

### 8. Abschlußdiskussion

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde die Eignung von permanenten Zelllinien und Primärhepatocyten aus der Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) sowie die Tauglichkeit von *Early Life Stages*-Tests mit Zebraäbrblingen (*Danio rerio*) als biologische Testsysteme zur Bewertung des ökotoxikologischen Potentials von Wasser und Sediment als komplexe Umweltprobe sowie künstlicher Schadstoffgemische untersucht.

Das *übergeordnete Ziel* der vorliegenden Dissertation war es durch den Einsatz alternativer Testsysteme wie Zell- und *Early Life Stages*-Tests einen Beitrag zur Entwicklung eines biologischen Untersuchungssets zu leisten, um das cyto-, gen- und embryotoxische Potential von Fließgewässerkompartimenten (Wasser und Sediment) zu erfassen und zu bewerten.

Die Ziele der Untersuchungen waren in einzelnen:

- (1) Aussagen zur Toxizität von Umweltproben und künstlichen Schadstoffgemischen zu erhalten,
- (2) einen Vergleich bezüglich der Eignung der eingesetzten Testsysteme zu erstellen,
- (3) die Stärke der Toxizität der Kompartimente Wasser und Sediment beider Modellfließgewässer zu vergleichen,
- (4) einen Toxizitätsvergleich der Wasser- und Sedimentproben zwischen den einzelnen Probeterminen aufzuzeigen,
- (5) bachspezifische Reaktionen zu erkennen,
- (6) einen Vergleich im Reaktionsmuster von isolierten Hepatocyten auf Wasser- bzw. Sedimentproben und Schadstoffcocktails zu erstellen,
- (7) Korrelationen zwischen den Befunden und den Ergebnissen der chemischen Analyse zu untersuchen,
- (8) *In vitro*- und *In vivo*-Befunde zu vergleichen,
- (9) Anregungen zur Anwendung im Rahmen einer Teststrategie zur integrierten, ökotoxikologischen Bewertung von Fließgewässern zu liefern.

#### **Können Aussagen zur Toxizität der Umweltproben und Schadstoffgemische erhalten werden?**

Bei allen untersuchten Wasser- und Sedimentproben (vgl. Kapitel 3 – 4) sowie Schadstoffgemischen (vgl. Kapitel 5) bekannter Zusammensetzung zeigten die isolierten Hepatocyten aus der Regenbogenforelle cytologische und biochemische Reaktionen. Ein NOEC-(*No Observed Effect Concentration*) Wert konnte für keine Umwelt- bzw. Schadstoffgemischprobe ermittelt werden.

Ein Vergleich der untersuchten Modellfließgewässer ergab bei allen Probennahmen ein klares Ergebnis:

*Die Proben aus der Körsch verursachten sowohl biochemisch als auch ultrastrukturell qualitativ und quantitativ stärkere Abweichungen von den jeweiligen Kontrollzellen als Proben aus dem Krähenbach. Der ursprünglich als unbelastetes Referenzgewässer für die stärker kontaminierte Körsch ausgewählte Krähenbach induzierte bei allen Probennahmen cytologische Veränderungen in den isolierten Hepatocyten, so daß man beim Krähenbach ebenfalls von einer konstanten Belastung von Wasser und Sediment ausgehen kann.*

## 8. Abschlußdiskussion

---

### **Läßt sich eine Aussage zur Eignung der ausgewählten Testsysteme und Biomarker machen?**

Bei der Fischzelllinie RTG-2 mit Neutralrotretention (vgl. Kapitel 3) als Endpunkt zeigte nur der acetonische Sedimentextrakt nach Aufkonzentrierung eine akut cytotoxische Wirkung. Dabei lagen die LOEC-Werte für die permanente Zelllinie beim Krähenbach bei 133,5 mg und bei der Körsch bei 33,3 mg extrahiertes Sediment pro mL Testansatz. Dagegen zeigten noch mit 13,3 mg Sediment-trockengewicht pro mL Testansatz belastete Primärhepatocyten bei beiden Fließgewässern zahlreiche biochemische und ultrastrukturelle Effekte (vgl. Kapitel 4.2, 4.3). Jedoch ist ein direkter Vergleich der beiden Testsysteme aufgrund der unterschiedlichen Endpunkte nicht gegeben.

Die in den belasteten Primärhepatocyten beobachteten cytologischen Effekte konnten als spezifisch und unspezifisch eingeordnet werden. Dabei konnten Unterschiede sowohl zwischen den beiden Modellfließgewässern als auch zwischen den beiden Schadstoffcocktails (vgl. Kapitel 5) im Reaktionsmuster der Zellen beobachtet werden. Auffällig war das heterogene Reaktionsbild der Enzymaktivitäten sowie der Lipidperoxidationsrate im Vergleich zu den cytopathologischen Befunden. Die Ursache könnte möglicherweise in einem akuten Wandel biochemischer Reaktionen der Zelle aufgrund äußerer Einflüsse begründet sein, während sich morphologische Veränderungen eher nach längerer Belastung manifestieren.

Ein Teil dieser cytopathologischen Veränderungen muß als unspezifische Reaktion von Primärhepatocyten auf schadstoffinduzierten Streß angesehen werden, da sie sowohl in den verschiedenen Kompartimenten beider Fließgewässer als auch zu allen Probennahmen zu beobachten waren.

*Während die biochemischen Befunde zwischen den einzelnen Probennahmen und den beiden Schadstoffgemischen oft ein wenig einheitliches Bild ergaben, zeigten die Primärhepatocyten ultrastrukturell bei den verschiedenen Probennahmen und Kompartimenten sowie den beiden Schadstoffcocktails oft wiederkehrende Effekte.*

Die Dauerzelllinie RTG-2 mit dem Endpunkt Neutralrotretention eignet sich für ein schnelles Screening von Umweltproben auf akute Cytotoxizität. Durch den Einsatz von Primärhepatocyten der Regenbogenforelle sowie biochemischen und cytopathologischen Endpunkten konnten funktionelle und morphologische Auswirkungen von Wasser- und Sedimentproben bzw. Schadstoffgemischen auf die Zelle ermittelt werden. Da nur in wenigen ultrastrukturellen Studien die Primärhepatocyten zur Ermittlung des Schädigungspotentials komplex belasteter Umweltproben verwendet wurden (Zahn et al., 1995), sprechen die vorliegenden Befunde für den Einsatz isolierter Hepatocyten um komplexe Schadstoffgemische zu untersuchen.

### **Ist im Sediment ein gentoxisches Potential vorhanden?**

Weitere Untersuchungen zur Erfassung eines möglichen gentoxischen Potentials der untersuchten Umweltproben ergaben im Sediment beider Fließgewässer einen deutlich positiven Befund (vgl. Kapitel 6). Weiterhin belegten die Ergebnisse die Eignung von isolierten Hepatocyten der Regenbogenforelle, kombiniert mit dem verwendeten Comet-Assay, DNA-Schäden in den belasteten Zellen nachzuweisen.

## 8. Abschlußdiskussion

---

*Bei acetonischen Sedimentextrakten beider Fließgewässer konnte im Comet-Assay ein gentoxisches Potential nachgewiesen werden. Ein Vergleich der beiden Bäche ergab für die Körsch eine signifikant höhere Gentoxizität.*

Die Sedimente beider untersuchten Fließgewässer zeigten u.a. eine konstante Belastung mit zahlreichen polyaromatischen Kohlenwasserstoffen wie z.B. Benz[a]pyren. Viele PAHs adsorbieren je nach chemischen Eigenschaften selektiv an Schwebstoffe und können mittels acetonischer Extraktion remobilisiert werden. Da PAHs kanzerogen auf Fische wirken (Malins et al., 1985; Vogelbein et al., 1990) und oxidative DNA-Schäden nach Belastung mit PAHs und Nitroverbindungen beobachtet wurden (Mitchellmore & Chipman, 1998), könnten gerade diese maßgeblich an der beobachteten DNA-Schädigung in den mit acetonischen Sedimentextrakt belasteten Primärhepatocyten beteiligt sein. Somit wirken Umweltbelastungen mit gentoxischen Substanzen nicht nur bedrohend auf die Überlebensfähigkeit einzelner Arten, sondern können auch genetische Veränderungen bewirken und damit möglicherweise eine Gefahr für die Stabilität von Ökosystemen darstellen (Helma et al., 1994).

### **Ist im Wasser und Sediment beider Bäche ein embryotoxisches Potential vorhanden?**

Da Veränderungen auf molekularer und zellulärer Ebene direkt auf eine Belastung mit Wasser- und Sedimentproben der beiden Fließgewässer Krähenbach und Körsch zurückzuführen waren (vgl. Kapitel 3, 4) und Freilanduntersuchungen erste Hinweise auf eine fehlende Reproduktion der Bachforelle (*Salmo trutta*) in der Körsch lieferten (Triebskorn, pers. Mitteilung), stellte sich die Frage nach möglichen Auswirkungen der kontaminierten Kompartimente auf der Ebene von Individuen und Populationen. Deswegen wurden *Early Life Stages-Tests* mit dem Zebraquarienfisch (*Danio rerio*) durchgeführt, um Wasser- und Sedimentproben der beiden Fließgewässer auf ihre akute bzw. subakute Embryotoxizität zu untersuchen (vgl. Kapitel 7).

Die Befunde belegen eine deutlich unterschiedliche embryotoxische Wirkung von Wasser und Sediment des Krähenbach und der Körsch auf Frühstadien von Zebraquarienfischen. Nur eine Belastung mit Sediment beider Bäche induzierte makroskopische Veränderungen (vgl. Kapitel 7, Tab. 7.2) bei Embryonen und Larven. Jedoch ergab eine elektronenmikroskopische Untersuchung Krähenbach- und Körschwasser belasteter Larven verschiedene subakute Effekte in der Leber der exponierten Tiere (vgl. Kapitel 7).

*Die expositionsbedingten Veränderungen der Embryonen und Larven, induziert durch Umweltproben der Körsch, traten im Vergleich zum weniger kontaminierten Krähenbach früher auf und waren stärker ausgeprägt.*

Die Befunde aus den *Early Life Stages-Tests* mit Zebraquarienfischen (vgl. Kapitel 7) weisen auf eine akut embryotoxische Wirkung des Körschsediments hin, so daß die komplexe Schadstoffbelastung des Sediments möglicherweise auch die Embryogenese von Bachforellen negativ beeinflussen kann und es in Folge zu keiner Reproduktion der Bachforelle (*Salmo trutta*) in der Körsch kommen kann.

*Allgemein ist zu sagen, daß aufgrund der hohen Empfindlichkeit der eingesetzten Testsysteme selbst beim Krähenbach, der ursprünglich als unbelastetes Referenzgewässer für die Körsch ausgewählt wurde, ein biologisches Schädigungspotential im Wasser und Sediment nachgewiesen werden konnte.*

## 8. Abschlußdiskussion

---

### **Zeigen die Kompartimente Wasser und Sediment der beiden Modellfließgewässer unterschiedlich starke Toxizität?**

Die isolierten Hepatocyten zeigten ein unterschiedlich starkes Auftreten der angeführten cytopathologischen Veränderungen in Abhängigkeit von der untersuchten Umweltprobe. So läßt sich nach steigenden LOEC-Werten (höchste Verdünnung der Wasser-, Porenwasser-, Eluat- und Extraktproben) und dem frühesten zeitlichen Auftreten, eine hierarchische Ordnung nach dem Grad der Toxizität der Wasser- und Sedimentproben erstellen.

Exemplarisch für die Probennahme im Juli 1997 ergab sich folgende Staffelung der Toxizität:

- *Krähenbach*  
Acetonischer Sedimentextrakt > Porenwasser = Wasser > wäßriges Sedimenteluat
- *Körsch*  
Acetonischer Sedimentextrakt > wäßriges Sedimenteluat > Porenwasser = Wasser

Die *Early Life Stages*-Tests mit Zebraabärblingen führten zu folgendem Ergebnis:

- *Krähenbach*  
Acetonischer Sedimentextrakt > wäßriges Sedimenteluat > Wasser
- *Körsch*  
Acetonischer Sedimentextrakt = wäßriges Sedimenteluat > Wasser

Im Gegensatz zum Kompartiment Sediment konnten nach 96 h Exposition der Zebraabärblings-Frühstadien mit nativem Wasser beider Bäche keine makroskopischen Effekte festgestellt werden. Bereits nach einer 48 h Belastung mit purem wäßrigem Sedimenteluat und einer 96 h Belastung mit 0,1 % acetonischem Sedimentextrakt der Körsch konnte eine 100 % Mortalität der Jungstadien beobachtet werden. Während bei der Körsch der LC<sub>50</sub>-Wert für das wäßrige Eluat bei 65 mg und für den acetonischen Extrakt bei 5 mg Sedimenttrockengewicht pro mL Testansatz lag, konnte beim Krähenbach kein LC<sub>50</sub>-Wert für das Kompartiment Sediment ermittelt werden.

*Die vorliegenden Ergebnisse belegen für beide Fließgewässer das höchste cytotoxische Potential im acetonischen Extrakt der untersuchten Sedimente.*

Da die acetonische Extraktion neben den mäßig hydrophilen Substanzen insbesondere schwerlösliche, lipophile Schadstoffe wie PAHs und PCBs erfaßt (Campbell et al., 1992; Ho & Quinn, 1993; True & Heyward, 1990), könnte der überwiegende Anteil der cytotoxischen Wirkung gerade von solchen Xenobiotica ausgehen.

### **Lassen sich Unterschiede in der Toxizität der Wasser- und Sedimentproben zwischen den einzelnen Probeterminen feststellen?**

Ein Vergleich der Anzahl von cytopathologischen Abweichungen zu den Kontrollzellen in den belasteten Primärhepatocyten ergab bei den Wasser- und Sedimentproben beider Fließgewässer folgende Reihung bezüglich der einzelnen Probennahmetermine:

## 8. Abschlußdiskussion

---

### *Krähenbachwasser*

Juli 1997 > Juli 1996 > Juli 1998

### *Krähenbachsediment*

Juli 1997 > Juli 1996 > Juli 1998

### *Körschwasser*

Juli 1997 > Juli 1996 = Juli 1998

### *Körschsediment*

Juli 1997 > Juli 1998 > Juli 1996

*Wasser und Sediment* der Probennahme *im Juli 1997* zeigten bei *beiden Fließgewässern* im Vergleich zu den Probennahmen im Juli 1996 und 1998 die stärksten cytopathologischen Abweichungen der belasteten Primärhepatocyten im Vergleich zur Kontrolle. Danach folgte die Probennahme vom Juli 1996 mit Ausnahme vom Körschsediment. Die Juli 1998-Proben induzierten beim Krähenbach die wenigsten Abweichungen zur Kontrolle.

Die unterschiedliche Wirkung der verschiedenen Wasser- und Sedimentproben spiegelt z.T. die starken saisonalen Schwankungen der Chemikalien in den beiden Fließgewässern wider. Einige Pestizide waren in der Körsch zeitweise nicht nachweisbar, dagegen konnten PAHs über die gesamte Probennahmehandauer nachgewiesen werden (Honnen et al., 1999b). Jedoch handelt es sich bei den einzelnen Probennahmen jeweils nur um Momentaufnahmen, da sich die Wasser- und Sedimentbelastung der untersuchten Gewässer kurzfristig verändern kann.

*Beim Vergleich der verschiedenen Probennahmen ergab sich eine unterschiedlich starke Reaktion der Primärhepatocyten zwischen den einzelnen Terminen.*

### **Können Fließgewässer-spezifische Reaktionen festgestellt werden?**

Die als sensitives Testsystem eingesetzten isolierten Hepatocyten der Regenbogenforelle zeigten neben zahlreichen gemeinsamen unspezifischen Veränderungen bei beiden Fließgewässern auch einige bachspezifische und kompartimentspezifische zelluläre Reaktionen (vgl. Kapitel 4.4, Tab. 4.13).

Die Befunde der chemischen Analytik ergaben die höchste Belastung in der Körsch. Beim Vergleich der Kompartimente konnte in beiden Bächen das höchste Schadstoffpotential im Sediment ermittelt werden. Somit belegen die vorliegenden Befunde die Daten der chemischen Analyse. Die Wasser- und Sedimentproben der Körsch verursachten im Vergleich zum Krähenbach nicht nur stärkere Abweichungen zu den jeweiligen Kontrollen, die Palette rein körschspezifischer, cytologischer Effekte ist auch um einiges umfangreicher (vgl. Kapitel 4.4, Tab. 4.13). Die Ursache läßt sich in einer unterschiedlich starken Kontamination der beiden Gewässer mit Schadstoffen v.a. Pestizide begründen.

*Neben zahlreichen gemeinsamen, cytologischen Veränderungen konnten auch rein krähenbach- bzw. körschspezifische Effekte in den Primärhepatocyten der Regenbogenforelle beobachtet werden.*

## 8. Abschlußdiskussion

---

### **Können Übereinstimmungen oder Unterschiede im Reaktionsmuster von Primärhepatocyten auf Wasser- bzw. Sedimentproben und verschiedener Schadstoffgemische festgestellt werden?**

Mit dem Ziel, Parallelen zwischen den durch Wasser- und Sedimentproben induzierten Veränderungen sowie den Schadstoffgemisch(en) verursachten cytologischen Reaktionen als auch Korrelationen zwischen der Wirkung einzelner Schadstoffgruppen bzw. Schadstoffe und den zellulären Effekten zu ermitteln, wurden zwei verschiedene Schadstoffgemische auf die Primärhepatocyten gegeben. Die Zusammensetzung der Schadstoffgemische orientierte sich dabei an Inhaltsstoffen der Körsch sowie deren durchschnittlichen Konzentrationen im Bachwasser und -sediment. Die verschiedenen Schadstoffgemische bewirkten neben zahlreichen unspezifischen auch spezifische Reaktionen in den belasteten Primärhepatocyten (vgl. Kapitel 5).

Ein Vergleich der cytopathologischen Reaktionsmuster der Schadstoffgemische mit dem Schadbild von mit acetonischem Sedimentextrakt der Körsch belasteten Primärhepatocyten ergaben im Gegensatz zum biochemischen Befund deutliche Korrelationen (Tab. 8.1).

Insbesondere das 1997-Schadstoffgemisch zeigte auffällige Übereinstimmungen im ultrastrukturellen Bild zum acetonischen Sedimentextrakt der Körsch (Tab. 8.1). Die Gründe könnten in der komplexeren Zusammensetzung des 1997-Gemisch liegen, denn das 1997-Schadstoffgemisch setzte sich aus verschiedenen Pestiziden, PAHs und PCBs zusammen und spiegelte stärker den Belastungszustand der Körsch wieder, während das 1998-Schadstoffgemisch nur PAHs und wenige Pestizide enthielt (vgl. Kapitel 2).

*Ein Vergleich der Schadstoffgemische und des acetonischen Sedimentextrakts der Körsch ergab deutliche Parallelen im cytopathologischen Reaktionsmuster der belasteten isolierten Hepatocyten. Der 1997-Schadstoffgemisch bewirkte dabei im Vergleich zum 1998-Schadstoffgemisch größere Übereinstimmungen zum Schadbild des acetonischen Sedimentextrakts.*

### **Können Korrelationen zwischen den Befunden und den nachgewiesenen Schadstoffen ermittelt werden?**

Ein Vergleich der bekannten cytopathologischen Wirkung der in den Schadstoffgemisch enthaltenen Schadstoffgruppen bzw. Schadstoffe weist einige Parallelen zu den ermittelten Befunden auf. In Tabelle 8.2 werden die aus unterschiedlichen *In vivo*- und *In vitro*-Studien zusammengetragenen zellulären Reaktionen auf die angeführten Schadstoffe mit den schadstoffgemisch-induzierten Effekten verglichen. Dabei lassen sich zahlreiche Korrelationen aufzeigen.

*In vivo- und In vitro-Untersuchungen mit den in den Schadstoffgemisch bzw. Körsch enthaltenen Schadstoffen bzw. Schadstoffgruppen zeigten diverse Korrelationen im cytotoxischen Reaktionsmuster von Hepatocyten.*

Wiederum ist es offensichtlich, daß ein großer Teil der beschriebenen cytologischen Veränderungen als unspezifische Reaktion von isolierten Hepatocyten auf chemikalieninduzierten Streß anzusehen ist, da sie bei allen Umweltproben als auch Schadstoffgemischen sowie diversen Monosubstanzen beobachtet werden konnten.

## 8. Abschlußdiskussion

Tab. 8.1: Vergleich der cytopathologischen Effekte nach Belastung von isolierten Hepatocyten mit acetonischem Sedimentextrakt der Körsch sowie 1997- und 1998-Schadstoffgemisch.

	Körsch Sedimentextrakt	1997-Gemisch	1998-Gemisch
Abnahme der Kompartimentierung	+	+	+
Veränderte Kernform	+	+	+
Heterochromatinzunahme	+	+	+
Marginalisierung	+	+	-
Kerneinschlüsse	+	+	-
Zunahme der Nucleolizahl	+	+	+
Lageveränderung des Kerns	+	+	+
Erhöhte Heterogenität der Mitochondrien	+	+	+
Auflösung der Cristae	+	+	+
Assoziation mit RER-Zisternen	+	+	+
Assoziation mit Peroxisomen	+	+	+
Abnahme der RER-Menge	+	+	+
Abnahme der Stapelbildung	+	+	+
Vesikulierung der RER-Zisternen	+	+	+
Zunahme der SER-Menge	+	+	+
Golgi-Apparat mit dilatierten Zisternen	+	-	+
Aktivitätsabnahme des Golgi-Apparates	+	+	+
Lysosomenzunahme	+	+	+
Myelinkörper	+	+	+
Vakuolen	+	+	+
Peroxisomenzunahme	+	+	+
Peroxisomenakkumulation	+	+	+
Lipidzunahme	+	+	+
Lipidfelder	+	+	-
Abnahme der Glykogenmenge	+	+	+

Zeichenerklärung: + positiver Befund, - negativer Befund.

Deshalb ist eine Zuweisung einzelner schadstoffbedingter Effekte zu Monosubstanzen bzw. Schadstoffgruppen in den Umweltproben und künstlichen Schadstoffgemischen schwierig. Vielmehr scheint die additive und synergistische Wirkung der komplexen Schadstoffgemische die cytotoxischen Schäden zu bewirken (Burton, 1991).

### **Können Ergebnisse aus *In vitro*-Versuchen mit Befunden aus *In vivo*-Versuchen verglichen werden?**

Beim Vergleich der beiden eingesetzten *In vitro*- und *In vivo*-Testsystemen konnten einige Korrelationen im Reaktionsmuster der beiden Systeme nach Belastung mit nativem Wasser beobachtet werden (vgl. Kapitel 4 und 7). Auffällig war vor allem die weitgehende Übereinstimmung

## 8. Abschlußdiskussion

Tab. 8.4: Vergleich cytopathologischer Effekte in Hepatocyten nach Belastung mit schadstoffgemischspezifischen Xenobiotika sowie Primärhepatocyten, die mit 1997- und 1998-Schadstoffgemisch und acetonischem Sedimentextrakt der Körsch belastet wurden.

	Monosubstanzen	Körsch Sedimentextrakt (Probennahme 1997)	1997-Gemisch	1998-Gemisch
<b>Abnahme der Kompartimentierung</b>	Lindan (Braunbeck, 1992)			
<b>Kern</b>				
Marginalisierung von Heterochromatin	DDT (Williams, 1987)			
Kerneinschlüsse	Lindan (Braunbeck, 1992)			
<b>Mitochondrien</b>				
Erhöhte Heterogenität	Lindan (Braunbeck, 1992), PCB (Peng et al., 1997) PCP (Weinbach & Garbus, 1965),			
Auflösung der Cristae	DDT (Williams, 1987), PCB (Thomé et al., 1994; Singh & Gilroy, 1997)			
<b>RER</b>				
Abnahme der RER-Menge	Lindan (Braunbeck, 1992), PCP (Fleischer et al., 1980), PCB (Singh & Gilroy, 1997)			
Zunahme der RER-Menge	PCB (Thomé et al., 1994)			
Erweiterung des RER	Lindan (Braunbeck, 1992)			
Vesikulierung	PCB (Engwall et al., 1994)			
<b>SER</b>				
Zunahme der SER-Menge	Lindan (Braunbeck, 1992), PCP (Fleischer et al., 1980), PCB (Peng et al., 1997; Singh & Gilroy, 1997)			
<b>Lysosomen</b>				
Zunahme von Lysosomen	Lindan (Braunbeck, 1992), PCB (Peng et al., 1997)			
Myelinkörper	HCB (Strik & Koeman, 1979), PCB (Thomé et al., 1994)			
Multivesikuläre Körper	DDT (Williams, 1987)			
Vakuolen	DDT (Williams, 1987)			
<b>Peroxisomen</b>				
Zunahme von Peroxisomen	PCB (Singh & Gilroy, 1997)			
<b>Lipid</b>				
Zunahme	Lindan (Braunbeck, 1992), DDT (Williams, 1987), PCB (Elangbam et al., 1991; Thomé et al., 1994; Singh & Gilroy, 1997)			
<b>Glykogen</b>				
Abnahme der Glykogen Menge	Lindan (Braunbeck, 1992), PCB (Thomé et al., 1994; Singh & Gilroy, 1997)			

HCB =  $\alpha$ -Hexachlorbenzol; PCP = Pentachlorphenol; DDT = Dichlordiphenyltrichlorethan; PCB = polychlorierte Biphenyle. Vergleichbare Effekte sind grau unterlegt.

## 8. Abschlußdiskussion

---

der beiden Testsysteme auf eine Belastung mit Körschwasser (vgl. Kapitel 7, Tab. 7.3), so daß zumindest teilweise eine Übertragbarkeit der ermittelten *In vitro*-Befunde auf das Gesamttier belegt werden kann. Jedoch sind viele der vergleichbaren Effekte rein unspezifischer Natur.

### Schlußfolgerung

In Hinblick auf die Zielsetzung des BMBF-Verbundprojektes "durch simultanen Einsatz zahlreicher biologischer Tests sowie chemisch-analytischer, limnologisch-hydrologischer und mathematisch-statistischer Methoden ein Biotestset zu etablieren, das zur ökotoxikologischen Diagnostik von Belastungszuständen in kleinen Fließgewässern einsetzbar ist", konnte mit der vorliegenden Arbeit ein Beitrag zur Entwicklung eines biologischen Testsets entwickelt werden, um das cyto-, gen- und embryotoxische Potential von Fließgewässer-Kompartimenten mittels alternativer Testsysteme zu erfassen und zu bewerten.

Die verwendeten Testsysteme und Methoden bieten folgende Vorteile: Bei Elutions- und Extraktionsverfahren von Sediment können nur sehr kleine Eluat- und Extraktvolumina gewonnen werden, so daß sich *In vitro*- und ELS-Tests für diese Untersuchungen anbieten. Des weiteren kann durch den Einsatz alternativer Testsysteme nicht nur die Anzahl von Versuchstieren vermindert werden, sondern auch der Versuchs-, Kosten- und Zeitaufwand minimiert und die experimentellen Bedingungen standardisiert werden. Schließlich kann aufgrund der hohen Empfindlichkeit der eingesetzten Testsysteme auch ein geringes biologisches Schädigungspotential in Umweltproben nachgewiesen werden.

Dabei konnte gerade im Sediment ein hohes cyto-, gen- und embryotoxisches Potential ermittelt werden, so daß eine alleinige Überwachung des Wasserkörpers das wahre ökotoxikologische Potential von Gewässern weit unterbewerten würde. Die Befunde werden belegt durch die Daten der chemischen Analyse, da viele der im Krähenbach und der Körsch nachgewiesenen Schadstoffe wie PAHs und PCBs an Schwebstoffe adsorbieren und schließlich im Sediment abgelagert werden (Brunström et al., 1992; Engwall et al., 1996)

Die Eingrenzung der biologischen Wirksamkeit einzelner Schadstoffe bzw. Schadstoffgruppen der untersuchten Schadstoffgemische bzw. Umweltproben im komplexen Reaktionsprofil der eingesetzten Biotests erwies sich als schwierig. Deshalb könnte der Einsatz einer Bioassay-dirigierten Fraktionierung (Anglely et al., 1992; Engwall et al., 1994, 1996) bei der Charakterisierung toxischer Fraktionen in kontaminierten Umweltproben hilfreich sein und so einen Beitrag zur ökotoxikologischen Bewertung des Belastungszustandes von Fließgewässern leisten.

## 8. Abschlußdiskussion

---