



Bayerisches Fischschadstoffmonitoring

Quecksilber und organische Verbindungen



analytik



Bayerisches Fischschadstoffmonitoring

Quecksilber und organische Verbindungen

Impressum

Bayerisches Fischschadstoffmonitoring: Quecksilber und organische Verbindungen

Herausgeber:

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160
86179 Augsburg
Tel.: 0821 9071-0
E-Mail: poststelle@lfu.bayern.de
Internet: www.lfu.bayern.de

Konzept/Text:

LfU, Referat 73, Georgia Buchmeier
unter Mitwirkung von:
LfU, Referat 72: Dr. Jürgen Diemer, Gottfried Forster, Alfred Huber, Viktoria Gebser (Quecksilberanalytik)
LfU, Referat 73: Dr. Julia Schwaiger, Karin Scholz-Göppel, Holger Schwarten
LfU, Referat 74: Dr. Wolfgang Körner, Marion Knoll, Andrea Kotnig, Alexandra Mair, Irene Mayr, Gwendolyn Steil, Jürgen Strunk, Ulrich Waller (organische Analytik)
LfU, Referat 75: Dr. Manfred Sengl, Marco Fioretti, Sonja Krezmer, Stefanie Melzer, Michael Rohleder, Monique Schnell, Benjamin Schweinfurter, Max Wanzinger (organische Analytik)

Redaktion:

LfU, Georgia Buchmeier

Bildnachweis:

alle Bilder LfU

Stand:

Oktober 2020

Diese Publikation wird kostenlos im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der Bayerischen Staatsregierung herausgegeben. Jede entgeltliche Weitergabe ist untersagt. Sie darf weder von den Parteien noch von Wahlwerbenden oder Wahlhelfern im Zeitraum von fünf Monaten vor einer Wahl zum Zweck der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für Landtags-, Bundestags-, Kommunal- und Europawahlen. Missbräuchlich ist während dieser Zeit insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken und Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zweck der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die Publikation nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Staatsregierung zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte. Den Parteien ist es gestattet, die Publikation zur Unterrichtung ihrer eigenen Mitglieder zu verwenden.

Das Werk ist urheberrechtlich geschützt. Alle Rechte sind vorbehalten. Die publizistische Verwertung der Veröffentlichung – auch von Teilen – wird jedoch ausdrücklich begrüßt. Bitte nehmen Sie Kontakt mit dem Herausgeber auf, der Sie – wenn möglich – mit digitalen Daten der Inhalte und bei der Beschaffung der Wiedergaberechte unterstützt.

Diese Publikation wurde mit großer Sorgfalt zusammengestellt. Eine Gewähr für die Richtigkeit und Vollständigkeit kann dennoch nicht übernommen werden. Für die Inhalte fremder Internetangebote sind wir nicht verantwortlich.



BAYERN | DIREKT ist Ihr direkter Draht zur Bayerischen Staatsregierung. Unter Tel. 0 89 12 22 20 oder per E-Mail unter direkt@bayern.de erhalten Sie Informationsmaterial und Broschüren, Auskunft zu aktuellen Themen und Internetquellen sowie Hinweise zu Behörden, zuständigen Stellen und Ansprechpartnern bei der Bayerischen Staatsregierung.

Inhaltsverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis	5
1 Zusammenfassung	6
2 Einleitung	9
3 Material und Methoden	10
3.1 Probennahme	10
3.2 Probenahmestellen	11
3.3 Untersuchte Stoffe und analytische Verfahren	17
3.3.1 Trockenmasse und Fettgehalt	20
3.3.2 Quecksilber	20
3.3.3 Weitere Elemente	20
3.3.4 Chlororganische Verbindungen	20
3.3.5 Dioxine und dioxinähnliche Verbindungen	20
3.3.6 Bromierte Flammschutzmittel	22
3.3.7 Poly- und perfluorierte Verbindungen	22
3.3.8 Heptachlor und Heptachlorepoxyd	23
3.3.9 Dicofol, Quinoxifen, Lindan, Duftstoffe	23
3.4 Bewertungsgrundlagen	23
4 Ergebnisse	24
4.1 Art, Geschlecht, Länge, Gewicht und Alter der untersuchten Fische	24
4.2 Homogenität und Güte der Poolprobe	27
4.3 Trockenmasse	28
4.4 Fettgehalt	30
4.5 Quecksilber	31
4.6 Tri-, Penta- und Hexachlorbenzol	37
4.7 Hexachlorbutadien	39
4.8 Polychlorierte Biphenyle	41
4.9 Dioxine und dioxinähnliche Verbindungen	45
4.10 Bromierte Flammschutzmittel	47
4.11 Poly- und perfluorierte Verbindungen	49

4.12	Heptachlor und Heptachlorepoxyd	53
4.13	Dicofol	54
4.14	Quinoxifen	55
4.15	alpha-, beta-, delta-Hexachlorcyclohexan und gamma-Hexachlorcyclohexan (Lindan)	55
4.16	polyzyklische Moschusduftstoffe	55
5	Bewertung	57
5.1	Einhaltung und Verfehlung von Umweltqualitätsnormen	57
6	Literatur	58
6.1	Rechtsnormen und Leitlinien	59
7	Anhang	60

Abkürzungsverzeichnis

ASE	beschleunigte Lösemittelextraktion (Accelerated Solvent Extraction)
BG	Bestimmungsgrenze
BP	Bewirtschaftungsplan
CFM	Chemische Fabrik Marktrechwitz
FG	Frischgewicht
GC-HRMS	Gaschromatographie, gekoppelt mit hochauflösender Massenspektrometrie
GC-MS	Gaschromatographie gekoppelt mit einem Quadrupol-Massenspektrometer
GC-MS/MS	Gaschromatographie-TripleQuad-Massenspektrometer-Gerätesystem
LC-MS/MS	Flüssigchromatographie gekoppelt mit Tandem-Massenspektrometrie
LfU	Bayerisches Landesamt für Umwelt
n	Anzahl
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
TEF	Toxizitätsäquivalenzfaktor
TEQ	Toxizitätsäquivalentkonzentration
TM	Trockenmasse
TWT	Trinkwassertalsperre
UQN	Umweltqualitätsnorm
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

Die Abkürzungen der chemischen Analyten sind in Tabelle 3 zusammengestellt.

1 Zusammenfassung

Das Fischschadstoffmonitoring ist seit mehr als 20 Jahren Teil der chemischen Gewässerüberwachung in Bayern. Es dient der Erfassung von Schadstoffen, die sich in Lebewesen anreichern und aufgrund ihrer geringen oder stark schwankenden Konzentration im Wasser nur in Biotaprobenn mit vertretbarem Aufwand überwacht werden können. Werden aufgrund der Monitoringergebnisse Maßnahmen eingeleitet, so erfolgt auch die Erfolgskontrolle über das Fischschadstoffmonitoring.

Durch die Verabschiedung der „EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)“ und der „EU-Richtlinie über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik (UQN-RL)“ wird dieses Instrument seit einigen Jahren EU-weit angewendet. Es liefert Ergebnisse, die zur Einstufung von Wasserkörpern nach WRRL verwendet werden, indem die gemessenen Stoffgehalte im Fischgewebe anhand der Umweltqualitätsnormen (UQN) aus der UQN-RL bewertet werden. Für das Trendmonitoring werden die Ergebnisse des Fischschadstoffmonitorings derzeit nicht herangezogen, da in Bayern für Trenduntersuchungen auf Daten aus dem seit 2000 durchgeführten Muschelschadstoffmonitoring zurückgegriffen werden kann. In diesem Bericht sind auch Ergebnisse dargestellt, die für die Erstellung des 2. oder 3. Bewirtschaftungsplans (BP) nach WRRL verwendet wurden. Jedoch wurden nicht alle Ergebnisse dieses Berichtes für die Erstellung der BP benötigt. Für die Erstellung des 3. BP (Jahre 2013 – 2018) werden zusätzlich auch die nicht enthaltenen Ergebnisse der Jahre 2017 und 2018 einbezogen.

Für das Fischschadstoffmonitoring werden jedes Jahr im Herbst an etwa 20, jährlich wechselnden, Probenahmestellen möglichst zehn Fische einer Art und Größenklasse entnommen. In Seen wurden bevorzugt Hechte (*Esox lucius*), in Flüssen Aitel (*Squalius cephalus*) und in der Forellenregion Bachforellen (*Salmo trutta f. fario*) gefangen. Alle WRRL-Überblicksmessstellen und die Probenahmestellen aus dem bayerischen Landesmessnetz Fischschadstoffmonitoring werden zumindest einmal in sechs Jahren untersucht. Zusätzlich werden jedes Jahr einmalig Gewässerabschnitte beprobt, an denen die bayerische Umweltverwaltung Informationen über die Schadstoffkonzentration in Fischen benötigt.

In den Jahren 2011 bis 2016 wurden im Rahmen des Fischschadstoffmonitorings 1011 Fische aus 12 stehenden Gewässern und 61 Fließgewässerabschnitten untersucht. Es wurden 2183 Gewebeproben entnommen (981 Muskulaturproben, 973 Leberproben, 222 Kiemenproben, 7 Milzproben). Außerdem wurden für 116 Befischungen homogene Muskulaturpoolproben hergestellt. Hierfür wurden je Probenahmestelle aliquote Muskulaturanteile der einzelnen Fische verwendet. Die Homogenität dieser Poolproben wurde über die Quecksilberanalytik überprüft. Die Bestimmung der organischen Schadstoffe wurde in der Regel nur in den Poolproben durchgeführt. Die Quecksilbergehalte wurden sowohl in der Muskulatur als auch in der Leber der einzelnen Fische bestimmt. In diesen Leber- und Muskulaturproben wurden auch Konzentrationen weiterer Elemente bestimmt, die allerdings nicht im Rahmen dieses Berichtes, sondern gemeinsam mit den Ergebnissen weiterer Jahre ausgewertet werden. Für alle diese Proben liegen insgesamt 48780 Analysenergebnisse vor. Die Analysenergebnisse für die Muskulaturpoolproben werden unter www.gkd.bayern.de bereitgestellt.

Zur Bewertung der Konzentrationen in den Geweben wurden UQN und die relative Höhe der Stoffkonzentrationen herangezogen. Dazu wurden die Stoffgehalte von Gewebeproben verschiedener Probenahmestellen untereinander verglichen. Fische aus Seen waren, abgesehen von Quecksilber, tendenziell geringer mit Schadstoffen belastet als Fische aus Fließgewässern. Manche UQN, wie bei Quecksilber, liegen deutlich niedriger als die lebensmittelrechtlich gültigen Höchstgehalte. Die Überschreitung einer UQN macht daher keine Aussagen zur Verzehrbarkeit der Fische. Die Verzehrbarkeit von Fischen wird vom Bayerischen Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit (LGL) bewertet. Informationen dazu können z. B. abgerufen werden unter www.lgl.bayern.de/lebensmittel/warengruppen/wc_10_fische/index.htm.

Die zum Schutz fischfressender Tiere eingeführte UQN für **Quecksilber** (Hg) von 20 µg/kg Frischgewicht (FG) wurde, wie auch in allen anderen Bundesländern, an allen untersuchten bayerischen Probenahmestellen überschritten. Diese Überschreitung der Hg-UQN hat in den Medien und der Öffentlichkeit Diskussionen zur Verzehrbarkeit dieser Fische hervorgerufen. Der lebensmittelrechtlich gültige Höchstgehalt für Fischmuskulatur von 500 µg/kg (bzw. 1000 µg/kg bei Aal und Hecht) (Verordnung (EG) Nr.1881/2006) wurde aber nur in sehr wenigen Fällen überschritten.

Fische aus Seen waren nicht geringer mit Hg belastet als Fische aus Fließgewässern. Die mediane Hg-Konzentration in der Fischmuskulatur betrug 120 µg/kg FG (n = 976, Jahre 2011–2016). Ein wesentlicher Teil der Quecksilbereinträge erfolgt über die Luft und andere diffuse Quellen. Auch Altlasten und belastete Sedimente werden als Ursache angesehen. Trotzdem wurde, zumindest an zwei Messstellen (Alz bei Hohenwart, Inn bei Dornitzen), auch eine Einleitung, welche Belastungen aus dem Produktionsgeschehen vergangener Jahre ins Gewässer einträgt, als relevante Ursache für eine Quecksilberbelastung identifiziert.

Die Biota-UQN für **Hexachlorbenzol** (HCB) von 10 µg/kg FG und für **Hexachlorbutadien** (HCBd) in Höhe von 55 µg/kg FG wurden an allen Monitoringstellen eingehalten. Die höchsten mittleren Konzentrationen von Chlorbenzolen wurden, wie auch schon in den letzten Jahren, an den Probenahmestellen im bayerischen Industriedreieck gemessen (Alz bei Hohenwart, Inn bei Dornitzen und Salzach bei Haiming). Eine Beurteilung, ob die HCBd-UQN an der Salzach bei Haiming eingehalten wird, erfolgt über die Befischung im Jahr 2018.

Belastungen durch **polychlorierte Biphenyle** (PCB) sind trotz langjährigem Produktions- und Anwendungsverbot immer noch in den untersuchten Umweltproben vorhanden. Belastungsschwerpunkte mit mittleren Indikator-PCB-Konzentrationen von mehr als 50 µg/kg FG in der Fischmuskulatur liegen am Main bei Kahl und Klingenberg, der Donau bei Bad Abbach und dem Lech bei Feldheim vor. Die 2011 bis 2016 durchgeführten Untersuchungen ergaben somit keine neuen Belastungsschwerpunkte.

Die neu eingeführte UQN für **Dioxine und dioxinähnliche Verbindungen** (Gesamt-Toxizitätsäquivalentkonzentration, Gesamt-TEQ) von 0,0065 µg/kg FG wurde an allen untersuchten bayerischen Probenahmestellen eingehalten. Am Main bei Kahl betrug die Gesamt-TEQ in der Fischmuskulatur 2012 zwar 0,0076 µg/kg FG, in den darauffolgenden Jahren 2014 und 2016 war sie aber mit 0,0033 bzw. 0,0039 µg/kg FG niedriger als die UQN. Die Gesamt-TEQ hängt in der Regel überwiegend von den PCB-Konzentrationen ab. An Probenahmestellen mit relativ hohen Indikator-PCB-Konzentrationen im Fischgewebe ist daher in der Regel auch die Gesamt-TEQ höher als an den Stellen mit geringerer Indikator-PCB-Belastung.

Auch für bromierte **Flammschutzmittel** wurden neue Biota-UQN eingeführt. Die UQN für die Summe der **bromierten Diphenylether** (Summe BDE; BDE 28, 47, 99, 100, 153, 154) von 0,0085 µg/kg FG wurde, wie auch in allen anderen Bundesländern, in allen untersuchten Fischproben überschritten. Die UQN für **Hexabromcyclododecan** (HBCD) von 167 µg/kg FG wurde hingegen in keiner der untersuchten Fischproben überschritten. Maßnahmen zur Reduktion der auffälligen Belastung an der sächsischen Saale wurden bereits eingeleitet.

Die neu eingeführte Biota-UQN für **Perfluorooctansulfonsäure** (PFOS) von 9,1 µg/kg FG wurde an etwa 90 % der untersuchten bayerischen Probenahmestellen eingehalten. Überschritten wurde sie an den Stellen Donau bei Dillingen, Isar bei Plattling, Main bei Erlabrunn und Klingenberg, Mindel bei Offingen, Paar bei Manching, Pegnitz bei Röthenbach, Regnitz bei Hausen und dem Steinberger See. Die Belastungsursache konnte noch nicht an allen Stellen ermittelt werden.

Die ebenfalls neu eingeführte Biota-UQN für die Summe von **Heptachlor und Heptachlorepoxyd** von 0,0067 µg/kg FG wurde in circa 65 % der untersuchten Fischmuskulaturproben überschritten. Im Gegensatz dazu wurde die Biota-UQN für **Dicofol** von 33 µg/kg FG in allen untersuchten Proben eingehalten. In keiner der untersuchten Proben betragen die **Dicofol**- oder **Quinoxifen**-Konzentrationen mehr als die Bestimmungsgrenze von 3 µg/kg FG bzw. 2 µg/kg FG. Auch **alpha-, beta-, delta-Hexachlorcyclohexan** sowie **gamma-Hexachlorcyclohexan** (Lindan) wurden in keiner der untersuchten Fischmuskulaturproben in Konzentrationen größer der BG von 1 µg/kg FG gefunden. Die **polyzyklischen Moschusduftstoffe HHCB** und **OTNE** konnten in den untersuchten Fischproben nachgewiesen werden. Quantitativ bestimmbar waren sie in der Regel in Lebergewebe. In der Mehrheit der Muskulaturproben konnten sie nicht quantifiziert werden, da die Gehalte in der Regel kleiner als die Bestimmungsgrenze waren.

2 Einleitung

Schadstoffe gelangen über verschiedene Wege (Kläranlagen, industrielles Abwasser, Altlastenflächen, Landwirtschaft, Verkehr, Abgase, et cetera) in die Umwelt und werden dort unterschiedlich schnell abgebaut. Einige langlebige Stoffe reichern sich aufgrund ihrer physiko-chemischen Eigenschaften in Sedimenten, Lebewesen und / oder in der Nahrungskette an. Daher sind die Konzentrationen im Wasser oftmals niedriger als im Sediment oder Lebewesen (z. B. Fischnährtieren). Da Fische Schadstoffe auch über die Nahrung aufnehmen, kann von Stoffgehalten in Fischen nicht unbedingt auf Stoffgehalte im Wasser geschlossen werden. Die Schadstoffbelastung kann sich negativ auf einzelne Lebewesen, Arten oder schlimmstenfalls das ganze Ökosystem auswirken. Ein Rückgang von Arten und Zerstörung von Lebensräumen können die Folge sein.

Die bayerische Umweltverwaltung überwacht mit verschiedenen Monitoringprogrammen den Zustand der Umwelt. In Gewässern wird sowohl das Artenspektrum an Tieren und Pflanzen, als auch die chemische Beschaffenheit des Wassers sowie der Schadstoffgehalt von Schwebstoff, Fischen und Muscheln untersucht. Fische integrieren aufgrund ihres Alters nicht nur über einen längeren Zeitraum, sondern wegen ihrer Mobilität auch über die Gewässerstrecke, in welcher sie sich aufhalten. Das bayerische Fischschadstoffmonitoring wird seit dem Jahr 1995 vom Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU) durchgeführt. Es dient der Erfassung von Schadstoffen, die sich aufgrund ihrer chemisch-physikalischen Eigenschaften in Organismen anreichern und aufgrund ihrer geringen oder stark schwankenden Konzentration im Wasser nicht mit vertretbarem Aufwand in Wasserproben überwacht werden können. Fische werden für diese bioakkumulierenden Schadstoffe als „Schadstoffsammler“ herangezogen. So können im Rahmen der technischen Gewässeraufsicht Aussagen über Gewässerbelastungen getroffen werden. Aufgrund der Monitoringergebnisse werden durch die Wasserwirtschaftsverwaltung gegebenenfalls weitere Untersuchungen oder Maßnahmen eingeleitet.

Mit der Verabschiedung der „Wasserrahmenrichtlinie“, der „Richtlinie über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik“ und der Richtlinie zur Änderung der beiden vorgenannten Richtlinien wird das Instrument des „Biotamonitoring“ seit einigen Jahren EU-weit angewendet. Viele Länder haben begonnen ein Fischschadstoffmonitoring durchzuführen. Für bestimmte Schadstoffe sind europaweit einheitliche Umweltqualitätsnormen (UQN) in Gewässerorganismen (Fischen oder Muscheln) festgelegt. Aus diesem Grund war es nötig, die Probennamestrategie in Deutschland zu vereinheitlichen. Die bayerische Probennamestrategie wurde ab 2011 geändert und an die bundeseinheitlichen Vorgaben (Oberflächengewässerverordnung (OGewV) vom 20. Juni 2016; Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 2012, 2016) angepasst.

In diesem Bericht sind auch Ergebnisse dargestellt, die für die Erstellung des 2. oder 3. Bewirtschaftungsplans (BP) nach WRRL verwendet wurden. Jedoch wurden nicht alle Ergebnisse dieses Berichtes für die Erstellung der BP benötigt. Für die Erstellung des 3. BP (Jahre 2013 – 2018) werden zusätzlich auch die nicht enthaltenen Ergebnisse der Jahre 2017 und 2018 einbezogen. Für das Trendmonitoring werden die Ergebnisse des Fischschadstoffmonitorings derzeit nicht herangezogen.

Die im Bericht enthaltenen Ergebnisse zu Quecksilber (Hg), Hexachlorbenzol (HCB) und Hexachlorbutadien (HCBd) aus den Jahren 2011 und 2012 wurden bereits im 2. Bewirtschaftungsplan berücksichtigt: An keiner Probennahmestelle überschritten die in der Fischmuskulatur gemessenen HCB- und HCBd-Konzentrationen die UQN. Demgegenüber überschritten, wie auch in anderen Bundesländern und EU-Mitgliedsstaaten, die in der Fischmuskulatur gemessenen Hg-Konzentrationen die UQN an allen Probennahmestellen, teilweise um ein Vielfaches. Da auch an den nicht untersuchten Gewässerabschnitten nicht mit einer Einhaltung der Hg-UQN zu rechnen ist, wurde bereits im 2. BP vorsorglich für alle Gewässerabschnitte der schlechte chemische Zustand an die EU gemeldet. Diese Überschrei-

tung der Hg-UQN in Fischmuskulatur von 20 µg/kg hat in den Medien und der Öffentlichkeit Diskussionen zur Verzehrbarkeit dieser Fische hervorgerufen. Der lebensmittelrechtlich gültige Höchstgehalt für Fischmuskulatur von 500 µg/kg (bzw. 1000 µg/kg bei Aal und Hecht) (Verordnung (EG) Nr.1881/2006) wurde aber bis auf wenige Ausnahmen nur in Fischen aus der Röslau überschritten. Die Hg-Gehalte in Fischen der Röslau sind deutlich höher als an den anderen Probenahmestellen. Sie sind durch eine seit vielen Jahren bekannte Altlast, verursacht durch die Chemische Fabrik Marktrechwitz, bedingt.

In den Ergebniskapiteln zu den einzelnen Stoffen wird ausgeführt, ob die UQN überschritten oder eingehalten wurde. In diesem Bericht geht die Auswertung der Ergebnisse aber über die Anforderungen der WRRL hinaus. Daher sind in den Kartendarstellungen die relativen Unterschiede an den verschiedenen Probenahmestellen an Fließgewässern dargestellt. Ein relativ hoher Stoffgehalt in Fischen einer Stelle sagt daher nichts darüber aus, ob Handlungsbedarf im Sinne der WRRL geboten ist oder nicht.

Die lebensmittelrechtliche Bewertung von Fischen erfolgt in Bayern durch das Bayerische Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit (www.lgl.bayern.de).

3 Material und Methoden

3.1 Probennahme

Das Fischschadstoffmonitoring basiert auf der Untersuchung natürlich vorkommender Fische bzw. Fischarten in Fließgewässern und Seen (passives Monitoring). Die Vorgaben der Rahmenkonzeption Monitoring, Arbeitspapier IV.3 (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 2012, 2016) wurden dabei berücksichtigt.

Die Entnahme der Fische erfolgte nach der Laichzeit, in der Regel zwischen Mitte Juli und Ende Oktober, in wenigen Ausnahmen schon ab Mitte Mai oder bis Ende Dezember. Hierzu wurden in der Regel vom LfU, Referat 54, von den Fachberatungen für Fischerei der Bezirke oder dem Institut für Fischerei in Absprache mit den Fischereiberechtigten Elektrobefischungen im Bereich der Probenahmestelle (0,5 bis 5 km Befischungsstrecke) durchgeführt. An einigen Probenahmestellen an Seen wurde auch durch Berufsfischer oder mit Netzen gefischt.

Für die Interpretation von Belastungsveränderungen an einer Messstelle oder den Vergleich zwischen verschiedenen Gewässern ist es wichtig, immer Fische derselben Art und in etwa desselben Alters zu betrachten. Daher wurden in Seen bevorzugt Hechte (*Esox lucius*), in Flüssen Aitel (*Squalius cephalus*) und in der Forellenregion Bachforellen (*Salmo trutta f. fario*) gefangen, da Fische dieser Arten in den Gewässern des Monitoringprogramms in der Regel in genügender Anzahl vorkommen. Neben diesen Hauptarten im Monitoringprogramm wurden jedoch in Einzelfällen auch Äschen (*Thymallus thymallus*), Flussbarsche (*Perca fluviatilis*), Hasel (*Leuciscus leuciscus*), Rotaugen (*Rutilus rutilus*), Rotfedern (*Scardinius erythrophthalmus*), Nerflinge (*Leuciscus idus*), Seeforellen (*Salmo trutta f. lacustris*), Seesaiblinge (*Salvelinus alpinus*) oder Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*) entnommen, wenn an der jeweiligen Stelle nicht genügend Fische der bevorzugten Arten oder Größenklassen gefangen werden konnten. Um genügend Probenmaterial (insbesondere Lebermaterial) für die Schadstoffanalysen zu erhalten, wurden bevorzugt Fische mit einem Gewicht von mehr als 500 Gramm für das Monitoring ausgewählt.

Die ausgesuchten Fische wurden vor Ort betäubt, getötet, einzeln in Aluminiumfolie verpackt und gekühlt oder tiefgefroren ans LfU transportiert. Dort wurden die Fische seziiert, sowie pathologisch-anatomisch untersucht. Im Rahmen dieser Untersuchung wurden neben dem Gesundheitszustand auch Länge, Gewicht, Geschlecht, Ernährungszustand und Alter der Tiere bestimmt. (Erläuterung zur Altersangabe: ein drei Jahre alter Fisch ist ein 3-sömrriger Fisch also ein 2+Fisch). Diese Untersuchungen sind wichtig für die Interpretation der einzelnen Analysenergebnisse, da die Anreicherung von Fremdstoffen nicht nur von der Expositionszeit, sondern auch von physiologischen Faktoren abhängt.

Anschließend wurden Gewebeproben für die Spurenanalytik entnommen. Je nach Fischgröße und benötigter Probenmenge wurden entweder ein Filet oder die gesamte Muskulatur entnommen, mit einer Messermühle zerkleinert und durch zusätzliches händisches Mischen mittels eines Porzellanspatels homogenisiert. Die Leber wurde immer komplett entnommen und sofern sie eine Masse von mindestens 10 g aufwies mittels eines Stabdispersierers zerkleinert und homogenisiert. Zusätzlich wurde seit 2012 aus aliquoten Muskulaturanteilen der einzelnen Fische eine Muskulaturpoolprobe je Probenahmestelle hergestellt. Die Homogenität der Poolprobe wurde seit 2014 überprüft, indem die Trockenmasse und die Quecksilberkonzentration sowohl in den Muskulaturproben der Einzelfische als auch in der Poolprobe bestimmt wurden. Der Mittelwert aus den Muskulaturproben der Einzelfische sollte gleich dem Messwert in der Poolprobe sein, sofern die Homogenisierung optimal verlaufen ist. Eine Abweichung von maximal $\pm 20\%$ wurde toleriert.

In der Regel wurden Teile der Probe für die Analytik chemisch-organischer Verbindungen in Aluminiumtütchen bei -20 °C eingefroren und für die Quecksilberanalytik lyophilisiert. Wenn nur sehr wenig Gewebe gewonnen werden konnte (Organgewicht unter 5 g), wurde die Probe entweder tiefgefroren oder lyophilisiert. Alle Probenpäckchen wurden vakuiert, um unkontrollierte Trocknungsprozesse oder Wasseraufnahme in den Proben zu vermeiden. Alle Ergebnisse werden bezogen auf das Frischgewicht (FG) angegeben.

3.2 Probenahmestellen

An 65 Probenahmestellen werden regelmäßig (mindestens einmal in sechs Jahren) Fische entnommen. Diese entsprechen überwiegend den Überblicksmessstellen an Fließgewässern und Seen, die auch für die Überblicksüberwachung nach WRRL beprobt werden. Die im Messprogramm enthaltenen Lan-desmessstellen werden entweder aufgrund ihrer spezifischen Belastungssituation untersucht oder weil sie an relativ unbeeinflussten Gewässern liegen und sich als Referenzstelle eignen. Die Stellen (Abb. 1) sind folgendermaßen auf die Flussgebiete verteilt:

- 49 Probenahmestellen im Flussgebiet Donau
- 4 Probenahmestellen im Flussgebiet Elbe
- 12 Probenahmestellen im Flussgebiet Main / Rhein

Im Flussgebiet der Weser wurde keine Probenahmestelle ausgewählt, da dieses nur zu einem sehr kleinen Teil nach Bayern hineinreicht.

Zusätzlich werden jedes Jahr einmalig Gewässerabschnitte beprobt, an denen die bayerische Umweltverwaltung Informationen über die Schadstoffkonzentration in Fischen benötigt. Von 2011 bis 2016 wurden insgesamt 73 Gewässerabschnitte (davon 12 Seen) beprobt. 2016 wurden auch Fischproben aus der Teichanlage Wielenbach sowie aus dem, vom bayerischen Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz finanzierten, Projekt „Pure Alps“ untersucht. In Zuge dessen wurden zu Vergleichszwecken ausnahmsweise auch Fische aus dem österreichischen Seebensee bearbeitet.

Die einzelnen Probenahmestellen, das Messnetz, das Probenahmejahr, sowie Art und Anzahl der untersuchten Fische sind in Tab. 1 und Tab. 2 aufgelistet.

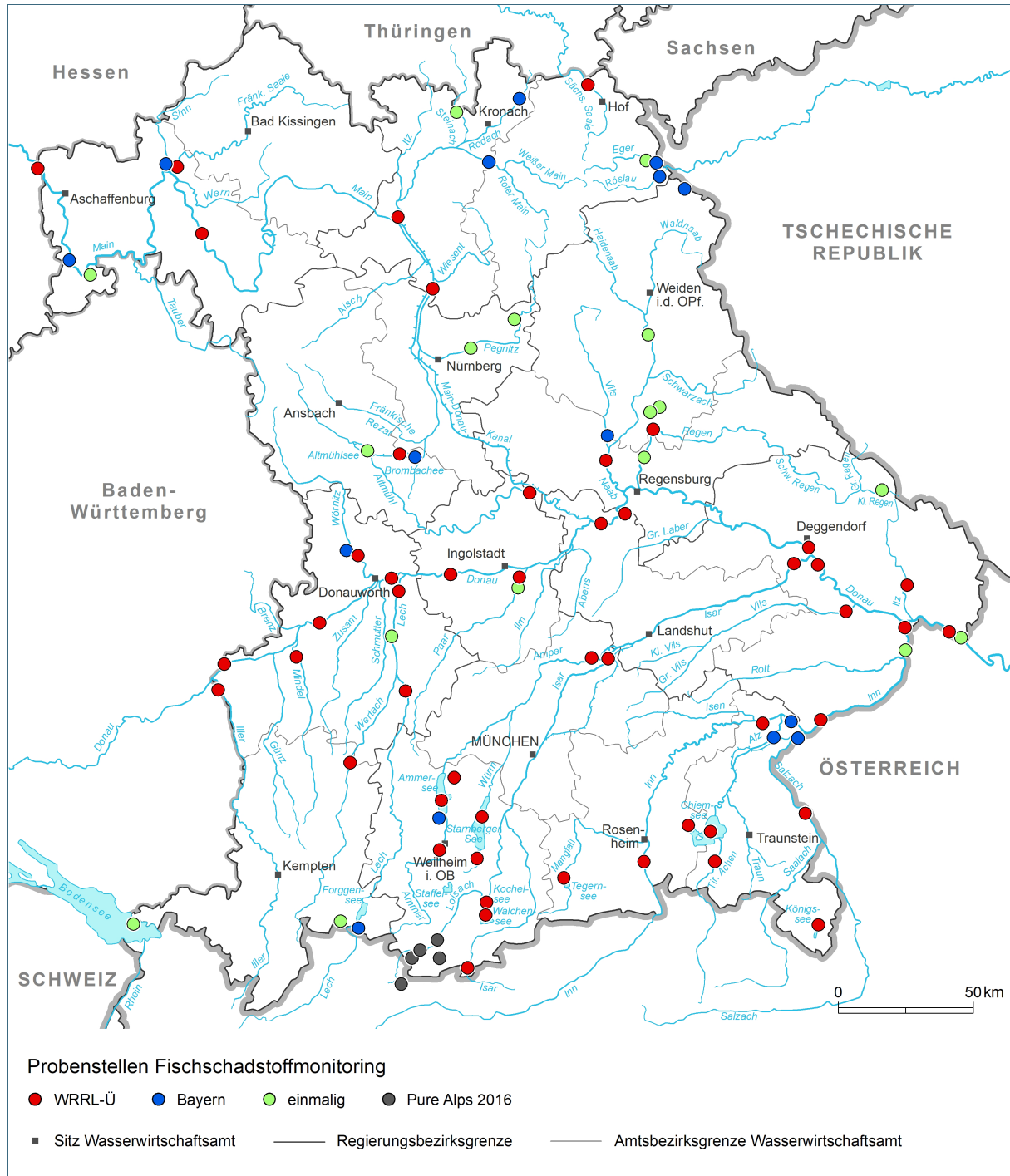


Abb. 1: Probenahmestellen des bayerischen Fischschadstoffmonitorings: Überblicksmessstellen nach Wasser-
rahmenrichtlinie (WRRL-Ü); Bayerisches Landesmessnetzes Fischschadstoffmonitoring (Bayern), ein-
malig untersuchte Messstellen (einmalig); Messstellen aus dem Projekt „Pure Alps“ (Pure Alps 2016).

Tab. 1: Verzeichnis der Probenahmestellen des bayerischen Fischschadstoffmonitorings an stehenden Gewässern und der in den verschiedene Jahren untersuchten Fische. Überblicksmessstellen nach Wasserrahmenrichtlinie (WRRL-Ü); Bayerisches Landesmessnetzes Fischschadstoffmonitoring (Bayern), einmalig untersuchte Messstellen (einmalig); Messstellen aus dem Projekt „Pure Alps“ (Pure Alps). Es bedeuten: B. = Bach; F. = Fluss; S. = See.

Messstellen Nr.	Gewässer	Messnetz	Anzahl Fische, Fischart					
			2011	2012	2013	2014	2015	2016
2134	Alpsee bei Schwangau	Bayern	10 Hechte			10 Hechte	10 Hechte	
2175	Altmühlsee	einmalig			10 Hechte			
2246	Ammersee	WRRL-Ü						
133131	Bodensee Obersee	einmalig				9 Hechte 2 F.Barsche		
2138	Chiemsee	WRRL-Ü						
2147	Eibsee	Pure Alps						3 S.Forellen 1 S.Saiblinge
2210	Großer Brombachsee	WRRL-Ü			9 Hechte			
2046	Großer Ostersee	WRRL-Ü						
2202	Knappensee	einmalig			5 Hechte			
2018	Kochelsee	WRRL-Ü						
2019	Königssee	WRRL-Ü						
2023	Langbürgner See	WRRL-Ü						
198346	Seebensee (Österreich)	Pure Alps						7 S.Saiblinge
2097	Starnberger See	WRRL-Ü			10 Hechte 11 F.Barsche			
2209	Steinberger See	einmalig			5 Hechte			
2110	Tegernsee	WRRL-Ü						
2221	TWT Frauenau	einmalig			11 B.Forellen			
2117	TWT Mauthaus Hauptbecken	Bayern	10 F.Barsche	10 F.Barsche	10 S.Forellen 4 Rotaugen 2 Rotfedern			
2125	Walchensee	WRRL-Ü						
2127	Weißensee	einmalig			14 Hechte 10 F.Barsche			
2133	Wörthsee	WRRL-Ü						

Tab. 2: Verzeichnis der Probenahmestellen des bayerischen Fischschadstoffmonitorings an Fließgewässern und der in den verschiedenen Jahren untersuchten Fische. Überblicksmessstellen nach Wasserrahmenrichtlinie (WRRL-Ü); Bayerisches Landesmessnetzes Fischschadstoffmonitoring (Bayern), einmalig untersuchte Messstellen (einmalig); Messstellen aus dem Projekt „Pure Alps“ (Pure Alps). Es bedeuten: B. = Bach; F. = Fluss; S. = See; R. =Regenbogen.

Messstellen-Nr.	Gewässer, Stelle	Messnetz	Anzahl Fische, Fischart					
			2011	2012	2013	2014	2015	2016
4173	Altmühl, Grögling	WRRL-Ü	8 Aitel				9 Aitel	
12581	Alz, Hohenwart	Bayern	10 Aitel	8 Aitel				10 Aitel
139795	Ammer, Oderding	WRRL-Ü						
11233	Amper, Inkofen	WRRL-Ü					10 Aitel	
16571	Brombach, Mandlesmühle	Bayern	10 Aitel	10 Aitel				
2346	Donau, Böfing Halde	WRRL-Ü					7 Aitel	
2389	Donau, Dillingen	WRRL-Ü					12 Aitel	10 Aitel
2963	Donau, Lechsend	WRRL-Ü					10 Aitel	
3165	Donau, Bittenbrunn	WRRL-Ü						10 Aitel
3413	Donau, Kehlheim	WRRL-Ü					11 Aitel	
4373	Donau, Bad Abbach	WRRL-Ü	11 Aitel	10 Aitel				
10751	Donau, Deggendorf	WRRL-Ü					5 Aitel	
11449	Donau, Niederaltaich	WRRL-Ü					10 Aitel	
13305	Donau, UW Jochenstein	einmalig		3 Aitel				
13306	Donau, OW Jochenstein	WRRL-Ü	10 Aitel					
2927	Eger (S.), Egermühle	Bayern				11 Aitel		10 Aitel
23055	Eger (Ofr.), Hirschsprung	einmalig		13 Aitel 3 Hechte				
23071	Eger (Ofr.), Hohenberg	Bayern		5 Aitel		3 Aitel		
105345	Erf, Bürgstadt	einmalig					9 B.Forellen 1 Aitel	
21142	F. Saale, Gemünden	WRRL-Ü						10 Aitel
2322	Iller, Wiblingen	WRRL-Ü						10 Aitel
11899	Ilz, Kalteneck	WRRL-Ü					11 B.Forellen 1 Aitel	6 B.Forellen 2 Aitel

Messstellen-Nr.	Gewässer, Stelle	Messnetz	Anzahl Fische, Fischart					
			2011	2012	2013	2014	2015	2016
11938	Inn, Kirchdorf	WRRL-Ü					1 Aitel	2 B.Forellen 5 R.Forellen
12302	Inn, Eschelbach	WRRL-Ü						
31751	Inn, Dornitzen	Bayern		11 Aitel				4 Aitel
12861	Inn, Simbach	WRRL-Ü	6 Aitel	14 Aitel		5 Aitel		
196518	Inn, Neuhaus	einmalig						4 Aitel
13243	Inn, Passau/Ingling	WRRL-Ü				2 Aitel		3 Aitel
10754	Isar, Mittenwald	WRRL-Ü						
10988	Isar, Moosburg	WRRL-Ü					10 Aitel	
11446	Isar, Plattling	WRRL-Ü		10 Aitel			10 Aitel	
3044	Lech, Augsburg	WRRL-Ü						10 Aitel
3102	Lechkanal, Herbertshofen	einmalig						9 Aitel
3095	Lech, Feldheim	WRRL-Ü	10 Aitel	10 Aitel	10 Aitel			
10841	Loisach, Burgrain	Pure Alps						3 B.Forellen 4 R.Forellen
193101	Loisach, Grainau	Pure Alps						3 B.Forellen
14533	Main, Rothwind	Bayern					10 Aitel	
16122	Main, Hallstadt	WRRL-Ü	6 Aitel	10 Aitel			10 Aitel	
20256	Main, Erlabrunn	WRRL-Ü					9 F.Barsche	
22138	Main, Klingenberg	Bayern				8 Aitel		
22559	Main, Kahl	WRRL-Ü	6 Aitel	7 Aitel		10 Aitel		6 Aitel
2384	Mindel, Offingen	WRRL-Ü					3 Aitel	
6237	Naab, Wernberg	einmalig	6 Aitel					
8104	Naab, Heitzenhofen	WRRL-Ü	8 Aitel	10 Aitel			8 Aitel	
3308	Paar, oh. Manching	bis 2011	5 Aitel					
3309	Paar, uh. Manching	WRRL-Ü	8 Aitel	4 Nerflinge 7 Aitel			9 Aitel	
97015	Partnach, oh. Ferchenbach	Pure Alps						5 B.Forellen

Messstellen-Nr.	Gewässer, Stelle	Messnetz	Anzahl Fische, Fischart					
			2011	2012	2013	2014	2015	2016
17269	Pegnitz, Enzendorf	einmalig				1 B.Forelle 4 R.Forellen		
17570	Pegnitz, Röthenbach	einmalig				9 Haseln 2 Äschen 1 B.Forelle		
9734	Regen, Marienthal	WRRL-Ü				10 Aitel 3 Hechte		
9756	Regen, Regenstauf	bis 2014	8 Aitel			12 Aitel 7 Hechte		
17984	Regnitz, Hausen	WRRL-Ü		10 Aitel				
23308	Röslau, Fischern	Bayern	10 Aitel	4 Aitel		5 Aitel	6 Aitel	
11068	Rott, Raisting	Bayern				10 Aitel		
24026	S. Saale, Joditz	WRRL-Ü	10 Aitel	10 Aitel				
12771	Salzach, Laufen	WRRL-Ü		4 Aitel	1 Aitel	4 Aitel		
12859	Salzach, Haiming	Bayern	2 Aitel	13 Aitel			5 Aitel	2 Aitel
21259	Sinn, Gemünden	Bayern				10 Aitel		
15088	Steinach, Fürth a. Berg	einmalig		3 Aitel 1 B.Forelle 1 Äsche				
12341	Tiroler Achen, Staudach	WRRL-Ü					10 Aitel	
8049	Vils, Dietldorf	Bayern	5 Aitel			10 Aitel		
140984	Vils, Grafenmühl	WRRL-Ü						
3074	Wertach, Ettringen	WRRL-Ü						9 Aitel
2929	Wörnitz, Ronheim	WRRL-Ü					10 Aitel	
23482	Wondreb, Schloppach	Bayern	5 Aitel			10 Aitel		

3.3 Untersuchte Stoffe und analytische Verfahren

Das untersuchte Stoffspektrum wurde in den Jahren 2011 bis 2014 sukzessive erweitert, sodass für die Proben aus 2014 erstmals alle Parameter nach OGewV (2016) vorliegen. Darüber hinaus wurden auch Verbindungen untersucht, die bei den angewandten Methoden ohne großen Mehraufwand mitbestimmt werden konnten. Die untersuchten Elemente und Verbindungen sind in Tab. 3 mit Bestimmungsgrenzen (BG), UQN und dem Jahr des Inkrafttretens der UQN aufgelistet. Die Elementgehalte werden, abgesehen von Quecksilber, nicht im Rahmen dieses Berichts, sondern gemeinsam mit den Ergebnissen weiterer Jahre ausgewertet und veröffentlicht. Die chemischen Analysen erfolgten bis auf die Parameter der Methode Heptachlor und Heptachlorepoxid im LfU-Zentrallabor. Alle im Bericht angegebenen Stoffgehalte beziehen sich auf das Frischgewicht.

Zu Beginn des Untersuchungszeitraumes wurden die gemessenen Parameter in Proben einzelner Fische bestimmt. Die Untersuchung von Proben einzelner Fische wurde im Verlauf des Untersuchungszeitraumes reduziert. Durch die Erweiterung des Analysenspektrums war es nötig, vermehrt Poolproben (Mischproben von aliquoten Muskulaturanteilen von Fischen einer Art und Messstelle) anstatt Proben von einzelnen Fischen zu untersuchen. Nur Quecksilber wurde immer in der Muskulatur der einzelnen Fische untersucht (ab 2014 zusätzlich in der Poolprobe, um deren Homogenität zu testen). Für spezielle Fragestellungen wurden an einigen Messstellen auch andere Parameter in Einzelproben gemessen. In der Rahmenkonzeption Monitoring, Arbeitspapier IV.3 (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 2016) ist festgelegt, dass die Schadstoffuntersuchungen für die Meldung nach WRRL in der Fischmuskulatur erfolgen. Die Untersuchung von Leberproben wurde daher weiter reduziert.

Tab. 3: In den Geweben untersuchte Elemente und Verbindungen, untere Bestimmungsgrenzen (BG) und Umweltqualitätsnormen (UQN) bezogen auf Frischgewicht. Ab: Jahr, ab dem die UQN anzuwenden sind.

Abkürzung	Bezeichnung	Einheit	BG	UQN	ab
TM	Trockenmasse	%			
Fett	Fettgehalt im Gewebe	%			
Elemente					
Hg	Quecksilber	µg/kg	2	20	2011
Sb	Antimon	mg/kg	0,01		
As	Arsen	mg/kg	0,05		
Bi	Bismut	mg/kg	0,005		
Pb	Blei	mg/kg	0,01		
Cd	Cadmium	mg/kg	0,01		
Cr	Chrom	mg/kg	0,01		
Co	Kobalt	mg/kg	0,01		
Cu	Kupfer	mg/kg	0,01		
Mn	Mangan	mg/kg	0,01		
Mo	Molybdän	mg/kg	0,01		
Ni	Nickel	mg/kg	0,01		
Rb	Rubidium	mg/kg	0,01		
Se	Selen	mg/kg	0,05		
Ag	Silber	mg/kg	0,01		
Tl	Thallium	mg/kg	0,01		
U	Uran	mg/kg	0,001		
V	Vanadium	mg/kg	0,01		
Zn	Zink	mg/kg	0,01		
Sn	Zinn	mg/kg	0,01		

Abkürzung	Bezeichnung	Einheit	BG	UQN	ab
Chlororganische Verbindungen					
3CB	1,2,4-Trichlorbenzol	µg/kg	0,2		
HCBD	1,3-Hexachlorbutadien	µg/kg	0,2	55	2011
HCB	Hexachlorbenzol	µg/kg	0,2	10	2011
5CB	Pentachlorbenzol	µg/kg	0,2		
PCB 28	2,4,4'-Trichlorbiphenyl	µg/kg	0,2		
PCB 52	2,2',5,5'-Tetrachlorbiphenyl	µg/kg	0,2		
PCB 101	2,2',4,5,5'-Pentachlorbiphenyl	µg/kg	0,2		
PCB 138	2,2',3,4,4',5'-Hexachlorbiphenyl	µg/kg	0,2		
PCB 153	2,2',4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl	µg/kg	0,2		
PCB 180	2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorbiphenyl	µg/kg	0,2		
Summe I-PCB	Summe (Werte ≥ BG) Indikator PCB (PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180)	µg/kg			
Dioxine (PCDD) und dioxinähnliche Verbindungen (Dibenzofurane, PCDF; dioxin-like PCB, dlPCB)					
1234678-HpCDD	1,2,3,4,6,7,8-Heptachlordibenzodioxin	µg/kg			
1234678-HpCDF	1,2,3,4,6,7,8-Heptachlordibenzofuran	µg/kg			
1234789-HpCDF	1,2,3,4,7,8,9-Heptachlordibenzofuran	µg/kg			
123478-HxCDD	1,2,3,4,7,8-Hexachlordibenzodioxin	µg/kg			
123478-HxCDF	1,2,3,4,7,8-Hexachlordibenzofuran	µg/kg			
123678-HxCDD	1,2,3,6,7,8-Hexachlordibenzodioxin	µg/kg			
123678-HxCDF	1,2,3,6,7,8-Hexachlordibenzofuran	µg/kg			
123789-HxCDD	1,2,3,7,8,9-Hexachlordibenzodioxin	µg/kg			
123789-HxCDF	1,2,3,7,8,9-Hexachlordibenzofuran	µg/kg			
12378-PeCDD	1,2,3,7,8-Pentachlordibenzodioxin	µg/kg			
12378-PeCDF	1,2,3,7,8-Pentachlordibenzofuran	µg/kg			
234678-HxCDF	2,3,4,6,7,8-Hexachlordibenzofuran	µg/kg			
23478-PeCDF	2,3,4,7,8-Pentachlordibenzofuran	µg/kg			
2378-TCDD	2,3,7,8-Tetrachlordibenzodioxin	µg/kg			
2378-TCDF	2,3,7,8-Tetrachlordibenzofuran	µg/kg			
OCDD	Oktachlordibenzodioxin	µg/kg			
OCDF	Oktachlordibenzofuran	µg/kg			
PCB 77 (dl PCB)	3,3',4,4'-Tetrachlorbiphenyl	µg/kg			
PCB 81 (dl PCB)	3,4,4',5-Tetrachlorbiphenyl	µg/kg			
PCB 105 (dl PCB)	2,3,3',4,4'-Pentachlorbiphenyl	µg/kg			
PCB 114 (dl PCB)	2,3,4,4',5-Pentachlorbiphenyl	µg/kg			
PCB 118 (dl PCB)	2,3',4,4',5-Pentachlorbiphenyl	µg/kg			
PCB 123 (dl PCB)	2',3,4,4',5-Pentachlorbiphenyl	µg/kg			
PCB 126 (dl PCB)	3,3',4,4',5-Pentachlorbiphenyl	µg/kg			
PCB 156 (dl PCB)	2,3,3',4,4',5-Hexachlorbiphenyl	µg/kg			
PCB 157 (dl PCB)	2,3,3',4,4',5'-Hexachlorbiphenyl	µg/kg			
PCB 167 (dl PCB)	2,3',4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl	µg/kg			
PCB 169 (dl PCB)	3,3',4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl	µg/kg			
PCB 189 (dl PCB)	2,3,3',4,4',5,5'-Heptachlorbiphenyl	µg/kg			
Dioxine und dioxin-ähnliche Verbindungen (Gesamt-TEQ)	Gesamt-Toxizitätsäquivalentkonzentration (WHO 2005) der untersuchten Dioxine und dioxinähnlichen Einzelverbindungen (PCDD+PCDF+dl-PCB) relativ zu 2378-TCDD; (Werte ≥ BG)	µg/kg		0,0065	2018

wird für jede Messung einzeln bestimmt

Abkürzung	Bezeichnung	Einheit	BG	UQN	ab
Bromierte Flammschutzmittel					
BDE 28	2,4,4'-Tribromdiphenylether	µg/kg	wird für jede Messung einzeln bestimmt		
BDE 47	2,2',4,4'-Tetrabromdiphenylether	µg/kg			
BDE 99	2,2',4,4',5-Pentabromdiphenylether	µg/kg			
BDE 100	2,2',4,4',6-Pentabromdiphenylether	µg/kg			
BDE 153	2,2',4,4',5,5'-Hexabromdiphenylether	µg/kg			
BDE 154	2,2',4,4',5,6'-Hexabromdiphenylether	µg/kg			
Summe BDE	Summe (Werte ≥ BG) BDE 28,47,99,100,153,154	µg/kg			0,0085
HBCD	1,2,5,6,9,10-Hexabromcyclododecan (Summe aller Isomere)	µg/kg		167	2018
Poly- und perfluorierte Verbindungen (PFC)					
4:2 FTSA	4:2 Fluortelomersulfonsäure	µg/kg	0,5		
6:2 FTSA	6:2 Fluortelomersulfonsäure	µg/kg	0,5		
8:2 FTSA	8:2 Fluortelomersulfonsäure	µg/kg	0,5		
PFBS	Perfluorbutansulfonsäure	µg/kg	0,5		
PFDA	Perfluordecansäure	µg/kg	0,5		
PFDoA	Perfluordodecansäure	µg/kg	0,5		
PFHpA	Perfluorheptansäure	µg/kg	0,5		
PFHxA	Perfluorhexansäure	µg/kg	0,5		
PFHxS	Perfluorhexansulfonsäure	µg/kg	0,5		
PFNA	Perfluornonansäure	µg/kg	0,5		
PFOA	Perfluoroctansäure	µg/kg	0,5		
PFOS	Perfluoroctansulfonsäure	µg/kg	0,5	9,1	2018
PFUnA	Perfluorundecansäure	µg/kg	0,5		
Lindan, Dicofof, Quinoxifen, Duftstoffe					
alpha-HCH	alpha-Hexachlorcyclohexan	µg/kg	1		
beta-HCH	beta-Hexachlorcyclohexan	µg/kg	1		
delta-HCH	delta-Hexachlorcyclohexan	µg/kg	1		
Lindan	gamma-Hexachlorcyclohexan, (Lindan)	µg/kg	1		
Dicofof	Dicofof	µg/kg	3	33	2018
Quinoxifen	Quinoxifen	µg/kg	2		
HHCB	1,3,4,6,7,8-Hexahydro-4,6,6,7,8,8-hexamethyl-cyclopenta[g]-2-benzopyran (polycyclischer Moschus-Duftstoff)	µg/kg	3		
OTNE	1-(1,2,3,4,5,6,7,8-octahydro-2,3,8,8,-tetramethyl-2-naphthyl)ethan-1-one (polycyclischer Moschus-Duftstoff)	µg/kg	6		
Heptachlor und Heptachlorepoxid					
7Cl	Heptachlor	µg/kg	0,002		
7Cl-epoxid-cis	Heptachlorepoxid, -cis	µg/kg	0,002		
7Cl-epoxid-trans	Heptachlorepoxid, -trans	µg/kg	0,002		
7Cl-epoxid	Heptachlorepoxid, -cis und -trans	µg/kg	0,002		
Summe Heptachlor/-epoxid	Summe (Werte ≥ BG) Heptachlor und cis-Heptachlorepoxid	µg/kg	0,002	0,0067	2018

3.3.1 Trockenmasse und Fettgehalt

Die Trockenmasse (TM) der Gewebeproben wurde durch Wiegen der Probe (Genauigkeit $\pm 0,01$ g) vor und nach der Lyophilisation bestimmt.

Die Bestimmung des Fettgehalts wurde an 5 g der gefrorenen Probe anhand der Methode von SMEDES (1999) durchgeführt.

3.3.2 Quecksilber

Die Quecksilberkonzentration wurde aus der gefriergetrockneten und homogenisierten Probe mittels Quecksilber-Direktanalysator (Bestimmung direkt aus der festen Probe ohne vorherigen Aufschluss) gemäß EPA-Methode 7473 bestimmt.

3.3.3 Weitere Elemente

Zur Bestimmung der Schwermetall- und Elementgehalte wurde ca. 0,3 g des gefriergetrockneten Probenmaterials mittels Mikrowellendruckaufschluss mit 7 ml Salpetersäure (65 %, suprapur) und 0,2 ml Salzsäure (32 %) bei 200 °C oxidativ aufgeschlossen. Nach Zugabe von Rhodium und Lutetium als internem Standard erfolgte die Analyse der Aufschlusslösung mittels Massenspektrometrie (inductively coupled plasma-mass spectrometry, ICP-MS) gemäß DIN EN ISO 17294-2.

3.3.4 Chlororganische Verbindungen

Je nach Fettgehalt der Fische wurden bis zu 1,5 g der gefrorenen Probe mit wasserfreiem Natriumsulfat und Seesand in einer Mörsermühle homogenisiert. Die Proben wurden mit internen Standards dotiert und mittels beschleunigter Lösemittelextraktion (Accelerated Solvent Extraction, ASE) bei 100 °C unter Druck mit n-Hexan extrahiert. Im selben Arbeitsschritt wurde eine Extraktreinigung mit saurem Aluminiumoxid durchgeführt. Das Einengen des Extraktes erfolgte durch Destillation mit einer modifizierten Soxhlet-Apparatur sowie durch Abblasen mit Stickstoff auf circa 1 ml Endvolumen. Die Messungen wurden mit einem Gaschromatographie-TripleQuad-Massenspektrometer-Gerätesystem (GC-MS/MS) durchgeführt und basierten auf DIN 38407-3. Die gaschromatographische Trennung der Zielverbindungen erfolgte dabei in einer Kapillarsäule (HP-5ms Ultra Inert) und dem Trägergas Helium. Die Messungen wurden im Multiple-Reaction-Monitoring-Modus durchgeführt, wobei Stickstoff als Kollisionsgas dient. Die Identifizierung der Verbindungen erfolgte über die charakteristischen Massen (eine Quantifizier- und zwei Qualifizier-Massen) sowie die Retentionszeit. Die Berechnung der Ergebnisse erfolgte automatisch über die im Vorfeld erstellten Kalibrierkurven unter Berücksichtigung der internen Standards.

3.3.5 Dioxine und dioxinähnliche Verbindungen

Untersuchungsjahre 2012 und 2013

Probenaufarbeitung und Messung erfolgten in Anlehnung an DIN 38414-24.

Mindestens 10 g homogenisierte Muskelprobe wurden an der Luft bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Die Probe wurde mittels ASE bei 120 °C unter Druck mit Toluol extrahiert. Nach Zugabe aller chemisch identischen ^{13}C -markierten Quantifizierungsstandards und Einengen erfolgte eine Aufreinigung der Extrakte mit mehreren flüssigchromatographischen Schritten:

- 1) Mehrschichten-Kieselgelsäule mit 40 g Kieselgel / 44 % konzentrierter Schwefelsäure.
- 2) Gelpermeationschromatographie mit Bio-Beads S-X3 (Trennung nach Molekülgröße)
- 3) Säulenchromatographie an 25 g Alumina B Super I (Abtrennung aller PCB von den PCDD/F).
- 4) Feinreinigung der PCDD/F-Fraktion an 2,5 g Alumina B Super I.

Die PCB-Fraktion wurde zunächst an einer Mehrschichten-Kieselgelsäule gereinigt. Anschließend wurden die ortho-substituierten PCB von den nicht-ortho PCB an 5 g Alumina B Super I getrennt.

Die Messungen aller Fraktionen wurden mit Gaschromatographie, gekoppelt mit hochauflösender Massenspektrometrie (GC-HRMS) durchgeführt. Die Quantifizierung erfolgte über die internen ^{13}C -Standards nach der Isotopenverdünnungsmethode unter Berücksichtigung der aktuellen Responsefaktoren.

Die Nachweisgrenze entspricht dem Dreifachen der mittleren Höhe des Grundrauschens der zur Quantifizierung verwendeten Massenspur; die Bestimmungs- oder Quantifizierungsgrenze entspricht dem Zehnfachen der mittleren Höhe des Rauschens. Die Toxizitätsäquivalentkonzentration (TEQ) der PCDD/F und der dl-PCB ist ohne und mit Berücksichtigung der halben Nachweisgrenze für nicht nachweisbare bzw. nicht quantifizierbare Kongenere angegeben. Für die TEQ-Berechnung wurden die 2,3,7,8-TCDD-Toxizitätsäquivalenzfaktoren (TEF) der WHO von 2005 verwendet.

Die Empfindlichkeit der GC/MS-Analyse nimmt innerhalb einer Substanzgruppe mit steigendem Chlorierungsgrad ab, wodurch die Bestimmungsgrenzen entsprechend ansteigen. Von Probe zu Probe kann die Empfindlichkeit der Messung schwanken, sodass sich bei jeder Probe unterschiedliche Bestimmungsgrenzen ergeben. Die Ergebnisunsicherheit der TEQ beträgt für die PCDD/F und dioxin-ähnlichen PCB jeweils 25 %.

Untersuchungsjahre 2014 bis 2016

Von der homogenisierten Muskelprobe wurde jeweils ein Aliquot von knapp 30 g Frischgewicht, entsprechend einer Trockenmasse von ca. 10 g gefriergetrocknet. Die Probe wurde mittels ASE bei 80 °C unter Druck mit n-Hexan/Aceton 2:1 (V:V) extrahiert.

Ein Aliquot von 80 % wurde mit den ^{13}C -markierten Quantifizierungsstandards der PCDD/PCDF, PCB und BDE versetzt und nach Einengen zunächst an einer kleinen gemischten Kieselgelsäule mit 2 g Kieselgel / 33 % 1 N NaOH und 5 g Kieselgel / 44 % konz. Schwefelsäure vorgereinigt. Nach Elution mit n-Heptan, Einengen und Lösemittelwechsel auf Toluol erfolgte die Reinigung mit vier flüssigchromatographischen Schritten in einer automatischen Apparatur (DEXTech-System, Fa. LCTech GmbH):

- Säule mit Kieselgel/44 % konz. Schwefelsäure
- Florisil-Säule
- zwei Säulen mit Aktivkohle

Dabei fallen folgende drei Fraktionen an:

- PCDD/F
- non-ortho PCB
- ortho-substituierte PCB und BDE

Die Fraktion der ortho-substituierten PCB und BDE wurde nach Einengen an einer Säule mit 5 g Alumina B Super I in eine PCB- und BDE-Fraktion getrennt.

Die instrumentelle Analytik der PCDD/F-Fraktion erfolgte mit GC-HRMS, die Messung der beiden Fraktionen der non-ortho und ortho-substituierten PCB erfolgte durch GC-MS/MS. Die Quantifizierung erfolgte über die ^{13}C -Standards nach der Isotopenverdünnungsmethode unter Berücksichtigung der aktuellen Responsefaktoren.

3.3.6 Bromierte Flammschutzmittel

Untersuchungsjahre 2012 und 2013 (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2012)

Etwa 6–7 g homogenisierte Muskelprobe wurden gefriergetrocknet und mittels ASE bei 80 °C unter Druck mit n-Hexan / Aceton 1:1 (V:V) extrahiert. Nach Zugabe der chemisch identischen $^{13}\text{C}_{12}$ -markierten BDE-Kongeneren und von $^{13}\text{C}_{12}$ - γ -HBCD als Quantifizierungsstandards wurde der Extrakt auf ca. 5 ml eingeeengt und zunächst an einer Säule mit 8,5 g aktivem neutralem Kiesel und 25 g Kiesel-gel / 44 % konzentrierter Schwefelsäure gereinigt. Zunächst wurden die BDE mit 270 ml n-Heptan eluiert und danach die HBCD-Isomere mit 140 ml n-Heptan / Dichlormethan 1:1 (V:V). Die BDE-Fraktion wurde anschließend nach Einengen an einer Säule mit 5 g Alumina B Super I weiter gereinigt: Nach Vorelution mit 50 ml n-Hexan / Dichlormethan 98:2 (V:V) wurden die BDE mit 50 ml n-Hexan/Dichlormethan 1:1 (V:V) eluiert. Die HBCD-Fraktion wurde an einer Säule mit 4 g Florisil (1 Stunde bei 130 °C aktiviert) gereinigt. Unpolare Verunreinigungen wurden nacheinander mit 25 ml n-Pentan, 15 ml n-Hexan / Toluol 9:1 und 10 ml n-Hexan eluiert, anschließend die HBCD-Isomere mit 50 ml n-Hexan/Dichlormethan 1:1

Nach Einengen wurde zur BDE- und HBCD-Fraktion jeweils $^{13}\text{C}_{12}$ -BDE 138 als Wiederfindungsstandard gegeben. Die Analyse erfolgte mit Gaschromatographie gekoppelt mit einem Quadrupol-Massenspektrometer (GC-MS) an einer unpolaren Säule mit 15 m Länge. Wegen der thermischen Konversion der HBCD-Isomere kann nur die HBCD-Summe bestimmt werden.

Untersuchungsjahre 2014 bis 2016

Die Probenaufarbeitung für die BDE-Bestimmung ist unter Kapitel 3.3.5 beschrieben.

HBCD: Das übrige Extraktaliquot von 20 % aus der ASE-Extraktion mit n-Hexan/Aceton 2:1 (siehe 3.3.5) wurde mit $^{13}\text{C}_{12}$ - γ -HBCD als Quantifizierungsstandard versetzt und wie oben beschrieben aufgearbeitet.

Die Analyse der BDE- und HBCD-Fraktion erfolgte mit GC-MS/MS an einer unpolaren Säule mit 15 m Länge.

3.3.7 Poly- und perfluorierte Verbindungen

Rund 1,5 g des gefrorenen Probenmaterials wurden mit 2 g gegläutem Kieselgel im Mörser verrieben und nach Zugabe von isopenmarkierten internen Standards mit Methanol im Ultraschallbad zweifach extrahiert. Die vereinigten Extrakte wurden mit Wasser stark verdünnt und gemäß DIN 38407-42 wie eine Wasserprobe durch Festphasenextraktion an einem schwachen Anionenaustauscher angereichert. Die Elution erfolgte mit 1 % methanolischer NH_3 -Lösung. Nach Abblasen zur Trockne wurde der Rest in 0,5 ml eines Methanol-Wasser-Gemischs (1:1, V:V) aufgenommen und zentrifugiert. Das Zentrifugat wurde nach 1:10-Verdünnung mit einem Methanol-Wasser-Gemisch (1:1, V:V) zur Analyse eingesetzt.

Die Messung erfolgte mittels Flüssigchromatographie gekoppelt mit Tandem-Massenspektrometrie (LC-MS/MS) im Multiple-Reaction-Monitoring-Modus unter Verwendung von zwei Massenübergängen. Die Berechnung erfolgt unter Berücksichtigung der internen Standards.

3.3.8 Heptachlor und Heptachlorepoxid

Die Bestimmung von Heptachlor und Heptachlorepoxid wurde an „Chemisches und Veterinäruntersuchungsamt Münsterland-Emscher-Lippe (CVUA-MEL)“ vergeben. Im Auftragslabor wurden gemäß der angewandten Hausmethode rund 100 g Fischmuskulatur zur Analyse eingesetzt. Die Messung der aufgereinigten Extrakte erfolgte mittels GC-HRMS.

3.3.9 Dicofol, Quinoxifen, Lindan, Duftstoffe

Für die Bestimmung von Lindan, Dicofol, Quinoxifen und den polyzyklischen Moschusduftstoffen 1,3,4,6,7,8-Hexahydro-4,6,6,7,8,8-hexamethyl-cyclopenta[g]-2-benzopyran (HHCB, Galaxolide®, Abbalide®) und 1-(1,2,3,4,5,6,7,8-octahydro-2,3,8,8-tetramethyl-2-naphthyl)ethan-1-one (OTNE, Iso E Super, Amberonne) wurden 1 g gefrorene Muskelprobe bzw. 0,7 g Leberprobe mit 10 g Seesand und 20 g Natriumsulfat in einer Mühle (Pulverisette) homogenisiert und in eine Extraktionshülse überführt. Nach direkter Zugabe einer isotoopenmarkierten Standardlösung wurden die Proben mittels beschleunigter Lösemittelextraktion (ASE) bei 100 °C unter Druck mit einem Ethylacetat-Cyclohexan-Gemisch (1:1, V:V) extrahiert. Durch das ebenfalls in die Extraktionshülse eingefüllte standardisierte Aluminiumoxid erfolgte ein online-cleanup des Extraktes während der Extraktion. Das Einengen des Extraktes wurde durch automatisiertes Abdampfen des Lösemittels in einem SuperVap-Gerät auf ein Endvolumen von 1 ml durchgeführt.

Die Messung erfolgte anschließend automatisiert mit einem GC-MS/MS. Dabei wurde die Trennung der Zielverbindungen mit einer Kapillarsäule (HP-5MS UI) und dem Trägergas Helium durchgeführt. Die Detektion wurde im Multiple-Reaction-Monitoring-Modus und dem Quenchgas Stickstoff durchgeführt. Die Identifizierung der Verbindungen erfolgte über die charakteristischen Massenspuren (1 Target-, 2 Qualifiziermassenspuren) und die Retentionszeit. Die Quantifizierung der Parameter wurde über die im Vorfeld erstellte Kalibrierung unter Einbezug des isotoopenmarkierten Standards berechnet.

3.4 Bewertungsgrundlagen

Wurden Summenparameter aus Einzelwerten gebildet, so wurden Messwerte < BG gleich Null gesetzt. Wurden Mittelwerte aus Messwerten gebildet, so wurde bei Messergebnissen < BG die halbe BG für die Mittelwertberechnung verwendet.

4 Ergebnisse

In den Jahren 2011 bis 2016 wurden im Rahmen des Fischschadstoffmonitorings 1011 Fische aus 12 stehenden Gewässern und 61 Fließgewässerabschnitten untersucht. Es wurden 2183 Gewebeproben entnommen:

- 981 Muskulaturproben
- 973 Leberproben
- 222 Kiemenproben
- 7 Milzproben (**Donau bei Bad Abbach**)

Außerdem wurden für 116 Befischungen homogene Poolproben (Mischproben von aliquoten Muskulaturanteilen von Fischen derselben Art, Stelle und desselben Befischungstermins) hergestellt.

Für diese Proben liegen insgesamt 48780 Analysenergebnisse vor. Die Analysenergebnisse für die Muskulaturpoolproben werden unter www.gkd.bayern.de bereitgestellt.

Viele Parameter wurden ausschließlich in den Muskulatur-Poolproben analysiert, um die Probenmenge zu bewältigen. Nur Quecksilber wurde immer (auch) in den Einzelproben gemessen. Im Zuge der Qualitätssicherung wurden die gemittelten Hg-Einzelwerte mit dem Ergebnis in der zugehörigen Poolprobe verglichen, um die Homogenität der Poolprobe zu kontrollieren. Zusätzlich wurden weitere Analysen an Einzelproben durchgeführt, so dass im Folgenden auch Ergebnisse dargestellt werden, die die Schwankungsbreite von Stoffkonzentrationen in Fischen an einer Probenahmestelle zeigen. Das Poolen von Leberproben war bei den untersuchten Fischen aus methodischen Gründen nicht möglich, so dass hier immer Analysenergebnisse für einzelne Fische vorliegen.

Fische aus Seen waren tendenziell geringer mit Schadstoffen belastet, als Fische aus Fließgewässern. In Tab. 10 im Anhang werden die mittleren Konzentrationen von Quecksilber sowie organischen (Summen)-Parametern in der Muskulatur dargestellt, sofern der Parameter in mindestens 25 % der untersuchten Proben quantitativ bestimmbar war. Ergebnisse für Hexachlorbutadien, Tri- und Pentachlorbenzol sowie Hexachlorcyclohexan sind daher in Tab. 10 nicht enthalten und werden in den Kapiteln 4.7, 4.6 und 4.15 dargestellt. Dicofol (Kapitel 4.13) und Quinoxifen (Kapitel 4.14) wurden in keiner der untersuchten Proben in Konzentrationen > BG nachgewiesen. Wie die Ergebnisse von Einzelverbindungen aus der Gruppe der polychlorierten Biphenyle, Dioxine und dioxinähnliche Verbindungen, bromierten Diphenylether, Heptachlor und Heptachlorepoxyd sind die Ergebnisse für die per- und polyfluorierten Verbindungen (Ausnahme Perfluorooctansulfonsäure) ebenfalls nicht in Tab. 10 enthalten. Sie sind unter Kapitel 4.11. zu finden und auch im Internet abrufbar:

(www.lfu.bayern.de/analytik_stoffe/per_polyfluorierte_chemikalien/pfc_belastung_fische/index.htm).

4.1 Art, Geschlecht, Länge, Gewicht und Alter der untersuchten Fische

Etwa 70 % der im Rahmen des Fischschadstoffmonitorings in den Jahren 2011 bis 2016 untersuchten Fische waren Aitel (Tab. 4), welche in verschiedenen Fließgewässern gefangen worden waren. Aus stehenden Gewässern wurden überwiegend Hechte (etwa 10 % der untersuchten Fische) und Flussbarsche (etwa 5 % der untersuchten Fische) untersucht. Bachforellen (etwa 5 % der untersuchten Fische) stammten immer aus der Forellenregion.

Da Schadstoffgehalte im Fischgewebe bei älteren, längeren und schwereren Fischen einer Messstelle oft höher als bei jüngeren, kleineren und leichteren sind und zudem von der Fischart und deren Ernährungsweise abhängen (Fliedner et. al., 2018), sind in Tab. 4 für die untersuchten Fische Angaben zu Geschlecht, Länge, Gewicht und Alter zusammengestellt.

Insgesamt wurden 2011 bis 2016 im Rahmen des Fischschadstoffmonitorings 361 Milchner (männliche Fische) und 618 Rogner (weibliche Fische) gefangen. Nur bei wenigen Fischen konnte das Geschlecht nicht bestimmt werden. Das ungleiche Geschlechterverhältnis der untersuchten Fische wurde im Wesentlichen durch die ungleiche Geschlechterverteilung der Aitel verursacht. Nur bis zu einem Alter von etwa fünf Jahren war das Geschlechterverhältnis bei den untersuchten Aitel ausgewogen. Wurden ältere Aitel gefangen, so waren dies überwiegend Rogner (Tab. 5). Die Aitel-Rogner waren dadurch im Mittel deutlich älter, schwerer und länger als die Aitel-Milchner (Tab. 4). Die Längen-Alters-Beziehung sowie die Gewicht-Alters-Beziehung (Abb. 2) für Aitel-Rogner und -Milchner unterschieden sich hingegen kaum.

Tab. 4: Art, Anzahl, Geschlecht, Länge, Gewicht und Alter der im Rahmen des bayerischen Fischschadstoffmonitorings in den Jahren 2011–2016 untersuchten Fische aus stehenden und fließenden Gewässern. Altersangabe: ein 3 Jahre alter Fisch ist ein 3-sömrriger Fisch also ein 2+Fisch.

Art	wissenschaftlicher Name	Anzahl	Anzahl Rogner	Anzahl Milchner	Länge (cm) Median (Min–Max)	Gewicht (g) Median, (Min–Max)	Alter (Jahre) Median, (Min–Max)
Aitel	<i>Squalius cephalus</i>	741	470	244	38 (17–65)	665 (54–3212)	6 (2–14)
Aitel nur Milchner				244	33 (22–50)	434 (103–1791)	5 (2–10)
Aitel nur Rogner			470		42 (20–65)	902 (80–3212)	7 (2–14)
Hecht	<i>Esox lucius</i>	105	55	50	50 (27–75)	787 (90–2758)	3 (1–12)
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	52	36	16	27 (23–38)	272 (145–899)	5 (3–9)
Bachforelle	<i>Salmo trutta f. fario</i>	57	22	29	30 (20–42)	282 (73–755)	3 (2–5)
Seeforelle	<i>Salmo trutta f. lacustris</i>	13	10	2	38 (31–46)	614 (287–881)	4 (3–5)
Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	13	8	5	29 (25–40)	237 (166–709)	2 (2–3–?)
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	9	4	5	26 (21–30)	200 (94–266)	5 (3–8)
Seesaibling	<i>Salvelinus alpinus</i>	8	2	6	22 (16–32)	89 (30–225)	3 (2–4)
Nerfling	<i>Leuciscus idus</i>	4	2	2	45 (40–46)	1180 (863–1537)	9 (7–10)
Rotaugen	<i>Rutilus rutilus</i>	4	2	2	31 (27–32)	367 (314–432)	6 (6–7)
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	3	1	0	27 (24–27)	160 (112–190)	2 (2–2)
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	2	2	0	27 (26–28)	342 (328–355)	6 (6–7)
Alle Individuen		1011	618	361	37 (16–65)	584 (30–3217)	5 (2–14)

Tab. 5: Geschlechterverhältnis in den verschiedenen Altersklassen der im Rahmen des bayerischen Fischschadstoffmonitorings in den Jahren 2011–2016 untersuchten Aitel aus Fließgewässern. Altersangabe: ein 3 Jahre alter Fisch ist ein 3-sömrriger Fisch also ein 2+Fisch.

Alter (Jahre)	Anzahl Rogner	Anzahl Milchner	Anzahl Aitel	Rogner (%)	Milchner (%)
2	3	5	8	38	63
3	26	31	57	46	54
4	55	36	91	60	40
5	64	72	136	47	53
6	67	43	110	61	39
7	74	23	97	76	24
8	70	17	87	80	20
9	45	14	59	76	24
10	34	5	39	87	13
11	22	0	22	100	0
12	11	0	11	100	0
13	1	0	1	100	0
14	1	0	1	100	0

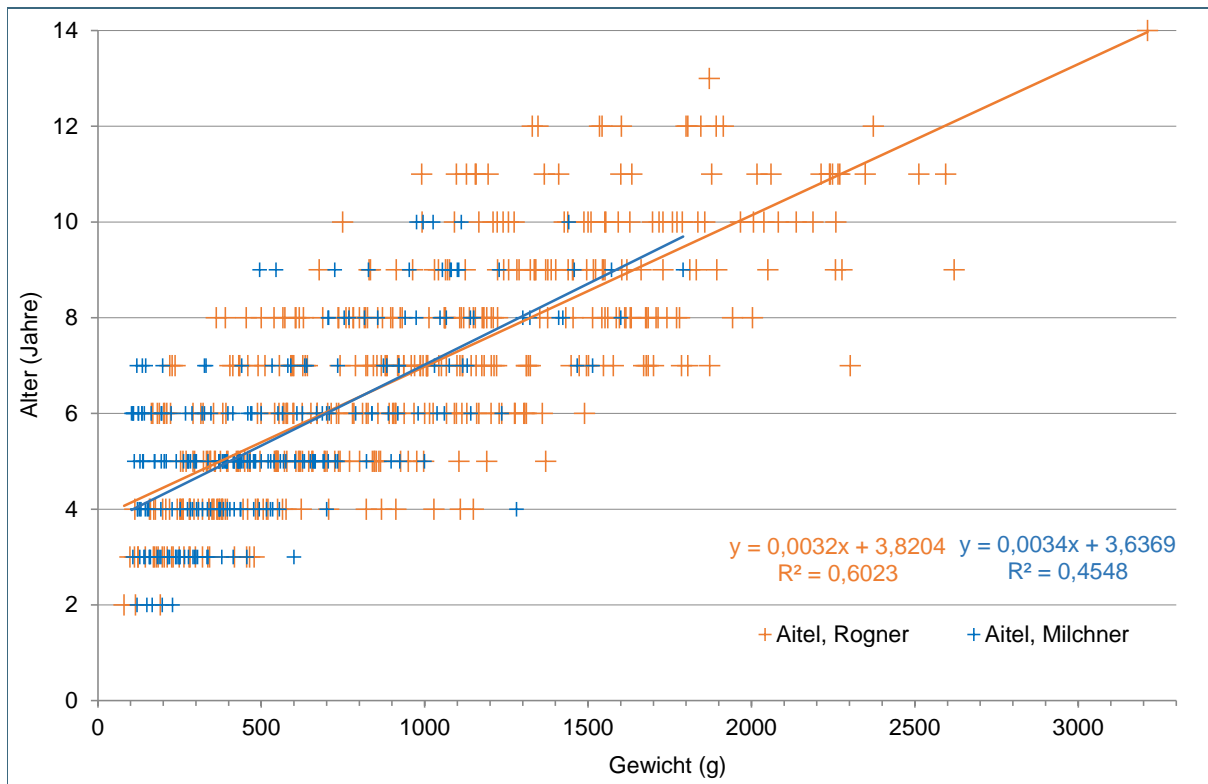


Abb. 2: Gewicht-Alters-Beziehung (lineare Regression) der im Rahmen des bayerischen Fischschadstoffmonitorings in den Jahren 2011–2016 untersuchten weiblichen (Rogner) und männlichen (Milchner) Aitel aus Fließgewässern. Altersangabe: ein 3 Jahre alter Fisch ist ein 3-sömrriger Fisch also ein 2+Fisch.

4.2 Homogenität und Güte der Poolprobe

Um die Homogenität der Poolprobe zu überprüfen ist es nötig, einen Parameter sowohl in den im Pool enthaltenen Einzelproben, als auch in der Poolprobe zu bestimmen. Die Konzentrationsunterschiede des gewählten Parameters sollten in den Einzelproben möglichst groß sein und der Parameter sollte analytisch sehr sicher und reproduzierbar zu quantifizieren sein. Für die Konzentration von Quecksilber in Fischmuskulatur trifft dies alles zu. Untersuchungen an 2-sömmrigen Karpfen, die 2014, 2015 und 2016 jeweils unter gleichen Bedingungen in demselben Teich in der Teichanlage Wielenbach gehalten wurden, zeigten, dass sich die Hg-Konzentrationen in der Muskulatur verschiedener Individuen erheblich unterschieden. Die prozentuelle Standardabweichung betrug in allen Jahren etwa 30 %. Die maximalen Messwerte lagen um bis zu 60 % über dem Mittelwert des jeweiligen Jahres, obwohl pro Jahr nur 10 Individuen untersucht worden waren (Abb. 3). Trägt man diese gemessenen Hg-Konzentrationen in der Muskulatur im Verhältnis zur Gesamtlänge der Fische auf, so wird sichtbar, dass ein Teil der Unterschiede in der Hg-Konzentration durch die Gesamtlänge der Fische erklärt werden kann (Abb. 4).

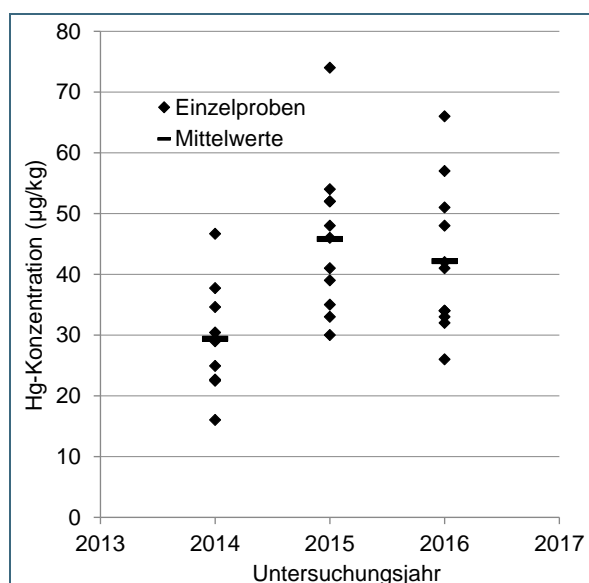


Abb. 3: Konzentration von Quecksilber (Hg) in der Muskulatur 2-sömmriger Karpfen in Abhängigkeit vom Untersuchungsjahr.

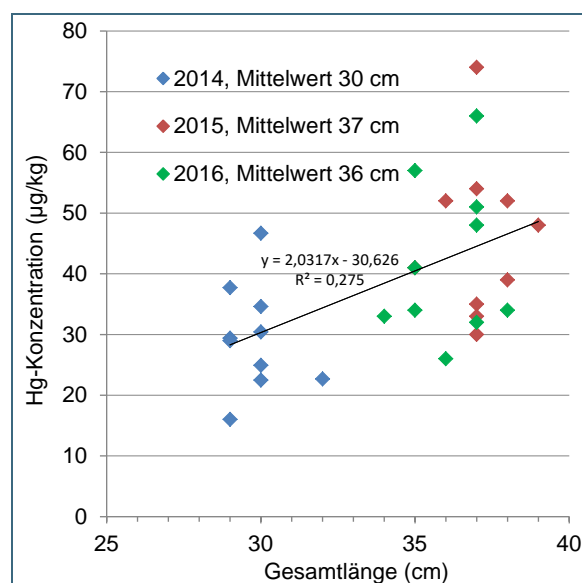


Abb. 4: Konzentration von Quecksilber (Hg) in der Muskulatur 2-sömmriger Karpfen in Abhängigkeit von der Fischgesamtlänge (Lineare Regression).

Um die Homogenität jeder Poolprobe zu überprüfen, wurden daher im Rahmen des Fischschadstoffmonitorings seit 2014 die Hg-Konzentrationen in der Muskulatur der einzelnen Fische sowie in den Poolproben bestimmt. An den jeweiligen Probenahmeterminen und Probenahmestellen wurden die gemessenen Hg-Konzentrationen der Poolproben mit den aus den zugehörigen Einzelproben errechneten Mittelwerten verglichen. Die Konzentrationen in den Poolproben wichen nur in 3 % der Fälle (2 von 69) um mehr als 20 % vom Mittelwert ab. Diese zwei Proben sind in Abb. 5 rot eingefärbt. Da bei diesen Proben die Homogenität möglicherweise auch für andere Untersuchungsparameter nicht gewährleistet war, sind bei diesen Poolproben (Hecht, **Alpsee bei Schwangau**, 2014; Aitel, **Röslau bei Fischern**, 2014) die Analyseergebnisse für alle untersuchten Parameter mit einer erhöhten Unsicherheit behaftet. Für beide Probenahmestellen liegen jedoch auch Ergebnisse aus Mischproben anderer Untersuchungsjahre vor, so dass diese für eine Beurteilung des Gewässers herangezogen werden können.

Die Trockenmasse (TM) liegt seit 2014 methodenbedingt ebenfalls für Einzelfisch- und Poolproben vor. Insbesondere die Poolprobe verliert möglicherweise im Laufe des Sektionstages durch Verdunstung Wasser, auch wenn das Sammelgefäß immer wieder verschlossen wird. Daher bietet es sich an, auch die Messwerte der Trockenmasse aus den Poolproben mit den zugehörigen Mittelwerten aus den Einzelproben zu vergleichen.

Vergleicht man für die jeweiligen Probennahmeterminale und Probenahmestellen die TM der Muskulatur-Poolprobe mit dem Mittelwert der TM der Muskulatur der einzelnen untersuchten Fische (Abb. 6), so betrug die mittlere Abweichung absolut $-0,1\%$ TM (relativ $0,5\%$, wenn der berechnete Mittelwert als 100% gesetzt wird), die maximale Abweichung absolut $-0,33\%$ TM (relativ $1,5\%$). Die Ergebnisse zeigen, dass das Sammeln der Poolprobe über mehrere Stunden zu einem messbaren Wasserverlust in der Poolprobe führte, der jedoch weit unter der als tolerierbar angesehenen Marke von 20% lag.

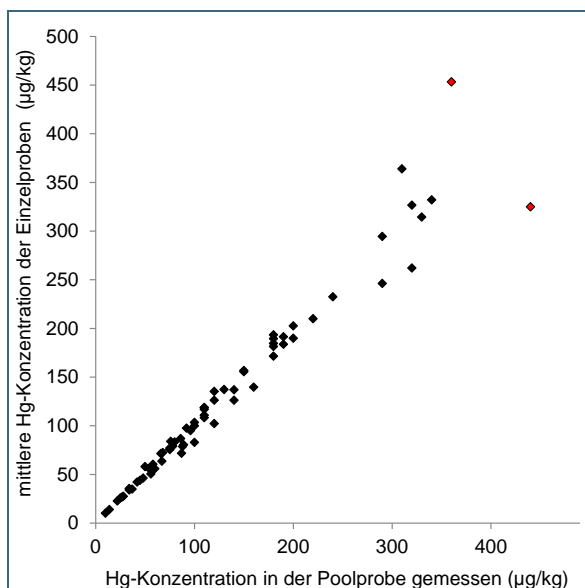


Abb. 5: Relation der Konzentration von Quecksilber (Hg) in der Muskulatur-Poolprobe und dem Mittelwert der im Pool enthaltenen Muskulatur-Einzelproben. Ergebnisse der in den Jahren 2014–2016 untersuchten Fischproben aus bayerischen Gewässern.

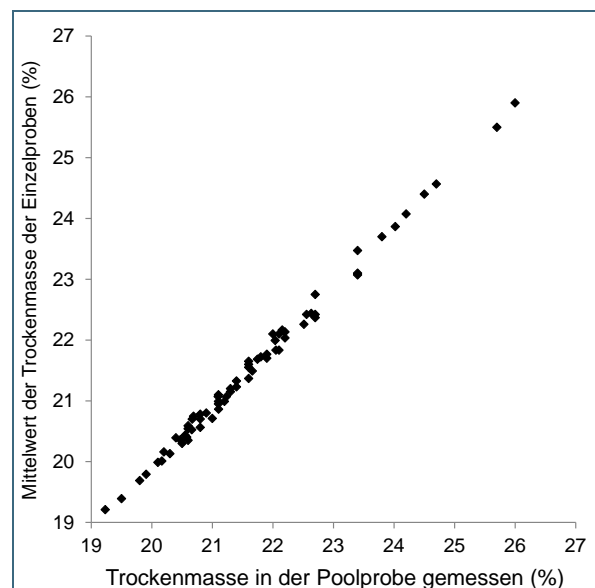


Abb. 6: Relation der relativen Trockenmassen in der Muskulatur-Poolprobe und dem Mittelwert der im Pool enthaltenen Muskulatur-Einzelproben. Ergebnisse der in den Jahren 2014–2016 untersuchten Fischproben aus bayerischen Gewässern.

Um auch für andere Parameter abzuschätzen, wie hoch an einer Messstelle die Konzentrationsunterschiede im Gewebe von Fischen sein können, wurden in Einzelfällen auch weitere Parameter im Gewebe der einzelnen Fische gemessen. Diese Ergebnisse finden sich in den Kapiteln zum jeweiligen Parameter.

4.3 Trockenmasse

Die Trockenmasse wurde ab 2011 in allen Proben bestimmt, in denen Elementgehalte analysiert wurden. Dies sind in der Regel alle Kiemen-, Milz-, Leber- und Muskulaturproben der einzelnen Fische. Wenn nur sehr wenig Gewebe gewonnen werden konnte (Organgewicht unter 5 g), wurde möglicherweise kein Probenmaterial getrocknet. Ab 2014 wurde die TM auch in den Poolproben bestimmt. Ergebnisse liegen für 2010 Einzel- und 69 Poolproben vor.

Die Trockenmassen der verschiedenen Gewebe der untersuchten Fischarten sind in Tab. 6 zusammengestellt. Kiemengewebe (ohne Kiemenbögen, mit verknöcherten Anteilen der Kiemenblätter) hatte in der Regel eine geringere TM als Muskulatur / Filet (ohne Haut). Diese hatte wiederum in der Regel eine geringere TM als Lebergewebe.

Die Trockenmasse betrug in Kiemengewebe zwischen minimal 9,5 % und maximal 40 % (Median 18 %, n = 222), in der Muskulatur zwischen minimal 13 % und maximal 30 % (Median 21 %, n = 998) und in Lebergewebe zwischen minimal 3,4 % und maximal 50 % (Median 24 %, n = 788).

Tab. 6: Prozentuelle Trockenmasse in Gewebe verschiedener Fischarten von verschiedenen Probenahmestellen. Ergebnisse für die in den Jahren 2011–2016 untersuchten Fische aus bayerischen Gewässern.

Art	Ge-webe	Jahr	Trockenmasse (%)				n
			Median	Min	Max	Mittel	
Aitel	Kieme	2011–2012	17,7	11,2	39,9	17,8	200
Flussbarsch	Kieme	2011	17,4	14,3	18,6	17,3	9
Hecht	Kieme	2011–2012	17,2	9,5	18,0	16,5	13
Aitel	Leber	2011–2016	23,5	3,4	41,6	24,1	572
Äsche	Leber	2014	21,8	21,7	21,9	21,8	2
Bachforelle	Leber	2013–2016	22,0	18,9	27,2	22,0	36
Flussbarsch	Leber	2012–2015	24,3	21,3	38,8	25,3	33
Hasel	Leber	2014	26,2	22,9	33,4	27,3	9
Hecht	Leber	2011–2015	25,8	19,0	50,2	27,1	99
Nerfling	Leber	2012	24,5	22,1	24,9	24,0	4
Regenbogenforelle	Leber	2014 / 2016	23,2	20,2	24,4	23,1	14
Rotaugen	Leber	2013	29,7	26,2	30,6	29,1	4
Rotfeder	Leber	2013	25,4	23,5	27,4	25,4	2
Seeforelle	Leber	2013 / 2016	21,2	19,4	26,3	21,6	13
Aitel	Milz	2011	21,6	19,6	23,9	21,7	7
Aitel	Muskel	2011–2016	21,3	12,6	29,8	21,4	738
Äsche	Muskel	2012 / 2014	20,5	19,8	24,9	21,7	3
Bachforelle	Muskel	2012–2016	23,1	14,4	26,8	23,0	54
Flussbarsch	Muskel	2011–2015	20,5	16,4	22,4	20,4	52
Hasel	Muskel	2014	24,0	23,1	24,5	23,9	9
Hecht	Muskel	2011–2015	20,3	18,4	21,8	20,3	105
Nerfling	Muskel	2012	21,9	21,1	24,3	22,3	4
Regenbogenforelle	Muskel	2014 / 2016	21,8	20,8	25,5	22,2	13
Rotaugen	Muskel	2013	20,1	19,6	21,6	20,4	4
Rotfeder	Muskel	2013	19,2	19,0	19,3	19,2	2
Seeforelle	Muskel	2013 / 2016	20,6	18,0	23,2	20,7	13
Seesaibling	Muskel	2016	19,1	19,1	19,1	19,1	1

4.4 Fettgehalt

Der Fettgehalt im Gewebe wurde ab 2012 in 99 Muskulaturpoolproben bestimmt (Abb. 7). Die Messung des Fettgehaltes ist wichtig, um die Konzentrationen lipophiler Substanzen besser interpretieren zu können (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, 2016). Nur in 5 % der untersuchten Proben lag er bei oder über 5 %. Der Median der gemessenen Fettgehalte betrug 1,7 %.

Der Fettgehalt der untersuchten Hechtmuskulaturpoolproben war unabhängig von der Fischlänge und betrug zwischen 0,5 % und 0,7 % (Median 0,6 %). Der Fettgehalt der Aitelmuskulaturpoolproben war immer höher und betrug zwischen 0,7 % und 8,5 % (Median 1,8 %). Vier Aitelmuskulaturpoolproben (der Probenahmestellen **Donau bei Böfingger Halde, Inn bei Dornitzen, Salzach bei Haiming**) wiesen einen Fettgehalt von über 4 % auf. Die Aitel, deren Muskulatur in diesen vier Proben gepoolt worden waren, waren relativ schwer (Mittelwert 2 kg) und alt (Mittelwert 10 Jahre). Da sie sich dadurch deutlich von den anderen Aitel unterschieden, wurden diese Proben für die Berechnung der Regressionsgeraden in Abb. 7 ausgeschlossen.

Zusätzlich wurde 2015 der Fettgehalt in der Muskulatur von 16 Fischen und in der Leber von fünf Fischen untersucht und gegen die Fischlänge aufgetragen (Abb. 9). Ein Zusammenhang zwischen Fettgehalt in der Muskulatur und Fischlänge, -gewicht oder Alter war bei diesen Proben nicht erkennbar. Die prozentuellen Fettgehalte unterschieden sich innerhalb der elf kleineren Aitel aus der **Donau bei Kehlheim** deutlich weniger als innerhalb der fünf größeren Aitel aus der **Salzach bei Haiming**. Der Unterschied zwischen dem Fettgehalt der Poolprobe und dem mittleren Fettgehalt der Einzelproben betrug für Aitel aus der Donau bei Kehlheim absolut 0,1 % (relativ 6 %), für Aitel aus der Salzach bei Haiming absolut 1,3 % (relativ 19 %) (Abb. 8). Die maximal tolerierte Abweichung der Poolprobe vom Mittelwert der Einzelproben von ± 20 % wurde demnach bei der Poolprobe relativ größer und schwerer Aitel nahezu ausgeschöpft.

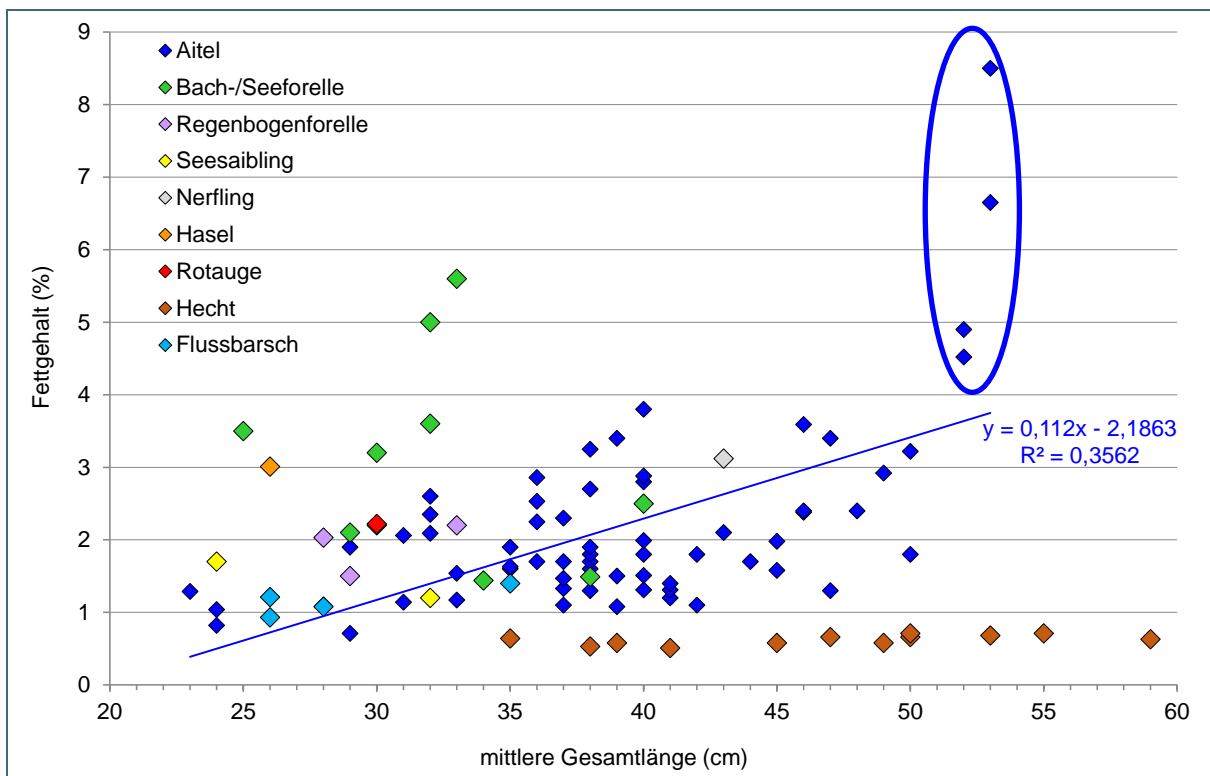


Abb. 7: Prozentueller Fettgehalt in der Muskulatur verschiedener Fischarten in Abhängigkeit von der Fischgesamtlänge. Lineare Regression für die Fischart Aitel < 52 cm. Ergebnisse der in den Jahren 2012–2016 untersuchten Poolproben aus bayerischen Gewässern.

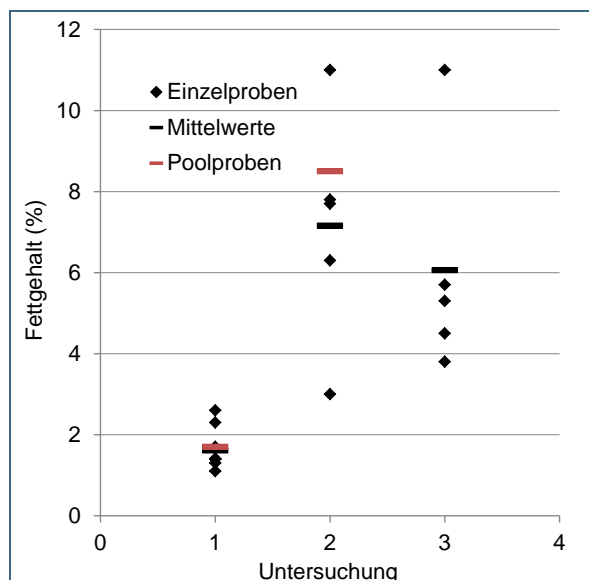


Abb. 8: Prozentueller Fettgehalt in Aitelgewebe verschiedener Individuen (Einzelproben), daraus errechnete Mittelwerte und Fettgehalt in der zugehörigen Poolprobe. Untersuchungsjahr 2015.

1: Donau, Kehlheim, Muskulatur
2: Salzach, Haiming, Muskulatur
3: Salzach, Haiming, Leber

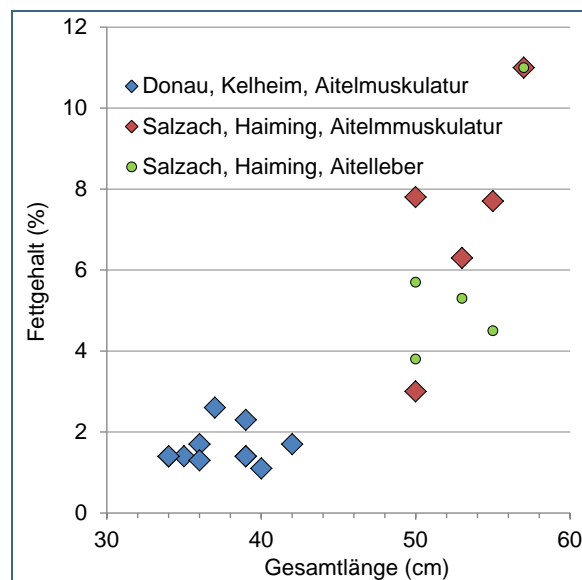


Abb. 9: Prozentueller Fettgehalt in Aitelgewebe verschiedener Individuen in Abhängigkeit von der Fischgesamtlänge. Untersuchungsjahr 2015.

4.5 Quecksilber

Quecksilber wurde in nahezu allen Kiemen-, Milz-, Leber- und Muskulaturproben der einzelnen Fische analysiert. Wenn nur sehr wenig Gewebe gewonnen werden konnte (Organgewicht unter 5 g), wurde teilweise auf die Hg-Bestimmung verzichtet. Ab 2014 wurde Hg auch in den Muskulaturpoolproben bestimmt. Analysenergebnisse liegen für 2010 Einzel- und 67 Poolproben vor. Wie auch in allen anderen Bundesländern wurde an allen untersuchten bayerischen Probenahmestellen die UQN von 20 µg/kg in der Fischmuskulatur überschritten. Die mediane Hg-Konzentration in der Fischmuskulatur betrug 120 µg/kg (n = 976, Jahre 2011–2016). Fische aus Seen waren nicht geringer mit Hg belastet als Fische aus Fließgewässern. Dies ist ein Indiz dafür, dass die Hg-Konzentration im Fischgewebe an den meisten Probenahmestellen großteils von atmosphärischen beziehungsweise diffusen Einträge abhängt.

Der Quecksilbergehalt im Fischgewebe ist bei älteren, längeren und schwereren Fischen einer Messstelle höher als bei jüngeren, kleineren und leichteren Fischen. Zudem ist er abhängig von der Fischart und deren Ernährungsweise (Fliedner et. al., 2018). An den verschiedenen Probenahmestellen wurden zum Teil verschiedene Fischarten und unterschiedlich alte und große Fische gefangen. Daher kann für die Beurteilung, ob die Fische an einer Stelle auffällig mit Quecksilber belastet sind, nicht allein die Höhe der Hg-Konzentration im Gewebe herangezogen werden. Schon 1989 wies WACHS darauf hin, dass der Hg-Gehalt in der Fischmuskulatur nicht für die Beurteilung der aktuellen Hg-Belastung eines Gewässers verwendet werden kann, da Fische Hg in der Muskulatur speichern und kaum wieder ausscheiden.

Die höchste Hg-Konzentration in Fischmuskulatur wurde mit 1500 µg/kg in einem 12 Jahre alten Aitel aus der **Röslau bei Fischern**, vor der Mündung in die Eger gemessen. An dieser Probenahmestelle wurde in vielen Muskulaturproben auch der lebensmittelrechtliche Grenzwert (Höchstgehalt) von

500 µg/kg überschritten (Abb. 10). Ursache der Belastung ist eine bekannte Quecksilberaltlast, verursacht durch die Chemische Fabrik Marktredwitz (CFM).

Auch an den Probenahmestellen **Eger bei Hohenberg** vor der Mündung der Röslau, **Alz bei Hohenwart**, **Inn bei Dornitzen** nach der Alzeinmündung, **Donau bei Bad Abbach**, **Main bei Klingenberg** und **Fränkische Saale bei Gemünden** wurden zwischen 2011 und 2016 einige Aitel gefangen, die in der Muskulatur einen Hg-Gehalt von über 500 µg/kg aufwiesen. Abgesehen von den Fischen aus der Röslau und der Eger waren die Aitel mit Hg-Konzentrationen > 500 µg/kg immer mindestens 7-sömmerig, schwerer als 1 kg und länger als 47 cm. Die hohen Hg-Gehalte resultieren überwiegend aus dem längeren Akkumulationszeitraum.

Die höchsten mittleren Hg-Konzentrationen in der Fischmuskulatur wurden ebenfalls in Aitel aus der **Röslau bei Fischern**, vor der Mündung in die Eger gemessen (Ursache: CFM). In Aitel aus der **Eger bei Hohenberg** wurde 2014 eine auffällig hohe mittlere Hg-Konzentration in Muskulaturproben (564 µg/kg) festgestellt, obwohl die untersuchten Fische relativ jung waren (Abb. 10). Ob dies mit einer Stauraumspülung in der Eger im Jahr 2012 zusammenhängt ist unklar, zumal nur drei Fische untersucht werden konnten. Allerdings wurden im Rahmen des Fischschadstoffmonitorings 2007 und 2009 keine derart hohen Hg-Gehalte in Fischen aus der Eger gemessen (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2013). Die 2012, direkt nach der Stauraumspülung, untersuchten Aitel aus der **Eger bei Hirschsprung** (oberhalb Hohenberg) wiesen eine mittlere Hg-Konzentration von 203 µg/kg auf. Im Herbst betrug sie in Fischen derselben Probenahmestelle 257 µg/kg. Eine nennenswerte Aufnahme und Anreicherung von (durch die Stauraumspülung möglicherweise remobilisiertem) Quecksilber konnte aber 2012 auch noch nicht stattgefunden haben, da die Befischung kurz nach der Stauraumspülung stattfand.

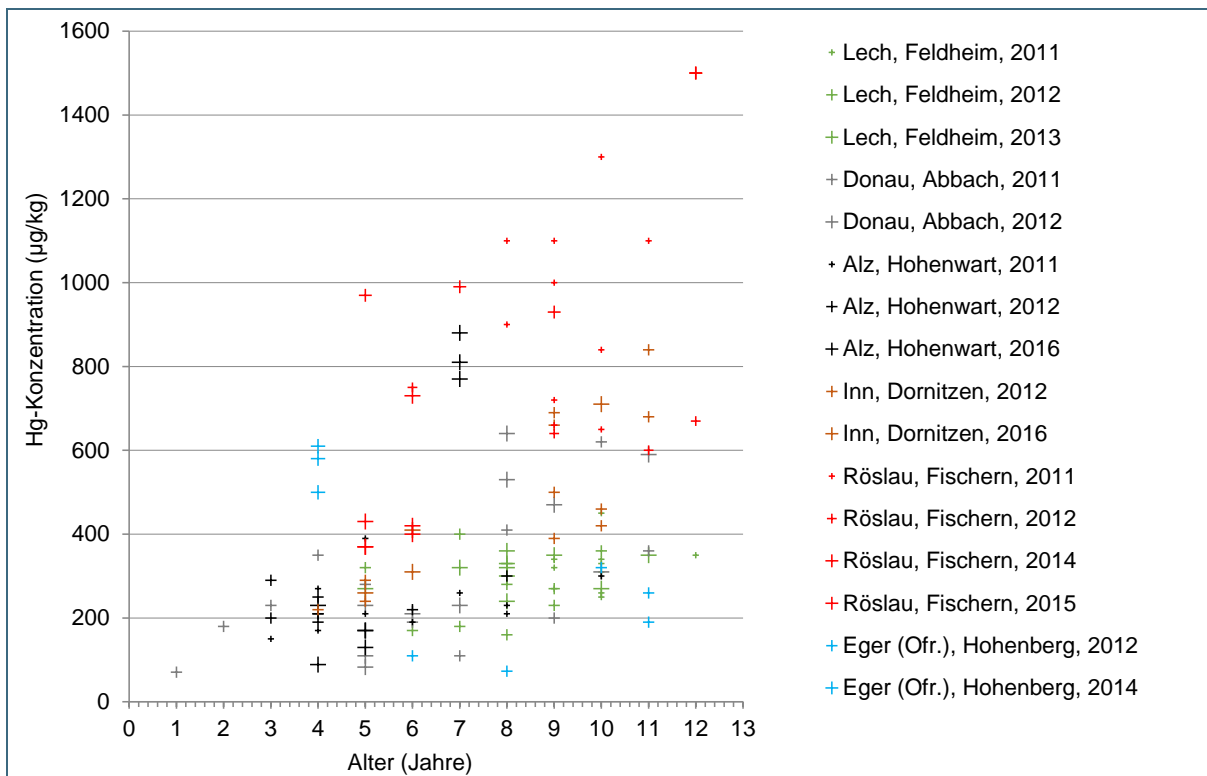


Abb. 10: Konzentration von Quecksilber (Hg) in Aitelmuskulatur. Ergebnisse von in den Jahren 2011–2016 untersuchten Proben aus bayerischen Gewässern. Probenahmestellen mit mittleren Konzentrationen von > 300 µg/kg.

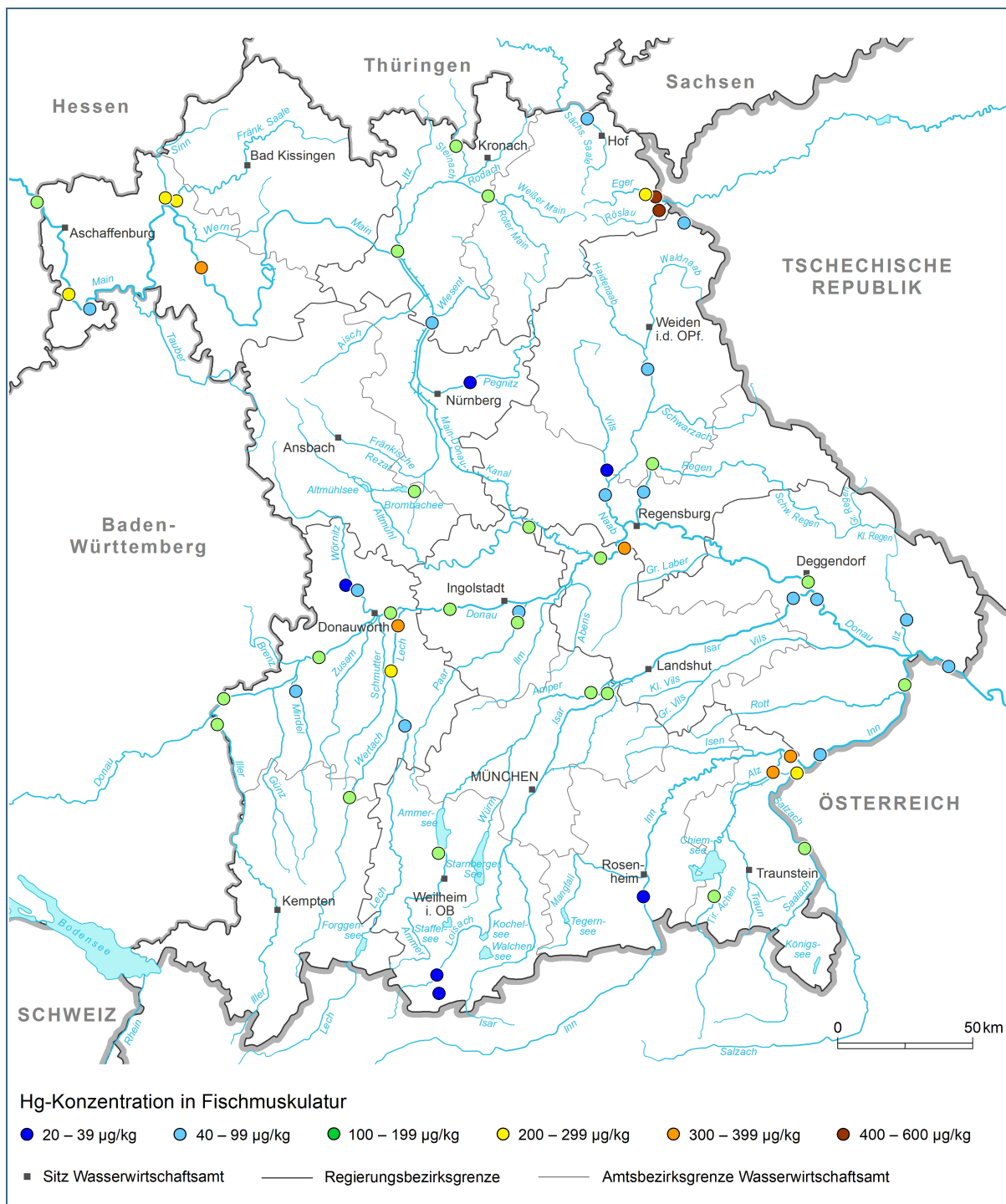


Abb. 11: Mittlere Konzentration von Quecksilber (Hg) in der Muskulatur von Fischen aus bayerischen Fließgewässern (UQN = 20 µg/kg). Untersuchte Fischarten: Aitel (Regelfall), Bachforelle (Erf, Ilz, Loisach, Partnach, Inn bei Kirchdorf), Hasel (Pegnitz), Flussbarsch (Main bei Erlabrunn). Ergebnisse der jeweils jüngsten Untersuchung des Zeitraums 2011–2016.

An den aus früheren Untersuchungen bekanntermaßen mit Hg belasteten Probenahmestellen **Lech bei Feldheim**, **Donau bei Bad Abbach**, **Alz bei Hohenwart** und **Inn bei Dornitzen** (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2013) wurden in der Aitelmuskulatur mittlere Hg-Konzentrationen zwischen 200 und 400 µg/kg gemessen (Einzelergebnisse siehe Abb. 10). Die Ursache der Belastung von Fi-

schen aus der **Donau bei Bad Abbach** ist nach wie vor unklar. Die hohen Quecksilbergehalte in Fischen aus dem **Lech bei Feldheim**, dem **Inn bei Dornitzen** und der **Alz bei Hohenwart** sind vermutlich immer noch auf frühere Quecksilberemissionen aus rückgebauten Chlor-Alkali-Elektrolysen (Amalgamverfahren) zurückzuführen. In der Muskulatur von Aitel aus dem **Lechkanal bei Herbertshofen** betrug der mittlere Hg-Gehalt 203 µg/kg. Ob hier die Hg-Belastung geringer ist als am Lech bei Feldheim, ist fraglich, da am Lechkanal jüngere Aitel untersucht wurden als am Lech bei Feldheim.

Am **Main bei Erlabrunn** betrug die mittlere Hg-Konzentration in der Muskulatur 314 µg/kg. Hier wurden Flussbarsche untersucht. Diese akkumulieren Hg stärker als Aitel (DUŠEK 2005). Daher ist hier in etwa von einer vergleichbaren Hg-Belastung auszugehen, wie im **Main bei Klingenberg**, in der **Fränkischen Saale bei Gemünden** und in der **Sinn bei Rieneck**. An diesen Probenahmestellen wurden mittlere Hg-Konzentrationen von 200 bis 300 µg/kg in der Aitelmuskulatur ermittelt. In Aalen aus der Sinn bei Rieneck waren in den Jahren 2007 bis 2009 die Hg-Konzentrationen signifikant höher als in Aalen anderer Stellen (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2013). Die vorliegenden Untersuchungsergebnisse geben keinen Hinweis mehr auf eine gegenüber dem Main bei Erlabrunn oder Klingenberg erhöhte Hg-Belastung der Sinn.

An der **Salzach bei Haiming**, kurz vor der Mündung in den Inn, wurde 2012 in der Muskulatur von im Mittel 7-jährigen Aitel eine mittlere Hg-Konzentration von 182 µg/kg gemessen. 2015 betrug sie in der Muskulatur von im Mittel 10-jährigen Aitel 210 µg/kg. Da 2015 deutlich ältere Fische untersucht wurden, ist hier nicht von einer Zunahme der Hg-Belastung auszugehen. Auch hier sind die hohen Hg-Gehalte in Fischen vermutlich immer noch auf frühere Quecksilberemissionen aus einer rückgebauten Chlor-Alkali-Elektrolysen zurückzuführen.

Mittlere Hg-Konzentrationen, welche die UQN nur geringfügig (weniger als die 2-fache UQN) überschreiten, wurden in der Muskulatur von Fischen der Probenahmestellen **Pegnitz bei Röthenbach**, **Vils bei Dietldorf**, **Wondreb bei Schloppach**, **Partnach oberhalb Ferchenbach**, **Loisach bei Untergrainau** und **Burggrain** und **Inn bei Kirchdorf** ermittelt (Abb. 11).

Der absolut niedrigste Hg-Gehalt in Fischmuskulatur wurde mit 6,4 µg/kg in einem 3-sömmerigen Seesaibling aus dem **Seebensee** (Österreich, 1657 m ü. A., entwässert in Loisach) gemessen. Auch hier wird aber in der Poolprobe aus allen sieben Fischen mit einer Hg-Konzentration von 33 µg/kg die UQN von 20 µg/kg überschritten.

Betrachtet man die Hg-Gehalte in Fischen aus Seen (Abb. 12), so fallen die vergleichsweise höheren Hg-Konzentrationen in der Muskulatur von Hechten aus dem **Alpsee** (Median: 305 µg/kg, 5-sömmerig) auf. Nachforschungen ergaben keine Hinweise auf aktuelle oder altlastenbedingte Hg-Einträge. Eine unterschiedliche Belastung in den verschiedenen Untersuchungsjahren ist hier nicht erkennbar.

In der Muskulatur von Flussbarschen aus der **Trinkwassertalsperre (TWT) Mauthaus** waren die Hg-Konzentrationen höher (Median: 265 µg/kg, 7-sömmerig), als in der Muskulatur von Barschen aus den untersuchten natürlichen Seen (Median: 140 µg/kg, 4-sömmerig). Dies ist im Wesentlichen auf das höhere Alter der untersuchten Fische (7-sömmerig gegenüber 4-sömmerig) zurückzuführen. Da Fische Hg über die Nahrung aufnehmen, kann von den Hg-Konzentrationen in Fischen nicht auf die Hg-Konzentrationen im Wasser geschlossen werden.

Im **Starnberger See** und **Weißensee** wurden 4-sömmerige Flussbarsche und Hechte untersucht. In beiden Seen waren die mittleren Hg-Konzentrationen in der Muskulatur von Flussbarschen und Hechten nahezu gleich (Flussbarsche: 132 µg/kg bzw. 133 µg/kg, Hechte: 117 µg/kg bzw. 118 µg/kg).

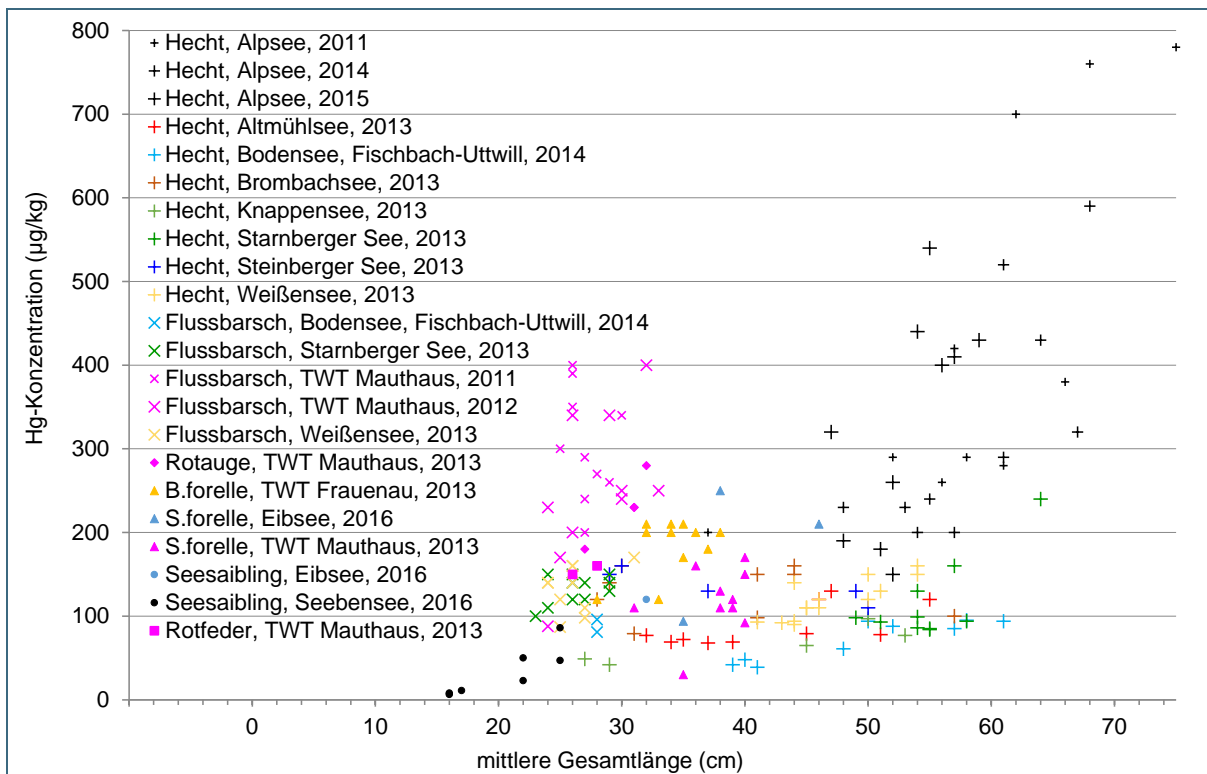
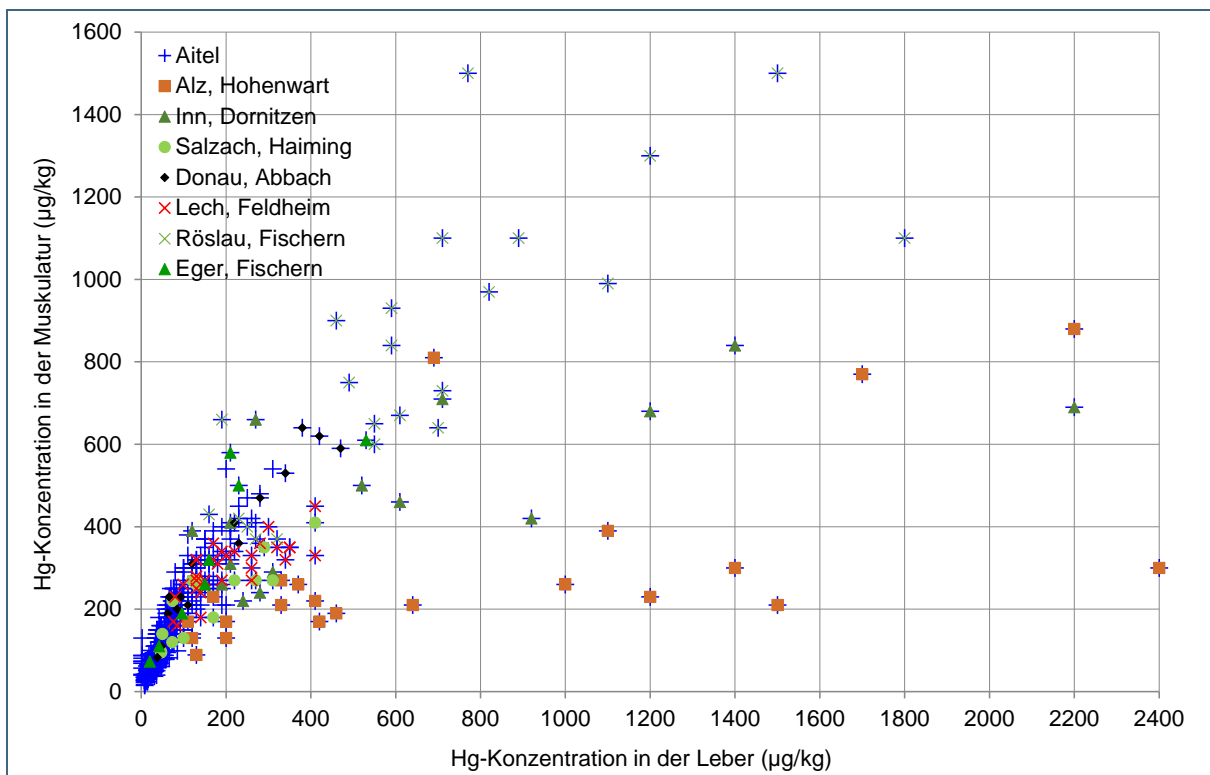
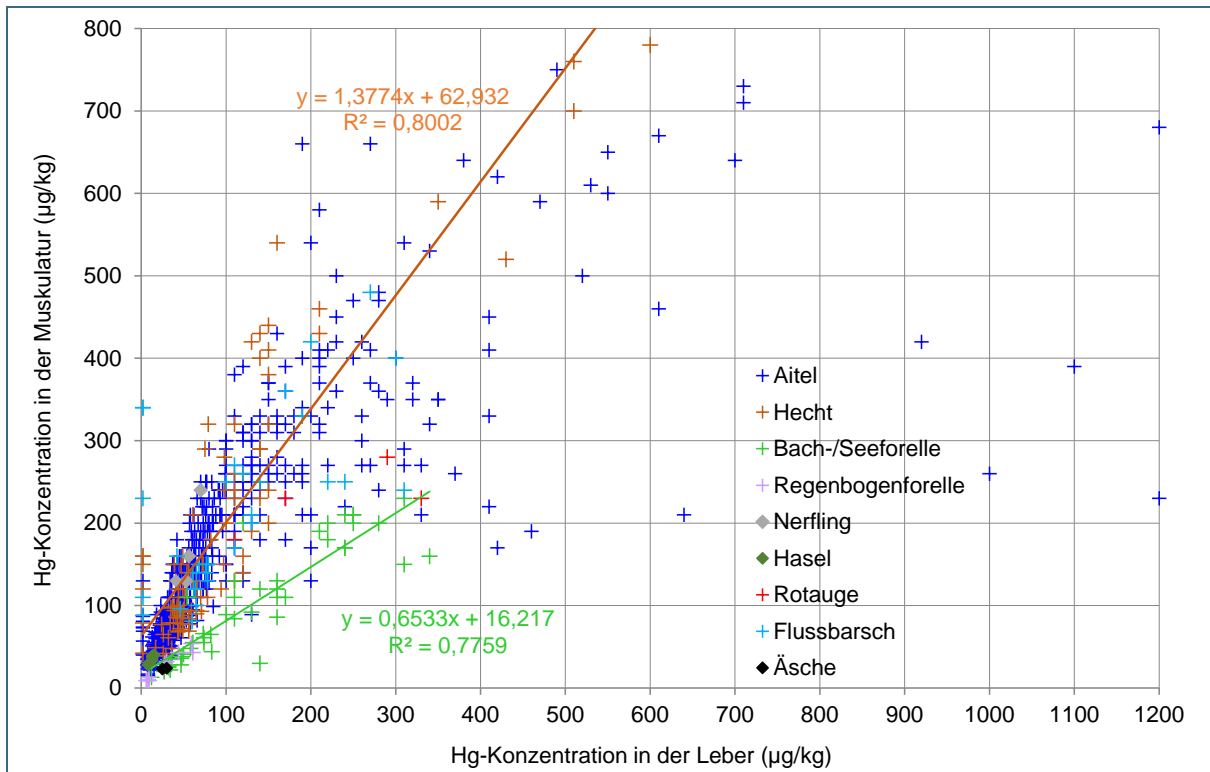


Abb. 12: Konzentration von Quecksilber (Hg) in der Muskulatur von Seenfischen im Verhältnis zur Fischlänge. Ergebnisse der in den Jahren 2011–2016 untersuchten Fischproben aus bayerischen Gewässern.

Quecksilber akkumuliert in verschiedenen Geweben unterschiedlich stark. In Kiemengewebe reicherte sich Hg weniger stark an als der Leber. Diese war in der Regel wiederum geringer mit Hg belastet als die Muskulatur. Die Hg-Konzentration betrug in Kiemengewebe zwischen minimal $< 2 \mu\text{g/kg}$ und maximal $300 \mu\text{g/kg}$ (Median $17 \mu\text{g/kg}$, $n = 44$), in der Leber zwischen minimal $< 2 \mu\text{g/kg}$ und maximal $2400 \mu\text{g/kg}$ (Median $58 \mu\text{g/kg}$, $n = 780$) und in der Muskulatur zwischen minimal $6 \mu\text{g/kg}$ und maximal $1500 \mu\text{g/kg}$ (Median $120 \mu\text{g/kg}$, $n = 976$). Betrachtet man den einzigen Datensatz, in dem alle vier Matrices aus denselben Fischen vorliegen (**Donau bei Bad Abbach**, 2011), so ergibt sich für die Hg-Konzentration im Gewebe folgende Reihung: Kieme $<$ Milz $<<$ Leber $<$ Muskulatur. Allerdings war die Hg-Konzentration in Leber- und Kiemengewebe eines Fisches nicht immer geringer als in dessen Muskulatur. In Bach- und Seeforellen, Regenbogenforellen und Äschen war die Hg-Konzentration in der Leber in der Regel höher als in der Muskulatur (Abb. 13).

Betrachtet man alle untersuchten Fische, so betrug der Hg-Gehalt in der Leber das 0,006-fache bis 8-fache (Abb. 14), die Hg-Konzentration im Kiemengewebe das 0,02-fache bis 1,5-fache der Hg-Konzentration in der Muskulatur (Abb. 15). Die absolut höchsten Konzentrationen in Leber- und Kiemengewebe wurden in Aitel aus der **Alz bei Hohenwart** gemessen. In diesen Fischen war der Gehalt in der Leber bis zu 8-mal (Abb. 14) und in den Kiemen bis zu 1,5-mal höher als in der Muskulatur (Abb. 15). Ähnliche Ergebnisse liegen auch für die Stelle **Inn bei Dornitzen**, nach der Alzeinmündung, vor. Oberhalb dieser beiden Probenahmestellen wurde im Untersuchungszeitraum über einen Regen- und Kühlwasserkanal noch Hg-haltiges Wasser ins Gewässer eingetragen. Seit 2016 greifen die 2012 begonnen Maßnahmen zur Vermeidung des Quecksilbereintrags in die Alz bei Gendorf, wie an den Ergebnissen des vom LfU durchgeführten Muschelschadstoffmonitorings deutlich zu sehen ist (unveröffentlichte Ergebnisse des LfU). Ein Rückgang der Hg-Konzentration ist in Zukunft daher auch in Fischen zu erwarten.



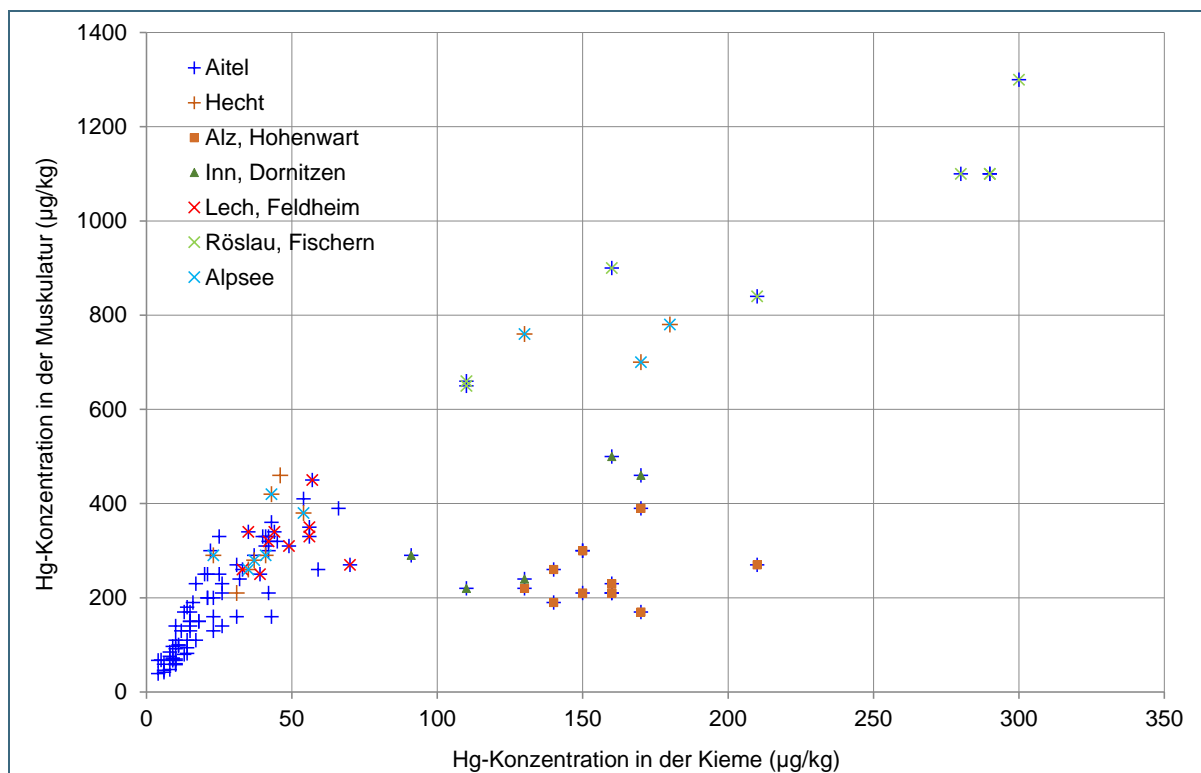


Abb. 15: Konzentration von Quecksilber (Hg) in der Muskulatur und Kieme von Fischen. Ergebnisse der in den Jahren 2011–2012 untersuchten Fischproben aus bayerischen Gewässern. Angabe von Gewässer und Messstellenname nur für Probenahmestellen mit Hg-Konzentrationen > 70 µg/kg im Kiemengewebe.

4.6 Tri-, Penta- und Hexachlorbenzol

1,2,4-Trichlorbenzol, Pentachlorbenzol und Hexachlorbenzol wurden von 2011 bis 2016 in 382 Leberproben und in 312 Muskulaturproben einzelner Fische, sowie in den Jahren 2012 bis 2016 in 87 Muskulaturpoolproben untersucht. Aus den Analyseergebnissen wurde für jede Probenahmestelle die mittlere Konzentration (je Fischart, Gewebe und Untersuchungsjahr) errechnet.

3CB war nur in 7 % und 5CB in 11 % der untersuchten Proben quantitativ bestimmbar. HCB war hingegen in 75 % der untersuchten Proben mit Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze (BG) von 0,2 µg/kg enthalten. In Seenfischen lagen die Konzentrationen von 3CB, 5CB und HCB unter der BG. Nur in einer Muskulaturpoolprobe von Seeforellen aus dem **Eibsee** wurde mit 0,3 µg/kg eine HCB-Konzentration knapp über der BG gemessen (Tab. 10). In Flussfischen betrug die mediane HCB-Konzentration 0,4 µg/kg.

Die höchsten mittleren Konzentrationen von Chlorbenzolen wurden, wie auch schon in den letzten Jahren, an den Probenahmestellen im bayerischen Industriedreieck gemessen (**Alz bei Hohenwart**, **Inn bei Dornitzen** und **Salzach bei Haiming**) (vergleiche Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2013). Sie sind in Tab. 7 zusammengestellt. In Fischmuskulatur und -leber wurden mittlere HCB-Konzentrationen > 1 µg/kg noch an den Probenahmestellen **Donau bei Bad Abbach**, **Lech bei Feldheim** und **Röslau bei Fischern** gemessen. An diesen Stellen lagen die mittleren 3CB- und 5CB-Konzentrationen in Gewebeproben bereits unter der Bestimmungsgrenze von 0,2 µg/kg. An der **Donau bei Bad Abbach** sind die HCB-Konzentrationen in Aalmuskulatur rückläufig (Fliedner et. al., 2016).

Tab. 7: Konzentration von 1,2,4-Trichlorbenzol (3CB), Pentachlorbenzol (5CB) und Hexachlorbenzol (HCB) in Leber- und Muskelgewebe von Aitel. Ergebnisse für die in den Jahren 2011–2016 untersuchten Fische der Probenahmestellen Alz bei Hohenwart, Inn bei Dornitzen und Salzach bei Haiming.

Probenahmestelle	Gewebe	3CB Median (µg/kg)	3CB Min–Max (µg/kg)	5CB Median (µg/kg)	5CB Min–Max (µg/kg)	HCB Median (µg/kg)	HCB Min–Max (µg/kg)	n
Alz, Hohenwart	Muskel	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2–0,4	3,5	1,0–7,7	28
Alz, Hohenwart	Leber	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2–0,5	2,6	1,0–9,7	18
Inn, Dornitzen	Muskel	< 0,2	< 0,2	0,3	< 0,2–1,0	9,8	2,0–23	9
Inn, Dornitzen	Leber	< 0,2	< 0,2	0,3	< 0,2–0,9	10	6,1–14	6
Salzach, Haiming	Muskel	< 0,2	< 0,2–1,1	0,6	< 0,2–1,4	3,3	0,2–18	22
Salzach, Haiming	Leber	< 0,2	< 0,2–1,2	0,7	< 0,2–1,4	4,0	0,4–11	22

Auswertungen zu Hexachlorbenzol

2012 wurde an der Probenahmestelle **Inn bei Dornitzen** in der Muskulatur von sechs älteren, schwereren Aitel eine mittlere HCB-Konzentration von 14 µg/kg ermittelt (Fettgehalt 4,5 %). Fünf kleinere, jüngere Aitel wiesen in der Muskulatur nur eine HCB-Konzentration von 5,6 µg/kg auf (Fettgehalt 3,3 %). Der Mittelwert für alle Fische aus dem Jahr 2012 betrug 10 µg/kg. 2016 betrug die Konzentration in der Muskulaturpoolprobe von drei Aitel 2,0 µg/kg (Fettgehalt 1,6 %) (Abb. 16). Wie auch an allen anderen untersuchten Stellen wurde die UQN von 10 µg/kg damit in beiden Jahren eingehalten.

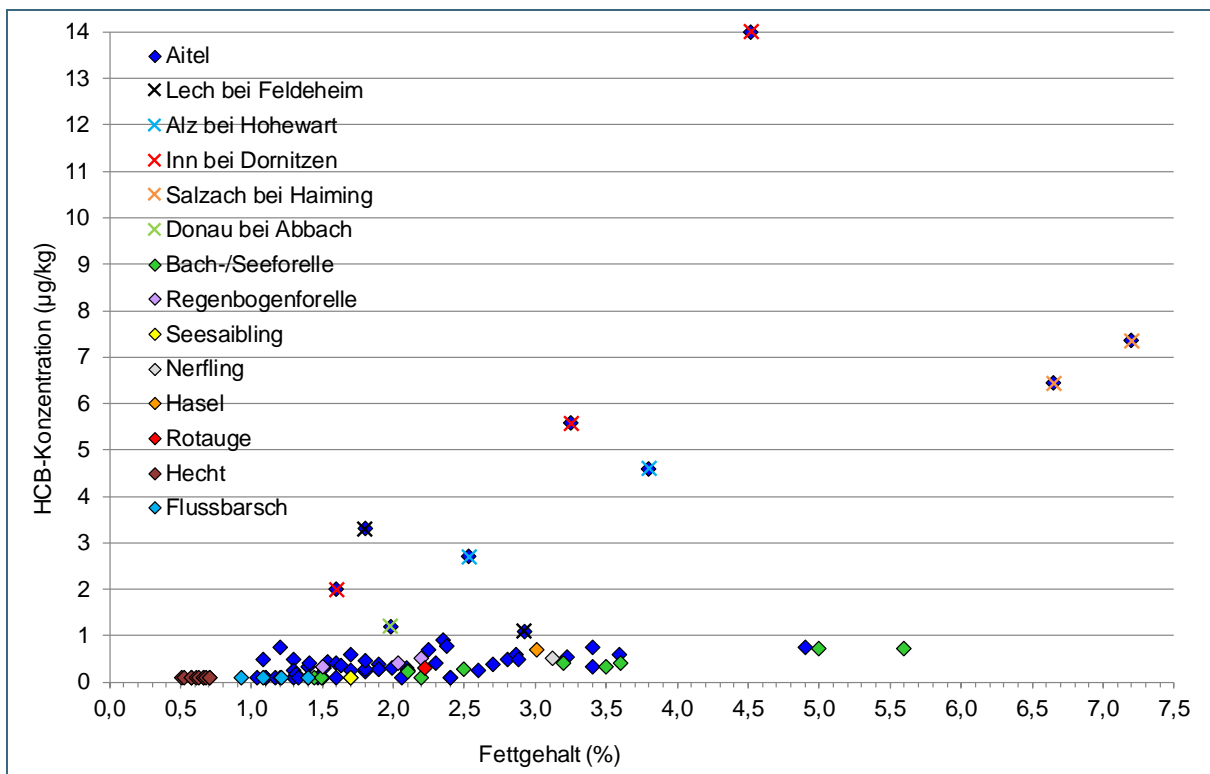


Abb. 16: Konzentration von Hexachlorbenzol (HCB) in der Muskulatur verschiedener Fischarten in Abhängigkeit vom Fettgehalt (%). Ergebnisse der in den Jahren 2012–2016 untersuchten Poolproben aus bayerischen Gewässern.

Zusätzlich zu den Poolproben wurden 2015 die HCB-Konzentrationen in der Muskulatur von 16 Fischen als Einzelproben untersucht und gegen den Fettgehalt aufgetragen (Abb. 18). HCB ist lipophil. Der Zusammenhang zwischen HCB-Konzentration und Fettgehalt ist trotz der geringen Probenanzahl zumindest an der etwas höher belasteten Stelle an **der Salzach bei Haiming** erkennbar. Der Unterschied zwischen der HCB-Konzentration der Poolprobe und der mittleren Konzentration der Einzelproben lag für beide Probenserien im Bereich der tolerierbaren Messunsicherheit von $\pm 20\%$ (Abb. 17).

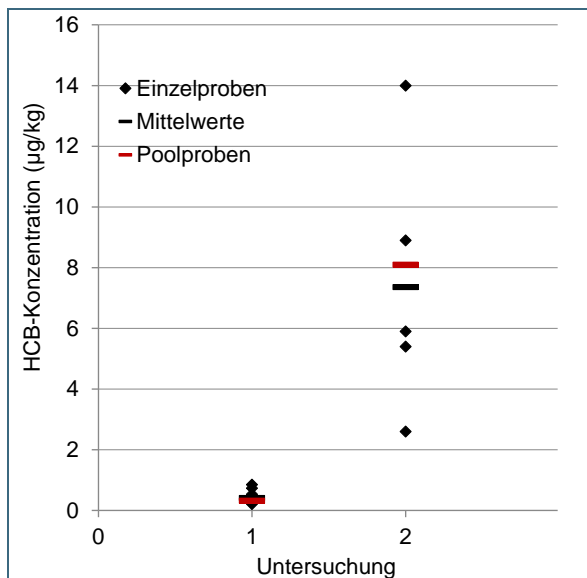


Abb. 17: Konzentration von Hexachlorbenzol (HCB) in Aitelmuskulatur verschiedener Individuen (Einzelproben), daraus errechnete Mittelwerte und Konzentration in der zugehörigen Poolprobe. Untersuchungsjahr 2015.
1: Donau, Kehlheim
2: Salzach, Haiming

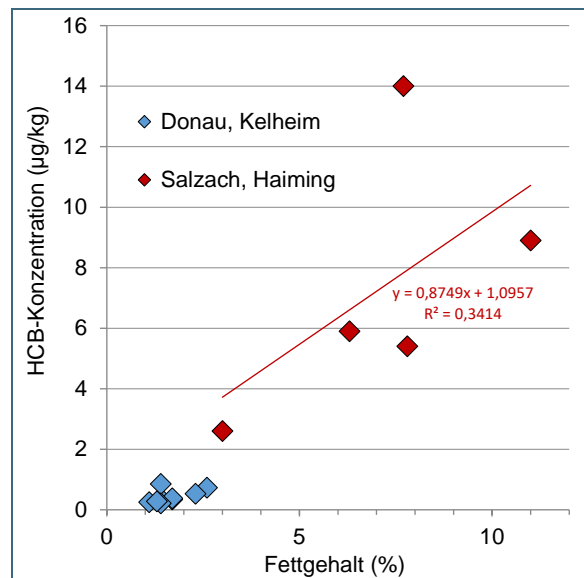


Abb. 18: Konzentration von Hexachlorbenzol (HCB) in Aitelmuskulatur verschiedener Individuen in Abhängigkeit (lineare Regression) vom Fettgehalt (%). Untersuchungsjahr 2015.

4.7 Hexachlorbutadien

1,3-Hexachlorbutadien wurde in den Jahren 2011 bis 2016 in 382 Leberproben und in 312 Muskulaturproben einzelner Fische, sowie in den Jahren 2012 bis 2016 in 87 Muskulaturpoolproben untersucht. Abgesehen von wenigen Ausnahmen mit Messwerten knapp über der Bestimmungsgrenze wurden HCB-D-Konzentrationen größer der BG von 0,2 µg/kg nur in Proben gefunden, die im Einflussbereich einer Altlastenfläche an der Salzach liegen, die seit Jahren aufwändig saniert wird: Die höchsten HCB-D-Gehalte betragen 90 µg/kg in der Leber und 82 µg/kg in der Muskulatur eines Aitels aus der **Salzach bei Haiming** (Abb. 19). 2012 betrug die mittlere HCB-D-Konzentration in der Muskulatur von größeren älteren Aitel aus der Salzach bei Haiming 27 µg/kg ($n = 7$, Mittelwerte: 1941 g, 53 cm, 10 Jahre, Fettgehalt 6,7 %) beziehungsweise 6,7 µg/kg in jüngeren, kleineren Aitel ($n = 6$, Mittelwerte: 580 g, 32 cm, 5 Jahre). 2015 betrug sie 60 µg/kg ($n = 5$, Mittelwerte: 2122 g, 53 cm, 10 Jahre, Fettgehalt 8,5 %). Da HCB-D lipophil ist und sich stärker anreichert je höher der Fettgehalt der jeweiligen Fische ist, ist 2015 und 2016 nicht unbedingt von einer höheren HCB-D-Belastung der Salzach auszugehen als 2012. Eine Beurteilung, ob die UQN von 55 µg/kg an dieser Probenahmestelle eingehalten oder verfehlt wird, ist aufgrund der zu geringen Individuenzahlen ($n < 10$) in den einzelnen Untersuchungsjahren noch nicht sicher möglich. Eine Beurteilung, ob die HCB-D-UQN an der Salzach bei Haiming eingehalten wird, erfolgt über die Befischung im Jahr 2018.

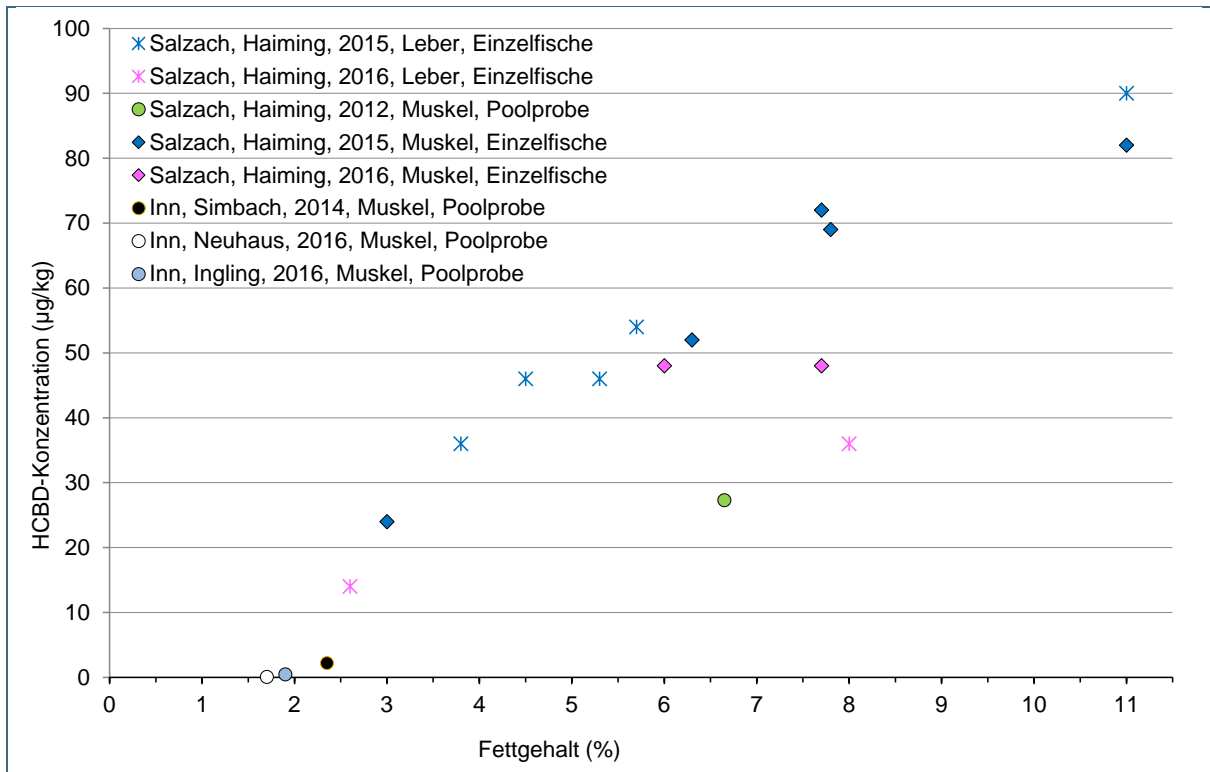


Abb. 19: Konzentration von 1,3-Hexachlorbutadien (HCB) in Aitelgewebe in Relation zum prozentuellen Fettgehalt. Ergebnisse der in den Jahren 2012–2016 untersuchten Proben aus bayerischen Gewässern. Leber, Einzelfische: Sterne; Muskulatur, Einzelfische: Rauten; Muskulatur, Poolproben: Kreise.

An den Fließgewässerabschnitten weiter unterhalb der Altlastenfläche, am **Inn bei Simbach** und **Ingling**, sowie der **Donau bei Jochenstein** wurde die UQN von 55 µg/kg in den untersuchten Proben keinesfalls überschritten (Tab. 8).

Tab. 8: Konzentration von 1,3-Hexachlorbutadien (HCB) in Leber- und Muskelgewebe von Aitel. Ergebnisse für die in den Jahren 2011–2016 untersuchten Fische aus Gewässer unterhalb von Burghausen (Salzach, Inn und Donau).

Probenahmestelle	Gewebe	Median (µg/kg)	Min (µg/kg)	Max (µg/kg)	Mittel (µg/kg)	n
Salzach, Haiming	Muskel	27	1,3	82	29	22
Salzach, Haiming	Leber	25	0,9	90	30	22
Inn, Simbach	Muskel	0,3	< 0,2		0,7	25
Inn, Simbach	Leber	0,2	< 0,2	3,7	0,7	20
Inn, Neuhaus	Muskel				< 0,2	4
Inn, Ingling	Muskel				0,5	3
Donau, Jochenstein	Muskel	< 0,2	< 0,2	0,3	0,2	10
Donau, Jochenstein	Leber	0,4	< 0,2	3,0	0,6	10

4.8 Polychlorierte Biphenyle

Aus Praktikabilitätsgründen beschränkt man sich bei der Bestimmung von Polychlorierten Biphenylen (PCB) meist auf sechs sogenannte Indikator-Kongenerere (PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180), die aufgrund ihrer relativ hohen Anteile an den Isomeren des jeweiligen Chlorierungsgrads in technischen PCB-Gemischen ausgewählt wurden.

Die Kongenerere der Indikator-PCB wurden in den Jahren 2011 bis 2016 in 382 Leberproben und in 312 Muskulaturproben einzelner Fische, sowie in den Jahren 2012 bis 2016 in 87 Muskulaturpoolproben untersucht. Aus den Konzentrationen der einzelnen Kongenerere wurde daraus für jede Probe die Konzentration der Summe der Indikator-PCB berechnet. Aus den Analyseergebnissen für die einzelnen Fische wurde für jede Probenahmestelle die mittlere Konzentration (je Fischart, Gewebe und Untersuchungsjahr) errechnet.

Alle PCB sind lipophil und haben eine geringe Wasserlöslichkeit. Die lipophilen Eigenschaften nehmen mit steigendem Chlorierungsgrad zu. Die verschiedenen PCB-Kongenerere werden daher verschieden stark akkumuliert. Am häufigsten wurde in den untersuchten Proben folgendes Verteilungsmuster vorgefunden: PCB 28 < PCB 52 < PCB 101 < PCB 180 < PCB 138 < PCB 153.

PCB 28 ist aus der Gruppe der Indikator-PCB am besten wasserlöslich. Im Allgemeinen nimmt die biologische Abbaubarkeit von PCB bei steigendem Chlorgehalt im Molekül ab, wenngleich auch das Substitutionsmuster eine große Rolle spielt (siehe auch Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 1995). Ein relativ hoher Anteil von PCB 28 an der Summe der Indikator PCB kann daher ein Indiz für einen aktuellen PCB-Eintrag ins Gewässer sein.

Der Anteil von PCB 28 an der Summe der sechs Indikator-PCB war im Fischgewebe in der Regel geringer als 15 %. Nur in Fischgewebe von den Probenahmestellen **Eger bei Hohenberg und Hirschsprung** (Muskulatur und Leber), sowie **Erf bei Bürgstadt** (Muskulatur) betrug der Anteil von PCB 28 zwischen 20 % und 43 %. Die Belastung mit PCB 28 an diesen drei Stellen ist auffällig, da sie nicht wie an den anderen Probenahmestellen mit Belastungen durch höher-chlorierte PCB einhergeht.

Derzeit kann nicht ausgeschlossen werden, dass das veränderte Muster in der Zusammensetzung der Kongenerere in Gewebeproben von Aitel aus der **Eger** möglicherweise im Zusammenhang mit einer, im Mai 2012 durchgeführten Stauraumpülung am Wehr Leupoltshammer steht. Die 2007 und 2009 untersuchten Fische aus der **Eger bei Hohenberg** wiesen kein auffälliges Muster der PCB-Kongenerere auf (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2013). Der Anteil von PCB 28 an der Summe der Indikator-PCB lag damals bei maximal 11 %. Die absoluten PCB 28-Konzentrationen betragen 2007 bzw. 2009 in sieben Fischen (Aitel und Brachsen) aus der **Eger bei Fischern** maximal 0,6 µg/kg in der Muskulatur und 8,5 µg/kg in der Leber. Hingegen betragen 2012 die Gehalte von PCB 28 in der Muskulatur von Aitel aus der **Eger bei Hohenberg** im Mittel 7,4 µg/kg (2,7–14 µg/kg, n = 5) und in der Leber 61 µg/kg (39–110 µg/kg, n = 5). In der Muskulatur von Aitel aus der **Eger bei Hirschsprung** wurden 2012 Konzentrationen von 3,7 µg/kg (0,8–8,9 µg/kg, n = 5) gemessen. 2014 wiesen drei Aitel aus der **Eger bei Hohenberg** wieder ein unauffälliges Muster der Kongenerverteilung auf. Die PCB 28-Konzentrationen in der Fischmuskulatur lagen in diesen Fischen unter beziehungsweise mit 0,3 µg/kg knapp über der Bestimmungsgrenze.

In einer Poolprobe aus neun Bachforellen aus der **Erf bei Bürgstadt** wurde 2015 in der Muskulatur eine PCB 28-Konzentration von 10 µg/kg ermittelt. Aufgrund der auffälligen Belastung mit PCB 28 an dieser Stelle, die nicht wie an den anderen Probenahmestellen mit Belastungen durch höher-chlorierte PCB einhergeht und der Tatsache, dass dem Wasserwirtschaftsamt Aschaffenburg bisher keine Hinweise auf aktuelle PCB-Einträge vorliegen, werden dort weitere Untersuchungen durchgeführt.

An der **Paar bei Manching** wurde, im Gegensatz zu den im Zeitraum 2007 bis 2009 untersuchten Fischen (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2013), kein auffällig verändertes Verhältnis der Indikator-PCB-Kongenere zueinander festgestellt.

Die mediane Konzentration der Summe der Indikator-PCB betrug in der Muskulatur von Fischen aller Beprobungen und Probenahmestellen 14 µg/kg. Für die Summe der Indikator-PCB ist keine UQN festgelegt. Die Beurteilung der Verzehrbarkeit erfolgt anhand der Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 und 1259/2011. Der dort für die Summe der Indikator-PCB in der Muskulatur von Süßwasserfischen (ohne Aal) genannte Höchstgehalt von 125 µg/kg wurde in den untersuchten Proben in der Regel unterschritten.

Da PCB lipophil sind, kann angenommen werden, dass bei gleicher Belastungssituation Fische mit höheren Fettgehalten in der Regel höhere PCB Konzentrationen aufweisen, auch wenn dieser Zusammenhang nicht immer statistisch nachgewiesen werden kann (Radermacher et. al. 2018). Relativ hohe Fettgehalte in Kombination mit relativ niedrigen PCB-Konzentrationen würden demnach auf relativ unbelastete Gewässerabschnitte deuten, relativ hohe PCB-Konzentrationen in Kombination mit relativ niedrigen Fettgehalten würden auf relativ belastete Gewässerabschnitte hinweisen.

Die geringsten mittleren PCB-Konzentrationen von < 0,2 µg/kg wurden in Hechtmuskulatur (**Altmühlsee, Großer Brombachsee, Knappensee, Steinberger See, Weißensee**) gemessen (Abb. 20; Tab. 10). In Fischen aus Seen mit Fettgehalten < 1 % betrug die mittleren Indikator-PCB-Konzentrationen in der Muskulatur in der Regel weniger als 5 µg/kg.

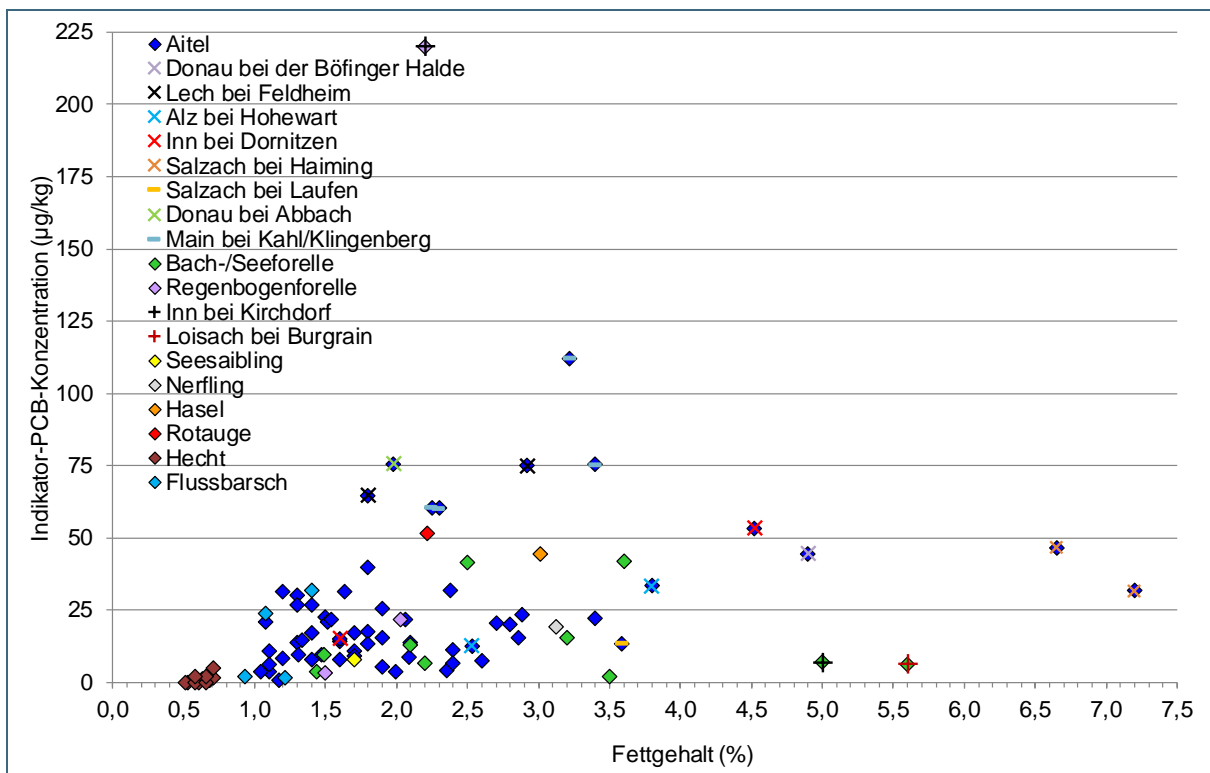


Abb. 20: Konzentration von polychlorierten Biphenylen (PCB), dargestellt als Summenkonzentration von PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180 (Indikator-PCB) in der Muskulatur verschiedener Fischarten in Abhängigkeit vom Fettgehalt (%). Ergebnisse der in den Jahren 2012–2016 untersuchten Poolproben aus bayerischen Gewässern.

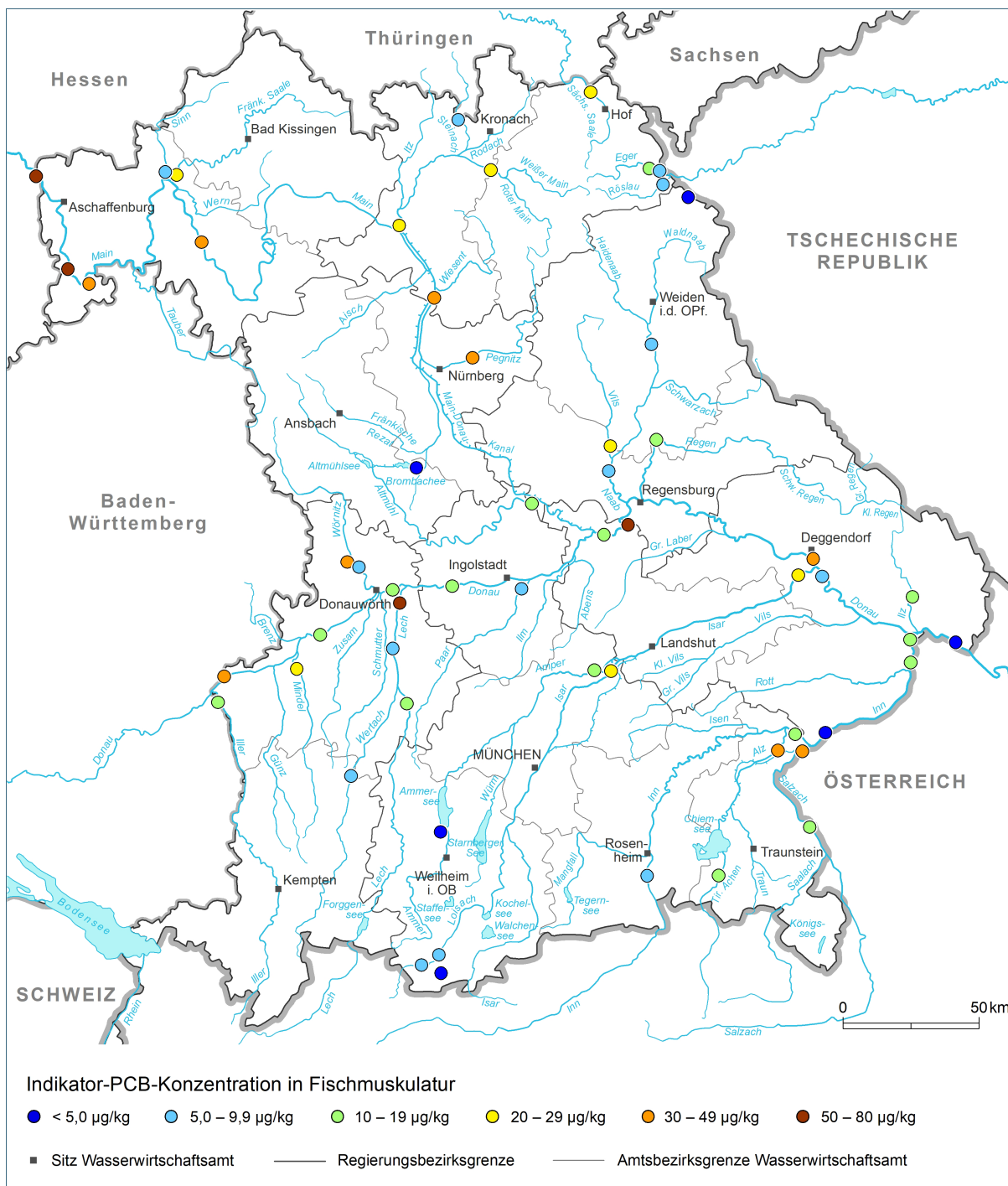


Abb. 21: Mittlere Konzentration von polychlorierten Biphenylen (PCB), dargestellt als Summenkonzentration von PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180 (Indikator-PCB) in der Muskulatur von Fischen aus bayerischen Fließgewässern (keine UQN festgelegt). Untersuchte Fischarten: Aitel (Regelfall), Bachforelle (Erf, Ilz, Inn bei Kirchdorf, Loisach, Partnach), Flussbarsch (Main bei Erlabrunn), Hasel (Pegnitz). Ergebnisse der jeweils jüngsten Untersuchung des Zeitraums 2011–2016.

Die höchsten mittleren Konzentrationen in der Muskulatur wurden in Flussfischen nachgewiesen. So wurden in Aitel aus dem **Main bei Kahl** 112 $\mu\text{g/kg}$ (Fettgehalt 3,2 %, 2012) und in Regenbogenforellen aus dem **Inn bei Kirchdorf** 220 $\mu\text{g/kg}$ (Fettgehalt 2,2 %, 2016) ermittelt. In Bachforellen aus dem Inn bei Kirchdorf betrug die Indikator-PCB-Konzentration in der Muskulatur hingegen nur 6,9 $\mu\text{g/kg}$ (Fettgehalt 5,0 %, 2016) (Abb. 21). Aufgrund der sehr unterschiedlichen PCB-Konzentrationen in den beiden Forellenarten mit vergleichbaren Ernährungs- und Lebensgewohnheiten ist zu hinterfragen, ob

die Regenbogenforellen wirklich im Inn aufgewachsen sind oder ob es sich bei diesen Tieren um Besatzfische handelt. Indikator-PCB-Konzentrationen von $> 50 \mu\text{g}/\text{kg}$ wurden in der Muskulatur von Fischen aus dem **Lech bei Feldheim** (Fettgehalt 1,8 – 2,9 %, 2011-2013), der **Donau bei Bad Abbach** (2012, Fettgehalt 2,0 %), dem **Inn bei Dornitzen** (Fettgehalt 4,5 %, 2012) und dem **Main bei Klingenberg** (Fettgehalt 2,3 %, 2014) gemessen. Vergleicht man die Belastungsschwerpunkte mit Ergebnissen aus früheren Untersuchungen (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2013), so sind alle Belastungsschwerpunkte bereits bekannt. Die Ursachen der Belastung hingegen sind nur an wenigen Stellen geklärt.

In Fischen aus dem **Inn bei Simbach**, der **Partnach oberhalb Ferchenbach** und der **Rott bei Raisting** mit Fettgehalten $\geq 2 \%$ wurden Indikator-PCB-Konzentrationen $< 5 \mu\text{g}/\text{kg}$ in der Muskulatur ermittelt (Abb. 21).

Die mittlere Konzentration der Summe der Indikator-PCB betrug in der Leber von Fischen aller Beprobungen im Median $35 \mu\text{g}/\text{kg}$. Die geringsten Konzentrationen mit Gehalten von $5,6 \mu\text{g}/\text{kg}$ wurden in der Leber von Aitel aus dem **Brombach bei der Mandlesmühle**, die höchsten in der Leber von Aitel aus der **Eger bei Fischern** ($226 \mu\text{g}/\text{kg}$; 2012) gefunden. In der Regel waren die PCB-Konzentrationen in der Leber eines Fisches höher als in seiner Muskulatur.

Zusätzlich zu den Poolproben wurden 2015 die Indikator-PCB-Konzentrationen in der Muskulatur von 16 Fischen in Einzelproben untersucht und gegen den Fettgehalt aufgetragen (Abb. 23). Ein Zusammenhang zwischen PCB-Konzentration in der Muskulatur und Fettgehalt war bei diesen Proben nicht erkennbar. Der Unterschied zwischen der Indikator-PCB-Konzentration der Poolprobe und der mittleren Konzentration der Einzelproben lag für beide Probenserien im Bereich der tolerierbaren Messgenauigkeit von $\pm 20\%$ (Abb. 22).

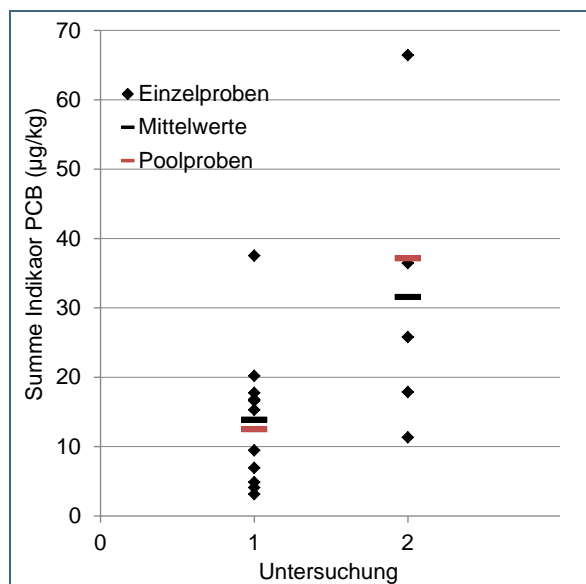


Abb. 22: Konzentration von polychlorierten Biphenylen (PCB), dargestellt als Summenkonzentration von PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180 (Indikator-PCB) in Aitelmuskulatur verschiedener Individuen (Einzelproben), daraus errechnete Mittelwerte und Konzentration in der zugehörigen Poolprobe. Untersuchungs-jahr 2015.
1: Donau, Kehlheim
2: Salzach, Haiming

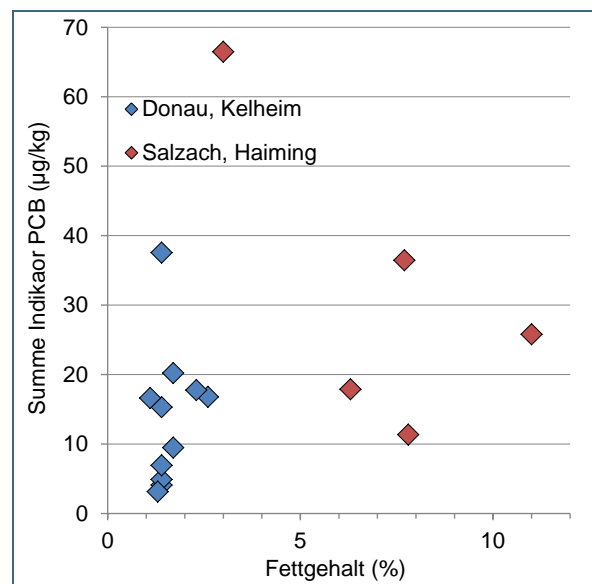


Abb. 23: Konzentration von polychlorierten Biphenylen (PCB), dargestellt als Summenkonzentration von PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180 (Indikator-PCB) in Aitelmuskulatur verschiedener Individuen in Abhängigkeit vom Fettgehalt (%). Untersuchungs-jahr 2015.

4.9 Dioxine und dioxinähnliche Verbindungen

Bei der Bestimmung von Dioxinen und dioxinähnlichen Verbindungen beschränkt man sich auf die toxikologisch relevanten 17 Kongenere aus der Gruppe der polychlorierten Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane sowie auf 12 dioxinähnlich wirkende Kongenere aus der Gruppe der polychlorierten Biphenyle. Aufgrund des gemeinsamen Wirkungsmechanismus addieren sich die Wirkungen der einzelnen Kongenere in einem PCDD/PCDF/dl-PCB-Gemisch, sodass Toxizitätsäquivalenzfaktoren festgelegt wurden, um PCDD/PCDF/dl-PCB-Gemische hinsichtlich ihrer toxikologischen Relevanz bewerten und vergleichen zu können. Anhand der TEF wird die toxische Potenz der einzelnen PCDD-, PCDF- und PCB-Kongenere relativ zum 2,3,7,8-TCDD (TEF = 1) gewichtet. Die toxische Potenz des in einer Probe enthaltenen PCDD/PCDF/dl-PCB-Gemisches lässt sich durch Multiplikation der gemessenen Konzentration jedes Kongeners mit seinem TEF und Addition der einzelnen 2,3,7,8-TCDD-Toxizitätsäquivalente zur Gesamt-Toxizitätsäquivalentkonzentration abschätzen.

Dioxine und dioxinähnliche Verbindungen wurden in den Jahren 2012 bis 2016 in 100 Muskulaturpoolproben bestimmt. Für jede Probe wurde die PCDD/PCDF-TEQ und die dl-PCB-TEQ und daraus die Gesamt-TEQ nach WHO (2005) berechnet. Nur in einer Hechtprobe aus dem **Steinberger See** war die PCDD/PCDF-TEQ mit 0,00073 µg/kg höher als die dl-PCB-TEQ von 0,00067 µg/kg. In 85 % der Proben betrug der Anteil der dl-PCB-TEQ an der Gesamt-TEQ mehr als 80 %. An Probenahmestellen mit relativ hohen Indikator-PCB-Konzentrationen im Fischgewebe ist daher in der Regel auch die dl-PCB-TEQ und damit die Gesamt-TEQ höher als an den Stellen mit niedrigerer Indikator-PCB-Belastung.

Nur in einer der untersuchten Proben wurde die UQN für die Gesamt-TEQ von 0,0065 µg/kg mit 0,0076 µg/kg überschritten (Aitelmuskulatur, **Main bei Kahl**, 2012). 2016 wurde die UQN an dieser Messstelle mit 0,0039 µg/kg eingehalten (Abb. 24). Mehr als die halbe UQN wurde außerdem in Fischen der Probenahmestellen **Donau bei der Böfinger Halde** und **bei Bad Abbach, Salzach bei Haiming** und **Inn bei Dornitzen** gemessen. 2016 wurde auch in der Muskulatur von Regenbogenforellen aus dem **Inn bei Kirchdorf** eine Gesamt-TEQ von 0,0054 µg/kg ermittelt. In Bachforellen betrug sie 2016 an dieser Stelle hingegen nur 0,00037 µg/kg (vergleiche Indikator-PCB). In Fließgewässern wurde die geringste Gesamt-TEQ von 0,00019 µg/kg in Hechten aus dem **Regen bei Marienthal** gemessen.

Die mediane Gesamt-TEQ in der Muskulatur von Fischen aus Seen war mit 0,00038 µg/kg geringer als die von Flussfischen (0,00091 µg/kg). Die niedrigste Gesamt-TEQ von 0,0000013 µg/kg wurde in Hechten aus dem **Knappensee** gemessen (Tab. 10).

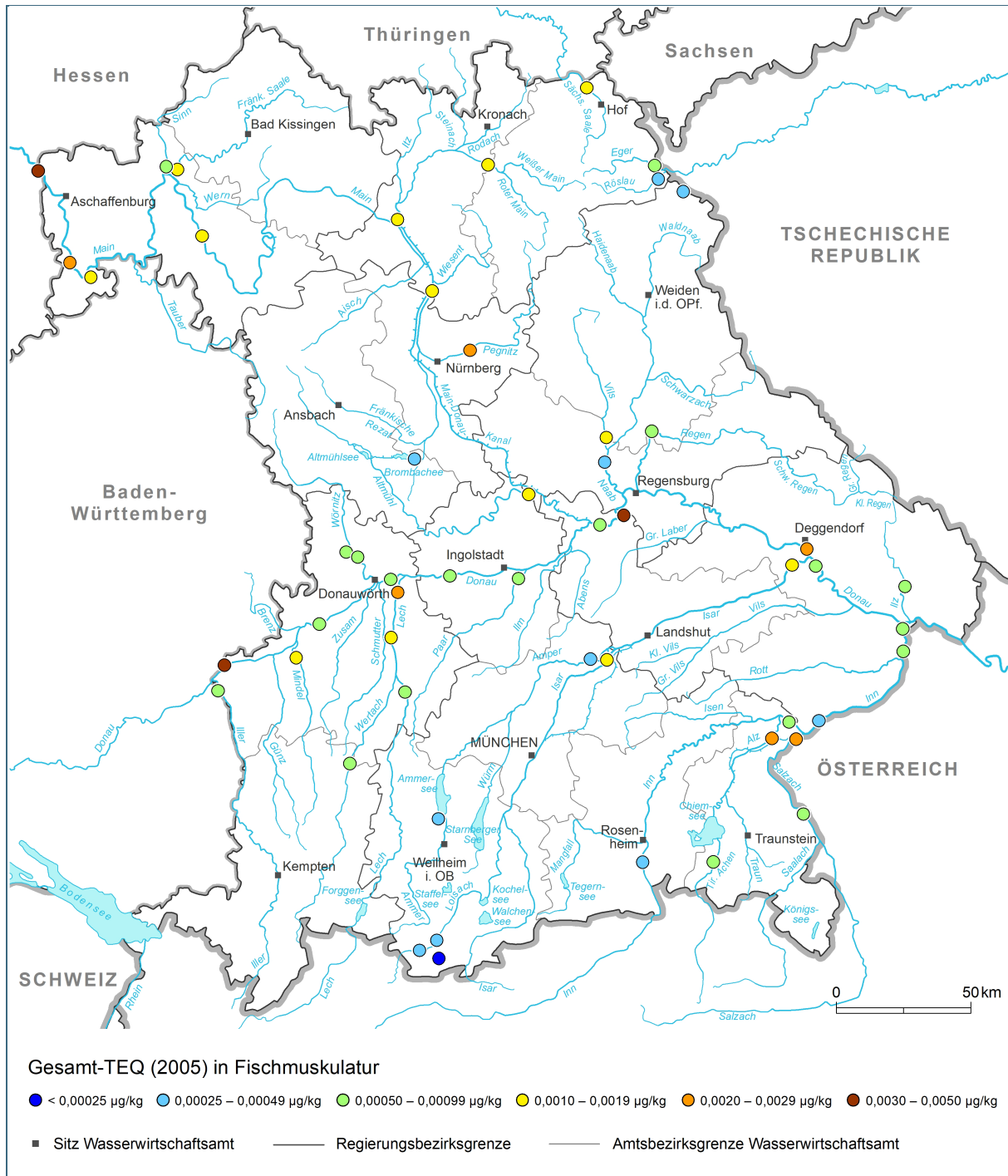


Abb. 24: Mittlere Konzentration von Dioxinen und dioxinähnlichen Verbindungen in der Muskulatur von Fischen aus bayerischen Fließgewässern, angegeben als Gesamt-TEQ (WHO 2005) (UQN = 0,0065 µg/kg). Untersuchte Fischarten: Aitel (Regelfall), Bachforelle (Erf, Ilz, Inn bei Kirchdorf, Loisach, Partnach), Flussbarsch (Main bei Erlabrunn), Hasel (Pegnitz). Ergebnisse der jeweils jüngsten Untersuchung des Zeitraums 2012–2016.

4.10 Bromierte Flammschutzmittel

In den Jahren 2012 bis 2016 wurden in 95 Muskulaturpoolproben die bromierten Flammschutzmittel Hexabromcyclododecan sowie sechs Kongenere der bromierten Diphenylether (BDE 28; 47; 99; 100; 153; 154) bestimmt.

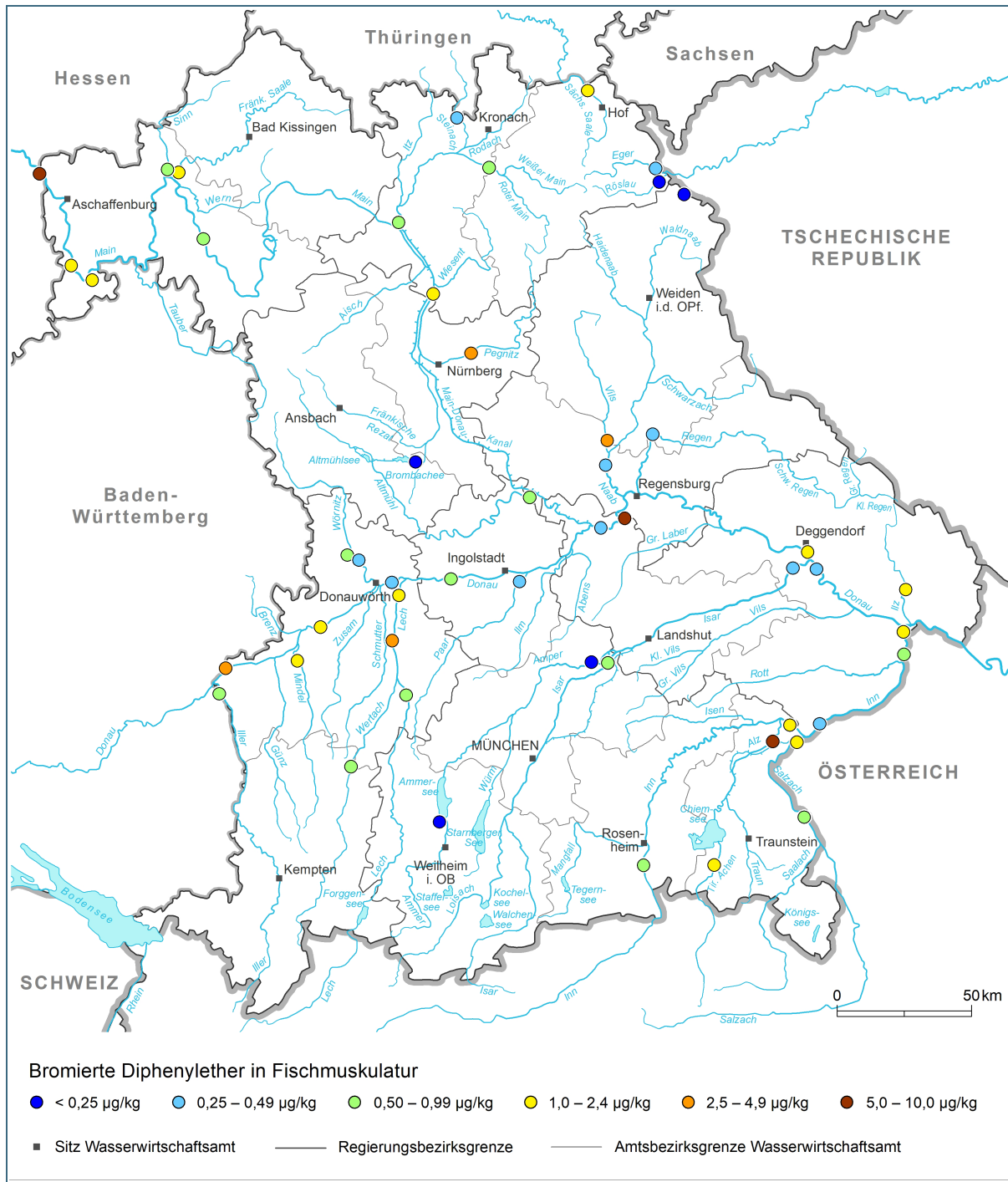


Abb. 25: Mittlere Konzentration von bromierten Diphenylethern (Summe der Kongenere 28; 47; 99; 100; 153; 154) in der Muskulatur von Fischen aus bayerischen Fließgewässern (UQN = 0,0085 µg/kg). Untersuchte Fischarten: Aitel (Regelfall), Bachforelle (Erf, Ilz, Inn bei Kirchdorf), Flussbarsch (Main bei Erlabrunn), Hasel (Pegnitz). Ergebnisse der jeweils jüngsten Untersuchung des Zeitraums 2012–2016.

Die Konzentrationen der sechs BDE-Kongenere wurden summiert und als „Summe BDE“ mit der UQN von 0,0085 µg/kg verglichen. Diese wurde, wie auch in allen anderen Bundesländern, in allen untersuchten Fischproben überschritten (Abb. 25). Die UQN für HBCD von 167 µg/kg wurde in keiner der untersuchten Fischproben überschritten (Abb. 26).

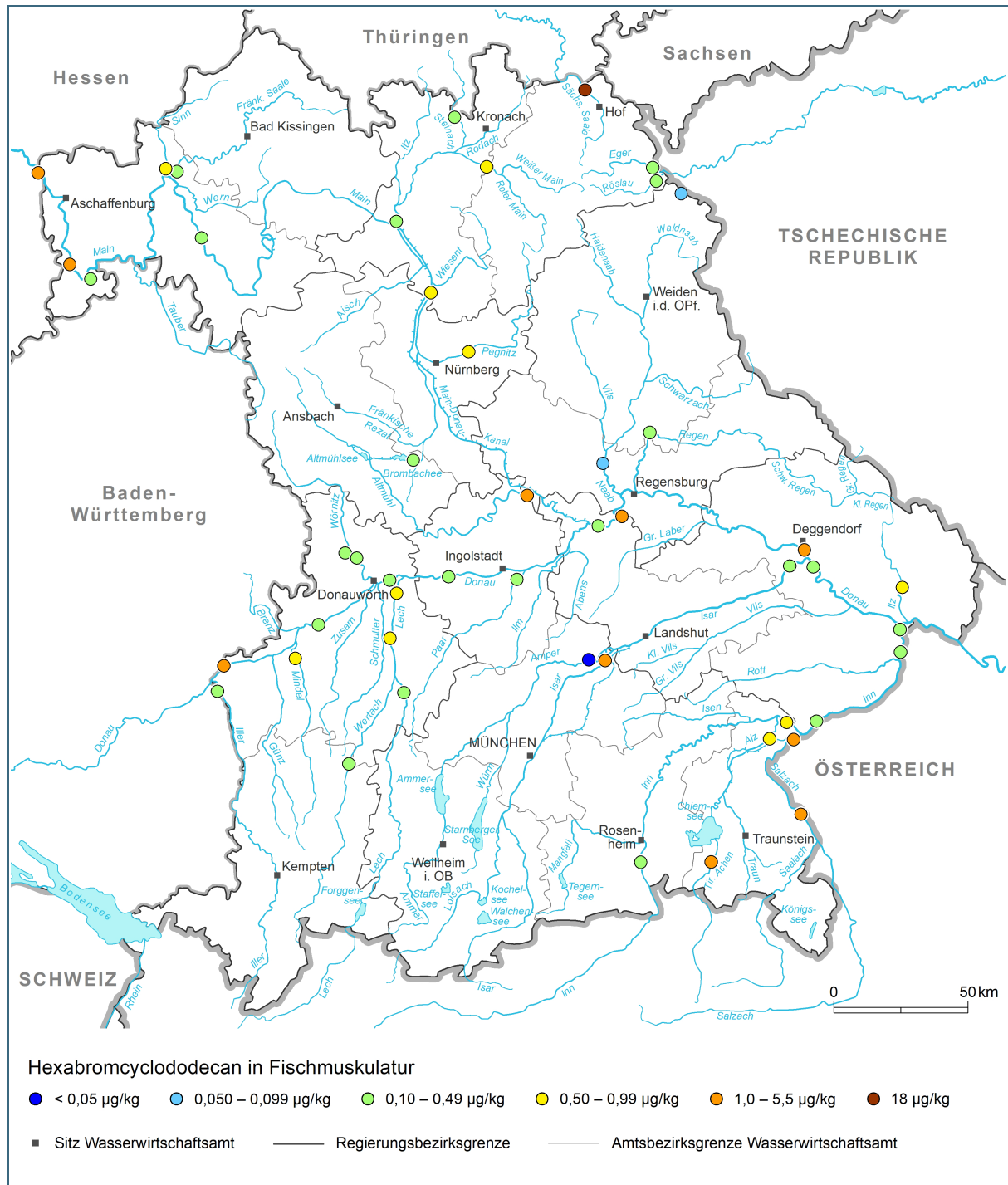


Abb. 26: Mittlere Konzentration von Hexabromcyclododecan in der Muskulatur von Fischen aus bayerischen Fließgewässern (UQN = 167 µg/kg). Untersuchte Fischarten: Aitel (Regelfall), Bachforelle (Erf, Ilz, Inn bei Kirchdorf), Flussbarsch (Main bei Erlabrunn), Hasel (Pegnitz). Ergebnisse der jeweils jüngsten Untersuchung des Zeitraums 2012–2016.

Die Flammschutzmittelbelastung der untersuchten Fische aus den Seen (Median Summe BDE 0,17 µg/kg; HBCD 0,10 µg/kg) war insgesamt niedriger als die Belastung der Fische aus Fließgewässern (Median Summe BDE 0,88 µg/kg; HBCD 0,47 µg/kg). Die geringste BDE-Konzentration von 0,017 µg/kg wurde in Hechten aus dem **Knappensee** gemessen, die geringste HBCD-Konzentration von < 0,039 µg/kg in Hechten aus dem **Alpsee bei Schwangau** (Tab. 10).

In Fließgewässern wurde die geringste BDE-Konzentration von 0,11 µg/kg in Aitel aus dem **Brombach bei der Mandlesmühle**, die geringste HBCD-Konzentration von < 0,043 µg/kg in Aitel aus der **Amper bei Inkofen** gemessen. Die höchste BDE-Konzentration von 9,9 µg/kg wurde in Aitel aus dem **Main bei Kahl** ermittelt, die höchste HBCD-Konzentration von 18 µg/kg in Aitel aus der **Sächsischen Saale bei Joditz**. Die Ursache dieser auffälligen Belastung konnte bereits ermittelt werden. Sobald die eingeleiteten Maßnahmen greifen, ist hier wieder mit geringeren Konzentrationen in den Fischen zu rechnen.

4.11 Poly- und perfluorierte Verbindungen

Ab 2012 wurden in 100 Muskulaturpoolproben je 13 poly- und perfluorierte Verbindungen bestimmt. Die Daten wurden bereits in Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2019 dargestellt. Ergebnisse zur Wirkung von PFOS auf Fische wurden in Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2011 veröffentlicht.

Die mittlere PFC-Belastung der untersuchten Fische aus den Seen war insgesamt niedriger als die Belastung der Fische aus Fließgewässern. Von den untersuchten Einzelverbindungen konnten nur sieben langkettige Verbindungen in Konzentrationen größer der Bestimmungsgrenze (BG) von 0,5 µg/kg nachgewiesen werden. In keiner der untersuchten Proben konnten die kürzerkettigen Verbindungen 4:2 Fluortelomersulfonsäure, 6:2 Fluortelomersulfonsäure, Perfluorbutansulfonsäure, Perfluorhexansulfonsäure, Perfluorhexansäure und Perfluorheptansäure quantifiziert werden.

Die 8:2 Fluortelomersulfonsäure konnte nur 2012 in drei Aitelmuskulaturproben aus der **Alz bei Hohenwart** (0,5 µg/kg), dem **Inn bei Dornitzen** (1,0 µg/kg) und der **Sächsischen Saale bei Joditz** (2,1 µg/kg) quantifiziert werden (Abb. 27). Die Perfluoroctansäure konnte ebenfalls nur 2012 in zwei Aitelmuskulaturproben aus dem **Inn bei Dornitzen** (0,5 µg/kg) und dem **Main bei Kahl** (16 µg/kg) mengenmäßig bestimmt werden. Die Konzentrationen der Perfluorononansäure konnten in acht Aitelmuskulaturproben aus der **Sächsischen Saale bei Joditz** (0,5 µg/kg), der **Donau bei Dillingen** 2015 (0,5 µg/kg), dem **Brombach bei der Mandlesmühle** 2015 (0,7 µg/kg), dem **Inn bei Dornitzen** 2012 (2,1 µg/kg) und 2016 (0,7 µg/kg), der **Alz bei Hohenwart** 2012 (2,1 µg/kg) und 2016 (0,9 µg/kg) sowie dem **Main bei Kahl** 2012 (2,8 µg/kg) bestimmt werden. Die Ergebnisse zur Konzentration von Perfluordecansäure, Perfluorundecansäure, Perfluordodecansäure und Perfluoroctansulfonsäure in der Fischmuskulatur sind in Tab. 9 zusammengestellt.

Tab. 9: Konzentration von poly- und perfluorierten Verbindungen in Muskelgewebe von Fischen. Ergebnisse für die in den Jahren 2012–2016 untersuchten Fische aus bayerischen Gewässern.

Verbindung	Median (µg/kg)	Min (µg/kg)	Max (µg/kg)	Mittel (µg/kg)	n	Anzahl > 0,5 µg/kg
Perfluordodecansäure (PFDoA)	< 0,5	< 0,5	25	1,4	93	32
Perfluorundecansäure (PFUnA)	< 0,5	< 0,5	21	1,3	100	38
Perfluordecansäure (PFDA)	0,6	< 0,5	32	1,8	100	61
Perfluoroctansulfonsäure (PFOS)	2,8	< 0,5	26	4,2	100	92

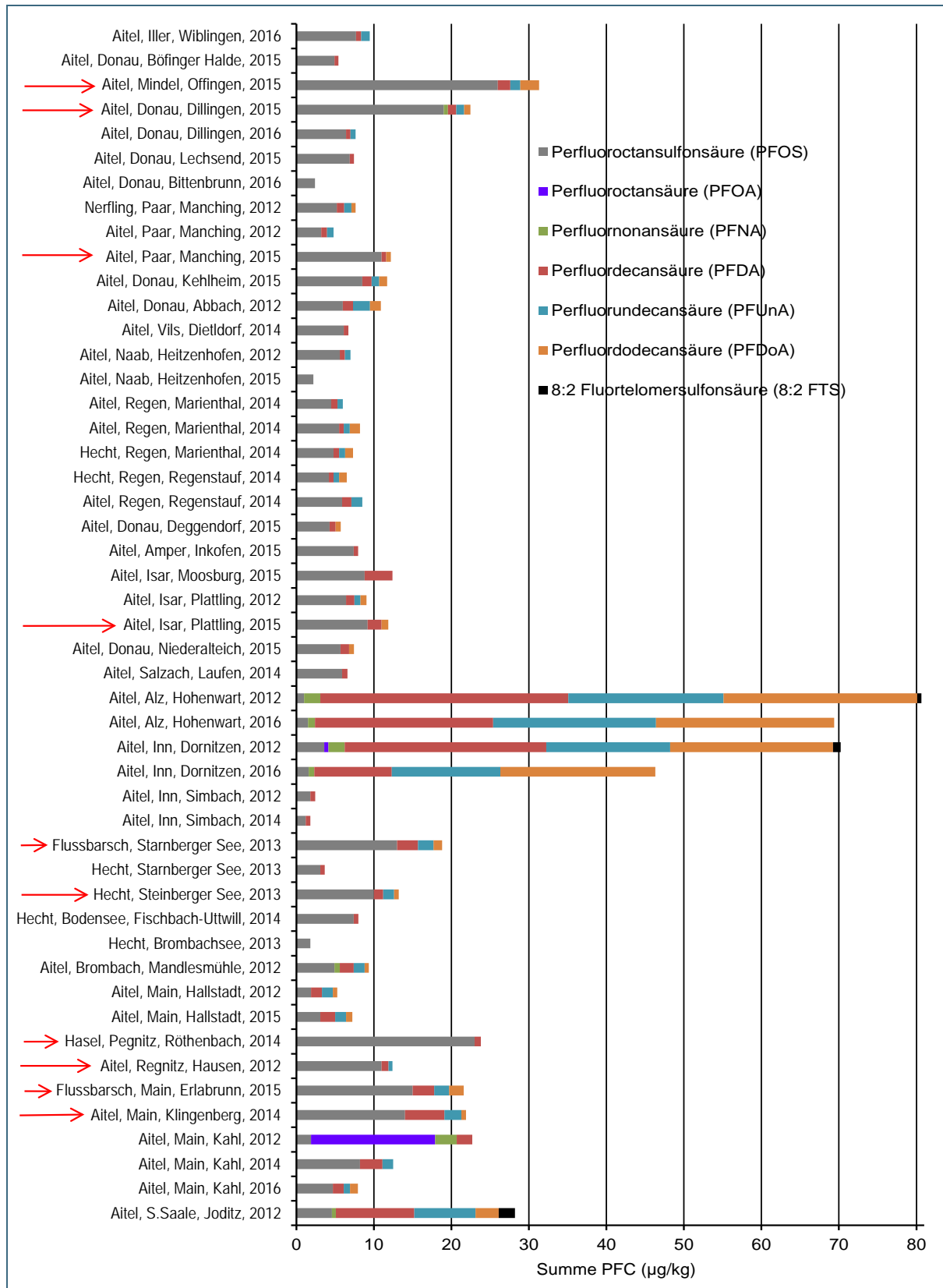


Abb. 27: Konzentration von poly- und perfluorierten Verbindungen in der Fischmuskulatur. Ergebnisse der in den Jahren 2012–2016 untersuchten Poolproben aus bayerischen Gewässern. Dargestellt sind alle Messstellen, bei denen mindestens eine Verbindung mit einer Konzentration > 4,5 µg/kg (> ½ UQN PFOS) gefunden wurde. Zusätzlich wurden Stellen aufgenommen, die im Gewässerlängsverlauf unterhalb oder oberhalb dieser Messstellen liegen. Rote Pfeile: Überschreitung der Biota-Umweltqualitätsnorm für PFOS von 9,1 µg/kg.

Auswertungen zur Perfluorooctansulfonsäure

Die PFOS-Konzentration betrug nur in 7 % der untersuchten Muskulaturpoolproben weniger als die BG von 0,5 µg/kg. Die Proben stammten hier entweder von Regenbogenforellen (bei denen nicht auszuschließen ist, dass es sich um Besatzfische handelt), von Fischen aus dem **Seebensee** (Gebirgssee, Österreich, 1657 m ü. A.), dem **Inn bei Kirchdorf** oder der **Loisach bei Garmisch** (Abb. 30).

An zehn der 73 im Zeitraum 2012 bis 2016 untersuchten Messstellen überschritten die PFOS-Konzentrationen in der Muskulaturpoolprobe die UQN von 9,1 µg/kg zumindest an einem Probenahmetermin. Sie sind in Abb. 27 mit einem roten Pfeil markiert. Die Belastungsursache konnte noch nicht an allen Messstellen ermittelt werden. Zur Bewertung eines Gewässerabschnittes werden die Analyseergebnisse aus einem Untersuchungsjahr gemittelt und dann mit der UQN verglichen. Da die PFOS-Konzentration im Mittel der beiden Fischarten 9,1 µg/kg nicht überschreitet, wurde die UQN 2013 am Starnberger See eingehalten.

Die PFOS-Konzentration in den Muskulaturpoolproben jeder Art war unabhängig von der Fischlänge, dem Fischgewicht und dem Fischalter und ist daher nicht abgebildet. Wurden an einem See im selben Jahr sowohl Hechte als auch Flussbarsche untersucht, so war die PFOS-Konzentration in der Muskulatur der Barsche etwa 4-mal höher als in der Muskulatur der Hechte (Starnberger See, Weißensee).

Zusätzlich zu den Poolproben wurden 2012 und 2014 die PFOS-Konzentrationen in der Muskulatur von 18 Fischen in Einzelproben untersucht und gegen die Fischlänge aufgetragen (Abb. 29). Ein Zusammenhang zwischen PFOS-Konzentration in der Muskulatur und Länge, Gewicht oder Alter der Fische war bei diesen Proben an der Probenahmestelle an der **Regnitz bei Hausen** erkennbar. Der Unterschied zwischen der PFOS-Konzentration der Poolprobe und der mittleren PFOS-Konzentration der Einzelproben lag für beide Probenserien im Bereich der Messgenauigkeit von $\pm 20\%$ (Abb. 28).

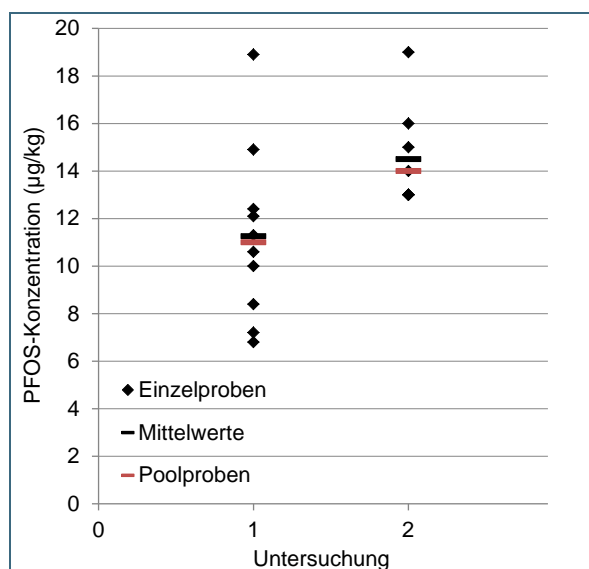


Abb. 28: Konzentration von Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) in Aitemuskulatur verschiedener Individuen (Einzelproben), daraus errechnete Mittelwerte und PFOS-Konzentration in der zugehörigen Poolprobe.
1: Regnitz, Hausen, 2012
2: Main, Klingenberg, 2014

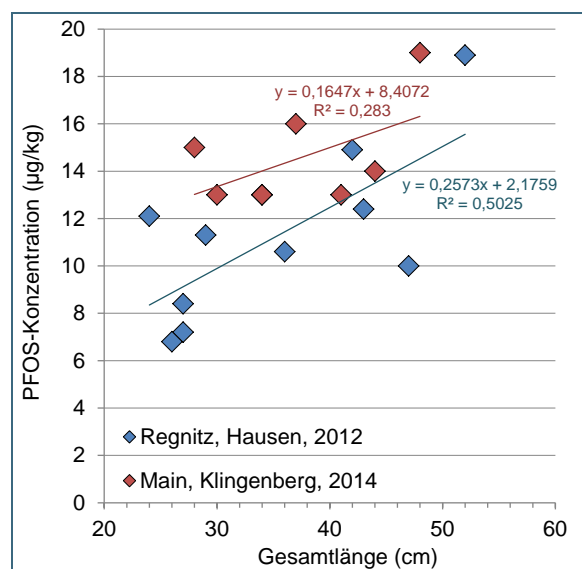


Abb. 29: Konzentration von Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) in Aitemuskulatur verschiedener Individuen in Abhängigkeit von der Fischgesamtlänge.

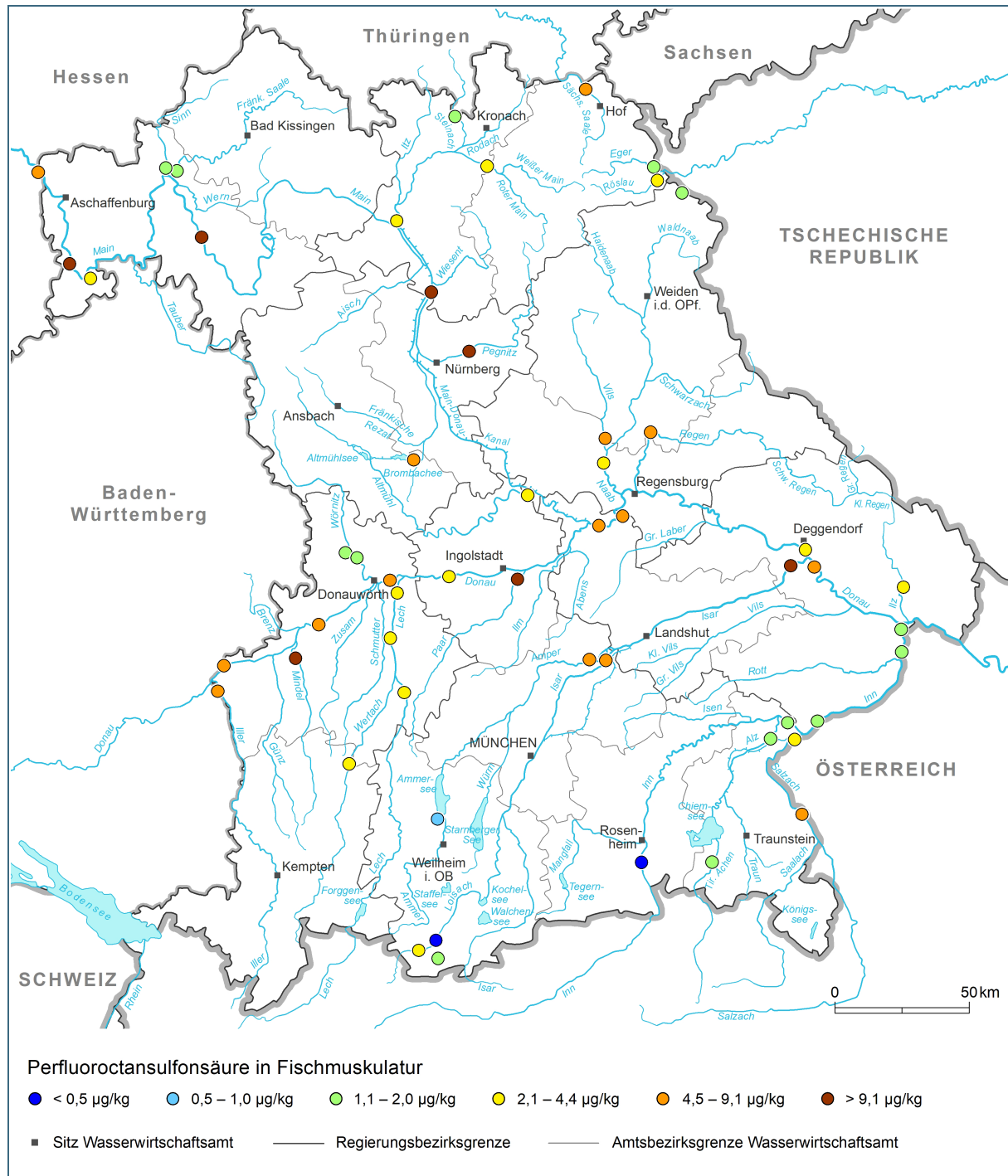


Abb. 30: Mittlere Konzentration von Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) in der Muskulatur von Fischen aus bayerischen Fließgewässern (UQN = 9,1 µg/kg). Untersuchte Fischarten: Aitel (Regelfall), Bachforelle (Erf, Ilz, Inn bei Kirchdorf, Loisach, Partnach), Flussbarsch (Main bei Erlabrunn), Hasel (Pegnitz). Ergebnisse der jeweils jüngsten Untersuchung des Zeitraums 2012–2016.

4.12 Heptachlor und Heptachlorepoxyd

Heptachlor sowie cis-Heptachlorepoxyd wurden 2012 im Zentrallabor des LfU in 85 Leberproben und drei Muskulaturproben einzelner Fische, sowie in den Jahren 2012 bis 2016 in 91 Muskulaturpoolproben untersucht. In keiner der untersuchten Proben wurden Heptachlor-Konzentrationen größer der Bestimmungsgrenze von 1 µg/kg oder cis-Heptachlorepoxyd-Konzentrationen größer der BG von 2 µg/kg gemessen.

Da für die Summe von Heptachlor und cis-Heptachlorepoxyd eine UQN von 0,0067 µg/kg gilt, wurden die 34 Proben der Fließgewässer-Überblicksmessstellen nach WRRL an das Chemische und Veterinäruntersuchungsamt Münsterland-Emscher-Lippe in Münster vergeben, da dort jeweils eine BG von 0,002 µg/kg erreicht wird. Auch trans-Heptachlorepoxyd wurde bei diesen Proben mitbestimmt, die Konzentrationen lagen aber in allen Proben unterhalb der BG von 0,002 µg/kg.

Heptachlor konnte nur in den Fischen aus der **Donau bei der Böfingler Halde**, der **Ilz bei Kalteneck** und der **Salzach bei Laufen** quantifiziert werden (0,002 bis 0,003 µg/kg). An allen anderen Stellen lagen die Konzentrationen in den Fischen unter der BG von 0,002 µg/kg.

Cis-Heptachlorepoxyd hingegen konnte nur an sieben Probenahmestellen nicht quantifiziert werden, so dass in der Fischmuskulatur der Stellen **Fränkische Saale bei Gemünden**, **Iller bei Wiblingen**, **Donau bei Dillingen** und **Bittenbrunn**, **Lech bei Augsburg**, und **Inn bei Passau/Ingling** auch die Summe Heptachlor/-epoxyd < 0,002 µg/kg war. An vier weiteren Stellen (**Amper bei Inkofen**, **Donau bei Kelheim**, **Naab, bei Heitzenhofen**, **Main bei Hallstadt**) wurde die UQN von 0,0067 µg/kg in der Fischmuskulatur ebenfalls eingehalten. An der überwiegenden Zahl der Probenahmestellen wurde sie jedoch überschritten. In Bachforellen aus der **Ilz bei Kalteneck** betrug die Summe Heptachlor/-epoxyd 2015 0,03 µg/kg, 2016 war sie < 0,002 µg/kg. Ob dieser Unterschied im Zusammenhang mit Fischbesatzmaßnahmen steht ist unklar. Aitel aus dem **Main bei Kahl** wiesen mit 0,046 µg/kg die höchste cis-Heptachlorepoxyd-Konzentration der Probenserie auf (Abb. 31).

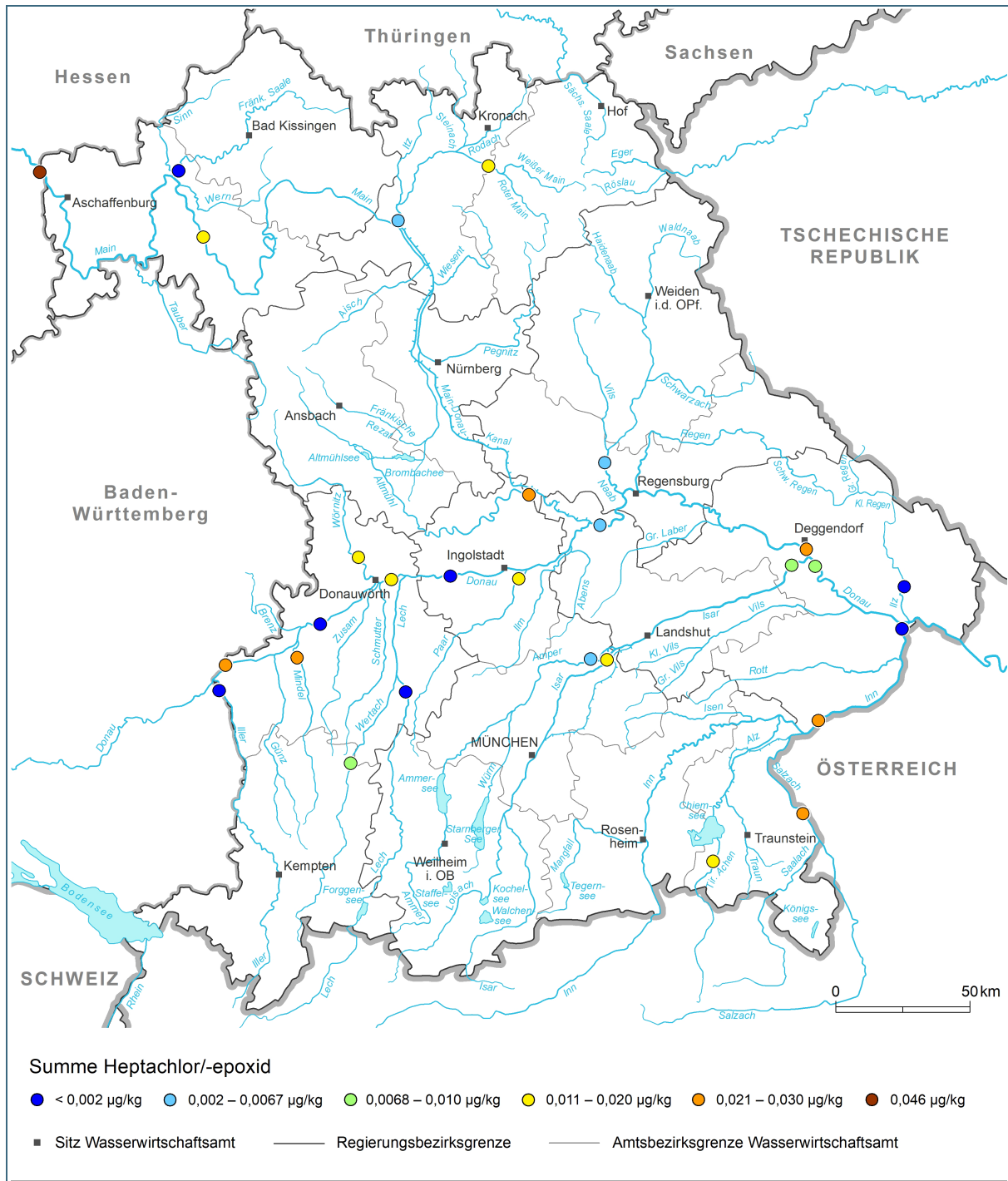


Abb. 31: Mittlere Konzentration der Summe von Heptachlor und Heptachlorepoxyd (Summe Heptachlor/-epoxyd) in der Muskulatur von Fischen aus bayerischen Fließgewässern (UQN = 0,0067 µg/kg). Untersuchte Fischarten: Aitel (Regelfall), Bachforelle (Ilz), Flussbarsch (Main bei Erlabrunn). Ergebnisse der jeweils jüngsten Untersuchung des Zeitraums 2014–2016.

4.13 Dicofol

Dicofol wurde 2012 in 84 Leberproben und drei Muskulaturproben einzelner Fische, sowie in den Jahren 2012 bis 2016 in 94 Muskulaturpoolproben untersucht. In keiner der untersuchten Proben betrug die Konzentration mehr als die Bestimmungsgrenze von 3 µg/kg. Die UQN von 33 µg/kg wurde daher an allen untersuchten Probenahmestellen eingehalten.

4.14 Quinoxifen

Quinoxifen wurde 2012 in 85 Leberproben und drei Muskulaturproben einzelner Fische, sowie in den Jahren 2012 bis 2016 in 92 Muskulaturpoolproben untersucht. In keiner der untersuchten Proben betrug die Konzentration mehr als die Bestimmungsgrenze von 2 µg/kg.

4.15 alpha-, beta-, delta-Hexachlorcyclohexan und gamma-Hexachlorcyclohexan (Lindan)

Alpha-, beta-, delta-Hexachlorcyclohexan und gamma-Hexachlorcyclohexan wurden in den Jahren 2011 und 2012 in 153 Leberproben und 68 Muskulaturproben einzelner Fische, sowie in den Jahren 2012 bis 2016 in 95 Muskulaturpoolproben untersucht. Nur in zwei Leberproben wurden Konzentrationen an, beziehungsweise knapp über der Bestimmungsgrenze von 1 µg/kg gefunden. 2011 betrug die Lindankonzentration in der Leber eines Hechtes (von zehn untersuchten Hechten) aus dem **Alpsee bei Schwangau** 1 µg/kg, in der eines Aitels (von acht untersuchten Aitel) aus der **Paar unterhalb Manching** 2 µg/kg. In der Muskulatur dieser Fische lagen die Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 1 µg/kg. Auch Muskulaturpoolproben von Fischen dieser Probenahmestellen aus späteren Jahren wiesen keine messbaren HCH-Konzentrationen auf.

4.16 polyzyklische Moschusduftstoffe

Die polyzyklischen Moschusduftstoffe 1,3,4,6,7,8-Hexahydro-4,6,6,7,8,8-hexamethyl-cyclopenta[g]-2-benzopyran (HHCB, Galaxolide®, Abbalide®) und 1-(1,2,3,4,5,6,7,8-octahydro-2,3,8,8,-tetramethyl-2-naphthyl)ethan-1-one (OTNE, Iso E Super, Amberonne) wurden in den Jahren 2011 und 2012 in 156 Leberproben, in den Jahren 2011 bis 2016 in 94 Muskulaturproben einzelner Fische, sowie im Zeitraum 2012 bis 2016 in 92 Muskulaturpoolproben untersucht.

HHCB reicherte sich in der Regel stärker in der Leber als in der Muskulatur an und konnte nur in neun Leberproben nicht quantifiziert werden. Die Konzentrationen in der Leber betragen bis zu 130 µg/kg.

In Fischen aus Seen betrug die HHCB-Konzentration in der Muskulatur immer weniger als die Bestimmungsgrenze von 3 µg/kg (Tab. 10), in Flussfischen lag der Median für die muskuläre HHCB-Konzentration bei 4,3 µg/kg. Die höchste mittlere HHCB-Konzentration in der Muskulatur betrug 58 µg/kg und wurde 2015 in Aitel aus der **Donau bei der Böfinger Halde** (unterhalb des Großraumes Ulm) gemessen. Aus dem bayerischen Muschelschadstoffmonitoring ist bekannt, dass polyzyklische Moschusduftstoffe im Gewebe von Muscheln in höheren Konzentrationen nachgewiesen werden, wenn diese unterhalb von Kläranlageneinleitungen exponiert werden (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2013).

Auch OTNE reicherte sich in der Regel stärker in der Leber als in der Muskulatur an und konnte in allen untersuchten Leberproben nachgewiesen werden. Die Konzentrationen in der Leber betragen zwischen 6 und 77 µg/kg.

OTNE wurde auch in der Muskulatur von Fischen einiger Seen (**Alpsee bei Schwangau, Bodensee**) nachgewiesen (Tab. 10). 2011 erreichte die mittlere OTNE-Konzentration in Hechten aus dem **Alpsee** den höchsten in Seenfischen gemessenen Wert von 14 µg/kg. Der Median für die muskuläre OTNE-Konzentration lag auch in Flussfischen bei < 6 µg/kg. Die höchste mittlere Konzentration in der Fischmuskulatur betrug 29 µg/kg (**Paar bei Manching**, Nerfling, 2012) (Abb. 32).

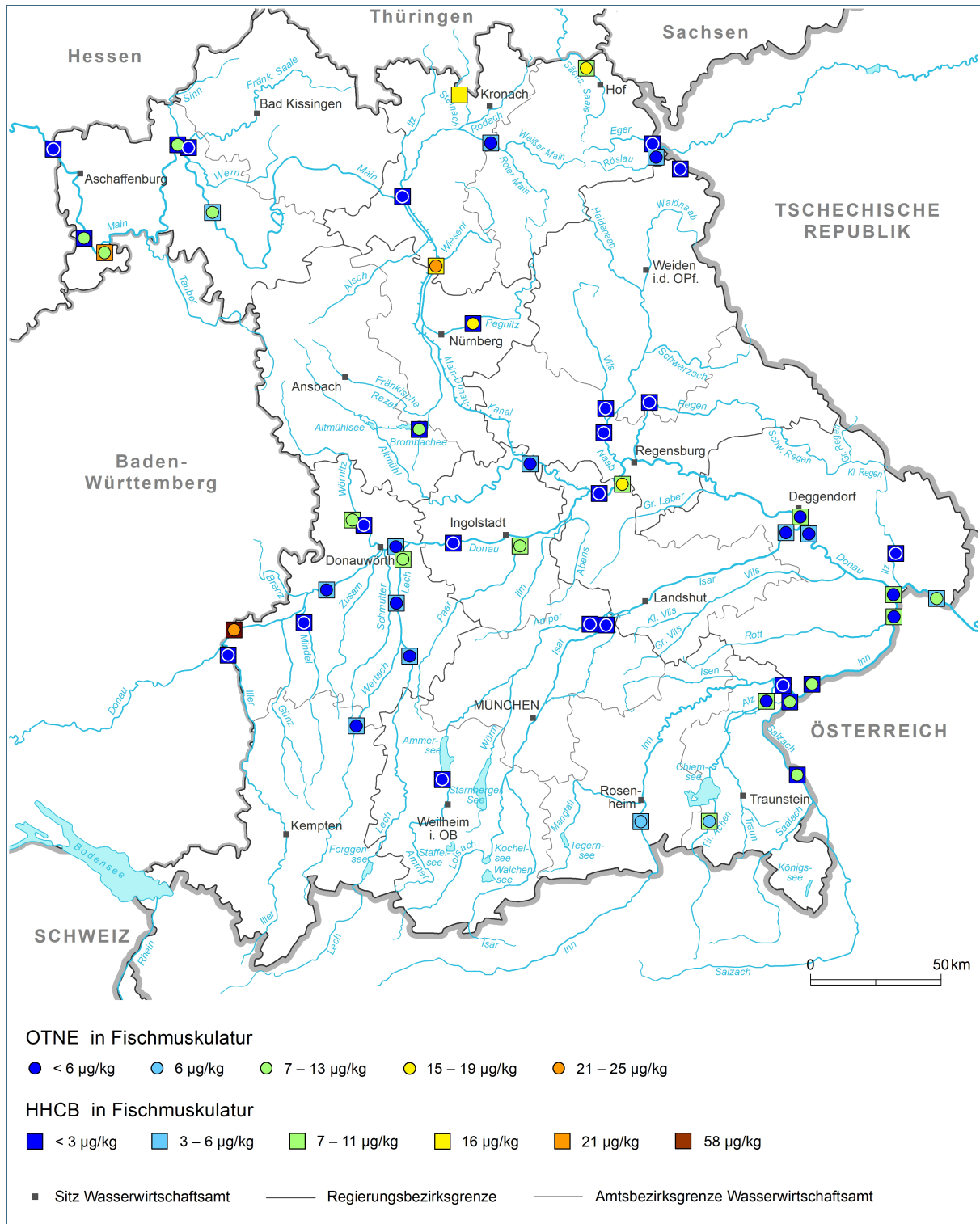


Abb. 32: Mittlere Konzentrationen von polyzyklischen Moschusduftstoffen (OTNE und HHCb) in der Muskulatur von Fischen aus bayerischen Fließgewässern (keine UQN festgelegt). Untersuchte Fischarten: Aitel (Regelfall), Bachforelle (Erf, Ilz, Inn bei Kirchdorf), Flussbarsch (Main bei Erlabrunn), Hasel (Pegnitz). Ergebnisse der jeweils jüngsten Untersuchung des Zeitraums 2011–2016

5 Bewertung

Ein direkter Vergleich mit Analysenergebnissen aus früheren Fischuntersuchungen ist in der Regel nicht möglich, da 2010, bedingt durch die Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie und der Tochterrichtlinien, die Probenahmestrategie geändert werden musste. Trotzdem erfolgt in den jeweiligen Kapiteln eine Gegenüberstellung mit Ergebnissen früherer Untersuchungen. Um die Entwicklung der Stoffkonzentrationen in bayerischen Gewässern zu dokumentieren, wird ein Trendmonitoring durchgeführt. Im Rahmen des Trendmonitorings werden derzeit keine Fischproben verwendet. Je nachdem in welcher Matrix sich der zu untersuchende Stoff am besten analysieren lässt werden für das Trendmonitoring Schwebstoff- oder Muschelweichkörperproben untersucht.

5.1 Einhaltung und Verfehlung von Umweltqualitätsnormen

Für folgende Stoffe wurden die UQN an allen untersuchten Probenahmestellen eingehalten, an denen repräsentative Fischmuskulaturproben untersucht werden konnten:

- Hexachlorbenzol (10 µg/kg)
- Hexachlorbutadien (55 µg/kg)
- Dicofol (33 µg/kg)
- Dioxine- und dioxinähnliche Verbindungen (Gesamt TEQ) (0,0065 µg/kg)
- Hexabromcyclododecan (167 µg/kg)

In keiner der untersuchten Muskulaturproben wurde die halbe UQN für Dicofol und HBCD erreicht. Nur an einzelnen Probenahmestellen wurden in der Fischmuskulatur Konzentrationen größer der halben UQN für HCB, HCB sowie für die Gesamt TEQ ermittelt.

Die UQN für Perfluorooctansulfonsäure von 9,1 µg/kg wurde in circa 10 % der untersuchten Fischmuskulaturproben überschritten. Mehr als die halbe PFOS-UQN wurde in circa 30 % der Proben nachgewiesen.

Die UQN für Heptachlor und Heptachlorepoxyd von 0,0067 µg/kg wurde in circa 65 % der untersuchten Fischmuskulaturproben überschritten. Mehr als die halbe UQN für die Summe Heptachlor und Heptachlorepoxyd wurde in circa 80 % der Proben ermittelt.

Die UQN für Quecksilber (20 µg/kg) und bromierte Diphenylether (0,0085 µg/kg) in Fischen wurden an keiner der untersuchten Messstellen eingehalten. Wie auch in den anderen Bundesländern, ist bei diesen beiden Stoffen daher von einer Überschreitung in nahezu allen Gewässern auszugehen. Allerdings ist die Höhe der Quecksilberbelastung in der Fischmuskulatur an den verschiedenen Probenahmestellen sehr unterschiedlich. Der lebensmittelrechtlich gültige Höchstgehalt für Quecksilber in der Fischmuskulatur von 500 µg/kg (bzw. 1000 µg/kg bei Aal und Hecht) (Verordnung (EG) Nr.1881/2006) wurde bis auf wenige Ausnahmen (siehe 4.5) nur in Fischen aus der Röhrlau überschritten.

Quecksilber, bromierte Diphenylether, Heptachlor/ Heptachlorepoxyd und Perfluorooctansulfonsäure sind wie PCB, Dioxine- und dioxinähnliche Verbindungen sowie Hexa-bromcyclododecan ubiquitär verbreitet und können deshalb in der Umwelt bis in die Polarregionen in Spuren nachgewiesen werden. Lokale Maßnahmen sind daher nicht ausreichend um die Konzentrationen dieser Stoffe in der Umwelt langfristig zu verringern. Internationale Vereinbarungen zur Reduzierung der Verwendung dieser Stoffe, wie z. B. das Minamata-Abkommen zur Reduktion des Quecksilbereinsatzes oder das Stockholmer Übereinkommen zur Verringerung oder Verhinderung der Freisetzung persistenter organischer Schadstoffe wurden daher auch von Deutschland ratifiziert.

6 Literatur

- Bayerisches Landesamt für Umwelt [Hrsg.], 2011. Auswirkungen der Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) auf Regenbogenforellen. UmweltSpezial, Augsburg, 82.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt [Hrsg.], 2012. Medienübergreifende Umweltanalytik verschiedener persistenter polybromierter Flammschutzmittel. UmweltSpezial, Augsburg. 53 S.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt [Hrsg.], 2013. Bayerisches Fisch- und Muschel-Schadstoffmonitoring. UmweltSpezial, Augsburg, 62 S + Anhang 205 S.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt [Hrsg.], 2019. Per- und polyfluorierte Chemikalien in Bayern – Untersuchungen 2006–2018. UmweltSpezial, Augsburg. 151 S.
- Dušek, L., Svobodová, Z., Janousková, D., Vykusová, B., Jarkovský, J., Šmíd, R., Pavlis, P., 2005. Bioaccumulation of mercury in muscle tissue of fish in the Elbe River (Czech Republic): multispecies monitoring study 1991–1996. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Volume 61, Issue 2, June 2005, Pages 256–267
- Fliedner, A., Rüdél, H., Teubner, D., Buchmeier, G., Lowis, J., Heiss, C., Wellnitz, J., Koschorreck, J., 2016. Biota monitoring and the Water Framework Directive – can normalization overcome shortcomings in sampling strategies? *Environ. Sci. Poll. Res. Int.* 23, 21927–21939.
- Fliedner, A., Rüdél, H., Lohmann, N., Buchmeier, G., Koschorreck, J., 2018. Biota monitoring under the Water Framework Directive: On tissue choice and fish species selection. *Environ Poll* 235, 129–140.
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg [Hrsg.] (1995): Stoffbericht Polychlorierte Biphenyle (PCB), Texte und Berichte zur Altlastenbearbeitung 16, Karlsruhe, 126 S.
- Radermacher, G., Fliedner, A., Rüdél, H., 2018. Konzept zur Implementierung der neuen Umweltqualitätsnormen für prioritäre Stoffe in Fischen. Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes, Forschungskennzahl 3715222000.
- Smedes, F. 1999. Determination of total lipid using non-chlorinated solvents. *The Analyst* 124, 1711–1718.
- Wachs, B., 1989. Quecksilber- und Vanadium-Akkumulation in Flußfischen, *Zeitschrift für angewandte Zoologie* 76(4), 403–424.

6.1 Rechtsnormen und Leitlinien

Deutsches Institut für Normung – DIN 38407-3 (07/1998): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Gemeinsam erfassbare Stoffgruppen (Gruppe F) – Teil 3: Gaschromatographische Bestimmung von polychlorierten Biphenylen (F 3)

Deutsches Institut für Normung – DIN 38407-42 (03/2011): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Gemeinsam erfassbare Stoffgruppen (Gruppe F) - Teil 42: Bestimmung ausgewählter polyfluorierter Verbindungen (PFC) in Wasser – Verfahren mittels Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie und massenspektrometrischer Detektion (HPLC-MS/MS) nach Fest- Flüssig-Extraktion (F 42).

Deutsches Institut für Normung – DIN 38414-24 (10/2000): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Schlamm und Sedimente (Gruppe S) – Teil 24: Bestimmung von polychlorierten Dibenzodioxinen (PCDD) und Dibenzofuranen (PCDF) (S 24).

Deutsches Institut für Normung – DIN EN ISO 17294-2 (02/2005): Wasserbeschaffenheit – Anwendung der induktiv gekoppelten Plasma-Massenspektrometrie (ICP-MS) – Teil 2: Bestimmung von 62 Elementen (ISO 17294-2:2003); Deutsche Fassung EN ISO 17294-2:2004.

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA-AO) [Hrsg.] (2012; 2016): Rahmenkonzeption Monitoring, Teil B: Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen, Arbeitspapier IV.3: Konzeption für Biota-Untersuchungen zur Überwachung von Umweltqualitätsnormen gemäß RL 2008/105/EG.

Oberflächengewässerverordnung (OGewV) vom 20. Juni 2016 (BGBl. 2016 I, Nr. 28, 1373-1443).

Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. (Wasser-Rahmenrichtlinie).

Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG.

Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik.

US Environmental Protection Agency (EPA) (2007): Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods – SW 846 – Method 7473: Mercury in Solids and Solutions by Thermal Decomposition, Amalgamation, and Atomic Absorption Spectrometry, February 2007.

Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln, Verkündungsstand 9.3.2013, unter Berücksichtigung von: EU-Kommission (2011): Verordnung (EU) Nr. 1259/2011 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 hinsichtlich der Höchstgehalte für Dioxine, dioxinähnliche PCB und nicht dioxinähnliche PCB in Lebensmitteln.

7 Anhang

Tab. 10: Mittlere Konzentrationen von Quecksilber (Hg), Hexachlorbenzol (HCB), Summe der 6 Indikator Polychlorierten Biphenyle (I-PCB), Gesamt-Toxizitätsäquivalent der Dioxine und dioxinähnlichen Verbindungen (TEQ gesamt), Summe der bromierten Diphenylether Nr. 28,47,99,100,153,154 (Summe BDE), Hexabromcyclododecan (HBCD), Perfluorooctansulfonsäure (PFOS), Summe von Heptachlor und cis-Heptachlorepoxyd (Summe Heptachlor/-epoxyd), polycyclische Moschus-Duftstoffe (HHCB und OTNE) in Fischmuskulatur, gemessen in Poolproben (blau) oder berechnete Mittelwerte aus den Konzentrationen in den einzelnen Fischen (schwarz).

Probenahmestelle	Befischungsdatum	Fischart	Anzahl Fische	mittleres Fischgewicht (g)	mittlere Fischlänge (cm)	mittleres Fischalter (Jahre)	Fettgehalt %	Hg (µg/kg)	HCB (µg/kg)	Summe I-PCB (µg/kg)	TEQ gesamt (µg/kg)	Summe BDE (µg/kg)	HBCD (µg/kg)	PFOS (µg/kg)	Summe Heptachlor/-epoxyd (µg/kg)	HHCB (µg/kg)	OTNE (µg/kg)
Alpsee bei Schwangau	25.11.11	Hecht	10	1522	59	7		436	<0,2	0,9						<3	14
Alpsee bei Schwangau	27.08.14	Hecht	10	1387	59	5	0,6	325	<0,2	1,1	0,00055	0,18		0,6		<3	<6
Alpsee bei Schwangau	15.08.15	Hecht	10	989	53	4	0,7	332	<0,2	0,8	0,00051	0,13	<0,039	0,7	0,010	<3	<6
Altmühlsee	18.11.13	Hecht	10	537	42	2	0,6	88	<0,2	<0,2	0,000093	0,035	0,07	1,4		<3	<6
Bodensee Obersee	02.12.14	Hecht	9	849	50	3	0,7	72	<0,2	1,5	0,00033	0,35	0,09	7,4		<3	8
Eibsee	11.09.16	S.Forelle	3	640	40	3	2,5	185	0,3	41	0,0020			0,5			
Großer Brombachsee	19.09.13	Hecht	9	413	38	2	0,5	129	<0,2	<0,2	0,000033	0,021	0,08	1,8		<3	<6
Knappensee	08.11.13	Hecht	5	528	41	3	0,5	66	<0,2	<0,2	0,0000013	0,017	0,07	1,0		<3	<6
Seebensee	14.10.16	S.Saibling	4	105	24	3	1,7	52	<0,2	7,7	0,00064			<0,5			
Seebensee	14.10.16	S.Saibling	3	33	16	2		9						<0,5			
Starnberger See	29.10.13	F.Barsch	11	256	26	4	1,2	132	<0,2	1,5	0,00049	0,17	0,15	13		<3	<6
Starnberger See	10.12.13	Hecht	10	1305	55	4	0,7	117	<0,2	4,7	0,00028	0,11	0,10	3,1		<3	<6
Steinberger See	05.11.13	Hecht	5	414	39	3	0,6	136	<0,2	<0,2	0,00014	0,12	0,10	10,0		<3	<6
TWT Frauenau	12.08.13	B.Forelle	11	326	34	3	1,4	184	<0,2	3,5	0,00038	0,28	0,18	0,6		<3	<6
TWT Mauthaus-Hauptbecken	05.10.11	F.Barsch	10	293	27	7		304	<0,2	5,0							
TWT Mauthaus-Hauptbecken	10.10.12	F.Barsch	10	324	28	7	1,1	251	<0,2	24	0,00097	0,17	0,79	0,6		<3	7
TWT Mauthaus-Hauptbecken	29.08.13	S.Forelle	10	588	38	4	1,5	118	<0,2	9,5	0,00088	0,23	0,13	0,7		<3	<6
TWT Mauthaus-Hauptbecken	29.08.13	Rotaugen	4	370	30	6	2,2	230	0,3	51	0,0023	0,27	0,26	2,2		<3	9
TWT Mauthaus-Hauptbecken	29.08.13	Rotfeder	2	342	27	7		155									
Weißensee	06.12.13	Hecht	14	705	47	4	0,7	119	<0,2	<0,2	0,00026	0,15	0,06	0,7		<3	<6
Weißensee	07.12.13	F.Barsch	10	204	26	4	0,9	133	<0,2	2,0	0,00031	0,17	0,09	2,3		<3	<6

Probenahmestelle	Befischungsdatum	Fischart	Anzahl Fische	mittleres Fischgewicht (g)	mittlere Fischlänge (cm)	mittleres Fischalter (Jahre)	Fettgehalt %	Hg (µg/kg)	HCB (µg/kg)	Summe I-PCB (µg/kg)	TEQ gesamt (µg/kg)	Summe BDE (µg/kg)	HBCD (µg/kg)	PFOS (µg/kg)	Summe Heptachlor/-epoxid (µg/kg)	HHCB (µg/kg)	OTNE (µg/kg)
Altmühl, Grögling	05.09.11	Aitel	8	149	23	3		44	<0,2	5,0							
Altmühl, Grögling	14.07.15	Aitel	9	1067	43	7	2,1	126	0,2	14	0,0013	0,95	1,2	2,1	0,027	5	<6
Alz, Hohenwart	18.10.11	Aitel	10	1042	42	6		238	3,9	20							
Alz, Hohenwart	20.09.12	Aitel	8	684	36	5	2,5	234	2,7	13	0,00083	1,2	0,47	1,0		10	7
Alz, Hohenwart	30.06.16	Aitel	10	945	40	6	3,8	364	4,6	33	0,0022	5,2	0,68	1,5		9	<6
Amper, Inkofen	15.09.15	Aitel	10	880	42	7	1,1	104	<0,2	11	0,00042	0,16	<0,043	7,4	0,004	<3	<6
Brombach, Mandlesmühle	27.09.11	Aitel	10	436	33	6		52	<0,2	1,5							
Brombach, Mandlesmühle	20.11.12	Aitel	10	499	33	4	1,2	106	<0,2	0,7	0,00029	0,11	0,18	4,9		<3	7
Donau, Böfing Halde	01.07.15	Aitel	7	1983	52	10	4,9	181	0,8	45	0,0037	3,1	2,8	4,9	0,027	58	25
Donau, Dillingen	30.06.15	Aitel	12	283	28	4	1,1	64	<0,2	3,6	0,00062	0,50	0,11	19	0,004	<3	<6
Donau, Dillingen	20.07.16	Aitel	10	701	38	5	1,3	100	0,3	14	0,00084	1,3	0,46	6,4	<0,002	4	<6
Donau, Lechsend	06.08.15	Aitel	10	843	40	6	1,8	137	0,2	17	0,00089	0,45	0,49	6,9	0,012	3	<6
Donau, Bittenbrunn	17.10.16	Aitel	10	709	38	5	1,8	126	0,3	13	0,00063	0,74	0,49	2,4	<0,002	<3	<6
Donau, Kehlheim	10.09.15	Aitel	11	666	37	6	1,6	135	0,4	14	0,00067	0,48	0,29	8,5	0,005	<3	<6
Donau, Bad Abbach	30.08.11	Aitel	11	790	39	6		273	0,4	22							
Donau, Bad Abbach	25.09.12	Aitel	10	1235	45	7	2,0	340	1,2	76	0,0044	5,1	1,7	6,0		8	18
Donau, Deggendorf	16.07.15	Aitel	4	838	42	6	1,8	135	0,5	40	0,0025	1,4	1,4	4,3	0,028	8	<6
Donau, Niederaltaich	15.09.15	Aitel	10	694	38	5	1,6	81	<0,2	7,9	0,00092	0,44	0,40	5,7	0,008	4	<6
Donau, OW Jochenstein	01.09.11	Aitel	10	281	29	4		64	0,2	4,7						6	7
Donau, UW Jochenstein	26.09.12	Aitel	6	204	23	3		64	0,2	8,8							
Eger (S.), Egermühle	17.10.14	Aitel	11	375	29	5	1,3	117	0,5	30	0,0015	0,87		2,5		<3	24
Eger (S.), Egermühle	05.09.16	Aitel	10	424	32	5	1,2	36	0,7	32	0,00081	0,75	0,12	1,5		7	11
Eger (Ofr.), Hirschsprung	31.05.12	Aitel	8	469	35	8		201									
Eger (Ofr.), Hirschsprung	19.09.12	Aitel	5	565	36	6		256	<0,2	12							
Eger (Ofr.), Hohenberg	19.09.12	Aitel	5	771	39	9	1,1	191	0,5	21	0,00084	0,29	0,33	1,9		<3	<6
Eger (Ofr.), Hohenberg	07.10.14	Aitel	3	231	26	4		563	0,4	7,2							
Erf, Bürgstadt	02.07.15	B.Forelle	9	390	32	3	3,6	75	0,4	42	0,0017	1,2	0,43	3,1		21	12
F. Saale, Gemünden	29.09.16	Aitel	9	1097	47	7	1,3	292	<0,2	27	0,0013	1,1	0,22	1,3	<0,002	<3	<6
Iller, Wiblingen	12.10.16	Aitel	10	1125	44	7	1,7	190	<0,2	17	0,00084	0,84	0,32	7,7	<0,002	<3	<6

Probenahmestelle	Befischungsdatum	Fischart	Anzahl Fische	mittleres Fischgewicht (g)	mittlere Fischlänge (cm)	mittleres Fischalter (Jahre)	Fettgehalt %	Hg (µg/kg)	HCb (µg/kg)	Summe I-PCB (µg/kg)	TEQ gesamt (µg/kg)	Summe BDE (µg/kg)	HBCD (µg/kg)	PFOS (µg/kg)	Summe Heptachlor/-epoxid (µg/kg)	HHCB (µg/kg)	OTNE (µg/kg)
Ilz, Kalteneck	11.08.15	B.Forelle	11	285	30	3	3,2	71	0,4	16	0,00063	1,3	1,3	2,4	0,030	4	6
Ilz, Kalteneck	22.06.16	B.Forelle	6	237	29	3	2,1	77	0,2	13	0,00053	2,3	0,56	2,2	<0,002	<3	<6
Ilz, Kalteneck	22.06.16	Aitel	2	485	32	5	2,6	76	0,2	7,6	0,00039	0,85	0,57	3,8		<3	<6
Inn, Kirchdorf	18.08.15	B.Forelle	3	84	21	2								1,0			
Inn, Kirchdorf	10.08.16	B.Forelle	2	355	32	4	5,0	27	0,7	6,9	0,00037	0,57	0,14	<0,5		5	6
Inn, Kirchdorf	10.08.16	R.Forelle	3	358	33	3	2,2	40	0,5	220	0,0054	2,5	1,4	<0,5	0,047	4	<6
Inn, Dornitzen	19.07.12	Aitel	5	924	38	7	3,3	342	5,6	22	0,0014	1,5		3,6		10	7
Inn, Dornitzen	23.10.12	Aitel	6	2017	52	10	4,5	598	14	53	0,0044	3,7	1,4			15	11
Inn, Dornitzen	27.09.16	Aitel	3	525	35	6	1,6	423	2,0	15	0,00083	1,7	0,88	1,6		<3	<6
Inn, Simbach	05.10.11	Aitel	6	286	27	4		88	<0,2	3,5						6	7
Inn, Simbach	25.09.12	Aitel	11		36	6	2,9	105	0,6	16	0,00094	1,4	1,1	1,8			
Inn, Simbach	15.10.14	Aitel	5	585	32	5	2,4	83	0,9	3,9	0,00046	0,32	0,29	1,2	0,021	<3	13
Inn, Neuhaus	28.09.16	Aitel	4	560	36	5	1,7	156	0,6	11	0,00083	0,55	0,26	1,7		8	<6
Inn, Passau-Ingling	07.10.14	Aitel	2	207	25	5		60									
Inn, Passau-Ingling	12.10.16	Aitel	3	298	29	4	1,9	79	0,4	16	0,00087	1,3	0,29	2,0	<0,002	7	<6
Isar, Moosburg	05.10.15	Aitel	10	1429	47	8	3,4	119	0,3	22	0,0014	0,77	1,2	8,8	0,015	<3	<6
Isar, Plattling	24.09.12	Aitel	10	674	37	5	1,3	78	<0,2	15	0,00059	0,42	0,28	6,4		5	<6
Isar, Plattling	22.07.15	Aitel	10	730	39	5	1,5	98	<0,2	23	0,0010	0,47	0,16	9,2	0,008	5	<6
Lech, Augsburg	18.10.16	Aitel	10	1247	46	6	2,4	95	<0,2	11	0,00064	0,72	0,24	2,7	<0,002	3	<6
Lechkanal, Herbertshofen	10.06.16	Aitel	9	1427	48	7	2,4	203	<0,2	6,5	0,0016	2,7	0,84	3,0		5	<6
Lech, Feldheim	23.12.11	Aitel	10	1536	50	10		322	1,1	67							
Lech, Feldheim	11.10.12	Aitel	10	1564	49	8	2,9	270	1,1	75	0,0021	1,4		4,3		16	10
Lech, Feldheim	12.09.13	Aitel	10	1429	50	8	1,8	311	3,3	65	0,0021	1,2	0,86	4,4		11	9
Loisach, Grainau	24.09.16	B.Forelle	3	330	30	3	2,2	44	<0,2	6,5	0,00031			3,0		<10	
Loisach, Burgrain	30.09.16	B.Forelle	3	515	33	4	5,6	23	0,7	6,3	0,00037			<0,5		<10	
Loisach, Burgrain	29.09.16	R.Forelle	3	266	29	3	1,5	15	0,3	3,2	0,00023			<0,5		<10	

Probenahmestelle	Befischungsdatum	Fischart	Anzahl Fische	mittleres Fischgewicht (g)	mittlere Fischlänge (cm)	mittleres Fischalter (Jahre)	Fettgehalt %	Hg (µg/kg)	HCB (µg/kg)	Summe I-PCB (µg/kg)	TEQ gesamt (µg/kg)	Summe BDE (µg/kg)	HBCD (µg/kg)	PFOS (µg/kg)	Summe Heptachlor/-epoxid (µg/kg)	HHCB (µg/kg)	OTNE (µg/kg)
Main, Rothwind	30.09.15	Aitel	10	649	38	7	1,9	102	0,3	25	0,0011	0,78	0,66	2,3	0,014	6	<6
Main, Hallstadt	18.10.11	Aitel	6	1406	47	9		142	0,4	38						19	17
Main, Hallstadt	08.10.12	Aitel	10	1330	46	8	2,4	166	0,8	32	0,0015	1,0	1,0	1,9		12	7
Main, Hallstadt	11.08.15	Aitel	10	838	41	7	1,4	137	<0,2	27	0,0011	0,64	0,42	3,1	0,006	<3	<6
Main, Erlabrunn	07.10.15	F.Barsch	9	694	35	5	1,4	314	<0,2	32	0,0014	0,91	0,16	15	0,013	5	8
Main, Klingenberg	22.09.14	Aitel	8	687	37	5	2,3	246	0,4	60	0,0027	1,8	1,1	15		<3	9
Main, Kahl	01.10.11	Aitel	6	709	39	5		223	0,4	42						6	<6
Main, Kahl	18.09.12	Aitel	7	1811	50	8	3,2	293	0,5	112	0,0076	5,9	3,7	1,9		15	10
Main, Kahl	23.09.14	Aitel	10	703	36	4	2,3	184	0,7	61	0,0033	2,3	1,8	8,2	0,032	<3	9
Main, Kahl	19.07.16	Aitel	6	820	39	5	3,4	193	0,8	75	0,0039	9,9	1,8	4,7	0,046	<3	<6
Mindel, Offingen	07.07.15	Aitel	3	832	38	6	2,7	79	0,4	20	0,0014	1,2	0,83	26	0,030	<3	<6
Naab, Wernberg	06.09.11	Aitel	6	310	28	5		57	<0,2	8,0							
Naab, Heitzenhofen	29.09.11	Aitel	8	779	39	6		59	<0,2	6,8						7	<6
Naab, Heitzenhofen	13.09.12	Aitel	10	867	41	7	1,3	88	0,2	9,5	0,0011	0,77	0,23	5,6		<3	12
Naab, Heitzenhofen	30.07.15	Aitel	8	627	37	6	1,1	68	<0,2	6,1	0,00036	0,28	0,08	2,2	0,005	<3	<6
Paar, oh. Manching	26.10.11	Aitel	5	627	34	5		146	0,3	14						7	6
Paar, uh. Manching	17.08.11	Aitel	8	746	39	6		77	<0,2	8,0						12	14
Paar, uh. Manching	31.10.12	Aitel	7	896	40	7	2,9	100	0,5	24	0,0017	1,4		3,2		15	22
Paar, uh. Manching	31.10.12	Nerfling	4	1190	43	8	3,1	165	0,5	19	0,0028	2,8	1,2	5,2		37	29
Paar, uh. Manching	02.06.15	Aitel	9	551	35	5	1,9	87	0,3	5,5	0,00053	0,32	0,21	11	0,013	10	8
Partnach, oh. Ferchenbach	29.07.16	B.Forelle	4	155	25	3	3,5	32	0,3	2,0	0,00021			1,1			
Pegnitz, Enzendorf	27.11.14	R.Forelle	4	211	28	2	2,0	10	0,4	22	0,0016	0,88	0,32	0,7		<3	9
Pegnitz, Röthenbach	27.11.14	Hasel	9	193	26	5	3,0	34	0,7	44	0,0026	2,8	0,70	23		<3	19
Pegnitz, Röthenbach	27.11.14	B.Forelle	3	176	27	2		20									
Regen, Marienthal	11.09.14	Aitel	10	755	39	8	1,4	118	0,4	17	0,00067	0,41	0,38	4,9		<3	<6
Regen, Marienthal	11.09.14	Hecht	3	924	50	4	0,7	140	<0,2	1,9	0,00019	0,20		4,8		<3	9
Regen, Regenstau	07.09.11	Aitel	8	902	40	9		79	0,3	18							
Regen, Regenstau	11.09.14	Aitel	10	438	32	4	2,1	56	0,3	8,6	0,00074	0,34	0,32	5,9		<3	<6
Regen, Regenstau	11.09.14	Hecht	7	719	45	4	0,6	191	<0,2	2,0	0,00028	0,24	0,07	4,2		<3	<6

Probenahmestelle	Befischungsdatum	Fischart	Anzahl Fische	mittleres Fischgewicht (g)	mittlere Fischlänge (cm)	mittleres Fischalter (Jahre)	Fettgehalt %	Hg (µg/kg)	HCb (µg/kg)	Summe I-PCB (µg/kg)	TEQ gesamt (µg/kg)	Summe BDE (µg/kg)	HBCD (µg/kg)	PFOS (µg/kg)	Summe Heptachlor/-epoxid (µg/kg)	HHCB (µg/kg)	OTNE (µg/kg)
Regnitz, Hausen	08.10.12	Aitel	10	777	35	5	1,6	84	0,4	31	0,0019	1,5	0,86	11		16	21
Röslau, Fischern	06.09.11	Aitel	10	1104	42	9		937	0,2	7,3							
Röslau, Fischern	19.09.12	Aitel	4	1110	45	10		665	1,1	16							
Röslau, Fischern	24.11.14	Aitel	5	1029	40	9	1,5	1178	0,3	21	0,00090	0,68	0,43	2,5		<3	11
Röslau, Fischern	14.10.15	Aitel	6	570	35	6	1,4	453	0,3	8,0	0,00048	0,22	0,23	2,9		3	<6
Rott, Raisting	24.05.14	Aitel	10	696	40	8	2,0	172	0,3	3,7	0,00044	0,16		1,0		<3	<6
S. Saale, Joditz	05.10.11	Aitel	10	745	38	7		170	0,4	27						6	12
S. Saale, Joditz	10.10.12	Aitel	10	440	33	4	1,5	95	0,4	22	0,0014	1,8	18	4,6		7	15
Salzach, Haiming	02.11.11	Aitel	2	1445	51	10		184	1,3	20							
Salzach, Haiming	19.07.12	Aitel	6	291	26	3		96	0,8	6,7							
Salzach, Haiming	25.09.12	Aitel	7	1940	53	10	6,7	256	6,4	47	0,0042	4,6		4,1		20	8
Salzach, Haiming	21.10.15	Aitel	5	2122	53	10	7,2	210	7,4	32	0,0027	2,0	1,6	4,0		<3	7
Salzach, Haiming	13.10.16	Aitel	2	1880	52	9		190	3,0	21							
Salzach, Laufen	23.10.12	Aitel	3	1515	47	10		197	0,7	26						8	15
Salzach, Laufen	01.10.14	Aitel	4	1491	46	10	3,6	190	0,6	14	0,00099	0,67	2,9	5,9	0,024	<3	8
Sinn, Gemünden	11.09.14	Aitel	10	517	37	7	1,5	262	<0,2	9,5	0,00072	0,65	0,53	1,2		<3	9
Steinach, Fürth a. Berg	23.08.12	Aitel	3	141	24	3		120	<0,2	9,1		0,38	0,33	1,7		16	
Tiroler Achen, Staudach	14.10.15	Aitel	10	910	40	7	2,8	111	0,5	20	0,00081	1,0	5,5	1,2	0,018	7	6
Vils, Dietldorf	05.09.11	Aitel	5	343	29	5		38	<0,2	13							
Vils, Dietldorf	12.09.14	Aitel	10	383	31	5	2,1	26	<0,2	22	0,0012	2,7		6,1		<3	<6
Wertach, Ettringen	02.07.16	Aitel	9	821	41	6	1,2	110	<0,2	8,1	0,00056	0,97	0,34	3,3	0,007	4	<6
Wörnitz, Ronheim	09.09.15	Aitel	10	711	38	6	1,7	56	0,3	9,2	0,00096	0,45	0,11	1,3	0,013	<3	<6
Wondreb, Schloppach	06.09.11	Aitel	5	716	36	7		77	0,6	13							
Wondreb, Schloppach	28.08.14	Aitel	10	164	24	4	1,0	46	<0,2	3,6	0,00034	0,12	0,07	1,5		<3	<6
Minimum							0,51	8,5	<0,2	<0,2	0,0000013	0,017	<0,04	<0,5	<0,002	<3	<6
Median							1,8	123	0,3	14	0,00084	0,75	0,36	2,8	0,012	<3	<6
75 % Perzentil							2,5	202	0,5	25	0,0015	1,4	0,87	5,6	0,024	7	9
Maximum							7,2	1178	14	220	0,0076	9,9	18	26	0,047	58	29
Stichprobengröße							94	128	123	123	94	89	80	96	33	101	97



Eine Behörde im Geschäftsbereich
Bayerisches Staatsministerium für
Umwelt und Verbraucherschutz

