

# Arten- und Gewässerschutzprobleme in Bayern

Rudolf Hoffmann

Betrachtet man die sog. „Roten Listen“ der gefährdeten Tiere so fällt auf, daß diejenigen Arten, die an den aquatischen Lebensraum gebunden sind, am meisten bedroht sind (BLAB et al., 1984). So ist unter den Wirbeltieren mehr als die Hälfte der Fischarten in Bayern einer der Gefährdungstufen zugeordnet. Ähnliche Beobachtungen liegen auch von Säugetier- oder Vogelarten vor, die am Wasser leben. Dazu zählen etwa Biber und Fischotter oder Eisvogel und Rohrdommel. Auch Amphibien, die ja nur in vergleichsweise wenigen Spezies bei uns vorkommen, sind überproportional gefährdet. Völlig gleichartige Tendenzen lassen sich bei Nichtvertebraten nachweisen, wenngleich hier die verfügbaren limnologischen Daten vielleicht weniger zahlreich verfügbar sind. So lassen sich etwa bei Odonaten, den Libellen, die ihr Larvenstadium im Wasser verbringen, 54 % als gefährdet oder ausgestorben erkennen. Offensichtlich treten also im Bereich der Oberflächengewässer besonders schwerwiegende Veränderungen auf, die für Qualität und Quantität der hier lebenden Tiere und Pflanzen Konsequenzen haben.

Betrachtet man in der Rückschau die Beeinflussung der Gewässer durch menschliche Manipulation, so kann sie bis in prähistorische Zeiten zurückverfolgt werden. Die Seßhaftwerdung mit der Möglichkeit, die Böden ackerbaulich zu nutzen, brachte bereits erste Eingriffe durch Veränderungen von Abflußmöglichkeit und Speicherung des Wassers und Belastung durch menschliche und tierische Abwässer.

Die frühen Hochkulturen Vorder- und Ostasiens zeigten bereits erste aktive Regulierungen durch Kanalsysteme mit der Möglichkeit der Bodenbewässerung. Aber erst die Massierung von Menschen in Städten brachte erste Einbrüche in das Ökosystem von Bächen und Flüssen, wie die Verödung der Fischfauna durch Einleitung ungeklärter häuslicher und handwerklich-industrieller Abwässer in Zusammenhang mit einem unregelmäßigen fischereilichen Raubbau im Mittelalter zeigte. Als Reaktion darauf entstanden überall in Mitteleuropa die Fischerzünfte mit strengen Regularien, die eine Erholung der Fischfauna, wenn auch nicht wieder auf die ursprüngliche Dichte, brachte (LIEB, 1985). Trotz allem waren dies zunächst noch mehr oder weniger ausgedehnte lokale Probleme. Erst die Industrialisierung verbunden mit dem explosionsartigen Anstieg der Weltbevölkerung als Folge von Aufklärung und Wissenschaftsfortschritt brachte seit der Mitte des 19. Jahrhunderts zunächst für Europa und Teile Nordamerikas, heute für die gesamte nördliche Hemisphäre und zunehmend auch für die südliche Welt überregionale und Länder überschreitende Veränderungen, die heute noch im Zunehmen und deren Konsequenzen noch nicht voll abschätzbar sind.

Die anthropogene Beeinflussung der Oberflächengewässer erfolgt durch drei wesentliche Hauptfaktoren, nämlich der Veränderung der Morphologie und physikalischen Eigenschaften, der chemisch-qualitativen Beeinflussung des Wassers im weitesten Sinne und schließlich der Nutzung durch die Fischerei. Alle drei Faktoren greifen in einem vernetzten System ineinander, so daß etwa die Veränderung der Fließgeschwindigkeit auch die Wasserchemie beeinflusst.

## I. Veränderung der Morphologie

Die Motivationen zur Veränderung des Wasserbettes von Flüssen und Seen, die in großem Maßstab im 19. Jahrhundert einsetzte, waren die Gewinnung nutzbarer Bodens für die Landwirtschaft, der Hochwasserschutz, die Schifffahrt, die Energiegewinnung und als jüngstes Glied die Freizeitnutzung.

Die Gewinnung von Nutzland aus sog. „Öd- oder „Unland“ setzte im ersten Drittel des letzten Jahrhunderts ein und erreichte seinen makabren Höhepunkt in den 50er und 60er Jahren des 20. Jahrhunderts im Kampf um immer neue Produktionsflächen im Wandel von der bäuerlichen zur industriellen Landwirtschaft. Zunächst wurden Feuchtfelder und Moore trockengelegt und Seespiegel gefällt, wie etwa der Federsee in Oberschwaben zeigt. Dazu wurde das Wasser über Gräben gesammelt und in Bäche und Flüsse abgeleitet. Damit diese nun die Wasserfracht auch schnell genug abführen konnten, mußten sie begradigt werden und benötigten selbst weniger wertvolle Produktionsfläche. Zwangsläufig ergab sich durch das stärkere Gefälle auf der verkürzten Strecke eine Erhöhung der Fließgeschwindigkeit. Da die Energie des abfließenden Wasser jedoch erhalten bleibt, wirkte nunmehr pro Flächeneinheit eine größere Kraft ein, wodurch die begradigten Gewässer sich schneller und tiefer in den Untergrund eingruben. Hinzu kam, daß die ehemaligen Feuchtfelder und Moore das Niederschlagswasser nicht mehr wie ein Schwamm speichern konnten. Plötzliche Regenfälle und die Schneeschmelze führen daher zu sich schnell aufbauenden Hochwässern, die ihrerseits zu Überschwemmungen, aber auch zur beschleunigten Eintiefung beitrugen. Die tiefer liegenden Gewässer senkten aber auch den Grundwasserspiegel, so daß früher ganzjährig gut befeuchtete Böden austrockneten, aber andererseits auch häufiger durch Hochwässer überschwemmt wurden. Wasserbaulich wurde dieser Entwicklung durch Versteinung der Ufer und Sohle sowie der Errichtung von Hochwasserdämmen begegnet. Betrachtet man sich derartig ausgebaute und gesicherte Wasserstrecken, so findet man einen weitgehend homogenen Gewässerquerschnitt, mit annähernd der gleichen Fließgeschwindigkeit in

allen Bereichen. Die Konsequenz für Flora und Fauna ist katastrophal. Die veränderte Oberflächenstruktur mit harten glatten Flächen entzieht Pflanzen und Kleinlebewesen wie Insektenlarven den Lebensraum, so daß es zu einer Verminderung von Biomasse zugleich mit einer Reduktion auf wenige Arten kommt. Für Fische geht der Lebensraum, insbesondere für Kleinfischarten, verloren, da ihnen weder die Fließverhältnisse mit wechselnd stark strömenden und beruhigten Zonen zuzagen noch das adaptierte Nahrungsangebot vorhanden ist (RUDEK, 1974; JUNGWIRTH, WINKLER, 1983). Für robustere Arten aber fehlen ebenfalls die beruhigten Wasserzonen, die die Brut braucht, sowie Refugialzonen wie Kolke oder Unterstände. Auch die spezifischen Ansprüche an die Laichgebiete wie Pflanzen bei Krautlaichern oder Kiesbänke bei Kieslaichern sind nicht mehr vorhanden (BAUCH, 1958; MANN, 1968; KNÖPP, KOTHE, 1965). Fehlt dann noch ein Uferbewuchs mit Bäumen und Sträuchern, führen ständiger Streß, stärkere Temperaturschwankungen und höhere Gefährdung durch fischessende Tiere wie Graureiher rasch zu einem Arten- und Individuenschwund (BREHM, MEIJERING, 1982; HOFFMANN, 1985a). Diese empirisch gut bekannten Zusammenhänge zwischen Artenvielfalt und Gewässerstruktur konnten erst in jüngerer Zeit auch wissenschaftlich exakt dokumentiert werden (JUNGWIRTH, WINKLER, 1983; JUNGWIRTH, 1984, 1985).

Danach besteht eine direkte Relation zwischen Fischartenvielfalt, Zahl der Individuen sowie optimalem Altersaufbau der Population und einer möglichst großen Variabilität der Querprofile innerhalb der Fließstrecke. Auf der Ebene der Nichtvertebraten konnten nahezu identische Tendenzen aufgezeigt werden (PECHLANER, 1985). Hierzu trägt auch die Abdrift bei. So wurden auf einer Strecke von ca. 440 m an einem kleinen Fließgewässer (12 l/sec) allein fast 10.000 Individuen der Eintagsfliegengattung *Baetis* innerhalb 24 Stunden abgedriftet. Diese Kleinlebewesen versuchen zwar durch aktive Aufwärtswanderung dem gegenzusteuern. Bereits kleinste Hindernisse, wie sie die Schwellen in den begräbten Bächen darstellen, lassen eine Rückwanderung nicht mehr zu, so daß es zu einer stetigen Verarmung der Nahrungsgrundlage von Fischen kommt.

Den Hochwassergefahren aus dem Alpengebiet wurde mit Rückhaltebecken zu begegnen versucht. Hinzu kommt seit den 20er Jahren die Energiegewinnung aus Wasserlaufkraftwerken. Die Folge für die Flüsse sind eine radikale Veränderung des Charakters. Hinsichtlich der Fauna waren sie früher der Äschenregion zugehörig mit den Beifischarten Bachforelle, Äsche, Huchen, Koppe und Elritze. Die im Stau herabgesetzte Fließgeschwindigkeit bedingt eine Herabsetzung der Fließgeschwindigkeit, höhere Wassertemperatur und niederen O<sub>2</sub>-Gehalt. Damit ändern sich die Lebensmöglichkeiten zuungunsten der rheophilen Tierarten hin zu Fischen der Cyprinidenregion. Zusätzlich verhindert die Stauhaltung die Wanderung von Fischen vor allem während der

sog. Laichzüge. Fischarten wie Barbe, Nase oder Lachs sind daher allein dadurch gefährdet. So starb beispielsweise der ansonst robuste Sterlett, ein störrischer Fisch, im bayerisch-württembergischen Donaugebiet wegen fehlender Wandlungsmöglichkeit aus (BAUCH, 1958; NOLTE, 1968).

Eine zunächst nicht bedachte Komplikation bringt der fehlende Weitertransport von groben Geschiebe mit sich. Zum einen füllt es die Stauhaltungen auf, wie am Beispiel des Sylvensteinsees zu sehen ist, zum anderen fehlt die Geschiebezugabe im Unterlauf. Dadurch wird die Eintiefungstendenz gefördert – am Rhein versucht man hier durch künstliche Geschiebezufuhr gegenzusteuern –, für kieslaichende Fische v. a. Salmoniden, aber auch für Vogelarten wie den Flußregenpfeifer, fehlt das Fortpflanzungsbiotop. Die herabgesetzte Fließgeschwindigkeit in Stauhaltungen bedingt aber auch eine Sedimentation feinpartikulärer Stoffe, so daß Schlamm-bänke vor den Staumauern entstehen. In diesen laufen Fäulnisprozesse ab, die durch O<sub>2</sub>-Entzug lebensfeindlich wirken. Das Produktionsgebiet von Kleinlebewesen als Nahrungsgrundlage für höhere Tierarten entfällt, die Selbstreinigungskraft des Gewässers erlischt (BACALBASADOBROVICI, 1982). Hinzu kommt, daß nach dem gegenwärtigen Energiekonzept Wasserkraftwerke den Spitzenbedarf abdecken sollen. Dies geschieht im sog. Schwellbetrieb, wobei der Wasserspiegel innerhalb kurzer Zeit gesenkt wird. Dadurch fallen die sensiblen Uferzonen, die sowohl Hauptnahrungsproduktionsort als auch Brutstätte für zahlreiche Tiere, v. a. auch Fische sind, trocken. Eine natürliche Nachzucht fällt damit aus (WIESNER, 1982).

Kurz erwähnt werden sollen hier noch Wärmekraftwerke, in deren Abwasserfahnen stark erhöhte Wassertemperaturen auftreten, die beispielsweise Guppies das Überleben in hiesigen Gewässern ermöglichen (NEWDICK, 1979; BRAUN, 1982). Auch wurde in derartigen Wärmefahnen bereits die Turmdeckelschnecke *Melanoides tuberculata* beobachtet, die normalerweise erst ab dem Mittelmeergebiet auftritt (BAUER, 1982).

Die Schifffahrt schließlich zerstört durch Druckwellen Kleinlebewesen bis hin zu Fischbrut und belastet mit Treibstoff und Ölrückständen das Wasser.

## II. Chemische Belastungen

Chemische Stoffe kommen über Abflüsse von der Landoberfläche, durch Lösung aus dem Untergrund sowie über die Atmosphäre durch Niederschläge ins Gewässer (Abb. 1). Drei Hauptfolgen lassen sich daraus ableiten, nämlich Eutrophierung, Intoxikation und pH-Verschiebungen. Die Eutrophierung als Folge der modernen Landwirtschaft und der Benützung der Gewässer zur Ableitung geklärter und ungeklärter Abwässer betrifft heute nahezu alle Landesteile. Während aber hinsichtlich der Abwasserreinigung zweifellos Fortschritte zu verzeichnen sind, ist das Problem des Eintrags düngender Substanzen

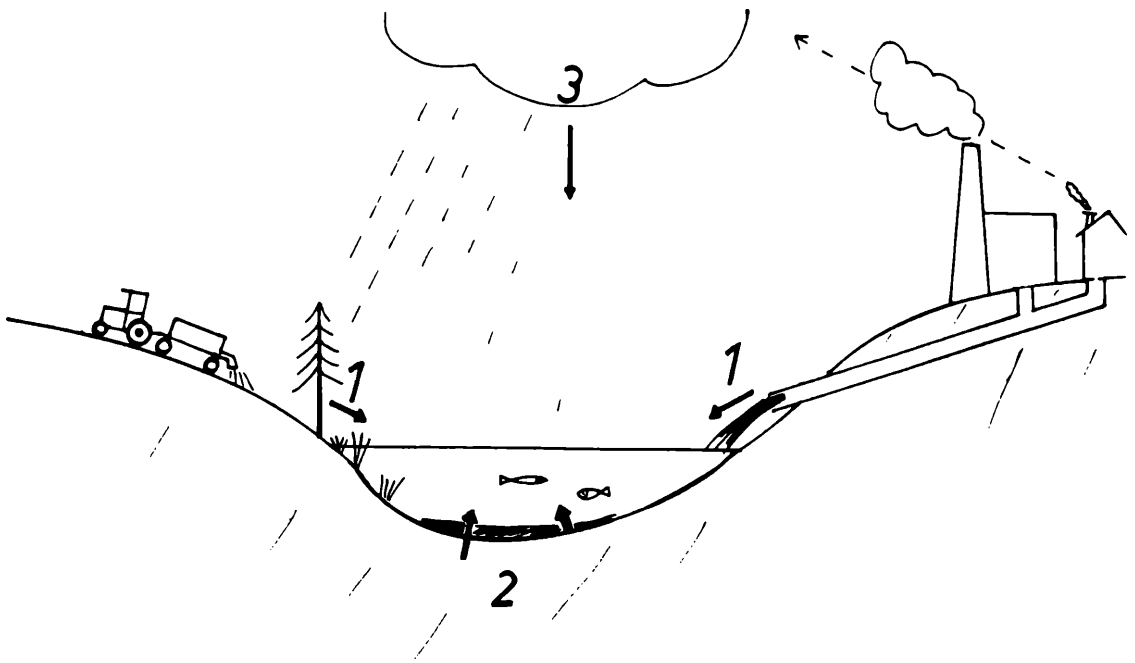


Abbildung 1

### Wege der Belastung durch chemische Stoffe

aus dem Landbau eher noch im Wachsen. Ursache hierfür sind die Umstellung der Bewirtschaftung auf große Flächen, der Maisanbau und die Massentierhaltung mit bequemen Schwemmmistungen, die Probleme mit den großen Volumina an Gülle aufwerfen. Besonders im Bereich von Spezialkulturen wie Wein und Hopfen brachte die arbeitserleichternde Neugestaltung im Rahmen der Flurbereinigung Probleme mit vermehrtem Abschwemmen von Dünger aber auch Pestiziden, wie sich etwa im Maintal drastisch belegen läßt, mit sich.

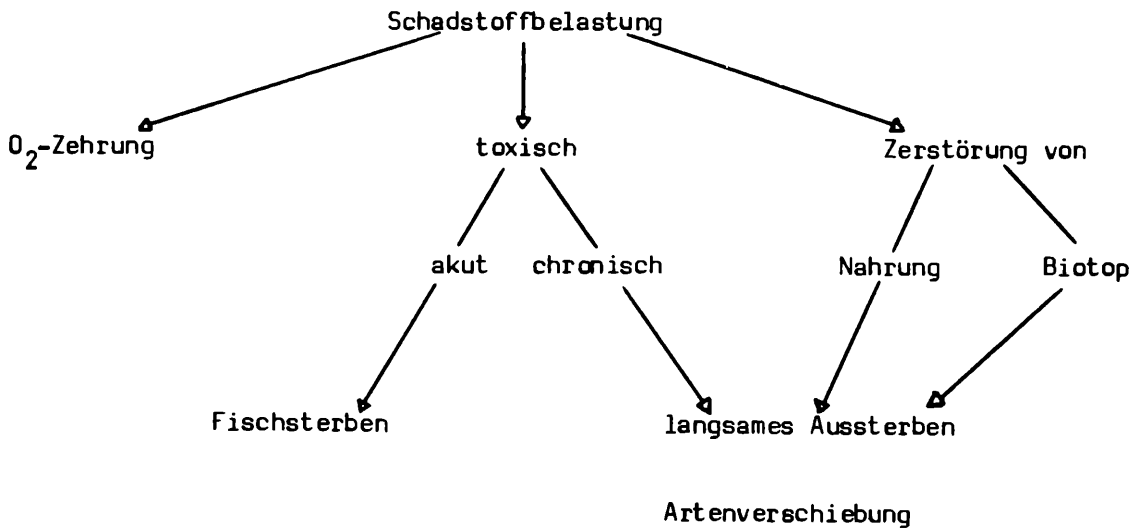
Die einmal in das Wasser eingebrachten Nährstoffe, insbesondere Phosphat und Stickstoffverbindungen führen zu einem vermehrten Pflanzenwuchs, angefangen von Algen bis zu Makrophyten (BREHM, MEIJERING, 1982), also zu einer erhöhten Urproduktion sowie einer veränderten Zusammensetzung der im Wasser lebenden Tierwelt. Man unterscheidet daher je nach Nährstoffgehalt oligotrophe, mesotrophe, eutrophe und polytrophe Gewässer (STREBLE, KANTER, 1985). Anhand der dabei auftretenden bakteriellen, pflanzlichen und tierischen Leitorganismen entwickelte schließlich LIEBMAN (1962) das sog. Saprobiensystem, das heute allgemein zur Bestimmung der Gewässergüte Verwendung findet. Die Kehrseite der Medaille ist, daß in der kalten Jahreszeit, die Pflanzen absterben und durch deren Zerfall sich die Schlammdecken mit hoher Sauerstoffzehrung bilden.

Für die Fische kann sich das vermehrte Nährstoffangebot im Wasser zunächst positiv durch ein erhöhtes Nahrungsangebot auswirken. Dies trifft vor allem für die weniger sauerstoffbedürfti-

gen Cypriniden-Arten wie Brachse und Rotaugen aber auch Barsche zu (HEUMANN, 1975; KEIZ, 1979; KIEKHÄFER, 1967). Innerhalb dieser Arten bildet sich jedoch häufig eine Überpopulation mit Verbettung, wodurch die Fische krankheitsanfälliger werden. Zudem finden auch zahlreiche Kleinkrebse oder auch Weichtiere ein vermehrtes Nahrungsangebot. Diese stellen häufig Zwischenwirte für Fischparasiten dar, die somit ebenfalls optimale Bedingungen finden.

In stark eutrophierten Gewässern kommt es daher nicht selten zu einer hohen Verbreitung von Parasitosen, die auch zu Fischsterben führen können. Berichte hierüber liegen auch aus den letzten Jahren vor, wo im Main Fischsterben durch Parasiten wie Myxosporidien (SCHÄFER, HOFFMANN, 1984) oder Saugwürmer (SCHÄFER, HOFFMANN, 1985) beobachtet wurden. Auch in Salmonidengewässern kann der Grad der Eutrophierung fast direkt am Kratzerbefall bei Forellen abgelesen werden, wobei Gammarien als Zwischenwirte dienen (AMLACHER, 1986).

Direkt negative Folgen zeigt die Eutrophierung für alle Fischarten, die bodennahe Bezirke zur Eientwicklung benötigen. Die Ablagerung von Faulschlamm als Folge des vermehrten Pflanzenwuchses behindert die Fortpflanzung etwa von Salmoniden, Barben, Nase, Schneider, Aitel, Strömer, Zingel, Streber oder Zander (BLESS, 1978). Aber auch bei Coregonen, die durch das vermehrte Nahrungsangebot im Freiwasser zunächst scheinbar profitieren, was sich u. a. im verstärkten Wachstum äußert, ist das Brutverhalten stark gefährdet (KRIEGSMANN, 1958). Dies führte etwa im Bodensee fast zum

**Abbildung 2****Wirkungsabläufe bei Fisch-Vergiftungen**

Zusammenbruch der Felchenproduktion und erfordert heute ständig Stützungsmaßnahmen durch den Menschen. Die Schlammablagerungen stellen auch bei Abstellung bzw. Verringerung der anthropogenen Nährstoffbelastung die wohl größte Hypothek für die Zukunft dar, da kaum Methoden zu ihrer Beseitigung vorhanden sind. Für die Ausübung der Fischerei selbst bringen die Schlammablagerungen, die das Betreten der Uferregion, insbesondere von Flußstautufen, lebensgefährlich machen können, sowie ein dichter Pflanzenbewuchs oft unüberwindliche Hindernisse.

Im Bereich von industriell belasteten Abwässern kommt dazu die Kontamination mit giftigen Substanzen, wie etwa Schwermetallen, so daß eine Verbringung des Schlammes etwa aus Flußstauen auf landwirtschaftliche Böden nicht möglich ist. Vergiftungen (Intoxikationen) von Fischen sind in der Öffentlichkeit das am meisten registrierte Ereignis. Man unterscheidet dabei zwischen akuten und chronischen Vergiftungen, wobei in der Regel nur erstere beachtet werden. Akute Vergiftungen sind leicht daran zu erkennen, daß innerhalb kürzester Zeit bei zahlreichen Fischen unterschiedlicher Arten und Altersstufen der Tod eintritt. Bei derartigen Ereignissen können dann, wie allgemein bekannt, tote Fische zentnerweise angeschwemmt werden. Als Ursache ist die Einleitung von Schadstoffen in das Gewässer zu nennen. Diese können auf zweierlei Weise wirken. Zum einen führen sie durch eine spezifische toxische Wirkung zu schnell eintretenden Schäden an lebenswichtigen Organen, wie am Gehirn (z. B. Cyanverbindungen) an Leber oder Herz-Kreislaufsystem oder an der Körperoberfläche, insbesondere den Kiemen (z. B. Säuren. Laugen).

Diese Schadstoffe, deren Zahl immens ist, können aus der Industrie z. B. in Form von organischen Lösungsmitteln, Cyanverbindungen, Laugen oder Säuren aber auch aus der Landwirtschaft in Form von Pestiziden kommen. Da es kaum typische Symptome bei der Vergiftung

durch bestimmte Substanzen gibt, ist es wichtig bei Schadensfällen Proben des Wassers und verwendete Fische sicherzustellen und darüber hinaus alle Begleitumstände mitzuteilen, z. B. welche industriellen Anlagen in der Nähe sind oder welche Fruchtarten im Einzugsgebiet angebaut werden. Nur mit Hilfe dieser Angaben wird es dem Pathologen zusammen mit dem Chemiker möglich sein, die Ursache genau zu klären, was ja im unmittelbaren Interesse des Fischereiberechtigten ist. Trotzdem besteht gerade in diesem Bereich eine hohe Dunkelziffer bei der Aufklärung (SANZIN, 1981). Neben mangelnden Angaben zu den Begleitumständen trägt bei Fließgewässern aber auch bei, daß zu dem Zeitpunkt, in dem das Fischsterben entdeckt wird, der auslösende Schadstoff schon lange im wörtlichen Sinne abgegangen ist. Fortschritte mag in dieser Richtung die Anzeigepflicht für Fischsterben bringen, die im Gesetzentwurf zur Neuregelung des bayerischen Fischereigesetzes vorgesehen ist.

Die zweite Weise, auf der akute Fischsterben ablaufen, ist der Entzug von Sauerstoff aus dem Wasser. Werden fäulnisfähige Stoffe, wie Klärwasser oder Jauche in die Gewässer eingeleitet, so führt deren sauerstoffzehrende Wirkung zum Erstickungstod der Fische (AMLACHER, 1986). Dieser ist relativ leicht erkennbar an den weit abgespreizten Kiemendeckel verbunden mit einer Maulsperre. Aber auch in stark eutrophierten Gewässern mit hohem Pflanzenanteil kann es ohne zusätzliche Einleitung sauerstoffzehrender Substanzen zum Erstickungstod kommen. Zur Nachtzeit, wenn die Assimilierung sistiert und die Pflanzen ihrerseits aus dem Wasser Sauerstoff entnehmen (SCHWÖRBEL, 1971), kann es – meist in den frühen Morgenstunden vor Sonnenaufgang – zu Fischsterben kommen. Andererseits kann aber der Pflanzenreichtum tagsüber auch zu einer Übersättigung des Wassers mit O<sub>2</sub> führen. Im Fischkörper steigt dabei ebenfalls der O<sub>2</sub>-Partialdruck. Kommt es nach Ende der Sonneneinstrahlung zu einem schnellen Sinken des O<sub>2</sub>-Gehalts im Wasser, kann dies zur sog. Gas-

blasenkrankheit bei Fischen führen, die im Extremfall unter dem Bild eines Massensterbens verlaufen kann (SCHÄPERCLAUS, 1979).

Auch beim Abbau von organischen Stoffen kann es insbesondere bei weichem Wasser mit hohem pH durch Bildung von Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) zu Fischsterben kommen (BUHSE, 1966).

Alle drei zuletzt genannten Ereignisse, nämlich Sauerstoffzehrung bzw. Gasblasenkrankheit und Ammoniakvergiftung, werden zwar nicht durch akute Schadstoffeinträge verursacht, stellen aber als Folgewirkung der Eutrophierung wichtige Ursachen von Fischsterben dar.

Wesentlich schwieriger als akute Vergiftungen sind chronische Intoxikationen zu erkennen. Dabei wirkt ein Schadstoff über lange Zeit oder wird zum Teil gespeichert, bevor die Wirkung erkennbar ist. Die Folgen können dann entweder relativ plötzliche Todesfälle sein, wenn ein bestimmter „Schadstoffpegel“ überschritten wird, so bei Schwermetallbelastungen insbesondere bei Kupfer (HAPKE, 1975). Andererseits können sie zu langandauernden schleichenden Prozessen mit Abmagerung führen, wie es etwa bei Kadmium oder Quecksilber zu beobachten ist. Zum Teil beeinflussen chronisch-toxische Verbindungen aber auch bestimmte Organsysteme wie etwa die Fortpflanzungsorgane, so daß es zum langsamen, oft kaum bemerkbaren Aussterben bestimmter Arten kommt. Dabei zeigt sich, daß nicht jede Fischart gleich empfindlich ist, was wiederum zur Selektion auf resistenteren Arten wie etwa den Aal führt. Wichtig ist hierbei auch das Kriterium der Eßbarkeit von Fischen.

Chronische Belastungen verdienen also besondere Aufmerksamkeit gerade durch die Fischerei. Im Gegensatz zu akuten Vergiftungen ist dabei die Aufdeckung der Schadensquelle wesentlich schwieriger. Zum Teil sind Substanzen noch nach Jahren und Jahrzehnten im Biokreislauf zu finden, wie das Beispiel DDT zeigt. Zum anderen ist die Verfrachtung über weitere Strecken möglich. Bei nur kurzfristigen Einleitungen sind die Verursacher oft gar nicht faßbar. Auf der anderen Seite ist aber der Fisch und insbesondere der Raubfisch als letztes Endglied der aquatischen Nahrungskette ein besonders geeigneter Bioindikator, da in ihm eine oft hunderttausendfache Anreicherung erfolgt. Diese Indikatorfunktion sollte daher für die Fischerei Anlaß geben, zu fordern, daß zur Aufrechterhaltung der aquatischen Ökosysteme und zum Schutze der menschlichen Gesundheit alle Anstrengungen unternommen werden, die Fische als voll geeignetes Lebensmittel zu erhalten. Wirtschaftliche Gesichtspunkte oder Nutzen des einzelnen Fischers spielen unter diesem Aspekt nur eine unwesentliche Rolle.

Es soll noch ein heute weltweites Problem angeschnitten werden, dessen Auswirkungen noch nicht in ihrer vollen Tragweite erkennbar sind. Die Oberflächengewässer der gesamten nördlichen Hemisphäre sind heute zunehmend von der Versäuerung durch den sog. „Sauren Regen“ betroffen (HOWARD, PERLEY, 1982). In Gebieten mit kalkarmen Urgesteinen, also außerhalb des unmittelbaren Alpenraumes in Bayern beispielsweise im Bayer- und Böhmerwald sowie im

Fichtelgebirge sinkt in den wenig gepufferten Gewässern der pH kontinuierlich in den letzten Jahrzehnten (HAMM, 1985). Ursache hierfür ist der Eintrag von Schwefeldioxid ( $\text{SO}_2$ ) und Stickoxiden ( $\text{NO}_x$ ) aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe, die den natürlichen Ausstoß etwa aus Vulkanen bei weitem übersteigen. Sie werden mit dem Regen, dem sog. „Sauren Regen“ in das Gewässer eingebracht.

Die Auswirkung auf die Fischfauna ist vielfältig und wie die Beispiele Schwedens und Nordamerikas zeigen für die Fischerei katastrophal. Akute pH-Absenkungen vor allem während der Schneeschmelze führen zum Absterben der Eier bzw. der Fischlarven. Da dieses Ereignis in der Brutperiode der Salmoniden fällt, sind diese damit von der natürlichen Fortpflanzung nahezu ausgeschlossen. Dabei kann eine nur wenige Stunden andauernde pH-Absenkung um 1 bis 2 Einheiten, was ja eine Verzehnfachung bzw. Verhundertfachung des Säuregehaltes bedeutet, bereits genügen, wie derzeit laufende Untersuchungen am Institut für Zoologie und Hydrobiologie drastisch belegen. Die Eier bzw. Larven sterben dabei innerhalb weniger Stunden ab.

Langfristig zeigt die kontinuierliche Abnahme des pH-Werts eine Wirkung auf allen Ebenen. Es kommt zu einer Artenverarmung und -verschiebung hin zu wenigen resistenten Tier- und Pflanzenspezies. Bei den Pflanzen überwiegen dann Fadenalgen und Moose. Unter den Kleintieren verschwinden als erste Wasserflöhe (*Daphnia spp.*), Bachflohkrebse (*Gammariden*), Eintagsfliegen, Köcherfliegen und Steinfliegen sowie als Folge des Kalkmangels Schnecken und Muscheln (HOWARD, PERLEY, 1982). Ihre Stelle nehmen Wasserwanzen, Schlammfliegen und Käfer ein. Für die Fische bedeutet dies, daß das natürliche Nahrungsangebot weitgehend fehlt. Die im Gewässer verbliebenen Fische sind mangelhaft ernährt.

Es zeigt sich aber auch, daß verschiedene Fischarten unterschiedlich empfindlich sind. So bleiben in versäuerten Bächen lediglich Bachforelle und Bachsaibling übrig.

Für den Rückgang der Fische sind aber nicht nur pH-Stöße und Nahrungsmangel verantwortlich, der veränderte Wasserchemismus hat auch die Folge, daß zu wenig Mineralstoffe angeboten werden. Dadurch wird der Knochenaufbau und die Entwicklung der Fortpflanzungsorgane insbesondere der Ovarien gehemmt. Schwerwiegender ist jedoch die Lösung von Metallionen aus dem gewachsenen Untergrund bzw. Sediment. Dadurch kommt es zur Anreicherung bis über toxische Schwellenwerte insbesondere von Aluminium, Quecksilber und Kadmium, so daß die Fische (und andere Lebewesen) vergiftet werden (HOFFMANN, VAN DE GRAAFF, 1984).

Das Ausmaß der Gewässerversäuerung wird heute bei uns weitgehend dadurch verdeckt, daß durch den Eintrag von Oberflächenwasser aus landwirtschaftlich genutzten Flächen, soviel basische Stoffe, insbesondere Kalkverbindungen eingetragen werden, daß sie das Gewässer wieder aufpuffern. Somit wirken paradoxerweise die als negativ eingestuften Faktoren, die zur Eutro-

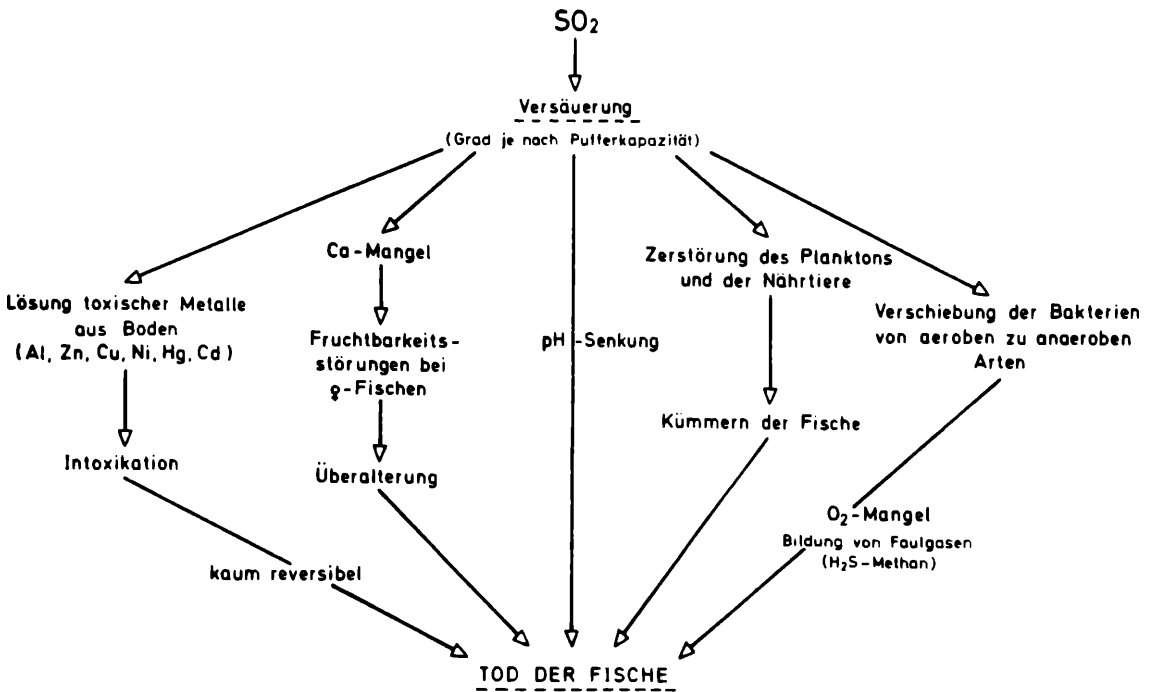


Abbildung 3

### Wirkung der SO<sub>2</sub>-Immissionen auf die Fischwelt

phierung beitragen, im Falle der Versauerungsgebiete für das Gewässer lebensrettend. Schaut man daher heute in Bayern die Verteilung der versauerten Fließgewässer an, so findet man sie weitgehend auf die Quellregionen beschränkt (FISCHER-SCHERL et al., 1986).

Mögen im Alpenraum die direkten Wirkungen von SO<sub>2</sub> und NO<sub>x</sub> durch pH-Absenkungen wegen des hohen Kalkgehalts der Böden in den Hintergrund treten so findet sich gerade hier ein sich derzeit noch in Umrissen, jedoch nicht weniger gefährliches Gefahrenmoment. Die Bedrohung der Wälder im alpinen Raum wird ja bei allen unterschiedlichen Theorien übereinstimmend dem Faktor SO<sub>2</sub> und NO<sub>x</sub> zugeschrieben.

Sollten jedoch die für den Wasserhaushalt und die menschlichen Siedlungen unabdingbaren Bergwälder eines Tages wegfallen, wird dies mit Sicherheit auch für das gesamte aquatische System von enormer Wirkung sein.

### III. Fischereiliche Maßnahmen

Zuletzt zu fischereilichen Maßnahmen und ihre Auswirkungen auf die Fischfauna. Die ursprüngliche Nutzung durch Entnahme der natürlichen Überproduktion ist heute kaum mehr möglich. Die Gefahr des Überfischens bestimmter Arten ist sicher gegeben (BLESS, 1978), jedoch insgesamt nicht so relevant, da ihr leicht begegnet werden kann. Weitaus gravierender sind Besatzmaßnahmen, die i. d. R. nur mit vom Nutzer des Gewässers begehrten Arten erfolgt.

Wie gezeigt, kann heute in vielen Fällen der Nachwuchs auf natürliche Weise nicht mehr gewährleistet werden. Dies führt aber auch dazu, daß bevorzugt Edelfische, z. T. mit ausgesuchten Merkmalen wie etwa Frohwüchsigkeit, gewählt werden mit der Folge, daß ursprüngliche, lokale

Varietäten und Kleinfische verdrängt werden (PLEYER, 1981 a + b). Besonders eklatant ist dies bei den Coregonen der voralpinen Seen, bei denen bereits seit dem 19. Jahrhundert Fische aus weit entfernten Gebieten Osteuropas zum Besatz verwendet werden. Hier sind ebenso wie teilweise beim Seesaibling heute keine autochthonen Fischpopulationen mehr vorhanden, ja teilweise ist es wegen der Hybridisierung nicht mehr rekonstruierbar, welche Art ursprünglich heimisch war (KÖLBING, 1977). Leider steht beim Besatz der Wunsch des Fischereiberechtigten im Vordergrund, einen bestimmten Fisch zu fangen, egal ob er in den jeweiligen Biotop paßt oder nicht. Die Frage nach Nahrungsangebot sowohl von seiner Zusammensetzung als auch der Quantität muß vermehrt vor den Wunsch nach dem „interessanten Ertrag“ gestellt werden. Hierzu gehört auch die Definition des Begriffs „standortgerechter Fisch“, der über den „einheimischen Fisch“ hinaus Lokalvarietäten mit ihrem genetischen Material berücksichtigen sollte. Daher wäre ein Fischbesatz nach Möglichkeit aus lokalen Vermehrungsbetrieben mit ähnlichen Wasserkriterien zu bevorzugen. Ein Besatz mit lokal nicht vorkommenden Arten, wie etwa dem Aal im Einzugsgebiet der Donau oder in Oberläufen (Forellenregion) ist dagegen abzulehnen, da hierdurch andere Tierarten wie etwa Krebse, aber auch Fische beeinträchtigt werden.

Grundsätzlich zu verhindern ist der Besatz mit nichtheimischen Fischarten, was ja auch das Naturschutzgesetz untersagt. Diese Fremdfische bringen eine Reihe von Risiken mit sich, wie Einschleppung von Krankheiten, Biotopzerstörung, Konkurrenz zu heimischen Arten, die einen vordergründigen Nutzen z. B. „Mähnen“ durch Grasfische bei weitem übersteigen (HOFFMANN, 1982). Dies gilt auch für die amerikanische Re-

genbogenforelle, die im freien Gewässer eine Konkurrenz für die Bachforelle darstellt (MUUS, DAHLSTRÖM, 1968).

Wieweit hierbei manche Gedanken gehen, zeigen falsche und unbiologische Begriffsbestimmungen von „Art“ und „einheimisch“, wie sie u. a. von POHLHAUSEN (1978 und 1986) vorgenommen werden. Erfreulicherweise trifft dies jedoch nur auf eine Minderheit zu, während etwa noch im ersten Drittel dieses Jahrhunderts von Seiten des Naturschutzes ernsthaft die Einbürgerung von Fischen aus anderen Kontinenten zur „Bereicherung“ der Fauna gefordert wurde (GUENTHER, 1919).

Die heutige Fischereipolitik ist dagegen mit den Empfehlungen der WHO einig (WELLCOME, 1985), daß fremde Arten nicht oder nur in extremen Ausnahmen eingebürgert werden dürfen. Daß trotz dieser Absichtserklärung es nicht zu verhindern ist, daß sich auch im aquarischen Bereich Arten etablieren, zeigt das Auftreten eines Kleinfisches, *Pseudorasbora parva*, der aus Ostasien kommend über Südosteuropa sich bis in die Bundesrepublik ausbreiten konnte und wegen seiner Robustheit andere Kleinfischarten durch interspezifische Konkurrenz zu bedrohen beginnt (ARNOLD, 1985; STEIN und HERL, 1986).

## Literaturverzeichnis

AMANN, E. (1975):  
Nahrungsumstellung und Zunahme der Barsche im Bodensee-Obersee infolge der Eutrophierung. – Österreichs Fischerei (Salzburg), 28, 72-76.

AMLACHER, E. (1986):  
Taschenbuch der Fischkrankheiten. 5. Auflage, G. Fischer, Jena.

ARNOLD, A. (1985):  
*Pseudorasbora parva* (Schlegel 1848). Nun auch in der DDR. – Zeitschr. Binnenfischerei DDR 32, 182-183.

BACALABASA-DUBROVICI, N. (1982):  
Anthropogene Einwirkungen auf Fischbestände. – Schweiz. Z. Hydrol. 44, 243-251.

BAUCH, G. (1958):  
Untersuchungen über die Gründe für den Ertragsrückgang der Elbfischerei zwischen Elbsandsteingebirge und Boizenburg. – Z. Fischerei 7, NF: 161-438.

BAUER, J. (1982):  
In: Wärmehaushalt und Wassergüte in Fließgewässern; Hrsg. Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 5/82.

BLAB, J., NOWAK, E., TRAUTMANN, W SUKOPP, H. (1984):  
Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. – Naturschutz aktuell Nr. 1.

BLESS, R. (1978):  
Bestandsänderungen der Fischfauna in der Bundesrepublik Deutschland. – Naturschutz aktuell Nr. 2, Kilda Verlag.

BRAUN, F. (1982):  
In: Wärmehaushalt und Wassergüte in Fließgewässern; Hrsg. Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 5/82.

BREHM, J., MEIJERING M.P.D. (1982):  
Fließgewässerkunde; Quelle und Meier Verlag, Heidelberg.

BUHSE, G. (1966):  
Die Lebensgemeinschaft im Wasser und ihr Schutz. – Allgem. Forstzeitschr. 21, 570-573.

FISCHER-SCHERL, TH., HOFFMANN, R., SCHMITT, P., LEHMANN, R. (1986):  
Einfluß der Gewässerversauerung auf die Fischfauna in bayerischen Fließgewässern. – Fischer und Teichwirt, 37, 101-105.

GUENTHER, K. (1919):  
Der Naturschutz, Franckh'sche Verlagshandlung, Stuttgart.

HAMM, A. (1985):  
Aspekte der Gewässerversauerung. – Münchn. Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie, 39, 381-392.

HAPKE, H. J. (1975):  
Toxikologie für Veterinärmediziner; F. Enke Verlag, Stuttgart.

HOFFMANN, R. (1982):  
Einbürgerung fremder Fischarten – Risiken für die heimische Fauna. – AFZ-Fischwaid 107, 606-607.  
--- (1985a):  
Die Veränderungen der Umwelt und ihre Auswirkung auf die Fischpopulation. – Münchener Beiträge Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie, 39, 393-404.  
--- (1985b):  
Beeinflussung der Fischerei durch Schadstoffeintrag ins Wasser. – Alpen-Fisch '85, Innsbruck, 120-135, 1985.

HOWARD, R., PERLEY, M. (1982):  
Acid rain; Mc Graw-Hill Book Co, New York.

JUNGWIRTH, M., WINKLER, H. (1983):  
Die Bedeutung der Flußbettstruktur für Fischgemeinschaften. – Österr. Wasserwirtsch. 35, 229-234.

JUNGWIRTH, M. (1984):  
Auswirkungen von Fließgewässerregulierungen auf Fischbestände, Teil II; Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.  
--- (1985):  
Fließgewässerregulierungen und ihre Auswirkungen auf die Fischerei. – Alpen-Fisch '85, 33-55.

KEIZ, G. (1979):  
Fische und Fischerei in eutrophen Seen; Seenforschung in Bayern. – Tagungsberichte Akad. Naturschutz und Landschaftspflege 3/79.

KIEKHÄFER, H. (1969):  
Die zunehmende Verseuchung der Bodenseetrübsen des Obersees mit *Diplostomum volvens* (Wurmstar) als Folge der künstlichen Eutrophierung des Sees. – Fischwirt 8, 173, 176.

KNÖPP, H., KOTHÉ, P. (1965):  
Die Bedeutung des biologischen Wasserbaus für Gewässerbiologie und Fischerei; In: Der biologische Wasserbau an den Bundesstraßen; Stuttgart, E. Ulmer.

KRIEGSMANN, F. (1958):  
Der Fischbestand des Bodensees als Indikator für Veränderungen des allgemeinen See-Reagierens. – Münchn. Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie, 4, 153-166.

LIEB, D. (1985):  
Literaturstudie zum Auftreten von Fischkrankheiten vom 16. bis zum 19. Jahrhundert; Diss. med. vet. München.

LIEBMANN, H. (1962):  
Handbuch der Frischwasser- und Abwasser-Biologie I; Oldenbourg München.

MANN, H. (1968):  
Die Beeinflussung der Fischerei in der Unterelbe durch zivilisatorische Maßnahmen. – Helgoländer wiss. Meeresunters. 17, 168-181.

MUUS, B. J., DAHLSTRÖM, P. (1978):  
Süßwasserfische; BLV-Verlag München-Bern-Wien.

NEWDICK, J. (1979):  
The complete freshwater fishes of the British Isles. A. & C. Balck, London.

NOLTE, W. (1968):  
Die Küstenfischerei in der Unter- und Außenweser und die Abwasserbedrohung. – Helgoländer wiss. Meeresunters. 17, 156-167.

PECHLANER, (1985):

Kriterien für umweltschonende Wasserkraftnutzung aus der Sicht des Gewässerökologen. – *Alpen-Fisch* '85, Innsbruck, 77-101.

POHLHAUSEN, H. (1978):

Lachse in Teichen, Seen, Flüssen und Bächen. – Parey Verlag, Hamburg.

POHLHAUSEN, H. (1986):

Einheimisch-standortgerecht-nützlich. – *Fischer und Teichwirt* 37, 12-16.

RUDEK, J. H. (1974):

Gefährdete Wirbeltierarten – Fische – Ursachen und Auswege. – *Landschaftspf. u. Naturschutz in Thüringen* 11 (1), 3-11.

SANZIN, W. (1981):

Fischsterben in Bayern im Jahre 1979. – *AFZ-Fischwaid* 106, 57-60.

SCHÄFER, W., HOFFMANN, R. (1985):

Fischsterben im Main – mehrere Krankheiten, eine Ursache. – *Fischer und Teichwirt* 36, 199-202.

SCHÄPERCLAUS, W. (1979):

Fischkrankheiten; Akademie Verlag, Berlin.

SCHWÖRBEL, J. (1971):

Einführung in die Limnologie. – Gustav-Fischer-Verlag, Stuttgart.

STEIN, H., HERL, O. (1986):

*Pseudorasbora parves* – eine neue Art der mitteleuropäischen Fischfauna. – *Der Fischwirt* 36, 1-2.

STREBLE, H., KAUTER, D. (1985):

Das Leben im Wassertropfen: – Kosmos Naturführer. Frauckh'sche Verlagshandlung, Stuttgart.

WELLCOME, R. L. (1985):

River fisheries; FAO Fisheries Technical Paper 262, Rom 1985.

WIESNER, E. R. (1971):

Wegweiser für den Fischerei- und Gewässerschutz; L. Müller Verlag, München.

**Anschrift des Verfassers:**

Prof. Dr. Rudolf Hoffmann

Institut für Zoologie und Hydrobiologie

der Universität München

Kaulbachstraße 37

8000 München 22



# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

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

Jahr/Year: 1986

Band/Volume: [8\\_1986](#)

Autor(en)/Author(s): Hoffmann Rudolf

Artikel/Article: [Arten- und Gewässerschutzprobleme in Bayern 49-56](#)