

## Der Fischrückgang in der oberen Donau

Steffen Keiter · Melanie Böttcher · Steffi Grund · Nadja Seitz · Thomas Braunbeck · Henner Hollert

Eingegangen: 10. Januar 2009 / Akzeptiert: 22. Februar 2009 / Online veröffentlicht: 14. März 2009  
© Springer-Verlag 2009

**Zusammenfassung** *Hintergrund* In verschiedenen Flüssen in Europa und Nordamerika wird seit einigen Jahren ein Rückgang der Fischbestände beobachtet. Auch die Fischbestände in der oberen Donau zwischen Sigmaringen und Ulm sind seit Ende der 1980er-Jahre stark rückläufig. Insbesondere die Äsche (*Thymallus thymallus*) ist von diesem Rückgang betroffen, aber auch Fischarten wie die Barbe (*Barbus barbus*) sind in ihren Beständen zurückgegangen. Trotz intensiver bestandsstützender Maßnahmen und einer deutlichen Verbesserung der Wasserqualität entlang der Donau seit den 1970er-Jahren konnte dieser Entwicklung nicht entgegen gewirkt werden.

*Ziel* In diesem Beitrag soll ein Überblick über die verschiedenen Untersuchungen zum Rückgang der Fischbestände in der oberen Donau gegeben werden. Ein Schwerpunkt des Beitrages liegt auf der Vorstellung einer Weight-of-Evidence-Studie, die in den Jahren 2002 bis 2009 am Institut für Zoologie der Universität Heidelberg durchgeführt wurde.

*Ergebnisse und Diskussion* Die obere Donau wurde in den 1920er-Jahren in weiten Abschnitten begradigt und dadurch

hydromorphologisch stark verändert. Das Makrozoobenthos als bedeutende Nahrungsquelle für viele Fischarten ist ebenfalls von Veränderungen in den morphologischen Verhältnissen in einem Gewässer betroffen, jedoch konnte bei entsprechenden Untersuchungen in den letzten Jahren keine gravierende Störung in der Makrozoobenthos-Zusammensetzung festgestellt werden. In den vergangenen Jahrzehnten wurden in der Donau hauptsächlich Untersuchungen zur Gewässergüte durchgeführt, die sich im Zuge von Aus- und Neubau zahlreicher Kläranlagen stetig verbessert hat. Untersuchungen zur Belastung mit prioritären organischen Schadstoffen in Sedimenten hingegen begannen erst Mitte der 1990er und zeigten zunächst eine deutliche Abnahme z. B. der Konzentrationen mehrkerniger aromatischer Aromaten (PAHs). Ergebnisse eigener Untersuchungen ergaben jedoch sehr hohe PAH-Konzentrationen in zwei Sedimentproben (Schwarzach  $\Sigma$  16 PAHs = 26,3 mg/kg; Öpfingen  $\Sigma$  16 PAHs = 5,3 mg/kg).

Im Jahr 2002 wurde die obere Donau erstmals unter ökotoxikologischen Gesichtspunkten untersucht. Dabei wurde für verschiedene Abschnitte der oberen Donau ein hohes ökotoxikologisches Belastungspotenzial festgestellt. Als direkte Folge dieser Studie wurde im Sinne des Weight-of-Evidence-Konzeptes eine umfassende Untersuchung der oberen Donau initiiert, um mögliche Ursachen für den Fischrückgang und Belastungsschwerpunkte zu identifizieren. Neben Untersuchungen zur ultrastrukturellen Organisation der Leber an der Barbe (*Barbus barbus*) wurde der Mikrokerntest als definitiver Mutagenitätstest an Erythrocyten und Leberproben von Barben aus dem Freiland und entsprechenden Kontrolltieren als In-situ-Parameter untersucht. Die verschiedenen In-vitro-Biotestbefunde korrelierten auch mit den Befunden aus den In-situ-Tests.

*Ausblick* Durch die in der Weight-of-Evidence-Studie verwendeten Tests konnte gezeigt werden, dass an der Donau

---

Dieser Beitrag ist Herrn Prof. Dr. Dr. h. c. Volker Storch zum 65. Geburtstag gewidmet.

Herausgeber: Henner Hollert · Thomas Braunbeck

---

S. Keiter (✉) · M. Böttcher · S. Grund · N. Seitz · T. Braunbeck  
Aquatische Ökologie und Toxikologie, Institut für Zoologie,  
Universität Heidelberg, Im Neuenheimer Feld 230,  
69120 Heidelberg, Deutschland  
E-Mail: s.keiter@zoo.uni-heidelberg.de

H. Hollert  
Institut für Umweltforschung (Biologie V),  
Lehr- und Forschungsgebiet für Ökosystemanalyse,  
Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule Aachen,  
Worringerweg 1, 52074 Aachen, Deutschland

eine erhebliche ökotoxikologische Belastungssituation vorliegt, die auch einen Einfluss auf die Fischpopulationen ausüben könnte. Jedoch werden noch weitere Untersuchungen notwendig sein, um letztlich die genauen Ursachen für den Rückgang der Fischpopulationen zu identifizieren. Derzeit wird hierzu eine Bioassay-dirigierte Fraktionierung zur Identifizierung der beteiligten Stoffe und deren mögliche Quellen durchgeführt. Außerdem wird innerhalb dieser Studie das endokrine Belastungspotenzial der Donau mittels histopathologischer Untersuchungen an Gonaden aus Freilandfischen und verschiedener In-vitro-Testverfahren abgeschätzt. Des Weiteren soll in einem geplanten Verbundprojekt COMPSEARCH durch vergleichende Untersuchungen verschiedene Eintragspfade auf ihr ökotoxikologisches Schädigungspotenzial sowie der potenzielle Einfluss des Wandels der Landnutzung überprüft werden.

**Schlüsselwörter** Donau · Gewässergüte · Fischrückgang · Ökotoxikologie · Weight-of-Evidence

### Decrease in fish populations in the upper Danube River

**Abstract Background** During the last years, a decrease in fish populations has been documented for several river systems in Europe and North America. Since more than 20 years, similar developments have been documented for the upper Danube River between Sigmaringen and Ulm. The grayling (*Thymallus thymallus*) represents one of the most affected fish species in the upper Danube, and notable decrease has also been recorded for other species such as the European barbel (*Barbus barbus*). Despite intensive and continuous stocking and improvement of water quality along the Danube since the 1970s, this negative development of fish populations could not be stopped.

**Aim** This article has been designed to give an overview on various investigations into the decline of fish in the upper Danube River. The major focus of this paper is on the presentation of a weight-of-evidence study carried out since 2003 at the Department of Zoology at the University of Heidelberg.

**Results and discussion** During the 1920s, major parts of the upper Danube River were corrected, thus causing dramatic changes in the hydromorphology of the river. The macrozoobenthos, which represents an important source of nutrition for several fish species, depends on the morphological conditions of a river; recent investigations, however, could not show any dramatic changes in macrozoobenthos composition. Earlier investigations of the Danube River primarily focused on water quality, which has, indeed, been continuously improved by extensive modernization of wastewater treatment plants. Contamination by priority organic pollutants in sediments was not given any attention until the mid

1990s, when a clear decline of, e.g., PAH concentrations were documented. However, results of more recent analyses showed very high PAH concentrations in two sediment samples (Schwarzach  $\Sigma$  16 PAHs = 26 mg/kg; Öpfingen  $\Sigma$  16 PAHs = 5 mg/kg).

In 2002, the first ecotoxicological investigations were performed at the upper Danube River. The results of a pilot study showed a high ecotoxicological burden for selected sampling sites. As a conclusion of this study, a weight-of-evidence investigation was initiated to make an attempt to identify major pollutants and possible causes for the fish decline. In addition to, e.g., liver ultrastructure analyses in barbel, the micronucleus test was used as a definite mutagenicity test using erythrocytes and liver samples. The results of the different *in vitro* tests showed very good correlation well with *in situ* parameters.

**Outlook** The investigations within this weight-of-evidence study showed that the pollution situation of the Danube is, indeed, significant enough to potentially affect fish populations. However, further investigations are needed to clarify the specific causes for the fish decline. A bioassay-directed fractionation study is underway to identify specific pollutants as well as their sources. This study will also assess the endocrine disrupting potential of Danube sediments *via* histopathological analyses of gonads of field fish in combination with different *in vitro* tests. Furthermore, in the planned joint project COMPSEARCH, comparative investigations will evaluate the ecotoxicological hazard potential of different pollution sources and consequences of changes in land use.

**Keywords** Danube · Ecotoxicology · Fish decline · Weight-of-evidence · Water quality

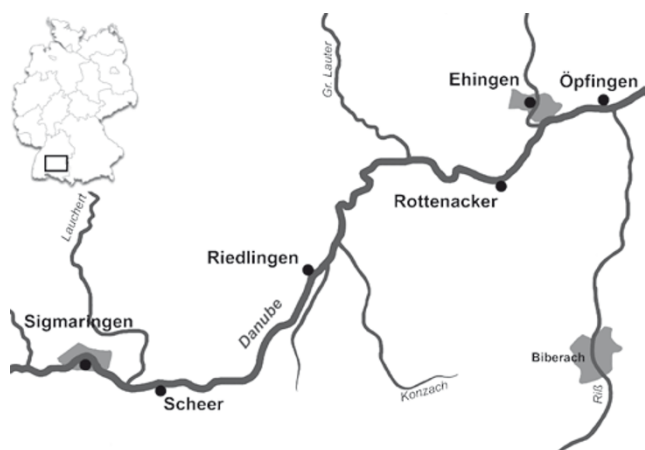
### 1 Einleitung

Seit einigen Jahren wird in verschiedenen Flüssen in Europa und Nordamerika ein Rückgang von Fischpopulationen beobachtet (Burkhardt-Holm et al. 2005; Cook et al. 2003; de Lafontaine et al. 2002; Faller et al. 2003; Keiter et al. 2006). Insbesondere in der Schweiz betrug die Differenz im Gesamtfischbestand zwischen 1991 und 1996 bis zu 85% (Bernet und Burckhardt-Holm 2000). Um die Ursachen dieses Phänomens aufzuklären, wurde 1998 das Projekt „Fischnetz“ initiiert (Burkhardt-Holm und Segner 2002; Schmidt et al. 1999). Innerhalb eines Zeitraums von fünf Jahren sollte der Rückgang der Fischereierträge dokumentiert, die Gründe dafür aufgeklärt und Methoden entwickelt werden, um die Situation zu verbessern (Burkhardt-Holm und Segner 2002). Im Abschlussbericht des Projekts (Fischnetz 2004; Burkhardt-Holm et al. 2005) wurden drei Hauptgründe für den Rückgang der Fischbestände genannt: (1)

unangepasste Bewirtschaftungsmaßnahmen, (2) infektiös bedingte Erkrankungen (z. B. proliferative Nierenkrankheit) und (3) schlechte Habitatqualität, wie beispielsweise fehlende Laichgebiete, Ruhe- und Schutzzonen, ungenügende Nahrung und Verschmutzung. Bei der Ursachenanalyse konnte jedoch gezeigt werden, dass keiner der untersuchten Einzelfaktoren allein ausreichte, um den Fischfangrückgang schlüssig zu erklären.

Ähnlich wie in der Schweiz ist seit den 1980er Jahren die Entwicklung der Fischbestände in allen von Fischereivereinen bewirtschafteten Donauabschnitten zwischen Sigmaringen und Ulm ebenfalls stark rückläufig (Keiter et al. 2006; Wurm 2001; Abb. 1). Die Untersuchungen zur Gewässergüte und zum Fischrückgang in der oberen Donau stellten im Gegensatz zu dem Projekt Fischnetz in der Regel lediglich weitgehend isolierte und vergleichsweise kleinere Projekte dar, die unabhängig und zeitlich auch weit voneinander getrennt durchgeführt wurden. Ihr Schwerpunkt richtete sich zunächst auf die Entwicklung der Gewässergüte. Erst spät, im Jahr 2000, wurde von Dr. Karl Wurm (Gewässerökologisches Labor Starzach) der Fischrückgang in der oberen Donau intensiver untersucht und detailliert dokumentiert (Wurm 2001). Im Anschluss daran wurde in Kooperation mit dem Institut für Zoologie der Universität Heidelberg eine noch bis heute andauernde Studie initiiert, die feststellen soll, ob eine ökotoxikologische Belastung in der Donau vorliegt.

In den folgenden Abschnitten werden ausgewählte Untersuchungen vorgestellt und zusammengefasst, die sich mit a) der Entwicklung der Fischbestände, b) dem Nährtierbestand, c) fischfressenden Vögeln, d) der hydromorphologischen Situation, e) der Gewässergüte, f) der Belastung mit organischen Schadstoffen und g) der ökotoxikologischen Belastungssituation in der oberen Donau beschäftigten.



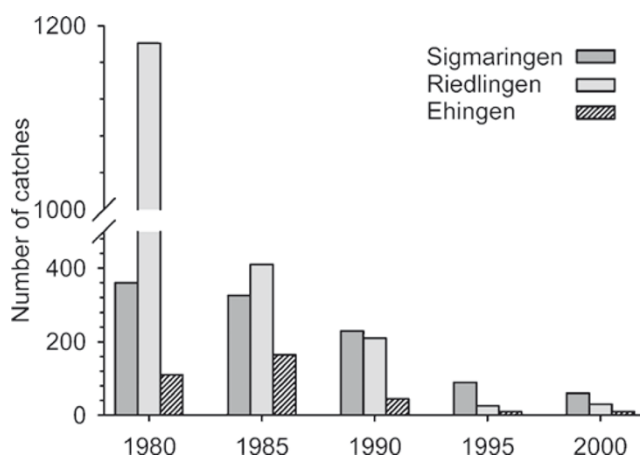
**Abb. 1** Der Abschnitt der oberen Donau zwischen Sigmaringen und Ebingen, der seit den 1980er-Jahren vom Fischrückgang betroffen ist (Abbildung modifiziert nach Keiter et al. 2006)

## 2 Entwicklung der Fischbestände in der oberen Donau

Die Donau bildet zwischen Sigmaringen und Ulm ein Übergangsgebiet zwischen Äschen- und Barbenregion. Neben diesen beiden Fischarten, die auch in vergangenen Zeiten zu den häufigsten Fischarten in der Donau zählten, waren auch Nase (*Chondrostoma nasus*), Döbel (*Leuciscus cephalus*) und Rotauge (*Rutilus rutilus*) dominierend. Im Jahr 1990 konnten in der Donau zwischen Zwiefaltendorf und Ulm 35 Fischarten registriert werden, wovon sechs Arten (z. B. *Anguilla anguilla*) nicht heimisch sind und durch Besatz der Fischereivereine in die Donau gelangt waren. Nach historischen Angaben (Schulz und Troschel 1990) wurden ehemals jedoch 39 Fischarten in der Donau beschrieben, was einem Defizit von zehn heimischen Arten entspricht. Zu diesen entweder ausgestorbenen oder nur sehr selten vorkommenden Arten gehören z. B. Aland (*Leuciscus idus*) und Zingel (*Zingel zingel*; Schulz und Troschel 1990).

Insbesondere die Äsche (*Thymallus thymallus*) ist von dem Fischrückgang in der Donau betroffen. So war z. B. in Ebingen trotz intensiver Besatzmaßnahmen mit einsömmerigen Äschen ein gravierender Bestandsrückgang nicht aufzuhalten (Abb. 2). Auch in den Donauzuflüssen, z. B. Lauchert und Biber, zeichnete sich die gleiche Entwicklung ab, und die dort ehemals großen Bestände gingen dramatisch zurück. In der Lauchert konnten 1982 noch über 120 Äschen gefangen werden, ab 1994 keine einzige mehr (Schulz und Troschel 1990).

Ein Rückgang der Weißfischbestände (Barbe, Döbel, Nase und Rotauge) in der Donau konnte nicht zweifelsfrei nachgewiesen werden. In der Mehrzahl der pachtlosen Flussabschnitte waren jedoch eher periodische Schwankungen als ein gerichteter Trend zu erkennen (Wurm 2001).



**Abb. 2** Anzahl der gefangenen Äschen (*Thymallus thymallus*) in der oberen Donau zwischen 1980 und 2000 (aus Keiter et al. 2006)

Dennoch konnte ein eindeutiger Rückgang der Barbenpopulationen ab Beginn der 1990er Jahre sowohl in den Fangaufzeichnungen der Angler als auch bei Elektrofischungen registriert werden. Im Bereich von Ehingen konnten in der ersten Hälfte der 1980er Jahre noch bis zu 500 Barben in einem Jahr gefangen werden, im Jahre 1999 fast keine mehr (Wurm 2001).

Insgesamt betrug der angelfischereiliche Nettoertrag in den 1980er Jahren in den meisten Abschnitten der oberen Donau noch zwischen 20 und 50 kg/ha. Er sank zu Beginn der 1990er Jahre auf einen Wert von unter 20 kg/ha und ging im Jahr 2000 auf fast Null zurück (Wurm 2001).

### 3 Nährtierbestand

Veränderungen in den morphologischen Verhältnissen in einem Gewässer (Verbauungen, Eindahlungen von Zuflüssen, Hochwasser, Schwebstoffe), physikalischen Faktoren (Licht, Temperatur) oder Chemikalieneintrag (Nähr- oder Schadstoffe) bewirken Veränderungen im Makrozoobenthosbestand und haben damit auch Einfluss auf das Nahrungsangebot für Fische. Eine quantitative Erfassung des Makrozoobenthos in der oberen Donau im Jahr 2001 ergab, dass besonders unter naturnahen Gerinneverhältnissen mit entsprechend gut und vielfältig strukturierten Sohlesubstraten die Nährtierbiomasse hoch war, wobei Werte über 50 g/m<sup>2</sup> erreicht wurden (Wurm 2001). Die durchschnittliche Nährtiermasse in der oberen Donau hingegen betrug nur 20 g/m<sup>2</sup>. Durch die Verbauung und Kanalisation sind jedoch die Bedingungen für gute Nahrungsverhältnisse eingeschränkt, und man muss daher in vielen Bereichen der oberen Donau von einem Mittelwert von 10 g/m<sup>2</sup> ausgehen. Innerhalb des Makrozoobenthos dominierten vor allem Gammariden, mit einigem Abstand folgten Trichopteren und Ephemeropteren (Wurm 2001).

Im Rahmen zweier Diplomarbeiten wurden im Jahr 2005 am Zoologischen Institut der Universität Heidelberg umfangreiche Untersuchungen zum Makrozoobenthosbestand an der Donau durchgeführt (Grund 2005; Seitz 2005). Hierbei wurde auf der Grundlage des klassischen Saprobien-systems an allen beprobten Standorten nur eine mäßige Belastung mit biologisch leicht abbaubaren Substanzen festgestellt. Durch die Berechnung weiterer Bioindizes (Rhithron-Ernährungstypen-Index (RETI), Diversitätsindex, Evenness) konnte ebenfalls keine gravierende Störung in der Makrozoobenthos-Zusammensetzung festgestellt werden. Während die vergleichsweise geringe Artenvielfalt an dem Donauzufluss Schwarzach durchaus auf eine Schadstoffbelastung hindeutete, wurde die ähnlich geringe Artendiversität des Donaustandorts Riedlingen zu großen Teilen auf die naturferne Gewässermorphologie zurückgeführt.

### 4 Prädation durch fischfressende Vögel

Dem Einfluss fischfressender Vögel – insbesondere von Kormoran und Gänsesäger – auf Fischpopulationen wird in der Literatur eine nicht unerhebliche Bedeutung beige-messen (Engström 2001). Insbesondere die Kormoranbestände an der Donau haben in den letzten Jahrzehnten stark zugenommen. Der starke Rückgang der Äschen- und anderer Fischbestände an der Donau zu Anfang und Mitte der 1990er Jahre deckt sich zeitlich häufig mit den Kormoraneinfällen in diesem Bereich (mündliche Mitteilungen zitiert in Wurm 2001). Bei einem Nahrungsbedarf von ca. 400 g Fisch pro Tag ist es daher unschwer vorstellbar, dass ein beträchtlicher Anteil des fischereilichen Ertrags durch den Kormoran dezimiert wird. Jedoch kann die Prädation durch den Kormoran nicht die einzige Ursache für den Fischrückgang darstellen, da dieser Rückgang schon vor dem Kormoraneinfall eingesetzt hatte. Insofern hat der Kormoran hier die rückläufige Entwicklung der Fischbestände bestenfalls nur verstärkt (Wurm 2001).

### 5 Hydromorphologische Situation der oberen Donau

Seit dem Beginn der Industrialisierung und der Intensivierung der Landwirtschaft wurden massive Eingriffe in Form von Flussbegradigungen, Uferverbauungen, Wasserausleitungen oder die Entfernung von Ufergehölzen vorgenommen (Aarts et al. 2004; Fischnetz 2004; Wurm 2001) und dadurch den Flüssen immer mehr Raum genommen. Damit erhöhte sich auch die Notwendigkeit von Maßnahmen zum Hochwasserschutz, und die Gewässer wurden weiter eingengt sowie die Ufer und Sohlen stabilisiert. Anthropogen beeinträchtigte Gewässer zeichnen sich deshalb meist durch monotone Verhältnisse aus (Aarts et al. 2004; Fischnetz 2004). Sie bieten insbesondere für Fische eine schlechte Qualität und nur eine begrenzte Zahl an Laich- und Versteckmöglichkeiten (Humphries und Lake 2000).

In den Jahren von 1820 bis 1889 wurden zur Gewinnung von Kulturland ca. 60 km der Donau zwischen Scheer und Ulm nach dem Vorbild von Tullas Rheinkorrektur begradigt (Ramsch 1989). Die wasserbaulichen Eingriffe, vor allem zwischen Scheer und Riedlingen (Begradigung, Fixierung der Uferböschung, Einengung des Abflussquerschnittes), führten oberhalb von Riedlingen zu erheblichen Erosionsprozessen, während es unterhalb von Riedlingen zu Auflandungstendenzen kam (Ramsch 1989). Von 1922 bis 1926 wurden im Bereich von Öpfingen und Donaustetten Stauseen angelegt, allerdings nicht im Donaubett selbst, sondern in den angrenzenden Talauen. In den 1940er- und 1970er-Jahren des 20. Jahrhunderts wurde schließlich die Mehrzahl der ehemaligen Flussschlingen, die noch als Altwässer bestanden und mit der Donau in Verbindung standen, im Zuge

von Kultivierungsarbeiten entfernt. Daher befinden sich heute weite Abschnitte der Donau zwischen Sigmaringen und Ulm in einem naturfernen oder sogar naturfremden Zustand (Konold 1991).

## 6 Entwicklung der Gewässergüte

Zu Beginn der 1950er-Jahre erfolgte im Auftrag des Innenministeriums (Abt. VI, Straßen- und Wasserbau, Abwicklungsstelle Tübingen) und der Stadt Ulm eine Erstellung des biologischen und z. T. auch chemischen Güteprofils der Donau zwischen Riedlingen und Ulm (Weinmann 1952). In den Ergebnissen dieser Studie wurde nicht von einer Verunreinigung der Donau durch giftige Abwässer ausgegangen. Jedoch wurde festgestellt, dass sowohl industrielle Abwässer als auch die direkten Einleitungen aus Haushalten und der Landwirtschaft für die Verschmutzung der Donau von Bedeutung sind.

In den 1960er Jahren wurde eine deutliche Verschlechterung der Gewässergüte an der Donau registriert. Ursachen hierfür waren: (1) ein gesteigertes Abwasseraufkommen, (2) häusliche und industrielle Abwässer wurden entweder überhaupt nicht oder nur unzureichend geklärt, (3) eine Steigerung der Zellstoffproduktion in Ehingen und (4) die Errichtung zahlreicher Stauwerke, die die Fließgeschwindigkeit und damit auch das Selbstreinigungsvermögen des Flusses herabsetzten. Daher wurde 1964 bei einer biologischen Güteuntersuchung für die Donau zwischen Beuron und Ehingen lediglich ein befriedigender Gewässerzustand (*β*-mesosaprob) festgestellt (Mauch 1964).

Seit dem Jahr 1973 analysiert der Zweckverband Landeswasserversorgung wöchentlich Wasserproben aus der Donau. Dabei wurden an allen Untersuchungsstandorten erhebliche Gewässerverschmutzungen festgestellt, die sich in den ermittelten Güteklassen von III und III–IV widerspiegelten (LAWA 1998; LfU 2004). In den folgenden Jahren zwischen 1974 und 1975 erreichte die Verschmutzung der Donau ihren Höhepunkt. So sank z. B. der Sauerstoffgehalt im Bereich des Öpfinger Kraftwerks auf Werte von nahezu 0 mg/ml. Die Landeswasserversorgung bewertete folglich den Ablauf des Öpfinger Stausees in ihren Untersuchungen zwischen 1973 und 1980 als stark belastet. Auch die Schwermetallbelastung, insbesondere durch Quecksilber, wurde durch Analysen von Hölzinger (1977) als katastrophal für das Ökosystem eingeschätzt. So wurde beispielsweise im Muskelfleisch zweier Barben aus dem Öpfinger Stausee Quecksilberkonzentrationen von 0,39 und 0,6 mg/kg Hg nachgewiesen. Der z. B. für Österreich festgelegte Hg-Höchstwert für Süßwasserfische beträgt 0,5 mg/kg (Köck 1996).

Bereits zu Beginn der 1980er-Jahre wurde durch das Institut für Seenforschung und Fischereiwesen in Langen-

argen nur noch eine mittlere Belastung der Donau sowohl ober- als auch unterhalb des Öpfinger Stausees festgestellt (MELUF 1982). Auch bei Untersuchungen von Hölzinger im Jahr 1982 wurde eine merkliche Verbesserung der Gewässergüte an der Donau bestätigt (zitiert in Wurm 2001). Diese Verbesserung ist insbesondere auf den Neu- und Ausbau von Kläranlagen zurückzuführen, der sich an der Donau und ihrer Zuflüsse vor allem Ende der 1970er und zu Beginn der 1980er Jahre vollzog (Wurm 2001). Immer wieder wurde auch die Rolle der Zellstofffabrik in Ehingen mit Hinblick auf die Gewässergüte untersucht. Durch den Ausbau der betriebseigenen Kläranlage im Jahr 1989 erfolgt die Reinigung der Produktionsabwässer der Zellstofffabrik in einer anaeroben und einer aeroben Stufe. Die Emission der Zellstofffabrik konnte dadurch so weit gesenkt werden, dass keine Auswirkungen auf die hydrobiologischen und hydrochemischen Parameter mehr anzunehmen waren (Schmitz 1991). Im Folgenden konnte unterhalb von Ehingen eine Verbesserung sowohl der organischen Verschmutzung als auch der Sauerstoffversorgung registriert werden. Seitdem wird die Donau unterhalb von Ehingen der Gewässergüteklasse II zugeordnet (Braukmann und Vobis 1998; LfU 2004).

Im Zeitraum von 1988 bis 1995 wurden im Rahmen des Integrierten Donauprogramms umfangreiche chemisch-physikalische und biologische Analysen im Bereich zwischen Sigmaringen und Ulm durchgeführt (Groß 1990, 1991; Gebhardt 1995). Diese Untersuchungen führten zu dem Ergebnis, dass die gesamte obere Donau im Schnitt der Güteklasse II zuzuordnen war. Aufgrund von zum Teil erheblichen Stoßbelastungen der Kläranlagen Sigmaringen, Mengen und Ehingen entsprach die Donau jedoch weiterhin zeitweise der Güteklasse III (Groß 1990, 1991; Gebhardt 1995; LfU 2004). Beachtenswert waren bei diesen Untersuchungen die Maximalwerte des biologischen Sauerstoffbedarfs (BSB<sub>5</sub>), der beispielsweise unterhalb der Kläranlage Sigmaringen Werte über 8 bzw. 11 mg O<sub>2</sub>/l annahm. Analysen aus dem Jahr 2001 zeigten nach wie vor zeitweilig hohe Belastungen mit organisch leicht abbaubaren Stoffen (Hertel et al. 2001; Wurm 2001), die zu dieser starken Erhöhung der BSB<sub>5</sub>-Werte führten.

Im Jahr 2000 wurde im Auftrag des Umweltbundesamtes als Geschäftsbereich des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit von Duft et al. (2003) eine ökotoxikologische Sedimentkartierung der großen Flüsse Deutschlands durchgeführt. Dabei wurden auch Sedimente aus Pfohren und Scheer von der oberen Donau hinsichtlich verschiedener chemischer (Schwermetalle und PAHs) und biologischer Analysen (Chironomiden- und Nematodentest) untersucht. Diese Standorte wurden der ökotoxikologischen Zustandsklasse III (mäßiger Zustand in Pfohren) und IV (unbefriedigender Zustand in Scheer) zugeordnet. Die Einstufung orientierte sich dabei an der öko-

**Tabelle 1** Gewässergüteklasse ausgewählter Standorte der Donau zwischen Sigmaringen und Öpfingen zwischen 1968 und 2004 (LfU 2004)

	1968	1974	1981	1986	1991	1998	2004
Unterhalb Sigmaringen	–	III–IV	II–III	II	III	II–III	II–III
Lauchert	II	II	II	II	II	II	II
Schwarzach	–	III–IV	II–III	II–III	II–III	II–III	II
Riedlingen-Daugendorf	–	III–IV	II	–	II–III	II	II
Rottenacker	–	III	II	II	II	II	II
Ehingen-Nasgenstadt	III–IV	III–IV	II–III	II	II	II	II
Öpfingen	–	–	II–III	II–III	II–III	II	II

logischen Klassifizierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL 2000).

Die im Jahr 2001 von Wurm durchgeführten Untersuchungen verschiedener Parameter wie Wassertemperatur, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, BSB<sub>5</sub>, Ammonium-, Nitrat-, Nitrit-, Phosphat- und Sauerstoffgehalt zeigten größtenteils zufrieden stellende Ergebnisse. So ist beispielsweise die Donau von toxischen Ammoniakkonzentrationen weit entfernt, und der BSB<sub>5</sub> liegt entlang der Untersuchungsstrecke im Durchschnitt zwischen 1,8 und 3,4 mg O<sub>2</sub>/l, was mit der Gewässergüteklasse II vereinbar ist (Hertel et al. 2001; LfU 2004; Wurm 2001). Auch in diesem Zeitraum wurden aber zeitweise immer noch BSB<sub>5</sub>-Werte von bis zu 8 mg O<sub>2</sub>/l ermittelt, die allerdings auf eine Sekundärverschmutzung in den Sommermonaten durch übermäßiges Wachstum von Algen und Wasserpflanzen zurückgeführt wurden. Einen Überblick über die Entwicklung der Gewässergüte über die letzten Jahrzehnte gibt Tabelle 1.

## 7 Belastung durch organische Schadstoffe

Daten zur Belastung der oberen Donau durch organische Schadstoffe sind insgesamt nur sehr lückenhaft für weni-

ge Standorte bekannt. Außerdem wurde erst spät mit der Messung organischer Verbindungen in Donausedimenten begonnen. Ab dem Jahr 1994 wurden erstmals von der Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) Baden-Württemberg Analysen organischer Schadstoffe in Sedimenten vom Standort Scheer durchgeführt (LfU 2004). Im Verlauf dieser Untersuchungen wurden verschiedene PAHs (polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe), PCBs (polychlorierte Biphenyle) aber auch HCB (Hexachlorbenzol), der Summenparameter AOX (Absorbierbare Organisch gebundene Halogene) und andere persistente Verbindungen gemessen. Insgesamt war eine deutliche Abnahme der PAH-Konzentrationen zwischen 1994 und 2000 zu erkennen; ab dem Jahr 2001 wurde allerdings wieder eine leicht ansteigende Tendenz dokumentiert. Des Weiteren sind im Vergleich mit anderen Fließgewässern, z. B. Rhein und Neckar, die Konzentrationen insgesamt hoch (Tabelle 2).

## 8 Integrative Untersuchungen zur ökotoxikologischen Belastung der Donau

Aufgrund der Komplexität und Dynamik aquatischer Ökosysteme ist deren Beeinträchtigung durch Schadstoffe nur

**Tabelle 2** Vergleich der Summe zehn ausgewählter prioritärer PAHs in Sedimenten aus Donau, Rhein und Neckar im zeitlichen Verlauf. Daten aus: „Beschaffenheit der Fließgewässer – Jahresdatenkatalog 1972–2004“; LfU Baden-Württemberg

Donau Scheer		Rhein Albbruck-Dogern		Rhein Birsfelden		Neckar Deizisau		Neckar Lauffen	
Datum	[µg/kg]	Datum	[µg/kg]	Datum	[µg/kg]	Datum	[µg/kg]	Datum	[µg/kg]
1.1994	<b>9533</b>	–	–	–	–	1.1994	4151	1.1994	8943
1.1995	3100	–	–	1.1995	1000	1.1996	5604	1.1996	<b>7481</b>
1.1997	5610	1.1997	2660	1.1997	250	1.1997	3690	1.1997	<b>20240</b>
2.1999	3620	11.1998	120	10.1998	720	12.1998	<b>9870</b>	11.1998	5020
11.1999	1570	11.1999	240	10.1999	100	10.1999	1060	10.1999	<b>3825</b>
11.2000	1230	11.2000	704	11.2000	646	10.2000	1221	10.2000	<b>2630</b>
12.2001	2824	11.2001	2283	11.2001	489	10.2001	3030	10.2001	<b>9030</b>
11.2002	2145	10.2002	667	10.2002	1002	10.2002	<b>3754</b>	10.2002	3445
10.2003	2722	10.2003	904	10.2003	871	10.2003	678	10.2003	<b>7610</b>
11.2004	<b>3478</b>	11.2004	659	12.2004	407	11.2004	1210	11.2004	1209

schwierig zu bewerten. Durch die Kombination verschiedener chemischer und ökotoxikologischer Untersuchungsmethoden können jedoch nachteilige Effekte von Schadstoffen auf ein Ökosystem besser erfasst werden als mit einzelnen Ergebnissen aus chemischen bzw. biologischen Untersuchungen, und so eine umfassendere Risikobewertung erstellt werden (Alcock et al. 2003; Chapman und Hollert 2006; Solomon und Sibley 2002). So bietet zum Beispiel das Weight-of-Evidence-Konzept (WOE) die Möglichkeit, Schlussfolgerungen aus einer Vielzahl verschiedener Daten zu ziehen, denn durch Einzelmessungen kann keine überzeugende Schlussfolgerung hinsichtlich eines ökologischen Risikos getroffen werden (Chapman und Hollert 2006; Johnston et al. 2002).

Basierend auf einem vereinfachten WOE-Ansatzes wurde im Jahr 2002 eine Pilotstudie zum ökotoxikologischen Schädigungspotenzial von Abwasser-, Schwebstoff- und Sedimentproben durchgeführt (Keiter et al. 2006). Ziel dieser Studie war die Erfassung des ökotoxikologischen Schädigungspotenzials von Wasser- und Sedimentproben aus der Donau. Dabei wurde insbesondere an den Standorten Sigmaringen, Ehingen und Öpfingen ein erhöhtes ökotoxikologisches Belastungspotenzial festgestellt, und ein Zusammenhang mit dem Fischrückgang konnte nicht ausgeschlossen werden (Keiter et al. 2006). Zum Teil konnten die Ergebnisse verschiedener Biotestverfahren mit Ergebnissen von analogen Studien an Rhein und/oder Neckar verglichen werden, wobei die Donau stets ähnlich hohe oder deutlich höhere toxische Effekte wie die anderen Flusssysteme aufwies (Hollert et al. 2002, 2003; Keiter et al. 2006; König 2002; Kosmehl et al. 2004; Ulrich et al. 2002).

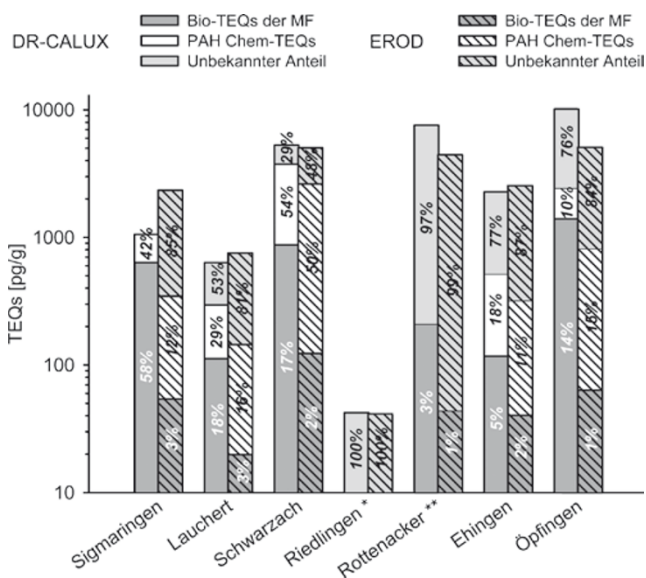
Als direkte Folge dieser Pilotstudie wurde 2003 im Sinne des WOE-Konzeptes eine umfassende Untersuchung der Donau initiiert, um mögliche Ursachen des Fischrückgangs und Belastungsschwerpunkte zu identifizieren. Hierfür wurde mit einer umfangreichen Biotestbatterie das Schädigungspotenzial vor allem von Sedimentextrakten und nativen Sedimenten überprüft. Außerdem wurden ultrastrukturelle Veränderungen an der Leber aus Barben untersucht. Mutagene Effekte in Barben aus dem Freiland wurden mittels des Mikrokerntests an Erythrocyten bestimmt. Des Weiteren wurden neben limnologischen Parametern auch die Konzentration von Schwermetallen und prioritärer organischer Schadstoffe (PAHs, PCBs und PCDD/Fs) in Sedimenten gemessen.

Durch die Messung von Temperatur, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Leitfähigkeit sowie die Aufnahme von Nitrit, Nitrat, Ammonium, Phosphat, AOX und des BSB, konnte die Donau auch 2005 weitestgehend der Gewässergüte II nach LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) zugeordnet werden. Auch der Gehalt der analysierten Schwermetalle Chrom, Kupfer, Cadmium, Blei, Nickel und Zink ging im Vergleich zu Messungen aus den Jahren 1992 und 2002

deutlich zurück, sodass die Donau auch diesbezüglich der Güteklasse I oder I–II zugeordnet werden konnte. Lediglich die Sedimentprobe Rottenacker wies einen erhöhten Zinkgehalt auf, wodurch dieser Standort weiterhin als kritisch belastet betrachtet werden muss.

Bei der Belastung mit organischen Substanzen erreichten die Mehrzahl aller Standorte die ATV-Güteklassen I oder II (Regelwerk der Abwassertechnischen Vereinigung; ATV 1997, zitiert aus Ahlf et al. 2002). Überraschend hohe Konzentrationen polyzyklischer Kohlenwasserstoffe (PAHs) wurden jedoch in den Sedimenten aus dem Zufluss Schwarzach ( $\Sigma$  16 PAHs = 26,3 mg/kg; entspricht ATV-Güteklasse V) und dem Öpfinger Stausee ( $\Sigma$  16 PAHs = 5,3 mg/kg; entspricht ATV-Güteklasse III) gemessen. Hochpersistente polychlorierte Biphenyle (PCBs), Dioxine (PCDDs) und Furane (PCDFs) wurden dagegen nur in geringen Mengen in den verschiedenen Sedimentproben der oberen Donau nachgewiesen. Zur Quantifizierung aller analysierten Verbindungen wurden die TCDD-Äquivalente (TEQ) berechnet und aufsummiert. Dabei konnten Chem-TEQ-Werte zwischen 16 und 48 ng/kg ermittelt werden. Die höchste Belastung mit Dioxinen, Furanen und PCBs wurde für die Standorte Schwarzach und Öpfingen gemessen (Keiter et al. 2008). Bei der Ermittlung der dioxinähnlichen Wirksamkeit (DR CALUX- und EROD-Assay) konnte jedoch festgestellt werden, dass ein Großteil der hohen Induktion durch unbekannte, nicht-prioritäre Schadstoffe verursacht wurde (Keiter et al. 2008). In Untersuchungen zur dioxinähnlichen Wirksamkeit wiesen nahezu alle Sedimentextrakte ein hohes Cytochrom-P450-induzierendes Potenzial auf, wobei eine hohe Korrelation zwischen dem DR CALUX und dem EROD-Assay festgestellt werden konnte (Keiter et al. 2008). Durch den Vergleich der Chem-TEQs mit den Bio-TEQs (TCDD-Äquivalenzkonzentrationen der analysierten Substanzen bzw. der gemessenen Induktion im bioanalytischen Verfahren) konnten aber nur 3–50% des Effekts in den Biotests den chemisch analysierten Schadstoffen zugeordnet werden (Abb. 3). Es ist daher davon auszugehen, dass weitere, noch nicht identifizierte nicht-prioritäre Schadstoffe in den Sedimentextrakten vorhanden sind, die über eine dioxinähnliche Aktivität verfügen. Um die Befunde aus den verschiedenen In-vitro-Testsystemen zur dioxinähnlichen Wirksamkeit mit der Situation im Freiland besser abzugleichen, wurde ein kürzlich mit Monosubstanzen entwickelter Test mit dem Stichling (*Gasterosteus aculeatus* L.) zum Nachweis von EROD-Induktion an Kiemenfilamenten in vivo mit Sedimentproben verschiedener Donaustandorte durchgeführt. Es konnte eine gute Eignung des Testsystems für die Untersuchung komplexer Sedimentproben sowie eine sehr gute Korrelation der In-vivo-Daten mit den In-vitro-Befunden ermittelt werden (Otte et al. 2008).

Im Neutralrottest mit der Zelllinie RTL-W1 (Lee et al. 1993) wurde die Cytotoxizität der acetonschen Sediment-



**Abb. 3** Ergebnisse zur dioxinähnlichen Wirksamkeit in Sedimentproben der oberen Donau. Dargestellt ist der Anteil der unbekannt nicht-persistenten und nicht-prioritären Schadstoffe (*hellgraue Abschnitte der Balken*) in Prozent im EROD- und DR-CALUX-Assay. Berechnet wurden diese durch die Subtraktion der in den Biotests erzielten Effekte (Bio-TEQs; *dunkelgraue Abschnitte der Balken*) und der gemessenen chemischen Schadstoffe (PAH Chem-TEQs; *weiße Abschnitte der Balken*). Multilayer-Fraktion; \*PAHs und dioxinähnliche Aktivität war unterhalb der Nachweisgrenze; \*\*PAH-Konzentrationen stehen für diese Probe nicht zur Verfügung. Datengrundlage: Keiter et al. (2008)

extrakte geprüft. Dabei konnte für den Standort Rottenacker ein sehr hohes, sowie für die Proben aus der Schwarzach und aus Ehingen und Öpfingen ein hohes cytotoxisches Belastungspotenzial beobachtet werden. Eine niedrige cytotoxische Wirkung ging hingegen von den Proben aus der Lauchert und Riedlingen aus.

Im Fischeitest mit dem Zebrafisch (*Danio rerio*) wurden sowohl acetonische Extrakte als auch native Sedimente aus der Donau auf ihre Embryotoxizität und Teratogenität getestet (Seitz 2005). Dabei konnte eine hohe Korrelation zwischen diesen beiden Expositionspfaden festgestellt werden ( $r_s = 0,92$ ). Die Extrakte verursachten häufig extreme Ödeme und Missbildungen der Wirbelsäule. Eine Entwicklungsverzögerung war der häufigste beobachtete Effekt beim Fischeitest mit nativen Proben. In niedrigen Konzentrationen glichen die Embryonen den Rückstand meist wieder aus, während in den höheren Konzentrationen die meisten Tiere abstarben. Missbildungen und Ödeme waren seltener und schwächer ausgeprägt als im Test mit Extrakten.

Zur Bestimmung des gentoxischen und des mutagenen Gefährdungspotenzials in der Donau wurden der Mikrokerntest (mit RTL-W1-Zellen und Erythrocyten aus der Barbe) und der Comet-Assay (mit RTL-W1 und Embryonen des Zebrafischs) verwendet (Böttcher 2005; Bött-

cher et al. 2009; Seitz et al. 2008). Für die In-vitro-Tests mit der Zelllinie wurde für fast alle Proben ein deutlicher dosisabhängiger Effekt nachgewiesen. Bei der Gegenüberstellung der beiden Expositionsszenarien (natives und extrahiertes Sediment) wurde insgesamt eine höhere gentoxische Belastung für die Extrakte als für nativen Proben nachgewiesen. Durch Regressions- und Korrelationsanalysen konnte jedoch eine sehr gute Übereinstimmung zwischen den verschiedenen Testergebnissen ermittelt werden, wobei sich für den Standort Rottenacker stets die höchste und für den Zufluss Lauchert stets die niedrigste Belastung ergab. Die In-vivo-Mutagenität in Barben-Erythrocyten wurde nur für vier Standorte (Sigmaringen, Riedlingen, Rottenacker und Ehingen) gemessen, wobei lediglich für den Standort Sigmaringen kein signifikanter Effekt nachgewiesen werden konnte. Die übrigen Standorte wiesen eine signifikant erhöhte Mikrokerninduktion gegenüber der Kontrolle auf und konnten sehr gut auf die Ergebnisse in vitro übertragen werden.

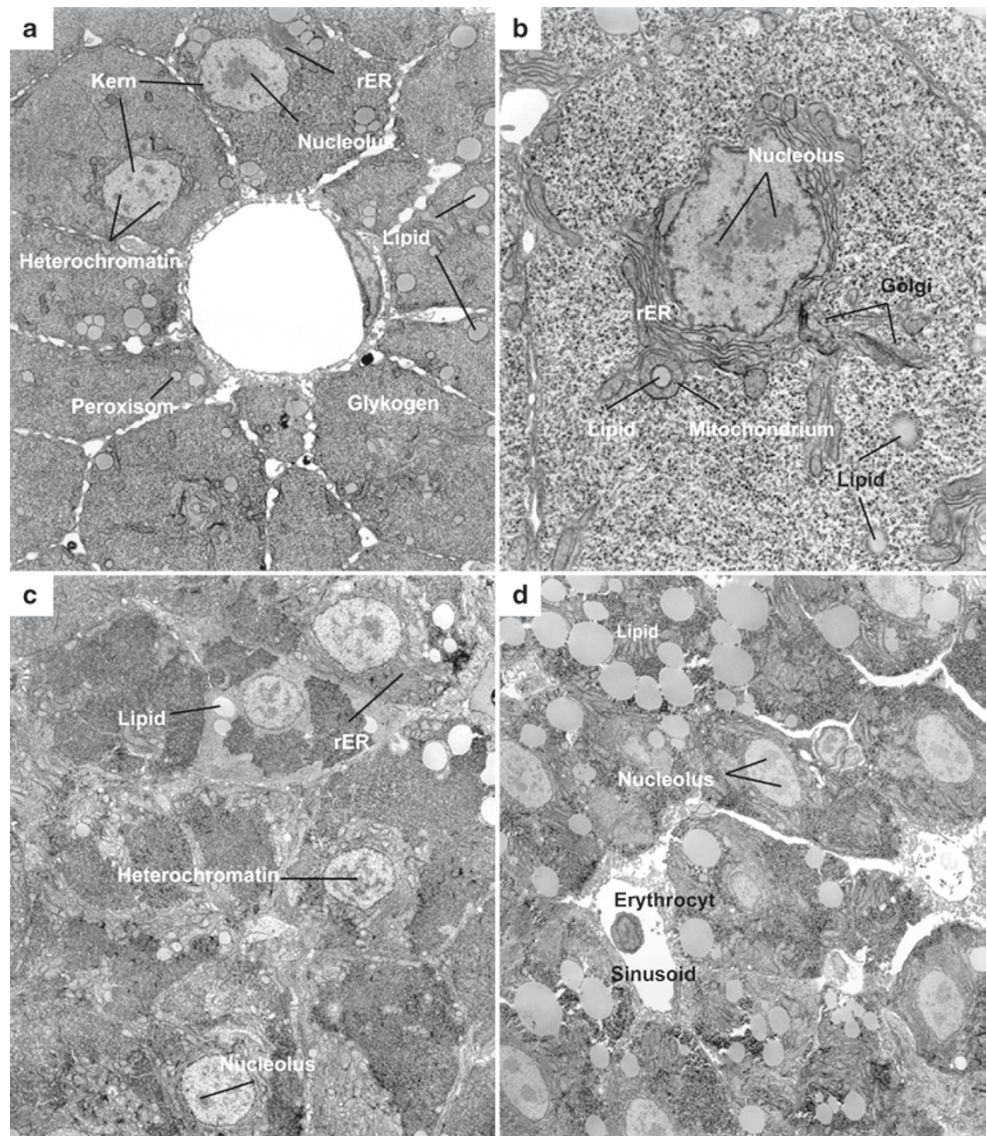
Durch histopathologische Methoden wurde die Leber von Barben (*Barbus barbus*) aus der Donau untersucht, um mögliche Störungen aufgrund von Stressfaktoren, wie z. B. chemische Belastungen, feststellen zu können, die sich nachteilig auf die ultrastrukturelle Organisation von Hepatocysten auswirken (Abb. 4; Grund et al. 2009a). Als Referenz wurden Barben aus der Donau (Riedlingen) und dem Rhein gefangen, die vor der Fixierung der Leber zwei Monate unter Laborbedingungen gehalten wurden (Abb. 4a,b). In der Ultrastruktur der Hepatocysten konnten durch die elektronenmikroskopischen Aufnahmen kaum Unterschiede zwischen Kontrolltieren und Freilandfischen aus Riedlingen festgestellt werden. Die ultrastrukturellen Veränderungen der Hepatocysten von Barben aus Ehingen und Rottenacker manifestierten sich in fast allen Zellstrukturen und waren sehr viel stärker ausgeprägt (Abb. 4c,d). Insbesondere die deutliche Proliferation des glatten endoplasmatischen Retikulums in den Leberzellen von Barben aus Ehingen wird allgemein als Vergiftungssymptom beschrieben und gilt als cytologischer Marker für die Induktion von Detoxifikationsprozessen in Fischen (Braunbeck et al. 1989; Hinton et al. 1987). Ferner wurden vermehrt Makrophagen und nekrotische Zellen beobachtet. Auch wenn sich der Großteil der beobachteten Veränderungen nicht auf eine Belastung mit bestimmten Schadstoffen zurückführen lässt, ist in jedem Fall von suboptimalen Bedingungen für die Fische an diesen Standorten auszugehen.

## 9 Schlussfolgerungen und Ausblick

In der oberen Donau zwischen Sigmaringen und Ehingen hat sich durch den Aus- und Neubau von Kläranlagen die Wasserqualität in den letzten Jahrzehnten deutlich verbes-



**Abb. 4a–d** Ultrastruktur der Hepatocyten aus Kontrollfischen aus dem Rhein und Freilandfischen aus der Donau bei Riedlingen, Rottenacker und Ehingen. Bilder aus Grund (2005) und Grund et al. (2009a). **a Kontrolle:** Elektronenmikroskopische Aufnahme mehrerer Hepatocyten zur übersichtlichen Darstellung der intrazellulären Kompartimentierung und der Organellenarmut. Die Leberzellen sind entlang eines Sinusoids angeordnet. **b Riedlingen:** Die Zellkerne zeigen deutliche Deformationen in Form von Einfaltungen der Kernmembran (*Pfeile*). Das Heterochromatin ist in die Peripherie der Kerne verlagert. An Lipidtropfen sind häufig Mitochondrien eng angelagert. **c Ehingen:** Eine intrazelluläre Kompartimentierung ist nicht zu erkennen. Das Erscheinungsbild der einzelnen Hepatocyten variiert beträchtlich. Der Organellenbestand ist stark erhöht und über das gesamte Cytoplasma verteilt. **d Rottenacker:** Der Organellenbestand ist stark erhöht und nicht mehr auf den perinuklearen Bereich beschränkt. In den Zellkernen sind häufig zwei Nucleoli, aber sehr wenig Heterochromatin zu erkennen. Während der Glykogengehalt reduziert ist, können Lipidtropfen verschiedener Größe in auffällig großer Zahl in fast allen Zellbereichen gefunden werden. Das raue endoplasmatische Retikulum (rER) ist meist stark entwickelt



sert. Dem gegenüber steht jedoch ein sehr starker Rückgang der Fischpopulationen. Diese gegenläufigen Entwicklungen konnten mit herkömmlichen Methoden, wie z. B. die Erfassung der Gewässergüte und die Bestimmung verschiedener limnologischer Endpunkte, nicht erklärt werden, sodass ab dem Jahr 2002 Untersuchungen nach ökotoxikologischen Gesichtspunkten durchgeführt wurden. Diese Ergebnisse führten im Jahr 2003 zu einer umfassenden Studie im Sinne des Weight-of-Evidence Konzeptes. Aus den WOE-Untersuchungen aller Standorte ergab sich eine sehr heterogene Belastungssituation an der Donau. Die Ergebnisse ermöglichten jedoch die Identifizierung sowohl von „Hot Spots“ als auch von gering belasteten Standorten. So konnte für die Sedimente aus der Lauchert sowie von Riedlingen und Jochenstein meist keine oder nur geringe Effekte festgestellt werden. Dagegen wurde für die Schwarzach sowie für die Standorte Rottenacker, Ehingen und den Öpfinger Stausee

eine sehr hohe ökotoxikologische Belastung nachgewiesen. Für Sigmaringen, aber auch für Ehingen ergab sich ein inhomogenes Belastungsmuster. Insbesondere über die In-vivo- und In-situ-Parameter konnten die Ergebnisse der In-vitro-Tests weitestgehend bestätigt werden.

Durch die in dieser Weight-of-Evidence-Studie verwendeten Tests konnte insgesamt gezeigt werden, dass an der Donau eine erhebliche ökotoxikologische Belastungssituation vorliegt, die auch sehr wahrscheinlich Einfluss auf die Fischpopulationen nimmt. Jedoch werden noch weitere Untersuchungen notwendig sein, um letztlich die genauen Ursachen für den Rückgang der Fischpopulationen zu identifizieren. Hierzu werden gegenwärtig im Rahmen einer Dissertation am Zoologischen Institut der Universität Heidelberg in Kooperation mit dem Helmholtz-Zentrum für Umweltforschungszentrum Leipzig Bioassay-dirigierte Fraktionierungen und weitere chemische Analysen durch-

geführt, um die beteiligten Stoffe und deren mögliche Quellen zu identifizieren. In Kooperation mit dem Toxicological Centre der University of Saskatchewan (Saskatoon, Kanada) wurden außerdem neu entwickelte Testsysteme für endokrine Aktivität (H295r-Assay) angewendet, um weitere Befunde zum endokrinen Belastungspotenzial der Donausedimente zu erhalten (Hecker et al. 2007; Grund et al. 2009b). Durch histopathologische Untersuchungen an den Gonaden von Freilandfischen aus der oberen Donau werden weitere Indizien für eine endokrine Belastung gesucht und deren Einfluss auf den Gesundheitszustand der Fische in situ abgeschätzt.

In der Zukunft soll im Rahmen eines Verbundprojekts über die vergleichende Untersuchung verschiedener Eintragspfade (geklärtes Abwasser, partikulär gebundene Luftschadstoffe, Oberflächenabfluss von Straßen, Einträge von landwirtschaftlichen Flächen und Remobilisation von Sedimenten) systematisch untersucht werden, welchen Anteil die jeweiligen Einträge anthropogener Substanzen an dem gesamten ökotoxikologischen Schädigungspotenzial haben.

## Literatur

- Aarts BGW, van den Brink FWB, Nienhuis PH (2004) Habitat loss as the main cause of the slow recovery of fish faunas of regulated large rivers in Europe: The transversal floodplain gradient. *River Res Appl* 20:3–23
- Ahlf W, Hollert H, Neumann-Hensel H, Ricking M (2002) A guidance for the assessment and evaluation of sediment quality: A German approach based on ecotoxicological and chemical measurements. *J Soils Sediments* 2:37–42
- Alcock S, Barcelo D, Hansen PD (2003) Monitoring freshwater sediments. *Biosens Bioelectron* 18:1077–1083
- Bernet D, Burkhardt-Holm P (2000) Äschensterben im Inn (Kt. Graubünden), EAWAG –, Bern. <http://www.fischnetz.ch/basics/publ.htm>, Zugriff 01.03.2009
- Böttcher M (2005) Untersuchung zur Genotoxizität anhand von Sedimenten und Fischen der Donau. University of Heidelberg, Heidelberg, 105 S
- Böttcher M, Grund S, Keiter S, Kosmehl T, Manz W, Seitz N, Soares Rocha P, Hollert H, Braunbeck T (2009) Comparison of in vitro and in situ genotoxicity in the Danube River by means of the comet assay and the micronucleus test. *Mutat Res.*, in revision
- Braukmann U, Vobis H (1998) Gewässergütekarte Baden-Württemberg. Landesanstalt für Umweltschutz, Karlsruhe
- Braunbeck T, Storch V, Nagel R (1989) Sex-specific reaction of liver ultrastructure in zebrafish (*Brachydanio rerio*) after prolonged sublethal exposure to 4-nitrophenol. *Aquat Toxicol* 14:185–202
- Burkhardt-Holm P, Segner H (2002) Decline of fishcatch in Switzerland. *Aquat Sci* 64:36–54
- Burkhardt-Holm P, Giger W, Guttinger H, Ochsenbein U, Peter A, Scheurer K, Segner H, Staub E, Suter MJ (2005) Where have all the fish gone? The reasons why fish catches in Swiss rivers are declining. *Environ Sci Technol* 39:441–447
- Chapman PM, Hollert H (2006) Should the sediment quality triad become a tetrad, a pentad, or possibly even a hexad? *J Soils Sediments* 6:4–8
- Cook PM, Robbins JA, Endicott DD, Lodge KB, Guiney PD, Walker MK, Zabel EW, Peterson RE (2003) Effects of aryl hydrocarbon receptor-mediated early life stage toxicity on lake trout populations in Lake Ontario during the 20th century. *Environ Sci Technol* 37:3864–3877
- de Lafontaine Y, Gilbert NL, Dumouchel F, Brochu C, Moore S, Pelletier E, Dumont P, Branchaud A (2002) Is chemical contamination responsible for the decline of the copper redhorse (*Moxostoma hubbsi*), an endangered fish species, in Canada? *Sci Total Environ* 298:25–44
- Duft M, Tillmann M, Oehlmann J (2003) Ökotoxikologische Sedimentkartierung der großen Flüsse Deutschlands. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin
- Engström H (2001) Long term effects of cormorant predation on fish communities and fishery in a freshwater lake. *Ecography* 24:127–138
- EU-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. Europäische Union
- Faller P, Kobler B, Peter A, Sumpter JP, Burkhardt-Holm P (2003) Stress status of gudgeon (*Gobio gobio*) from rivers in Switzerland with and without input of sewage treatment plant effluent. *Environ Toxicol Chem* 22:2063–2072
- Fischnetz (2004) Schlussbericht des Projekts – Netzwerk Fischrückgang Schweiz – „Fischnetz – Dem Fischrückgang auf der Spur“, EAWAG, Bern. <http://www.fischnetz.ch>, Zugriff 01.03.2009
- Gebhardt K (1995) Die Entwicklung aquatischer Lebensräume nach Umgestaltung der Donau im Bereich des Blochinger Sandwinkels. Regierungspräsidium Tübingen, Tübingen
- Groß A (1990) Auswertung der Makrozoobenthosaufnahme in der Donau und ihren Zuflüssen zwischen Laiz und Zwiefaltendorf. Institut für Biologie, Universität Tübingen
- Groß A (1991) Sanierung der Donau zwischen Zwiefaltendorf und Ulm. Institut für Biologie, Universität Tübingen
- Grund S (2005) Integrative Sedimentbewertung der Donau mit Hilfe von EROD-Assay, Histopathologie und Makrozoobenthos-Arterhebung. University of Heidelberg, Heidelberg, 180 S
- Grund S, Keiter S, Böttcher M, Seitz N, Wurm K, Manz W, Hollert H, Braunbeck T (2009a) Assessment of fish health status in the Upper Danube river by investigation of ultrastructural alterations in the liver of barbel (*Barbus barbus*, L.) and its correlation to sediment quality. *Ecology of Freshwater Fish* (submitted)
- Grund S, Highley E, Schöneberger E, Sutter M, Giesy J, Braunbeck T, Hecker M, Hollert H (2009b) Assessment of the endocrine disrupting potential of sediments from the Upper Danube River (Germany) using a battery of receptor-based and non-receptor-based in vitro bioassays and bio-analytical methods. *Aquatic Toxicol* (to be submitted)
- Hecker M, Hollert H, Cooper R, Vinggaard A.-M, Akahori Y, Murphy M, Nellesmann C, Highley E, Newsted J, Wu R, Lam P, Laskey J, Buckalew A, Grund S, Nakai M, Timm G, Giesy J (2007) The OECD Validation Program of the H295R Steroidogenesis Assay for the Identification of *In Vitro* Inhibitors and Inducers of Testosterone and Estradiol Production. Phase 2: Inter-Laboratory Pre-Validation Studies. *Environ Sci Pollut Res* 14:20–30
- Hertel R, Lehmann M, Kroner C (2001) Gütebericht 2001 – Entwicklung der Fließgewässerbeschaffenheit in Baden-Württemberg. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe
- Hinton DE, Lantz RC, Hampton JA, McCuskey PR, McCuskey RS (1987) Normal versus abnormal structure: Considerations in morphologic responses of teleosts to pollutants. *Environ Health Perspect* 71:139–146
- Hollert H, Dürr M, Olsman H, Halldin K, van Bavel B, Brack W, Tysklind M, Engwall M, Braunbeck T (2002) Biological and chemical determination of dioxin-like compounds in sediments by means of a sediment triad approach in the catchment area of the Neckar River. *Ecotoxicology* 11:323–336

- Hollert H, Keiter S, König N, Rudolf M, Ulrich M, Braunbeck T (2003) A new sediment contact assay to assess particle-bound pollutants using zebrafish (*Danio rerio*). *J Soils Sediments* 3:197–207
- Hölzinger J (1977) Der Einfluss von Sulfitzellstoff-Abwässern und Schwermetallen auf das Ökosystem des Öpfinger Stausees. *J Ornithologie* 118:329–415
- Humphries P, Lake PS (2000) Fish larvae and the management of regulated rivers. *Regul Rivers: Res Manag* 16:421–432
- Johnston RK, Munns WR, Tyler PL, Marajh-Whittemore P, Finkelstein K, Munney K, Short FT, Melville A, Hahn SP (2002) Weighing the evidence of ecological risk from chemical contamination in the estuarine environment adjacent to the Portsmouth Naval Shipyard, Kittery, Maine, USA. *Environ Toxicol Chem* 21:182–194
- Keiter S, Rastall AC, Kosmehl T, Wurm K, Erdinger L, Braunbeck T, Hollert H (2006) Ecotoxicological assessment of sediment, suspended matter and water samples in the upper Danube River – a pilot study in search for the causes for the decline of fish catches. *Environ Sci Pollut Res* 13:308–319
- Keiter S, Grund S, van Bavel B, Engwall M, Hagberg J, Kammann U, Klempt M, Manz W, Olsman H, Braunbeck T, Hollert H (2008) Activities and identification of Ah receptor agonists in sediments from the Danube River. *Anal Bioanal Chem* 390:2009–2020
- Köck G (1996) Die toxische Wirkung von Schwermetallen auf Fische. In: Steinberg C, Calmano W, Klapper H, Wilken RD (Hrsg), *Handbuch Angewandte Limnologie*. ecomed, Landsberg, S 3–37
- König N (2002) Der Zebraäbrbling in Fischeitest und Comet-Assay – Embryotoxische Untersuchungen von Rheinsedimenten. University of Heidelberg, Heidelberg, 67 S
- Konold (1991) Donausanierung zwischen Laiz und Zwiefaltendorf. Regierungspräsidium Tübingen, Tübingen
- Kosmehl T, Krebs F, Manz W, Erdinger L, Braunbeck T, Hollert H (2004) Comparative genotoxicity testing of Rhine river sediment extracts using the permanent cell lines RTG-2 and RTL-W1 in the comet assay and ames assay. *J Soils Sediments* 4:84–94
- LAWA (1998) Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation. LAWA-Arbeitskreis „Zielvorgaben“ in Zusammenarbeit mit LAWA-Arbeitskreis „Quantitative Hydrologie der Fließgewässer“, Kulturbuchverlag, Berlin
- Lee LE, Clemons JH, Bechtel DG, Caldwell SJ, Han KB, Pasitschniak Arts M, Mosser DD, Bols NC (1993) Development and characterization of a rainbow trout liver cell line expressing cytochrome P450-dependent monooxygenase activity. *Cell Biol Toxicol* 9:279–294
- LfU (2004) Beschaffenheit der Fließgewässer. Jahresdatenkatalog 1972–2004 und aktueller Gütebericht 2004. Landesanstalt für Umweltschutz – Baden-Württemberg, Karlsruhe
- Mauch E (1964) Biologische Untersuchung der Donau zwischen Donaueschingen und Ulm. Landestelle für Gewässerkunde und wasserwirtschaftliche Planung Baden-Württemberg, Stuttgart
- MELUF (1982) Bericht des MELUF – Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Umwelt Baden-Württemberg vom 2. Februar 1982. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Umwelt Baden-Württemberg, Stuttgart
- Otte JC, Andersson C, Abrahamson A, Engwall M, Keiter S, Olsman H, Hollert H, Brunström B (2008) An in vivo bioassay approach for testing sediment extracts in fish gill and liver (*Gasterosteus aculeatus* L.) for dioxin-like activity. *Environ Int* 34:1176–1184
- Ramsch R (1989) Donausanierung zwischen Laiz und Zwiefaltendorf – Eine hydrobiologische Bestandsaufnahme. Regierungspräsidium Tübingen
- Schmidt H, Bernet D, Wahli T, Meier W, Burkhardt-Holm P (1999) Active biomonitoring with brown trout (*Salmo trutta*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) in diluted sewage plant effluents. *J Fish Biol* 54:585–596
- Schmitz W (1991) Gutachtliche Stellungnahme zum Antrag auf Ableitung von Abwässern der Zellstoff- und Papierfabrik der Schwäbischen Zellstoff AG bei Ehingen in die Donau. Regierungspräsidium Tübingen
- Schulz U, Troschel HJ (1990) Fischökologische Beurteilung der Donau zwischen Laiz und Zwiefaltendorf. Arbeitsgemeinschaft für Fischökologie, Langenargen
- Seitz N (2005) Der ökologische Zustand der oberen Donau – Eine integrierte Bewertung auf Grundlage von Makrozoobenthos und Sedimentkontakttests mit *Danio rerio*. University of Heidelberg, Heidelberg, 201 S
- Seitz N, Böttcher M, Keiter S, Kosmehl T, Manz W, Hollert H, Braunbeck T (2008) A novel statistical approach for the evaluation of comet assay data. *Mutat Res* 652:38–45
- Solomon KR, Sibley P (2002) New concepts in ecological risk assessment: Where do we go from here? *Mar Pollut Bull* 44:279–285
- Ulrich M, Schulze T, Leist E, Glaß B, Maier M, Maier D, Braunbeck T, Hollert H (2002) Ökotoxikologische Untersuchung von Sedimenten und Schwebstoffen: Abschätzung des Gefährdungspotenzials für Trinkwasser und Korrelation verschiedener Expositionspfade (Acetonischer Extrakt, Natives Sediment) im Bakterienkontakttest und Fischeitest. *Umweltwiss Schadst Forsch* 14:132–137
- Weinmann W (1952) Untersuchung der Donau von 2. bis 7. September 1952. Innenministerium, Abt. VI, Straßen- und Wasserbau, Abwicklungsstelle Tübingen und der Stadt Ulm
- Wurm K (2001) Untersuchung zum Rückgang des fischereilichen Ertrages in der Donau zwischen Sigmaringen und Erbach. Gewässerökologisches Labor Dr. Karl Wurm, Tübingen