) nach ihrer vergleichenden Analyse der Auswirkungen des degradierten benthischen Habitats und der Wasserqualität in urbanisierten Abschnitten des Flusses Tame (England) die Wasserqualität als Schlüsselfaktor verantwortlich für die Ausprägung der Makrozoobenthoszönose.

Jedoch wurde für nicht urbanisierte eutrophe Tieflandflüsse Englands gezeigt, dass die Zusammensetzung des Makrozoobenthos (analysierte Daten zu Makrozoobenthosfamilien ab 1985) vorrangig durch die Substratausstattung bestimmt war (PARR & MARSON, 2003).

Die Zusammensetzung der Makrozoobenthoszönose der Stadtspreie war weiterhin durch den Grad der morphologischen Degradation beeinträchtigt. Der Grad der Eintiefung der Flusssohle, parametrisiert als durchschnittliche Wassertiefe war mit einer Abnahme der Abundanzen von Insekten (Köcherfliegen, Eintagsfliegen (Ephemeroptera)) und der Erbsenmuscheln *Pisidium supinum* und *Pisidium henslowanum* sowie einer Zunahme der Abundanzen von Egel (Hirudinea) und Strudelwürmern (Turbellaria) verbunden. Diese Veränderung in der Zönosenzusammensetzung

zung war sehr wahrscheinlich auf synergistische Effekte der Sohleintiefung und der hohen Trophie zurückzuführen. Die hohe Trophie erhöht zum einen das Angebot an Phytoplankton, das aufgrund des Aufstaus und der Eintiefung des Flussbettes verstärkter Sedimentation ausgesetzt ist. Dazu ist auch die Sedimentation anderer suspendierter Partikel an stärker vertieften Flussabschnitten gefördert, so dass sich verstärkt organische Substanz akkumuliert, die wiederum den sedimentbürtigen Sauerstoffbedarf erhöht.

Diese Erklärung wird durch den hoch signifikanten Zusammenhang zwischen dem Massenanteil FPOM am Sediment und der Auftretenshäufigkeit von Sauerstoffdefiziten unterstützt. Weiterhin war die Wassertiefe mit der Häufigkeit des Sauerstoffdefizits positiv korreliert. Es ist anzunehmen, dass kritische Sauerstoffdefizite die unmittelbare Ursache für den beobachteten Wechsel in der Zönosenzusammensetzung war, da Arten höherer Toleranz gegenüber Sauerstoffmangel, wie die nachgewiesenen Arten der Egel und Strudelwürmer (HYNES, 1974) höhere Abundanzen an stark vertieften Spreeabschnitten erreichten.

Die Eutrophierung wirkt demzufolge primär über den Sauerstoffhaushalt auf die heterotrophen Zönosen, so dass niedrige Sauerstoffkonzentrationen tolerierende Makrozoobenthos- und Fischarten durch das erhöhte Nährstoffangebot indirekt gefördert werden (vgl. SKINNER ET AL., 1997, DEBILLY ET AL., 2000).

Im Gegensatz zeigten Arten, die sensitiver hinsichtlich der von ihnen tolerierten Sauerstoffminima sind, wie z.B. die Köcherfliege *Atripsodes cinereus*, abnehmende Abundanzen mit zunehmenden Eintiefungsgrad und traten an den am stärksten eingetieften Abschnitten überhaupt nicht mehr auf, erreichten jedoch an vergleichsweise flachen Spreeufeln Individuendichten von bis zu 287 Ind. m<sup>-2</sup>.

Als ein weiteres Beispiel soll auf die Erbsenmuschel *Pisidium supinum* hingewiesen sein, die als eine charakteristische Art der Tieflandflüsse (KUIPER & WOLFF, 1970, PIECHOCKI, 1986) auf Wasserbewegung angewiesen ist, relativ hohe Sauerstoffansprüche hat und sandig-kiesiges Substrat bevorzugt (PIECHOCKI, 1989). Demzufolge lässt sich der negative Einfluss zunehmender Eintiefung auf *P. supinum* auf einen Komplex von Ursachen zurückführen, da mit der Sohleintiefung die Wasserbewegung abnimmt, die Sedimentzusammensetzung sich zu Gunsten des organischen Anteils verschiebt und die Frequenz kritischer Sauerstoffkonzentrationen zunimmt.

Diese ursächlich herleitbaren, indirekt wirkenden Zusammenhänge zwischen Sohleintiefung und der veränderten Zusammensetzung der Makrozoobenthoszönose wurde auch z.B. in einer Forschungsarbeit zu den Effekten der Landnutzung auf die hyporheische Zone kleiner Fließgewässer in Neuseeland nachgewiesen (BOULTON ET AL., 2005).

Darüber hinaus ist die Sohleintiefung oft mit Veränderungen des benthischen Biofilms (CLARET ET AL., 1998) und des benthischen Habitats verbunden (BRAVARD ET AL., 1997). Letzteres trifft auch auf die untersuchten Abschnitte der Spree zu, wobei aber die am stärksten eingetieften Probestellen nicht die geringste Substratheterogenität aufwiesen. BRAVARD ET AL. (1997) untersuchten die ökologischen Effekte der Sohleintiefung an Flüssen der alluvialen Ebene in Frankreich und fanden, dass die Sohleintiefung die Makrozoobenthos- und Fischzönosen weniger direkt als aber indirekt über Veränderungen in den Habitatbedingungen schädigte. Die generelle Auswirkung von Sohleintiefung ist demnach die Reduktion der Habitatheterogenität, die eine Abnahme der Biodiversität bewirkt.

Mit der Situation in der Stadtspreewasserversorgung vergleichbar Auswirkungen der Eutrophierung fanden PARR & MARSON (2003) in Tieflandflüssen in Essex und Suffolk (England). Kritische Sauerstoffkonzentrationen traten in diesen Flüssen insbesondere in durchflussarmen Jahren auf und wurden durch veränderte Querprofile stark begünstigt, so dass in Extremsituationen Fischsterben auftraten.

Auch wenn wesentliche, ursächlich begründbare, auf die Makrozoobenthoszönose einwirkende Prozesse entlang des Stadtspreewasserversorgung-Gradienten identifiziert werden konnten, war der Effekt der hydromorphologischen Degradation von zusätzlichen Effekten der Nährstoffanreicherung und der Substratheterogenität der Flusssohle überlagert. Daher konnte die relative Bedeutung dieser Degradationsformen nicht vollständig voneinander separiert werden. Jedoch waren die Konzentrationen an Ammonium und Phosphor, die die Wasserqualität indizierten, nur von sekundärer Bedeutung für die Makrozoobenthoszönose, verglichen mit der Degradation des benthischen Habitats und der Morphologie.

Die mit zunehmender Urbanisierung zunehmende Nährstoffkonzentration ist nicht die direkte Ursache für die beobachtete Veränderung in der Zönose, da Phosphor das Makrozoobenthos nicht direkt schädigt und die vorliegenden Konzentrationen an Ammonium nicht im Konzentrationsbereich liegen, in dem toxische Effekte auf Makrozoobenthosarten festgestellt wurden (MULLISS ET AL., 1996, WILLIAMS ET AL., 1984, ARTHUR ET AL., 1987).

Daher müssen Ammonium und Phosphor möglicherweise als Indikatoren für organische Kontaminanten, vornehmlich eingetragen durch die Regenentwässerung der versiegelten Flächen angesehen werden. Diese Annahme wird unterstützt durch die Korrelationen zwischen Ammonium und ISC sowie zwischen Gesamtphosphor und AOX. Die Toxizität von organischen Kontaminanten ist hinreichend bekannt und kann auch bei weniger anspruchsvollen und ubiquitär vorkommenden Makrozoobenthos-Generalisten subletale Effekte wie eine verminderte Reproduktionsfähigkeit verursachen (BETTINETTI ET AL., 2003, BINELLI ET AL., 2004).

Folglich war die Makrozoobenthoszönose sehr wahrscheinlich auch durch die kombinierten Auswirkungen von Sauerstoffdefiziten und organischen Kontaminanten beeinflusst, wobei die letztgenannten nicht Schwerpunkt der Studie waren. Die mit steigenden Nährstoffkonzentrationen zu vermutende Konzentrationserhöhung toxisch wirkender Stoffe erklärt, warum die beiden dominierenden Arten, der Schlickröhrenkrebs und die Dreikantmuschel, die beide Phytoplankton und suspendierte Partikel filtrieren, durch höhere Phosphorkonzentration beeinträchtigt zu sein scheinen, obwohl sie eher durch das erhöhte Nährstoffangebot in ihren Abundanzen gefördert werden sollten. Darüber hinaus kann angenommen werden, dass die Mortalität von Dreikantmuschel in der Stadtspreewasserversorgung relativ hoch ist, da nahezu ausschließlich Individuen angetroffen wurden, die sich im ersten Lebensjahr befanden.

Die Korrelation zwischen den stellvertretenden Umweltvariablen, die die vier Degradationsformen parametrisierten und die Distanz der Probestellen zur Stadtmitte, zeigte, dass Wasserqualität und ISC stark vom Grad der Urbanisierung abhängen, nicht aber das benthische Habitat und die Morphologie.

Da vorrangig der Grad der Sohleintiefung das Auftreten kritischer Sauerstoffkonzentrationen  $< 4 \text{ mg l}^{-1}$  bestimmte, wurden ähnliche Auswirkungen auf das Makrozoobenthos an suburbanen (Rahnsdorf) sowie an innerstädtischen Probestellen beobachtet. Da die Degradation des benthischen Habitats und der Morphologie hauptsächlich die Verarmung der Makrozoobenthoszönose



bestimmte, zeigte die Zusammensetzung der Zönose keinen fortlaufenden Gradienten, obwohl mit zunehmender urbaner Belastung unterhalb des Zuflusses der Dahme die Artenzahl abnahm. Auch die mittels des Saprobienindex (DIN 38410) berechnete Saprobie zeigt Übereinstimmung insofern, dass an allen Probestellen  $\beta$ -mesosaprobe Verhältnisse vorlagen und zeigt Parallelen zu anderen Untersuchungen. So war z.B. in einem kleinen Mittelgebirgsfließgewässer in Dortmund der Saprobienindex nach Mischwasserentlastungen leicht erhöht, zeigte jedoch stets  $\beta$ -mesosaprobe Verhältnisse an (PODRAZA, 1991).

Die Analysen entlang des urbanen Gradienten der Stadtspreewiesen zeigten außerdem, dass ISC signifikant zur Pb- ( $r = 0.84$ ,  $p < 0,01$ ) und der Gesamtschwermetallbelastung (Summe an Cu, Cd, Pb, Zn;  $r = 0,75$ ,  $p < 0,01$ ) des Flusssediments beitrug, sich also die Belastung des eingeleiteten Regenwassers über längere Zeitspannen integriert im Sediment widerspiegelt. Jedoch konnte gezeigt werden, dass die Sedimentqualität hinsichtlich der Schwermetallbelastung keine Effekte auf die Zusammensetzung der Makrozoobenthoszönose entlang des urbanen Gradienten hatte, obwohl vor allem in Trockenwetterperioden oder während geringer Abflüsse die Toxizität eher von sedimentbürtigen als von suspendierten Kontaminanten ausgeht (z.B. MEDEIROS ET AL., 1983, PRATT ET AL., 1981) und die Schwermetallbelastung der innerstädtischen Probestellen sehr hoch ist. Gemessen an den Hintergrundkonzentrationen der sehr gering belasteten Sedimente der ruralen Müggelspreewiesen waren Cr und Ni nicht oder nur unwesentlich erhöht, die Konzentrationen an Cu, Cd, Pb und Zn jedoch sehr hoch. Überschreitungen des mindestens 4-fachen Wertes der Zielvorgaben (LAWA, 1997) sind für Cu an 8 Probestellen, für Cd und Pb an 4 und für Zn an 5 Probestellen gemessen worden (s.a. HOELZMANN & ZELLMER, 1999). Vergleichbar zu unseren Ergebnissen, wurden keine Korrelationen zwischen der Schwermetallbelastung und der Kolonisation von Makrozoobenthos-Generalisten im Fluss Wolf, Memphis (USA) beobachtet (LEPPANEN ET AL., 1998).

Andere Studien zu den Auswirkungen von Schwermetallen und auch PAKs auf das Makrozoobenthos, berichteten jedoch oft von Schädigungen der Biozönosen (siehe Review von BEASLEY & KNEALE, 2002). So fand z.B. CLEMENTS (1994) im Fluss Arkansas, Colorado (USA) einen derartigen Zusammenhang, der artspezifisch variierte und für Köcherfliegen von geringerer relativer Bedeutung war als die Nahrungsverfügbarkeit.

Während die Dominanzverhältnisse der Köcherfliegen annähernd eine Größenordnung geringer waren, waren die Dominanzen der invasiven Arten um das 3-fache gegenüber der Makrozoobenthoszönose der Referenzprobestellen erhöht.

Die Nutzung der Stadtspreewiesen als Wasserstrasse hat sehr wahrscheinlich die Etablierung der invasiven Arten generell begünstigt (DEN HARTOG ET AL., 2004, VAN DEN BRINK ET AL., 1993). Die Analyse zur ihrer räumlichen Verteilung hat gezeigt, dass die relativen Abundanz invasiver Arten hauptsächlich von Massenanteil der Kiesfraktion des Sediments abhängt, jedoch zusätzlich von zunehmenden Wassertiefen und ISC beeinträchtigt wurde. Auch einige andere Studien haben die übergeordnete Bedeutung der Menge an größeren Substraten und der Variabilität der Sedimentpartikelgrößen als wichtigsten verbreitungsbestimmenden Faktor invasiver Arten aufgezeigt (z.B. DEVIN ET AL., 2003, MELLINA & RASMUSSEN, 1994).

In der Stadtspreewiesen war die Menge an kiesigen Substraten an 9 von 12 Probestellen erhöht, verglichen mit den Referenzbedingungen. Dies ist u.a. auf die ca. 100 Jahre zurückliegende Verklap-

pung von Bauschutt in die Stadtspreewald zurückzuführen, was klar den Etablierungserfolg der beiden invasiven Arten Schlickröhrenkrebs und Dreikantmuschel begünstigt hat.

Außerdem erhöht Urbanisierung von Flüssen als Folge des Uferverbaus generell die Menge an Hartsubstraten. Daher muss angenommen werden, dass dem Erfolg der invasiven Arten synergistische Effekte der anthropogenen Habitatveränderung und der Schifffahrtsnutzung zugrunde liegen. Auf der anderen Seite werden deren Populationen wahrscheinlich von Faktoren (Sohleintiefung, Kontaminanteneintrag) reduziert, die ebenso die einheimische Fauna beeinträchtigen.

Die mit zunehmender Urbanisierung erhöhten Nährstoffkonzentrationen haben keine direkten Einflüsse, sondern erlangen ihre Bedeutung für das Makrozoobenthos über ihre Kopplung zur erhöhten Trophie, deren Sekundärfolgen (Substratveränderungen, Sauerstoffhaushalt) mit zunehmender morphologischer Degradation verstärkt ausgeprägt sind. Darüber hinaus konnte auch aufgezeigt werden, dass lokale Faktoren bedeutender sind als Faktoren größerer Skalen, wie z.B. die versiegelte Fläche des Einzugsgebiets, wenn auch letztere signifikant zur Belastung der Wasserqualität und Sedimentqualität beiträgt.

Diese Ergebnisse stehen in Widerspruch zu den Beobachtungen an kleineren urbanen Fließgewässern (< 5. Ordnung, z.B. LARSON ET AL., 2001, SUREN & MCMURTRIE, 2005, WALSH ET AL., 2005a), in denen die Effekte der veränderten Hydrodynamik, häufige Hochwasserwellen und hohe Konzentrationen an Kontaminanten und suspendierten Feststoffen die Auswirkungen des benthischen Habitats übertrafen. Jedoch kann auch an kleinen schwermetall- und abwasserbelasteten Fließgewässern, die Habitatverfügbarkeit entscheidender für die Zusammensetzung der Makrozoobenthoszönose sein, als die Sediment- bzw. Wasserqualität (ROGERS ET AL., 2002, GÜCKER ET AL., 2006).

Das wesentliche Ergebnis spiegelt auch die großen Fortschritte in der Berliner Abwasserbehandlung der letzten Jahrzehnte wider (SENSTADT, 2001), die die relative Bedeutung der Substratausstattung und Morphologie erhöhte. Diese Entwicklung ist auch in anderen hoch-industrialisierten Ländern anzunehmen. So schlossen auch PINDER ET AL. (1997) aus dem Vergleich der biologischen Besiedelung des Hauptflusses mit der einiger Altarme des eutrophen regulierten Flusses Ouse, (England), dass die Diversität des Makrozoobenthos und der Fische eher von der Habitatdegradation als von der Wasserqualität bestimmt wurde.

Aufgrund der umfassend veränderten Hydrologie im ganzen Spreeeinzugsgebiet und der Stauregulierung der Stadtspreewald, hatten die sehr geringen Strömungsgeschwindigkeiten keine Relevanz für die Zusammensetzung der Makrozoobenthoszönose entlang des untersuchten urbanen Gradienten. Eine durch Stauregulierung verursachte sukzessive Verschiebung der Makrozoobenthoszönose durch Zunahme limnophiler und Abnahme rheophiler Arten wie z.B. in den Stauhaltungen der Donau (BANNING, 1998) kann nicht beobachtet werden, da die Fließgeschwindigkeiten in potamalen Bereichen von Tieflandflüssen schon natürlicherweise sehr viel niedriger liegen. Rheophile Arten, die eine andauernde gerichtete Strömung benötigen, sind daher bereits in den suburbanen Abschnitten der Stadtspreewald nicht mehr anzutreffen.

**Zusammengefasst kann für die Makrozoobenthoszönose also festgestellt werden, dass sie möglicherweise von toxikologischen Effekten beeinflusst wird, die nicht von anderen Umweltvariablen mit hoher Kovarianz separiert werden konnten. Jedoch deutet die Erklärungskraft der hohen funktionellen Bedeutung aufweisenden Habitatvariablen darauf hin, dass die**

**Zusammensetzung der Makrozoobenthoszönose hauptsächlich von der Degradation des benthischen Habitats, besonders durch die lokale Substratheterogenität und von der Morphologie bestimmt wird, als von der Kontamination des Wassers und des Sediments.**

#### **4.2.2 Auswirkungen der schiffahrtsinduzierten hydrodynamischen Störungen**

Die Auswirkungen der Schifffahrt auf das Makrozoobenthos der Stadtspreewurden bereits im Hinblick auf die dominante Stellung der invasiven Arten diskutiert. Weitere schiffsinduzierte Belastungen sind vor allem hydrodynamischer Natur. Generell muss zwischen der hydrodynamischen Belastung durch den Propellerstrahl in der Fahrrinne und dem Sunk- und Schwalleffekt am Ufer der Stadtspreew unterschieden werden (vgl. Kapitel 3.3). Der Propellerstrahl der Güter- und Fahrgastschiffe führt zu einer starken Verarmung der Makrozoobenthosbesiedlung am Sediment der Fahrrinne. Diese Beeinträchtigung macht sich in stark reduzierten Artenzahlen und Individuendichten bemerkbar (s.a. SENSTADT, 2006). Weiterhin ist es sehr wahrscheinlich, dass die propellerstrahlinduzierte Resuspension von FPOM wesentlich zu den Sauerstoffdefiziten an stark eingetieften Flussabschnitten beiträgt.

Die durch die Schifffahrt eingetragenen hydrodynamischen Störungen am Ufer wirken sich insbesondere an verhältnismäßig flachen Uferzonen gravierend auf die benthische Besiedlung aus. Damit abnehmender Wassertiefe und zunehmender Wasserbewegung der atmosphärische Sauerstoffeintrag zunimmt, ist vor allem die Besiedlung der flachen Ufer durch den Wellenschlag zusätzlich geschädigt.

Im Hinblick auf das faunistische Potential der hohen Substratheterogenität weisen diese Bereiche daher einen besonders hohen Artenfehlbetrag auf. Weiterhin ist auch die Intensität des Sunk- und Schwalleffekts, gemessen an den induzierten Strömungsgeschwindigkeiten und Sohlschubspannungen, an flachen Ufern weitaus stärker als an eingetieften Uferbereichen. Nur einzelne Makrozoobenthosarten werden durch dieses extrem unnatürliche Strömungsregime gefördert. So wurde an zwei maximal wellenschlagexponierten Probestellen die an strömungsberuhigte Bereiche angepasste Teichnapfschnecke *Acroloxus lacustris* von der rheophilen Flussnapfschnecke *Ancylus fluviatilis* ersetzt.

Von wenigen Ausnahmen abgesehen ist das Makrozoobenthos der Stadtspreew an lenitische Verhältnisse angepasst und setzt sich vornehmlich aus limnophilen oder hinsichtlich der Strömung indifferenten Arten zusammen. Sehr starke hydrodynamische Belastung mit Strömungsgeschwindigkeiten  $> 1 \text{ m s}^{-1}$  führen z.B. zum vollständigen Populationsverlust der Eintagsfliege *Caenis horaria*, die an weniger wellenschlagexponierten Probestellen immerhin durchschnittliche Individuendichte von 6,9 – 87,4 Ind.  $\text{m}^{-2}$  erreichte.

Ein möglicher indirekter Effekt des Wellenschlags auf die Makrozoobenthosbesiedlung könnte auch durch die Beeinflussung der Korngrößenzusammensetzung und dem veränderten Angebot an Nahrungsressourcen auftreten (PUSCH & FISCHER 2006).

Signifikante schiffahrtsinduzierte hydrodynamische Beeinträchtigungen des Makrozoobenthosbesiedlung von Steinschüttungen und insbesondere schluffigem Substrat fanden auch TITIZER & BANNING (1992) bei einem Vergleich von befahrenen und für die Schifffahrt gesperrten Abschnit-

ten des Main-Donau-Kanals und wurden z.B. auch vom Dortmund-Ems-Kanal berichtet (RÜTTEN, 1994).

Das Ausmaß der Auswirkungen des schiffsinduzierten Wellenschlags hängt entscheidend von der Habitatheterogenität und -komplexität ab. So war der strömungsinduzierte Populationsverlust durch Drift vom Bachflohkrebs *Gammarus pulex* und der Eintagsfliege *Ephemerella ignita* in experimentellen Fließrinnen von den auftretenden Sohlschubspannungen abhängig. Jedoch wurde das Ausmaß der hydrodynamischen Störung von einer zunehmenden Habitatkomplexität abgeschwächt, da eine höhere Komplexität die auftretenden Sohlschubspannungen reduziert und dem Makrozoobenthos Refugien geringerer Strömungsexposition bietet (BORCHARDT, 1993).

**Insgesamt betrachtet trägt insbesondere der Wellenschlag am Ufer zu einer starken Reduktion des Besiedlungspotentials der Stadtspreeweiher bei, da auch besser strukturierte Ufer höherer Habitatheterogenität in ihrer Habitatqualität entwertet werden.**

### 4.3 Auswirkungen der multiplen Belastungen auf die Fischzönose

#### 4.3.1 Wesentliche Degradationsformen und deren historische Entwicklung

Die Datenlage zu Fischfauna der Berliner Gewässer ist wesentlich besser als die zur Besiedlung durch das Makrozoobenthos und geht neben den wissenschaftlichen Untersuchungen auf die Dokumentation der Fänge der Fischwirtschaft zurück, so dass auch historische Nachweise der ehemals vorkommenden Fischarten vorliegen.

**Stauhaltungen** haben bereits in historischen Zeiten zum Aussterben vieler Fischarten der Stadtspreeweiher geführt, u.a. Barbe (*Barbus barbus*), Zährte (*Vimba vimba*), Schmerle (*Barbatula barbatula*), und insbesondere auch der anadromen Wanderfische Stör (*Acipenser sturio*), Lachs (*Salmo salar*), und Neunaugen (*Lampetra sp.*, *Petromyzon sp.*). Ebenso der katadrome Aal (*Anguilla anguilla*) wäre daher bereits verschollen oder ausgestorben, wenn er nicht aufgrund seiner wirtschaftlichen Bedeutung durch umfangreiche Besatzmaßnahmen erhalten würde.

So wurden die letzten dokumentierten Individuen des Flussneunauges (*Lampetra fluviatilis*) letztmalig 1875 (WITTMACK, 1875), des Meerneunauges (*Petromyzon marinus*) 1868 (FRIEDEL, 1869) und des Störes 1868 in Berlin nachgewiesen (FRIEDEL, 1886). Urkundlich belegt sind Mühlenstau in der Stadtspreeweiher seit dem 13. Jhd. (UHLEMANN, 1994), jedoch sind Stauhaltungen bereits vor den urkundlich belegten zu vermuten. Darüber hinaus bewirkte die Wehrfischerei vermutlich einen zusätzlichen Rückstau und erhöhte den Grad der Habitatfragmentierung durch eingeschränkte **Durchwanderbarkeit** des Flusses, und einen enormen Befischungsdruck insbesondere für anadrome und potamodrome Fischarten (s. ARAND, 1932).

Zur Förderung der Schifffahrt wurden in Spree und Havel die Fischwehre stark verringert, und dafür Stauanlagen und Schleusen errichtet. Bereits im 17. Jhd. begann die Begradigung einzelner Flussabschnitte und von 1845 – 1859 erfolgten erste umfangreiche **Kanalisationen** der Stadtspreeweiher in Berlin (Natzschka, 1971). Ab dieser Zeit war es Wanderfischen selbst bei Hochwasser nicht mehr möglich, die hohen Wehranlagen zu überwinden und das Berliner Stadtgebiet zu erreichen. Mit den Stauhaltungen gingen wertvolle Lebensraumstrukturen des Fließgewässers und

die für viele Fischarten als Laichhabitate notwendigen Überschwemmungsflächen verloren. Die Stauregulierung für den Hochwasserschutz und der damit verbundene Verlust von Überschwemmungsflächen war z.B. auch in der Seine (Frankreich) für den Rückgang der Population des Hechtes (*Esox lucius*) verantwortlich (BOET ET AL., 1999). Die durch die Stauhaltung verursachte Änderung des Strömungsregimes führte zu veränderten Sedimentations- und Substratbedingungen sowie zu reduzierten Sauerstoffkonzentrationen insbesondere am Sediment und im hyporheischen Interstitial. Für kieslaichende Arten fehlten seitdem zunehmend sowohl geeignete Laich- und Lebensräume als auch die Möglichkeit, Ausgleichswanderungen durchzuführen, weshalb die einstige Leitfischart, die Barbe – ein typischer Flussfisch, ausstarb.

Der Gewässercharakter wandelte sich von der klassischen Barben- zur Bleiregion (VILCINSKAS & WOLTER, 1994). Daneben führte der Uferverbau der Stadtsprees zum nahezu vollständigen Verlust der Flachwasserbereiche, die als Laichplätze und Brutaufwuchsgebiete für nahezu alle flussbewohnenden Fischarten von besonderer Bedeutung sind (FLOYD ET AL., 1984).

Besonders während der frühen Industrialisierung Berlins im 19. Jhd. war auch die **Wasserqualität** ein stark limitierender Faktor für die verbliebenen Arten der Fischzönose (LEHMANN, 1925, WATOLLA, 1943). Diese erfuhr in den 1960er und 1970er Jahren durch die zunehmende Eutrophierung starke Veränderungen in der Zusammensetzung. Generell war die Fischfauna durch zunehmende eurytope, abnehmenden rheophilen und stabilen limnophilen Arten gekennzeichnet (WOLTER ET AL., 2000).

Die Eutrophierung führte zu stark reduzierten Sichttiefen und zum vollständigen Verlust der submersen Makrophyten im Müggelsee, so dass phytophile Arten beeinträchtigt, andere an eine hohe Wassertrübung angepasste Arten wie der Zander (*Sander lucioperca*) jedoch überproportional gefördert wurden (WOLTER ET AL., 2000).

Als Folge der **Sekundärverschmutzung** verdoppelte sich von 1950 bis 1976/1977 der Fischertrag (BARTHELMES & WALDOW, 1978), da euryöke Cypriniden-Arten durch die Eutrophierung begünstigt wurden und wesentlich größerer Populationen aufbauen konnten (WOLTER ET AL., 2000). Als eine Folge vergrößerter Populationen nahmen die Wachstumsraten vom Blei (*Abramis brama*), Güster (*Abramis bjoerkna*) und der Plötze (*Rutilus rutilus*) ab (BARTHELMES ET AL., 1995).

**Während die Berliner Stadtsprees im 19. Jhd. vornehmlich durch eine stark verminderte Wasserqualität als Lebensraum für Fische entwertet wurde, wurde die Zusammensetzung der Fischzönose ab den 1960er Jahren vornehmlich durch die Eutrophierung und die Sekundärverschmutzung gesteuert.**

#### **4.3.2 Rezente Belastungen und deren Auswirkungen auf die Fischzönose**

Die seit den 1990er Jahren verringerten Einträge von Nährstoffen (vgl. Heinzmann, 1998, SENSTADT, 2001) leitete eine Oligotrophierung ein. Demzufolge ist eine gegenläufige Entwicklung der Fischzönose zu erwarten. Im gesamten Berliner Stadtgebiet wurden rezent insgesamt 29 autochthone und 7 neueingebürgerte Arten nachgewiesen, von denen 23 in der innerstädtischen Spree und den Kanälen festgestellt wurden (WOLTER ET AL., 2003). Neueingebürgerte Fischarten

sind ähnlich wie beim Makrozoobenthos ein Charakteristikum von urbanisierten Fließgewässern (PAUL & MEYER, 2001).

In anderen europäischen Flüssen wie z.B. der Seine um Paris wurden sogar 19 gebietsfremde Fischarten eingeführt, während 7 der insgesamt 27 autochthonen Arten ausgestorben sind. Die erhöhte Artenzahl neugebürdeter Arten lässt sich in der Seine noch 100 km unterhalb von Paris nachweisen (BOET ET AL., 1999).

**Eutrophe Bedingungen** fördern generell die Karpfenfische (Cyprinidae) und von denen insbesondere die Plötze (PERSSON, 1991, 1994, PERSSON ET AL., 1991). Auch im eutrophen Fluss Seine war die Plötze dominierender Bestandteil der Fischzönose (OBERDORFF & HUGHES, 1992).

Dem gegenüber ist in der Stadtspreewälder Kanälen der Flussbarsch (*Perca fluviatilis*) gegenüber der Plötze konkurrenzstärker und dominiert die Fischzönose. Dies lässt sich hauptsächlich auf die starke Habitatdegradation durch den Uferverbau durch Spundwände zurückführen (WOLTER & VILCINSKAS, 1997a).

Es ist zu vermuten, dass der Flussbarsch dadurch gefördert wird, dass er als postlarvaler Jungfisch relativ frühzeitig tiefere Wasserzonen aufsucht (z.B. THORPE, 1977) und dadurch weniger vom **schiffsinduzierten Wellenschlag** am Ufer beeinträchtigt ist, als das für die Plötze der Fall ist, die lenitische Flachwasserzonen bevorzugt (COPP ET AL., 1994, GARNER, 1996).

Die häufigsten Arten der Stadtspreewälder Kanäle sind also der Flussbarsch und die Plötze, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in den Flusseen haben, gefolgt von Blei, Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*), Aal, Ukelei (*Alburnus alburnus*), Güster und Aland (*Leuciscus idus*) und stellen Charakterarten für die Wasserstraßen dar.

Neben den Beständen des Aals werden auch die des Hechts durch Besatz stabilisiert. Die Dominanz von Flussbarsch und Plötze ist ein Charakteristikum der Fischzönosen der Wasserstraßen des Nordostdeutschen Tieflandes, in denen beide Arten im Durchschnitt > 70 % der Gesamtabundanz ausmachen (WOLTER & VILCINSKAS, 1997b). Dem entsprechend trugen mehr als die Hälfte der in Berliner Gewässer erbrachten 29 Nachweise autochthoner Arten lediglich mit < 1 % zur Gesamtabundanz bei (WOLTER ET AL., 2003).

Die Fischzönose ist also, vergleichbar mit der Makrozoobenthosbesiedlung, durch euryöke Arten dominiert und weist eine extrem linksschiefe Dominanzverteilung auf. Da infolge des naturfernen Ausbaus für Fische wichtige Strukturen, wie Laichplätze, Unterstände und Weidegründe fehlen, dienen ihnen die Stadtspreewälder Kanäle vornehmlich saisonal als Aufenthaltsort oder Wanderwege. So nutzt z.B. der Stint (*Osmerus eperlanus*) die Stadtspreewälder Kanäle für Laich- und/oder Kompensationswanderungen, da er in den umliegenden Seen vorkommt. So ist auch für den Rummelsburger See anzunehmen, dass die 14 vorgefundenen Arten den ehemaligen Spreewäldertarm lediglich als Nahrungs- oder Rückzugsrefugium nutzen, da er fast vollständig mit Spundwänden versehen ist, was zu einem weitgehenden Fehlen höherer Wasserpflanzen und einer äußerst monotonen Uferstruktur führte (WOLTER ET AL., 2003).

Der **Uferverbau** durch senkrechte Spundwände ist im Gegensatz zu den Steinschüttungen an anderen Kanaluferrändern, nicht einmal mehr für Hartsubstratlaicher, wie z. B. den Kaulbarsch nutzbar (WOLTER, pers. Mitt., 2006). Die Zahl der Fischarten in der Stadtspreewälder Kanälen ist daher von der Fauna der mit ihnen in Verbindung stehenden Gewässer abhängig.

Bei einigen für die Flusseen und Flussunterläufen typischen strömungsliebenden Arten wurde in den vergangenen zehn Jahren eine positive Bestandsentwicklung beobachtet, die sich in zunehmenden Nachweiszahlen und gestiegenen Dominanzanteilen von Aland, Rapfen (*Aspius aspius*), Quappe (*Lota lota*) und Steinbeißer (*Cobitis taenia*) widerspiegelt und sehr wahrscheinlich auf eine verbesserte Wasserqualität zurückzuführen ist (WOLTER ET AL., 2003).

Ein Hauptlaichgebiet für diese Arten ist der Müggelsee, was auf die besondere Bedeutung der Flusseen für die in den kanalisierten Spreeabschnitten vorkommenden Arten hindeutet. Im Vergleich zu den kanalisierten Flussabschnitten zeichnet sich der Müggelsee durch ausgedehnte Zonen mit Schwimmblattpflanzen und großräumig unverbaute, naturnahe Ufer aus, so dass die Habitatdiversität wesentlich höher ist. Durchflossene Seen verfügen sowohl über strömende als auch über nichtströmende Bereiche. Sie bieten damit rheophilen und limnophilen Fischarten geeignete Lebensbedingungen und beherbergen daher i.d.R. ein vielfältiges Fischartenspektrum.

Da die Uferstrukturen der Stadtspreet und Kanäle während der letzten zehn Jahre keine fischökologisch aufwertende Änderungen erfuhren, muss die beobachtete Zunahme der genannten flusstypischen Arten auf die reduzierte Nährstoffbelastung und einer verminderten Eutrophierung zurückzuführen sein (WOLTER ET AL., 2003).

Da hohe Dominanzanteile des Flussbarsches an der Fischgemeinschaft im Nordostdeutschen Tiefland deutlich auf strukturelle Defizite hinweisen (WOLTER & VILCINSKAS, 1997a), und der Flussbarsch eine der dominanten Arten der Fischzönose der Stadtspreet darstellt, ist mit großer Sicherheit anzunehmen, dass der derzeit limitierende Faktor die strukturelle und morphologische Degradation des Flussbettes und der Ufer ist.

Die grundsätzliche funktionelle Bedeutung der Habitatheterogenität für die Ausbildung der Fischzönose ist seit langem bekannt (SHELDON, 1968, KARR & SCHLOSSER, 1978), und durch die verbesserte Wasserqualität auch in der Stadtspreet der wesentliche limitierende Faktor. Ein weiterer Beleg der übergeordneten relativen Bedeutung struktureller Heterogenität für die Zusammensetzung der Fischzönose ist der Rückgang des Döbels (*Leuciscus cephalus*).

Trotz verbesserter Wasserqualität gingen die Abundanzen dieser rheophilen Art zurück, da stärker überströmte kiesige Laichhabitate in der Stadtspreet weitgehend fehlen und die der Nebengewässer nicht erreichbar sind (WOLTER ET AL., 2003). Aus denselben Gründen war z.B. auch der Fortpflanzungserfolg anadromer Fischarten im Hudson River in New York (USA) begrenzt (LIMBURG & SCHMIDT, 1990). Das weist auf die hohen Ansprüche lithophiler Arten hin, die kiesiges gut mit Sauerstoff versorgtes Laichsubstrat benötigen und auch als Larven benthisch orientiert sind.

Da Laich- und Brutaufwuchsrefugien in den stark urbanisierten, innerstädtischen Spreeabschnitten fehlen, kommt der Durchgängigkeit und der räumlichen Vernetzung der Nebengewässer eine besondere Bedeutung zu.

Der Karpfen (*Cyprinus carpio*) ist die häufigste eingebürgerte Fischart, was sich vor allem aus seiner fischereilichen und anglerischen Bedeutung erklärt. Weitere gebietsfremde, durch Besatz in Berlin vorkommende Arten, die die autochthone Fischfauna verfälschen, sind die Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*), der Goldfisch (*Carassius auratus auratus*), Silber- (*Hypophthalmichthys molitrix*), Marmor- (*Hypophthalmichthys nobilis*) und Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*), der Zwergwels (*Ameiurus nebulosus*) und der Schwarze Zwergwels (*Ameiurus melas*).

Insbesondere beide letztgenannten können Laich- und Fischbruträuber und alle vorkommenden Neozoa Nahrungskonkurrenten und Fressfeinde der einheimischen Arten sein, zeigen jedoch rückläufige Bestände, da sie sich unter den norddeutschen klimatischen Bedingungen im Freiland nicht reproduzieren können oder, wie im Falle der Regenbogenforelle, in den Berliner Gewässern keine geeigneten Lebensbedingungen vorfinden und somit z.T. nur noch in Einzelindividuen nachgewiesen werden (WOLTER ET AL., 2003).

**Zusammengefasst lässt sich also feststellen, dass neben der Präsenz von invasiven Fischarten und dem Fischbesatz die Zusammensetzung der Fischzönose derzeit vornehmlich von der Habitatausstattung und dem Wellenschlag am Ufer bestimmt wird.**

### 4.3.3 Auswirkungen der schiffahrtsinduzierten hydrodynamischen Störungen

Wie bereits bei der Darstellung der Dominanzverhältnisse zwischen Flussbarsch und Plötze angesprochen, stellt die schiffahrtsinduzierte hydrodynamische Belastung der Ufer ein bedeutender Faktor für die Zusammensetzung der Fischzönose dar.

Es ist bekannt, dass 0+ Jungfische (Jungfische desselben Jahres) in Fließgewässern strömungsberuhigte Uferbereiche präferieren (FLOYD ET AL., 1984). Dies trifft insbesondere auf die ersten Tage nach dem Schlupf zu, da die Schwimmleistung und Strömungsresistenz nicht nur artspezifisch (GARNER, 1999), sondern auch längenspezifisch ist (MANN & BASS, 1997).

So meideten in der Themse 0+ Jungfische Bereiche mit Fließgeschwindigkeiten  $> 20 \text{ cm s}^{-1}$  (DUNCAN ET AL., 2001). Generell sind ältere und größere 0+ Jungfische in Abhängigkeit zur Substratrauhigkeit resistenter gegen hydrodynamische Belastungen und können Strömungsgeschwindigkeiten von bis zu  $60 \text{ cm s}^{-1}$  widerstehen (MANN, 1996).

Im Oder-Havel-Kanal war in Buchten, die schiffsinduzierte Strömungsgeschwindigkeiten von  $< 20 \text{ cm s}^{-1}$  ausgesetzt waren, die Dicht an 0+ Jungfischen signifikant höher als in langgestreckten Kanalabschnitten, an den Strömungsgeschwindigkeiten von bis zu  $80 \text{ cm s}^{-1}$  gemessen wurden (ARLINGHAUS ET AL., 2002). Diese Dichteunterschiede könnten auf eine Präferenz der 0+ Jungfische für Buchten mit flachen Uferzonen, passive Drift der Larven oder eine erhöhte schiffahrtsinduzierte Mortalität in den langgestreckten Kanalabschnitten zurückzuführen sein.

Flussregulierungen, Kanalisierung, Uferverbau und reduzierte Habitatheterogenität des Ufers vergrößern die negativen Effekte von hydrodynamischen Störungen wie Hochwasserwellen auf die Fischfauna in regulierten Flüssen (PEARSONS ET AL., 1992, SCHIEMER ET AL., 2001) oder schiffsinduzierten Strömungen und Wellen in Wasserstraßen (WOLTER & VILCINSKAS, 1997b). Synergetische Effekte zwischen einer stark reduzierten Habitatheterogenität des Ufers, das keine Refugialräume bereitstellt und dem Wellenschlag verursachen eine hohe Mortalität der Fischbrut und der Jungfische. Die wellenschlagsinduzierte Beeinträchtigung der Fischzönose ist dementsprechend vom Grad der Kanalisierung und dem Grad der Homogenisierung der Uferstrukturen abhängig und ist maximal und drückt sich in einer stark reduzierten Fischartendiversität aus, wenn keinerlei Refugien vorhanden sind (WOLTER & VILCINSKAS, 2000, WOLTER, 2001).

Andererseits wird das Ausmaß der hydraulischen Störungen auf die Fischzönose durch den Grad der Habitatheterogenität bestimmt und nimmt mit zunehmender Komplexität ab (PEARSON ET AL., 1992). Da der Ausbaugrad in urbanen Gewässern besonders hoch ist, ist die durch die verringerte



Habitatverfügbarkeit verursachte hydrodynamische Beeinträchtigung in diesen Gewässern besonders groß (WOLTER & VILCINSKAS 2000, WOLTER ET AL., 2003).

WOLTER & VILCINSKAS (1997b) beobachteten in den Wasserstraßen des Norddeutschen Tieflandes, dass insbesondere Larven der Plötze aber auch anderer Cypriniden durch starken Wellenschlag am Ufer strandeten. Nach der Passage von Schiffen wurden an der Elbe bis zu 100 tote und gestrandete Jungfische pro 200 m Ufer gezählt (PUSCH & FISCHER 2006). Die Gefahr des Strandens von Jungfischen ist insbesondere in den ersten 10 – 14 Tagen nach dem Schlupf besonders hoch (HOLLAND, 1987, ADAMS ET AL., 1999). Erst ab einer Larvenlänge von 25 mm scheinen Cyprinidenlarven nicht mehr von schiffsinduzierten Strömungen gefährdet zu sein, so dass z.B. keine Beeinträchtigung von Flussbarschlarven im uferentfernten Freiwasser feststellbar war (WOLTER & VILCINSKAS, 1997a).

In ihrem Review zu den Effekten schiffsinduzierter hydrodynamischer Belastungen schlussfolgerten WOLTER & ARLINGHAUS (2003), dass die Strömungsgeschwindigkeit die höchste Erklärungskraft für eine limitierte Habitatverfügbarkeit durch Fische hat. Unter der Annahme von schiffsinduzierten Strömungsgeschwindigkeiten von  $0,7 - 1,0 \text{ m s}^{-1}$  ist das Überleben der Fische unter  $14,7 \text{ cm}$  Körperlänge aufgrund ihrer zu geringen Schwimmleistung stark eingeschränkt.

Larven der Plötze werden bei einer Größe von  $7,5 \text{ mm}$  bereits von einer Strömung von  $6,9 \text{ cm s}^{-1}$  verdriftet, da sie nur eine sehr geringe Strömungsresistenz aufweist. Diese geringe Toleranz gegenüber höherer hydraulischer Belastung erklärte die Individuenverteilung der Plötze im Oder-Havel-Kanal. So beobachteten ARLINGHAUS ET AL. (2002) eine starke Abundanzabnahme der Plötze im Mai und Juni, die wahrscheinlich auf eine erhöhte strömungsinduzierte Mortalität zurückzuführen war, während die Abundanzen des Flussbarsches zunahmen.

Im deutschen Tiefland laicht der Flussbarsch typischerweise im März oder frühen April (WOLTER ET AL., 1999). Wie oben bereits kurz angesprochen, zeigt der larvale Flussbarsch ontogenetische Habitatwechsel vom ufernahen Brutplatz ins Freiwasser um einige Zeit später wieder in flache Uferzonen zurückzukehren (URHO, 1996). Diese Rückkehr in die Uferzone war im Oder-Havel-Kanal wahrscheinlich im Juli abgeschlossen, da im Freiwasser keine Flussbarsche mehr nachgewiesen werden konnten (ARLINGHAUS ET AL., 2002). In frühen Entwicklungsstadien, in denen der Flussbarsch nur eine geringe Resistenz gegenüber hydraulischem Stress aufweist, hält er sich also im weniger exponierten Freiwasser auf. Zu der Zeit in der er später wieder die stärker strömungsexponierten Flachwasserzonen aufsucht, weist er eine wesentlich größere Schwimmleistung und Strömungsresistenz auf als in früheren Entwicklungsstadien.

Generell zeigen die Jungfische aller in Berlin vorkommenden Fischarten, mit Ausnahme von Ukelei, Flussbarsch und Zander eine Präferenz für flache Uferzonen ( $< 1 \text{ m}$  Wassertiefe) in einem ca.  $6 \text{ m}$  breiten makrophytenbestandenen Uferstreifen (GARNER, 1996). Diese Flachwasserzonen sind auch die am stärksten durch den schiffahrtsinduzierten Wellenschlag belasteten Bereiche im Querprofil und werden folglich hinsichtlich ihrer Funktion als Brut- und Aufwuchshabitat für Fische stark entwertet.

**Die negativen Auswirkungen der schiffahrtsinduzierten hydrodynamischen Belastungen lassen sich also in direkt und indirekt wirkende Stressoren unterteilen. Der direkte Effekt ist eine erhöhte Mortalität insbesondere der Jungfische und der Fischeier, verursacht durch die physikalischen Kräfte, die ein passierendes Schiff auslöst, wie Absenkung des Wasserspie-**

gels, Rückströmung, Wellenschlag und Sohlschubspannung (MORGAN II ET AL., 1976, HOLLAND, 1986, KILLGORE ET AL., 1987, ADAMS ET AL., 1999, ODOM ET AL., 1992, GUTREUTER ET AL., 2003).

**Indirekte Effekte der Schifffahrt auf Fische sind schiffsinduzierte Störungen, die die Brutpflege (MUELLER, 1980) oder die Nahrungsaufnahme (BARRETT ET AL., 1992) unterbinden, Eier und Jungfische in weniger geeignete Habitate verdriften (HOFBAUER, 1965, JUDE ET AL., 1998), die Nahrungsverfügbarkeit reduzieren (BRUNKE ET AL., 2002), erhöhte Resuspension und Trübung verursachen (GARRAD & HEY, 1987, BROOKES & HANBURY, 1990, BARRETT ET AL., 1992) oder zum Verlust von submersen Makrophyten als Habitat führen (BROOKES & HANBURY, 1990, WILLBY & EATON, 1996).**

**Zunehmender Schiffsverkehr führt demzufolge zu einer reduzierten Diversität und einer veränderten Zusammensetzung der Fischzönose und kann zu reduzierten Gesamtbiomassen führen (LINFIELD, 1985, PYGOTT ET AL., 1990).**

**Zusammenfassend zeigt sich, dass alle wesentlichen Kompartimente des Flussökosystems der Stadtspreewald durch die anthropogene Nutzung des Flusses selbst und seines Einzugsgebietes mehr oder weniger stark degradiert und in ihrer Funktionsfähigkeit eingeschränkt und teilweise überlastet werden.**

Die generellen Symptome dieser Degradationen sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Die einzelnen Veränderungen und Reaktionen des Flussökosystems resultieren aus den anthropogenen Stressoren oder deren Sekundärfolgen (Hintergrundbelastung). Der zusätzliche Einfluss von Mischwasserentlastungen ist ebenfalls dargestellt.

Tabelle 1: Symptome assoziiert mit urbaner Degradation des Flussökosystems unter besonderer Berücksichtigung der Berliner Stadtpree. (MWE = Mischwasserentlastung). Pfeile indizieren die Richtung der Veränderung: ↑ = Zunahme, ↓ = Abnahme.

<b>Anthropogene Veränderungen</b>		
<b>Ökosystemkompartimente</b>	<b>Hintergrundbelastung</b>	<b>MWE</b>
<b>Hydrologie</b>	↑ Wasserverweilzeit	
	↓ Abflussvariabilität	
	↓ Amplitude der Wasserstände	
<b>Wasserchemismus</b>	↑ Nährstoffe (N, P)	↑
	↑ Kontaminanten (Schwermetalle, PCBs, PAKs, etc.)	↑
	↑ Temperatur	(?)
	↑ Suspendierte Partikel	↑
	↑ Amplituden des Tagesganges des Sauerstoffgehalts	↑
<b>Morphologie</b>	↑ Flussbettbreite	
	↑ Wassertiefe	
	↑ Sedimentation	
	↑ Resuspension	
	↓ Strukturelle Komplexität	
	↓ Habitatheterogenität	↓
<b>POM, POC</b>	↑ Umsatzzeit	
	↓ Umsatzstrecke	
	↓ Recyclingrate	
	↓ Retentionseffizienz	
<b>Fische</b>	↑ Sekundärproduktion	
	↑ Dominanz weniger Arten	↑
	↑ Invasive Arten	
	↑ Tolerante (euryöke) Arten	↓
	↓ Sensitive (stenöke) Arten	↓
<b>Makrozoobenthos</b>	↑ Gesamtabundanz <sup>1</sup>	
	↑ Dominanz weniger Arten	
	↑ Zahl invasiver Arten	
	↑ Tolerante (euryöke) Arten	↑
	↓ Sensitive (stenöke) Arten	↓
<b>Algen</b>	↑ Primärproduktion	
	↑ Dominanz filamentöser Algen	
	↑ Cyanobakterien	
<b>Ökosystemprozesse</b>	↑ Abbau POM <sup>2</sup>	
	↑ Denitrifikation	
	↓ Nitrifikation	
	↓ Nährstoffretention (frachtspezifisch)	

<sup>1</sup> ↑ (?) Sekundärproduktion, <sup>2</sup> ↓ (?) Abbau POM durch Schwermetall- und insbesondere Zinkkontamination gehemmt

## 5 **Auswirkung der Mischwasserentlastung auf den Stoffhaushalt und die Biozöosen**

Die Urbanisierung des Einzugsgebietes eines Gewässers resultiert in einem erhöhten Volumen und erhöhter Intensität von **Oberflächenabfluss von versiegelten Flächen**. Während Niederschlagsereignissen wird der Oberflächenabfluss des Regenwassers angereichert mit suspendierten partikulären organischen und mineralischen Substanzen, assoziiert mit chemischen Kontaminanten und Nährstoffen.

Über die Trennkanalisation wird der Oberflächenabfluss direkt in die Vorflut eingeleitet; im System der Mischwasserkanalisation vermischt sich das oberflächlich abfließende Regenwasser mit dem Schmutzwasser und gelangt bei Überschreitung der Kläranlagen- und Speicherkapazitäten des Kanalsystems unbehandelt bzw. mechanisch vorgereinigt als Mischwasser in das aufnehmende Gewässer. Darüber hinaus werden die im Kanal sedimentierten Feststoffe durch eine rasche Erhöhung der Fließgeschwindigkeiten resuspendiert (GROMAIRE ET AL., 2001) und repräsentieren eine zusätzliche Quelle kontaminierender Stoffe.

In den hoch industrialisierten Ländern wurde in den letzten Jahrzehnten die stoffliche Belastung der Gewässer aus Punktquellen durch den umfangreichen Ausbau von Kläranlagen und einem erhöhtem Anschlussgrad stark reduziert. Dies führte zu einer erhöhten relativen Bedeutung von **nicht-kontinuierlichen diffusen Stoffeinträgen**, so dass die episodischen Einleitungen aus der Misch- und Trennkanalisation weltweit die bedeutendste Ursache einer herabgesetzten Wasser- und Sedimentqualität und das wichtigste Managementproblem in urbanen Fließgewässern darstellen (HOUSE ET AL., 1993).

Generell sind mit der Einleitung von urbanem Oberflächenabfluss gravierende Störungen aquatischer Ökosysteme verbunden (MARSALEK ET AL., 2001, U.S. EPA, 2002, ATV-ARBEITSBERICHTE, 2003). Mit Ausnahme der Feststoffe, Schwermetalle und Kohlenwasserstoffe können die durch die Mischwasserkanalisation eingetragenen Stoffkonzentrationen die der Trennkanalisation um eine Größenordnung übertreffen (HOUSE ET AL., 1993).

Jedoch ist es oft der Fall, dass die flächenspezifische, jährlich eingetragene Fracht des Trennsystems, unabhängig welche Stoffe berücksichtigt werden, in derselben Größenordnung liegt, wie die des Mischsystems (ELLIS, 1986, VAN SLUIS ET AL., 1991).

Das Trennsystem kann bzgl. der Nährstoffe und dem BSB dem Mischsystem überlegen sein. Für Feststoffe, für weniger leicht abbaubare organische Stoffe (z.B. CSB) und vor allem aber für Schwermetalle zeigt das klassische Mischsystem deutlich geringere Emissionen als ein Trennsystem ohne Regenwasserbehandlungsanlagen (WEIß & BROMBACH, 2004).

Für Berlin wurde am Pegel Sophienwerder eine Frachtabschätzung auf der Basis von Phosphormessungen an den Klärwerksabläufen in 2005 und den Werten des Abwasserbeseitigungsplanes sowie der Mischwasserkonzeption (hochgerechnet auf das Jahr 2005) angestellt. Es zeigt sich, dass die Mischwassereinleitungen an diesem Pegel zu einem Anteil von ca. 21 %, die Regenwassereinleitungen des Trennsystems ca. 27 % zu den Frachten des Gesamtphosphoreintrags beitragen. Der Beitrag der Kläranlagen Münchehofe und Ruhleben (25 % des gesamten Abwasseranfalls der Berliner Klärwerke) an diesem Pegel betrug 52 %.

Durch verbesserte Klärtechnik und Umsetzung von Regenwasserbehandlungsmaßnahmen werden sich die Frachten in Zukunft weiter reduzieren, wobei sich die Bedeutung der Mischwassereinleitungen und Regenwassereinleitung erhöhen wird.

Die Mischwasserentlastung stellt aufgrund ihres episodischen Auftretens eine besondere Belastung von Fließgewässerökosystemen dar, die nicht mit kontinuierlicher Nährstoffbelastung vergleichbar ist (SEAGER & MALTBY, 1989).

So trugen z.B. in England Einleitungen durch Mischwasserentlastung und aus dem Trennsystem mit 35 % zu den jährlich eingeleiteten Gesamtfrachten aus Punkt- und diffusen Quellen bei, wobei diese Einleitungsereignisse lediglich 3 % der gesamten Einleitungsdauer einnahmen (HEANEY & HUBER, 1984).

YODER & RANKIN (1998) berichteten von den Auswirkungen einer verbesserten Wasserqualität durch die Verringerung der Belastungen aus Punktquellen (als Folge des Clean Water Act, USA) auf die biologische Besiedlung der Flüsse Great Miami und Mahoning, Ohio. Während im Great Miami River die Reduktion der Nährstofffrachten wesentlich zur Revitalisierung der aquatischen Biozöten beitrug, war mit ihr im Mahoning River keine Aufwertung der biologischen Besiedlung verbunden, da die Belastung durch Mischwasserentlastungen weiterhin limitierend wirkte.

Die Mehrzahl der publizierten wissenschaftlichen Studien zu den ökologischen Auswirkungen des Oberflächenabflusses (Misch- und Regenwasser) im aufnehmenden Gewässer wurden an kleineren Fließgewässern (< 5. Ordnung) durchgeführt (vgl. Kapitel 4.2).

Durch den urbanen Oberflächenabfluss von versiegelten Flächen im Einzugsgebiet sind die Hydrographen dieser urbanen Fließgewässer nachhaltig verändert. Generell zeichnet sich das Abflussregime durch einen stark reduzierten Basisabfluss und stark erhöhte Spitzenabflüsse („flashy flows“) aus (BOOTH, 2005, PAUL & MEYER, 2001, WALSH ET AL., 2005b). Die auftretenden Hochwasserwellen in urbanen Bächen können dabei um mehr als eine Größenordnung höher liegen als in ruralen Fließgewässern gleichen Typs (NOVOTNY & WITTE, 1997).

Daher wurden der hydrodynamische Stress, die durch die erhöhte Sohlschubspannung verursachte Habitatdegradation sowie die Konzentrationserhöhungen von Nährstoffen, chemischen Kontaminanten und suspendierten Feststoffen als die wesentlichen ursächlichen Faktoren identifiziert, die die biologische Besiedlung des durch urbanen Oberflächenabfluss belasteten Fließgewässers bestimmen.

Die Degradation der Biozöten durch Einleitung urbaner Oberflächenabflüsse ist also auf eine Vielzahl ursächlich wirkender Faktoren zurückzuführen und deren relative Bedeutung variiert sehr stark zwischen einzelnen Fließgewässertypen, individuellen Gewässern und Einzugsgebieten (PITT, 2003).

Generell hängen die ökologischen Auswirkungen mit den Eigenschaften des Einzugsgebietes und des aufnehmenden Gewässers ab (ELLIS & MARSALEK, 1996). Da in Flüssen ( $\geq 5$ . Ordnung) das Verhältnis zwischen Durchfluss und eingeleitetem Oberflächenabfluss wesentlich größer ist, sind hydraulische Auswirkungen geringer ausgeprägt, als die Effekte der zugeführten Stoffe auf die kurz- und langfristige Wasser- und Sedimentqualität sowie auf die Substratzusammensetzung. Weiterhin ist anzunehmen, dass die akuten Auswirkungen von Mischwasserentlastungen auf den Stoffhaushalt stauregulierter Flüsse länger als in freifließenden andauern und intensiver verlaufen.

In großen wie kleinen Fließgewässers repräsentiert der eingeleitete Oberflächenabfluss jedoch eine Gruppe von Stressoren, die zu einer erhöhten Intensität und Frequenz von Störungen sowie langfristigen Veränderungen des ökologischen Gewässerzustandes führen (PITT, 2003).

BORCHARDT & SPERLING (1997) (s.a. ATV-ARBEITSBERICHTE, 1993) geben eine Übersicht zu verschiedenen Fließgewässertypen in Kombination mit der relativen Bedeutung der einzelnen Faktoren bzw. Faktorenkomplexe der Mischwasserentlastung. Generalisiert bestätigen die Erfahrungen der ATV-Arbeitsgruppe den beschriebenen Trend, dass kleinere Fließgewässer physikalisch (hydraulisch) und chemisch (z.B. durch Sauerstoffzehrung, Nährstoffkonzentrationserhöhung, Kontaminanten, Sedimentation suspendierter Partikel etc.), größere Flüsse jedoch vornehmlich chemisch durch Mischwasserentlastung belastet werden.

In Flüssen, die darüber hinaus staureguliert und eutrophiert sind, nimmt die Bedeutung von möglichen Sauerstoffdefiziten und von erhöhten Ammoniakkonzentrationen zu. Unabhängig von der Ordnung des Fließgewässers kann die Einleitung von Oberflächenabfluss in allen Fließgewässertypen zu Veränderungen in der Substratzusammensetzung führen. In der Stadtspreewald und den Kanälen treten direkte hydraulische Effekte der Mischwasserentlastung auf die Biozönosen lediglich lokal auf, so dass sie auf den unmittelbaren Einflussbereich der Mischwasserentlastung beschränkt bleiben. Daher konzentriert sich die Diskussion der Effekte der Mischwasserentlastung auf die physikalisch-chemischen Stoffe und deren ökologischen Auswirkungen im Gewässer.

Prinzipiell sind akute und chronische Auswirkungen von Mischwasserentlastungen auf den ökologischen Zustand des aufnehmenden Gewässers zu unterscheiden (s.a. Kap. 4.1). Die **akuten Auswirkungen** schließen generell die Änderungen der Wasserqualität (Sauerstoffzehrung, Ammoniaktoxizität) und des benthischen Habitats, sowie den Einfluss von mineralischen und organischen Feststoffen, toxischen Kontaminanten und die Beeinträchtigung der Biozönosen ein (ELLIS & HVIKVED-JACOBSEN, 1997). Die Einleitung von fäkalen Bakterien stellt insbesondere während und unmittelbar nach einer Mischwasserentlastung ein öffentliches Gesundheitsrisiko dar und wird daher in Kapitel 5.5 behandelt. In der Stadtspreewald und den Kanälen umfassen die akuten Auswirkungen aufgrund der hohen Trophie und des hohen Ausbaugrades vornehmlich die stoßartige Belastung des Stoffhaushaltes mit negativen Folgen für die Wasserqualität.

Der kurzfristigen Belastung des Sauerstoffhaushaltes kommt in diesem Zusammenhang eine übergeordnete Bedeutung zu und muss in Zusammenhang mit erhöhten, akut toxisch wirkenden Ammoniakkonzentrationen betrachtet werden. Eingeleitete organische Substanz erhöht sehr schnell die mikrobielle Aktivität und somit die Saprobie sowie den Sauerstoffbedarf im Freiwasser und am Sediment.

Tritt in relativer kurzer Zeit eine stoßartige Belastung durch organische Substanzen auf, ist das Selbstreinigungspotential durch das kurzfristige Angebot an gelöstem Sauerstoff limitiert und hypoxische Verhältnisse stellen sich ein. Suspendierte Partikel des Mischwassers und resuspendierte Partikel des Sohl-sediments geringer Sinkgeschwindigkeiten können die Trübung des Freiwassers stark erhöhen und die Photosyntheseaktivität und den biogenen Sauerstoffeintrag hemmen. Bei extremer Belastung mit auftretender Anoxie spielen Nährstoffe und auch chemische Kontaminanten jedoch keine Rolle mehr, da unter den in Berlin vorkommenden Fischarten lediglich die Karausche (*Carassius carassius*) ohne gelösten Sauerstoff auskommt.

Bei plötzlich auftretender Anoxie ist jedoch auch die Karausche gefährdet, da sie in Sauerstoffmangelsituationen ihren Stoffwechsel nur langsam auf Gärungsprozesse umstellen kann (WOLTER ET AL., 2003).

Innerhalb der Makrozoobenthoszönose sind lediglich wenige Arten der Zuckmücken (z.B. *Chironomus sp.*) und Wenigborster (*Oligochaeta*; z.B. *Tubifex*) an das vorübergehende Auftreten von sauerstofffreien Bedingungen angepasst. Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass die eingetragenen chemischen Kontaminanten akute toxische Wirkungen verursachen können.

**Chronische Auswirkungen** von Mischwasserentlastungen sind assoziiert mit im Sediment akkumulierten Nährstoffen, Schwermetallen, Pestiziden und Kohlenwasserstoffen und sind auch eine Folge des erhöhten sedimentbürtigen Sauerstoffbedarfs. Sie umfassen die langfristige Exposition der Organismen durch toxische Kontaminanten hoher Persistenz und die Veränderungen des benthischen Habitats sowie der Morphologie (BURTON & PITT, 2002).

In der Stadtspreewälder Kanäle umfassen die chronischen Auswirkungen im Wesentlichen die Akkumulation von organischer Substanz und chemischen Kontaminanten am Sediment. Die mit dem erhöhten Angebot an organischer Substanz einhergehende Veränderung in der Habitatausstattung hat direkte Auswirkungen auf die Besiedlung des Makrozoobenthos und der Präsenz von Laichsubstraten für Fische.

Aufgrund der hohen Hintergrundbelastung der Makrozoobenthos- und Fischzönosen durch Sekundärfolgen der Eutrophierung, Degradation der Morphologie und Substratausstattung kommt also den akuten Auswirkungen von Mischwasserentlastungen die größte Bedeutung zu. Die stärksten durch Mischwasserentlastung induzierten ökologischen Belastungen der Stadtspreewälder Kanäle hängen demzufolge wesentlich von mehr oder weniger kurzfristig auftretenden ausgeprägten Sauerstoffdefiziten und Konzentrationsspitzen von Ammonium bzw. Ammoniak ab.

Auch BORCHARDT & SPERLING (1997) schlossen auf Grundlage von Laborexperimenten, Modellkalkulationen und der Analyse von Feldstudien kumulative chronische ökotoxikologische Effekte nicht aus, schätzten jedoch deren relative Bedeutung als geringer ein als die der akuten Belastungen durch Ammoniak und hydraulischen Stress. PITT (2003) kam in seinem Review zu den ökologischen Effekten von urbanen Oberflächenabfluss zu dem Schluss, dass die biologische Degradation im wesentlichen aus Veränderungen im Habitat resultiert, und fand wenige Hinweise auf kontaminanten-induzierte Belastungen. Andererseits hoben z.B. BURTON ET AL. (2000) und WALSH (2000) hervor, dass toxische Effekte von Kontaminanten oft hauptsächlich für die chronische Belastung der Biozönosen verantwortlich sind.

Die durch Mischwasserentlastung induzierten ökotoxikologischen Effekte bilden nicht den Focus dieser Studie, da wenig zur Modellierung ökotoxikologischer Zusammenhänge bekannt ist. Dazu wäre ein hoher Entwicklungsaufwand notwendig, der insbesondere artspezifische Labor- und in-situ Dosis-Reaktion-Zusammenhänge miteinander vereinbaren und biotische Aufnahmeleistungen mit den kontaminantenspezifischen Zielkonzentrationen und der Expositionsdauer und -frequenz in Verbindung bringen muss (ELLIS & HVITVED-JACOBSEN, 1997). Dennoch werden potentielle toxische Belastungen des Makrozoobenthos diskutiert (Kapitel 5.2) und im Folgenden die **Quellen und der Verbleib der Kontaminanten** kurz dargestellt.

Urbaner Oberflächenabfluss von versiegelten Flächen führt neben der Einleitung von gelösten und partikulären Nährstoffen und organischer Substanz zur Immission von Schwermetallen aus Dach-

abdeckungen (Zn, Pb, Cu) und dem Kfz-Verkehr (Abrieb von Reifen und Bremsbelägen, Kraftstoffe) (z.B. TORNO ET AL., 1985) sowie aliphatischen und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAKs), Schwefeldioxid und Öl- und Kraftstoffrückstände sowie polychlorierte Biphenyle aus Altölen unterhalb der Notüberläufe der Trenn- sowie der Mischwasserkanalisation (z.B. BERKAS, 1980, GUNKEL, 1991, LOGANATHAN ET AL., 1997).

Oberflächenabflüsse von Straßen enthalten oft hohe Konzentrationen an Cu und Zn (z.B. BURTON & PITT, 2002) und Pb (z.B. FÖRSTER, 1990) sowie PAKs (z.B. MALTBY ET AL., 1995). Darüber hinaus kommt es im Winter auch zur Immission von Straßensalzen, wie Natriumchlorid, das stark korrosiv und toxisch auf viele Arten des Makrozoobenthos und der Fische wirkt (BROWN, 1994, NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1991). Kalziummagnesiumacetat ist das effektivere Enteismittel, weniger korrosiv, biologisch abbaubar, weniger mobil in Böden und weniger toxisch für aquatische Organismen (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1991, OSTENDORF ET AL., 1993). Straßensalze erhöhen die Mobilität von Schwermetallen in Böden (AMRHEIN ET AL., 1992) und haben folglich potentiell einen Einfluss auf den Austrag von Kontaminanten aus Altlastenflächen ehemaliger industrieller Nutzung.

Oberflächenabflussbürtige suspendierte Partikel und Ablagerungen aus dem Kanalsystem der Trenn- und Mischwasserkanalisation sind für die ökotoxikologischen Zusammenhänge von besonderer Bedeutung, da ein sehr großer Anteil der **Schwermetalle und organischen Kontaminanten** an Partikeln gebunden vorliegt (CHEBBO, 1992, EGANHOUSE & SHERBLOM, 2001).

Die Verteilung von Schwermetallen im Gewässer ist hauptsächlich eine Funktion des betrachteten Metallions, dem pH-Wert und dem Redoxpotential des Sediments. Dementsprechend sind Kontaminanten in karbonatreichen Gewässern zum Großteil im Sediment gebunden. So waren in einem kleinen karbonatreichen Tieflandnebenfluss (River Wandle) der Themse im Süden Londons (England) die Schwermetallkonzentrationen im Freiwasser um 3 Größenordnungen geringer als im Sediment (SMITH ET AL., 1996).

Ob Kontaminanten in partikulärer oder gelöster Form vorliegen ist von entscheidender Bedeutung für deren Bioverfügbarkeit und folglich deren potentiellen Auswirkungen auf aquatische Organismen. Daher ist in gut gepufferten Gewässern die Bioverfügbarkeit von Kontaminanten gegenüber Gewässern niedrigerer pH-Werte reduziert.

FLORES-RODRÍGUEZ ET AL. (1994) untersuchten die Mobilität von Zn, Cd und Pb an Trenn- und Mischwassereinleitungen im Ballungsraum von Paris und beobachteten, dass insbesondere die Mischwasserentlastung zur Erhöhung der Schwermetallkonzentrationen an Schwebstoffen und im Sediment der Seine beitrug. Pb lag überwiegend in stabilen Formen an Partikeln gebunden vor, während Zn und Cd dominierend bioverfügbar auftraten. Das austauschbare Pb wurde während des Transportes im Kanalnetz zu stabileren partikulär gebundenen Formen transformiert, so dass dessen Bioverfügbarkeit stark reduziert wurde. Weiterhin waren die Konzentrationen im Sediment unterhalb von Paris signifikant erhöht (ESTÉBE ET AL., 1993), also ein Verbreitungsbild der Kontaminanten, das mit der Belastungssituation von Sedimenten der Stadtspreewälder und der Havel unterhalb von Berlin vergleichbar ist (SENSTADT, 2001).

Hydraulische Belastungen durch den Spülstoß der Mischwasserentlastung selbst oder induziert durch die Schifffahrt können zur Resuspension von Partikeln samt assoziierter Kontaminanten und



zu einer Umverteilung im Gewässer führen, so dass die Bioverfügbarkeit der Kontaminanten zeitweise erhöht sein kann (HATCH & BURTON, 1999)

Die Bioverfügbarkeit von sedimentbürtigen Schadstoffen wird ebenfalls durch den Gehalt an organischer Substanz beeinflusst, die mit Schwermetallen Komplexe bildet, die die Bioverfügbarkeit herabsetzen (WATZIN ET AL., 1997). Des Weiteren stellt der kohlenstoffreiche Detritus aus pflanzlichen Fragmenten den präferierten Sorbent vom desorbierbaren Anteil polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe dar (ROCKNE ET AL., 2002, GHOSH ET AL., 2000).

Im Hinblick auf die wichtige Funktion, die pflanzlicher Detritus im benthischen Nahrungsnetz einnimmt, kommt diesem Zusammenhang eine besondere Bedeutung für das Expositionspotential von Organismen höherer trophischer Ebenen zu. Insbesondere kleinere Partikel mit hohem organischem Gehalt sind wahrscheinlich die wichtigsten Vektoren für den Transport von Kontaminanten im Mischwasser (ASHLEY & VERBANCK, 1997).

Das gemeinsame Auftreten vieler verschiedener Kontaminanten und deren Interferenzen erschwert die Abschätzung der ökotoxikologischen Bedeutung einzelner Stoffe. PITT & BOZEMAN (1982) untersuchten die Gehalte an Pb und Zn in Fischen, benthischen Algen und Flusskrebse eines kleinen urbanen Fließgewässers in Kalifornien (USA) und fanden 6-mal so hohe Konzentrationen in den Organismen als im Sediment. Die Konzentrationen in den Organismen waren 100 – 500-mal höher als die des Freiwassers. Auch wenn sich Kontaminanten im Organismus akkumulieren (**Bioakkumulation**), sagt die Konzentrationshöhe nichts über darüber aus, ob und in welchem Umfang physiologischer Wirkungen auf den Organismus damit verbunden sind (RAINBOW, 1996). Daher sind neben einer unüberschaubaren Anzahl von toxikologischen Laboruntersuchungen insbesondere in-situ Experimente vielversprechend, die artspezifische Toxizität der durch Mischwasserentlastung eingetragenen Kontaminanten zu untersuchen (s. Kap. 5.2).

## 5.1 Auswirkung auf den Stoffhaushalt

Die Mischwasserentlastung führt zu einer stoßartigen Erhöhung der Frachten an gelösten und partikulären organischen Substanzen und Nährstoffen im aufnehmenden Gewässer.

So lag z.B. in Paris die in die Flüsse Seine und Marne während Regenperioden eingetragene organische Belastung schätzungsweise in derselben Größenordnung wie die jährliche Belastung durch behandeltes Abwasser (MOUCHEL ET AL., 1998). Von stoßartiger extremer Erhöhung der Stickstofffrachten berichteten bspw. LAWLER ET AL. (2006) in dem durch Mischwasserentlastung belasteten Fluss Tame (England). Von den 15 untersuchten Mischwasserentlastungen führten 10 zu Konzentrationsspitzen an Ammoniak von bis zu 6,25 mg l<sup>-1</sup>.

Da in stauregulierten, eutrophen Flüssen die stoßartige Frachterhöhung an Nähr- und Kohlenstoffen insbesondere den Sauerstoffhaushalt belastet und zu extremen Konzentrationsspitzen von Ammoniak führen kann, sind in diesen bereits stark vorbelasteten Gewässern die stärksten Effekte mit der akuten Belastung verbunden. Diese wird dadurch verstärkt, dass die maximalen Stofffrachten oft mit dem Spülstoß zu Beginn des Mischwasserentlastung auftreten (sogenannter „**first flush**“) (z.B. HOLZER & KREBS, 1998, LARSEN ET AL., 1998, LEE & BANG, 2000, WADA ET AL., 1996).

Ein bedeutender Anteil des biochemischen Stoffkreislaufs hängt mit dem Partikel- und Sedimenttransport zusammen, wobei die Transportkapazität insbesondere von Sedimentation- und Resuspensionsprozessen abhängt. Da deren Raten von der Stauregulierung beeinflusst werden, kommt diesen Prozessen eine besondere Bedeutung bei der Belastung des Stoffhaushaltes durch Mischwasserentlastung zu (NWRW, 1991). Insbesondere während niedriger Abflüsse kann die schiffahrtsinduzierte Sedimentresuspension den Partikeltransport erheblich erhöhen.

Die Resuspension und der Transport von Partikeln hängen im Wesentlichen von den partikelspezifischen Sinkgeschwindigkeiten ab (vgl. Kap. 2.7), die wiederum von Ausflockungs- und Entflockungsprozessen abhängen. Dabei weisen die ausgeflockten eine höhere Sinkgeschwindigkeit auf und werden über kurze Fließabschnitten transportiert als nicht koagulierte Teilchen. Im der Seine lag während niedriger Basisabflüsse die mittlere Sinkgeschwindigkeit von suspendiertem POC bei ca.  $1 \text{ m h}^{-1}$  (MEYBECK ET AL., 1998, MALDINEY, 1994).

Auch verschiedene heterotrophe Bakterien, die maßgeblich am Kohlenstoffumsatz beteiligt sind, können aufgrund ihrer unterschiedlichen Größe unterschiedliche Sinkgeschwindigkeiten aufweisen (EVEN ET AL., 2004, WILCZEK ET AL., eingereicht).

Das durch die Mischwasserentlastung erhöhte Angebot an organischer Substanz und Nährstoffen beeinflusst insbesondere die biologischen Stoffumsätze der heterotrophen und nitrifizierenden Bakterien sowie des Phytoplanktons. Die biologischen Prozesse bestimmen wiederum die Kreisläufe bzw. Stoffspiralen des Kohlenstoffs, Stickstoffs, Phosphors und des Sauerstoffs (vgl. Abb. 2).

Die akute Belastung durch die stoßartig erhöhten Stoffkonzentrationen macht sich in erster Linie in einem belasteten **Sauerstoffhaushalt** bemerkbar. Verringerungen der Konzentration an gelöstem Sauerstoff auf weniger als  $5 \text{ mg l}^{-1}$  sind eine oft beobachtete Folge von Misch- sowie Regenwassereinleitungen (KEEFER ET AL., 1979).

HEANEY ET AL. (1980) fassten die Ergebnisse von US-amerikanischen Studien aus Ohio zusammen, die kontinuierliche Messungen des Sauerstoffgehaltes in Fließgewässern unterhalb von urbanisierten Gebieten durchführten. In einem Drittel der Studien traten die niedrigsten Sauerstoffkonzentrationen nach Niederschlagsereignissen auf. Der Sauerstoffhaushalt kann u.U. zusätzlich dadurch belastet werden, dass sich das Wasser des Oberflächenabflusses auf versiegelten Flächen relativ schnell erwärmt (SCHUELER, 1987) und somit die Sauerstofflöslichkeit reduziert, die mikrobielle Aktivität jedoch stimuliert sind.

Die Hauptbelastung wird durch den aeroben mikrobiellen Abbau organischer Substanz verursacht. Weiter beteiligte sauerstoffverbrauchende Prozesse sind die Nitrifikation und die Sauerstoffzehrung des Sediments, wobei auch Pilze DOC aus dem Freiwasser absorbieren und den Sauerstoffbedarf erhöhen (WUHRMANN, 1974).

HARREMOES (1982) und HVITVED-JACOBSEN (1982) wiesen erstmalig auf die nötige Unterscheidung von DOC und POC im Hinblick auf die Auswirkungen von nicht-kontinuierlicher organischer Belastung auf den Sauerstoffhaushalt von Flüssen hin.

HARREMOES (1982) unterschied zwischen einem **unmittelbaren** und einem **verzögerten Sauerstoffdefizit**, wobei der unmittelbare (während des Mischwasserüberlaufs) durch den mikrobiellen Abbau suspendierter organischer Substanz im Freiwasser und der verzögerte durch die Kohlenstoffoxidation der an der Flusssohle adsorbierten und sedimentierten Partikel verursacht wird.

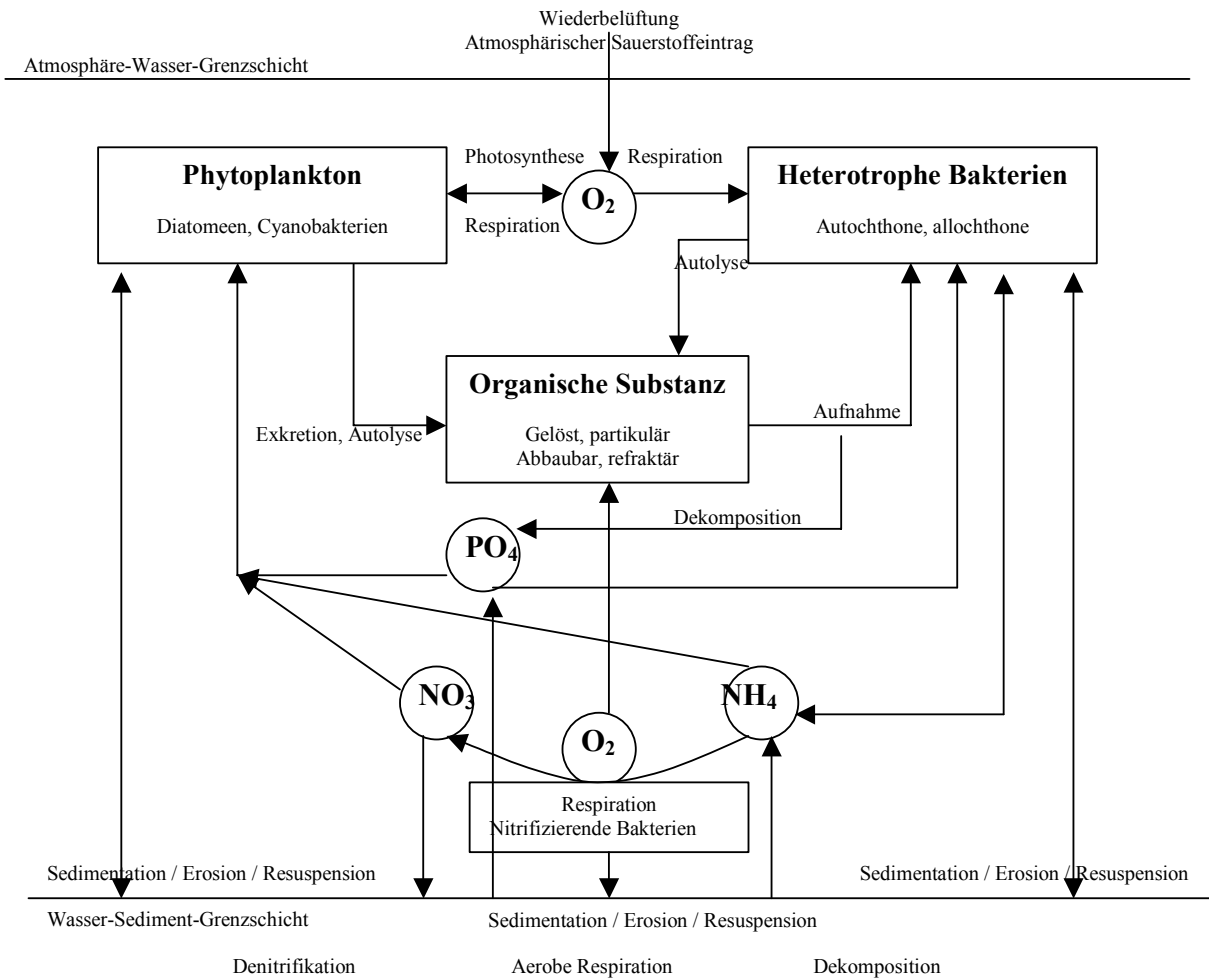


Abb. 2: Konzeptionelles Schema zu biogeochemischen Nährstoffkreisläufen und deren wichtigsten Kompartimente und Parameter, ohne Berücksichtigung höherer trophischer Ebenen der Konsumenten. Nach EVEN ET AL. (2004), verändert.

Die Beseitigung der eingetragenen organischen Substanz im Freiwasser ist einerseits auf Absorption im benthischen Biofilm und die Aktivität der pelagischen Bakterien zurückzuführen, die DOC und Sauerstoff gleichzeitig aufnehmen. Andererseits unterliegen die suspendierten partikulären Stoffe der Sedimentation und akkumulieren sich am Sediment, wobei angegeben wird, dass ca. 30 % der im häuslichen Abwasser enthaltenen Partikel schnell sedimentierbar sind.

Die sedimentierten partikulären Kohlenstoffquellen tragen zu einem verzögerten Sauerstoffdefizit bei, da sie am Sediment adsorbiert und hydrolysiert werden, bevor sie dem mikrobiellen Abbau zur Verfügung stehen. In Abhängigkeit vom Durchfluss, den Eigenschaften der eingetragenen Stoffe sowie der Transportkapazität der fließenden Welle, treten das unmittelbare und das verzögerte Sauerstoffdefizit mehr oder weniger vom Überlauf entfernt und beide möglicherweise räumlich getrennt auf.

HMITVED-JACOBSEN (1982) untersuchte den kleinen, freifließenden, durch Mischwasser belasteten Fluss Skravad (durchschnittlich 2,5 m breit, 0,25 m tief) in Jütland (Dänemark). Der unmittelbare Sauerstoffverbrauch trat während der Passage des Mischwassers auf, wobei die maximale Erhöhung der Sauerstoffzehrung (ca.  $2 \text{ mg l}^{-1}$ ) gering war, obwohl der durchschnittliche flussinterne

BSB<sub>5</sub> während der Mischwasserentlastung ca. 30 mg l<sup>-1</sup> betrug. Dies ließ sich im Wesentlichen auf eine hohe **atmosphärische Wiederbelüftung** zurückführen.

Das durch den aeroben Abbau von adsorbierten DOC, kolloidaler und feiner partikulärer organischer Substanz verursachte verzögerte Sauerstoffdefizit führte annähernd zu einer Verdopplung der Gesamtrespiration und dauerte 12 – 24 Stunden an. In Abhängigkeit zu der aktuellen Intensität der Adsorption, Sedimentation, Desorption und Resuspension wird aber der verzögerte Sauerstoffverbrauch zwischen verschiedenen Mischwasserentlastungen variieren.

Außerdem werden sich in anderen Flusssystemen die relativen Beiträge der Prozesse von denen des Flusses Skravad unterscheiden. Insbesondere in größeren und tieferen Flüssen ist die **Sedimentation** eher als die Adsorption der wesentliche Prozess, der die verzögerte Sauerstoffzehrung verursacht (vgl. SEIDL ET AL., 1998a).

In größeren und stauregulierten Flüssen ist außerdem der atmosphärische Sauerstoffeintrag wesentlich geringer, so dass die Wiederbelüftung überwiegend vom biogenen Sauerstoffeintrag abhängt. Daher kann die Mischwasserentlastung den Sauerstoffhaushalt dieser Flüsse wesentlich stärker und länger belasten als es von Hvitved-JACOBSEN (1982) dargestellt wurde. Da die Wiederbelüftung in der Stadtspreet und den Kanälen im Wesentlichen von der Photosynthese des Phytoplanktons abhängt, ist die Tageszeit entscheidend für den Grad der Belastung des Sauerstoffhaushaltes durch schnell abbaubare Fraktionen der organischen Substanz (gelöst, kolloidial und FPOM).

EVEN ET AL. (2004) zeigten anhand der Modellierung des Sauerstoffhaushalts unter dem Einfluss von Mischwasserentlastungen in Pariser Flussabschnitten der Seine, dass der Metabolismus der heterotrophen Bakterien im Freiwasser und am Sediment den Großteil der Reduktion des Sauerstoffgehalts auf 4 mg l<sup>-1</sup> erklärte. Die Fracht an POC hatte lediglich einen geringen Einfluss auf das unmittelbare Sauerstoffdefizit, da sie aufgrund hoher Sinkgeschwindigkeiten (1 m h<sup>-1</sup>) einerseits schnell sedimentierten, andererseits vergleichsweise langsame Hydrolyseraten aufwies.

Während also ein relativ großer Anteil des DOC den heterotrophen Bakterien unmittelbar zur Verfügung steht und deren Aktivität und Biomasseaufbau kontrolliert, muss POC erst durch die Hydrolyse in für Mikroorganismen assimilierbare Form transformiert werden. Abgestorbenes Phytoplankton und tote Bakterien werden zu POC und schließlich zu DOC recycelt und stehen somit den heterotrophen Bakterien wieder zur Verfügung. In Verbindung mit diesen autochthonen Quellen bestimmt das durch die Mischwasserentlastung zugeführte POC daher den langfristigen Sauerstoffbedarf des Sediments. Vergleichbare Prozesse wurden auch für die Ablagerungen in der Mischwasserkanalisation beobachtet (VOLLERTSEN ET AL., 1999). So waren die kanalbürtigen, schnell absinkenden organischen Partikel verglichen mit der langsam sedimentierenden organischen Fraktion schlechter mikrobiell abbaubar.

Die **Intensität des unmittelbaren und verzögerten Sauerstoffdefizits** hängt also von der Art und Zusammensetzung der eingetragenen suspendierten Partikel, ihren Sinkgeschwindigkeiten und der Turbulenz des Wasserkörpers ab. Von besonderer Bedeutung ist hierbei das Verhältnis zwischen gelösten Stoffen (insbesondere DOC, Ammonium) und POC und der Adsorptionskapazität des Biofilms und des Sediments. Im durch Trenn- und Mischkanalisation belasteten Chattahoochee River unterhalb Atlanta (USA), in dem es in Phasen niedriger Abflüsse während des Sommers

zu einem ausgeprägten Sauerstoffdefizit kam ( $3,5 \text{ mg l}^{-1}$  unter Sättigungslevel), nahm der Anteil von DOC am gesamten organischen Kohlenstoff zwischen 45 – 65 % ein (MCCONNEL, 1980).

HVITVED-JACOBSEN (1982) erwähnte mögliche Variation im verzögerten Sauerstoffbedarf und -verbrauch verursacht durch **Sedimentresuspension**, die vom Abflussregime oder der schiffahrts-induzierten Sohlschubspannungen abhängt. Für die Stadtspreet und die Kanäle muss angenommen werden, dass insbesondere das verzögerte Sauerstoffdefizit durch schiffsinduzierte Turbulenz und Resuspension erhöht und verlängert werden kann, obwohl der Sauerstoffeintrag an der Luft-Wasser-Grenzschicht durch den Schiffsverkehr etwas erhöht sein kann. Auch die hydrodynamischen Kräfte des eingeleitenden Mischwassers können zur Mobilisierung und Resuspension von sauerstoffzehrenden Flusssedimenten führen.

So ergaben Untersuchungen zur Mischwasserentlastung in durch den Stauwurzelbereich des Sees Michigan beeinflussten Flussabschnitten des Flusses Milwaukee, Wisconsin (USA), dass die durch Mischwasserentlastung induzierte Fließgeschwindigkeit zwischen  $0,3 - 1,5 \text{ m s}^{-1}$ , bei Maximalwerten von  $3,7 \text{ m s}^{-1}$  Sedimentumlagerungen verursachte (KREUTZBERGER ET AL., 1980). Da die Sedimentation während niedriger Abflüsse im Sommer (ca.  $5,7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) und Fließgeschwindigkeiten um  $0,02 \text{ m s}^{-1}$  die Akkumulation von Feststoffen förderte, war die sedimentbürtige Sauerstoffzehrung bereits während Trockenwetterperioden sehr hoch und senkte den Sauerstoffgehalt im Freiwasser auf ca.  $4,4 \text{ mg l}^{-1}$  ab.

Daher war die Erhöhung des Sauerstoffverbrauchs durch Resuspension und Sedimentumlagerung die wesentliche Ursache für ein schnelles Absinken der Sauerstoffkonzentrationen und weniger die organische Fracht des Mischwassers. Daher übertrafen die Sauerstoffzehrungsraten die Raten, die auf die Fracht an organischer Substanz zurückgeführt werden konnten. Dementsprechend erklärte das Wasservolumen der submers entlastenden Überläufe 67 % (multiple, schrittweise Regression) der innerhalb von 6 Stunden nach der Mischwasserentlastung auftretenden nahezu vollständigen Anoxie.

Auch im durch Mischwasserentlastung belasteten Manchester-Schiffskanal und den kanalisierten Abschnitten des Flusses Irwell (England) wurde eine unmittelbare und verzögerte Belastung der Wasserqualität durch reduzierte Sauerstoffkonzentrationen festgestellt (RESS & WHITE, 1993). Der Sauerstoffhaushalt wurde zum einen durch den Eintrag kanalisationsbürtiger organischer Substanz unmittelbar („first flush“), zum anderen durch den verzögerten Abbau der erst kürzlich sedimentierten Substanzen verursacht, stimmt also mit den wesentlichen Ergebnissen von HARREMOES (1982) überein. Das verzögert eintretende Sauerstoffdefizit dauerte ca. 12 – 24 Stunden an.

Eine vergleichbare Dauer der verzögerten hypoxischen Bedingungen nach Mischwasserentlastungen fanden auch HVITVED-JACOBSEN (1982) und, wenn auch nicht explizit darauf hingewiesen, KREUTZBERGER ET AL. (1980). Abweichend von der nahezu vollständigen Sauerstoffzehrung, die der Mischwasserentlastung im Fluss Milwaukee folgte (KREUTZBERGER ET AL., 1980), wurde der Sauerstoffgehalt im stark nährstoffbelasteten (ca.  $4 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_3\text{-N}$ ,  $2 - 4 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ ,  $1 - 2 \text{ mg l}^{-1} \text{ PO}_4\text{-P}$ ) Manchester-Schiffskanal von 55 – 70 % auf lediglich 40 % Sättigung reduziert (RESS & WHITE, 1993).

Die Autoren führten dies auf eine hohe atmosphärische Wiederbelüftung durch hohe Abflüsse (Werte zum Durchfluss und der Strömungsgeschwindigkeit nicht angegeben) zurück, die ausreichte, den erhöhten Sauerstoffbedarf für den mikrobiellen Abbau der organischen Substanz und

Nitrifikation des Ammonium auszugleichen. Dies ist insofern erstaunlich, da durch die häufigen Mischwasserentlastungen der Sedimentanteil organischer Substanz bis zu 75 % ausmachte und im Wesentlichen resuspendierte Sedimentpartikel bzw. die eingetragenen Schwebstoffe an der Sauerstoffzehrung beteiligt waren (hohe Korrelation zwischen  $BSB_5$  und Konzentrationen suspendierter Partikel; RESS & WHITE, 1993).

Diese beobachteten Unterschiede weisen also explizit auf die Bedeutung des Abflussregimes bei den Auswirkungen von Mischwasserentlastungen auf den Sauerstoffhaushalt hin. Wechselwirkungen zwischen Sediment und Freiwasser kommen dabei eine besondere Bedeutung für die Beurteilung des Einflusses von Mischwasserentlastungen auf die Wasserqualität zu (z.B. TEAGUE ET AL., 1988, CERCO, 1985, KUENZLER, 1982, KREUTZBERGER ET AL., 1980).

Nach HOUSE ET AL. (1993) liegt der typische Sauerstoffbedarf ungestörter Sedimente zwischen  $0,15 - 2,75 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . Starke Resuspension während Regenwetterbedingungen kann den sedimentbürtigen Sauerstoffbedarf extrem auf  $240 - 1500 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  anheben und die Sauerstoffkonzentration im Freiwasser von Sättigung auf unter  $2 \text{ mg l}^{-1}$  oder weniger absinken lassen.

Auch experimentelle Studien belegen die übergeordnete Bedeutung der durch die Mischwasserentlastung zugeführten sauerstoffzehrenden Stoffe. PARENT-RAOULT ET AL. (2005) führten eine experimentelle Studie zu Auswirkungen der Mischwasserentlastung auf die Biofilmzönose in künstlichen Fließrinnen durch, und prüften den Effekt der Einleitungs- bzw. Expositionsdauer (4 vs. 8 h).

Dabei wurden Algenbiomasse (Chlorophyll-a) und Bakterienabundanzen, sowie die bakterielle extrazelluläre Enzymaktivität (Leucine Aminopeptidase und beta-D-Glukosidase) direkt nach dem Einleitungsereignis sowie 4 Tage später gemessen.

Die Mischwasserentlastung führte an beiden Beprobungsterminen zu einer Zunahme der Produktion sowie der Metabolismusaktivität der Bakterien, förderte jedoch nicht die Algenbiomasse. Da die Einleitungsdauer zu keinen Veränderungen hinsichtlich der erhobenen Parameter führte, schlossen die Autoren, dass die Differenz zwischen beiden untersuchten Expositionslängen zu gering gewählt war um einen Effekt der Entlastungsdauer auf den Biofilm auszuüben. Da sich zwar die heterotrophe Bakterienaktivität und -produktion nicht aber die Produktion der autotrophen Organismen des Biofilms erhöhte, kann geschlossen werden, dass der Sauerstoffhaushalt durch den mikrobiellen Verbrauch stark belastet jedoch nur geringfügig durch die Photosynthese entlastet wurde.

Während HARREMOES (1982) und HVITVED-JACOBSEN (1982) die durch Mischwasserentlastung induzierte unmittelbare und verzögerte Sauerstoffzehrung auf die unterschiedliche Abbaubarkeit verschiedener Fraktionen der organischen Substanz zurückführten, ist des Weiteren die in das aufnehmende Gewässer **eingeleitete Bakterienbiomasse** zu berücksichtigen.

SEIDL ET AL. (1998a) untersuchten den Transport und die Metabolisierung der durch Mischwasserentlastungen eingetragene organische Substanz in kanalisiertem Abschnitt der Seine unterhalb von Paris und fanden, dass zwischen 40 – 80 % des DOC schnell bioverfügbar vorlag, also der Bakterienproduktion zur Verfügung stand.

Das Ausmaß der heterotrophen Aktivität im organischen belasteten Freiwasser resultierte vornehmlich aus dem Eintrag von allochthonen Bakterien. Als eines der wesentlichen Ergebnisse

dieser Studie wurden demnach die autochthonen Bakterien nur geringfügig durch das erhöhte Angebot an leicht abbaubarer organischer Substanz gefördert. Dementsprechend war es im Wesentlichen die Aktivität der allochthonen Bakterien, die das Ausmaß des Sauerstoffverbrauchs bestimmten, obwohl sie hohe Sinkgeschwindigkeiten aufwiesen (GARNIER ET AL., 1992). Die durch das Mischwasser in das Gewässer eingetragene allochthone Bakterien waren i.d.R. größer (typischerweise  $> 1 \mu\text{m}$  Länge) als die autochthonen Bakterien (typischerweise  $< 1 \mu\text{m}$  Länge) und wiesen hohe spezifische Wachstumsraten auf (GARNIER ET AL., 1992).

SERVAIS ET AL. (1999) untersuchten die wesentlichen Kohlenstoffquellen, Nährstoffgehalte und die Gesamtbioasse der Bakterien und Nitrifikanten im behandelten Abwasser und Schmutzwasser Pariser Kläranlagen. Der gesamte organische Kohlenstoff des Schmutzwassers setzte sich zu 70 – 76 % aus POC zusammen, und 60 – 75 % waren in 1,5 Monaten mikrobiell abbaubar. Durchschnittlich 8 % des gesamten organischen Kohlenstoffs bestand aus Bakterienbioasse, wovon lediglich 0,3 – 2,5 % von nitrifizierenden Bakterien repräsentiert wurde. Der mikrobiell abbaubare Anteil am gesamten organischen Kohlenstoff war signifikant mit dem  $\text{BSB}_5$  korreliert, wobei das Verhältnis beider Größen durchschnittlich 0,35 betrug (Lineare Regression,  $R^2 = 0,91$ ). Sie wiesen ausdrücklich darauf hin, dass die Güte von Prognosen zum Einfluss des Abwassers in der Seine im Wesentlichen von der Kenntnis des Anteils leicht abbaubarer und refraktärer Kohlenstoffquellen abhängt.

Die Effekte des eingeleiteten Oberflächenabflusses können nach längeren niederschlagsfreien Perioden deutlich stärker ausfallen, da sich die Fracht an suspendierten sauerstoffzehrender Partikeln und Kontaminanten im Oberflächenabfluss von versiegelten Flächen nach Trockenzeiten stark erhöht. So fanden MONTREJAUD-VIGNOLES ET AL. (1996) im mediterranen Frankreich, das durch lange Trockenwetterperioden gekennzeichnet ist, dass der Oberflächenabfluss eines einzigen Niederschlagsereignisses (12 mm) mehr als 12 % des jährlichen CSB-Abflusses des Vorfluters bewirkte. Die in der Trockenwetterperiode stattgefundenene Akkumulation von sauerstoffzehrenden Substanzen kann also eine verstärkte Belastung des Sauerstoffhaushaltes des aufnehmenden Gewässers bewirken.

Die Sauerstoffzehrung durch mikrobiellen Abbau hängt jedoch nicht ausschließlich von eingeleiteter organischer Substanz ab, sondern kann zusätzlich durch andere Kohlenstoffquellen erhöht werden (SEIDL ET AL., 1998b). Die Autoren vermuteten eine **erhöhte Autolyse von Phytoplankton** durch mischwasserinduzierte Verschlechterung des Lichtklimas und teilweiser Entflockung von partikulären organischen Makromolekülen, deren mikrobieller Abbau zur Sauerstoffzehrung beitrug. Hohe Mengen an toter Phytoplanktonbioasse können eine wesentliche zusätzliche Quelle organischen Kohlenstoffs für die Bakterienaktivität darstellen (SERVAIS & GARNIER, 1993). Weiterhin können die Verlustraten an Phytoplankton z.B. von Flockulation, Turbulenz und der Intensität der benthisch-pelagischen Kopplung abhängen (siehe Kapitel. 2.7).

Mittel- bis langfristig können die Stoffeinträge durch die Mischwasserentlastung, je nach den Hintergrundkonzentrationen der gelösten Nährstoffe im aufnehmenden Gewässer, die **Eutrophierung** potenziell begünstigen. Da die Phytoplanktonproduktion der Stadtpree und der Kanäle jedoch nicht nährstofflimitiert ist und die Generationszeit von Algen in der Größenordnung von mehreren Tagen bis einem Monat liegt, kann eine kurzfristige Erhöhung der Phosphorfrachten keine Verstärkung der Eutrophierung bewirken. Eine zusätzliche nennenswerte Stimulierung der Eutrophierung durch Mischwasserentlastung ist auch längerfristig nicht zu erwarten, da der Phos-

phoreintrag durch Mischwasserentlastung hinsichtlich der gesamten Phosphoreinträge anderer Quellen zu vernachlässigen ist (HEINZMANN, 1998, SENSTADT, 2001). Auch die kumulativen Stickstoffeinträge von Kläranlagen können wesentlich höher als die durch Mischwasserentlastung verursachten Frachten sein (HARREMOES & RAUCH, 1997).

Während die eingeleitete Fracht an organischer Substanz den Sauerstoffhaushalt belastet, stellt die biogene Sauerstoffproduktion des Phytoplanktons den größten Anteil auf der Haben-Seite der Sauerstoffbilanz. Jedoch sind die Photosyntheseleistung und damit der Grad der biogenen Belüftung während wolkeigenem und regnerischem Wetter reduziert (EVEN ET AL., 2004).

Zusätzlich kann die **durch Mischwasserentlastung induzierte erhöhte Trübung** die Photosynthese und Umsatzraten des Phytoplanktons hemmen (LIJKLEMA ET AL., 1987), war jedoch nur von kurzfristiger Bedeutung in der Seine, da die Konzentration der suspendierten Partikel aufgrund hoher Sinkgeschwindigkeiten (s.o.) schnell wieder abnahm (SEIDL ET AL., 1998a). Ob die ökologische Situation der Seine mit den Auswirkungen der Mischwasserentlastung in der Stadtspre und den Kanälen vergleichbar ist, bleibt zu prüfen, da während niederschlagsreicher Perioden Mischwassereinträge ca. 30 % des Durchflusses der Seine ausmachten (ESTÉBE ET AL., 1998).

Andere Rahmenbedingungen wie z.B. die hohe Trophie und der Ausbaugrad beider Flüsse scheint eine Übertragbarkeit von Ergebnissen zu gewährleisten, auch wenn einzelne Prozesse unterschiedlich stark ausgeprägt sein können.

Darüber hinaus wurde gezeigt, dass eingeleitetes Mischwasser auch **subletale toxische Effekte auf das Phytoplankton** (überwiegend Kieselalgen und Chlorophyta: Chlorophyceae) ausübt und die Photosyntheseleistung reduziert (LEGOVIC, 1997).

Dieser Zusammenhang konnte auch experimentell bestätigt werden (SEIDL ET AL., 1998c). Sie fanden bei einem Mischungsverhältnis von 80 % Fluss- (Seine) zu 20 % Mischwasser eine Reduktion der Photosyntheserate von 10 bis 30 %.

Obwohl auch eine leicht nicht signifikant erhöhte Toleranz des Phytoplanktons gegenüber freien Schwermetallionen nachgewiesen wurde (um 5 % erhöhte Wachstumsrate der adaptierten Algen im Vergleich zur Kontrolle), konnte die Toxizität des Mischwassers auf freie und an kolloidale Substanzen adsorbierte Schwermetallionen zurückgeführt werden, mit einem geschätzten Anteil von 50 % an der Gesamttoxizität. Insbesondere Zn verursachte für die Hemmung der Photosynthese des Phytoplanktons, während Cu-Ionen zwar potentiell toxisch wirken können, aber vornehmlich an natürliche oder anthropogene Liganden gebunden vorlagen.

Blei hingegen wurde an wässrige Karbonatkomplexe gebunden und war daher nicht mehr bioverfügbar. Das toxische Zn-Ion lag vornehmlich in der gelösten Fraktion (definiert als  $< 0,4 \mu\text{m}$ ) vor, woraus geschlossen wurde, dass die Toxizität stromabwärts zunehmen müsste. Dieses grundsätzliche Verhalten der Schwermetalle wurde bspw. auch in einem kleinen durch Mischwasserentlastung belasteten Fließgewässer in London (England) beobachtet (MULLISS ET AL., 1997). Aufgrund der neutralen pH-Werte lagen Cu, Cd und Pb vorwiegend partikulär gebunden vor, während Zn zu 70 % in gelöster Form auftrat. Jedoch erhöhte sich der Anteil der gelösten Cd-Ionen während Mischwasserentlastungen auf ca. 80 % verglichen mit 20 % während Trockenwetterabflüsse.

Auch MORISSON ET AL. (1989) und CHEBBO & BACHOC (1992) fanden extrem hohe Konzentrationen an Kontaminanten gebunden an sehr feinen Partikeln aus der Mischwasserentlastung mit



einem hohen Anteil an extrahierbaren Schwermetallen. Die Reduktion in der Sauerstoffproduktion der Planktonalgen aufgrund toxischer Wirkungen von durch die Mischwasserentlastung eingebrachten Kontaminanten ist bedeutsam für die Sauerstoffbilanz, da gleichzeitig sauerstoffzehrende Abbauprozesse heterotropher Bakterien durch die organische Fracht stimuliert werden.

Wie oben bereits beschrieben (siehe Kapitel 2.7) stellt die hydrologische Interaktion zwischen dem Freiwasser des Flusses und dem **Porenwasser des hyporheischen Interstitials** eine wichtige Funktion für die ökosystemaren Prozesse dar, da sie den Transport und die Retention von gelösten und partikulären Stoffen beeinflusst. Darüber hinaus fungieren die oberen Sedimentschichten einerseits als Reaktor für einen intensiven Stoffmetabolismus, andererseits als bedeutendes Habitat für die benthischen Biozöosen.

Als Konsequenz darf sich die Betrachtung des Sauerstoffregimes nicht auf das Freiwasser beschränken, sondern hat die oberen Schichten des Flusssediments zu integrieren. Dies ist von besonderer Bedeutung für die Bewertung der Auswirkungen der Mischwasserentlastung auf das Makrozoobenthos und kieslaichende lithophile Fische.

Abhängig vom Volumen des hyporheischen Porenraums und der Menge an sedimentierter organischer Substanz können die Sauerstoffkonzentrationen in den oberen Sedimentschichten wesentlich stärker abnehmen als im Freiwasser. So resultierte aus der Mischwasserentlastung eine gravierende Reduktion des Sauerstoffgehaltes im hyporheischen Interstitial ( $< 1 \text{ mg l}^{-1} \text{ O}_2$ ) eines kleinen freifließenden urbanen Fließgewässers, während das Freiwasser nahezu sauerstoffgesättigt war (KREJCI ET AL., 1994).

Weiterhin kann das Sauerstoffdefizit im Interstitial wesentlich länger andauern als im Freiwasser. So traten im Interstitial eines kleinen Fließgewässers in Fehraltorf (Schweiz) Sauerstoffdefizite von  $< 10 \%$  auf, die für 2 – 3 Tage nach einer Mischwasserentlastung andauerten (WIELAND ET AL., 1993).

SCOTT ET AL. (1982) untersuchten die physikalisch-chemische Bedingungen im Interstitial und Freiwasser eines durch Oberflächenabfluss belasteten urbanen Fließgewässers und verglichen diese mit denen einer unbelasteten Referenz. Sie fanden signifikante höhere Konzentrationen an Ammonium und Ammoniak im Freiwasser und wesentlich geringere Sauerstoffkonzentrationen im Interstitial des urbanen Fließgewässers. Darüber hinaus wies das Interstitialwasser des urbanen Fließgewässers die doppelten Konzentrationen an Pb, Zn, Cu und Cr als das Referenzfließgewässers auf. Pb lag vornehmlich an Partikel gebunden vor und war während Niederschlagsperioden im Vergleich zu Trockenwetterperioden von 1 auf  $200 \mu\text{g l}^{-1}$  erhöht.

Die z.B. von KREJCI ET AL. (1994) beobachteten Unterschiede in den Sauerstoffkonzentrationen zwischen Freiwasser und Interstitial sind zwar in der Stadtspreet nicht in der selben Größenordnung zu erwarten, da überwiegend sandige, organisch angereicherte Sedimente vorliegen, die kein ausgeprägtes Interstitial aufweisen (vgl. MORRICE ET AL., 1997).

Darüber hinaus ist der Wasserkörper der Stadtspreet wenigsten in den Sommermonaten durch die schiffahrtsinduzierte Turbulenz gut durchmischt, so dass die Unterschiede in der Sauerstoffkonzentration zwischen Freiwasser und Sedimentoberfläche wahrscheinlich weniger stark ausgeprägt sind. Dennoch tritt an stark eingetieften Abschnitten der Stadtspreet ein vertikaler Gradient der Sauerstoffkonzentrationen auf. Zumindest im Sommer wurden signifikante Unterschiede in den oberflächen- und sedimentnahen Sauerstoffkonzentrationen festgestellt, wobei die absoluten

Unterschiede relativ gering waren (ca. um 10 – 15 % reduzierte Sauerstoffkonzentrationen über dem Sediment, eigene Messungen kurz nach Sonnenaufgang im August, September 2003, vgl. Kapitel 3.2). Jedoch ist zu berücksichtigen, dass lediglich die Sauerstoffkonzentrationen über dem Sediment und nicht im Porenwasser selbst gemessen wurden.

**Als derzeit bedeutendste Einflussgröße der Mischwasserentlastung in der Stadtspreewärsen und den Kanälen muss daher die akute Belastung des Sauerstoffhaushaltes angesehen werden, sowie die langfristige Veränderung der Sedimentzusammensetzung. Letztere führt auch zu einem erhöhten Sauerstoffbedarf des Sediments und trägt zur chronischen Beeinträchtigung der Biozöosen bei, während das plötzliche Auftreten von extremen Sauerstoffdefiziten, möglicherweise kombiniert mit Konzentrationsspitzen an Ammoniak, die wesentliche Ursache von akut erhöhter Mortalität der Organismen darstellt.**

**Welchen Anteil an der Verursachung des Sauerstoffdefizits dabei die erhöhten Frachten an organischer Substanz und Ammonium einnehmen, muss die Gewässergütesimulation der Prozesse zeigen.**

**Letztere sollte darüber hinaus auch den Beitrag von DOC und POC am erhöhten Sauerstoffverbrauch quantifizieren. Letztendlich ist anzunehmen, dass die gewässerinterne Frachterhöhung von DOC und Ammonium unmittelbare und verzögerte Sauerstoffdefizite verursacht, während POC in Verbindung mit den Sekundärfolgen der Eutrophierung zu einer längerfristigen Belastung der Sauerstoffkonzentrationen am Sediment beiträgt.**

Auch wenn bereits erwähnt, soll explizit darauf hingewiesen werden, dass die stofflichen Belastungen unterschiedliche räumliche sowie zeitliche Wirkungen auf das aufnehmende Gewässer ausüben.

Diese unterschiedlichen Skalen der wesentlichen durch Mischwasserentlastung induzierten Veränderungen sind in Abbildung 3 grafisch dargestellt.

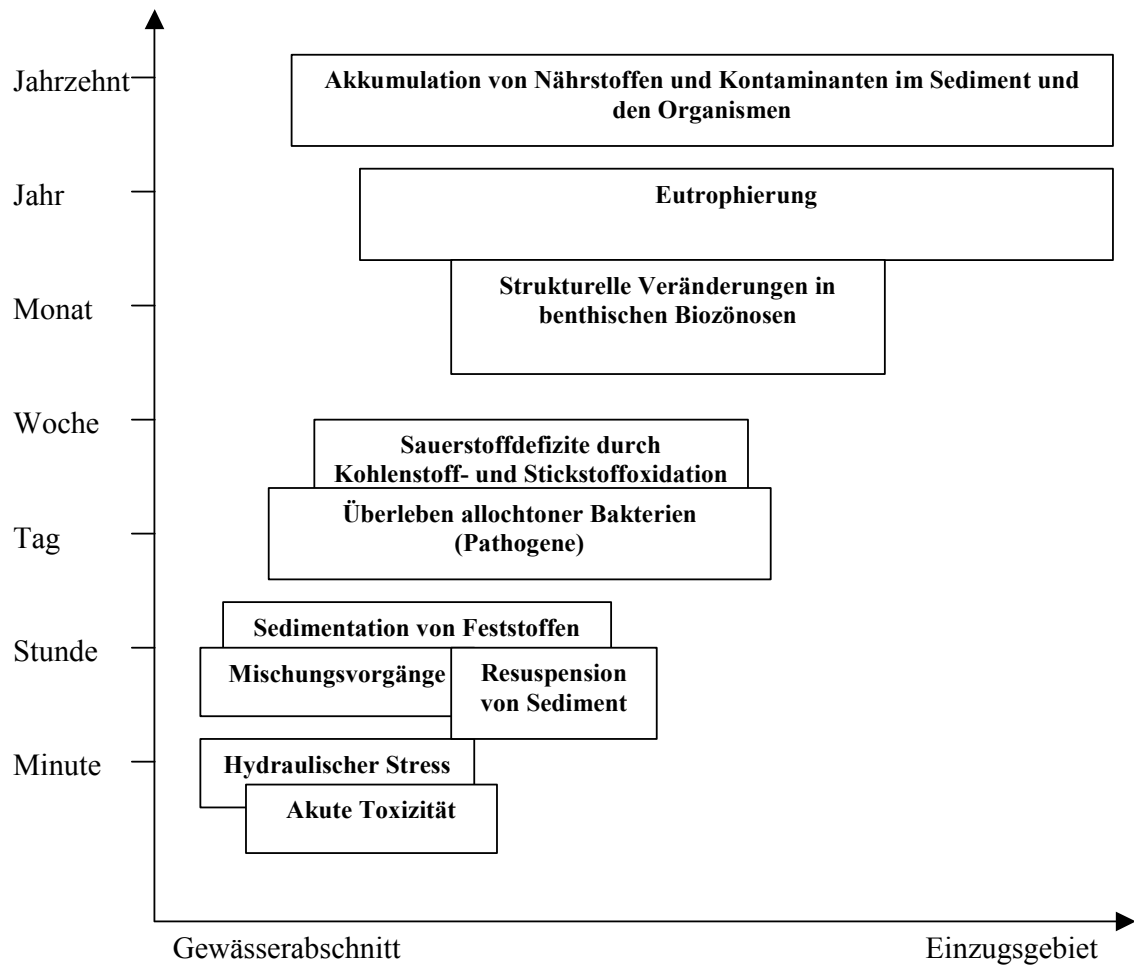


Abb. 3: Zeitliche und räumliche Skalen der Auswirkungen stofflicher Belastungen im aufnehmenden Fließgewässer. Nach LIJKLEMA ET AL. (1989), verändert.

## 5.2 Auswirkungen auf die Makrozoobenthoszönose

Zur Einschätzung der Auswirkungen von Mischwasserentlastung ist zu beachten, wie PITT (2003) in seinem Review zu den ökologischen Auswirkungen von urbanem Oberflächenabfluss auf das aufnehmende Gewässer feststellte, dass der Großteil der Studien urbanisierte mit nicht-urbanisierten Arealen des Einzugsgebietes eines oder mehrerer Fließgewässer vergleichend untersuchte. Daher lassen sich Effekte der Regen- und Mischwassereinleitung nur schwer von natürlichen und weiteren anthropogenen Umweltbedingungen abgrenzen. Lediglich sehr wenige Forschungsarbeiten haben spezifische Mechanismen untersucht, die die mit der Urbanisierung einhergehende Abnahme der Diversität und die veränderte Zusammensetzung der Biozöten verursachen (PAUL & MEYER, 2001).

Der stoffliche Einfluss des urbanen Oberflächenabflusses des Trenn- und Mischsystems auf Makrozoobenthoszöten ist lediglich in einer begrenzten Anzahl von Studien im Detail untersucht worden (HOUSE ET AL., 1993), und lässt sich im Freiland nur begrenzt von der Vielzahl vorliegender Stressoren isolieren. Da sich die Makrozoobenthoszönose zwischen den stoßartig auftretenden Mischwasserentlastungen von der akuten Störung mehr oder weniger zu erholen vermag, spiegelt deren Zusammensetzung die rezente Störungsgeschichte aller relevanten Degradationsformen sowie der akut und chronisch wirkenden Stressoren wider (vgl. Abb. 3).

Der akute Einfluss von Mischwasserentlastungen ist mittels Freilanduntersuchungen insbesondere über einen Vergleich der Makrozoobenthosbesiedlung ober- und unterhalb eines Überlaufs zu dokumentieren, wenn alle anderen Umweltbedingungen (Substrat, Hydromorphologie, etc.) relativ konstant sind. Zur Identifizierung kumulativ wirkender Faktoren sind insbesondere experimentelle in-situ Freilanduntersuchungen hilfreich. Jedoch lässt sich die Toxizität von spezifischen Kontaminanten lediglich mittels Laborexperimente erfassen, wobei die damit erzielten Ergebnisse eingeschränkt auf Freilandbedingungen übertragbar sind. Es wird daher im Weiteren eine Auswahl von Studien diskutiert, die Prozesse und Belastungsformen untersuchten, die als relevant für die Berliner Gewässersituation erschienen, oder wesentlich zum Verständnis der speziellen Auswirkungen von Mischwasserentlastungen beitragen können.

Eigene Forschungsarbeiten zur Makrozoobenthosbesiedlung der Stadtspreewälder Mühlendamm Schleuse haben gezeigt, dass die mit zunehmender Urbanisierung abnehmende Artenzahl und Diversität sowie die veränderte Zusammensetzung der Makrozoobenthoszönose zu einem großen Teil auf die Abnahme der Substratheterogenität und dem Grad der Sohleintiefung zurückzuführen war. Synergistische Effekte zwischen hoher Trophie und Akkumulation von FPOM an stark eingetieften Spreewäldern erklärte einen Großteil der biozöten Verändierungen. Wesentliche, die Besiedlung bestimmende Faktoren sind dabei das zeitweise Auftreten von Sauerstoffdefiziten am Sediment und die langfristig veränderte Substratzusammensetzung. Die durch die Mischwasserentlastung eingeleiteten Stoffe tragen entscheidend zu beiden Prozessen bei (vgl. Kapitel 5.1) und verschärfen diese hohe Hintergrundbelastung der Makrozoobenthoszönose.

Demzufolge stellen Sauerstoffdefizite und u.U. auch stark erhöhte Ammoniakkonzentrationen die stärkste akute mischwasserinduzierte Belastung der bereits stark degradierten Makrozoobenthoszönose der Stadtspreewälder dar.

Dennoch sind zusätzliche Belastungen durch **akute und chronische Toxizität** durch Schwermetalle und organische Kontaminanten nicht auszuschließen, da viele Studien konsistente Beeinträchtigungen der Diversität und Zusammensetzung der Makrozoobenthoszönose unter dem Einfluss von urbanem Oberflächenabfluss beobachtet haben (SHUTES, 1984; MALTBY ET AL., 1995a; MOY ET AL., 2003).

Andere Studien konnten jedoch keine direkten ökotoxikologischen Effekte erhöhter Konzentrationen an toxischen Kontaminanten unter dem Einfluss von urbanem Oberflächenabfluss feststellen (BOXALL & MALTBY, 1997, MOY ET AL., 2003). Die ökologischen Auswirkungen sind möglicherweise nicht durch eine akut reduzierte Wasserqualität während des Einleitungsereignisses, sondern vielmehr auf die chronische Akkumulation toxischer Stoffe im Sediment zurückzuführen (MULLISS ET AL., 1993, ELLIS & REVITT, 2001, MOY ET AL., 2003).

Die geringe akute Toxizität, die von vielen Studien beobachtet wurde, spiegelt wahrscheinlich auch die Bindung der Kontaminanten am Sediment und durch organische Komplexe wider. Genotoxizität und chronische Toxizität üben daher vermutlich die stärkeren Auswirkungen auf die Besiedlung urbaner Gewässer aus, auch wenn die Verbreitung der relativ toleranten Arten der rudimentären Makrozoobenthoszönose der Stadtsprea nur sekundär von Schadstoffeinflüssen bestimmt ist.

Die Effekte potentiell toxisch wirkender Kontaminanten hängen von der Art ihrer Bindung und Bioverfügbarkeit ab. Die lokale Bioverfügbarkeit hängt vom Sedimentgehalt an organischen Kohlenstoff, dem pH-Wert und der Korngröße ab, wobei das Interstitialwasser den bedeutendsten Aufnahmepfad von sedimentassoziierten Kontaminanten darstellt. Daher sind es vermutlich kumulative und interaktive Effekte zwischen Freiwasser- und Sedimentqualität, die kollektiv zur Degradation der Makrozoobenthoszönose in urbanen Gewässern beitragen.

**Akute Effekte** potentiell toxischer im urbanen Oberflächenabfluss enthaltener Kontaminanten wurden selten dokumentiert (PITT, 2003), lassen sich jedoch mittels in-situ Experimenten, welche die Reaktion des Testorganismus untersuchen, feststellen. Akute Effekte sind dadurch charakterisiert, dass sie in relativ kurzer Zeit eine Reaktion hervorrufen, wobei als Reaktion i.d.R. Verhaltensänderungen, Wachstum, Reproduktion und Mortalität verwendet werden.

Beispielsweise untersuchten SEAGER & MILNE (1990) die akute Mortalität vom Bachflohkrebs *Gammarus pulex* mittels Käfigen, die sie mit jeweils 40 Individuen und Nahrung bestückten und 10 m oberhalb, 10 und 100 m unterhalb eines Überlaufs sowie an einem unbelasteten Referenzabschnitt ausbrachten. Eine einmalige Mischwasserentlastung führte zu keinen Unterschieden in der Mortalität (10 – 20 %) von *Gammarus pulex* zwischen den Expositionsstandorten.

Eine darauf folgende Serie von mehreren Mischwasserentlastungen führte zu einer signifikant erhöhten Mortalität (60 %) direkt unterhalb der Einleitung, während die Mortalität oberhalb und 100 m unterhalb des Überlaufs nur geringfügig und nicht signifikant gegenüber der Referenz erhöht war. Mischwasserentlastungen können also die Populationsgrößen bestimmter Arten dezimieren und andere Arten wahrscheinlich gänzlich eliminieren, insbesondere wenn sie in hoher Frequenz auftreten. Die akute Toxizität von Oberflächenabfluss einer hochfrequentierten Autobahn auf *Gammarus pulex* wurde ebenfalls im Bach Pigeon Bridge Brook (England), dessen Sediment sowie Freiwasser hohe Konzentrationen an Kohlenwasserstoffen und Schwermetallen aufwies, untersucht (MALTBY, ET AL., 1995b).

Während das kontaminierte Wasser keine akute Toxizität ausübte, bewirkte eine 14-tägige Exposition durch kontaminierte Sedimente eine zwischen den replizierten Tests konsistente jedoch nur leicht erhöhte Mortalität von *Gammarus pulex* (10,3 %) gegenüber der Kontrolle (4,3 %). Dabei akkumulierte *Gammarus pulex* PAKs im direkten Verhältnis zur Expositionskonzentration, ein Zusammenhang der auch für Schwermetalle beobachtet wurde und nicht artspezifisch ist (SMITH ET AL., 1996). Die Netto-Akkumulation in *Gammarus pulex* variierte jedoch zwischen verschiedenen PAKs (MALTBY ET AL., 1995b), da Amphipoda einige organische Verbindungen wie z.B. Anthrazen metabolisieren können (LANDRUM & SCAVIA, 1983). Über Extraktions- und Fraktionierungsverfahren wurde festgestellt, dass die beobachtete Sedimenttoxizität hauptsächlich durch PAKs verursacht war (MALTBY ET AL., 1995b), deren Bioverfügbarkeit und Toxizität auf das Makrozoobenthos bereits in anderen Studien gezeigt wurde (z.B. SUEDEL ET AL., 1993) und Mortalitätsraten von bis zu 70 % verursachen kann (ELLIS & REVITT, 2001).

In urbanen Abschnitten des Fließgewässers Pymmes Brook (Nord-London) war die Mortalität von der in Käfigen gehälteren Wasserassel *Asellus aquaticus* (Isopoda) hauptsächlich von der Bioakkumulation von Cu abhängig (MULLISS ET AL., 1994). Mischwasserentlastungen geringerer Intensität und längerer Dauer schienen eine erhöhte toxische Wirkung auf *Asellus aquaticus* auszuüben, da dann größere Mengen des an organische Komplexe gebundenen Cu über die Nahrung aufgenommen wurde. Die Gewichtsveränderung während der Exposition, die als Maß für chronische Effekte herangezogen wurde, resultierte aus wechselseitigen Interferenzen verschiedener Schwermetalle und weiterer, nicht gemessener Faktoren. Bioakkumuliertes Cd wies hierbei eine hohe Erklärungskraft auf und wurde, da es überwiegend in gelöster Form auftrat, eher über Diffusion als durch die Nahrungsaufnahme aufgenommen.

Demgegenüber waren die Auswirkungen von Mischwasserentlastung auf die Sedimenttoxizität für das Makrozoobenthos in urbanen Seen und Fließgewässern in Hamilton, Toronto, Oshawa und Kingston (Ontario, Kanada) eher gering (GRAPENTINE ET AL., 2004). Obwohl unterhalb von Überläufen die Sedimentkonzentrationen an Schwermetallen und PAKs teilweise stark erhöht waren, konnte keine signifikante akute oder chronische Toxizität und keine Zusammenhang zu den Kontaminantenkonzentrationen festgestellt werden. Dementsprechend war die Überlebensrate der für 47 – 48 Tage in Käfigen exponierten Flohkrebsart *Hyallela azteca* sehr hoch (> 80 %) und unterschied sich nicht zwischen den belasteten und unbelasteten Expositionsstandorten. Weiterhin wurde, vergleichbar mit den eigenen Ergebnissen zur Schwermetallbelastung der Stadtspreesedimente, keine Zusammenhänge zwischen Artenzahl sowie Zönosenzusammensetzung (ausgedrückt als NMS-Achsen-Scores) und der Sedimentkontamination gefunden.

Dass Mischwassereinleitungen lediglich sehr geringe toxische Effekte ausübten, bzw. die Auswirkungen nicht identifiziert werden konnten, führten die Autoren im wesentlichen darauf zurück, dass Untersuchungen zeitlich höher aufgelöst werden sollten und multiple räumliche Skalen berücksichtigt werden müssten, um die Auswirkungen der Stressoren auf die Makrozoobenthosbesiedlung besser quantifizieren zu können.

MEDIROS ET AL. (1983) untersuchten mittels künstlichen Substraten die akute Toxizität von urbanen Oberflächenabfluss im Fluss Green River ( $Q < 0,5 - 4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ) in Greenfield (Massachusetts, USA). Durch Makrozoobenthos besiedelte Substrate wurden für 96 Stunden an belasteten Flussabschnitten exponiert und hinsichtlich der Diversität und der Bioakkumulation von Schwermetallen ausgewertet.

Im Vergleich zur Kontrolle wiesen alle oberflächenabflussexponierten Substrate während Niederschlags- und Trockenwetterperioden eine wesentlich geringere Diversität auf, die auf die toxische Wirkung von Schwermetallen und Pestiziden zurückgeführt wurde. Einerseits wurde gezeigt, dass während Niederschlagsperioden die toxische Wirkung gegenüber Trockenwetterperioden reduziert sein kann, andererseits die Bioakkumulation von Schwermetallen in filtrierenden Köcherfliegen (*Hydropsyche sp.*) um eine Größenordnung erhöht war. Sie schlussfolgerten, dass die Toxizität für das Makrozoobenthos eher von im Sediment akkumulierten Kontaminanten ausging als vom Freiwasser. Da die Substrate ohne Kontakt zum Flusssediment exponiert wurden, muss somit angenommen werden, dass die Sedimente Kontaminanten in gelöster Form austrugen. Der Oberflächenabfluss reduzierte somit während des Einleitungsereignisses die akute Toxizität, erhöht sie jedoch langfristig durch Erhöhung der Kontaminantenkonzentrationen im Sediment.

Aufgrund der multifaktoriellen Belastungen urbaner Fließgewässer und des simultanen Auftretens von verschiedenen Stressoren kommt deren **synergistische Auswirkungen** eine besondere Bedeutung für die biologischen Effekte der Mischwasserentlastung zu (vgl. Kapitel 4.1.2). Da die relative Bedeutung einzelner Stressoren, die auf unterschiedlichen zeitlichen Skalen ablaufen im Freiland nur schwer nachzuvollziehen ist, werden an dieser Stelle einige der seltenen experimentellen Studien zu den Auswirkungen von Mischwasserentlastungen auf das Makrozoobenthos dargestellt.

BORCHARDT & STATZNER (1990) simulierten die Auswirkungen von Mischwasserentlastungen auf den Bach-Flohkrebs *Gammarus pulex* in einer Experimental-Fließrinne und untersuchten die Unterschiede zwischen unbelasteten und nährstoffbelasteten Wassers. Diese experimentelle Studie ist insofern von besonderer Bedeutung, da der durchgeführte Ansatz zwischen den hydraulischen und stofflichen Auswirkungen der Mischwasserentlastung differenzieren und potentielle Interferenzen der schädigenden Wirkung verschiedener Stressoren untersuchen konnte.

Eine erhöhte Sohlschubspannung verursachte in Kombination mit der stofflichen Belastung des Mischwassers einen größeren Populationsverlust von *Gammarus pulex* durch Drift als eine erhöhte Sohlschubspannung oder die stoffliche Belastung separat. Die Einleitung von Mischwasser führte also zu synergistischen Effekten zwischen dem hydraulischen Stress und reduzierter Sauerstoffkonzentration sowie erhöhter Ammoniakkonzentrationen ( $1,5 \text{ mg NH}_3\text{-N l}^{-1}$ ).

GAMMETER & FRUTINGER (1990) berichteten von vergleichbaren, in experimentellen Fließrinnen beobachteten Effekten von reduzierten Sauerstoffkonzentrationen und erhöhten Ammoniakkonzentrationen auf die Drift und Mortalität von drei reophilen Eintagsfliegenarten und einer Steinfliegenart (Plecoptera). Niedrigere Sauerstoffgehalte ( $2,67 - 1,19 \text{ mg l}^{-1}$ ) erhöhten die Drift, jedoch nicht die Mortalität aller untersuchten Arten. Dagegen hatten die Konzentrationen an Ammoniak ( $14,6 - 30,4 \text{ mg l}^{-1}$ ) keine Auswirkungen auf die Drift, erhöhte aber die Mortalität. Die höchsten Mortalitätsraten wurden in Kombination mit niedrigen Sauerstoffsättigungen und hohen Ammoniakkonzentrationen festgestellt. Diese Studie zeigt die Bedeutung synergistischer Wirkungszusammenhänge bei der ökologischen Beurteilung von Mischwasserentlastungen, auch wenn derart hohe Ammoniakkonzentrationen unter Freilandbedingungen selten auftreten.

Da jedoch die Stofffrachten zu Beginn einer Mischwasserentlastung durch den Spülstoß extrem hoch sein können, traten z.B. im Bach Pymmes Brock (London) Konzentrationsmaxima von  $24 \text{ mg NH}_3\text{-N l}^{-1}$  auf (MULLISS ET AL., 1997).

Zur Toxizität von Ammoniak sei angemerkt, dass Laborexperimente mit der Köcherfliege *Hydropsyche angustipennis* zeigten, dass 50 % der Larven innerhalb von 150 Stunden bei einer Ammoniakkonzentration von  $1,82 \text{ mg l}^{-1}$  starben (WILLIAMS ET AL., 1986). Von den insgesamt 11 getesteten Arten in dieser Studie, das Spektrum reichte von der Spitz-Schlamm Schnecke *Lymnaea stagnalis* bis zum Bach-Flohkrebs *Gammarus pulex*, erreichte nur noch die Wasserassel *Asellus aquaticus* (Isopoda) einen höheren  $\text{LC}_{50}$  150 h - Wert. Andere Arten weisen wesentliche geringere Toleranzen gegenüber Ammoniak auf, wie z.B. die Neuseeländische Deckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum*, die bei einer Temperatur von  $25^{\circ}\text{C}$  und einem pH-Wert von 8,2 einen  $\text{LC}_{50}$  96 h - Wert von  $0,41 \text{ mg NH}_3\text{-N l}^{-1}$  aufweist (HICKEY & VICKERS, 1994). Zum Vergleich sei angefügt, dass für die Regenbogenforelle ein NOEC-Wert (No Observed Effect Concentration) (96 h) von lediglich  $0,017 \text{ mg NH}_3\text{-N l}^{-1}$  angegeben wird (HERMANUTZ ET AL., 1987).

WIELAND ET AL. (1993) untersuchten die Auswirkungen von Mischwasserentlastung auf die Makrozoobenthoszönose eines kleinen kiesgeprägten Baches in der Schweiz und fanden lediglich in Zeiten des Niedrigwasserdurchflusses kritische Konzentrationen an Ammoniak und Sauerstoff verursacht durch ein ungünstiges Mischungsverhältnis zwischen Basisabfluss und Höhe der Mischwasserentlastung. So bewirkte die Mischwasserentlastung eine Abnahme der Sauerstoffsättigung von 80 auf 15 % im Freiwasser, jedoch eine Reduktion auf 5 % in tieferen Sedimentschichten des hyporheischen Interstitials. Auch wenn das untersuchte Salmoniden-Gewässer nicht mit der Stadtspreet zu vergleichen ist, zeigt diese Studie jedoch verallgemeinerbare Unterschiede zwischen Freiwasser und Sediment auf. Die Autoren schlussfolgerten, dass die beobachteten Unterschiede in der Zusammensetzung der Makrozoobenthoszönose zwischen mischwasserbelastetem und einem Referenzabschnitt hauptsächlich auf chronische Auswirkungen der Kanalisierung und Habitatdegradation zurückzuführen waren und zusätzliche akute Auswirkungen der Mischwasserentlastung auf die bereits stark degradierte Zönose eher gering waren.

Die **chronische Toxizität** durch persistente sich in aquatischen Organismen akkumulierenden Kontaminanten ist charakterisiert durch ihren Langzeiteffekt. Daher ist es nicht von Bedeutung ob der Stoffeintrag durch kontinuierliche oder periodisch auftretende Einleitungen erfolgt. Dennoch kann der stoßartige Kontaminanteneintrag durch Mischwasserentlastungen die Bioakkumulation extrem beschleunigen. So haben ELLIS ET AL. (1990) gezeigt, dass die Konzentrationen von Schwermetallen (Cu, Pb, Zn) im Körper von Makrozoobenthosarten nach Mischwasserentlastungen relativ schnell anstiegen um folgend auf relativ hohem Niveau nur wenig zu schwanken. Die einzelnen Aufnahmepfade über Adsorption, Diffusion und Nahrungsaufnahme variierten während des Akkumulationsprozesses in ihrer relativen Bedeutung. Die untersuchten Arten (*Gammarus sp.*, *Asellus sp.*, *Lymnaea sp.*) zeigten artspezifische Unterschiede in der Aufnahmerate für das jeweilige Metallion und in der Mortalität. PETTIGROVE & HOFFMANN (2005) führten umfangreiche Freilandexperimente mittels belasteten Sedimenten (Schwermetalle, PAKs, Phenole, etc.) aus urbanen Gewässern in Melbourne (Australien) durch, die sie als Mikrokosmen in ein kleines unbelastetes Feuchtgebiet für 49 – 52 Tage exponierten und hinsichtlich physikalisch-chemischer Parameter und der sich angesiedelten Makrozoobenthosarten untersuchten.

Da dieses Experiment alle Entwicklungsstadien der untersuchten Zuckmückentaxa (meist Gattungsebene) einschloss, hat es eine besondere ökologische Relevanz, da Eier und frühe Larvenstadien eine hohe Sensitivität gegenüber Kontaminanten aufweisen (NEBEKER ET AL., 1984a, GAUSS ET AL., 1985). Der Grad der Sedimentkontamination wurde durch Hauptkomponenten (Hauptkom-



ponentenanalyse) beschrieben und resultierte in reduziertem Auftreten und reduzierten Abundanz von 8 Taxa, während bei weiteren 5 Arten keine Effekte festgestellt wurden. Die Abwesenheit einer Art im Mikrokosmos kann durch Sedimenttoxizität oder Vermeidung eierlegender adulter Tiere verursacht worden sein. Aufgrund hoher Übereinstimmung der experimentellen Ergebnisse und der in anderen Erhebungen festgestellten Verteilung der untersuchten Taxa in belasteten Gewässern in der Region in und um Melbourne konnte geschlussfolgert werden, dass Sedimentkontamination die Artenzusammensetzung in urbanen Ökosystemen wesentlich beeinflusst.

Experimentelle Toxizitätstests mit Sedimenten des Houston Schiffahrtskanal zeigten, dass die Toxizität des Sediments gegenüber ausgewählten Makrozoobenthosarten vornehmlich durch den hohen sedimentbürtigen Sauerstoffbedarf und den resultierenden niedrigen absoluten Sauerstoffkonzentrationen ( $< 3 \text{ mg l}^{-1}$ ) verursacht wurde (ARHELGER ET AL., 1996). Auch wenn andere Quellen der BSB-Fracht seit den 1970er Jahren um mehr als 90 % reduziert worden waren, war somit die Belastung des Sauerstoffhaushaltes weiterhin eine die Besiedlung steuernde Größe.

LEE & JONES-LEE (1996) rezensierten die Bedeutung von chemisch kontaminierten Sedimenten und assoziierten Beeinträchtigungen auf die biologische Besiedlung und schlussfolgerten, dass die größte Toxizität von gelösten Kontaminanten im Interstitialwasser ausgeht. Dabei hängt die Menge der bioverfügbaren löslichen Form der organischen Kontaminanten wesentlich von POC ab, wohingegen die der Schwermetalle vornehmlich durch die Metallsulfidfällung kontrolliert würde. LEE & JONES-LEE (1996) schlussfolgerten weiterhin, dass die nährstoffinduzierte Sedimenttoxizität (hoher sedimentbürtiger Sauerstoffbedarf, niedrige Sauerstoffkonzentration, hohe Konzentrationen an Ammoniak und Hydrogensulfid) in den meisten Untersuchungen die wichtigste Ursache der Toxizität darstellte.

Die **Bioverfügbarkeit** von Kontaminanten im Sediment hängt u.a. auch von der Trübung des Freiwassers bzw. der Ausdehnung der euphotischen Zone ab, da die Toxizität von organischen Kontaminanten gegenüber aquatischen Organismen durch die Einstrahlung ultravioletter (UV) Lichts in ausreichender Intensität erhöht wird.

In experimentellen Labor- und in-situ Untersuchungen zu den Auswirkungen durch PAKs kontaminierter urbaner Oberflächenabflüsse zeigten IRELAND ET AL. (1996), dass die Toxizität von mit PAKs belasteten Sediment für den Blattfusskrebs *Ceriodaphnia dubia* unter UV-Strahlung erhöht war. Die photoinduziert erhöhte chronische Toxizität für *Ceriodaphnia dubia* verursachte eine verringerte Reproduktion. Es wurde jedoch keine toxische Wirkung der Kohlenwasserstoffe auf die Reproduktion beobachtet, wenn durch eine erhöhte Trübung die UV-Strahlung das Freiwasser nicht mehr durchdrang. Die Toxizität war trotz Einwirkens von UV-Strahlung außerdem signifikant reduziert, wenn die organische Fraktion der im Oberflächenabfluss suspendierten Partikel eliminiert wurde. Photoinduzierte Toxizität von PAKs wurde auch für Makrozoobenthosarten wie z.B. für die Zuckmücke *Chironomus tentans* und dem Flohkrebs *Hyalella azteca* festgestellt (HATCH & BURTON, 1999).

Letztere Ergebnisse deuteten weiterhin darauf hin, dass die photoinduzierte Toxizität von PAKs vom besiedelten Substrattyp und dem Verhalten der Makrozoobenthosarten abhängt. Die zumindest im Sommer vorherrschende hohe Trübung des Freiwassers und die Sohleintiefung der

Stadtspre und der Kanäle trägt demzufolge eventuell zu einer reduzierten ökotoxikologischen Relevanz vorliegender organischer Kontaminanten bei.

Für die Stadtspre wurden keine Zusammenhänge zwischen der Sedimentbelastung durch Schwermetalle und der Degradation der Makrozoobenthoszönose nachgewiesen. Dagegen wurden jedoch Hinweise gefunden, dass potentiell toxische Kontaminanten eine zusätzliche Belastung der Makrozoobenthoszönose darstellen (siehe Kapitel 4.2.1).

Auch wenn hauptsächlich die abnehmende lokale Substratheterogenität und die negativen synergistischen Effekte zwischen Sohleintiefung und Akkumulation von FPOM auf den Sauerstoffhaushalt die Zusammensetzung der Makrozoobenthoszönose bestimmten (LESZINSKI ET AL., eingereicht), soll explizit darauf hingewiesen werden, dass die ausgesprochen geringen Individuendichten vieler Arten u. U. auch auf **chronische und subletale Wirkungen von Kontaminanten** zurückzuführen sind.

Subletale Effekte auf Individuen oder Populationen umfassen eine langsamere Entwicklung (WENTSEL ET AL., 1978a, 1978b), geringere Reproduktionskapazität (Reynoldson et al., 1991), erhöhte Mortalität (DE BISTHOVEN ET AL., 1998) und morphologische Deformierungen (WARWICK, 1985). Dies bestätigten Untersuchungen an durch Schwermetallen und häuslichen Abwässern belasteten Abschnitten des Flusses Dommel, einem Nebenfluss der Meuse und des Flusses Ijse (Belgien) (DE BISTHOVEN ET AL., 1998). Die Belastungen führten im wesentlichen dazu, dass sich die untersuchten Zuckmückenlarven langsamer entwickelten, eine geringere Biomasse aufbauten, einen geringeren Energiegehalt, erhöhte Mortalität und eine reduzierte Emergenzrate aufwiesen, als Zuckmückenpopulationen von einer unbelasteten Referenz. Des Weiteren fanden sich jedoch keine Unterschiede in den genannten Parametern zwischen einer schwermetalladaptierten Population und der Referenzpopulation.

**Die akuten Auswirkungen von Mischwasserentlastungen auf das Makrozoobenthos sind also neben der hydraulischen Belastung in erster Linie auf das Auftreten toxischer Konzentrationen an Sauerstoff und Kontaminanten zurückzuführen, die die Mortalität für die betroffenen Organismen erhöht.**

**Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass die mischwasserinduzierte Erhöhung der Sediment- und Schwebstoffkontamination durch Schwermetalle, PAKs und PCBs sowie die langfristige Erhöhung des Sauerstoffzehrungspotentials des Sediments chronische, subletale Auswirkungen hat.**

**Des Weiteren kann die chronische Belastung an Kontaminanten auch das Wiederbesiedlungspotential vermindern (PETTIGROVE & HOFFMANN, 2005).**

### 5.3 Auswirkung auf die Fischzönose

Freilandökologische Forschungsarbeiten zu den Auswirkungen von urbanem Oberflächenabfluss (Trenn- und Mischwasserkanalisation) auf Fischzönosen sind ausgesprochen selten. Insbesondere die stoßartige Erhöhung der Frachten an Feststoffen, gelöster organischer Substanz und Nährstoffen durch Mischwasserentlastung stellt jedoch eine bekannte Quelle akuter und chronischer Toxizität dar, die zu Fischmortalität führen kann. So verursachten z.B. im Fluss Seine Mischwas-

serentlastungen nach starken Niederschlägen beträchtliche akute Fischsterben. Die während dieser Ereignisse gemessene Sauerstoffkonzentration betrug sehr oft lediglich  $< 1 \text{ mg l}^{-1}$  (PIREN SEINE, 1992). Dieses starke Defizit an gelöstem Sauerstoff im aufnehmenden Gewässer ist geringer als für das Überleben der meisten Fischarten nötig (DAVIS, 1975).

Auch wenn durch sporadisch auftretende Mischwasserentlastungen der Kohlenstoff- und Sauerstoffhaushalt nicht zwangsläufig langfristig belastet wird (HVITVED-JACOBSEN, 1982), ist es in erster Linie das kurzzeitig auftretende Sauerstoffdefizit, das je nach Intensität und Dauer eine **akut toxische Wirkung** auf Fische verursachen kann. Für eine letale Wirkung hypoxischer Bedingungen reicht es bereits aus, wenn die artspezifisch tolerierbare minimale Sauerstoffkonzentration für eine halbe Stunde unterschritten wird (WOLTER, pers. Mitt., 2006) und die räumliche Ausdehnung des Sauerstoffdefizits groß genug ist, dass sich die Fische durch ihr Fluchtverhalten den lebensbedrohenden Bedingungen nicht entziehen können. Die toxischen Auswirkungen reduzierter Sauerstoffkonzentrationen können durch Konzentrationserhöhung an Ammonium stark erhöht werden. Die eingetragenen Konzentrationen an Ammonium wirken über dessen nichtionisierte Form des sehr toxisch wirkenden Ammoniaks (siehe Kapitel 2.3).

Experimentelle Untersuchungen zu stoßartig erhöhten Ammoniakkonzentrationen und Sauerstoffdefiziten in Laborfließrinnen zeigten jedoch kein ausgeprägtes Fluchtverhalten der untersuchten Plötzen und Gründlinge (*Gobio gobio*) (BORCHARDT, 1991). Diese Untersuchungen beobachteten in Übereinstimmung mit anderen Studien (z. B. WUHRMANN & WOLKER, 1949), dass akute Ammoniakintoxikationen nach Eintritt der Vergiftungserscheinung eine irreversible Schädigung darstellt.

Die Laborstudien zeigten also, dass die wesentlichen ursächlichen letalen Faktoren für Fische die Hypoxie und die Präsenz von Ammoniak darstellen. Beispielsweise beträgt der 24 h-LC<sub>50</sub> (letale Konzentration für 50 % der Individuen nach Exposition von 24 h)  $1,2 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$  für die Schleie (*Tinca tinca*) (KRAÍEM & PATTEE, 1980). Für die Regenbogenforelle wird ein 96 h-LC<sub>50</sub> von  $1,75 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$  angegeben (SHEPARD, 1955). Im Hinblick auf die Ammoniakkonzentration werden bspw. ein 96 h-LC<sub>50</sub> von  $0,35 \text{ mg l}^{-1}$  für den Flussbarsch und  $0,5 \text{ mg l}^{-1}$  für den Blei und die Regenbogenforelle angegeben (BALL, 1967).

Zwischen der toxischen Wirkung von reduzierten Sauerstoffkonzentrationen und erhöhten Ammoniakkonzentrationen bestehen jedoch Wechselbeziehungen. Diesen Zusammenhang untersuchten THURSTON ET AL. (1981a) an jungen Regenbogenforellen. So stieg die durchschnittliche letale Ammoniakkonzentration (LC<sub>50</sub>) nach 24 Stunden in Abhängigkeit zum Sauerstoffgehalt ( $2,6 - 8,6 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$ ) von  $0,32$  auf  $> 1 \text{ mg NH}_3\text{-N l}^{-1}$  an. Die synergistischen Effekte von Ammoniak und Hypoxie auf die Fischmortalität sind dementsprechend wesentlich stärker, als die Summe der individuellen Faktoren (MAGAUD ET AL., 1997) (vgl. Kap. 4.1.2).

Diese Beobachtung des gemeinsamen Effekts zwischen Ammoniak und Sauerstoffmangel lassen sich durch physiologische Mechanismen erklären. So fand BROCKWAY (1950), dass nach Exposition mit Ammoniak der Sauerstoffgehalt von Lachsblut auf ca. 14 % des normalen Wertes zurückging, dass Ammoniak also die Fähigkeit des Hämoglobins, Sauerstoff zu transportieren, hemmte. Auch die synergistischen Effekte zwischen niedrigen Sauerstoffkonzentrationen und erhöhter Fracht von suspendierten Feststoffen bewirken eine stark erhöhte Mortalität von Salmoniden (GARRIC ET AL., 1990). Wesentlich für die Übertragbarkeit dieser in Laborexperimenten festgestellten Zusammen-

hänge ist jedoch die Tatsache, dass diese Grenzwerte mittels kontinuierlicher Exposition bestimmt wurden.

Da Fische sich an veränderte Umweltbedingungen bis zu einem gewissen Maß akklimatisieren können (SHEPARD, 1955), muss angenommen werden, dass die Auswirkungen erhöhter Ammoniak- und reduzierter Sauerstoffkonzentration unter stark schwankenden Konzentrationsverläufen wesentlich gravierender sind, als bei einer konstanten Exposition mit vergleichbaren mittleren Konzentrationen.

Vorrangig Laborexperimente konnten nachweisen, dass der toxische Effekt von Ammoniak nicht nur von der durchschnittlichen Konzentration, sondern auch von der Expositionsfrequenz abhängt. Generell ist die Toleranz gegenüber konstanten höher als gegenüber schwankenden Konzentrationen.

THURSTON ET AL. (1981b) untersuchten den Effekt fluktuierender Ammoniakkonzentrationen auf zwei Lachsarten (*Salmo gairdneri*, *Salmo clark*) unter variierenden Expositionsregimes unterschiedlicher Dauer und Periodizität. Die Lachse konnten die kurzfristige Konzentrationserhöhung leicht über die LC<sub>50</sub>-Dosis für 96 Stunden ohne langfristige Beeinträchtigungen überstehen, wenn der stoßartigen Belastung eine Erholungsphase folgte. Jedoch war die Stressbelastung der Fische bei einer konstanten Konzentration über 96 Stunden erheblich geringer, als unter fluktuierenden Konzentrationen des gleichen Mittelwerts.

Das Überleben von Fischen (*Salmo gairdneri*) alternativ exponiert je 2 Stunden mit niedriger und hoher Ammoniakdosis war signifikant geringer, verglichen mit Fischen, die kontinuierlich der durchschnittlichen Konzentration ausgesetzt waren (BROWN ET AL., 1969). Auch MILNE ET AL. (1992) beobachteten, dass variable Konzentrationen an Ammoniak toxischer als die äquivalente konstante Konzentration waren. Zur Akklimatisierung von aquatischen Organismen gegenüber konstant erhöhter Konzentrationen an Kontaminanten sind zahlreiche Untersuchungen vorhanden (vgl. HOUSE ET AL., 1993). Die Fähigkeit eines Organismus der kurzfristig sehr variablen Stressoren ausgesetzt ist, sich an die schnell ändernden Umweltbedingungen zu akklimatisieren ist unwahrscheinlich ebenso ausgeprägt wie unter kontinuierlicher Belastung und erklärt die Ergebnisse der zitierten Forschungsarbeiten.

Neben den akuten Effekten übt die Mischwasserentlastung auch **chronische Auswirkungen** auf die Fischzönose aus. LIEBSCH ET AL. (1991) untersuchten die chronischen Auswirkungen von Mischwasserentlastungen auf die Fischzönose in lenitischen und schwach strömenden Bereichen des Grabensystem des Bremer Blocklandes. Die Fischzönose des Bremer Blocklandes ist hinsichtlich des Arteninventars und der Dominanz von Plötze, Güster, Flussbarsch und Aal relativ gut mit der der Stadtspreewald zu vergleichen. So dominierten die Cypriniden mit 10 Arten und 86 % der Gesamtabundanz die Fischzönose. Die Mischwasserentlastung führte zu Sauerstoffminima von  $< 1 \text{ mg l}^{-1}$  sowie hohe Ammoniumkonzentrationen von  $> 4 \text{ mg l}^{-1}$ , die zu akuten Fischsterben führten. Die chronischen Auswirkungen umfassen die extreme Reduktion der Artenzahl (durchschnittlich 6 Arten statt 16 an der Referenz) und der Abundanzen. Insbesondere Fischarten mit geringen Populationsgrößen waren überdurchschnittlich betroffen oder fehlten in durch Mischwasserentlastung belasteten Abschnitten vollständig (z.B. Gründling, Flussbarsch).

Einige wenige Arten (Plötze, Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*), Güster und Aland) waren weniger von den Auswirkungen der Mischwasserentlastung betroffen und zeichneten sich daher

durch eine erhöhte relative Abundanz in der degradierten Fischzönose aus. Auch DIGIANO ET AL. (1975) beobachteten eine Abnahme der Diversität und eine veränderte Artenzusammensetzung der Fischzönose unter dem Einfluss von urbanen Oberflächenabfluss im Fluss Green River, Massachusetts (USA) und schlussfolgerten, dass die Fischzönosenzusammensetzung den Grad der Belastung durch Kontaminanten widerspiegelte.

Zusammengefasst muss also bei der Bewertung der potentiellen Toxizität der durch die Mischwasserentlastung eingeleiteten Stoffkonzentrationen hauptsächlich die Art und Weise der Einleitung (Frequenz, Dauer, Konzentrationsverläufe im Gewässer), die gewässerinterne Konzentration an Sauerstoff und Ammoniak, Temperatur, pH-Wert, Fischart und Akklimatisation und Erholung des Fisches berücksichtigt werden.

Als weitere chronische Auswirkung können organische Kontaminanten (Pestizide, Industriechemikalien) und Arzneimittelrückstände, die auch in Berlinern Gewässern nachweisbar sind (HANSEN ET AL., 2005) und sich in Fischen akkumulieren (z.B. GUNKEL, 1993), endokrine Wirkungen auf Fische ausüben.

Anders als bei höheren Wirbeltieren ist bei Fischen das genetisch vorgegebene Geschlecht durch die Aufnahme von östrogenen oder androgenen Sexualsteroiden zumindest während der sensiblen Phase der Larvalentwicklung beeinflussbar (KLOAS, 2001). Östrogene können somit zu einem erhöhten Anteil an Weibchen und Androgene zu einem erhöhten Anteil an männlichen Individuen in der Nachkommenschaft führen. Somit können sich endokrine Effekte nicht nur negativ auf die Differenzierung der Gonaden und die Fruchtbarkeit auswirken, sondern auch zu einer Verschiebung der Geschlechterverhältnisse führen (KLOAS, 2001).

Erste Untersuchungen an Fischen (Regenbogenforelle), die an Kläranlagenausläufen in England gehalten wurden, fanden Anzeichen einer Verweiblichung (PURDOM ET AL., 1994). Studien an Fischen der Seine (Frankreich) bestätigten diesen Trend unter Verwendung anderer Biomarker (MINIER, 2000), wobei dies kein artspezifisches Phänomen darstellte, da mehrere Arten (Döbel, Gründling, Plötze) betroffen waren. In den Flüssen Aire, Dearne, Don, Rother und Tees (England) wurde ein verschobenes Geschlechterverhältnis bei den Jungfischenbeständen der Plötze gefunden (BERESFORD ET AL., 2004). Untersuchungen fertiler Individuen der Fischarten Plötze, Flussbarsch, Blei und Güster in klärwerksbeeinflussten Gewässern Berlins einschließlich der Unterhavel stellten kein verschobenes Geschlechterverhältnis fest (ULRICH, 2005).

**Fasst man die Ergebnisse der Laborstudien zusammen, so lässt sich schlussfolgern, dass die akuten Auswirkungen der Mischwasserentlastung auf Fische in den meisten Fällen auf stark reduzierte Sauerstoffkonzentrationen bzw. Hypoxie und erhöhte Ammoniumkonzentrationen zurückzuführen sind.**

**Je nach Intensität und Häufigkeit der Einzelereignisse macht sich die Mischwasserentlastung auch in chronischen Veränderungen der Fischzönosenzusammensetzung bemerkbar. Diese chronischen Belastungen schließen die Effekte einer veränderten Habitatausstattung, der Erhöhung des Sauerstoffzehrungspotentials des Sedimentes sowie der Bioakkumulation an Kontaminanten mit ein.**

## 5.4 Einflüsse chemischer Kontaminanten auf den Biofilm

Auch wenn anzunehmen ist, dass Bakterien eine der tolerantesten aquatischen Organismengruppen darstellt, ist nicht zu vernachlässigen, dass sie in urbanen Gewässern potentiell toxisch wirkender Kontaminanten ausgesetzt sind. In der Donau wurde beobachtet, dass die Maxima der Bakterienkonzentrationen nicht immer mit den Aktivitätsmaxima übereinstimmen (DAUBNER & TRIZLOVA, 1978). In großen und organisch belasteten Flüssen kann es zu einem deutlichen Sommerminimum der Gesamtbakterienzahl kommen (RHEINHEIMER, 1981a,b).

Als wesentliche Ursache ist eine verstärkte Autolyse durch toxische Wirkungen von Kontaminanten bei hohen Temperaturen anzunehmen. Andererseits wirkt aber auch das Tageslicht bakterizid. Schwermetalle kommen im urbanen Oberflächenabfluss in gelöster und partikulär gebundener Form vor (MORRISON ET AL., 1989), wobei sich insbesondere die an suspendierten Partikeln gebundenen Schwermetalle im Sediment akkumulieren und die bakterielle Enzymaktivität in urbanen Fließgewässern beeinflussen können.

So fanden WEI & MORRISON (1992) die extrazelluläre Enzymaktivität unterhalb von Mischwasserüberläufen gehemmt und invers mit den erhöhten Konzentrationen an extrahierbaren Schwermetallen korreliert. Dieser Zusammenhang fand sich in den untersuchten aufgestauten Flüssen, aber nicht in freifließenden in der Region um Göteborg (Schweden).

Die Verfügbarkeit der Schwermetalle Zn, Cu und Pb, bewertet anhand von Ammoniumacetat- und EDTA-Extraktionen war in den am stärksten belasteten Sedimenten am höchsten. So zeigten auch WOOD ET AL. (1987), dass die extrazelluläre Enzymaktivität der Dehydrogenase und Phosphatase durch Schwermetallkontaminierung gehemmt sein kann. Da mit der Mischwasserentlastung auch hohe Mengen an gelöster und partikulärer organischer Substanz eingetragen werden, ist es von besonderer Bedeutung für den Kohlenstoffhaushalt, ob die heterotrophen Bakterien des Biofilms durch die Kontaminierungen in ihrer Metabolismusaktivität eingeschränkt sind.

Die hemmende Wirkung von Kontaminanten auf die Metabolismusaktivität des Biofilms hat jedoch nur in extremen Fällen Relevanz für den Stoffhaushalt, da die chronische Exposition von benthischen Algen und Bakterien durch Schwermetalle und organische Kontaminanten zur **Resistenzbildung durch physiologische und genetische Adaptation** führen kann.

Die physiologische Adaptation erfolgt in der Lebensspanne des Organismus, während die genetische mehrere Generationen der Population benötigt (STEINMAN & MCINTIRE, 1990). Die Exposition von Biofilm durch Schwermetalle führt zu Adsorption des Metalls, wobei generell eine Kompartimentierung des Kontaminanten in der Zelle auftritt, die den physiologischen Schaden stark verringert. Die Grünalge *Stigeoclonium tenue* akkumuliert Pb in der Zellwand und den Vakuolen (SILVERBERG, 1975), eine physiologische Adaption, die ebenso von anderen Schwermetallen (insb. Zn) und Arten des Biofilms (Grünalge *Chlorella saccharophila*, Kieselalgen *Navicula incerta*, *Nitzschia closterium*) berichtet wurde (JENSEN ET AL., 1982). Genetische Adaptation, die die Sensitivität des Organismus gegenüber des Metalls (Zn, Cu, Ni) verringert, wurde von einer Vielzahl von Biofilm-Algenarten berichtet (STOKES ET AL., 1973, FOSTER, 1977, SAY ET AL., 1977).

Von einer reduzierten Toxizität von Zn und Cd aufgrund erhöhter Metalltoleranz berichteten ADMIRAAL ET AL. (1999) für benthische Algen und Bakterien eines sandigen Tieflandbaches, ob-

wohl eine starke Bindung der Metalle an ausgefälltem Eisenhydroxid und organischer Substanz vorlag.

Des Weiteren können Bakterien organische Schadstoffe wie z.B. Pentachlorphenol (PCB) unter aeroben und anaeroben Bedingungen abbauen. Der mikrobielle Abbau wird generell durch Dechlorination, Methylierung und Oxidation erreicht und bestimmt den Verbleib und die Toxizität der Phenole. Dechlorination von Chlorphenolen resultierte in einer Abnahme der Toxizität, da dadurch die Hydrophobie abnahm. Hingegen erhöhte die Oxidation von Chlorphenolen deren Reaktivität und Toxizität (BRYANT & SCHULTZ, 1993).

Die Entwicklung von **Resistenzen gegenüber Antibiotika** stellt einen weiteren bedeutenden chronischen Effekt in urbanen Fließgewässern dar. So wurde unterhalb eines Kläranlagenablaufes eine erhöhte Resistenz gegenüber verschiedenen Antibiotika von allochthonen sowie von autochthonen Bakterien beobachtet (GONI-URRIZA ET AL., 2000). Es muss demzufolge angenommen werden, dass resistente Bakterien durch den Kläranlagenablauf ausgetragen werden und ihre Resistenz gegenüber Antibiotika durch Plasmidübertragung an autochthone Bakterien übertragen. Das potentielle Ausmaß der Antibiotikaresistenz verdeutlicht z.B. die Arbeit von STELZER & ZIEGERT (1985), die an 0,3 – 12,7 % der isolierten Bakterienstämme eines mäßig organisch belasteten Fließgewässers Resistenzen hinsichtlich der getesteten Antibiotika nachwiesen.

**Zusammengefasst lässt sich feststellen, dass die durch Mischwasserentlastung erhöhte Kontamination durch Schwermetalle und andere Kontaminanten die bakterielle Enzymaktivität in urbanen Fließgewässern hemmen kann. Diese hemmende Wirkung hat jedoch nur in extremen Fällen Relevanz für den Stoffhaushalt, da die chronische Exposition von benthischen Algen und Bakterien durch Schwermetalle und organische Kontaminanten zur Resistenzbildung durch physiologische und genetische Adaptation führen kann, auch wenn dies i.d.R. mit einer reduzierten Diversität des Biofilms einhergeht.**

## 5.5 Hygienische Qualität und humanpathologische Relevanz von Mischwasserentlastungen

Mischwasserentlastungen üben eine Vielzahl von negativen Auswirkungen auf die Wasserqualität des aufnehmenden Gewässers aus. Daher sollen nicht nur physikalisch-chemische und biologische Einflüssen angesprochen werden, sondern auch das öffentliche Gesundheitsrisiko, welches die Nutzung des aufnehmenden und stromabwärts gelegenen Fließgewässerabschnitts beeinflusst.

Eine erhöhte Bakteriendichte ist für urbane Fließgewässern ein generelles Charakteristikum (PAUL & MEYER, 2001) und nimmt nach starken Regenereignissen zu (PORCELLA & SORENSON, 1980, DUDA ET AL., 1982). So beobachteten IRVINE & PETTIBONE (1993), dass die sedimentbürtige Bakteriendichte 2 Wochen lang nach einer Mischwasserentlastung erhöht war.

Diese generell für urbane Fließgewässer festzustellende Erhöhung der Bakteriendichte ist zu einem großen Teil auf eine Zunahme von Colibakterien zurückzuführen, insbesondere wenn Einflüsse von Kläranlagen und Mischwasserentlastung vorliegen (GIBSON ET AL., 1998, YOUNG & THACKSTON, 1999). Weiterhin kann jedoch auch das Trennsystem eine bedeutende Quelle fäkaler Colibakterien humanen sowie nicht-humanen Ursprungs sein (NIX ET AL., 1994).

Eine Vielzahl an Studien hat gezeigt, dass sich in den Ablagerungen und Sedimenten der Kanalisation allochthone fäkale Colibakterien und Streptococci konzentrieren können (z.B. ELLIS & YU, 1995, OLIVIERI ET AL., 1989, JACOBS & ELLIS, 1991), die bei erhöhten Abflüssen mit den sedimentierten Partikeln resuspendiert und über die Mischwasserentlastung auch ins aufnehmende Gewässer ausgetragen werden (z.B. BURTON ET AL., 1987, KIM ET AL., 2005, MARINO & GANNON, 1991). So beobachteten BOLSTAD & SWANK (1997) in einer dreijährigen Studie an einem kleineren urbanen Fließgewässer in North Carolina (USA), dass in Regenperioden die Dichte fäkaler Colibakterien und Streptococci durchschnittlich um das 3-fache anstieg.

Der Eintrag von pathogenen Keimen kann auch auftreten, ohne dass sich an Standardparametern der Gewässergüteüberwachung ein Effekt des abgeschlagenen Mischwassers zeigt. So berichteten GIBSON ET AL. (1996) von einer allgemeinen Konzentrationserhöhung fäkaler Colibakterien nach Mischwasserentlastungen in den Fluss Ohio (USA), während sich physikalische Parameter wie pH, Temperatur und elektrische Leitfähigkeit nicht veränderten. In einem urbanen Fließgewässer bei Pittsburgh, Pennsylvania (USA) führten Mischwasserentlastungen zu einer maximalen Erhöhung der fäkalen Coliformen um den Faktor 10, im Vergleich der Bakteriendichten zwischen Trocken- und Regenwetter (GIBSON ET AL., 1998).

Da sich fäkale Bakterien am Flusssediment durch die Deposition von bakterienbesiedelten Partikeln akkumulieren (MATSON ET AL., 1978), kann die Distanz von einem Mischwasserüberlauf oder Kläranlagezufluss einen dominanten Faktor darstellen, der die räumliche Verteilung der Bakterien im Sediment erklärt (SHAIRIS ET AL., 1987, LOUITIT & LEWIS, 1985). Darüber hinaus unterliegen die an Partikel gebundenen fäkalen Bakterien der Resuspension, so dass auch die Konzentrationen im Freiwasser stark erhöht sein können und ihr Eintrag nicht auf die unmittelbare Umgebung des Überlaufs beschränkt bleibt (MAR, 1991).

So wurde vom Fluss Buffalo, New York (USA) berichtet, dass mit der Mischwasserentlastung nicht nur fäkale Bakterien eingetragen wurden, sondern die induzierte Strömung und Sohlschubspannung zusätzlich zur Resuspension von allochthonen Bakterien führten (IRVINE & PETTIBONE, 1993).

Der Resuspension von bakterienbesiedelten Sedimenten kommt bei der Risikoabschätzung eine besondere Bedeutung zu, da der Großteil der Bakterienbiomasse sedimentbürtig vorliegt. Das Verhältnis von fäkalen Coliformen zu fäkalen Streptococci wird auch genutzt, die durch Schmutzwasser belasteten Abschnitte zu identifizieren (IRVINE & PETTIBONE, 1996).

Diese Bakterien waren auch in der Lage, sich an den Flusssedimenten zu vermehren, da der organische Gehalt kanalbürtiger Sedimente genügend Nährstoffe bereitstellte, wenn auch der Anteil der Populationszunahme durch Biomasseaufbau nicht eindeutig von der weiteren Bakterienzulieferung durch Mischwasserentlastungen separiert werden konnte.

Auch ELLIS & YU (1995) zeigten, dass fäkale Coliforme und Streptococci am Sediment des aufnehmenden Gewässers überdauern und sich vermehren, wobei jedoch Bakteriophage länger als fäkale Formen überleben (ELLIS & YU, 1995) und bestätigten somit früherer Ergebnisse (z.B. MARINO & GANNON, 1991).

Der Zusammenhang zwischen fäkalen Coliformen und Streptococci und dem Anteil an Sand und organischer Substanz war kurz nach einer Mischwasserentlastung stärker ausgeprägt als nach einer längeren Zeitperiode (IRVINE & PETTIBONE, 1993). Möglicherweise weil Sedimentresuspension ein bedeutender Faktor darstellte, wurden lediglich schwache Zusammenhänge zwischen Bakterien-



dichten und Sedimenteigenschaften wie Korngrößenverteilung und organischen Gehalt festgestellt. Zudem spielten im untersuchten Fluss Buffalo (USA) neben Mischwasserentlastung auch stromaufwärts gelegene Quellen eine wesentliche Rolle für die Dichte fäkaler Bakterien (PETTIBONE & IRVINE, 1996).

Auch SHAIRIS ET AL. (1987) fanden lediglich schwache positive Korrelationen zwischen Korngrößen und Sedimentanteil organischer Substanz und fäkalen Coliformen. Es ist weiterhin möglich, dass Protozoen auch allochthone fäkale Bakterien aufnehmen und somit die Dichte der Coliformen und Streptococci beeinflussen (MARINO & GANNON, 1991).

**In den Ablagerungen der Kanalisation können sich allochthone fäkale Colibakterien und Streptococci konzentrieren, die bei erhöhten Abflüssen während Regenperioden mit den Partikeln resuspendiert und durch die Mischwasserentlastung auch ins aufnehmende Gewässer ausgetragen werden. Da diese allochthonen Bakterien mehrere Wochen im Gewässer überdauern und sich z.T. auch dort vermehren können, nimmt dieser Zusammenhang einen hohen Stellenwert bei der humanpathologischen Beurteilung der Mischwasserentlastungspraxis ein.**

## 6 Katalog der hydraulischen, chemisch-physikalischen und ökologischen Parameter

### 6.1 Parameter zur Beschreibung der Gewässergüte im Hinblick auf die Hintergrundbelastung

Eine umfassende Zusammenstellung und Beschreibung der für die Berliner Stadtspreewäasser und der Kanäle relevanten hydraulischen, physikalisch-chemischen und ökologischen Parameter zur Beurteilung der Gewässergüte erfolgte bereits in den Kapiteln 2 bis 4, wobei die beteiligten Ökosystemkompartimente und -prozesse sowie die Auswirkungen der Hintergrundbelastungen in tabellarischer Form zusammengefasst wurden (siehe Tabelle 1). Das Wirkungsgefüge wesentlicher Kompartimente und Parameter von anthropogen belasteten Fließgewässern wird in Abbildung 4 grafisch zusammengefasst.

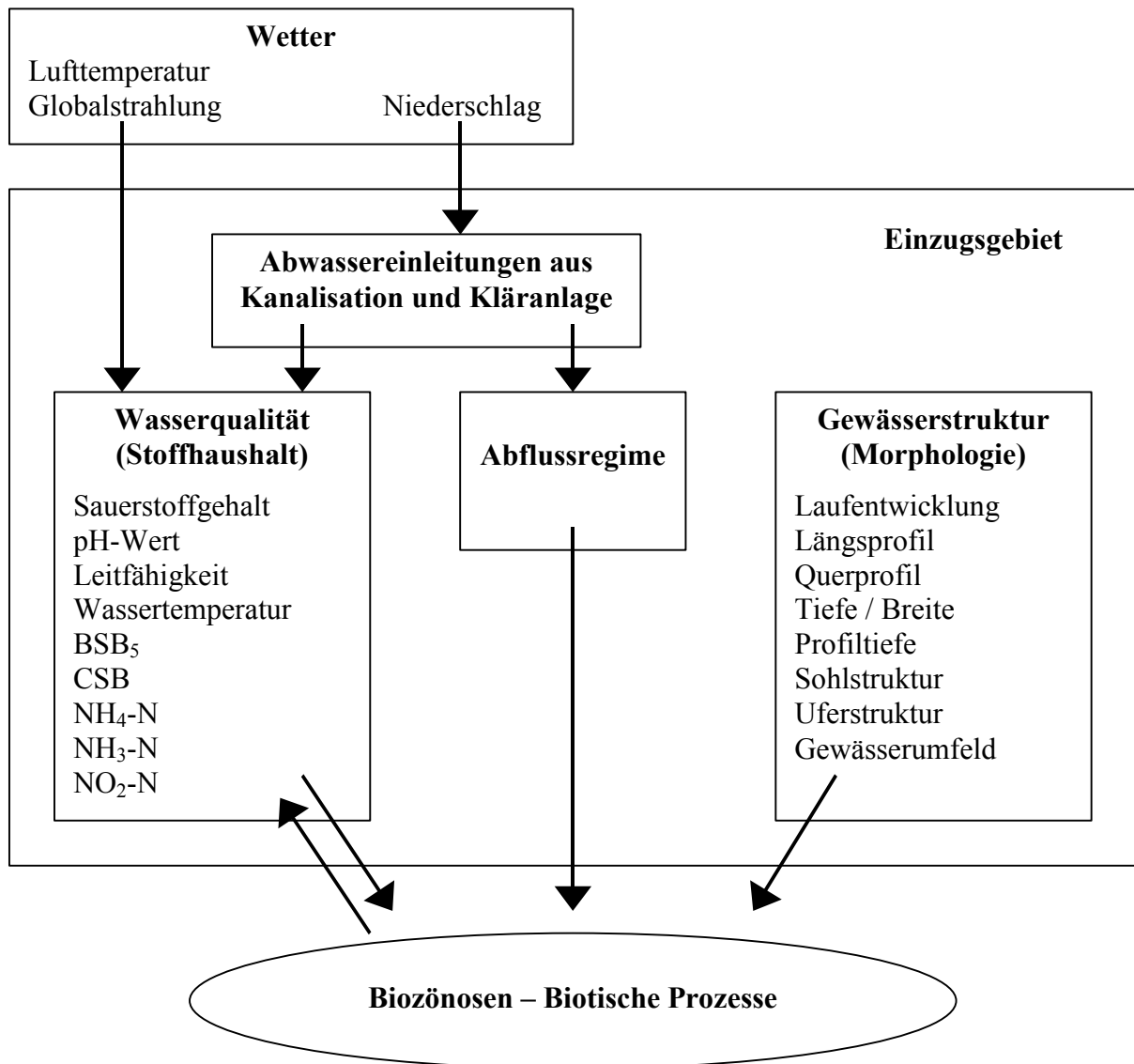


Abb. 4: Beispielhaftes Wirkungsgefüge ausgewählter Kompartimente und Parameter in anthropogen belasteten Fließgewässern. Aus BORCHARDT (2001), verändert.

Nutzt man die Fisch- und Makrozoobenthoszönose als Indikatoren für die Hintergrundbelastung der Stadtspreewasser ohne den Einfluss der Mischwasserentlastung, so zeigt sich, dass beide Organismengruppen vorrangig die morphologische Degradation widerspiegeln. Im Hinblick auf den Fortpflanzungserfolg der Fische wirken in den kanalisiertem Abschnitten insbesondere das Fehlen von ufernahen Flachwasserzonen und geeigneten Laichhabitaten sowie der schiffahrtsinduzierte Wellenschlag stark limitierend.

Des Weiteren ist die Durchwanderbarkeit der Stadtspreewasser und einiger Nebengewässer durch Schleusen und Sohlabstürze eingeschränkt. Auch wenn Belastungen durch Kontaminanten zu verzeichnen sind (z.B. GROSCH, 2000), sind Wasserqualität und Sedimentkontamination von untergeordneter Bedeutung für die rezente Zusammensetzung der Fischzönose. Die Verbreitung eines Großteils der Makrozoobenthosarten wird vorrangig von der Substratheterogenität und dem Grad der Sohleintiefung gesteuert. Der schiffsinduzierte hydrodynamische Stress bewirkt insbesondere an flachen, stark exponierten Uferabschnitten einen hohen Artenfehlbetrag.

Die Auswirkungen der degradierten Morphologie sind in erster Linie auf die Akkumulation von FPOM zurückzuführen, die den Sauerstoffbedarf und die Höhe von Sauerstoffdefiziten in eingetieften Spreewasserabschnitten stark erhöht. Demzufolge hängt die Zusammensetzung der Makrozoobenthoszönose zu einem großen Teil auch von der Sekundärverschmutzung ab. Darüber hinaus wurden Hinweise gefunden, dass auch organische Kontaminanten zu der Degradation des Makrozoobenthos beitragen.

## **6.2 Parameter zu Beschreibung der durch Mischwasserentlastung beeinflussten Gewässerprozesse**

Auch wenn potentiell toxisch wirkende Stoffe und deren Akkumulation im Sediment und Organismen eine nicht zu vernachlässigende Größe darstellt, nehmen sie eine untergeordnete Bedeutung für die rezente faunistische Besiedlung der Stadtspreewasser ein. Dennoch ist es nicht auszuschließen, dass die Sedimentkontamination das Rekolonisationspotential von Makrozoobenthosarten, die die Stadtspreewasser derzeit nicht besiedeln, vermindert. Daher wurden im Kapitel 5 die Quellen und der Verbleib sowie die potentiellen Wirkungen von Kontaminanten auf das Makrozoobenthos diskutiert. Dennoch kommen beim derzeitigen Bearbeitungsstand der immissionsbasierten Bewertung der Mischwasserentlastung den akuten Auswirkungen auf den Stoffhaushalt des aufnehmenden Gewässers eine höhere Priorität zu als den chronischen Belastungen durch chemische Kontaminanten, da die akute Belastung des Stoffhaushaltes ursächlich für Fischsterben ist.

Die multiple urbane Degradation des Flussökosystems führt bereits ohne den Einfluss der Mischwasserentlastung zu einem stark veränderten Stoffhaushalt (siehe Kapitel 3.1 und 3.2). Diese Veränderungen machen sich in einer reduzierten, frachtspezifischen Nährstoffretention (chemisch und biologisch) und einer reduzierten Retentionseffizienz und Recyclingrate für partikulären organischen Kohlenstoff bemerkbar (siehe auch Tabelle 1, S. 54). Es ist also insgesamt von einem belasteten Selbstreinigungspotential auszugehen, das durch zusätzliche durch Mischwasserentlastung induzierte Stoffeinträge kurzfristig stark überlastet wird. In Verbindung mit der stark veränderten Gewässermorphologie wirkt sich die Belastung des Selbstreinigungspotentials insbesondere über den Sauerstoffhaushalt auf die Biozönosen aus.

Aufgrund des vorbelasteten Selbstreinigungspotentials und dem stoßartigen Auftreten der mischwasserinduzierten Frachterhöhung an Nährstoffen und organischer Substanz bewirkt die Mischwasserentlastung eine kurzfristige übermäßige Belastung des Sauerstoffhaushaltes. Diese Belastung stellt somit die wichtigste zu vermindernende Störung der ökologischen Funktionsfähigkeit der Stadtspreet und der Kanäle dar.

Jedoch muss beachtet werden, dass das stoßartig erhöhte Angebot an organischer Substanz zu akuten und chronischen Beeinträchtigungen des Mischwassers aufnehmenden Gewässers führt. Diese chronischen Belastungen umfassen die veränderte Habitatausstattung und ein erhöhtes Sauerstoffzehrungspotential des mit organischer Substanz angereicherten Sediments.

Gelöster Sauerstoff ist essentiell für das Überleben aller Fisch- und Makrozoobenthosarten und vor allem an stoßartige Belastungen können sich die Organismen nicht adaptieren. Wesentliche Zielparame-ter, deren gewässerinterne Konzentrationsverläufe durch die Gewässergütesimulation berechnet werden müssen, sind daher der gelöste Sauerstoff und der Gehalt an Ammonium bzw. Ammoniak.

Der Sauerstoffhaushalt muss den Focus der Modellierung einnehmen, da die akute Mortalität von Fischen, die derzeit das größte Problem der Mischwasserentlastung darstellt, sehr wahrscheinlich hauptsächlich auf hypoxische Bedingungen zurückzuführen ist.

In diesem Zusammenhang muss weiterhin geprüft werden, ob die Ammonium- bzw. Ammoniakgehalte insbesondere während des Spülstoßes („first flush“) fischtoxische Konzentrationen erreichen. Kritische Konzentrationen hängen vom Mischungsverhältnis zwischen Misch- und Flusswasser ab und sind während einer durch Hypoxie verursachten Hemmung der Nitrifizierung nicht völlig auszuschließen. Die Bewertung von Mischwasserentlastungszenarien wird sich auf die Fischfauna bzw. ausgewählte Fischarten konzentrieren können, da eine verminderte akute Beeinträchtigung der Fischfauna ebenso zu einer wesentlichen Verminderung der akuten Effekte auf das Makrozoobenthos führt.

Für die Beschreibung der durch Mischwasserentlastung veränderten gewässerinternen Prozesse, sind neben den grundlegenden Rahmenbedingungen (Morphologie, Meteorologie, Physikochemie und Biologie) unter besonderer Berücksichtigung des Sauerstoffhaushaltes und den im Kapitel 5.1 diskutierten Forschungsergebnissen im Wesentlichen folgende Parameter besonders relevant:

### **Sauerstoff**

- Gelöster Sauerstoff
- BSB<sub>5</sub> (biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen)
  - C-BSB (kohlenstoffbürtiger BSB)
  - N-BSB (stickstoffbürtiger BSB)
- CSB (chemischer Sauerstoffbedarf)
- Sauerstoffverbrauch zehrungsfähiger Sedimente

### **Kohlenstoff**

- DOC (gelöster organischer Kohlenstoff)
  - – abbaubarer und refraktärer Anteil
- POC (partikulär organischer Kohlenstoff)
  - – abbaubarer und refraktärer Anteil

### **Stickstoff**

- Ammonium (NH<sub>4</sub>-N)

### **Phosphor**

- Anorganisch gelöster reaktiver Phosphor (PO<sub>4</sub>-P)

Die BSB-Messungen werden zur Charakterisierung des Gehaltes an leicht abbaubaren organischen Substanzen im Freiwasser herangezogen (C-BSB) und können als potentielle Belastungsgrößen des Sauerstoffhaushaltes betrachtet werden. Da der Sauerstoffverbrauch darüber hinaus von der Aktivität nitrifizierender Bakterien abhängt (N-BSB) und die Nitrifikanten geringere Produktionsraten als die heterotrophen kohlenstoffoxidierenden Bakterien aufweisen, ist es ratsam, beide Sauerstoffsinken separat zu betrachten.

Zu beachten ist, dass die unter standardisierten Laborbedingungen durchgeführte Inkubation bei 20°C je nach der aktuellen Wassertemperatur im Gewässer mehr oder weniger stark von den Freilandbedingungen abweicht.

Bei weitergehenden Auswertungen kann aus dem C-BSB<sub>5</sub> der C-BSB<sub>∞</sub> als Maß für den biotisch abbaubaren Anteil der Kohlenstoffverbindungen am CSB berechnet werden. Die Differenz zwischen CSB und C-BSB<sub>∞</sub> stellt somit den biologisch nicht abbaubaren Anteil des CSB dar, ein Parameter, der nicht direkt messbar ist.

Der C-BSB<sub>∞</sub> kann hierfür nur herangezogen werden, wenn die Nitrifizierung während der Inkubationszeit gehemmt wird. Mit den BSB-Messungen können nur die durch im Freiwasser suspendierte Mikroorganismen ablaufenden Selbstreinigungsprozesse, nicht aber die am Sediment stattfindenden Stoffumsetzungen erfasst werden. Aus diesem Grund ist weiterhin der sedimentbürtige Sauerstoffbedarf zu berücksichtigen, der in erster Linie vom Gehalt an sedimentierter leicht abbaubarer organischer Substanz abhängt.

Die akute Belastung des Sauerstoffhaushaltes ist in erster Linie auf den biotisch abbaubaren Anteil des gelösten (DOC) und kolloidalen sowie feinen partikulären (POC des FPOM) organischen Kohlenstoffs sowie auf die Nitrifizierung des Ammoniums zurückzuführen, während der Kohlenstoff der groben partikulären Substanz (POC des CPOM) insbesondere den sedimentbürtigen Sauerstoffbedarf erhöht und zu einer längerfristigen Belastung des Sauerstoffhaushaltes beiträgt. Die Anteile des abbaubaren und refraktären Kohlenstoffs lassen sich anhand von Literaturwerten abschätzen, da statistisch abgesicherte Beziehungen zwischen BSB und dem abbaubaren Kohlenstoffanteil vorliegen (vgl. Kapitel 6.3).

Neben der mikrobiellen Ammoniumoxidation, die den Sauerstoffhaushalt belastet, ist die Ganglinie der Ammoniumkonzentration aufgrund der Toxizität des nichtionisierten Ammoniaks von Bedeutung. Da Regenwasser i.d.R. niedrige pH-Werte aufweist, ist zu prüfen, ob die Mischwasserentlastung zu einer Absenkung des pH-Wertes führt und somit möglicherweise die Konzentrationserhöhung an Ammoniak abschwächt.

Weiterhin kann die mikrobielle Nitratammonifikation während anoxischer Bedingungen die Ammoniumkonzentration erhöhen. Organisch gebundener Stickstoff stammt überwiegend aus biogenen Quellen (Bakterien, Plankton, Proteine und Abbauzwischenprodukte), die beim Abbau Ammonium freisetzen, das unter Sauerstoffverbrauch zu Nitrat oxidiert wird. Da durch Mischwasser eingetragenes Nitrat sowie organisch gebundener Stickstoff nicht die akute Belastung erhöht, sondern eher längerfristig zu einer Nährstoffanreicherung führt, kommt ihnen in Zusammenhang mit akut erhöhten Ammoniakkonzentrationen eine untergeordnete Bedeutung zu.

Die Erhöhung der Fracht an anorganisch gelöstem reaktivem Phosphor und an Ammonium sowie an Nitrat ist im Hinblick auf Förderung der Eutrophierung wahrscheinlich zu vernachlässigen, da die Phytoplanktonproduktion in den eingetieften Abschnitten der Stadtspreet und in den Kanälen nicht nährstoff- sondern eher lichtlimitiert ist und somit erhöhte Nährstoffkonzentrationen keine Produktionssteigerung verursachen.

Vielmehr muss angenommen werden, dass die Mischwasserentlastung die Trübung erhöht und dadurch, neben möglichen toxischen Effekten (vgl. Kapitel 5.1), zumindest kurzfristig die Photosyntheseleistung des Phytoplanktons hemmt. Da die erhöhte Trübung von der Frachterhöhung an Schwebstoffen abhängt, sollten die abfiltrierbaren Stoffe berücksichtigt werden.

Da der mikrobielle Sauerstoffverbrauch durch die Sauerstoffproduktion der Primärproduzenten überlagert wird, muss die biogene Belüftung über eine Abschätzung der Primärproduktion einbezogen werden. In der Stadtspreet und der Kanälen hängt die biogene Belüftung hauptsächlich von der Photosyntheseleistung des Phytoplanktons ab, so dass über die Konzentration an Chlorophyll-a als Biomassenäquivalent für die Abschätzung der Phytoplanktonbiomasse die biogene Belüftung und die Respiration der Algen berechnet werden kann.

### **6.3 Abgleich zwischen den für die Beurteilung der Mischwasserentlastung relevanten Gewässerprozessen und Parametern und dem Gewässergütemodel QSim**

Im Gewässergütemodell QSim der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz (BfG) sind die in Abbildung 4 dargestellten Prozesse integriert. Das Modell umfasst somit die wesentlichen physikalisch-chemischen und biologischen Prozesse des Sauerstoff- und Nährstoffhaushaltes, die Entwicklung der Phytoplankton- und Zooplanktonproduktion sowie die physikalischen und ausgewählte biologische Prozesse an der Flusssohle (KIRCHESCH & SCHÖL, 1999) und ist damit im Wesentlichen gut geeignet, die durch Mischwasserentlastung veränderten Gewässerprozesse zu simulieren.

Eine detaillierte Einschätzung der Anwendbarkeit von QSim wurde jedoch dadurch erschwert, dass keine aktuelle Dokumentation zu den zur Verfügung stehenden Modellmodulen und deren Voraussetzungen hinsichtlich der Eingangsparameter existiert. Rücksprachen mit dem Programmentwickler, Herrn Kirchesch (BfG), konnten einzelne Sachverhalte klären, eine umfassende Modelldokumentation jedoch vorerst nicht ersetzen.

Nach der derzeit möglichen Einschätzung der Anwendbarkeit von QSim existieren jedoch nur wenige Einschränkungen. Diese und die Anwendungsprämissen werden im Folgenden erläutert.

Die Kalibrierung der Kohlenstoffkompartimente hinsichtlich des schnell biotisch abbaubaren und refraktären Anteils des DOC und POC wurde bei der Entwicklung von QSim anhand von Untersuchungen an Klärwerksabflüssen und Flusswasser (z.B. Lahn) durch die BfG durchgeführt (KIRCHESCH, pers. Mitt., 2006) und werden über den C-BSB<sub>5</sub>, C-BSB<sub>∞</sub> und den CSB berechnet.

Die realen Anteile der einzelnen Kohlenstoffkompartimente müssen also nicht bekannt sein, um den Kohlenstoffabbau simulieren zu können. Jedoch haben die Forschungsarbeiten an der Seine in Paris gezeigt, dass die Güte von Prognosen zum Einfluss des Mischwasserentlastung auf den Stoffhaushalt im Wesentlichen von der Kenntnis des leicht abbaubaren und refraktären Anteils der Kohlenstoffquellen abhängt (SERVAIS ET AL., 1999).

Eine Anpassung auf die lokalen Bedingungen würde die erreichbare Simulationsgüte also erhöhen. Jedoch ist der dafür zu betreibende Aufwand recht groß und der hoch signifikante Zusammenhang zwischen dem schnell abbaubaren Anteil am Gesamtkohlenstoff und BSB<sub>5</sub> ( $R^2 = 0,91$ ) in unbehandeltem Abwasser (SERVAIS ET AL., 1999) spricht für die Zuverlässigkeit der Einschätzung des abbaubaren Anteil über die BSB-Messung (vgl. Kapitel 6.2). Dabei kann man aufgrund des Verhältnisses zwischen abbaubaren Gesamtkohlenstoff und BSB<sub>5</sub> davon ausgehen, dass 2,86 mg BSB<sub>5</sub> ca. 1 mg abbaubaren Gesamtkohlenstoff entspricht (SERVAIS ET AL., 1999). Aufgrund der generell hohen Aktivität heterotropher Bakterien beträgt das Verhältnis zwischen BSB<sub>5</sub> und BSB<sub>∞</sub> ca. 0,8 bis 0,89 (HAMMER, 1986, SERVAIS ET AL., 1999).

Die schiffahrtsinduzierte Resuspension von sauerstoffzehrenden Sedimentpartikeln ist in der Stadtsprea und den Kanälen vermutlich stark an der Intensität und Dauer von durch Mischwasserentlastung induzierten Sauerstoffdefiziten beteiligt (vgl. Kapitel 3.3 und 5.1). Die räumliche Verteilung von sauerstoffzehrenden Sedimenten wird in QSim lediglich über die Sohlschubspannung des mittleren Durchflusses (MQ) berücksichtigt.

Dabei nimmt das Sedimentzehrungspotential mit sinkender Sohlschubspannung bis zu einem Maximalwert zu. Schiffahrtsinduzierte Resuspension ist in QSim jedoch nicht abgebildet. Damit scheint die Gefahr einer Unterschätzung des Sauerstoffdefizits gegeben. Des Weiteren sollte bei der Modellierung berücksichtigt werden, ob die Mischwasserüberläufe submers oder emers entlasten, da beim ersten Fall die Resuspension von Feinpartikel und damit die Sauerstoffzehrung erhöht, im zweiten möglicherweise ein Sauerstoffeintrag erfolgt, der u.U. die kritischen Bedingungen verzögert oder abschwächt.

Zwischen autochthonen und allochthonen Bakterien, wobei letztere durch das eingeleitete Mischwasser in das aufnehmende Gewässer verfrachtet werden und maßgeblich am unmittelbaren heterotrophen Sauerstoffverbrauch des Freiwassers beteiligt sein können (SEIDL ET AL., 1998b), muss bei der Modellierung nicht unbedingt unterschieden werden.

Die Bakterienproduktion wird im Modell QSim anhand der Michaelis-Menten-Beziehung zwischen Substratkonzentration (enzymatisch abbaubarer Anteil des organischen Kohlenstoffs) und Reaktionsgeschwindigkeit der kohlenstoffoxidierenden Prozesse beschrieben (vgl. SCHWOERBEL, 1993). Bei konstanter Enzymkonzentration besteht bei einer geringen Substratkonzentration eine lineare Beziehung zwischen der Substratkonzentration und der Reaktionsgeschwindigkeit. Mit steigender Substratkonzentration nimmt die Reaktionsgeschwindigkeit zu und erreicht ein Plateau

(Maximalwert). Aus diesen Beziehungen kann der Sauerstoffverbrauch durch Kohlenstoffoxidation berechnet werden, ohne dass autochthone und allochthone Bakterien unterschieden werden müssen.

Die potentiellen Effekte der durch Mischwasserentlastung eingetragenen Stoffe hängen sowohl von der Dynamik des aufnehmenden Gewässers als auch von den Frachten und den sich ergebenden Mischungsverhältnissen zwischen entlastetem Misch- und Flusswasser ab. Das bedeutet auch, dass die gängige Praxis der emissionsbasierten Betrachtung mit mittleren jährlichen Frachten zu rechnen, bei einer immissionsbasierten Beurteilung von Mischwasserentlastungen nicht zielführend sein kann, da die stärksten akuten Belastungen der Mischwasserentlastung durch extreme oder häufig wiederkehrenden Einzelereignis verursacht werden.

Die Biozöosen der Stadtspreewälder Kanäle können vor den Auswirkungen der Mischwasserentlastung nicht adäquat geschützt werden, wenn die durchschnittlichen Jahresfrachten stark reduziert werden, sich der Stoffeintrag jedoch auf extreme Entlastungsereignisse konzentriert.

Daraus ergibt sich, dass die für eine Evaluierung der ökologischen Effekte die Mischwasserentlastung wichtigen Prozesse überlaufbauwerks- und gewässerabschnittsspezifisch betrachtet werden müssen. Die wesentlichen Kriterien, die dabei zu berücksichtigen sind, sind die zeitlichen Verläufe der Stofffrachten sowie die Dauer und Frequenz der Mischwasserentlastung.

Die Auswirkungen des Entlastungsereignisses auf den Stoffhaushalt des Gewässers stellen sich sehr schnell ein und vollziehen sich hochdynamisch, so dass die Gewässergütesimulationen mit einer hohen zeitlichen und räumlichen Auflösung durchzuführen sind. Die zeitliche Auflösung ist von besonderer Bedeutung für die realistische Abbildung von potentiell toxischen Konzentrationsspitzen an Ammoniak und der Intensität und Dauer der hypoxischen Bedingungen, von denen wesentlich die akute Belastung der Zoozöosen abhängt.

Daher ist eine Berechnungszeitschrittweite mit maximal 15 Minuten zu verwenden, da z.B. hypoxische Bedingungen mit Sauerstoffkonzentrationen  $< 1 \text{ mg l}^{-1}$  bereits nach 30 Minuten zu Mortalität der meisten in Berlin vorkommenden Fischarten führen können. Auch wenn QSim bisher vornehmlich für Simulationen wie z.B. Jahresgänge der Sauerstoffkonzentration eingesetzt wurde, lässt sich die Berechnungszeitschrittweite von üblicherweise 1 Stunde auf bis zu 10 Minuten reduzieren (KIRCHESCH, pers. Mitt., 2006).

Viele Einzelprozesse werden in QSim aufgrund von Literaturangaben und Untersuchungen der BfG programmintern berechnet, ohne dass gewässertypische Rahmenbedingungen eingegeben werden müssen. Um eine möglichst realistische Abbildung der Gewässergüteprozesse zu erreichen, sollten die zur Verfügung stehenden Daten zur Simulation verwendet werden.

Eines der wesentlichen Ziele der Gewässergütesimulation ist die Berechnung von Konzentrationsganglinien kritischer Stoffe (Sauerstoff, Ammonium bzw. Ammoniak) bei Trockenwetter und während und nach Mischwasserentlastungen. Zum einen ist es also zwingend notwendig, die Gewässerprozesse in einer möglichst hohen zeitlichen Auflösung zu simulieren. Zum anderen muss die spezifische Entlastungstätigkeit der Überläufe vordefinierter Gewässerabschnitte in einem möglichst lokalen Maßstab abgebildet werden. Die Erfahrungen eines im Jahre 1997 am Landwehrkanal und Neuköllner Schifffahrtskanal durchgeführten Pilotprojektes zur Gewässergütesimulation des Einflusses der Mischwasserentlastung auf den Sauerstoffhaushalt sollten dabei berücksichtigt werden (SENSTADT, 1998). Der Vergleich der Simulationsergebnisse mit den Ergeb-



nissen eines umfangreichen Messprogramms in den Gewässern zeigte, dass mittels Simulation der Gewässerprozesse eine relativ gute Anpassung an die tatsächlichen Bedingungen erreicht werden kann.

In diesem Zusammenhang sollten insbesondere die Fluss- und Kanalabschnitte identifiziert werden, in denen häufige bzw. intensive Mischwasserentlastungen auftreten.

Im Berliner Gewässergütemonitoring sind die wesentlichen Parameter zur Beschreibung der physikalisch-chemischen Prozesse, die durch Mischwasserentlastung belastet werden, integriert. Unzureichend für die Abbildung der Effekte der Mischwasserentlastung sind jedoch die zeitliche und räumliche Auflösung.

Daher sollten zur Validierung der Ergebnisse der Gewässergütesimulation zumindest die Zielparаметer Sauerstoff und Ammonium während Mischwasserentlastungen kontinuierlich gemessen werden. Falls sich durch die Gewässergütesimulation lediglich eine als unzureichend zu bewertende Abbildung der gewässerinternen Prozesse erreichen lassen sollte, werden weitergehende Messprogramme zur Kalibrierung von Modellbausteinen erforderlich.

## 7 Zusammenfassung

Mit dieser Studie liegt eine umfassende Literaturrecherche und -auswertung zu natürlichen am Stoffhaushalt beteiligten Gewässerprozessen und deren Veränderung durch die urbanen Nutzungen unter besonderer Berücksichtigung von Tieflandflüssen und deren Belastung durch die Mischwasserentlastung vor.

Die kumulativen Belastungen durch eine stark degradierte Flussmorphologie, Habitatausstattung und die Stauregulierung sowie die Nährstoffbelastung schränken das Ökosystem in seinem Selbstreinigungspotential ein. Während die Zusammensetzung der Fischzönose der Stadtspreewälder Kanäle durch die in den letzten Jahrzehnten verbesserte Wasserqualität nunmehr hauptsächlich vom Uferverschmutzung und schiffahrtsinduziertem hydrodynamischen Stress bestimmt wird, hängt die Zusammensetzung der Makrozoobenthoszönose wesentlich von der Substratheterogenität der Flusssohle sowie den synergistischen Effekten zwischen dem Grad der Sohleintiefung und der aus der Eutrophierung resultierenden Sekundärverschmutzung ab. Darüber hinaus ist anzunehmen, dass das Makrozoobenthos zusätzlich durch chemische Kontaminanten geschädigt wird, wobei die relative Bedeutung der morphologischen Degradation wesentlich höher ist.

Von dieser Hintergrundbelastung ausgehend wurden im speziellen die zusätzlichen Auswirkungen der Mischwasserentlastung auf den Stoffhaushalt und die Fisch- und Makrozoobenthoszönosen dargestellt. Aufgrund der hohen Hintergrundbelastung kommt der akuten Belastung der stoßartigen Erhöhung der Nähr- und Kohlenstofffrachten durch Mischwasserentlastung die höchste Priorität zu, da sie das Selbstreinigungspotential der Stadtspreewälder Kanäle stark überlastet.

Auch wenn die eingeleiteten organische Substanzen und chemischen Kontaminanten zu chronischen Belastungen führen, ist die möglichst weitgehende Vermeidung von kurzzeitigen, jedoch extremen hypoxischen Bedingungen die derzeit wesentliche Zielgröße, da die rezente Mischwasserentlastungspraxis in kritischen Gewässersituationen Fischsterben verursacht.

Daher muss sich die Gewässergütemodellierung vorrangig auf die möglichst realistische Abbildung von zeitlich und räumlich hoch aufgelösten Konzentrationsganglinien der Zielparameter Sauerstoff und Ammoniak konzentrieren, da das Ausmaß der Schädigung der Biozönosen insbesondere durch die Entlastungsdauer, -intensität und -frequenz und weniger durch mittlere Stofffrachten bestimmt wird. Erste Simulationen sollten für überdurchschnittlich stark durch die Mischwasserentlastung belastete Gewässerabschnitte durchgeführt werden und durch kontinuierliche in-situ Messungen der Zielparameter während Mischwasserentlastungsereignisse validiert werden.

## 8 Glossar

Abundanz	Anzahl von Organismen pro Flächeneinheit
Allochthon	An einer anderen Stelle als dem Ort des Vorkommens entstanden, orts- oder bodenfremd
Anadrom	Verhalten von Meeresfischen, die zum Laichen in ihr Geburtsgebiet der Binnengewässer zurückkehren
Assimilation	Umwandlung körperfremder Stoffe (bzw. Energie) in körpereigene Substanzen
Autochthon	Am Ort des Vorkommens entstanden, bodenständig, einheimisch
Benthal	Lebensraum der Bodenzone eines Gewässers
Benthos	Gesamtheit der freien und festsitzenden Lebewesen des Gewässer- und Meeresgrundes
Bioturbation	Durchwühlen und Durchmischen von Böden oder (aquatischen) Sedimenten durch Organismen, die zur Homogenisierung des Feinbodenmaterials führen, einhergehend mit einer Mischung organischer und mineralischer Substanz.
Biozönose	Gesamtheit der Lebewesen eines Biotops, Lebensgemeinschaft
C/N-Verhältnis	Kohlenstoff-Stickstoffverhältnis
Cypriniden	Ordnung der karpfenartigen Fischarten
Dehydrogenase	Enzym, das sein Substrat durch Abspaltung von Wasserstoffatomen oxidiert
Detritivore	Detritusfresser, saprophage Tiere, umfasst die Tiere, die sedimentiertes Material aufnehmen, als auch solche, die das Seston abfiltrieren
Detritus	Gesamtheit der toten organischen Substanzen, die im Wasser schweben oder am Grund des Gewässers abgelagert sind
Dissimilation	Gesamtheit der Stoffwechselforgänge, bei denen organische Stoffe in den Zellen unter Energiegewinnung zerlegt werden
Emers	Über der Wasseroberfläche
Epilithisch	Auf der Oberfläche von Steinen wachsend
Epixylisch	Auf der Oberfläche von Totholz wachsend
Euphotische Zone	Die obere, durchleuchtete Schicht des Wassers, in der effektive Photosynthese möglich ist und somit Pflanzen wachsen und Sauerstoff produzieren können. Mit der Tiefe nimmt das Licht so stark ab, dass mehr Energie durch die Pflanzenatmung verbraucht wird, als durch Photosynthese produziert werden kann, daher ist Pflan-

	zenwachstum in relativ geringer Tiefe bereits nicht mehr möglich, obwohl noch Restlicht vorhanden ist
Euryök	Organismen, die allgemein große Schwankungen von für sie wichtigen ökologischen Randbedingungen tolerieren können
Filamentöse Algen	In fadenförmigen Zellverbänden auftretende Algen
Gonaden	Keim- oder Geschlechtsdrüse. Geschlechtsorgan, in dem Sexualhormone und die Keimzellen gebildet werden
Grazing	Aktivität der Nahrungsaufnahme wie z.B. das Abweiden
Hyphomyceten	Fadenpilze
Hyporheisches Interstitial	Hohlraumsystem in den fluviatilen Lockergesteinen und Sedimenten unter und dicht neben einem frei fließenden Gewässer: Grenzraum zwischen Fließgewässer und Grundwasserbereich
Inkorporierung	Aufnahme in den Körper, Einverleibung
Katadrom	Verhalten von Süßwasserfischen, die zum Laichen in ihr Geburtsgebiet des Meeres zurückkehren
Konidien	Bestimmte Form von Sporen von Hyphomyceten
k-Strategen	Organismen mit langsamer Entwicklung, niedriger Nachkommenzahl und relativ hoher Lebenserwartung aufgrund der hohen Investition in den Nachwuchs Ebenfalls findet sich bei K-Strategen die Fähigkeit gegebene Ressourcen unter starken Konkurrenzbedingungen noch besser zu nutzen, als dies bei anderen Strategietypen der Fall ist. Mit diesen Eigenschaften erhalten K-Strategen die Individuenzahl nahe der Umweltkapazität bzw. der ökologischen Kapazität (K)
Lenitisch	Bereich des ruhigen bzw. sehr langsam fließenden Wassers des Fließgewässers
Limnophil	Stehendes Wasser als Lebensraum bevorzugend
Lithophil	Die Eiablage erfolgt an kiesig bis steinigen Substraten
Makrozoobenthos	Wirbellose Tiere der Gewässersohle, die im Allgemeinen von bloßem Auge oder mit der Stereolupe erkennbar sind und für die kein Mikroskop benötigt wird
Meiozoobenthos	Größenklassenbegriff der Tierwelt im Bereich aquatischer und terrestrischer Böden, Benthos mit einer Körpergröße zwischen ca. 0,2-2 mm, die gerade noch mit dem bloßen Auge sichtbar sind
Mesohabitat	Sedimentstrukturen der Gewässersohle im Hinblick auf deren organismische Besiedlung
Metabolismus	Stoffwechsel bzw. Umsatz von Stoffen in Organismen oder Ökosystemen

Mikrozoobenthos	Mikroskopisch sichtbare Tiere (Ciliaten, Rotatorien, Bakterien) des Benthos
Multi-Kollinearität	Phänomen der Regressionsanalyse, dass vorliegt wenn die Annahme über die Unabhängigkeit der unabhängigen Variable verletzt wird, was Ineffizienzen der verwendeten statistischen Methoden nach sich zieht.
Neozoa	Tierarten, die seit Beginn der Neuzeit (1492) vorsätzlich oder unbeabsichtigt unter direkter oder indirekter Mitwirkung des Menschen in ein ihnen zuvor nicht zugängliches Faunengebiet gelangt sind und dort potentiell neue Populationen aufbauen können oder solche über mindestens drei Generationen im Freiland erfolgreich aufgebaut haben
Ontogenese	Die Entwicklung eines Individuums von der Eizelle bis zum Tod
Ordination	Ordination leitet sich aus dem lateinischen <i>ordinatio</i> (deutsch: Ordnung) ab. Der Sinn einer Ordination ist es, eine Reihe von Objekten oder Variablen einer Liste (oder Matrix) in einer sinnvollen Weise zu ordnen. Die daraus resultierende Grafik (Ordinationsdiagramm) zeigt diese Objekte bzw. Variablen geordnet entlang von Ordinationsachsen. Verkürzt gesagt werden Arten, Aufnahmeflächen, Umweltparameter etc. mit einer Vielzahl von Variablen (und damit multivariaten Dimensionen) auf wenige Dimensionen (meist bis zu vier) eingeschränkt, wobei die erklärbare Variabilität für diese wenigen Dimensionen maximiert wird. Komplexe Datensätze können also vereinfacht abgebildet werden.
Oviposition	Eiablage
Pelagial	Freiwasserbereich eines Gewässers
Phosphatase	Gruppen von Enzymen, die durch Wassereinlagerung (Hydrolyse) aus Phosphorsäureestern oder Polyphosphaten Phosphorsäure abspalten.
pH-Wert	Logarithmische Maßzahl für die Wasserstoffionenkonzentration in Lösungen. Er kennzeichnet die basische, neutrale oder saure Reaktion von Bodenlösungen oder Wässern
Phytophil	Die Eiablage erfolgt an submersen Pflanzenteilen
Potamodrom	Verhalten von Süßwasserfischen, die innerhalb des Süßwasserbereiches des Fließgewässers ihre flussaufgerichteten Laichwanderungen ausführen
Prädator	Ein Organismus, der einen anderen, noch lebenden Organismus oder Teile von diesem konsumiert
Retention	Zurückhaltung von Wasser, Partikel oder Nährstoffen

Rheophil	fließendes Wasser als Lebensraum bevorzugend
r-Strategen	Organismen mit schneller Entwicklung, hoher Nachkommenzahl, relativ kurzer Lebenserwartung und starken Schwankungen der Populationsgrößen, die in der Lage sind, Lebensräume mit kurzfristig wechselnden Umweltbedingungen rasch zu besiedeln
Salmoniden	Familie der Forellenfische
Seston	Gesamtheit aller im Wasser schwebenden belebten und toten Partikel
Stenök	Organismen, die keine große Schwankungsbreite der Umweltfaktoren tolerieren, sondern auf ganz bestimmte Ausprägungen der Umweltbedingungen angewiesen sind
Submers	Untergetaucht, unter der Wasseroberfläche lebend
Taxon	Systematische Einheit innerhalb der Taxonomie (Kategoriensystem)
Überkonditionierung	Abbau von organischer Substanz durch Bakterien und Pilze, der mit zunehmender Intensität die Nahrungsqualität der organischen Substanz für höhere Konsumenten reduziert
Uni-voltin	Eine vollendete Generationen einer Art pro Jahr

## 9 Literaturverzeichnis

- ADAMS, S. R., KEEVIN, T. M., KILLGORE, K. J. & HOOVER, J. J. (1999): *Stranding potential of young fishes subjected to simulated vessel-induced drawdown*. Transactions of the American Fisheries Society **128**, 1230-1234.
- ADMIRAAL, W., BLANCK, H., BUCKERT-DE JONG, M., GUASCH, H., IVORRA, N., LEHMANN, V., NYSTROM, B. A. H., PAULSSON, M. & SABATER, S. (1999): *Short-term toxicity of zinc to microbenthic algae and bacteria in a metal polluted stream*. Water Research **33**, 1989-1996.
- ADMIRAAL, W., JACOBS, D. M. L. H., BREUGEM, P. & VANSTEVENINCK, E. D. D. (1992): *Effects of Phytoplankton on the Elemental Composition (C, N, P) of Suspended Particulate Material in the Lower River Rhine*. Hydrobiologia **235**, 479-489.
- ALLAN, J. D. (1995): *Stream ecology. Structure and function of running waters*. London. 388 S.
- ALLER, R. C. & ALLER, J. Y. (1992): *Meiofauna and Solute Transport in Marine Muds*. Limnology & Oceanography **37**, 1018-1033.
- AMRHEIN, C., STRONG, J. E. & MOSHER, P. A. (1992): *Effect of deicing salts on metal and organic matter mobilization in roadside soils*. Environmental Science & Technology **26**, 703-709.
- ANDERSON, F. E. (1974): *The effect of boat waves on the sedimentary processes of New England tidal flat*. 1-38. 1974. Flat. Tech. Rep. No. 1, Jackson Estuarine Laboratory, University of New Hampshire.
- ANDERSON, N. H. & SEDELL, J.R. (1979): *Detritus Processing by Macroinvertebrates in Stream Ecosystems*. Annual Review of Entomology **24**, 351-377.
- ARAND, M. (1932): *Die Geschichte des Fischereiwesens in Berlin und in Stralau bis zur Einführung der Gewerbefreiheit*. Archiv für Fischereigeschichte **16**, 1-145.
- ARHELGER, M., JENSEN, P. & AMD, Y.-C. SU. (1996): *Houston ship channel sediments and their relation to water quality*. Vol. 4, WEFTEC '96: Proceedings of the 69<sup>th</sup> Annual Conference & Exposition. Dallas, Texas. S. 329-337.
- ARLINGHAUS, R., ENGELHARDT, C., SUKHODOLOV, A. & WOLTER, C. (2002): *Fish recruitment in a canal with intensive navigation: implications for ecosystem management*. Journal of Fish Biology **61**, 1386-1402.
- ARMITAGE, P. D. & CANNAN, C .E. (1998): *Nested multi-scale surveys in lotic systems - tools for management*. In: Advances in Ri Pace ver Bottom Ecology, 293-314, Backhuys Publishers, Leiden.
- ARNDT, H., KROCKER, M., NIXDORF, B. & KÖHLER, A. (1993): *Long-term annual and seasonal changes of meta- and protozooplankton in Lake Müggelsee (Berlin): Effects of eutrophication, food conditions and the impact of predation*. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie **78**, 379-402.
- ARTHUR, J. W., WEST, C. W., ALLEN, K. N. & HEDTKE, S. F. (1987): *Seasonal Toxicity of Ammonia to 5 Fish and 9 Invertebrate Species*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology **38**, 324-331.

- ASHLEY, R. M. & VERBANCK, M. (1997): *Mechanics of sewer sediment erosion and transport*. Journal of Hydraulic Research, Special Issue on urban storm drainage, 35.
- ATV-ARBEITSBERICHTE (1993): *Weitergehende Anforderungen an Mischwasserentlastungen*. Korrespondenz Abwasser, 40. Jahrgang, Mai 1993, 802-806.
- AU, D. W. T., HODGKISS, I. J., VRIJMOED, L. L. P. (1992): *Fungi and Cellulolytic Activity Associated with Decomposition of Bauhinia-Purpurea Leaf Litter in A Polluted and Unpolluted Hong-Kong Waterway*. Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne de Botanique **70**, 1071-1079.
- AZAM, F., FENCHEL, T., FIELD, J. G., GRAY, J. S., MEYERREIL, L. A. & THINGSTAD, F. (1983): *The Ecological Role of Water-Column Microbes in the Sea*. Marine Ecology-Progress Series **10**, 257-263.
- BAK, R. P. M., VANDUYL, F. C. & NIEUWLAND, G. (1995): *Organic sedimentation and macrofauna as forcing factors in marine benthic nanoflagellate communities*. Microbial Ecology **29**, 173-182.
- BALL, I. R. (1967): *The relative susceptibilities of some species of fresh-water fish to poisons – I. Ammonia*. Water Research **1**, 767-775.
- BANNING, M. (1998): *Auswirkungen des Aufstaus grösserer Fließgewässer auf das Makrozoobenthos*. Westarp Wissenschaften. 285 S. + Anhang.
- BÄRLOCHER, F. (1990): *Factors that delay colonization of fresh alder leaves by aquatic hyphomycetes*. Archiv für Hydrobiologie **119**, 249-255.
- BARRETT, J. C., GROSSMAN, G. D. & ROSENFELD, J. (1992): *Turbidity-Induced Changes in Reactive Distance of Rainbow-Trout*. Transactions of the American Fisheries Society **121**, 437-443.
- BARTHELMES, D., FREDRICH, F., MATTHEIS, T., GROSCH, U. A. & SOMMER, M. (1995): *Starke Verbesserung des Cyprinidenwachstums in anthropogen hypertrophierten, vormalig natürlichen eutrophen Flußseen: ein ungewöhnlicher Langzeittrend in Gewässern von Berlin (Deutschland)*. Limnologica **25**, 251-275.
- BEASLEY, G. & KNEALE, P. (2002): *Reviewing the impact of metals and PAHs on macroinvertebrates in urban watercourses*. Progress in Physical Geography **26**, 236-270.
- BEAVAN L., SADLER J. & PINDER C. (2001): *The invertebrate fauna of a physically modified urban river*. Hydrobiologia **445**, 97-108.
- BEHRENDT, H., NIXDORF, B. & PAGENKOPF, W. G. (1993): *Phenomenological Description of Polytmixis and Influence on Oxygen Budget and Phosphorus Release in Lake Müggelsee*. Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie **78**, 411-421.
- BEHRENDT H. & OPITZ D. (1999): *Retention of nutrients in river systems: Dependence on specific runoff and hydraulic load*. Hydrobiologia **410**, 121-133.
- BENFIELD, E. F. (1996): *Leaf breakdown in stream ecosystems*. In: Methods in Stream Ecology, 579-589, Academic Press, London.



- BENKE, A. C., VANARSDALL, T. C., GILLESPIE, D. M. & PARRISH, F. K. (1984): *Invertebrate Productivity in A Sub-Tropical Blackwater River - the Importance of Habitat and Life-History*. Ecological Monographs **54**, 25-63.
- BENNER, R., LAY, J., KNEES, E. & HODSON, R. E. (1988): *Carbon Conversion Efficiency for Bacterial-Growth on Lignocellulose - Implications for Detritus-Based Food Webs*. Limnology & Oceanography **33**, 1514-1526.
- BERESFORD, N., JOBLING, S., WILLIAMS, R. & SUMPTER, J. P. (2004): *Endocrine disruption in juvenile roach from English rivers: a preliminary study*. Journal of Fish Biology **64**, 580-586.
- BERGER, U. & HEYER, J. (1989): *Untersuchungen zum Methankreislauf in der Saale*. Journal of Basic Microbiology **29**, 195-213.
- BERKAS, R. W. (1980): *Effects of urban runoff and wastewater effluent on rivers*. U.S.Geological Survey, Water-Resources Investigations, Washington D.C. 27-80.
- BERMINGHAM, S., MALTBY, L. & COOKE, R. C. (1996): *Effects of a coal mine effluent on aquatic hyphomycetes. 1. Field study*. Journal of Applied Ecology **33**, 1311-1321.
- BETTINETTI R., GIAREI C. & PROVINI A. (2003): *Chemical analysis and sediment toxicity bioassays to assess the contamination of the River Lambro (Northern Italy)*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology **45**, 72-78.
- BfG (1997): *IKSMS-Projekt: Oxygen budget and biological processes in the regulated rivers Mosel and Saar, Final report 1997*. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Bericht BfG-1091, Textbd. 78 S. + Annex-Bd. 167 S.
- BHOWMIK, N. G. & MAZUMDER, B. S. (1990): *Physical forces generated by barge-tow traffic within a navigable waterway*. In: Hydraulic Engineering, 604-609, American Society of Civil Engineers, New York.
- BILLEN, G. (1991): *Protein degradation in aquatic environments*. In: R. Chröst (Hrsg.) *Microbial enzymes in aquatic environments*. Springer. 122-142.
- BINELLI A., BACCHETTA R., MANTECCA P., RICCIARDI F., PROVINI A. & VAILATI G. (2004): *DDT in zebra mussels from Lake Maggiore (N. Italy): level of contamination and endocrine disruptions*. Aquatic Toxicology **69**, 175-188.
- BOET, P., BELLARD, J., BERREBI-DIT-THOMAS, R. & TALES, E. (1999): *Multiple human impacts by the City of Paris on fish communities in the Seine river basin, France*. Hydrobiologia **410**, 59-68.
- BÖHME, M. (1994): *Release and consumption of oxygen by a phytoplankton dominated community of a eutrophic lowland river*. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie **25**, 1585-1589.
- BOLSTAD, P. V. & SWANK, W. T. (1997): *Cumulative impacts of landuse on water quality in a southern Appalachian watershed*. Journal of the American Water Resources Association **33(2)**, 519-533.

- BOOTH, D. B. (2005): *Challenges and prospects for restoring urban streams: a perspective from the Pacific Northwest of North America*. Journal of the North American Benthological Society **24**, 724-737.
- BORCHARDT, D. (1991): *A Contribution to the Ecological Valuation of Combined Sewage Emissions in Running Waters*. Zeitschrift für Wasser und Abwasser Forschung-Journal for Water and Wastewater Research **24**, 221-225.
- BORCHARDT, D. (1993): *Effects of flow and refugia on drift loss of benthic macroinvertebrates: implication for habitat restoration in lowland streams*. Freshwater Biology **29** 221-227.
- BORCHARDT, D. (2001): *Ökologische Wirkungsprognosen in anthropogen belasteten Fließgewässern und ihre Modellierung – Beiträge für eine integrale und einzugsgebietsbezogene Gewässerbewirtschaftung*. Habilitation, Universität Kassel.
- BORCHARDT, D. & SPERLING, F. (1997): *Urban stormwater discharges: ecological effects on receiving waters and consequences for technical measures*. Water Science and Technology **36**, 173-178.
- BORCHARDT, D. & STATZNER, B. (1990): *Ecological impact of urban stormwater runoff studied in experimental flumes: population loss by drift and availability of refugial space*. Aquatic Science **52**, 299-314.
- BOULTON, A. J., SCARSBROOK, M. R., QUINN, J. M. & BURRELL, G. P. (2005): *Land-use effects on the hyporheic ecology of five small streams near Hamilton, New Zealand*. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research **31**, 609-622.
- BOXALL, A. B. A. & MALTBY, L. (1997): *The effects of motorway runoff on freshwater ecosystems*. Arch. Environ. Toxicol. Chem. **33**, 9-16.
- BRAVARD, J. P., AMOROS, C., PAUTOU, G., BORNETTE, G., BOURNAUD, M., DESCHATELLIERS, M.C., GIBERT, J., PEIRY, J.L., PERRIN, J.F. & TACHET, H. (1997): *River incision in south-east France: Morphological phenomena and ecological effects*. Regulated Rivers – Research & Management **13**, 75-90.
- BRETSCHKO, G. (1992): *The sediment fauna in the uppermost parts of the impoundment „Altenwörth“ (Danube stream km 2005 and 2007)*. Archiv für Hydrobiologie, Supplement **84**, 131-168.
- BRION, N. & BILLEN, G. (2000): *Wastewater as a source of nitrifying bacteria in river systems: the case of the River Seine downstream from Paris*. Water Research **34**, 3213-3221.
- BROCKWAY, D. R. (1950): *Metabolic products and their effects*. Prog. Fish. Cult. **12**, 127-129.
- BROOKES, A. & HANBURY, R. G. (1990): *Environmental impacts on navigable river and canal systems: a review of the British experience*. Bull.PIANC, S.I **4**, 91-103.
- BROWN, K. J. (1994): *River-bed sedimentation caused by off-road vehicles at river fords in the Victorian Highlands, Australia*. Water Research Bulletin **30**, 239-250.
- BROWN, V. M., JORDAN, D. H. M. & TILLER, B. A. (1969): *Acute Toxicity to Rainbow Trout of Fluctuating Concentrations and Mixtures of Ammonia Phenol and Zinc*. Journal of Fish Biology **1**, 1-&.

- BRUNKE, M. (1999): *Colmation and depth filtration within streambeds: Retention of particles in hyporheic interstices*. International Review of Hydrobiology **84**, 99-117.
- BRUNKE, M., GRAFAHREND-BELAU, E. & PUSCH, M. (2006): *Bedeutung von Totholz für das Makrozoobenthos*. In: Stoffdynamik und Habitatstruktur in der Elbe (Hrsg. Pusch, M. & Fischer, H.). Konzepte zur nachhaltigen Nutzung einer Flusslandschaft Bd. **5**, Weissensee-Verlag, 272-277.
- BRUNKE, M., HOFFMANN, A. & PUSCH, M. (2002): *Association between invertebrate assemblages and meshabitats in a lowland river (Spree, Germany): A chance for predictions?* Archiv für Hydrobiologie **154**, 1-21.
- BRYANT, S. E., SCHULTZ, T. W. (1994): *Toxicological Assessment of Biotransformation Products of Pentachlorophenol - Tetrahymena Population-Growth Impairment*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology **26**, 299-303.
- BURNS, A. (1997): *The role of disturbance in the ecology of biofilms in the River Murray, South Australia*. PhD Thesis, University of Adelaide, Adelaide.
- BURNS, A. & WALKER, K. F. (2000): *Effects of water level regulation on algal biofilms in the River Murray, South Australia*. Regulated Rivers – Research & Management **16**, 433-444.
- BURNS, A. & RYDER, D. S. (2001): *Potential for biofilms as biological indicators in Australian riverine systems*. Ecological Management & Restoration **2(1)**, 53-63.
- BURTON, G. A., GUNNISON, D. & LANZA, G. R. (1987): *Survival of Pathogenic Bacteria in Various Fresh-Water Sediments*. Applied and Environmental Microbiology **53**, 633-638.
- BURTON, G. A. & PITT, R. (2002): *Stormwater effects handbook: a toolbox for watershed managers, scientists and engineers*. Lewis Publishers, CRC Press. 913 S.
- BURTON, G. A., PITT, R. & CLARK, S. (2000): *The role of traditional and novel toxicity test methods in assessing stormwater and sediment contamination*. Critical Reviews in Environmental Science and Technology **30**, 413-447.
- BUSCH, N. (2006): *Hydrologische Grundlagen der Stauregulierung von Flüssen*. In: Stauregulierte Flüsse in Deutschland (Hrsg. D. Müller, A. Schöl, T. Bergfeld, Y. Strunck), S. 19-33. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- CAIRNS, J. & DICKSON, K. L. (1977): *Recovery of streams from spills of hazardous materials*. In: Recovery and restoration of damaged ecosystems, S. 24-42, University Press of Virginia, Charlottesville.
- CALMANO, W., HONG, J. & FORSTNER, U. (1993): *Binding and Mobilization of Heavy-Metals in Contaminated Sediments Affected by Ph and Redox Potential*. Water Science and Technology, **28**, 223-235.
- CARACO, N. F., COLE, J. J. & LIKENS, G. E. (1993): *Sulfate Control of Phosphorus Availability in Lakes - A Test and Reevaluation of Hasler and Einsele Model*. Hydrobiologia **253**, 275-280.

- CARDINALE, B. J., PALMER, M. A., SWAN, C. M., BROOKS, S. & POFF, N. L. (2002): *The influence of substrate heterogeneity on biofilm metabolism in a stream ecosystem*. Ecology **83**, 412-422.
- CARLING, R. A. (1992): *In-stream hydraulics and sediment transport*. In: The River Handbook. Hydrological and Ecological Principles. 1 Blackwell Science, Cambridge.
- CARPENTER, S. R. & LODGE, D. M. (1986): *Effects of Submersed Macrophytes on Ecosystem Processes*. Aquatic Botany **26**, 341-370.
- CASPERS, H. (1966): *Stoffwechselfynamische Gesichtspunkte zur Definition der Saprobitätsstufen*. Verhandlungen des Internationalen Vereins für Limnologie **16**, 801-808.
- CATTANEO, A. (1983): *Grazing on Epiphytes*. Limnology & Oceanography **28**, 124-132.
- CERCO, C. F. (1985): *Sedimentation column exchanges of nutrients and oxygen in the tidal James and Appomattox rivers*. Report Order No. PB85-242915/GAR. Government Reports Announcement Index (US) 1985 (**85**)**26**, abstract no. 560,606.
- CHEBBO, G. (1992): *Solides des rejets pluviaux urbains: caractérisation et traitabilité*. 1992. PhD Thesis, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées.
- CHEBBO, G. & BACHOC, A. (1992): *Characterization of Suspended-Solids in Urban Wet Weather Discharges*. Water Science and Technology **25**, 171-179.
- CHOLNOCKY, B. J. (1960): *The relationships between algae and the chemistry of natural waters*. C.C.T.A./C.S.A. Publications **64**, 215-225.
- CHRÓST, R. H. & FAUST, M. A. (1983): *Organic carbon release by phytoplankton: its composition and utilisation by bacterioplankton*. Journal of Plankton Research **5**, 477-493.
- CLARET, C., MARMONIER, P. & BRAVARD, J.P. (1998): *Seasonal dynamics of nutrient and biofilm in interstitial habitats of two contrasting riffles in a regulated large river*. Aquatic Sciences **60**, 33-55.
- CLEMENTS W. H. (1994): *Benthic invertebrate community responses to heavy-metals in the Upper Arkansas River Basin, Colorado*. Journal of the North American Benthological Society **13**, 30-44.
- COLE, R. A. (1973): *Stream community response to nutrient enrichment*. Journal WPCF **45**, 1874-1888.
- CONNELL, J. (1978): *Diversity in tropical rainforests and coral reefs - High Diversity of Trees and Corals Is Maintained Only in A Non-Equilibrium State*. Science **199**, 1302-1310.
- COOK, S. F. & MOORE, R. L. (1969): *Effects of A Rotenone Treatment on Insect Fauna of A California Stream*. Transactions of the American Fisheries Society **98**, 539-544.
- COOKE, J. G., STUB, L. & MORA, N. (1992): *Fractionation of Phosphorus in the Sediment of A Wetland After A Decade of Receiving Sewage Effluent*. Journal of Environmental Quality **21**, 726-732.

- COPP, G. H., GUTI, G., ROVNY, B. & CERNY, J. (1994): *Hierarchical Analysis of Habitat Use by 0+ Juvenile Fish in Hungarian/Slovak Flood-Plain of the Danube River*. Environmental Biology of Fishes **40**, 329-348.
- CUFFNEY, T. F., WALLACE, J. B. & WEBSTER, J. R. (1984): *Pesticide manipulation of a headwater stream: invertebrate responses and their significance for ecosystem processes*. Freshwater Invertebrate Biology **3**, 153-171.
- DAUBNER, I. & TRIZLOVA, B. (1978): *Metabolic activity of bacteria in the river Danube in a year cycle*. Verhandlungen des Internationalen Vereins für Limnologie **20**, 2245-2248.
- DAVIS, J. C. (1975): *Minimal dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis on Canadian species: a review*. Journal of Fish. Res. Board Can. **32**, 2295-2332.
- DAVIS, S. F. & WINTERBOURII, M. J. (1977): *Breakdown and colonisation of Nothofagus leaves in a New Zealand stream*. Oikos **28**: 250-255.
- DE BISTHOVEN, L. J., NUYS, P., GODDEERIS, B. & OLLEVER, F. (1998): *Sublethal parameters in morphologically deformed Chironomus larvae: clues to understanding their bioindicator value*. Freshwater Biology **39**, 179-191.
- DEBILLY, V. D., REYES-MARCHANT, P., LAIR, N. & VALADAS, B. (2000): *Impact of agricultural practices on a small headwater stream: terrestrial and aquatic characteristics and self-purifying processes*. Hydrobiologia **421**, 129-139.
- DEMARS, B. O. L. & HARPER, D. M. (1998): *The aquatic macrophytes of an English lowland river system: assessing response to nutrient enrichment*. Hydrobiologia **384**, 75-88.
- DEN HARTOG, C., VAN DEN BRINK, F. W. B. & VAN DER VELDE, B. G. P. (2004): *Why was the invasion of the River Rhine by Corophium curvispinum and Corbicula sp. so successful?* Journal of Natural History **26**, 1121-1129.
- DESCY, J. P. & GOSSELAIN, V. (1994): *Development and ecological importance of phytoplankton in a large lowland river (River Meuse, Belgium)*. Hydrobiologia **289**, 139-155.
- DEVIN, S., PISCART, C., BEISEL, J.N. & MORETEAU, J.C. (2003): *Ecological traits of the amphipod invader Dikerogammarus villosus on a mesohabitat scale*. Archiv für Hydrobiologie **158**, 43-56.
- DIGIANO, F. A., COLER, R. A., DAHIYA, R. C. & BERGER, B. B. (1975): *A projection of pollutional effects of urban runoff in the Green River, MA*. Proc. Am. Water Res. Assoc. **20**, 28-37.
- DIN 38410, Teil 2 (1990): *Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M) Bestimmung des Saprobienindex (M2)*.
- DODDS, W. K., LOPEZ, A. J., BOWDEN, W. B., GREGORY, S., GRIMM, N. B., HAMILTON, S. K., HERSHEY, A. E., MARTI, E., MCDOWELL, W. H., MEYER, J. L., MORRALL, D., MULHOLLAND, P. J., PETERSON, B. J., TANK, J. L., VALETT, H. M., WEBSTER, J. R. & WOLLHEIM, W. (2002): *N uptake as a function of concentration in streams*. Journal of the North American Benthological Society **21**, 206-220.
- DUDA, A. M., LENAT, D. R. & PENROSE, D. L. (1982): *Water quality in urban streams – what we can expect*. J. Water Pollut. Control Fed. **54**, 1139-1147.

- DUNCAN, A., KUBECKA, J., KETT, S., HANNA, N. & SKELDON, J. (2001): *Habitats of 0+ fry in a English lowland river*. Archiv für Hydrobiologie Supplement 135/2 Large Rivers **12**, 153-171.
- ECKEL, O. & REUTER, H. (1950): *Zur Berechnung des sommerlichen Wärmeumsatzes in Flussläufen*. Geographiska Annaler **1950**, 188-209.
- ECKHOLDT, M. [Hrsg.] (1998): *Flüsse und Kanäle. Die Geschichte der deutschen Wasserstraßen*. DSV-Verlag, Hamburg.
- EGANHOUSE, R. P. & SHERBLOM, P. M. (2001): *Anthropogenic organic contaminants in the effluent of a combined sewer overflow: impact on Boston Harbor*. Marine Environmental Research **51**, 51-74.
- EG-WRRL (EUROPÄISCHE WASSERRAHMENRICHTLINIE) (2000): *Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich Wasserpolitik*.
- EIFAC (1983): *Revised report of fish toxicity testing procedures*. EIFAC Technical Paper No. 24, Revision 1. FAO Rom. 37 S.
- EITNER, A. (2004): *Struktur und Entwicklung benthischer Biofilme in Fließgewässern - Messungen und Simulation*. Dissertation, Technischen Universität Berlin. 116 S.
- ELLIS, J. B. (1986): *Pollution aspects of urban runoff*. In: Urban Runoff Pollution Springer, Berlin.
- ELLIS, J. B. & HVITVED-JACOBSEN, T. (1997): *Urban drainage impacts on receiving waters*. Journal of Hydraulic Research, Special Issue on urban storm drainage, **35**.
- ELLIS, J. B. & MARSALEK, J. (1996): *Overview of urban drainage: environmental impacts and concerns, means of mitigation and implementation policies*. Journal of Hydraulic Research **34(6)**, 723-731.
- ELLIS, J. B. & REVITT, D. M. (2001): *Drainage, Runoff and Groundwater*. In: Guidelines for the Environmental Management of Highways (Hrsg. Mudge, G.), 67-102. Institution of Highways & Transportation, London.
- ELLIS, J. B., REVITT, D. M., SHUTES, R. B. E. & BASCOMBE, A. D. (1990): *The ecotoxicological impact of heavy metals in storm sewer overflows*. In: Drainage Models and Quality Issues (Hrsg. Iwasa, Y., Sueishi, T.). Proc. 5th Int. Conf. Urban Storm Drainage. Osaka, Japan, 439-444.
- ELLIS, J. B. & YU, W. (1995): *Bacteriology of Urban Runoff - the Combined Sewer As A Bacterial Reactor and Generator*. Water Science and Technology **31**, 303-310.
- ELSTER, H. J. (1958): *Das limnologische Seentypensystem. Rückblick und Ausblick*. Verhandlungen des Internationalen Vereins für Limnologie **13**, 101-120.
- ELWOOD, J. W., NEWBOLD, J. D., O'NEILL, R. V. & VANWINKLE, W. (1983): *Resource spiraling: An operational paradigm for analysing lotic ecosystems*. In: The Dynamics of Lotic Ecosystems, 3-27, Ann Arbor Science: Ann Arbor, MI 3.
- EMERSON, K., RUSSO, R. C., LUND, R. E. & THURSTON, R. V. (1975): *Aqueous Ammonia Equilibrium Calculations - Effect of Ph and Temperature*. Journal of the Fisheries Research Board of Canada **32**, 2379-2383.

- ESTEBE, A., MOUCHEL, J.-M. & THEVENOT, D. R. (1993): *Impact des orages en zone urbaine sur les concentrations métalliques des matières en suspension de la Seine*. 1993. PIREN-Seine program, group 4, final report 1989-1992.
- ESTÉBE, A., MOUCHEL, J. M. & THEVENOT, D. R. (1998): *Urban runoff impacts on particulate metal concentrations in river Seine*. Water Air and Soil Pollution **108**, 83-105.
- EVEN, S., POULIN, M., MOUCHEL, J. M., SEIDL, M. & SERVAIS, P. (2004): *Modelling oxygen deficits in the Seine River downstream of combined sewer overflows*. Ecological Modelling **173**, 177-196.
- FENCHEL, T. (1980): *Suspension Feeding in Ciliated Protozoa - Feeding Rates and Their Ecological Significance*. Microbial Ecology **6**, 13-25.
- FINDLAY, S., MEYER, J. L. & RISLEY, R. (1986): *Benthic Bacterial Biomass and Production in 2 Black-water Rivers*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **43**, 1271-1276.
- FINDLAY, S. & SOBCZAK, W. V. (2000): *Microbial communities in hyporheic sediments*. In: Streams and Ground Waters, 287-306, Academic Press, San Diego.
- FINKENBINE, J. K., ATWATER, D. S. & MAVINIC, D. S. (2000): *Stream health after urbanization*. Am. Water Resour. Assoc. **36**, 1149-1160.
- FISCHER, H. (2000): *The abundances and production of bacteria in river sediments, and their relation to the biochemical composition of organic matter*. Dissertation, Universität Freiburg.
- FISCHER, H. (2002): *The role of biofilms in the uptake and transformation of dissolved organic matter*. In: Findlay, S. & Sinsabaugh, R. L. (Hrsg.): Aquatic Ecosystems: interactivity of dissolved organic matter, Academic Press.
- FISCHER, H., KLOEP, F., WILCZEK, S. & PUSCH, M.T. (2005): *A river's liver – microbial processes within the hyporheic zone of a large lowland river*. Biogeochemistry **76**: 349–371.
- FISCHER, H. & PUSCH, M. (2001): *Comparison of bacterial production in sediments, epiphyton and the pelagic zone of a lowland river*. Freshwater Biology, **46**, 1335-1348.
- FISCHER, H., SACHSE, A., STEINBERG, C. & PUSCH, M. (2002a): *Differential retention and utilization of dissolved organic carbon (DOC) by bacteria in river sediments*. Limnology & Oceanography **47**: 1702-1711.
- FISCHER, H., SUKHODOLOV, A., WILCZEK, S. & ENGELHARDT, C. (2003): *Effects of flow dynamics and sediment movement on microbial activity in a lowland river*. River Research and Applications **19**: 473-482.
- FISCHER, H., WANNER, S. C. & PUSCH, M. (2002b): *Bacterial abundance and production in river sediments as related to the biochemical composition of particulate organic matter (POM)*. Biogeochemistry **61**: 37-55.
- FLORESRODRIGUEZ, J., BUSSY, A. L. & THEVENOT, D. R. (1994): *Toxic Metals in Urban Runoff - Physicochemical Mobility Assessment Using Speciation Schemes*. Water Science and Technology **29**, 83-93.

- FLOYD, K. B., HOYT, R. D. & TIMBROOK, S. (1984): *Chronology of Appearance and Habitat Partitioning by Stream Larval Fishes*. Transactions of the American Fisheries Society **113**, 217-223.
- FÖRSTER, J. (1990): *Roof runoff: a source of pollutants in urban storm drainage systems*. 469-474. 1990. Proc. 5th Int. Conf. on Urban Storm Drainage, Osaka, Japan, 23-27 July.
- FOSTER, P. L. (1977): *Copper Exclusion As A Mechanism of Heavy-Metal Tolerance in A Green-Alga*. Nature **269**, 322-323.
- FRANKE, D. (2006): *Auswirkung von Schiffahrtswellen auf die Binnenwasserstraßen von Berlin*. Studienarbeit, Technische Universität Bergakademie Freiberg. 60 S.
- FREEMAN, C. & LOCK, M. A. (1995): *The Biofilm Polysaccharide Matrix - A Buffer Against Changing Organic Substrate Supply*. Limnology & Oceanography **40**, 273-278.
- FRIEDEL, E. (1869): *Seltene Fische aus der Havel*. Zool. Garten **10**, 93-98.
- FRIEDEL, E. (1886): *Die Wirbeltiere der Provinz Brandenburg*. Festschrift für die 59. Versammlung Deutscher Naturforscher und Ärzte zu Berlin, Berlin.
- FRIEDRICH, G. & VIEHWEG, M. (1984): *Recent development of the phytoplankton and its activity in the Lower Rhine*. Verhandlungen des Internationalen Vereins für Limnologie **22**, 2029-2035.
- GAMMETER, S. & FRUTIGER, A. (1990): *Short-Term Toxicity of NH<sub>3</sub> and Low Oxygen to Benthic Macroinvertebrates of Running Waters and Conclusions for Wet Weather Water-Pollution Control Measures*. Water Science and Technology **22**, 291-296.
- GARNER, P. (1996): *Microhabitat use and diet of 0+ cyprinid fishes in a lentic, regulated reach of the River Great Ouse, England*. Journal of Fish Biology **48**, 367-382.
- GARNER, P. (1999): *Swimming ability and differential use of velocity patches by 0+ cyprinids*. Ecology of Freshwater Fish **8**, 55-58.
- GARNIER, J., BILLEN, G. & SERVAIS, P. (1992): *Physiological characteristics and ecological role of small and large size bacteria in a polluted river (Seine River, France)*. Archiv für Hydrobiologie Beih. **37**, 83-94.
- GARRAD, P. N. & HEY, R. D. (1987): *Boat Traffic, Sediment Resuspension and Turbidity in A Broadland River*. Journal of Hydrology **95**, 289-297.
- GARRIC, J., MIGEON, B. & VINDIMIAN, E. (1990): *Lethal effects of draining on brown trout. A predictive model based on field and laboratory studies*. Water Research **24**, 59-65.
- GAUSS, J. D., WOODS, P. E., WINNER, R. W. & SKILLINGS, J. H. (1985): *Acute Toxicity of Copper to 3 Life Stages of Chironomus-Tentans As Affected by Water Hardness Alkalinity*. Environmental Pollution Series A-Ecological and Biological **37**, 149-157.
- GESSNER, M. (1991): *Differences in processing dynamics of fresh and dried leaf litter in a stream*. Freshwater Biology **26**, 387-398.
- GESSNER, M. & SCHWOERBEL, J. (1991): *Fungal biomass associated with decaying leaf litter in a stream*. Oecologia **87**, 602-603.



- GESSNER, M. O., CHAUVET, E. & DOBSON, M. (1999): *A perspective on leaf litter breakdown in streams*. *Oikos* **85**, 377-384.
- GHADIUANI, A., PINEL-ALLOUL, B. & PREPAS, E. E. (2003): *Effects of experimentally induced cyanobacterial blooms on crustacean zooplankton communities*. *Freshwater Biology* **48**, 363-381.
- GHOSH, U., GILLETTE, J. S., LUTHY, R. G. & ZARE, R. N. (2000): *Microscale location, characterization, and association of polycyclic aromatic hydrocarbons on harbor sediment particles*. *Environmental Science & Technology* **34**, 1729-1736.
- GIBSON, C. J., STADTERMAN, K. L., STATES, S. & SYKORA, J. (1998): *Combined sewer overflows: a source of Cryptosporidium and Giardia?* *Water Science & Technology* **38**, 67-72.
- GIBSON, J. P., LYONS, J. T. & TENNANT, P. A. (1996): *Identification of CSO Impacts on a Large River*. Paper presented at Water Environ. Fed. Specialty Conf. Urban Wet Weather Pollut.: Control Sewer Overflows Stormwater Runoff, Quebec City, Quebec Canada.
- GONI-URRIZA, M., CAPDEPUY, M., ARPIN, C., RAYMOND, N., CAUMETTE, P. & QUENTIN, C. (2000): *Impact of an urban effluent on antibiotic resistance of riverine Enterobacteriaceae and Aeromonas spp.* *Applied and Environmental Microbiology* **66**, 125-132.
- GRAFIUS, E. & ANDERSON, N. H. (1979): *Population-Dynamics, Bioenergetics, and Role of Lepidostoma-Quercina Ross (Trichoptera, Lepidostomatidae) in An Oregon Woodland Stream*. *Ecology* **60**, 433-441.
- GRAHAM, R. J. (1959): *Effects of forest insect spraying on trout and aquatic insects in some Montana streams*. 62-65. 1959. Cincinnati, Ohio, Robert A. Taft Sanitary Engineering Centre. Seminar on biological problems in water pollution.
- GRAPENTINE, L., ROCHFORT, Q. & MARSALEK, J. (2004): *Benthic responses to wet-weather discharges in urban streams in southern Ontario*. *Water Quality Research Journal of Canada* **39**, 374-391.
- GRIMM, N. B., SHEIBLEY, R. W., CRENSHAW, C. L., DAHM, C. N., ROACH, W. J. & ZEGLIN, L. H. (2005): *N retention and transformation in urban streams*. *Journal of the North American Benthological Society* **24**, 626-642.
- GROMAIRE, M. C., GARNAUD, S., SAAD, M. & CHEBBO, G. (2001): *Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewers*. *Water Research* **35**, 521-533.
- GROSCH, U., RENNERT, B. & HILGE, V. (2000): *Development and use of surface waters, and the fate of the related fisheries in the Berlin area of Germany*. *Fisheries Management and Ecology* **7**, 179-188.
- GÜCKER, B. (2001): *Abundanz, Biomasse und Verteilung von bakterivoren Flagellaten und Ciliaten in den Sedimenten eines Flachlandflusses (Spree, Brandenburg)*. Diplomarbeit, Philipps-Universität Marburg. 99S. & Anhang.
- GÜCKER, B. & BOECHAT, I. G. (2004): *Stream morphology controls ammonium retention in tropical headwaters*. *Ecology* **85**, 2818-2827.

- GÜCKER, B., BRAUNS, M. & PUSCH, M. T. (2006): *Effects of wastewater treatment plant discharge on ecosystem structure and function of lowland streams*. Journal of the North American Benthological Society **25**, 313-329.
- GÜCKER, B. & PUSCH, M. T. (2006): *Regulation of nutrient uptake in eutrophic lowland streams*. Limnology & Oceanography **51**, 1443-1453.
- GUNKEL, G. (1991): *Die gewässerökologische Situation in einer urbanen Großsiedlung (Märkisches Viertel, Berlin)*. In: Urbane Gewässer. (Hrsg. Schuhmacher, H., Thiesmeier, B.), S. 122-174. Westarp Wissenschaften, Essen.
- GUNKEL, G. (1993): *Limnologie urbaner Gewässer – Belastungen, Belastungsgrenzen und Management am Beispiel Berliner Gewässer*. Metelener Schriften für Naturschutz **4**, 239-247.
- GUNKEL, G. (1994): *Bioindikation in aquatischen Ökosystemen*. Fischer, Jena, Stuttgart. 540 S.
- GUTREUTER, S., DETTMERS, J. M. & WAHL, D. H. (2003): *Estimating mortality rates of adult fish from entrainment through the propellers of river towboats*. Transactions of the American Fisheries Society **132**, 646-661.
- HAAG, I., KERN, U. & WESTRICH, B. (2001): *Erosion investigation and sediment quality measurement for a comprehensive risk assessment of contaminated aquatic sediments*. The Science of the Total Environment **266**, 249-257.
- HAGGARD, B. E., STORM, D. E. & STANLEY, E. H. (2001): *Effect of a point source input on stream nutrient retention*. Journal of the American Water Resources Association **37**, 1291-1299.
- HALL, R. O. (1995): *Use of A Stable Carbon-Isotope Addition to Trace Bacterial Carbon Through A Stream Food-Web*. Journal of the North American Benthological Society **14**, 269-277.
- HALL, R. O. & TANK, J. L. (2003): *Ecosystem metabolism controls nitrogen uptake in streams in Grand Teton National Park, Wyoming*. Limnology & Oceanography **48**, 1120-1128.
- HAMMER, M. J. (1986): *Water and wastewater technology*. Wiley, New York.
- HANSEN, P. D., HUSCHEK, G., UNRUH, E., PERKOWSKA, A., FISCHER, B. & DIZER, H. (2005): *Vorkommen und Wirkung von endokrin wirksamen Stoffen einschließlich von Sedimentuntersuchungen in Berliner Gewässern zur Einschätzung der Fortpflanzungsgefährdung der Berliner Fischbestände*. Bericht zum Senatsvorhaben. Technische Universität Berlin, Fakultät VII, Institut für Ökologie – Fachbereich Ökotoxikologie.
- HARREMOES, P. (1982): *Immediate and Delayed Oxygen Depletion in Rivers*. Water Research **16**, 1093-1098.
- HARREMOES, P & RAUCH, W. A. (1997): *Integrated design and analysis of drainage systems, including sewers, treatment and receiving waters*. Journal of Hydraulic Research, Special Issue on urban storm drainage, 35.
- HATCH, A. C. & BURTON, G. A. (1999): *Sediment toxicity and stormwater runoff in a contaminated receiving system: Consideration of different bioassays in the laboratory and field*. Chemosphere **39**, 1001-1017.
- HAX, C. L. & GOLLADAY, S. W. (1993): *Macroinvertebrate colonization and biofilm development on leaves and wood in a boreal river*. Freshwater Biology **29**, 79-87.

- HAY, M. E. & KUBANEK, J. (2002): *Community and ecosystem level consequences of chemical cues in the plankton*. Journal of Chemical Ecology **28**, 2001-2016.
- HEANEY, J. P. & HUBER, W. C. (1984): *Nationwide assessment of urban runoff on receiving water quality*. Water Resour. Bull. **20**, 35-42.
- HEANEY, J. P., HUBER, W. C. & LEHMAN, M. E. (1980): *Nationwide Assessment of Receiving Water Impacts from Urban Storm Water Pollution*. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, April 1980.
- HEINZMANN, B. (1998): *Improvement of the surface water quality in the Berlin region*. Water Science and Technology **38**, 191-200.
- HENEGBRY, M. S. & CAIRNS, J. (1980): *Monitoring of Stream Pollution Using Protozoan Communities on Artificial Substrates*. Transactions of the American Microscopical Society **99**, 151-160.
- HERING, D., MOOG, O., SANDIN, L. & VERDONSCHOT, P. F. M. (2004): *Overview and application of the AQEM assessment system*. Hydrobiologia **516**, 1-21.
- HERMANUTZ, R. O., HEDTKE, S. F., ARTHUR, J. W., ANDREW, R. W. & ALLEN, K. N. (1987): *Ammonia effects on microinvertebrates and fish in outdoor experimental systems*. Environmental Pollution **47**, 249-283.
- HICKEY, C. W. & VICKERS, M. L. (1994): *Toxicity of Ammonia to 9 Native New-Zealand Fresh-Water Invertebrate Species*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology **26**, 292-298.
- HIEBER, M. & GESSNER, M. O. (2002): *Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates*. Ecology, **83**, 1026-1038.
- HILL, B. H. & WEBSTER, J. R. (1982): *Periphyton production in an Appalachian river*. Hydrobiologia **97**, 275-280.
- HILLBRICHT-ILKOWSKA, A. (1999): *Shallow lakes in lowland river systems: Role in transport and transformations of nutrients and in biological diversity*. Hydrobiologia **409**, 349-358.
- HOELZMANN, P. & ZELLMER, D. (1999): *Geogene und anthropogene Schwermetallgehalte in Schwebstoffen und Sedimenten von Havel und Spree*. In: Ressourcen-Umwelt-Management - Wasser - Boden - Sedimente , 115-130, Gesellschaft für Umweltgeowissenschaften (GUG) in der deutschen geologischen Gesellschaft (DGG).
- HOFBAUER, J. (1965): *Die Zusammensetzung der Brut-und Jungfischschwärme in dem zu einer Schifffahrtsstraße ausgebauten Main*. Zeitschrift für Fischerei NF **13**, 217-234.
- HOLLAND, L. E. (1986): *Effects of Barge Traffic on Distribution and Survival of Ichthyoplankton and Small Fishes in the Upper Mississippi River*. Transactions of the American Fisheries Society **115**, 162-165.
- HOLLAND, L. E. (1987): *Effect of Brief Navigation-Related Dewaterings on Fish Eggs and Larvae*. North American Journal of Fisheries Management **7**, 145-147.
- HOLLAND, R. E., JOHNGEN, T. H. & BEETON, A. M. (1995): *Trends in nutrient concentrations in Hatchery Bay, Western Lake Erie, before and after Dreissena polymorpha*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **52**, 1202-1209.

- HOLZER, P. & KREBS, P. (1998): *Modelling the total ammonia impact of CSO and WWTP effluent on the receiving water*. Water Science and Technology **38(19)**, 31-39.
- HOUSE, M. A., ELLISE, J. B., HERRICKS, E. E., HVITVED-JACOBSEN, T. & SEAGER, J. (1993): *Urban drainage - impacts of receiving water quality*. Water Science and Technology **27**, 117-158.
- HOUSE, W. A. & DENISON, F. H. (1997): *Nutrient dynamics in a lowland stream impacted by sewage effluent: Great Ouse, England*. Science of the Total Environment **205**, 25-49.
- HUNKEN, A. (2006): *Resuspension of particulate organic matter in sand-bed lowland streams*. Archiv fur Hydrobiologie **166**, 169-183.
- HVITVED-JACOBSEN, T. (1982): *The Impact of Combined Sewer Overflows on the Dissolved Oxygen Concentration of a River*. Water Research **16**, 1099-1105.
- HYNES, H. B. N. (1963): *The biology of polluted waters*. Liverpool University Press, Liverpool. 202 S.
- HYNES, H. B. N. (1974): *The Biology of Polluted Waters*. University of Toronto Press, Toronto.
- IDE, F. P. (1967): *Effects of Forest Spraying with DDT on Aquatic Insects of Salmon Streams in New Brunswick*. Journal of the Fisheries Research Board of Canada **24**, 769-805.
- INWOOD, S. E., TANK, J. L. & BERNOT, M. J. (2005): *Patterns of denitrification associated with land use in 9 midwestern headwater streams*. Journal of the North American Benthological Society **24**, 227-245.
- IRELAND, D. S., BURTON, G. A. & HESS, G. G. (1996): *In situ toxicity evaluations of turbidity and photoinduction of polycyclic aromatic hydrocarbons*. Environmental Toxicology and Chemistry **15**, 574-581.
- IRVINE, K. N. & PETTIBONE, G. W. (1993): *Dynamics of Indicator Bacteria Populations in Sediment and River Water Near A Combined Sewer Outfall*. Environmental Technology **14**, 531-542.
- IRVINE, K. N. & PETTIBONE, G. W. (1996): *Planning level evaluation of densities and sources of indicator bacteria in a mixed land use watershed*. Environmental Technology **17**, 1-12.
- JACOBS, J. L. & ELLIS, J. B. (1991): Bacterial water quality in urban receiving waters. Water Science & Technology **24(2)**, 47-52.
- JÄHN, B., KÖHLER, H.-J., RATH, R., WIERZIMOK, D. (1993): *Measurement of the water wave amplitude by Digital Image Processing*. Mitteilungsblatt der Bundesanstalt für Wasserbau **70**, 27-62.
- JAMES, W. F., BARKO, J. W., DAVIS, M., EAKIN, H. L., ROGALA, J. T. & MILLER, A. C. (2000): *Filtration and excretion by zebra mussels: Implications for water quality impacts in Lake Pepin, upper Mississippi River*. Journal of Freshwater Ecology **15**, 429-437.
- JENSEN, J. P., JEPPESEN, E., KRISTENSEN, P., BONDO, P., SONDERGAAR, C. & SONDERGAARD, M. (1992): *Nitrogen Loss and Denitrification As Studied in Relation to Reductions in Nitrogen Loading in A Shallow, Hypertrophic Lake (Lake Sobygard, Denmark)*. Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie **77**, 29-42.

- JENSEN, T. E., RACHLIN, J. W., JANI, V. & WARKENTINE, B. (1982): *An X-Ray-Energy Dispersive Study of Cellular Compartmentalization of Lead and Zinc in Chlorella-Saccharophila (Chlorophyta), Navicula-Incerta and Nitzschia-Closterium (Bacillariophyta)*. Environmental and Experimental Botany **22**, 319-&.
- JETTEN, M. S. M., STROUS, M., VAN DE PAS-SCHOONEN, K., SCHALK, J., VAN DONGEN, U. G. J. M., VAN DE GRAAF, A. A., LOGEMANN, S., MUYZER, G., VAN LOOSDRECHT, M. C. M., KUENEN, J. G. (1998): *The anaerobic oxidation of ammonium*. Fems Microbiology Reviews **22**, 421-437.
- JOCHEM, K. & GERHARD, M. (2002): *Totholz in Fließgewässern - eine Begriffsbestimmung*. Wasser & Boden **10**, 1-8.
- JORGA, W. & WEISE, G. (1979): *Relations between substances in water and the gas metabolism of submersed macrophytes*. Acta Hydrochimica et Hydrobiologica **7**, 379-400.
- JØRGENSEN O. G., SØNDERGAARD, M., HANSEN, H. J., BOSSELMANN, S. & RIEMANN, B. (1983): *Diel variation in concentration, assimilation and respiration of dissolved free ammonia acids in relation to planktonic primary and secondary production in two eutrophic lakes*. Hydrobiologia **107**, 107-122.
- JUDE, D. J., TESAR, F. J. & TIN, H. T. (1998): *Spring distribution and abundance of larval fishes in the St. Marys River, with a note on potential effects of freighter traffic on survival of eggs and larvae*. Journal of Great Lakes Research **24**, 569-581.
- JUNGWIRTH, M., MOOG, O. & MUHAR, S. (1993): *Effects of River Bed Restructuring on Fish and Benthos of a 5th-Order Stream, Melk, Austria*. Regulated Rivers – Research & Management **8**, 195-204.
- KADEN, S., KANTELBERG, G., REHFELD-KLEIN, M., SAUER, CH., SCHUMACHER, F. & WALTER, J. (2002): *Abflussverhältnisse in der Stadtspre*. In: Die Spree - Zustand, Probleme, Entwicklungsmöglichkeiten (Hrsg. J. Köhler, J. Gelbrecht & M. Pusch), 55-59. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- KALWEIT, H., KALWEIT, I. & MAUCH, E. (Hrsg.) (1981): *Auswirkungen von Flusstauhaltungen auf die Gewässerbeschaffenheit*. DVWK-Schriften 15, Beiträge zur Wasserbeschaffenheit. Parey, Hamburg.
- KARBE, L. (1972): *Sauerstoffgehalt und Stickstoffumsatz in einem saprobiell stark belasteten Fließgewässer*. Verhandlungen des Internationalen Vereins für Limnologie **18**, 911-918.
- KARR J. R. & SCHLOSSER, I. J. (1978): *Water resources and the land-water interface*. Science **201**, 229-234.
- KASIMIR, G. D. (1990): *Probleme bei der Messung der bakteriellen Produktion im Unteren Seebach*. Wasser & Abwasser **35**, 267-285.
- KEEFER, T. N., SIMSONS, R. K. & MCQUIVEY, R. S. (1979): *Dissolved Oxygen Impact from Urban Storm Runoff*. EPA-600/2-79-150, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH. March 1979.

- KELDSEN, K. (1996): *Regulation of algal biomass in a small lowland stream: Field experiments on the role of invertebrate grazing, phosphorus and irradiance*. *Freshwater Biology* **36**, 535-546.
- KELLY, M. G. & WHITTON, B. A. (1995): *Trophic Diatom Index - A New Index for Monitoring Eutrophication in Rivers*. *Journal of Applied Phycology* **7**, 433-444.
- KERN, K. (1994): *Grundlagen naturnahes Gewässergestaltung. Geomorphologische Entwicklung von Fließgewässern*. Springer, Berlin.
- KILLGORE, K. J., MILLER, A. C. & CONLEY, K. C. (1987): *Effects of Turbulence on Yolk-Sac Larvae of Paddlefish*. *Transactions of the American Fisheries Society* **116**, 670-673.
- KIM, G., CHOI, E. S. & LEE, D. (2005): *Diffuse and point pollution impacts on the pathogen indicator organism level in the Geum River, Korea*. *Science of the Total Environment* **350**, 94-105.
- KIRCHESCH, V., BERGFELD, T. & MÜLLER, D. (2006): *Auswirkungen der Stauregulierung auf den Stoffhaushalt und die Trophie von Flüssen*. In: *Stauregulierte Flüsse in Deutschland* (Hrsg. D. Müller, A. Schöl, T. Bergfeld, Y. Strunck), 59-78. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- KIRCHESCH, V. & SCHÖL, A. (1999): *Das Gewässergütemodell QSIM – Ein Instrument zur Simulation und Prognosen des Stoffhaushalts und der Planktondynamik von Fließgewässern*. HW 43, H. 6.
- KLERKS, P. L., FRALEIGH, P. C. & LAWNICZAK, J. E. (1996): *Effects of zebra mussels (Dreissena polymorpha) on seston levels and sediment deposition in Western Lake Erie*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **53**, 2284-2291.
- KLOAS, W. (2001): *Wirkungen von endokrin wirksamen Stoffen (endocrine disruptors) auf Fische und Amphibien*. *Wasser & Boden* **53(1/2)**, 16-21.
- KNEIS, D., KNOESCHE, R. & BRONSTERT, A. (2006): *Analysis and simulation of nutrient retention and management for a lowland river-lake system*. *Hydrology and Earth System Sciences* **10**, 575-588.
- KNÖPP, H. (1960): *Untersuchungen über das Sauerstoffproduktionspotential von Flußplankton*. *Schweiz. Z. Hydrol.* **22**, 152-166.
- KNÖPP, H. (1968): *Stoffwechseldynamische Untersuchungsverfahren für die biologische Wasseranalyse*. *Internationalen Review der gesamten Hydrobiologie* **53**, 409-448.
- KNOWLES, G, DOWNING, A. L. & BARRETT, M. J. (1965): *Determination of kinetic constants for nitrifying bacteria in mixed culture, with the aid of an electronic computer*. *J. gen. Microbio.* **38**, 263-278.
- KÖHLER, J. (2002): *Sauerstoffhaushalt*. In: *Die Spree - Zustand, Probleme, Entwicklungsmöglichkeiten* (Hrsg. J. Köhler, J. Gelbrecht & M. Pusch), 55-59. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- KÖHLER, J, PETZOLDT, T., KÖHLER, A., KRUSPE, U., TÄUSCHER, H. & MISCHKE, U. (2002): *Das Phytoplankton des Spreesystems*. In: *Die Spree - Zustand, Probleme, Entwicklungsmöglichkeiten*

- ten (Hrsg. J. Köhler, J. Gelbrecht & M. Pusch), 146-155. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- KÖHLER, J. & WALZ, N. (2002): *Planktondynamik*. In: Die Spree - Zustand, Probleme, Entwicklungsmöglichkeiten (Hrsg. J. Köhler, J. Gelbrecht & M. Pusch), 111-120. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- KOIKE, I. & HATTORI, A. (1978): *Denitrification and Ammonia Formation in Anaerobic Coastal Sediments*. Applied and Environmental Microbiology **35**, 278-282.
- KÖRNER, S. & PUSCH, M. (2002): *Submerse Makrophyten der Spree, ihrer Altarme und der durchflossenen Flachseen*. In: Die Spree - Zustand, Probleme, Entwicklungsmöglichkeiten (Hrsg. J. Köhler, J. Gelbrecht & M. Pusch), 186-196. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- KOSCHEL, R. (1990): *Pelagic calcite precipitation and trophic state of hardwater lakes*. Archiv für Hydrobiologie **33**, 713-722.
- KOSCHEL, R. (1997): *Structure and function of pelagic calcite precipitation in lake ecosystems*. Verhandlungen des Internationalen Vereins für Limnologie **26**, 343-349.
- KOZERSKI, H. P., BEHRENDT, H. & KÖHLER, J. (1999): *The N and P budget of the shallow, flushed lake Muggelsee: retention, external and internal load*. Hydrobiologia **409**, 159-166.
- KRAIEM, M. & PATTEE, E. (1980): *La tolérance à la température et au déficit en oxygène provenant de zones piscicoles voisines*. Archiv für Hydrobiologie **88**, 250-261.
- KREJCI, V., SCHILLING, W. & GAMMETER, S. (1994): *Receiving Water Protection During Wet Weather*. Water Science and Technology **29**, 219-229.
- KREUTZBERGER, W. A., RACE, R. A., MEINHOLZ, T. L., HARPER, M. & IBACH, J. (1980): *Impact of Sediments on Dissolved-Oxygen Concentrations Following Combined Sewer Overflows*. Journal Water Pollution Control Federation **52**, 192-201.
- KREUTZWEISER, D. P. & KINGSBURY, P. D. (1982): *Recovery of stream benthos and its utilization by native fish following high dosage permethrin applications*. FPM-X-59, 1-18. 1982. Forest Pest Management Institute, Environment Canada.
- KUENZLER, E. J. (1982): *Benthic nutrient cycling in the Pamlico river*. Report, Water Resources Research Institute of the University of North Carolina.
- KUIPER J. G. & WOLFF, W. J. (1970): *The Mollusca of the estuarine region of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt in relation to the hydrography of the area. III. The genus Pisidium*. Basteria, Leiden **34**, 1-42.
- KUNZE, C. & SCHUBERT, M. R. (1983): *Mikrobieller Zelluloseabbau in einem Fließgewässer*. Zbl. Mikrobiol. **138**, 3-8.
- LAM, C. W. Y. (1979): *Dynamics of phytoplankton growth in the Waikato River, North Island, New Zealand*. Hydrobiologia **66**, 237-244.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) (1997): *Erprobung von Zielvorgaben für gefährliche Stoffe an ausgewählten Fließgewässern - Vergleich von Belastungsdaten und Zielvorgaben*

*für Schwermetalle (1991-1994)* (Hrsg. LAWA), S. 1-163. Arbeitskr. Zielvorgaben u. Qualität. Hydrol. Fließgewässer. Texte 1997 No. 14.

- LANDRUM, P. F. & SCAVIA, D. (1983): *Influence of sediment on anthracene uptake, depuration and biotransformation by the amphipod, Hyalella azteca*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **40**, 298-305.
- LARSEN, T., BROCH, K. & ANDERSEN, M. R. (1998): *First flush effects in an urban catchment area in Aalborg*. Water Science and Technology **37**, 251-257.
- LARSON, M.G., BOOTH, D.B. & MORLEY, S.A. (2001): *Effectiveness of large woody debris in stream rehabilitation projects in urban basins*. Ecological Engineering **18**, 211-226.
- LAWLER, D. M., PETTS, G. E., FOSTER, I. D. L. & HARPER, S. (2006): *Turbidity dynamics during spring storm events in an urban headwater river system: The Upper Tame, West Midlands, UK*. Science of the Total Environment **360**, 109-126.
- LECHER, K. (1993): *Hydraulische Grundlagen*. In: Gewässerregulung, Gewässerpflege (Hrsg.: Lange, G. & Lecher, K.), 65-112. Paul Parey, Hamburg.
- LEE, G. F. & JONES-LEE, A. (1996): *Evaluation of the water quality significance of the chemical constituents in aquatic sediments: Coupling sediment quality evaluation results to significant water quality impacts*. WEFTEC '96, Surface Water Quality and Ecology, parts 1 and 2. 1996 Water Environment Federation Technical Exposition and Conference, Dallas, TX. WEF, Alexandria, VA.
- LEE, J. H. & BANG, K. W. (2000): *Characterization of urban stormwater runoff*. Water Research **34**, 1773-1780.
- LEGOVIC, T. (1997): *Toxicity may affect predictability of eutrophication models in the coastal sea*. Ecological Modelling **99**, 1-6.
- LEHMANN, C. (1925): *Die Verunreinigung der Spree und Havel durch die Abwässer Groß-Berlins nebst einem Überblick über die fischereilichen Verhältnisse*. Z. Fischerei Hilfswiss. **23**, 523-548.
- LEHTINIEMI, M., ENGSTROM-OST, J., KARJALAINEN, M., KOZLOWSKY-SUZUKI, B. & VIITASALO, M. (2002): *Fate of cyanobacterial toxins in the pelagic food web: transfer to copepods or to faecal pellets?* Marine Ecology-Progress Series **241**, 13-21.
- LEPPANEN, C.J., BLANNER, P.M., ALLAN, R.S., BENSON, W.H. & MAIER, K.J. (1998): *Using a triad approach in the assessment of hazardous waste site leaching from a superfund site to an adjacent stream*. Environmental Toxicology and Chemistry **17**, 2106-2113.
- LESZINSKI, M., PUSCH, M. & WALZ, N. (2006, eingereicht): *Controls on benthic invertebrate assemblages in an urbanised lowland river*. Freshwater Biology.
- LIEBSCH, H., WEDEMEYER, A. & SCHOLLE, J. (1991): *Die Situation der Fischfauna im mischwasserbelasteten Gewässersystem des Bremer Blocklandes*. In: Urbane Gewässer (Hrsg. Schuhmacher, H. & Thiesmeier, B.), S. 203-209. Westarp Wissenschaften, Essen.



- LIJKLEMA, L., HABEKOTTÉ, B., HOOYMANS, C., AALDERINK, R. H. & HABELAAR, A. H. (1987): *Survival of indicator organisms in a detention pond receiving combined sewer overflow*. Water Science & Technology **19**(3/4), 547-555.
- LIJKLEMA, L., ROIJACKERS, R. M. M. & CUPPER, J. G. M. (1989): *Biological assessment of effects of CSOs and stormwater discharges*. In: Urban discharges and Receiving Water Quality Impacts (Hrsg. Ellis, J. B.). (Adv. Wat. Poll. Control No. 7). Pergamon Press, Oxford. S. 37-46.
- LIMBURG, K. E. & SCHMIDT, R. E. (1990): *Patterns of fish spawning in Hudson River tributaries: response to an urban gradient?* Ecology **71**, 1238-1245.
- LINFIELD, R. S. J. (1985): *The effect of habitat modification on freshwater fisheries in lowland areas of eastern England*. In: Habitat Modification and Freshwater Fisheries, 147-156, Butterworths, London.
- LINKE, T., SCHEFFERMANN, J. & ZIMMERMANN, C. (2002): *Limitations for ship speed due to forces on bottom and embankments*. Mitteilungen aus dem Franzius-Institut für Wasserbau und Küsteningenieurwesen **88**, 80-87.
- LIU, YI-CHUNG & HERBICH, J. B. (1977): *Velocity distribution and sediment motion induced by a ships propeller in ships channels*. Proc. 25<sup>th</sup> Speciality Conf. Hydraul. Coastal Zone Texas A and M University.
- LOCK, M. A. (1993): *Attached microorganisms in rivers*. In: Aquatic Microbiology, 113-138, Blackwell Science, Oxford.
- LOCK, M. A., WALLACE, R. R. & BARTON, D. R. (1981): *The Effects of Synthetic Crude-Oil on Microbial and Macroinvertebrate Benthic River Communities. 1. Colonization of Synthetic Crude-Oil Contaminated Substrata*. Environmental Pollution Series A-Ecological and Biological **24**, 207-217.
- LOCK, M. A., WALLACE, R. R., COSTERTON, J. W., VENTULLO, R. M. & CHARLTON, S. E. (1984): *River Epilithon - Toward A Structural-Functional Model*. Oikos **42**, 10-22.
- LOGANATHAN, B. G., IRVINE, K. N., KANNAN, K., PRAGATHEESWARAN, V. & SAJWAN, K. S. (1997): *Distribution of selected PCB congeners in the Babcock street sewer district: A multimedia approach to identify PCB sources in combined sewer overflows (CSOs) discharging to the Buffalo river, New York*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology **33**, 130-140.
- LÖHR, J. (1985): *Die Bedeutung der vertikalen Durchmischung für die phytoplanktische Sauerstoffproduktion in einem aufgestauten Fließgewässer*. Schweiz. Z. Hydrol. **47**, 179-196.
- LOUTIT, M. W. & LEWIS, G. (1985): *Faecal bacteria from sewage effluent in sediments around an ocean outfall*. New Zealand Journal of Marine Freshwater Research **19**, 179-185.
- MACISAAC, H. J., SPRULES, W. G., JOHANNSSON, O. E. & LEACH, J. H. (1992): *Filtering impacts of larvae and sessile zebra mussels (Dreissena polymorpha) in western Lake Erie*. Oecologia **92**, 30-39.

- MAGAUD, H., MIGEON, B., MORFIN, P., GARRIC, J. & VINDIMIAN, E. (1997): *Modelling fish mortality due to urban storm run-off: interacting effects of hypoxia and un-ionized ammonia*. Water Research **31**, 211-218.
- MALDINEY, M.-A. (1994): *Caractéristiques physiques des particules en suspension dans un fleuve canalisé, exemple de la Seine*. Thèse de doctorat. École Nationale Supérieure des Ponts et Chaussées, Cergrene.
- MALTBY, L., BOXALL, A. B. A., FORROW, D. M., CALOW, P. & BETTON, C. I. (1995b): *The Effects of Motorway Runoff on Fresh-Water Ecosystems.2. Identifying Major Toxicants*. Environmental Toxicology and Chemistry **14**, 1093-1101.
- MALTBY, L., FORROW, D. M., BOXALL, A. B. A., CALOW, P. & BETTON, C. I. (1995a): *The Effects of Motorway Runoff on Fresh-Water Ecosystems.1. Field-Study*. Environmental Toxicology and Chemistry **14**, 1079-1092.
- MANCZAK, H. & SZUFLICKA, K. (1974): *Hydro-bacteriological correlations in the Oder River*. Pol. Arch. Hydrobiol. **21**, 101-108.
- MANN, R. H. K. (1996): *Environmental requirements of European non-salmonid fish in rivers*. Hydrobiologia **323**, 223-235.
- MANN, R. H. K. & BASS, J. A. B. (1997): *The critical water velocities of larval roach (*Rutilus rutilus*) and dace (*Leuciscus leuciscus*) and implications for river management*. Regulated Rivers – Research & Management **13**, 295-301.
- MAR, P. (1991): *Clean Up Rural Beaches (CURB) Report*. Report to the Ontario Ministry of Environment from the Metropolitan Toronto and Region Conservation Authority.
- MARIDET, L., WASSON, J. G., PHILIPPE, M. & AMOROS, C. (1995): *Benthic Organic-Matter Dynamics in 3 Streams - Riparian Vegetation Or Bed Morphology Control*. Archiv fur Hydrobiologie **132**, 415-425.
- MARINO, R. P. & GANNON, J. J. (1991): *Survival of fecal coliforms and fecal streptococci in storm drain sediment*. Water Research **25**, 1089-1098.
- MARKER, A. F. H. & COLLET, G. D. (1997a): *Spatial and temporal characteristics of algae in the River Great Ouse. I. Phytoplankton*. Regulated Rivers **13**, 219-233.
- MARKER, A. F. H. & COLLETT, G. D. (1997b): *Spatial and temporal characteristics of algae in the River Great Ouse. II. The epiphytic algal flora*. Regulated Rivers – Research & Management **13**, 235-244.
- MARSALEK, J., DIAMOND, M., KOK, S. K. & WATT, W. E. (2001): *Urban runoff*. In: Environment Canada, Threats to sources of drinking water and aquatic ecosystem health in Canada. National Water Research Institute, Burlington, Ontario, 47-50. NWRI Scientific Assessment Report Series No. 1.
- MARSSON, M. (1905): *Gutachten betreffend die Verunreinigung der Spree*. Erstattet im Auftrage des Herrn Minister der geistlichen Unterrichts- und Medizinalangelegenheiten vom 8. Februar 1904 - M. Nr. 10112. Königliche Versuchs- und Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung in Berlin, Berlin 1905.

- MARTI, E., AUMATELL, J., GODE, L., POCH, M. & SABATER, F. (2004): *Nutrient retention efficiency in streams receiving inputs from wastewater treatment plants*. Journal of Environmental Quality **33**, 285-293.
- MARTI, E. & SABATER, F. (1996): *High variability in temporal and spatial nutrient retention in Mediterranean streams*. Ecology **77**, 854-869.
- MARXEN, J. (1980): *Untersuchungen zur Ökologie der Bakterien in der fließenden Welle von Bächen. II. Die Zahl der Bakterien im Jahresverlauf*. Schlitzer Produktionsbiologische Studien (23-2). Archiv für Hydrobiologie Supplement **58**, 26-55.
- MARXSEN, J. (1988): *Evaluation of the Importance of Bacteria in the Carbon Flow of A Small Open Grassland Stream, the Breitenbach*. Archiv für Hydrobiologie **111**, 339-350.
- MASON, C. F. (2002): *Biology of freshwater pollution*, Harlow: Prentice-Hall.
- MATSON, E. A., HORNER, S. G. & BOCK, J. D. (1978): *Pollution indicators and other microorganisms in river sediment*. J. Water Pollut. Control Fed. **50**, 13-19.
- MAYNORD, S. T. & SIEMENS, T. S. (1991): *Return velocities induced by shallow-draft navigation*. In: Hydraulic Engineering, 894-899, American Society of Civil Engineers, New York.
- MAZUMDER, B. S., BHOWMIK, N. G. & SOONG, T. W. (1993): *Turbulence in Rivers Due to Navigation Traffic*. Journal of Hydraulic Engineering-Asce **119**, 581-597.
- MCCONNELL, J. B. (1980): *Impact of urban storm runoff on stream quality near Atlanta, Georgia*. EPA-600/0-80-094. 1980. Washington, DC, EPA.
- MCDIFFETT, W. F. & JORDAN, T. E. (1978): *Effects of An Aquatic Detritivore on Release of Inorganic N and P from Decomposing Leaf Litter*. American Midland Naturalist **99**, 36-44.
- MEDEIROS, C., LEBLANC, R. & COLER, R. A. (1983): *An in situ assessment of the acute toxicity of urban runoff to benthic macroinvertebrates*. Environ.Toxicol.Chem. **2**, 119-126.
- MELLINA, E. & RASMUSSEN, J.B. (1994): *Patterns in the distribution and abundance of Zebra Mussel (Dreissena polymorpha) in rivers and lakes in relation to substrate and other physico-chemical factors*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **51**, 1024-1036.
- MEYBECK, M., MOUCHEL, J.-M., ANDREASSIAN, V. & THIBERT, S. (1998): *La Seine en son bassin. Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé*. Chapter Transfert d'eau, de matières dissoute et particulaire dans le réseau fluvial. Elsevier. S. 345-389.
- MEYER, J. L. (1988): *Benthic bacterial biomass and production in a blackwater river*. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie **23**, 1832-1838.
- MEYER, J. L. (1990): *A Blackwater Perspective on Riverine Ecosystems*. Bioscience **40**, 643-651.
- MEYER, J. L. & JOHNSON, C. (1983): *The influence of elevated nitrate concentration on rate of leaf decomposition in a stream*. Freshwater Biology **13**, 177-183.
- MEYER, J. L., PAUL, M. J. & TAULBEE, W. K. (2005): *Stream ecosystem function in urbanizing landscapes*. Journal of the North American Benthological Society **24**, 602-612.

- MILNE, I., MALLETT, M. J. & CLARKE, S. J. (1992): *Intermittent pollution*. Combined sewer overflows, ecotoxicology and water quality standards. WRc, RandD note 123, 177 S.
- MILNER, A. M. & GLOYNE-PHILLIPS, I. T. (2005): *The role of riparian vegetation and woody debris in the development of macroinvertebrate assemblages in streams*. River Research and Applications **21**, 403-420.
- MINIER, C., CALTOT, G., LÉBOULANGER, F. & HILL, E. M. (2000): *An investigation of the incidence of intersex fish in Seine-Maritime and Sussex regions*. Annu **28/9**, 801-806.
- MINSHALL, G.W. (1984): *Aquatic insect-substratum relationships*. In: The Ecology of Aquatic Insects (Hrsg. V.H. Resh & D.M. Rosenberg), S. 358-400. Praeger Publishing, New York, USA.
- MINSHALL, G. W., PETERSEN, R. C., CUMMINS, K. W., BOTT, T. L., SEDELL, J. R., CUSHING, C. E. & VANNOTE, R. L. (1983): *Interbiome Comparison of Stream Ecosystem Dynamics*. Ecological Monographs **53**, 1-25.
- MINSHALL, G.W. & ROBINSON, C.T. (1998): *Macroinvertebrate community structure in relation to measures of lotic habitat heterogeneity*. Archiv für Hydrobiologie **141**, 129-151.
- MONTAGNA, P. A. (1995): *Rates of metazoan meiofaunal microbivory: a review*. Vie et Milieu **45**, 1-9.
- MONTREJAUD-VIGNOLES, M., ROGERS, S & HERREMANS, L. (1996): *Runoff Water Pollution of Motorway Pavement in Mediterranean Area*. Proc. 7<sup>th</sup> Int. Conf. Urban Storm Drainage, Hannover, Germany. IAHR/IAWQ Joint Committee Urban Storm Drainage, 247.
- MORGAN, II, R. P., ULANOWICZ, R. E., RASIN, V. J., NOE, L. A. & GRAY, G. B. (1976): *Effects of Shear on Eggs and Larvae of Striped Bass, Morone saxatilis, and White Perch, M. americana*. Transactions of the American Fisheries Society, **105**, 149-154.
- MORRICE, J. A., VALETT, H. M., DAHM, C. N. & CAMPANA, M. E. (1997): *Alluvial characteristics, groundwater-surface water exchange and hydrological retention in headwater streams*. Hydrological Processes **11**, 253-267.
- MORRISON, M. P., REVITT, D. M. & ELLIS, J. B. (1989): *Sources and storm loading variations of metal species in a gullypot catchment*. Science of the Total Environment **80**, 267-278.
- MORRISSY, N. M. (1971): *Temperatur relationships in small bodies of fresh water with special reference to trout streams in South Australia*. Bulletin Australian Society of Limnology **4**, 8-20.
- MORTIMER, C. H. (1941): *The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes*. Journal of Ecology **29**, 280-329.
- MORTIMER, C. H. (1942): *The exchange of dissolved substances between mud and water in lakes*. Journal of Ecology **30**, 147-301.
- MOSS, B., BOOKER, I. R., MANNING, H. R. & MANSON, K. L. (1982): *Study of the River Bure, Norfolk Broads*. 1982. Final Rep. Dep. Environ. and Anglian Water Auth.

- MOUCHEL, J.-M., BOET, P., HUBERT, G. & GUERRINI, M.-C. (1998): *La Seine en son bassin. Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé*. Chapter Un Bassin et des hommes: une histoire tourmentée. Elsevier, S. 77-125.
- MOY, F., CRABTREE, R. & SIMMS, T. (2003): *Long term monitoring of pollution from highway runoff*. Environment Agency R&D Report No. P2-038, WRC, Swindon.
- MUELLER, G. (1980): *Effects of Recreational River Traffic on Nest Defense by Longear Sunfish*. Transactions of the American Fisheries Society **109**, 248-251.
- MULHOLLAND, P. J., STEINMAN, A. D., ELWOOD, J. W. (1990): *Measurement of Phosphorus Uptake Length in Streams - Comparison of Radiotracer and Stable Po<sub>4</sub> Releases*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **47**, 2351-2357.
- MULLISS, R. M., ELLIS, J. B., REVITT, D. M. & SHUTES, R. B. E. (1994): *An evaluation of the toxic influences on *Asellus aquaticus* (L) in an urban stream environment*. Water Science and Technology **29**, 119-207.
- MULLISS, R. M., REVITT, D. M. & SHUTES, R. B. E. (1996): *The determination of the toxic influences to *Gammarus pulex* (Amphipoda) caged in urban receiving waters*. Ecotoxicology **5**, 209-215.
- MULLISS, R., ELLIS, J. B., REVITT, D. M. & SHUTES, R. B. E. (1993): *The ecotoxicological impact of urban stormwater discharges upon the caged freshwater macroinvertebrate *Asellus aquaticus**. In: Proc. 6th Int. Conf. on Urban Storm Drainage (Hrsg. Marsalek, J. & Torno, H.C.), 482-487. Niagara Falls, Canada. Seapoint Publishing, Victoria, BC, Canada.
- MULLISS, R., REVITT, D. M. & SHUTES, R. B. E. (1997): *The impacts of discharges from two combined sewer overflows on the water quality of an urban watercourse*. Water Science and Technology **36**, 195-199.
- MUNN, N. L. & MEYER, J. L. (1990): *Habitat-Specific Solute Retention in 2 Small Streams - An Intersite Comparison*. Ecology **71**, 2069-2082.
- NAIMAN, R. J., MELILLO, J. M., LOCK, M. A., FORD, T. E. & REICE, S. R. (1987): *Longitudinal Patterns of Ecosystem Processes and Community Structure in A Sub-Arctic River Continuum*. Ecology **68**, 1139-1156.
- NAKAJIMA, T. (1981): *Denitrification by sessile microbes in a polluted river*. Verhandlungen des Internationalen Vereins für Limnologie **21**, 1400-1405.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL (1991): *Highway Deicing: Comparing Salt and CalciumMagnesiumAcetate*. Specific report 235, Transp. Res. Board, Washington, DC. 170 S.
- NATZSCHKA, W. (1971): *Berlin und seine Wasserstraßen*. Duncker & Humblot, Berlin.
- NEBEKER, A. V., CAIRNS, M. A. & WISE, C. M. (1984a): *Relative Sensitivity of *Chironomus-Tentans* Life Stages to Copper*. Environmental Toxicology and Chemistry **3**, 151-158.
- NEBEKER, A. V., SAVONEN, C., BAKER, R. J. & MCCRADY, J. K. (1984b): *Effects of Copper, Nickel and Zinc on the Life-Cycle of the Caddisfly *Clistoronia-Magnifica* (Limnephilidae)*. Environmental Toxicology and Chemistry **3**, 645-649.

- NEWBOLD, J. D. (1992): *Cycles and spirals of nutrients*. In: The River Handbook. Hydrological and Ecological Principles. 1 Blackwell Science, Cambridge.
- NEWBOLD, J. D., ELWOOD, J. W., ONEILL, R. V. & VANWINKLE, W. (1981): *Measuring Nutrient Spiralling in Streams*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **38**, 860-863.
- NEWBOLD, J. D., MULHOLLAND, P. J., ELWOOD, J. W. & ONEILL, R. V. (1982): *Organic-Carbon Spiralling in Stream Ecosystems*. Oikos **38**, 266-272.
- NIEMI, G. J., DEVORE, P., DETENBECK, N., TAYLOR, D., LIMA, A., PASTOR, J., YOUNT, J. D. & NAIMAN, R. J. (1990): *Overview of Case-Studies on Recovery of Aquatic Systems from Disturbance*. Environmental Management **14**, 571-587.
- NIX, P.G., DAYKIN, M. M. & VILKAS, K. L. (1994): *Fecal pollution events reconstructed and sources identified using a sediment bag grid*. Water Environ. Res. **66**, 814-818.
- NIYOGI, D. K., LEWIS, W. M. & MCKNIGHT, D. M. (2001): *Litter breakdown in mountain streams affected by mine drainage: Biotic mediation of abiotic controls*. Ecological Applications **11**, 506-516.
- NOVOTNY, V. & WITTE, J. W. (1997): *Ascertaining aquatic ecological risks of urban stormwater discharges*. Water Research **31**, 2573-2585.
- NWRW (1991): *Final Report of the 1982-1989 NWRW (National Working Party on Sewage and Water Quality)*. Foundation for Applied Waste Research, the Dutch Ministry of Housing, Physical Planning and Environment. 63 S.
- OBERDORFF, T. & HUGHES, R. M. (1992): *Modification of An Index of Biotic Integrity Based on Fish Assemblages to Characterize Rivers of the Seine Basin, France*. Hydrobiologia **228**, 117-130.
- ODOM, M. C., ORTH, D. J. & NIELSEN, L. A. (1992): *Investigation of Barge-associated Mortality of Larval Fishes in the Kanawha River*. Virginia Journal of Science VJSCAI **43**, 41-45.
- ODUM, H. T. (1956): *Primary production in running waters*. Limnology & Oceanography **1**, 102-117.
- OEBIUS, H. (2000): *Charakterisierung der Einflussgrößen Schiffsumströmung und Propellerstrahl auf die Wasserstraßen*. Mitteilungsblatt der Bundesanstalt für Wasserbau **82**, 7-22.
- OHLE, W. (1954): *Sulfat Als Katalysator des Limnischen Stoffkreislaufes*. Angewandte Chemie **66**, 572.
- OLIVER, R. L. & MERRICK, C. J. (2006): *Partitioning of river metabolism identifies phytoplankton as a major contributor in the regulated Murray River (Australia)*. Freshwater Biology **51**, 1131-1148.
- OLIVIERI, V. P., KAWATA, K. & LIM, S. H. (1989): *Microbiological impacts of storm sewer overflows*. In: Urban Discharges and Receiving Water Quality Impacts (Adv. Wat. Pollut. Control No. 7) (Hrsg. Ellis, J. B.). Pergamon Press, Oxford. S. 47-54.
- OSTENDORF, D. W., POLLOCK, S. J., DECHEKE, M. E. & PALAIA, T. A. (1993): *Aerobic Degradation of Calcium Magnesium Acetate in Roadside Soils - Field Simulations from Soil Microcosms*. Journal of Environmental Quality **22**, 299-304.

- OWENS, M. (1974): *Methods of measurement of production rates in running waters*. In: A Manual on Methods of Measuring Primary Production in Aquatic Environments. (Hrsg. Vollenweider, R. A.), 111-119. IBP Handbook 12, Blackwell Scientific, Oxford.
- PACE, M. L., FINDLAY, S. E. G. & LINTS, D. (1992): *Zooplankton in advective environments: The Hudson River community and a comparative analysis*. Canadian Journal of Aquatic Science **49**, 1060-1069.
- PAINTER, H. A. (1970): *A review of literature on inorganic nitrogen metabolism in microorganisms*. Water Research **4**, 393-450.
- PALUMBO, A. V., BOGLE, M. A., TURNER, R. R., ELWOOD, J. W. & MULHOLLAND, P. J. (1987): *Bacterial communities in acidic and circumneutral streams*. Appl. Environ. Microbiol. **53**, 337-344.
- PARENT-RAOULT, C., VOLATIER, L. & BOISSON, J. C. (2005): *Response of periphytic communities exposed to urban wet weather flow in artificial streams: effect of exposure duration*. Houille Blanche-Revue Internationale de l'Eau 84-90.
- PARR, L. B. & MASON, C. F. (2003): *Long-term trends in water quality and their impact on macroinvertebrate assemblages in eutrophic lowland rivers*. Water Research **37**, 2969-2979.
- PASCOAL, C., CASSIO, F. & GOMES, P. (2001): *Leaf breakdown rates: A measure of water quality?* International Review of Hydrobiology **86**, 407-416.
- PATRICK, R. (1969): *Diatom communities*. In: The structure and function of fresh-water microbial communities Virginia Polytechnic Institute and State University Press, Blacksburg.
- PAUL, M. J. & MEYER, J. L. (2001): *Streams in the urban landscape*. Annual Review of Ecology and Systematics **32**, 333-365.
- PEARSON, R. G. & CONNOLLY, N. M. (2000): *Nutrient enhancement, food quality and community dynamics in a tropical rainforest stream*. Freshwater Biology **43**, 31-42.
- PEARSON, T. N., LI, H. W. & LAMBERTI, G. A. (1992): *Influence of Habitat Complexity on Resistance to Flooding and Resilience of Stream Fish Assemblages*. Transactions of the American Fisheries Society **121**, 427-436.
- PERSSON, L. (1991): *Interspecific interactions*. In: Cyprinid fishes: systematics, biology and exploitation, 530-551, Chapman & Hall, London.
- PERSSON, L. (1994): *Natural shifts in the structure of fish communities: mechanisms and constraints on perturbation sustenance*. In: Rehabilitation of freshwater fisheries, 421-433, Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- PERSSON, L., DIEHL, S., JOHANSSON, L., ANDERSSON, G. & HAMRIN, S. F. (1991): *Shifts in Fish Communities Along the Productivity Gradient of Temperate Lakes - Patterns and the Importance of Size-Structured Interactions*. Journal of Fish Biology **38**, 281-293.
- PETERSEN, L. B. M. & PETERSEN, R. C. (1991): *Short term retention properties of channelized and natural streams*. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie **24**, 1756-1759.

- PETERSON, B. J., WOLLHEIM, W. M., MULHOLLAND, P. J., WEBSTER, J. R., MEYER, J. L., TANK, J. L., MARTI, E., BOWDEN, W. B., VALETT, H. M., HERSHEY, A. E., MCDOWELL, W. H., DODDS, W. K., HAMILTON, S. K., GREGORY, S. & MORRALL, D. D. (2001): *Control of nitrogen export from watersheds by headwater streams*. Science **292**, 86-90.
- PETERSON, C. G. & GRIMM, N. B. (1992): *Temporal Variation in Enrichment Effects During Periphyton Succession in A Nitrogen-Limited Desert Stream Ecosystem*. Journal of the North American Benthological Society **11**, 20-36.
- PETERSON, C. G. (1996): *Response of benthic algal communities to natural physical disturbance*. In: Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems, 375-403, Academic Press, San Diego.
- PETTIBONE, G. W. & IRVINE, K. N. (1996): *Levels and sources of indicator bacteria associated with the Buffalo River "Area of Concern," Buffalo, New York*. Journal of Great Lakes Research **22**, 896-905.
- PETTICREW, E. L. & KALFF, J. (1992): *Water-Flow and Clay Retention in Submerged Macrophyte Beds*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **49**, 2483-2489.
- PETTIGROVE, V. & HOFFMANN, A. (2005): *A field-based microcosm method to assess the effects of polluted urban stream sediments on aquatic macroinvertebrates*. Environmental Toxicology and Chemistry **24**, 170-180.
- PIECHOCKI, A. (1986): *The Sphariidae (Bivalvia, Eulamellibranchia) of Poland and their ecological preferences*. Proceedings of the 9<sup>th</sup> International Malac. Congress, Edinburg.
- PIECHOCKI, A. (1989): *The Sphaeriidae of Poland (Bivalvia, Eulamellibranchia)*. Annales Zoologici **42(12)**, 249-320.
- PINDER, L. C. V., MARKER, A. F. H., MANN, R. H. K., BASS, J. A. B. & COPP, G. H. (1997): *The River Great Ouse, a highly eutrophic, slow-flowing, regulated, lowland river in eastern England*. Regulated Rivers – Research & Management **13**, 203-218.
- PIREN SEINE (1992): *Rapport de synthèse 1989-1992. Vol. IV: Impact des surverses d'orage sur la qualité des eaux de la Seine dans l'agglomération parisienne*. Laboratoire de géologie appliquée. Université P et M Curie, Paris.
- PITT, R. & BOZEMAN, M. (1982): *Sources of Urban Runoff Pollution and its Effects on an Urban Creek*. EPA-600/52-82-090, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, December 1982.
- PITT, R. E. (2003): *Receiving water impacts associated with urban runoff*. In: Handbook of Ecotoxicology (Hrsg. Hoffman, D. J., Rattner, B. A., Burton, G. A. & Cairns, J.), 575-613, CRC/Lewis Publishers, Boca Raton, Fla.
- PODRAZA, P. (1991): *Der Einfluß von Mischwasserabschlägen aus einem Regenüberlauf auf die Makrozoobenthoszönose eines Stadtbaches – Erste Ergebnisse*. In: Urbane Gewässer (Hrsg. Schuhmacher, H. & Thiesmeier, B.), S. 175-186. Westarp Wissenschaften, Essen.
- PONTASCH, K. W. & BRUSVEN, M. A. (1987): *Periphyton Response to A Gasoline Spill in Wolf Lodge Creek, Idaho*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **44**, 1669-1673.



- PORCELLA, D. B. & SORENSEN, D. L. (1980): *Characteristics of non-point source urban runoff and its effects on stream ecosystems*. EPA-600/3-80-032. Washington, DC: EPA.
- PORTER, K. G., ORCUTT, J. D. & GERRITSEN, J. (1983): *Functional response and fitness in a generalist filter feeder, Daphnia magna (Cladocera: Crustacea)*. Ecology **64**, 735-742.
- POTT R. & REMY D. (2000): *Gewässer des Binnenlandes, Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht*. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- PRATT, J. M., COLER, R. A. & GODFREY, P. J. (1981): *Ecological effects of urban stormwater runoff on benthic macroinvertebrates inhabiting the Green River, Massachusetts*. Hydrobiologia **83**, 29-42.
- PROCHAZKA, K., STEWART, B. A. & DAVIES, B. R. (1991): *Leaf Litter Retention and Its Implications for Shredder Distribution in 2 Headwater Streams*. Archiv für Hydrobiologie **120**, 315-325.
- PURDOM, C. E., HARDIMAN, P. A., BYE, V. J., ENO, N. C., TYLER, C. R. & SUMPTER, J. P. (1994): *Estrogenic effects of effluents from sewage treatment works*. Chem. Ecol. **8**, 275-285.
- PUSCH, M. (1996): *The metabolism of organic matter in the hyporheic zone of a mountain stream, and its spatial distribution*. Hydrobiologia **323**, 107-118.
- PUSCH, M., FIEBIG, D., BRETTAR, I., EISENMANN, H., ELLIS, B. K., KAPLAN, L. A., LOCK, M. A., NAEGELI, M. W. & TRAUNSPURGER, W. (1998): *The role of micro-organisms in the ecological connectivity of running waters*. Freshwater Biology **40**, 453-495.
- PUSCH, M. & FISCHER, H. (Hrsg.) (2006): *Stoffdynamik und Habitatstruktur der Elbe, Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft*. Band 5. Weißensee Verlag Ökologie. 404 S.
- PUSCH, M., KÖHLER, J., WANNER, S., OCKENFELD, K., HOFFMANN, A., BRUNKE, M., GRÜNERT, U. & KOZERSKI, H.-P. (2001b): *Ökologisch begründetes Bewirtschaftungskonzept für die Spree unter dem Aspekt der bergbaubedingten Durchflußreduktion*. Berichte des IGB **11**, 244 S.
- PUSCH, M. & SCHWOERBEL, J. (1994): *Community respiration in hyporheic sediments of a mountain stream (Steina, Black Forest)*. Archiv für Hydrobiologie **130**, 35-52.
- PUSCH, M., SIEFERT, J. & WALZ, N. (2001a): *Filtration and respiration rates of two unionid species and their impact on the water quality of a lowland river*. In: Ecology and Evolutionary Biology of the Freshwater Mussels Unionoidea (Hrsg. BAUER, G. & WÄCHTLER, K.). Ecological Studies Vol. 145, Springer Vlg., S. 317-326.
- PYGOTT, J. R., O'HARA, K. & EATON, J. W. (1990): *Fish community structure and management in navigated British canals*. In: Management of Freshwater Fisheries, 547-557, Pudoc, Wageningen.
- RAI, H. (1984): *Size-dependent respiratory-enzyme activity and primary production of microplankton in Schöhsee (a North German Baltic Lake)*. Archiv für Hydrobiologie **102**, 239-253.

- RAINBOW, P.S. (1996): *Heavy metals in aquatic invertebrates*. In: Environmental Contaminants in Wildlife; Interpreting Tissue Concentrations (Hrsg. Beyer, W. N., Heinz, G. H., Redmon-Norwood, A. W.) CRC/Lewis Press, Boca Raton. S. 405-425.
- RAVIRAJA, N. S., SRIDHAR, K. R. & BARLOCHER, F. (1998): *Breakdown of Ficus and Eucalyptus leaves in an organically polluted river in India: fungal diversity and ecological functions*. Freshwater Biology **39**, 537-545.
- REES, A. & WHITE, K. N. (1993): *Impact of Combined Sewer Overflows on the Water-Quality of An Urban Watercourse*. Regulated Rivers – Research & Management **8**, 83-94.
- REINIKAINEN, M., KETOLA, M. & WALLS, M. (1994): *Effects of the concentrations of toxic microcystis-aeruginosa and an alternative food on the survival of Daphnia-Pulex*. Limnology & Oceanography **39**, 424-432.
- REYNOLDS, T. B., THOMPSON, S. P. & BAMSEY, J. L. (1991): *A Sediment Bioassay Using the Tubificid Oligochaete Worm Tubifex-Tubifex*. Environmental Toxicology and Chemistry **10**, 1061-1072.
- RHEINHEIMER, G. (1981a): *Mikrobiologie der Gewässer*. VEB Gustav Fischer, Jena.
- RHEINHEIMER, G. (1981b): *Beeinflussung der Bakterienpopulationen von Flüssen durch Temperatur und Abflussschwankungen*. In: Daubner, I. (Hrsg.): III. Internationales Hydromikrobiologisches Symposium. VEDH Bratislava **1981**, 29-38.
- RHEINHEIMER, G. (1985): *Mikrobiologie der Gewässer*. Gustav Fischer, Jena. 262 S.
- ROBERTSON, A. I., BUNN, S. E., BOON, P.I. & WALKER, K. F. (1999): *Sources, sinks and transformations of organic carbon in Australian floodplain rivers*. Marine and Freshwater Research **50**, 813-829.
- ROBINSON, C. T. & GESSNER, M. O. (2000): *Nutrient addition accelerates leaf breakdown in an alpine springbrook*. Oecologia **122**, 258-263.
- ROCKNE, K. J., SHOR, L. M., YOUNG, L. Y., TAGHON, G. L. & KOSSON, D. S. (2002): *Distributed sequestration and release of PAHs in weathered sediment: the role of sediment structure and organic carbon properties*. Environmental Science & Technology **36**, 2636-2644.
- RODHE, W. (1955): *Can plankton production proceed during winter darkness in subarctic lakes?* Verhandlungen des Internationalen Vereins für Limnologie **12**, 117-119.
- ROELKE, D., BUYUKATES, Y., WILLIAMS, M. & JEAN, J. (2004): *Interannual variability in the seasonal plankton succession of a shallow, warm-water lake*. Hydrobiologia **513**, 205-218.
- ROGERS, C. E., BRABANDER, D.J., BARBOUR, M. T. & HEMOND, H. F. (2002): *Use of physical, chemical and biological indices to assess impacts of contaminants and physical habitat alteration in urban streams*. Environmental Toxicology and Chemistry **21**, 1156-1167.
- ROSEMUND, A. D. (1993): *Interactions among irradiance, nutrients, and herbivores constrain an upstream algal community*. Oecologia **94**, 585-594.
- ROY, A. H., ROSEMOND, A. D., PAUL, M. J., LEIGH, D. S. & WALLACE, J. B. (2003): *Stream macroinvertebrate response to catchment urbanisation (Georgia, USA)*. Freshwater Biology **48**, 329-346.

- RUSANOV, A. G. & KHROMOV, V. M. (2005): *Seasonal succession of lotic epiphyton: Effects of macrophyte cover and grazing by chironomid larvae*. Zhurnal Obshchei Biologii **66**, 55-67.
- RÜTTEN, M. (1994): *Der Einfluß der Schifffahrt auf das Makrozoobenthos - vergleichende Betrachtung der Uferbiozönosen des Dortmund-Ems-Kanals in Abschnitten mit und ohne Schifffahrt*. Wissenschaftliche Mitteilungen Niederösterreichisches Landesmuseum **8**, 243-255.
- SAMWAYS, M. J. & STEWART, D. A. B. (1997): *An aquatic ecotone and its significance in conservation*. Biodiversity and Conservation **6**, 1429-1444.
- SANDER, B. C. & KALFF, J. (1993): *Factors Controlling Bacterial Production in Marine and Freshwater Sediments*. Microbial Ecology **26**, 79-99.
- SAND-JENSEN, K. & PEDERSEN, N. L. (2005): *Differences in temperature, organic carbon and oxygen consumption among lowland streams*. Freshwater Biology **50**, 1927-1937.
- SAND-JENSEN, K. (1998): *Influence of submerged macrophytes on sediment composition and near-bed flow in lowland streams*. Freshwater Biology **39**, 663-679.
- SAUNDERS, G. W. (1980): *Organic matter and decomposers*. In: IBP vol. 22: The functioning of freshwater ecosystems, S. 341-392.
- SAY, P. J., DIAZ, B. M. & WHITTON, B. A. (1977): *Influence of Zinc on Lotic Plants. 1. Tolerance of Hormidium Species to Zinc*. Freshwater Biology **7**, 357-376.
- SCHIEMER, F., KECKEIS, H., WINKLER, G. & FLORE, L. (2001): *Large rivers: the relevance of ecotonal structure and hydrological properties for the fish fauna*. Archiv für Hydrobiologie Supplement 135/2 Large Rivers **12**, 487-508.
- SCHOBERL, P. & ENGEL, H. (1964): *Das Verhalten nitrifizierender Bakterien gegenüber gelöstem Sauerstoff*. Arch. Mikrobiol. **48**, 393-400.
- SCHOENTHAL, N. D. (1963): *Some effects of DDT on cold water fish and fish-food organisms*. 1-47. 1963. PhD-Thesis, Montana State College, Bozeman, Montana.
- SCHÖL, A., KIRCHESCH, V., BERGFELD, T. & MÜLLER, D. (1999): *Model-based analysis of oxygen budget and biological processes in the regulated rivers Moselle and Saar: modelling the influence of benthic filter feeders on phytoplankton*. Hydrobiologia **410**, 167-176.
- SCHOLZ, O., BOON, P. I. (1993): *Biofilm Development and Extracellular Enzyme-Activities on Wood in Billabongs of South-Eastern Australia*. Freshwater Biology **30**, 359-368.
- SCHUELER, T. R. (1987): *Controlling Urban Runoff: A Practical Manual for Planning and Designing Urban BMPs*. Department of Environmental Programs. Metropolitan Washington Council of Governments. Water Resources Planning Board.
- SCHULZ, M. & HERZOG, C. (2004): *The influence of sorption processes on the phosphorus mass balance in a eutrophic German lowland river*. Water Air and Soil Pollution **155**, 291-301.
- SCHÜTZ, W. (1985): *Untersuchungen über die Akkumulation und Elimination einzelner chlorierter Kohlenwasserstoffe und deren Gemische bei Süßwasserfischen, appliziert über das Wasser und mit der Nahrung*. Umweltplanung und Umweltschutz, Schriftenreihe der Hessischen Landesanstalt für Umwelt **25**, 220 S.

- SCHWOERBEL, J. (1993): *Einführung in die Limnologie*. 7. Aufl., Gustav Fischer, Stuttgart, Jena. S. 215-216.
- SCOTT, J. B., STEWARD, C. R. & STOBBER, Q. J. (1982): *Impacts of Urban Runoff on Fish Populations in Kelsey Creek, Washington*. Contract No. R806387020, U.S. Environmental Protection Agency, Corvallis Environmental Research Laboratory, Corvallis, Oregon, May 1982.
- SEAGER, J & MILNE, I. (1990): *Ecological impact of combined sewer overflow discharges*. In: Drainage Models and Quality Issues (Hrsg. Iwasa, Y., Sueishi, T.). Proceedings of the 5<sup>th</sup> International Conference on Urban Storm Drainage, Suita, Osaka, Japan, July 23-27, 1990, Vol. 1, 529-534.
- SEAGER, J. & MALTBY, L. (1989): *Assessing the Impact of Episodic Pollution*. *Hydrobiologia* **188**, 633-640.
- SEIDL, M., HUANG, V. & MOUCHEL, J. M. (1998c): *Toxicity of combined sewer overflows on river phytoplankton: the role of heavy metals*. *Environmental Pollution* **101**, 107-116.
- SEIDL, M., SERVAIS, P., MARTAUD, M., GANDOUIN, C. & MOUCHEL, J. M. (1998b): *Organic carbon biodegradability and heterotrophic bacteria along a combined sewer catchment during rain events*. *Water Science and Technology* **37**, 25-33.
- SEIDL, M., SERVAIS, P., MOUCHEL, J. M. (1998a): *Organic matter transport and degradation in the river Seine (France) after a combined sewer overflow*. *Water Research* **32**, 3569-3580.
- SELIG, U. & SCHLUNGBAUM, G. (2002): *Longitudinal patterns of phosphorus and phosphorus binding in sediment of a lowland lake-river system*. *Hydrobiologia* **472**, 67-76.
- SENSTADT (1998): *Erarbeitung von weitergehenden Anforderungen an die Mischwasserentlastungstätigkeit im Land Berlin auf der Grundlage gekoppelter Emissions- und Immissionsbetrachtungen. Teilprojekt: Gewässergütesimulation für den Landwehrkanal und den Neuköllner Schifffahrtskanal – Abschlußbericht*. Senatverwaltung für Stadtentwicklung Berlin (Hrsg.). 76 S. + Anhang.
- SENSTADT (2001): *Abwasserbeseitigungsplan Berlin unter besonderer Berücksichtigung der Immissionszielplanung*. Senatverwaltung für Stadtentwicklung Berlin (Hrsg.). 110 S.
- SENSTADT (2006): *Dokumentation der Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Berlin (Länderbericht)*. Phase: Bestandsaufnahme. Senatverwaltung für Stadtentwicklung Berlin (Hrsg.). 130 S.
- SERVAIS, P. & GARNIER, J. (1993): *Contribution of Heterotrophic Bacterial Production to the Carbon Budget of the River Seine (France)*. *Microbial Ecology* **25**, 19-33.
- SERVAIS, P. (1989): *Bacterioplanktonic Biomass and Production in the River Meuse (Belgium)*. *Hydrobiologia* **174**, 99-110.
- SERVAIS, P., GARNIER, J., DEMARTEAU, N., BRION, N. & BILLEN, G. (1999): *Supply of organic matter and bacteria to aquatic ecosystems through waste water effluents*. *Water Research* **33**, 3521-3531.

- SHAIRIS, M. P., REX, A. C., PETTIBONE, G. W., KEAY, K., MCMANUS, P., REX, M. A., EBERSOLE, J. & GALLAGHER, E. (1987): *Distribution of indicator bacteria and Vibrio parahaemolyticus in sewage-polluted intertidal sediments*. Appl. Environ. Microbiol. **53**, 1756-1761.
- SHELDON, A. L. (1968): *Species diversity and longitudinal succession in stream fish*. Ecology **49**, 193-198.
- SHELDON, F., WALKER, K. F. (1997): *Changes in biofilms induced by flow regulation could explain extinctions of aquatic snails in the lower River Murray, Australia*. Hydrobiologia **347**, 97-108.
- SHEPARD, M. P. (1955): *Resistance and Tolerance of Young Speckled Trout (Salvelinus-Fontinalis) to Oxygen Lack, with Special Reference to Low Oxygen Acclimation*. Journal of the Fisheries Research Board of Canada **12**, 387-446.
- SHORT, R. A. & MASLIN, P. E. (1977): *Processing of Leaf Litter by A Stream Detritivore - Effect on Nutrient Availability to Collectors*. Ecology **58**, 935-938.
- SHUTES, R. B. E. (1984): *The influence of surface runoff on the macroinvertebrate fauna of an urban stream*. Science of the Total Environment **33**, 271-282.
- SILVERBERG, B. A. (1975): *Ultrastructural and Cytochemical Characterization of Microbodies in Green-Algae*. Protoplasma **83**, 269-295.
- SIMPSON, S. L., APTE, S. C. & BATLEY, G. E. (1998): *Effect of short term resuspension events on trace metal speciation in polluted anoxic sediments*. Environmental Science & Technology **32**, 620-625.
- SINSABAUGH, R. L., GOLLADAY, S. W. & LINKINS, A. E. (1991): *Comparison of epilithic and epixylic biofilm development in a boreal river*. Freshwater Biology **25**, 179-187.
- SKINNER, J. A., LEWIS, K. A., BARDON, K. S., TUCKER, P., CATT, J. A. & CHAMBERS, B. J. (1997): *An overview of the environmental impact of agriculture in the UK*. Journal of Environmental Management **50**, 111-128.
- SMART, M. M., JONES, J. R. & SEBAUGH, J. L. (1985): *Stream Watershed Relations in the Missouri Ozark Plateau Province*. Journal of Environmental Quality **14**, 77-82.
- SMART, M. M., RADA, R. G., NIELSEN, D. N. & CLAFLIN, T. O. (1985a): *The effect of commercial and recreational traffic on the resuspension of sediment in Navigation Pool 9 of the Upper Mississippi River*. Hydrobiologia **126**, 263-274.
- SMITH, S., CHEN, M. H., BAILEY, R. G. & WILLIAMS, W. P. (1996): *Concentration and distribution of copper and cadmium in water, sediments, detritus, plants and animals in a hardwater low-land river*. Hydrobiologia **341**, 71-80.
- SMOCK, L. A., GILINSKY, E. & STONEBURNER, D. L. (1985): *Macroinvertebrate Production in A Southeastern United-States Blackwater Stream*. Ecology **66**, 1491-1503.
- SNADDON, C. D., STEWART, B. A. & DAVIES, B. R. (1992): *The Effect of Discharge on Leaf Retention in 2 Headwater Streams*. Archiv fur Hydrobiologie **125**, 109-120.

- SØNDERGAARD, M. (1997): *Bacteria and dissolved organic carbon in lakes*. In: Freshwater Biology. Priorities and Development in Danish Research (Hrsg. Sand-Jensen, K & Pedersen, O), 138-161. Gad Publishers, Copenhagen.
- SONNEMAN, J. A., WALSH, C. J., BREEN, P. F. & SHARPE, A. K. (2001): *Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. II. Benthic diatom communities*. Freshwater Biology **46**, 553-565.
- SOONG, T. W. & BHOWMIK, N. G. (1992): *Characteristics of waves and drawdown generated by barge traffic on the Upper Mississippi River System*. In: Hydraulic Engineering: Saving a Threatened Resource - In Search for Solutions, 672-676, American Society of Civil Engineers, New York.
- SORENSEN, R. M. (1997): *Predicting of Vessel-Generated Waves with Reference to Vessels Common to the Upper Mississippi River System*. 1-50. 1997. U.S. Army Corps of Engineers, Upper Mississippi River - Illinois Waterway System Navigation Study. ENV Report 4.
- SPELTING, J. A. & GRUNEWALD, R. (1969): *Batch culturing of remophilic benthic algae and phosphorus uptake in a laboratory stream model*. Limnology & Oceanography **14**, 944-949.
- SRIDHAR, K. R., KRAUSS, G., BARLOCHER, F., RAVIRAJA, N. S., WENNRICH, R., BAUMBACH, R. & KRAUSS, G. J. (2001): *Decomposition of alder leaves in two heavy metal-polluted streams in central Germany*. Aquatic Microbial Ecology **26**, 73-80.
- STANCZYKOWSKA, A. (1977): *Ecology of Dreissena polymorpha (Pall.) (Bivalvia) in lakes*. Polskie Archiwum Hydrobiologii **24**, 461-530.
- STEINBERG, C. & MELZER, A. (1985): *Stoffkreisläufe in Binnengewässer*. In: Limnologie für die Praxis (Hrsg. Besch, W.-K., Hamm, A., Lenhardt, B., Melzer, A., Scharf, B., Steinberg, C.), S. 1-77. Ecomed, Landsberg/Lech.
- STEINBERG, C. & STABEL, H.H. (1978): *Untersuchungen über gelöste organische Substanzen und ihre Beziehungen zu Spurenelementen*. Vom Wasser **51**, 11-33.
- STEINMAN, A. D. & MCINTIRE, C. D. (1990): *Recovery of Lotic Periphyton Communities After Disturbance*. Environmental Management **14**, 589-604.
- STELZER, W. & ZIEGERT, E. (1985): *Untersuchungen zum Vorkommen von R<sup>+</sup>-Bakterien im Fließgewässer*. Acta hydrochim. Hydrobiol. **13**, 195-206.
- STOCKNER, J. C. & SHORTREED, K. R. S. (1978): *Enhancement of autotrophic production by nutrient addition in a coastal rainforest stream in Vancouver Island*. J. Fish. Res. Bd. Canada **35**, 28-34.
- STOCKSTILL, R. L. & BERGER, R. C. (2001): *Simulating barge drawdown and currents in channel and backwater areas*. Journal of Waterway Port Coastal and Ocean Engineering-Asce **127**, 290-298.
- STOKES, P. M., HUTCHINS, T. C. & KRAUTER, K. (1973): *Heavy-Metal Tolerance in Algae Isolated from Contaminated Lakes Near Sudbury, Ontario*. Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne de Botanique **51**, 2155-2168.

- SUBERKROPP, K. (1998): *Microorganisms and organic matter decomposition. In: River Ecology and Management: Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion.* (Hrsg. Naiman, R. J. & Bilby, R. E.) 120-143. Springer, New York.
- SUEDEL, B. C., ROGERS, J. H. & CLIFFORD, P. A. (1993): *Bioavailability of fluoranthene in freshwater sediment toxicity tests.* Environ. Toxicol. Chem. **12**, 155-165.
- SUKOPP, H. & MARKSTEIN, B. (1989): *Changes of the Reed Beds Along the Berlin Havel, 1962-1987.* Aquatic Botany **35**, 27-39.
- SUREN, A. M. & MCMURTRIE, S. (2005): *Assessing the effectiveness of enhancement activities in urban streams: II. Responses of invertebrate communities.* River Research and Applications **21**, 439-453.
- SUREN, A. M. (2000): *Effects of urbanisation.* In: New Zealand Stream Invertebrates: Ecology and Implications for Management (Hrsg. K.J. Collier & M.J. Winterbourn), S. 260-288. New Zealand Limnological Society, Christchurch, New Zealand.
- TANIGUCHI, H. & TOKESHI, M. (2004): *Effects of habitat complexity on benthic assemblages in a variable environment.* Freshwater Biology **49**, 1164-1178.
- TAYLOR, S. L., ROBERTS, S. C., WALSH, C. J. & HATT, B. E. (2004): *Catchment urbanisation and increased benthic algal biomass in streams: linking mechanisms to management.* Freshwater Biology **49**, 835-851.
- TEAGUE, K. G., MADDEN, C. J., DAY, J. W. & JOHN, W. (1988): *Sediment-water oxygen and nutrient fluxes in a river-dominated estuary.* Estuaries **11**, 1-9.
- THOMAS, S. A., NEWBOLD, J. D., MONAGHAN, M. T., MINSHALL, G. W., GEORGIAN, T. & CUSHING, C. E. (2001): *The influence of particle size on seston deposition in streams.* Limnology & Oceanography **46(6)**, 1415-1424.
- THORPE, J. (1977): *Synopsis of biological data on the perch *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758 and *Perca flavescens* Mitchill, 1814.* FAO Fisheries Synopsis **113**, 1-138.
- THURSTON, R. V., CHAKOUMAKOS C. & RUSSO, R. C. (1981b): *Effect of fluctuating exposure on the acute toxicity of ammonia to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) and cut-throat trout (*Salmo clarki*).* Water Research **15**, 911-917.
- THURSTON, R. V., PHILLIPS, G. R., RUSSO, R. C. & HINKINS S. M. (1981a): *Increased toxicity of ammonia to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) resulting from reduced concentration of dissolved oxygen.* Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **38**, 983-988.
- TITTIZER, T. & BANNING, M. (1992): *Über den ökologischen Wert von Schiffahrtskanälen, erläutert am Beispiel des Main-Donau-Kanals.* In: Friedrich, G. & Lacombe, J. (Hrsg.): Ökologische Bewertung von Fließgewässern. – Limnologie aktuell 3, Stuttgart, New York (Fischer), 379-392.
- TORNO, H. C., MARSALEK, J. & DESBORDES, M. (1985): *Urban runoff pollution.* Springer.
- TRISKA, A., DENNISON, D. & FRITZSCHE, H. (1975): *Hydrogen Content in Amorphous-Ge and Si Prepared by Rf Decomposition of *Geh4* and *Sih4*.* Bulletin of the American Physical Society **20**, 392.

- TRISKA, F. J., JACKMAN, A. P., DUFF, J. H. & AVANZINO, R. J. (1994): *Ammonium Sorption to Channel and Riparian Sediments - A Transient Storage Pool for Dissolved Inorganic Nitrogen*. Biogeochemistry **26**, 67-83.
- U.S. EPA (UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY) (2002): *National water quality inventory: 2000 report*. EPA-841-R-02-001. United States Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC.
- UHLEMANN, H.-J. (1987): *Berlin und die Märkischen Wasserstraßen*. Transpress-Verlag, Berlin, Germany. 192 S.
- UHLMANN, D. & HORN, W. (2001): *Hydrobiologie der Binnengewässer*. Ulmer, Stuttgart. 528 S.
- ULRICH, W. (2005): *Untersuchungen des Geschlechterverhältnisses von Hauptfischarten in ausgewählten Berliner Gewässern*. Diplomarbeit, Humboldt Universität Berlin. 54 S. + Anhang.
- URHO, L. (1996): *Habitat shifts of perch larvae as survival strategy*. Annales Zoologici Fennici **33**, 329-340.
- VALETT, H. M., MORRICE, J. A., DAHM, C. N., & CAMPANA, M. E. (1996): *Parent lithology, surface-groundwater exchange, and nitrate retention in headwater streams*. Limnology and Oceanography **41**, 333-345.
- VAN DEN BRINK, F.W.B., VAN DER VELDE, G. & BIJ DE VAATE, A. (1993): *Ecological aspects, explosive range extension and impact of a mass invader, Corophium curvispinum Sars, 1895 (Crustacea: Amphipoda), in the Lower Rhine (The Netherlands)*. Oecologia **93** (2), 224-232.
- VAN DIJK, G. M. & VAN ZANTEN, B. (1995): *Seasonal changes in zooplankton abundances in the lower River Rhine during the period 1987-1991*. Hydrobiologia **304**, 29-38.
- VAN SLUIS, J. W., TEN HOVE, D., & DE BOER, B. (1991): *Final Report of the 1982/89 NWRW Research Programme*. 1991. s'Gravenhage, Netherlands, Min. Housing, Physical Planning & Environment.
- VANNOTE, R. L., MINSHALL, G. W., CUMMINS, K. W., SEDELL, J. R. & CUSHING, C. E. (1980): *The river continuum concept*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **37**, 130-137.
- VERMAAT, J. E., DEBRUYNE, R. J. (1993): *Factors Limiting the Distribution of Submerged Water-plants in the Lowland River Vecht (the Netherlands)*. Freshwater Biology **30**, 147-157.
- VERVIER, P., DOBSON, M. & PINAY, G. (1993): *Role of Interaction Zones Between Surface and Ground Waters in Doc Transport and Processing - Considerations for River Restoration*. Freshwater Biology **29**, 275-284.
- VILCINSKAS, A. & WOLTER, C. (1994): *Fischfauna der Bundeswasserstraßen in Berlin, Brandenburg, Sachsen-Anhalt*. 1-85, Berlin: Bundesanstalt für Gewässerkunde, Berlin.
- VOLLERTSEN, J., HVITVED-JACOBSEN, T., MCGREGOR, I. & ASHLEY, R. (1999): *Aerobic microbial transformations of pipe and silt trap sediments from combined sewers*. Water Science and Technology **39**, 233-241.



- WADA, M. P., MIURA, H. & MURAOKA, O. (1996): *Influence of Discharge Pollutants from the Highway at Rainfall on Water Quality of the Public Water Body*. Proc. 7<sup>th</sup> Int. Conf. Urban Storm Drainage. Hannover, Germany. IAHR/IAWQ Joint Committee Urban Storm Drainage, 461.
- WALLACE, J. B., VOGEL, D. S. & CUFFNEY, T. F. (1986): *Recovery of a headwater stream from an insecticide-induced community disturbance*. Journal of the North American Benthological Society **5**, 115-126.
- WALSH, C. J. (2000): *Urban impacts on the ecology of receiving waters: a framework for assessment, conservation and restoration*. Hydrobiologia **431**, 107-114.
- WALSH, C. J., FLETCHER, T. D. & LADSON, A. R. (2005a): *Stream restoration in urban catchments through redesigning stormwater systems: looking to the catchment to save the stream*. Journal of the North American Benthological Society **24**, 690-705.
- WALSH, C. J., ROY, A. H., FEMINELLA, J. W., COTTINGHAM, P. D., GROFFMAN, P. M. & MORGAN, R. P. (2005b): *The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure*. Journal of the North American Benthological Society **24**, 706-723.
- WALZ, N. (1978): *The energy balance of the freshwater mussel *Dreissena polymorpha* Pallas in laboratory experiments and in Lake Constance*. Archiv für Hydrobiologie Supplement **55**, 142-156.
- WALZ, N. (1995): *Rotifer populations in plankton communities: Energetics and life history strategies*. Experientia **51**, 83-105.
- WALZ, N., KIM, H. W., KÖHLER, A., RUSCHE, R. & WELKER, M. (2002): *Zooplankton in der Spree*. In: Die Spree - Zustand, Probleme, Entwicklungsmöglichkeiten (Hrsg. J. Köhler, J. Gelbrecht & M. Pusch), 156-165. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- WALZ, N. & WELKER, M. (1999): *Plankton development along a "river-lake" gradient: conclusions for sustainable management of lowland river systems*. Acta Hydrobiologica Sinica **23**, 77-86.
- WANNER, S. C., OCKENFELD, K., BRUNKE, M., FISCHER, H. & PUSCH, M. (2002): *The distribution and turnover of benthic organic matter in a lowland river: Influence of hydrology, seston load and impoundment*. River Research and Applications **18**: 107-122.
- WANNER, S. C. & PUSCH, M. (2001): *Analysis of particulate organic matter retention by benthic structural elements in a lowland river (Spree, Germany)*. Archiv für Hydrobiologie **151**, 475-492.
- WARD, J. V. (1985): *Thermal characteristics of running waters*. Hydrobiologia **125**, 31-46.
- WARWICK, W. F. (1985): *Morphological Abnormalities in Chironomidae (Diptera) Larvae as measures of toxic stress in fresh-water ecosystems - indexing antennal deformities in *Chironomus Meigen**. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **42**, 1881-1914.
- WATOLLA, E. (1943): *Die Entwicklung der Spree vom Naturstrom zum Wirtschaftstrom*. Dissertation, Wirtschafts-Hochschule Berlin.

- WATZIN, M. C., MCINTOSH, A. W., BROWN, E. A., LACEY, R., LESTER, D. C., NEWBROUGH, K. L. & WILLIAMS, A. R. (1997): *Assessing sediment quality in heterogeneous environments: A case study of a small urban harbor in Lake Champlain, Vermont, USA*. Environmental Toxicology and Chemistry **16**, 2125-2135.
- WEBSTER, J. R. (1975) (zit. In: Elwood et al. 1983): *Analysis of Potassium and Calcium Dynamics in Stream Ecosystems on Three Southern Appalachian Watersheds of Contrasting Vegetation*. PhD Thesis, University of Georgia, Athens.
- WEBSTER, J. R., BENFIELD, E. F., GOLLADAY, S. W., HILL, B. H., HORNICK, L. E., KAZMIERCZAK, R. F. & PERRY, W. B. (1987): *Experimental Studies of Physical Factors Affecting Seston Transport in Streams*. Limnology & Oceanography **32**, 848-863.
- WEBSTER, J. R. & MEYER, J. L. (1997): *Stream organic matter budgets*. Journal of the North American Benthological Society **16**, 3-4.
- WEBSTER, J. R., MULHOLLAND, P. J., TANK, J. L., VALETT, H. M., DODDS, W. K., PETERSON, B. J., BOWDEN, W. B., DAHM, C. N., FINDLAY, S., GREGORY, S. V., GRIMM, N. B., HAMILTON, S. K., JOHNSON, S. L., MARTI, E., MCDOWELL, W. H., MEYER, J. L., MORRALL, D. D., THOMAS, S. A. & WOLLHEIM, W. M. (2003): *Factors affecting ammonium uptake in streams - an inter-biome perspective*. Freshwater Biology **48**, 1329-1352.
- WEI, C. & MORRISON, G. (1992): *Bacterial Enzyme-Activity and Metal Speciation in Urban River Sediments*. Hydrobiologia **235**, 597-603.
- WEIß, G. & BROMBACH, H. (2004): Gewässerschutz – Wasser – Abwasser. Heft 193, 20/1 – 20/11.
- WENTSEL, R., MCINTOSH, A. & ATCHISON, G. (1978a): *Evidence of resistance to metals in larvae of midge Chironomus-Tentans in a metal contaminated lake*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology **20**, 451-455.
- WENTSEL, R., MCINTOSH, A. & MCCAFFERTY, W. P. (1978b): *Emergence of Midge Chironomus Tentans When Exposed to Heavy-Metal Contaminated Sediment*. Hydrobiologia **57**, 195-196.
- WERNER, P. & KÖHLER, J. (2005): *Seasonal dynamics of benthic and planktonic algae in a nutrient-rich lowland river (Spree, Germany)*. International Review of Hydrobiology **90**, 1-20.
- WETZEL, R. G. (1996): *Benthic algae and nutrient cycling in lentic freshwater ecosystems*. In: Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems, 641-669, Academic Press, San Diego.
- WETZEL, R. G. (2001): *Limnology – Lake and River Ecosystems*. 3. Aufl., Academic Press, San Diego, London. 1006 S.
- WEYERS, H. S. & SUBERKROPP, K. (1996): *Fungal and bacterial production during the breakdown of yellow poplar leaves in 2 streams*. Journal of the North American Benthological Society **15**, 408-420.
- WIELAND, A., GAMMETER, S. & LANGE, J. (1993): *Biological Investigations in Receiving Waters Lead to New Strategies in Urban Drainage*. Water Science and Technology **27**, 219-222.

- WILCZEK, S., FISCHER, H. & PUSCH, M. T. (2005): *Regulation and seasonal dynamics of extracellular enzyme activities in the sediments of a large lowland river*. Microbial Ecology **50**, 253–267.
- WILCZEK, S., FISCHER, H., BRUNKE, M. & PUSCH, M. T. (2004): *Microbial activity within a subaqueous dune in a large lowland river (River Elbe, Germany)*. Aquatic Microbial Ecology **36**: 83-97.
- WILCZEK, S., WÖRNER, U., PUSCH, M. T. & FISCHER, H. (eingereicht): *Importance of suspended particles for extracellular enzyme activity and microbial community composition in a large lowland river*. Archiv für Hydrobiologie.
- WILLBY, N. J. & EATON, J. W. (1996): *Backwater habitats and their role in nature conservation on navigable waterways*. Hydrobiologia **340**, 333-338.
- WILLIAMS, K. A., GREEN, D. W. & PASCOE, D. (1986): *Studies on the acute toxicity of pollutants to freshwater macroinvertebrates 3. Ammonia*. Archiv für Hydrobiologie **106**, 61-79.
- WILLIAMS, K., GREEN, D. & PASCOE, D. (1984): *Toxicity testing with freshwater macroinvertebrates: Methods and application in environmental management*. In: Freshwater biological monitoring, 81-91, Pergamon, Oxford.
- WINKLHÖFER, K., LESZINSKI, M. & STEINBERG, C. (2006): *Industriebetriebe an der Oberspree und ihre Auswirkungen auf die biotische Beschaffenheit des Flusses im frühen 20. Jahrhundert*. In: Hydropolis – Wasser und die Stadt der Moderne (Hrsg. Frank, S., Gandy, M.), S. 117-145. Campus, Frankfurt/New York.
- WITTMACK, L. (1875): *Beiträge zur Fischereistatistik des Deutschen Reichs sowie eines Theiles von Österreich-Ungarn und der Schweiz*. W. Moeser Hofbuchdruckerei, Berlin.
- WOHL, D. L., WALLACE, J. B. & MEYER, J. L. (1995): *Benthic macroinvertebrate community structure, function and production with respect to habitat type, reach and drainage basin in the southern Appalachians (U.S.A.)*. Freshwater Biology **34**, 447-464.
- WOLF, P., HERBST, S. MÜLLER, D., SCHILLING, N., SCHREINER, P. & WARG, G. (1991): *Wirkungen der Nitrifikation und Denitrifikation auf den Sauerstoff-Haushalt – Bericht der Arbeitsgruppe 2*. In: Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern (Hrsg. Hamm, A.), S.207-273.
- WOLTER, C. (2001): *Conservation of fish species diversity in navigable waterways*. Landscape and Urban Planning **53**, 135-144.
- WOLTER, C. & ARLINGHAUS, R. (2003): *Navigation impacts on freshwater fish assemblages: the ecological relevance of swimming performance*. Reviews in Fish Biology and Fisheries **13**, 63-89.
- WOLTER, C., ARLINGHAUS, R., GROSCH, U. A. & VILCINSKAS, A. (2003): *Fische & Fischerei in Berlin*. Zeitschrift für Fischkunde Supplement **2**, 1-156.
- WOLTER, C., BISCHOFF, A., TAUTENHAHN, M., VILCINSKAS, A. (1999): *Die Fischfauna des Unteren Odertals: Arteninventar, Abundanzen, Bestandsentwicklung und fischökologische Bedeutung der Polderflächen*. In: Das untere Odertal: Auswirkungen der periodischen Über-

schwemmungen auf Biozönosen und Arten, 369-386, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

- WOLTER, C., MINOW, J., VILCINSKAS, A. & GROSCH, U. A. (2000): *Long-term effects of human influence on fish community structure and fisheries in Berlin waters: an urban water system*. *Fish.Manage.Ecol.* **7**, 97-104.
- WOLTER, C. & VILCINSKAS, A. (1997a): *Perch (*Perca fluviatilis*) as an indicator species for structural degradation in regulated rivers and canals in the lowlands of Germany*. *Ecology of Freshwater Fish* **6**, 174-181.
- WOLTER, C., VILCINSKAS, A. (1997b): *Characterization of the typical fish community of inland waterways of the north-eastern lowlands in Germany*. *Regulated Rivers – Research & Management* **13**, 335-343.
- WOLTER, C. & VILCINSKAS, A. (2000): *Characterisation of fish species diversity in waterways and urban waters*. *Wasser & Boden* **52**, 14-18.
- WOOD, J. M. (1984): *Microbiological strategies in resistance to metal ion toxicity*. In: *Metal Ions in Biological Systems*, Vol. 18 (Hrsg. Sigel, H.), New York. S. 333-351.
- WUHRMANN, K. (1972): *Stream purification*. In: *Water Pollution Microbiology*, 119-151, Wiley, New York.
- WUHRMANN, K. (1974): *Some problems and perspectives in applied hydrology*. *Mitteilungen des Internationalen Vereins für Limnologie* **20**, 324-402.
- WUHRMANN, K. & WOKER, H. (1949): *Experimentelle Untersuchungen über die Ammoniak- und Blausäurevergiftung*. *Schweiz. Z. Hydrol.* **11**, 210-244.
- YODER, C.O. & RANKIN, E.T. (1998): *The role of biological indicators in a state water quality management process*. *Environmental Monitoring and Assessment* **51**, 61-88.
- YOUNG, K. D. & THACKSTON, E. L. (1999): *Housing density and bacterial loading in urban streams*. *J. Environ. Eng.* **125**, 1177-1180.
- YOUNG, S. A., KOVALAK, W. P., DELSIGNORE, K. A. (1978): *Distances Traveled by Autumn-Shed Leaves Introduced Into A Woodland Stream*. *American Midland Naturalist* **100**, 217-222.
- YOUNT, J. D. & NIEMI, G. J. (1990): *Recovery of Lotic Communities and Ecosystems from Disturbance - A Narrative Review of Case-Studies*. *Environmental Management* **14**, 547-569.
- YOUSEF, Y. A. (1974): *Assessing effects on water quality by boating activity*. U.S. Environ. Prot. Agency, EPA Tech. Serv., EPA-670/2-74-072.
- ZAISS, U., BLASS, M. & KALTWASSER, H. (1979): *Produktion und Verbrauch von Methan und Wasserstoff durch Mikroorganismen in der Saar*. *DGM* **23**, 1-6.
- ZAK, D., KLEEBERG, A. & HUPFER, M. (2006): *Sulphate-mediated phosphorus mobilization in riverine sediments at increasing sulphate concentration, River Spree, NE Germany*. *Biogeochemistry* **80**, 109-119.

ZALEWSKI, M., BIS, B., LAPINSKA, M., FRANKIEWICZ, P. & PUCHALSKI, W. (1998): *The importance of the riparian ecotone and river hydraulics for sustainable basin-scale restoration scenarios.* Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems **8**, 287-307.