



2.8 Zustand und Belastung limnischer Ökosysteme – Warnsignale einer sich verändernden Umwelt

MICHAEL HUPFER & ANDREAS KLEEGERG

State and pollution of freshwater ecosystems – warning signals of a changing environment: Inland waters are exposed to numerous natural and anthropogenic stress factors. Pollution by nutrients, harmful substances, and pathogens, the destruction of pristine habitats due to waterway construction, changes in climate and establishment of invasive species can lead to a reduced self-cleaning capacity, to changes in biodiversity, and to serious restrictions of water uses. Major problems are eutrophication, atmospheric and geogenic acidification, salinisation and contamination by a huge number of xenobiotics. Climate warming, land use changes and other human activities generate novel aquatic biocoenoses and alter the role of inland waters for the carbon cycle in landscapes. Some pollutants influence the 'critical equilibrium' of the sexual hormones of vertebrates, so that entire populations are threatened by the disturbance of reproduction. Precautionary water conservation, use of measures to reduce external sources of load, and the application of ecotechnologies may reduce or reverse the impairments of freshwater ecosystems.

Binnengewässer sind empfindliche Indikatoren für Klima- und Umweltveränderungen, da sie als tiefste Punkte in der Landschaft den Zustand der terrestrischen Umgebung, des Grundwassers und der Atmosphäre integrierend widerspiegeln. Besonders in Industrie- und Kulturlandschaften sind Gewässer einem intensiven Nutzungsdruck ausgesetzt, der deren natürliche Belastbarkeitsgrenzen übersteigt und deren Zustand verändert. Mit der stark angestiegenen Bevölkerung, der intensiven Umwandlung von Natur- und Kulturlandschaften und der industriellen Entwicklung haben die Belastungen der Binnengewässer in den letzten zwei Jahrhunderten eine neue Dimension erfahren. Abb. 2.8-1 zeigt die historische Abfolge des Auftretens verschie-

dener Qualitätsprobleme. Die Belastung der Gewässer mit anorganischen und organischen Spurenstoffen, Versauerung, Versalzung und Eutrophierung sind in ähnlichem Maße für Standgewässer wie für Fließgewässer von Bedeutung. Entscheidend für das Antwortverhalten auf Belastungsänderungen ist der Gewässertyp, die Wassernerneuerungszeit sowie die Größe, Struktur und Nutzung des Einzugsgebietes. Da natürliche und anthropogene Einflussfaktoren in sehr komplexer Weise auf ökologische Vorgänge wirken, lassen sich nicht alle registrierten Veränderungen in Flüssen und Seen als Warnsignale sich verändernder Belastungs- und Klimabedingungen interpretieren.

Aktuelle und frühere Veränderungen können

Aus: WARNSIGNAL KLIMA: Genug Wasser für alle? 3. Auflage (2011)
- Hrsg. Lozán, J. L. H. Graßl, P. Hupfer, L. Karbe & C.-D. Schönwiese

heute u.a. mit molekularbiologischen Methoden, mit chemisch-analytischer Strukturaufklärung oder mit organismischen Indikatoren immer besser diagnostiziert werden. Neben einer Übersicht über bekannte Gewässerbelastungen soll im vorliegenden Beitrag anhand von konkreten Problemen gezeigt werden, wie solche Signale aussehen und wie diese interpretiert werden können.

Arten der Gewässerbelastung

Anders als früher, als bei der Analyse und Bewertung lokaler Probleme die Hygiene des Gewässerausbaus und die Entsorgung von Reststoffen im Mittelpunkt standen, gibt es heute global wirkende Faktoren, die ein zusätzliches Beeinträchtigungspotential darstellen. Ohne Kenntnis und Beachtung möglicher ökologischer Folgen wurden schon ab dem 12./13. Jahrhundert Flüsse begradigt und reguliert, Stauhaltungen gebaut, Feuchtgebiete entwässert, große Wassermassen aus Stand- und Fließgewässern sowie dem Grundwasser entnommen und verschmutzt wieder an anderer Stelle eingeleitet. Ein besonderes Problem in der jetzigen Zeit stellen der rasant gestiegene Wasserverbrauch durch die Landwirtschaft und die Industrie sowie die Wassereinleitungen aus kommunalen und industriellen Abwasseranlagen dar. Weltweit werden nur 5% allen Abwassers einem Reinigungsprozess unterzogen. Die Wasserqualität ist eng an die Wasserverfügbarkeit gebunden, so dass in Regionen mit Wasserknappheit eine Mehrfachnutzung des Wassers mit den entsprechend hohen Belastungen eintritt. Die Wirkung der verschiedenen Belastungsarten (Tab. 2.8-1) kann direkt als Primärbelastung erfolgen oder im Gewässer entsteht sekundär ein daraus folgender anderer Belastungsfaktor.

Die durch anthropogene Belastungen verursachten Veränderungen können irreversibel oder reversibel sein. Dauerhafte Veränderungen der Hydrologie und des Stoffhaushaltes werden z.B. durch Stauhaltungen in Flüssen oder die Entwässerung von Feuchtgebieten verursacht. Oberhalb einer Staumauer verlängert sich die Wasseraufenthaltszeit, so dass dieser Abschnitt einem stehenden Gewässer ähnelt. Es kommt dort zur Akkumulation von Feinsedimenten, zu Sauerstoffschwund in Sedimentnähe und zu einer verstärkten Phytoplankton-Entwicklung. Die Staumauer wirkt außerdem als Barriere für Organismen (z.B. verhinderter Fischaufstieg) und trennt dadurch ursprünglich zusammengehörige Habitate. Ein weiteres Beispiel ist die Schaffung landwirtschaftlicher Nutzflächen durch die Entwässerung von Mooren. Entwässerte Moore verlieren ihre Funktion als Wasser- und Nährstoffsänke (LANDGRAF 2010). Auch die Wiedervernässung führt nicht oder nur sehr langsam zur Wiederherstellung dieser wichtigen Funktion. Dagegen kann nach der Reduzierung übermäßig hoher Nährstoffeinträge die erhöhte Primärproduktion in einem See prinzipiell wieder das ursprüngliche Niveau vor der Belastung erreichen. Zwischen der Nährstoffkonzentration und der Phytoplankton-Biomasse besteht aber kein linearer Zusammenhang, weil auch andere Faktoren und verschiedene Rückkopplungen den Gewässerzustand bestimmen. So wurde bei Seen oftmals ein Beharrungsvermögen nach der Verminderung der Nährstoffeinträge beobachtet. Ein typisches Beispiel dafür ist das Verhalten vieler Flachseen. Viele ursprünglich von Makrophyten dominierte Klarwasserseen wurden durch steigende Nährstoffeinträge zu Phytoplankton reichen, trüben Seen. Um den erwünschten ursprünglichen Zustand wieder herzustellen, müssen aber nun wesentlich niedrigere Schwellenwerte der

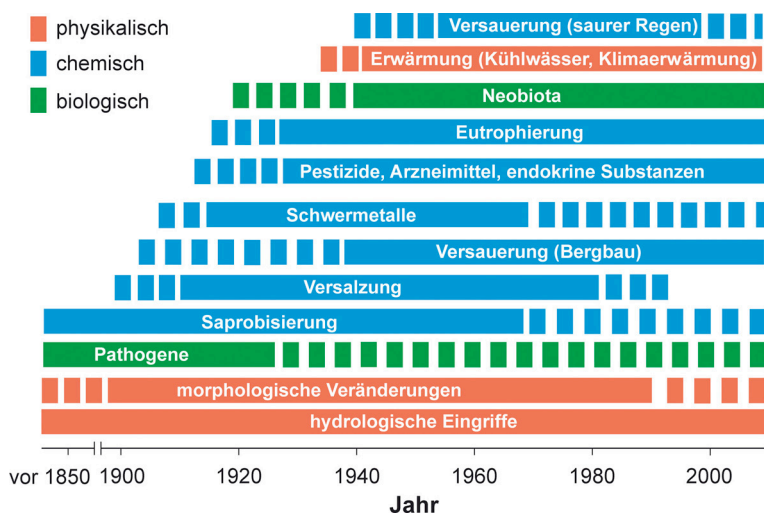


Abb. 2.8-1: Zeitliches Auftreten überregionaler Einflüsse mit Bedeutung für die Wasserqualität in der industrialisierten Welt von 1850 bis zur Gegenwart (verändert aus GRÜNEBERG et al. 2009). Vgl. auch Tab. 2.8-1, durchgezogene Balken: großflächige und hohe Bedeutung für die Wasserqualität, unterbrochene Balken: lokale oder eingeschränkte Bedeutung für Wasserqualität.

Tab. 2.8-1: Arten der Belastung von Gewässern nach anthropogenen (A) und natürlichen (N) Ursachen sowie ausgewählte primäre und sekundäre Effekte in limnischen Ökosystemen

Art der Belastung	Störgröße	Ursachen (Beispiele)	Gewässerproblem	primär	Effekte im Gewässer sekundär
Physikalisch	Temperatur	A Einleitung von Kühlwasser N Klimaänderung d. CO ₂ -Anstieg A Schönwetterperioden	Erwärmung	Intensivierung von Abbauprozessen	Sauerstoffdefizite
	Radionuklide	A Kernwaffenexplosionen	Strahlenbelastung	Mutagene Effekte	Diversitätsverlust
	UV-Strahlung	A Zerstörung der Ozonschicht	vielfältig	Veränderung der Aufenthaltszeit Zerstörung natürlicher Habitate	Zunahme von Sedimentation und Produktion
	Wasserführung	A Errichtung von Stauanlagen A Ausbau von Fließgewässern	eutrophierung	Massenentwicklungen von Algen und Makrophyten	Sauerstoffschwund Toxische Blaualgen pH-Anstieg
	Nährstoffe	A Abwasserreinigung N Einträge aus der Landwirtschaft N Verwitterung, Laub	Saprobisierung	Sauerstoffzehrung	Fischsterben
	Organisches Material	A Abwasser Zellulose-Industrie N Laub	Versalzung	Hohe Salinität	Änderung der Artenzusammensetzung Diversität gering
Chemisch	Salze	A Kalibergbau N Bewässerung N Tidebeeinflusste Salzgradienten	Versauerung	Niedriger pH-Wert	Mobilität toxischer Metalle steigt Diversität gering Fischsterben
	Säuren	A NO _x , SO _x aus Kraftwerken N Pyritoxidation in Bergbaugebieten N Vulkanismus	Trübung	Versandung und Verschlammlung der Gewässersole	Sauerstoffversorgung des Sediments herabgesetzt, Schädigung von Fischen (Kiemen) und der Bodenfauna
	Schwebestoffe	A Bodenerosion durch Entwaldung und Ackerwirtschaft, Frühjahrshochwasser, Resuspension d. Schwebestoffe	Kontamination	Vergiftungen Allergene Reaktionen Störung der Reproduktion	Diversitätsverlust
	Schadstoffe ¹	A Organische u. anorganische Reststoffe und Zwischenprodukte der Industrie (z.B. Öl, Tenside, Schwermetalle) Pflanzen- und Tierbehandlungsmittel (z. B. Pestizide, Arzneimittel) Kommunales Abwasser (hormonaktive Substanzen)	vielfältig	Stress	Populationsfitness vermindert
	Parasiten	N Biogene Wirkstoffe (z.B. Cyanotoxine)	Krankheits-erregter	Verdrängung einheimischer Arten Erkrankung von Menschen und Tieren	Veränderte Diversität
	Einwanderer	A Schiffsfahrtswege			
Pathogene Bakterien	A Abwasser				

¹ Zu den von Menschen eingebrachten naturfremden Stoffen (Xenobiotika) müssen ca. 50.000 Verbindungen gezählt werden, von denen ca. 5.000–10.000 als toxisch relevant einzustufen sind (Guderian & Gunkel 2000)

Nährstoffkonzentration unterschritten werden als die, die während des Eutrophierungsprozesses zum Verschwinden der Makrophyten führten. Je nach Ausgangszustand unterscheidet sich das Antwortverhalten gegenüber einer veränderten Nährstoffbelastung (Hysterese-Effekt), weil verschiedene Mechanismen eine Stabilisierung des jeweiligen Zustandes bedingen (SCHEFFER et al. 1993).

Stand- und Fließgewässer unterscheiden sich erheblich in ihrer Reaktion auf stoffliche Belastungen und die Sanierungsmöglichkeiten. Die Anfälligkeit gegenüber Stoßbelastungen (z.B. Havarien) ist in Seen geringer als in Flüssen. Dagegen ist die Regenerationsgeschwindigkeit von Fließgewässern nach dem Ausschalten einer Belastungsquelle wegen der kurzen Wassererneuerungszeit weitaus höher als die von Seen.

Gefährdungen ergeben sich nicht nur aus der Bewirtschaftung und Nutzung der Gewässer und ihrer jeweiligen Einzugsgebiete, sondern können auch in weit entfernten Gebieten ihren Ursprung haben. So dient die Atmosphäre als Transportweg für Emissionen oder bestimmte physikalische Belastungsfaktoren wie z.B. UV-Strahlung oder Temperatur.

Weltweit zu den häufigsten Gewässerproblemen, die zu gravierenden Nutzungseinschränkungen führen, gehören die Eutrophierung, die Versauerung, die Verschmutzung mit Schadstoffen sowie die Versalzung (vgl. Tab. 2.8-1).

Unter Eutrophierung versteht man eine zunehmende Intensität der Primärproduktion (Trophie) eines Gewässers, die durch eine gesteigerte Verfügbarkeit oder Ausnutzung von Nährstoffen bewirkt wird. Durch die Einleitung unzureichend geklärter häuslicher Abwässer oder durch Abfluss aus landwirtschaftlich gedüngten Flächen hat sich das Ausmaß natürlich ablaufender Eutrophierungsvorgänge seit Mitte des letzten Jahrhunderts extrem verstärkt. Die mit der Eutrophierung verbundene starke Entwicklung des Wachstums von Algen und Makrophyten führt zu unerwünschten und komplexen Folgewirkungen auf die Struktur und Funktion von Gewässerökosystemen. Trotz Steigerung der Produktivität, ist die fischereiliche Nutzung dieser Gewässer eingeschränkt, weil hochwertige von weniger wertvollen Speisefischen verdrängt werden oder gar Fischsterben eintreten. Als Anzeichen der Eutrophierung gelten allgemein die Verfärbungen des Wassers, geringe Sichttiefen, geschmackliche Beeinträchtigungen des Wassers, Sauerstoffschwund und Anreicherung giftiger Stoffwechselprodukte (z.B. Schwefelwasserstoff) im Tiefenwasser und ein gehäuftes Auftreten von Cyanobakterien (Blualgen). Wegen ihrer Fähigkeit durch Gasvakuolen ihren Auftrieb und damit den Lichtgenuss zu regulieren, bilden

einige Cyanobakterien-Gattungen dichte, unästhetische wirkende »Algenteppeiche«, wodurch die Nutzung des jeweiligen Gewässers für die Trinkwassergewinnung und als Badegewässer wegen der Gesundheitsgefährdung erheblich eingeschränkt wird. Neben diesen Problemen führen Cyanobakterien zu ökotoxikologischen Effekten. Die schädliche Wirkung von Cyanobakterien beruht auf der Bildung von Giftstoffen (Hepato- und Neurotoxine) aus unterschiedlichen Substanzklassen (WELKER & CHORUS 2010). Warum die Cyanobakterien die äußerst wirksamen und gefährlichen Gifte bilden, ist bisher unbekannt. Es wird vermutet, dass es sich um eine »Biowaffe« zum Schutz vor Fressfeinden handeln könnte – sicher ist das allerdings nicht. Für akute Gefährdungen durch Cyanotoxine gibt es Empfehlungen der WHO hinsichtlich des Grenzwertes bei Trinkwasser (siehe CHORUS 2001). In Badegewässern reichen die Sofort-Maßnahmen von Warnhinweisen bis hin zum Badeverbot. Nachhaltig können toxinbildende Cyanobakterien durch die Verringerung der Nährstoffeinträge vermindert werden.

Weltweit weisen 30–40% aller stehenden Gewässer eine unnatürlich hohe Trophie auf. In Deutschland gibt es bezüglich der Trophiegrade ausgeprägte regionale Unterschiede. Während in Bayern und Baden-Württemberg etwas weniger als 50% der Seen eutroph oder hocheutroph sind, wurden von etwa 1.500 Seen in Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern 90% als eu- oder hocheutroph eingestuft. Dies hat einerseits natürliche Ursachen, weil der potenzielle Zustand der zahlreichen Flachseen dieser Region eutroph ist, andererseits spiegeln sich darin frühere und gegenwärtige Belastungen vor allem aus der Landwirtschaft wider. Auch Fließgewässer sind von der Eutrophierung betroffen. Bei genügend langer Verweilzeit, etwa in Stauhaltungen sind Algenmassenentwicklungen möglich, die den Sauerstoffhaushalt besonders im Mittel- und Unterlauf von Flüssen negativ beeinflussen können. In Deutschland werden gegenwärtig große Anstrengungen zur Senkung der Trophie unternommen, um den »guten ökologischen Zustand« gemäß der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000) zu erreichen. Bisherige Prognosen gehen davon aus, dass eine Klimaerwärmung die Eutrophierungserscheinungen tendenziell verstärken wird (NIXDORF et al. 2009).

Die Emissionen schwefel- und stickstoffhaltiger Gase führen zu saurem Regen, so dass in kalkarmen Gebieten mit geringer Pufferkapazität eine Versauerung von Gewässern und von Böden auch in größerer Entfernung vom Emissionsort eintritt. Die betroffenen Gewässer sind oft sehr klar und weisen damit scheinbar eine gute Qualität auf. Die Abnahme des pH-Wertes verursacht aber extreme Veränderungen der Biozöno-

sen. Fische und andere höhere Organismen können nicht überleben oder sich nicht reproduzieren. Eine weitere Folge ist die gesteigerte Freisetzung toxischer Metallionen (vor allem Aluminium, Kupfer, Cadmium, Zink und Blei) aus Böden und Sedimenten. Besonders betroffen von der Versauerung sind Skandinavien und der Nordosten von Nordamerika. Allein 4.000 Seen in Norwegen und Schweden wurden durch die Versauerung stark geschädigt. In Deutschland stellt die Versauerung über die atmosphärische Deposition nur in bestimmten Regionen ein Problem dar, wie z.B. im Bayerischen Wald und im Schwarzwald. Eine extreme Gewässerversauerung kann im Zusammenhang mit der Gewinnung von Bodenschätzen auftreten. Allein in Deutschland wird es mittelfristig ca. 500 Seen geben, deren Entstehung auf den Braunkohlebergbau zurückgeht. Die Mehrzahl dieser Seen sind in ihrer Entstehungsphase stark geogen versauert, da bei der Kohleförderung schwefelhaltige Mineralien (Markasit, Pyrit) oxidiert wurden, wodurch Säure freigesetzt wird. Fallende Grundwasserstände, erhöhte Nitratkonzentrationen im Grundwasser, die künstliche Trockenlegung von Feuchtgebieten oder langanhaltende Trockenheit in Böden infolge der Klimaerwärmung können ebenfalls zur Oxidation von reduzierten Schwefelverbindungen führen, wodurch der Säureeintrag in Oberflächengewässer verstärkt wird. Neben anthropogenen Quellen können diese Oxidationsvorgänge die Erhöhung der Sulfatkonzentration in Oberflächengewässern erklären. Während weltweit in den letzten 100 Jahren die Sulfatkonzentration in den Oberflächengewässern um den Faktor 1,7 anstieg, erhöhte sie sich in verschiedenen Seen Brandenburgs innerhalb von 70 Jahren sogar um den Faktor 4,3 bis 5,7 (KLEEBERG 2003). Infolge eines erhöhten Sulfatangebotes nimmt die Bedeutung der Sulfatreduktion im Gewässersediment zu, wodurch Eisen sulfidisch festgelegt wird und damit die Phosphatfestlegung herabgesetzt werden kann. Außerdem kommt es in eisenarmen Gewässern häufiger zur Anreicherung von freiem Schwefelwasserstoff oberhalb toxischer Konzentrationen im Sediment und im anaeroben Tiefenwasser.

Die Verschmutzung mit Schadstoffen kann durch ein sehr breites Spektrum organischer und anorganischer Stoffe hervorgerufen werden. Dazu gehören toxische Metalle. Neben der Freisetzung aus der Erzverhüttung und der Metallindustrie ist deren Verwendung in Pflanzenschutzmitteln eine bedeutende anthropogene Quelle. Zu den organischen Schadstoffen werden z.B. Pestizide, organische Tenside und Mineralöle gezählt. Metalle, aber auch organische Verbindungen wie polychlorierte Biphenyle (PCB) reichern sich in Sedimenten und in Nahrungsketten an und können

dabei toxische Konzentrationen aufbauen. Ein besonderes Problem in urbanen Räumen und in Gebieten mit Anlagen der industriellen Tiermast stellen Arzneimittelrückstände dar, die nicht oder nur teilweise in den Kläranlagen eliminiert werden (WINKER 2010). Durch verbesserte analytische Verfahren sind diese Stoffe im Grundwasser und in Gewässern nachweisbar. Etwa 3.500 verschiedene Stoffe werden momentan als Arzneimittel eingesetzt. Bedeutsam sind u.a. Analgetika, Antibiotika, Betablocker, hormonelle Verhütungsmittel, Psychopharmaka oder Zytostatika. Die zahlreichen Eintragspfade in die aquatische Umwelt, die Vielzahl an Stoffen und Abbauprodukten sowie die sehr stark variierende und immer noch größtenteils unbekanntenen Auswirkungen der Rückstände auf die aquatische Flora und Fauna sind Gegenstand intensiver Forschungen.

Die Versalzung führt zu drastischen Veränderungen der Lebensgemeinschaften, weil Süßwasserorganismen meist nur eine geringe Toleranz gegenüber erhöhten Salzkonzentrationen aufweisen. Ursachen der Versalzung liegen in der Veränderung des hydrologischen Regimes z.B. durch verstärkte Verdunstung oder der Einleitung salzreichen Wassers infolge von Bergbau, Erdölförderung und die Auswaschung landwirtschaftlicher Nutzflächen bei Bewässerung (siehe Kap. 2.9: Zimmermann-Timm).

Während sich die Wasserqualität der meisten Binnengewässer in Europa und Nordamerika in den letzten Jahrzehnten verbessert hat, nimmt die Belastung von Binnengewässern in den meisten Entwicklungs- und Schwellenländern weiterhin stark zu (WWDR 2009).

Warnsignale in limnischen Ökosystemen

An drei aktuellen Forschungsthemen sollen nachfolgend die Auswirkungen verschiedener Stressoren auf limnische Ökosysteme genauer beschrieben und interpretiert werden. Es wird gezeigt, dass als Auslöser für Stressreaktionen sowohl das Auftreten neuer Organismen als auch chemische Substanzen in Form von Natur- oder Fremdstoffen wirken können.

Gebietsfremde Tier- und Pflanzenarten

Binnengewässer bedecken zwar weniger als 1% der Erdoberfläche beherbergen jedoch etwa 10% aller Tierarten und 30% aller Wirbeltierarten. Menschliche Aktivitäten wirken sich deutlich auf die Biodiversität in Binnengewässern aus. Seit dem Jahr 1700 sind mindestens 13 Süßwasser-Fischarten allein in Mitteleuropa ausgestorben. In deutschen Gewässern waren ursprünglich vier Arten des Störs heimisch. Beispielsweise der Sterlet (*Acipenser ruthenus*) gilt bereits seit Mitte des 19. und der Europäische Stör (*Acipenser sturio*) seit

Mitte des 20. Jahrhunderts als ausgestorben. Zu den Ursachen gehört eine zu starke Befischung der Störe auf der Laichwanderung, wasserbauliche Maßnahmen, die das Erreichen der Laichplätze verhinderten sowie diverse Gewässerbelastungen (Abb. 2.8-1). Weltweit erfolgt, als bedeutendste Veränderung der Biodiversität neben dem Artensterben, eine Globalisierung von Flora und Fauna. Die passive Verbreitung von Organismen (= Verschleppung) kann durch Wind, Wasser, Tiere und den Menschen erfolgen. Insbesondere mit der rasanten internationalen Vernetzung von Verkehr und Handel werden natürliche Ausbreitungsbarrieren wie Flüsse, Berge und Meere leichter überbrückt. Durch Einwanderung und klimabedingte Verschiebungen der Ausbreitungsräume entstehen neuartige Lebensgemeinschaften, die eine Mischung aus einheimischen und exotischen Arten ohne gemeinsame Entwicklungsgeschichte darstellen.

Neobiota sind nicht-einheimische Organismen, d.h. Tier- (Neozoen), Pflanzen- (Neophyten) und Pilzarten (Neophyceten), die nach der Entdeckung Amerikas im Jahr 1492 beabsichtigt oder unabsichtlich unter direkter oder indirekter Mitwirkung des Menschen in ein ihnen zuvor nicht zugängliches Gebiet gelangt sind und dort potenziell neue Populationen aufbauen können oder solche über mindestens drei Generationen im Freiland erfolgreich aufgebaut haben (GEBHARDT et al. 1996).

Das Eindringen von aquatischen Neozoen in neue Lebensräume vollzieht sich vor allem durch den Kanalbau, den Ausbau von Flüssen, sowie durch Be- und Entwässerungssysteme. Schiffe tragen durch Ballastwasser, durch Aufwuchs auf dem Schiffsrumpf oder mit ihrer Fracht erheblich zur Verschleppung der Tiere bei. Nutzungserwartungen, Tierhaltung und Aquaristik verändern ebenfalls die einheimische Fauna. Fischerei und Teichwirtschaft gehören zu den Hauptimporteuren nicht einheimischer Fischarten.

Die Besiedlung von Neozoen erfolgt z.T. völlig unbemerkt. Sie kann im Extremfall zur fast vollständigen Verdrängung einheimischer Arten führen, so dass an einigen Stellen fast nur noch gebietsfremde Arten zu finden sind. Es gibt viele Arten, die zunächst vom Menschen verschleppt wurden, sich dann anschließend selbständig weiter verbreiteten, wie z.B. die Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*). Diese Art stammt ursprünglich aus den Regionen des Kaspischen Meeres und des Aralsees und breitet sich seit zwei Jahrhunderten in ganz Europa aus. Die Wandermuschel ist eine sehr konkurrenzstarke Art und führte zu einer Störung der natürlichen Artenvielfalt und bereitete Probleme bei der Entnahme von Wasser aus den betroffenen Flüssen und Seen.

Durch das Einschleppen von nordamerikanischen

Flusskrebse (z.B. des Kamberkrebse *Orconectes limosus*) wurden unsere einheimischen Arten nicht nur durch Nahrungs- und Lebensraumkonkurrenz bedroht, sondern durch eine Pilzkrankung. Die Krebspest, erstmalig 1860 in Italien aufgetaucht, tötet europäische Flusskrebsarten fast hundertprozentig. Da die nordamerikanischen Krebsarten nicht erkranken, aber die Krankheit übertragen können, wurde die Krebspest in ganz Europa und Russland ungehindert verbreitet. Der heimische Edelkrebs (*Astacus astacus*) ist dadurch stark bedroht.

An den heimischen Fischarten lässt sich illustrieren, dass die Einbürgerung von Neozoen gezielt durch den Menschen erfolgte. Die »Einschleppung« einiger – jetzt als einheimisch geltender Arten – erfolgte aus rein wirtschaftlichen Gründen bereits seit dem Mittelalter. Der Karpfen (*Cyprinus carpio*) stammt zum Beispiel ursprünglich aus Asien; die Römer brachten ihn nach Europa. Die Klimaerwärmung in der Übergangsphase vom Früh- zum Hochmittelalter kann dazu beigetragen haben, dass sich diese Fischart auch in Zentral- und Westeuropa natürlich ausbreitete. Die aus Nordamerika stammende Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) kam um 1880 erstmals nach Europa, weil sie schnellwüchsiger war und sich besser als die Bachforelle an die verändernden Gegebenheiten (Verunreinigung, Gewässerverbau, Begrädnungen usw.) anpassen konnte. Zwei ursprünglich in China beheimatete Fischarten, der Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*) sowie der Silberkarpfen (*Hypophthalmichthys molitrix*) wurden ab den 1960er Jahren in eutrophierte Gewässer eingesetzt, weil ihre herbivore Ernährungsweise (Pflanzenfresser) zur Bekämpfung von Verkräutungen oder Massenentwicklungen von Algen beitragen sollte. Gebietsfremde Fische bilden heute zum Teil die Haupterwerbsarten in der Fischzucht. Eine Übersicht zu Verbreitungsmöglichkeiten von nichteinheimischen Fischarten und die Folgen in Deutschland befinden sich bei WOLTER & RÖHR (2010).

Bekannteste Neophyten in europäischen Binnengewässern (seit 1835) sind die aus Nordamerika stammende Kanadische Wasserpest (*Elodea canadensis*) und die Schmalblättrige Wasserpest (*E. nutallii*). Weil die schnellwüchsigen Pflanzen bald die Binnenschifffahrt, den Fischfang und die Energiegewinnung behinderten, wurde ihnen der Name Wasserpest gegeben. Von den 421 in Deutschland bekannten aquatischen Makrophyten (Gefäßpflanzen, Armleuchteralgen und Moose) sind 24 neophytische Makrophyten, wobei sich ihre Zahl von 1980 an verdoppelte (HUSSNER et al. 2010).

Für Mikroorganismen ist die Verschiebung ihrer Ausbreitungsgrenzen bislang selten dokumentiert. Die bereits eingetretenen klimatischen Veränderungen

könnten die Ursache sein, warum sich Toxin bildende Cyanobakterien tropischen und subtropischen Ursprungs bis in das norddeutsche Tiefland ausgebreitet haben. Am bekanntesten ist *Cylindrospermopsis raciborskii*. Ursprünglich nur in tropischen bis subtropischen warmen Gewässern (>25 °C) war ihr Vordringen in die nördliche Hemisphäre überraschend. Im Sommer 2004 wurden 142 Gewässer in der Norddeutschen Tiefebene untersucht. In 28% der Seen wurde *C. raciborskii* nachgewiesen. Wahrscheinlich hat sich *C. raciborskii* erst nach 1940 in norddeutschen Gewässern etabliert. Insgesamt ist *C. raciborskii* bisher in 62 unterschiedlichen Gewässern nachgewiesen wurden (WIEDNER et al. 2007). *C. raciborskii* und wahrscheinlich auch andere Cyanobakterien subtropischen Ursprungs können das Hepatotoxin Cylindrospermopsin produzieren. Ursache für die Ausbreitung subtropischer Cyanobakterien ist wahrscheinlich der in den letzten Jahrzehnten beobachtete Anstieg der Wassertemperaturen im Frühjahr. Die Dauerstadien (Akineten) von *C. raciborskii* keimen dadurch früher und können größere Populationen ausbilden (WIEDNER et al. 2007). Mit der weiteren Erwärmung der Gewässer und unter verbesserten Lichtbedingungen bei abnehmender Trophie vieler Seen steigt die Wahrscheinlichkeit der Zunahme der Populationsgröße dieser eingewanderten Cyanobakterien (MEHNERT et al. 2010).

Neobiota können durch Konkurrenz, Fraßdruck und die Übertragung von Krankheitserregern oder Parasiten oder auch durch Hybridisierungen und Einkreuzen fremden genetischen Materials eine Bedrohung der ursprünglichen biologischen Vielfalt darstellen, die Wasserqualität beeinflussen und Nutzungsmöglichkeiten beschränken. Allerdings ist nicht jede gebietsfremde Art »invasiv« (sich schnell ausbreitend, bedenklich). Viele Arten werden eingeschleppt, verschwinden bald nach ihrem Auftreten oder fügen sich in das Ökosystem ein. Manche Arten gliedern sich über lange Zeit scheinbar in ihr neues Ökosystem ein, um sich dann innerhalb kürzester Zeit stark auszubreiten. Jedoch auch in Zukunft werden sich gebietsfremde Arten neu etablieren, die mit verschmutzungstoleranten, thermo- und halophilen Eigenschaften einen Konkurrenzvorteil gegenüber Arten mit geringerer Toleranz aufweisen können. Zum Schutz der autochthonen Gemeinschaften sind Maßnahmen zur Kontrolle jener Arten, die ursprüngliche Arten und Lebensräume gefährden, notwendig.

Zunahme gelöster organischer Verbindungen

Aktuelle Forschungsergebnisse lassen vermuten, dass Binnengewässer als Senken und Quellen auch Einfluss auf den globalen und regionalen Kohlenstoff-Haushalt nehmen können (TRANVIK et al. 2009). Ihre Rolle für

den Kohlenstoffhaushalt wird durch menschliche Aktivitäten beeinflusst. So führt der Bau von Stauhaltungen und Talsperren durch die Akkumulation organischer Substanz neben der Freisetzung von CO₂ (Kohlendioxid) zur Emission der besonders klimawirksamen Gase CH₄ (Methan) und N₂O (Lachgas). Die Energiegewinnung durch Wasserkraft mit Hilfe sehr großer Talsperren als Alternative zur Verbrennung von fossilen Brennstoffen wird wegen der Emission klimarelevanter Treibhausgase zunehmend kritisch diskutiert. Die überwiegende Zahl der Binnengewässer sind heterotrophe Systeme und setzen damit mehr CO₂ durch Respiration frei als durch die Primärproduktion gebunden werden kann (SOBEK et al. 2007). Erklärbar ist das nur mit der Verlagerung terrestrisch produzierten organischen Materials in die Gewässer, das dort »veratmet« (Bildung von CO₂) oder im Sediment eingelagert wird. Kleine Gewässer sind wegen des starken Einflusses des umgebenden Einzugsgebietes besonders betroffen und werden daher auch als »Schornsteine« in der Landschaft bezeichnet. Die Gesamtmenge des eingetragenen Kohlenstoffs in die Binnengewässer wird auf 2,9×10⁹ g pro Jahr geschätzt. Davon werden nach groben Schätzungen durchschnittlich 50% wieder an die Atmosphäre abgegeben und 20% dauerhaft im Sediment eingelagert (TRANVIK et al. 2009). Braunwasserseen, deren Färbung aus einer hohen Konzentration an DOC (gelöster organischer Kohlenstoff) resultiert, weisen sehr hohe Übersättigungen für CO₂ auf und geben damit besonders viel CO₂ an die Atmosphäre ab. In vielen Gebieten Europas und Nordamerikas wurde ein Trend steigender DOC-Konzentrationen in Gewässern beobachtet. Der verstärkte Eintrag von terrestrischem Kohlenstoff in die Gewässer verändert die trophischen Interaktionen (HILT et al. 2011) und könnte dazu führen, dass mehr CO₂ und andere Treibhausgase in die Atmosphäre gelangen als das ohne die Verlagerung der Fall wäre. Das Schema in Abb. 2.8-2 illustriert, dass ein erhöhter DOC-Eintrag in komplexer Weise die chemische, physikalische und biologische Struktur eines Gewässers beeinflussen kann. Der erhöhte Sauerstoffbedarf beim Abbau organischer Substanz erhöht das Risiko für Fischsterben besonders unter Eis. Eine weitere praktische Konsequenz ist der erhöhte Aufwand bei der Trinkwasseraufbereitung zur Entfernung von Huminstoffen, die sich z.B. in einigen Trinkwassertalsperren des Harzes und des Erzgebirges seit Mitte der 1990er Jahre verdoppelt haben. In 1.041 schwedischen Seen konnte entlang der Breitengrade gezeigt werden, dass die DOC-Konzentration mit der mittleren Lufttemperatur steigt (WEYHENMEYER & KARLSSON 2009). Zwischen 1995 bis 2005 wurde außerdem besonders in den südlichen Landesteilen Schwedens ein DOC-Anstieg der

Seen beobachtet, was mit der Erhöhung der mittleren Lufttemperatur in diesem Zeitraum einhergeht. Die Ursachen für den DOC-Anstieg können vielfältig und regional unterschiedlich sein. Es werden unter anderem folgende Gründe diskutiert (vgl. SUCKER & KRAUSE 2010): (1) Erhöhte Mobilisierung von DOC in Böden durch steigende pH-Werte infolge rückläufiger atmosphärischer Versauerung, (2) Wiedervernässung und Revitalisierung degraderter Moore, (3) Verlängerung der Vegetationsperiode und Temperaturerhöhung infolge der Klimaerwärmung, (4) Klimabedingte Veränderung des hydrologischen Regimes durch veränderte Verteilung, Menge und Intensität des Niederschlages, (5) Steigende CO₂-Konzentrationen in der Atmosphäre sowie (6) Änderungen in der Landnutzung (z.B. Drainagen). Das Beispiel steigender DOC-Konzentrationen in Gewässern zeigt, dass Veränderungen der klimatischen Bedingungen, der Landnutzung und menschliche Aktivitäten sehr weit reichende Konsequenzen für die Funktion und den Zustand der Gewässer haben. Obwohl Gewässer nur 3% der terrestrischen Eroberfläche einnehmen, ergaben aktuelle Schätzungen, dass sie entgegen bisheriger Annahmen als Regulatoren für den globalen Kohlenstoffkreislauf Bedeutung haben (COLE et al. 2007, TRANVIK et al. 2009).

Hormonwirksame Stoffe

Es gibt eine Vielzahl von »Stress-Signalen« in der aquatischen Umwelt, die sich nicht mit den üblichen toxischen Wirkungen von umweltrelevanten Schad-

stoffen erklären lassen. Vor mehr als 40 Jahren wurde z.B. festgestellt, dass der Weißkopf-Seeadler (*Haliaeetus leucocephalus*) vom Aussterben bedroht war, weil die Eischalen zunehmend dünner und brüchiger wurden und die Zahl der geschlüpften Nachkommen drastisch abnahm. In einem anderen Fall nahm die Alligatorpopulation im Apokasee (Florida) trotz Schutzmaßnahmen ab. Eine ungewöhnlich hohe Embryonensterblichkeit und Missbildungen der Reproduktionsorgane führten zu verminderter Fertilität. Zudem gibt es eine Reihe von Beobachtungen über die Verschiebung des Geschlechterverhältnisses bei Wasservögeln, Wasserschnecken und Fischen. In Großbritannien fanden Wissenschaftler in den Abläufen einer großen Anzahl von Kläranlagen Fische, die Hermaphroditismus (Zweigeschlechtigkeit) aufwiesen. Auch aus Berliner Flüssen und Flachseen liegen Befunde für Fische vor, wonach es Abweichungen vom normalen Geschlechterverhältnis zugunsten der Weibchen gibt. Mit männlichen Regenbogenforellen konnte hier nachgewiesen werden, dass aus den Kläranlagen abgegebene Stoffe die Synthese des Eidottorvorfürerproteins Vitellogenin bedingen, dessen Bildung normalerweise nur durch ein spezifisch weibliches Hormon (Östradiol) induziert wird (HANSEN & DIZER 1998). Die genannten sehr verschiedenen Effekte werden auf Stoffe zurückgeführt, die Fortpflanzungs- und Entwicklungsvorgänge von Wirbeltieren tiefgreifend stören können. Ihre Wirksamkeit beruht darauf, dass sie im Organismus an die Stelle von natürlichen Hormonen treten und quasi als Pseudohormon agieren. Sie können jedoch auch die Hormonwirkung blockieren oder einen anderen Einfluss auf den Hormonhaushalt nehmen. Diese Stoffe werden als hormonaktive Stoffe oder auch »endokrine Disruptoren« bezeichnet.

Gegenwärtig werden mehr als 600 Chemikalien als mögliche »endokrine Disruptoren« angesehen. Die Zahl vergrößert sich mit den analytischen Möglichkeiten, der gezielten Suche und fortschreitenden Kenntnissen zu den Wirkmechanismen ständig. Für den aquatischen Bereich werden mehr als 70 Substanzen als relevant eingestuft (MOLTMANN et al. 2007). Viele der bekannten endokrin wirksamen Substanzen haben östrogene Wirkungen, d. h. sie wirken ähnlich wie das weibliche Geschlechtshormon 17β Östradiol (KLOAS & LUTZ 2001). Natürliche Quellen östrogenen Stoffe sind Inhaltsstoffe von Pflanzen (Phytoöstrogene) und Pilzen (Mykoöstrogene) sowie Sexualhormone und deren Metabolite im Urin von Mensch und Tier. Besonders durch die Verwendung von Mitteln zur Empfängnisverhütung und zunehmende Hormonbehandlungen von Frauen nach der Menopause gelangen synthetische Östrogene über das Abwasser in die Umwelt. Die in Kläranlagen-

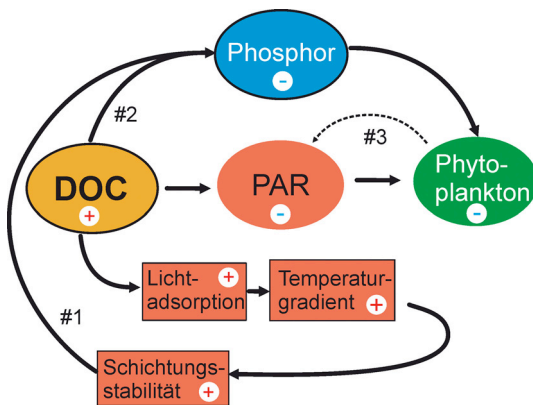


Abb. 2.8-2: Auswirkungen eines erhöhten terrestrischen Eintrages von gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) auf das Wachstum von Phytoplankton durch verschiedene Rückkopplungsmechanismen (vereinfacht). PAR- Photosynthetisch aktive Strahlung, #1- Rückführung von Phosphor aus dem Tiefenwasser erschwert, #2- Wechselwirkung von Phosphor mit Huminstoff-Metall-Komplexen, #3- Rückgang der Trübung durch Phytoplankton verbessert das Lichtangebot.

abläufen auftretenden Konzentrationen an natürlichen und synthetischen Östrogenen liegen aber im bzw. nahe zum Wirkungsbereich für Fische und Amphibien. Neben den synthetischen und natürlichen Hormonen wurden endokrine Wirkungen auch für Arzneimittel und ihre Rückstände, Körperpflegemittel, Pflanzenschutzmittel und Industriechemikalien (z.B. Organochlorpestizide, Polychlorierte Biphenyle, Abbauprodukte von Tensiden) nachgewiesen. Arzneimittel, die gewöhnlich über Urin und Fäzes in das Abwassersystem gelangen, werden in Kläranlagen nur unvollständig abgebaut, so dass besonders in Gewässern urbaner Ballungsräume wirksame Konzentrationen zu erwarten sind (KARBE et al. 2006). Pflanzenschutzmittel können bei ihrer Anwendung insbesondere nach starken Niederschlägen über Sickerwässer und Drainagen in die Gewässer gelangen.

Obwohl es viele Laborbefunde gibt, die anzeigen, dass natürliche und synthetische Stoffe das Hormonsystem von Tieren beeinflussen können, ist der kausale Zusammenhang zwischen den beobachteten Phänomenen in der Natur und der Exposition gegenüber diesen Stoffen nicht einfach zu belegen. Dieser Nachweis ist schwierig, weil es Kombinationswirkungen von Chemikalien und physikalischen Parametern gibt. Belastbare Tests auf endokrine Wirkungen befinden sich noch in der Entwicklung und internationalen Standardisierung. Heute besteht großer Forschungsbedarf, um die Bedeutung hormonaktiver Stoffe auf Mensch und Umwelt besser abschätzen zu können. Zu einem vorsorgenden Gewässerschutz gehört es, die Umweltbelastung mit hormonaktiven Chemikalien zu minimieren. Ansatzpunkte für Maßnahmen ergeben sich in der Kennzeichnung der Produkte mit endokrin wirksamen Substanzen, dem Ersatz durch leichter abbaubare Substanzen, in der separaten Behandlung von Urin, Fäzes oder stark verschmutzter Abwässer (z.B. aus Krankenhäusern), der weitergehenden Abwasserbehandlung sowie einer verbesserten landwirtschaftlichen Praxis (Joss et al. 2006).

Vermeidungsstrategien und Sanierungskonzepte

So vielfältig die Arten und Ursachen von Gewässerbelastungen sind, so verschieden sind auch die Strategien, die Funktion von geschädigten Gewässerökosystemen wieder herzustellen. Deswegen können hier nur generelle Prinzipien vorgestellt werden. Unter optimalen Bedingungen sind Gewässer in der Lage, Belastungen von außen durch biologische Selbstreinigungs- und Puffermechanismen oder chemisch/physikalische Reaktionen zu kompensieren. Die Belastbarkeitsgrenzen

eines Gewässerökosystems werden durch seine Struktur und die seiner Umgebung bestimmt. Hilfreich für die Erreichung bestimmter Qualitätsziele sind sog. »critical-load« Modelle, die es ermöglichen, qualitative Veränderungen in Ökosystemen in Abhängigkeit von der Zufuhrmenge eines oder mehrerer Laststoffe einerseits und verschiedener Gewässermerkmalen andererseits zu beschreiben. Damit ist es möglich, eine notwendige Begrenzung der Nähr- und Schadstoffe nicht nur mit Hilfe von Konzentrationen am jeweiligen Ort der Abgabe, sondern hinsichtlich ihrer Wirkung im Gewässer zu beurteilen.

Sind Nutzungen oder die Lebensraumfunktion des Gewässers beeinträchtigt, kommen nach dem Ort der Anwendung externe oder gewässerinterne Gegenmaßnahmen in Betracht. Externe Verfahren zielen darauf, die Belastungsquellen im Einzugsgebiet zu reduzieren. Diese Einträge werden begrenzt, indem schädliche Emissionen verhindert bzw. die Stoffkreisläufe an Land weitgehend geschlossen werden. Zu diesen Maßnahmen gehören der Bau von Kläranlagen zur Reinigung von kommunalen und industriellen Abwässern, Extensivierungsmaßnahmen in der Landwirtschaft und die Wiederverwertung von Industrieabfällen. Mit der Errichtung von Puffer-Ökosystemen wie Vorsperren, Schönungsteichen oder Pflanzengürteln kann vor allem der Nährstoffeintrag in das Gewässer begrenzt werden. Eine weitere Strategie in diesem Zusammenhang besteht darin, ursprüngliche Senken für Nährstoffe wie trockengelegte Moore oder Überschwemmungsgebiete wieder in Funktion zu setzen.

Gewässerinterne Verfahren – auch als Ökotechnologien bezeichnet – kommen in Betracht, wenn Havarie-situationen auftreten oder die Symptome einer Gewässerbelastung (z.B. Sauerstoffschwund) gemindert werden müssen. Sie sind auch sinnvoll, wenn die Erreichung des Zieles allein mit externen Maßnahmen nicht möglich ist oder die Wirkung mit großer Zeitverzögerung erwartet wird. Unter Ökotechnologien versteht man die großtechnische Nutzung ökologischer Wirkprinzipien über steuernde Eingriffe zur Optimierung der Struktur des Ökosystems, so dass negative Symptome von Belastungen minimiert und damit die Bewirtschaftungsziele maximal unterstützt werden (BENNDORF 2008). Revitalisierungsmaßnahmen für Fließgewässer zielen vor allem darauf, den natürlichen morphologischen Zustand des Gewässers zu erhalten oder nach seiner Zerstörung durch Maßnahmen des Gewässerausbaus eine möglichst naturnahe Morphologie wiederherzustellen. Eine naturnahe Gewässerstruktur führt über die Vergrößerung der Fließzeit, der Aufwuchsf lächen für Biofilme und der Lebensräume für filtrierende Organismen (Muscheln, Schwämme u.a.) zur Erhöhung

des Selbstreinigungsvermögens.

Bei der Anwendung von Ökotechnologien in Standgewässern wird heute schon ein sehr breites Spektrum an Möglichkeiten genutzt. Die meisten Maßnahmen sind für die Steuerung der Eutrophierung entwickelt worden. So lässt sich die Nährstoffkonzentration durch chemische Ausfällung mit Eisen- und Aluminiumsalzen, der Sauerstoffhaushalt durch Belüftungsaggregate, das Lichtklima im Wasser durch Destratifikation des Wasserkörpers und die Nahrungsnetze durch sog. »top-down« Steuerung (Biomaniipulation) beeinflussen. Eine Manipulation des Nahrungsnetzes „von oben“ erfolgt, indem die zooplanktonfressenden Fische dezimiert werden. Dadurch werden wiederum die algenfiltrierenden Zooplankter (Kleinkrebse) geschont und folglich ein erhöhter Fraßdruck auf das unerwünschte Phytoplankton ausgeübt. Das führt zu einer verminderten Trübung des Wassers.

Anthropogene Gewässerbelastungen sind nur bedingt vermeidbar. Präventiver Gewässerschutz setzt die Definition kritischer Grenzen für physikalische, chemische und biotische Belastungen in Abhängigkeit von den jeweiligen Gewässereigenschaften voraus. Die Formulierung von nachhaltigen Entwicklungszielen für Binnengewässer sollte sich daher nicht nur am ursprünglichen Zustand orientieren, sondern auch an Zielvorstellungen, die die jetzige Nutzung und Besiedlung der Landschaft durch den Menschen, den Stand des ökologischen Wissens und den technischen Fortschritt berücksichtigen.

Literatur

- BENNDORF J. (2008): Ecotechnology and emission control. Alternative or mutually promoting strategies in water resources management? *International Review of Hydrobiology* 93: 466-478.
- CHORUS I. (Hrsg.) (2001): Cyanotoxins, occurrence, causes and consequences. Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York 257 S.
- COLE J. J. + 10 Mitautoren (2007): Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into terrestrial carbon budget. *Ecosystems* 10: 171-184.
- GEBHARDT H., R. KINZELBACH & S. SCHMIDT-FISCHER (Hrsg.) (1996): Gebietsfremde Tierarten; Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Situationsanale, Landsberg, ecomed Verlagsgesellschaft. 314 pp.
- GRÜNEBERG B., OSTENDORP W., LEBMANN D., WAUER G. & B. NIXDORF (2009): Restaurierung von Seen und Renaturierung von Seeufnern. In: ZERBE, S. & WIEGLEB, G. (Hrsg.) Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa, Springer, 125-151.
- GUDERIAN R. & G. GUNKEL (Hrsg.) (2000): Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie, Bd. 3A, Aquatische Systeme: Grundlagen, Physikalische Belastungsfaktoren, Anorganische Stoffeinträge, Berlin, Heidelberg, Springer Verlag, 474 pp.
- HANSEN P.-D. & H. DIZER (1998): Die Fische im Berliner Gewässersystem. Bestand, Entwicklung- Erfolg? Eine Begrenzung durch endokrin wirksame Substanzen? In: Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie (Hrsg.). Zukunft Wasser, Eigenverlag 51-54.
- HILT S., MEHNER T., COLE J. J., WALZ N. & TOCKNER K. (2011): Aquatic-terrestrial coupling enhances resilience of lakes. *Inland Waters* (in press).
- HUSSNER A., VAN DE WEYER K., GROSS E. M. & S. HILT (2010): Eine Übersicht über die aquatischen Neophyten in Deutschland – Etablierung, Auswirkungen und Managementperspektiven. In: HUPFER M., CALMANO W., KLAPPER H., WILKEN R.-D. (Hrsg.): Handbuch Angewandte Limnologie, Wiley, Kap. V-5.1.
- JOSS A., KLASCHKA U., KNACKER T., LIEBIG U., LIENERT J., TERNES T. A. & A. WENNALM (2006): Source control, source separation. In: TERNES T. A. & A. JOSS (Hrsg.) Human Pharmaceuticals. The challenges of micropollutants in urban water management, London IWA Pub. 353-384.
- KARBE L., TERNES T., WENZEL A. & HECKER M. (2006): Estrogens, xenoestrogens and effects on fish in German waters. In: VETHAAK D, SCHRAP M, DE VOOGT P [Eds.] Estrogens and Xenoestrogens in the Aquatic Environment: An Integrated Approach for Field Monitoring and Effect Assessment. SETAC Press Special Publication: 365-406.
- KLEEBERG A. (2003): Re-assessment of Wundsch's (1940) „H₂S-Oscillatoria-Lake“ type using the eutrophic Lake Scharmützel (Brandenburg, NE Germany) as an example. *Hydrobiologia* 501, 1-5.
- KLOAS W. & I. LUTZ (2001): „Endocrine Disruptors“: Umweltchemikalien mit endokriner Wirkung. In: DO-KULIL, M., A. HAMM & J. G. KOHL (Hrsg.). Schutz und Ökologie von Seen, Facultas-Univ.-Verl., Wien, 280-291.
- LANDGRAF L. (2010): Wo steht der Moorschutz in Brandenburg? *Naturschutz – und Landschaftspflege* 19: 126-131.
- MEHNERT G., LEUNERT, F., CIRÉS S., JÖHNK, K. D., RÜCKER, J., NIXDORF, B. & C. WIEDNER (2010): Competitiveness of invasive and native cyanobacteria from temperate freshwaters under various light and temperature conditions. *Journal of Plankton Research* 32: 1009-1021.
- MOLTMANN J. F., LIEBIG M., KNACKER T., KELLER M., SCHEURER M. & T. TERNES (2007): Gewässerrelevanz endokriner Stoffe und Arzneimittel. Abschlussbericht F+E Vorhaben UBA. 129 pp.
- NIXDORF B., RÜCKER J., DENEKE R. & B. GRÜNEBERG (2009): Gewässer im Klimastress? Eutrophierungsgefahr in Seen am Beispiel der Scharmützelseeregion. *Forum der Forschung* 22: 99-106.
- SOBEK S., L. J. TRANVIK Y. T. PRAIRIE P. KORTE-

- LAINEN & J. J. COLE (2007): Patterns and regulation of dissolved organic carbon: An analysis of 7,500 widely distributed lakes. *Limnol. Oceanogr.* 52: 1208-1219.
- SUCKER C. & K. KRAUSE (2010): Increasing dissolved organic carbon concentrations in freshwaters: what is the actual driver. *iForest* 3: 106-108.
- TRANVIK L. + 30 Mitautoren (2009): Lake and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnol. Oceanogr.* 54: 2298-2314.
- WELKER M. & I. CHORUS (2010): Cyanobakterientoxine. In: HUPFER, M., CALMANO, W., KLAPPER, H., R.-D. WILKEN (Hrsg.): *Handbuch Angewandte Limnologie*, Wiley, Kap. V-1.2.3.
- WEYENMEYER G. A. & J. KARLSSON (2009): Non-linear response of dissolved organic carbon concentrations in boreal lakes to increasing temperature. *Limnol. Oceanogr.* 54: 2513-2519.
- WIEDNER C., RÜCKER J., STÜKEN A., PREUSSEL K., FASTNER J., CHORUS I. & B. NIXDORF (2007): *Cylindrospermopsis raciborskii* und *Cylindrospermopsis* in Gewässern der Berliner Region - Vorkommen, Ursachen, Auswirkungen. – Schriftenreihe Kompetenzzentrum Wasser Berlin, Band 6, 92 pp.
- WINKER M. (2010): Pharmazeutische Wirkstoffe in der aquatischen Umwelt. In: HUPFER M., CALMANO W., KLAPPER H., WILKEN R.-D. (Hrsg.): *Handbuch Angewandte Limnologie*, Wiley, Kap. V-4.1.2.
- WOLTER C. & F. RÖHR (2010): Distribution history of non-native freshwater species in Germany: how invasive are they? *J. Appl. Ichthyol.* 26: 19-27.
- WRRL (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 der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327 vom 22. Dezember 2000.
- WWDR (2009): *The United Nations World Water Development Report: Water in a Changing World*- Paris: UNESCO Publishing, London: Earthscan.

Dr. Michael Hupfer

Dr. Andreas Kleeberg

*Leibniz-Institut für Gewässerökologie
und Binnenfischerei*

Müggelseedamm 310 - 12587 Berlin

hupfer@igb-berlin.de