

Berichte zur Gewässergüte



Auswertung der Befunde bestimmter Schadstoffe des WRRL-Monitorings in Fischen aus Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns

Monitoring 2013–2017



Landesamt für Umwelt,
Naturschutz und Geologie

IMPRESSUM

Herausgeber: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie
Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V)
Goldberger Straße 12, 18273 Güstrow
Telefon 03843 – 777-0, Fax 03843 – 777-106
www.lung.mv-regierung.de

Bearbeiter: Dennis Gräwe
Dr. Clemens Engelke

Mit Ergebnissen aus den Berichten, die im Auftrag des LUNG M-V erarbeitet wurden von:

Dr. Jens Gercken
IfAÖ Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH
Alte Dorfstraße 11
18184 Neu Broderstorf

Zu zitieren als: LUNG M-V (Hrsg.) (2018): Auswertung der Befunde bestimmter Schadstoffe des WRRL-Monitorings in Fischen aus Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns, Monitoring 2013–2017. - Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V), Güstrow, Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern 2018, Heft 4, 30 S.

Titelbild: Rotaugen (*Rutilus rutilus*), eine im Schadstoffmonitoring berücksichtigte Fischart
(© Dennis Gräwe)

ISSN: 1439-9083

Einzelpreis: kostenlos zum Download unter
www.lung.mv-regierung.de/insite/cms/umwelt/wasser.htm
(Stichwort: Berichte zur Gewässergüte)

Güstrow, im Dezember 2018

Diese Publikation wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von deren Kandidaten und Helfern während des Wahlkampfes zum Zwecke der Wahlwerbung verwandt werden. Dies gilt für alle Wahlen. Missbräuchlich ist insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken oder Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist auch die Weitergabe an Dritte zur Verwendung bei Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die vorliegende Druckschrift nicht so verwandt werden, dass dies als Parteinahme des Herausgebers zu Gunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden kann. Diese Beschränkungen gelten unabhängig vom Vertriebsweg, also unabhängig davon, auf welchem Wege und in welcher Anzahl diese Druckschrift dem Empfänger zugegangen ist.

0 Zusammenfassung

Das Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V) hat erfolgreich ein Monitoring von Schadstoffen in Fischen aus Flüssen, Seen und Küstengewässern etabliert. Aus den Jahren 2013–2017 liegen nun erste Ergebnisse von allen Probestellen des Messnetzes vor:

1. Für Quecksilber und die Polybromierten Diphenylether (PBDE) wurden die quasi flächenhaften Überschreitungen der geltenden Umweltqualitätsnormen bestätigt.
2. Für Heptachlor und Heptachlorepoxyd wurden keine Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenze gemessen. Die Bestimmungsgrenze lag aber noch oberhalb der Umweltqualitätsnorm, so dass keine gesicherten Aussagen über etwaige Überschreitungen der Umweltqualitätsnorm möglich sind. Die Empfindlichkeit der Analytik ist noch unzureichend.
3. Alle anderen Umweltqualitätsnormen werden überall eingehalten:
 - Hexachlorbenzol (HCB)
 - Hexachlorbutadien (HCBd)
 - Dicofol
 - Hexabromcyclododecan (HBCDD)
 - Perfluoroktansulfonsäure und ihre Derivate (PFOS)
 - Dioxine, Furane und dioxinähnliche Verbindungen (Summe PCDD, PCDF, PCB-DL)

4. Die Probengewinnung in Synergie mit dem WRRL-Fischmonitoring und in Zusammenarbeit mit Berufsfischern war erfolgreich.
5. Die vorgegebenen Längensklassen für die zu untersuchenden Fische sind praktikabel und hilfreich. Das mittlere Alter der meisten Proben entsprach damit den Empfehlungen.
6. Schwierig gestaltete sich häufig die Gewinnung hinreichender Probenmasse für die Analyse von Leberproben. Vielfach reichte die zur Verfügung stehende Probenmasse nicht für das gesamte Messprogramm aus.
7. Mit Ausnahme von Quecksilber waren die Lebern meist höher belastet als die Filetproben, da sich viele Schadstoffe dort anreichern. Die Untersuchung der Lebern kann daher als „Frühwarninstrument“ für eine im Muskel zunächst noch unter der Bestimmungsgrenze liegende, aber ansteigende Schadstoffbelastung dienen.



Abbildung 0-a: Flussbarsch (*Perca fluviatilis*), bevorzugt zu untersuchende Fischart des Schadstoffmonitorings
(© Dennis Gräwe)

INHALT

| | |
|--|-----------|
| 0 Zusammenfassung | 1 |
| 1 Einleitung..... | 1 |
| 2 Messnetz | 2 |
| 3 Methoden..... | 4 |
| 3.1 Probenahme..... | 4 |
| 3.2 Probenaufbereitung..... | 5 |
| 3.3 Biometrische Daten | 5 |
| 3.4 Altersbestimmung | 5 |
| 3.5 Schadstoffanalytik..... | 5 |
| 4 Ergebnisse und Diskussion | 6 |
| 4.1 Alterszusammensetzung | 6 |
| 4.2 Schadstoffbelastung | 6 |
| 4.2.1 Quecksilber | 8 |
| 4.2.2 Organochlorpestizide..... | 11 |
| 4.2.2.1 Hexachlorbenzol (HCB)..... | 11 |
| 4.2.2.2 Hexachlorbutadien (HCBD)..... | 11 |
| 4.2.2.3 Dicofol..... | 11 |
| 4.2.2.4 Heptachlor und Heptachlorepoxyd..... | 11 |
| 4.2.2.5 Dichlordiphenyltrichlorethan und Metaboliten (DDX) | 13 |
| 4.2.2.6 Hexachlorcyclohexan (HCH) | 13 |
| 4.2.2.7 Pentachlorbenzol..... | 13 |
| 4.2.3 Polybromierte Diphenylether (PBDE) | 16 |
| 4.2.4 Hexabromcyclododecan (HBCDD)..... | 19 |
| 4.2.5 Per- und polyfluorierte Chemikalien (PFC)..... | 19 |
| 4.2.6 Dioxine (PCDD), Furane (PCDF) und dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle (dl-PCB) | 21 |
| 4.2.7 Nicht-dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle (ndl-PCB) | 22 |
| 5 Ausblick..... | 24 |
| 6 Danksagung..... | 24 |
| 7 Quellen | 25 |

ABBILDUNGEN

| | |
|--|----|
| Abbildung 0-a: Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>), bevorzugt zu untersuchende Fischart des Schadstoffmonitorings..... | 1 |
| Abbildung 1-a: Rotauge (<i>Rutilus rutilus</i>), alternativ zu untersuchende Fischart des Schadstoffmonitorings | 1 |
| Abbildung 2-a: Lage der Probestellen des Messnetzes für das Monitoring von Schadstoffen in Fischen sowie Probestellen mit Einzelerfassungen im Rahmen der Voruntersuchungen in Mecklenburg-Vorpommern | 2 |
| Abbildung 3-a: Auf Eis gelagerter Fang von Flussbarschen (<i>Perca fluviatilis</i>) für das Schadstoffmonitoring..... | 4 |
| Abbildung 4-a: Länge und Alter der Fische des Schadstoffmonitorings | 7 |
| Abbildung 4-b: Brasseln (<i>Abramis brama</i>), analysierte Fischart aus dem Saaler Bodden und dem Rödliner See..... | 8 |
| Abbildung 4-c: Quecksilber-Befunde in Fischen aus Fließgewässern, Seen und Küstengewässern im Abgleich mit der UQN | 9 |
| Abbildung 4-d: HCB-Befunde in Fischen aus Fließgewässern, Seen und Küstengewässern im Abgleich mit der UQN..... | 12 |
| Abbildung 4-e: Seeadler | 13 |
| Abbildung 4-f: DDX-Befunde in Fischen aus Fließgewässern, Seen und Küstengewässern im Abgleich mit dem Bewertungskriterium (BK) von RÜDEL et al. (2007) | 14 |
| Abbildung 4-g: Pentachlorbenzol-Befunde in Fischen aus Fließgewässern, Seen und Küstengewässern..... | 15 |
| Abbildung 4-h: Aalmutter (<i>Zoarces viviparus</i>), Indikatorart für Schadstoffakkumulationen in den Küstengewässern der Wismar-Bucht..... | 16 |
| Abbildung 4-i: PBDE-Befunde als Summe der Konzentrationen der Kongenere mit den Nummern 28, 47, 99, 100, 153 und 154 in Muskel- und Lebergewebe von Fischen aus Fließgewässern, Seen und Küstengewässern im Abgleich mit der UQN | 17 |
| Abbildung 4-j: PBDE-Befunde als Summe der Konzentrationen der Kongenere mit den Nummern 28, 47, 99, 100, 153 und 154 in Muskelgewebe von Fischen aus Fließgewässern, Seen und Küstengewässern im Abgleich mit der UQN | 18 |
| Abbildung 4-k: PFOS-Befunde in Fischen aus Fließgewässern, Seen und Küstengewässern im Abgleich mit der UQN..... | 20 |
| Abbildung 4-l: Befunde von ndl-PCB in Fischen (Muskel) aus Fließgewässern, Seen und Küstengewässern.... | 23 |
| Abbildung 5-a: Fischerboot am Seeufer | 24 |

TABELLEN

| | |
|--|---|
| Tabelle 2-a: Probestellen des Messnetzes für das Monitoring von Schadstoffen in Fischen sowie Probestellen mit Einzelerfassungen im Rahmen der Voruntersuchungen | 3 |
| Tabelle 3-a: Ranking und Größenklassen der für das Monitoring von Schadstoffen in Fischen berücksichtigten Arten nach Empfehlung der LAWA (LAWA-AO 2016) | 4 |
| Tabelle 4-a: Liste der Biota-UQN für Fische entsprechend Richtlinie 2008/105/EG und 2013/39/EU sowie OGewV (2016)..... | 6 |

ANHANG

| | |
|--|----|
| Anhang 1: Liste aller im Rahmen des Monitorings von Schadstoffen in Fischen analysierten Stoffe..... | 28 |
|--|----|

1 Einleitung

Der ökologische Zustand der Oberflächengewässer wird entsprechend der Europäischen Wasser-Rahmenrichtlinie (WRRL, Richtlinie 2000/60/EG) mittels biologischer, chemischer und hydromorphologischer Qualitätskomponenten bewertet. Dabei ist der chemische Zustand anhand von Umweltqualitätsnormen (UQN) zu überprüfen.

Hierfür wurden mit der Richtlinie 2008/105/EG über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik ökotoxikologisch abgeleitete UQN für eine Reihe von Schadstoffen und Schadstoffgruppen festgelegt, die zur Erreichung eines guten chemischen Zustandes von Oberflächengewässern eingehalten werden müssen. Diese UQN waren anfangs überwiegend auf die Wasserphase bezogen. Zunächst wurden für nur drei Schadstoffe (Quecksilber, Hexachlorbenzol und Hexachlorbutadien) UQN bezogen auf Biota (Lebewesen, hier Fische bzw. Krebstiere und Weichtiere) angegeben. Mit der Richtlinie 2013/39/EU sind dann für eine größere Anzahl von Stoffen bzw. Stoffgruppen UQN für Biota festgelegt worden. Die Überwachung dieser UQN soll vorrangig in Fischen erfolgen. Bei den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) z. B. bezieht sich die Biota-UQN aber auf Krebs- und Weichtiere, da PAK in Fischen abgebaut werden. Für ausgewählte Stoffe, die dazu neigen, sich in Biota anzureichern, ist darüber hinaus eine Trendermittlung durchzuführen.

In Deutschland werden die Anforderungen an den chemischen Zustand der Oberflächengewässer in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) geregelt. Sie setzt die EU-

Richtlinien national um und führt die relevanten Stoffe mit den zugehörigen UQN auf.

Während aus den Küstengewässern bereits langjährige Datensätze zur Schadstoffbelastung von Biota (Miesmuschel, Dreikantmuschel) vorliegen (LUNG M-V 2012a), fehlten diese bisher für die Binnengewässer.

Aus diesem Kontext heraus hat Mecklenburg-Vorpommern ein landesweites Messnetz zur Überwachung von Schadstoffen in Fischen konzipiert und für den WRRL-Bewirtschaftungszeitraum 2016 bis 2021 im Monitoringprogramm festgeschrieben (LU & LUNG 2016). Zuvor liefen bereits seit 2013 erste Voruntersuchungen. Mit den Erhebungen des Jahres 2017 konnten, neben Wiederholungserfassungen, nun auch die letzten Probestellen des Messnetzes einer ersten Analyse unterzogen werden. Dies ist Anlass für eine Zusammenfassung der bisherigen Erkenntnisse.

Der vorliegende Bericht dokumentiert die Ergebnisse des in den Jahren 2013–2017 durchgeführten Schadstoffmonitorings an Fischen aus Fließ-, Stand- und Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Dabei steht eine Überprüfung der in der OGewV (2016) geregelten Stoffe auf Einhaltung der Biota-UQN im Vordergrund. Darüber hinaus sollen die in der Stockholm-Konvention und EU POP-Verordnung (Verordnung (EG) Nr. 850/2004) gelisteten persistenten organischen Schadstoffe (Persistent Organic Pollutants, POP) besondere Beachtung finden.

Der Bericht soll der Information von Behörden, Verbänden, wissenschaftlichen Einrichtungen, Unternehmen und umweltinteressierten Bürgern dienen.



Abbildung 1-a: Rotaug (*Rutilus rutilus*), alternativ zu untersuchende Fischart des Schadstoffmonitorings
(© Dennis Gräwe)

2 Messnetz

Erste Arbeiten zur Etablierung eines Messnetzes für das Monitoring von Schadstoffen in Fischen begannen im Jahr 2013 mit Voruntersuchungen an sieben Fließgewässern. In den Jahren 2014 und 2015 wurden die Messungen an den Fließgewässern verdichtet und um Untersuchungen von Fischen aus Seen und Küstengewässern erweitert. Für die Auswahl der Probestellen wurde im Vorfeld die Verfügbarkeit geeigneter Fische (siehe 3.1 Probenahme) in vorhandenen Daten (WRRL-Monitoring Qualitätskomponente Fische und WINKLER et al. 2007) und bei lokalen Fischern recherchiert. Daneben waren folgende Aspekte der Repräsentativität von Bedeutung:

- Berücksichtigung der verschiedenen Gewässertypen (Fließ-, Stand- und Küstengewässer)
- geografische Verteilung (Flussgebietseinheiten, Einzugsgebiete)
- potentielle Referenzgewässer sowie Belastungsschwerpunkte

Schließlich wurde 2016 das Messnetz für die Überwachung von Schadstoffen in Fischen im Monitoringprogramm 2016–2021 (LU & LUNG 2016) festgeschrieben. Das Messnetz umfasst nunmehr zwölf Fließgewässer und jeweils sechs Seen und Küstengewässer, die zeitversetzt in einem dreijährigen Intervall untersucht werden. Die Probestellen sind detailliert in Tabelle 2-a aufgeführt und mit ihrer geografischen Lage in Abbildung 2-a dargestellt.

Darüber hinaus liegen von acht weiteren Probestellen (sechs Fließgewässer, zwei Seen) Daten aus Einzelerfassungen im Rahmen der Voruntersuchungen vor (ebenfalls in Tabelle 2-a und Abbildung 2-a).

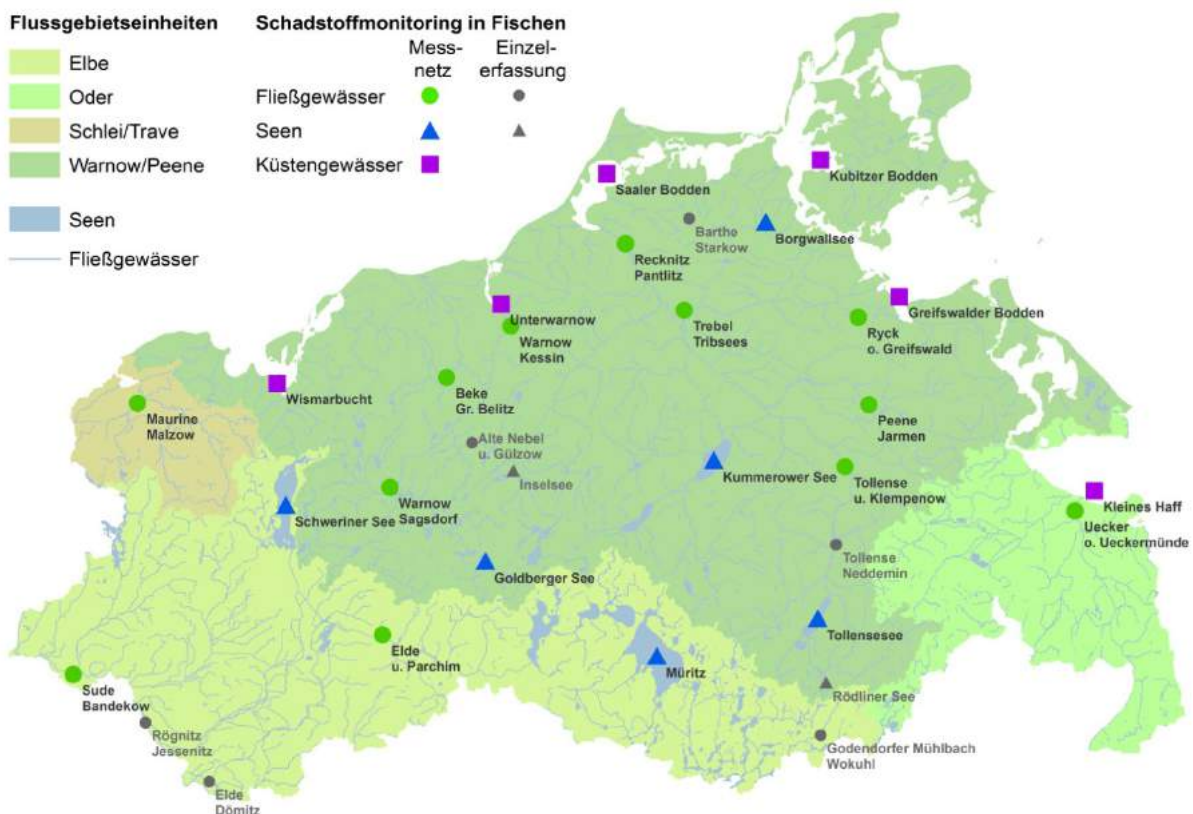


Abbildung 2-a: Lage der Probestellen des Messnetzes für das Monitoring von Schadstoffen in Fischen sowie Probestellen mit Einzelerfassungen im Rahmen der Voruntersuchungen in Mecklenburg-Vorpommern

Tabelle 2-a: Probestellen des Messnetzes für das Monitoring von Schadstoffen in Fischen sowie Probestellen mit Einzelerfassungen im Rahmen der Voruntersuchungen - Legende:
FGE = Flussgebietseinheit, WK = Wasserkörper, RW = Rechtswert, HW = Hochwert, * = ETRS89 / UTM zone 33N (zE-N), EPSG-Code 5650

| | Gewässer | Ort | Messstellennummer | Messnetz 2016-2021 | FGE | WK | RW* | HW* |
|---------------|----------------------|-----------------------------|--------------------|-----------------------|--------------|-----------|----------|---------|
| Fließgewässer | Beke | Gr. Belitz | biota-WABE-0200-01 | x | Warnow/Peene | WABE-0200 | 33301430 | 5982099 |
| | Elde | u. Parchim | biota-MEME-0100-01 | x | Elbe | MEME-0100 | 33287574 | 5926640 |
| | Maurine | Malzow | biota-STEP-0400-01 | x | Schlei/Trave | STEP-0400 | 33234764 | 5976574 |
| | Peene | Jarmen | biota-UNPE-0300-01 | x | Warnow/Peene | UNPE-0300 | 33392465 | 5976237 |
| | Recknitz | Pantlitz | biota-RECK-0100-01 | x | Warnow/Peene | RECK-0100 | 33339978 | 6010886 |
| | Ryck | o. Greifswald, Heilgeisthof | biota-RYZI-1900-01 | x | Warnow/Peene | RYZI-1900 | 33390180 | 5995075 |
| | Sude | Bandekow | biota-SBOI-0500-01 | x | Elbe | SBOI-0500 | 33220877 | 5918096 |
| | Tollense | u. Klempenow | 0301050014 | x | Warnow/Peene | UTOL-0110 | 33387334 | 5962868 |
| | Trebel | Tribsees | biota-TREB-0300-01 | x | Warnow/Peene | TREB-0300 | 33352664 | 5996602 |
| | Uecker | o. Ueckermünde | biota-UECK-0600-01 | x | Oder | UECK-0600 | 33436923 | 5953332 |
| | Warnow | Kessin | biota-WAMU-0100-01 | x | Warnow/Peene | WAMU-0100 | 33315281 | 5993125 |
| | Warnow | Sagsdorf | biota-WAMU-0400-01 | x | Warnow/Peene | WAMU-0400 | 33289240 | 5958415 |
| | Alte Nebel | u. Gülzow | biota-WANE-0100-01 | | Warnow/Peene | WANE-0100 | 33306889 | 5968046 |
| | Barthe | Starkow | biota-BART-0400-01 | | Warnow/Peene | BART-0400 | 33353716 | 6016326 |
| | Elde | Dömitz | biota-EMES-2100-01 | | Elbe | EMES-2100 | 33250218 | 5895022 |
| | Godendorfer Mühlbach | Wokuhl | biota-HVHV-5500-01 | | Elbe | HVHV-5500 | 33382088 | 5905025 |
| | Rögnitz | Jessenitz | biota-ROEG-0300-01 | | Elbe | ROEG-0300 | 33236501 | 5907737 |
| Tollense | Neddemin | biota-MTOL-0100-01 | | Warnow/Peene | MTOL-0100 | 33385431 | 5946087 | |
| Seen | Borgwallsee | Lüssow | biota-13001-01 | x | Warnow/Peene | 1300100 | 33370239 | 6015698 |
| | Goldberger See | Goldberg | biota-24002-01 | x | Warnow/Peene | 2400200 | 33309744 | 5942560 |
| | Kummerower See | Salem | biota-20001-01 | x | Warnow/Peene | 2000100 | 33359000 | 5964299 |
| | Müritz | Klink | biota-25001-01 | x | Elbe | 2500102 | 33343451 | 5925755 |
| | Schweriner See | Schweriner Außensee | biota-17001-01 | x | Elbe | 1700103 | 33266967 | 5959105 |
| | Tollensesee | Neubrandenburg | biota-26001-01 | x | Warnow/Peene | 2600100 | 33381433 | 5930254 |
| | Inselsee | Heidberg | biota-19002-01 | | Warnow/Peene | 1900203 | 33315766 | 5962081 |
| | Rödliner See | Rödlin | biota-27015-01 | | Warnow/Peene | 2701501 | 33383206 | 5916414 |
| Küstengew. | Greifswalder Bodden | Ladebow - Wampen | biota-WP_13-01 | x | | WP_13 | 33399056 | 5999457 |
| | Kleines Haff | Ueckermünde | biota-OD_01-01 | x | | OD_01 | 33441087 | 5957663 |
| | Kubitzer Bodden | Liebitz | biota-WP_11-01 | x | | WP_11 | 33382103 | 6028937 |
| | Saaler Bodden | Ahrenshoop - Neuendorf | biota-WP_07-01 | x | | WP_07 | 33335955 | 6025995 |
| | Unterwarnow | Stadthafen | 0131110108 | x | | WP_05 | 33313133 | 5997938 |
| | Wismarbucht | Wismar Wendorf | biota-WP_02-01 | x | | WP_02 | 33264911 | 5980869 |

3 Methoden

Die Vorgehensweise bei der Probengewinnung und -vorbereitung orientierte sich weitgehend an der Konzeption für Biota-Untersuchungen zur Überwachung von UQN der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). Das entsprechende Arbeitspapier IV.3 (LAWA-AO 2016) wurde parallel zu den bereits angelaufenen Arbeiten weiterentwickelt und schließlich 2017 von der LAWA zur Anwendung empfohlen.

3.1 Probenahme

Jeweils im Spätsommer/Herbst sind an den einzelnen Probenahmestellen soweit möglich mindestens zehn Fische einer Spezies, der in Tabelle 3-a aufgeführten Arten und Größenklassen, entnommen worden.

Die verwendeten Fischarten Flussbarsch (Abbildung 3-a), Rotaugen, Brassen und Aalmutter werden für Biota-Untersuchungen zur Überwachung von UQN in Fließ- und Stand- sowie den Küstengewässern der Ostsee empfohlen (EC 2010, LAWA-AO 2016, WELLMITZ 2015).

An den Fließgewässerstationen wurden die Fische aus dem Fang des laufenden Routinemonitorings nach WRRL (Qualitätskomponente Fische) mittels Elektrofischerei gewonnen (LUNG M-V 2012b). In den Seen und Küstengewässern erfolgte die Probenahme im Rahmen des regulären Fischfangs mit Stellnetzen oder Reusen durch ortsansässige Berufsfischer.

Die Fische wurden unverzüglich fachgerecht getötet und zwischen Eis gelagert.

Tabelle 3-a: Ranking und Größenklassen der für das Monitoring von Schadstoffen in Fischen berücksichtigten Arten nach Empfehlung der LAWA (LAWA-AO 2016)

| Ranking | dt. Name | wiss. Artname | Empfehlung | |
|-------------------------------------|------------------|--------------------------|------------|---------------|
| | | | Größe [cm] | Alter [Jahre] |
| 1 - bevorzugt | Flussbarsch | <i>Perca fluviatilis</i> | 15–20 | 3–4 |
| 2 - alternativ | Rotaugen, Plötze | <i>Rutilus rutilus</i> | 15–22 | 3–5 |
| 3 - alternativ | Brassen, Blei | <i>Abramis brama</i> | 20–27 | 3–4 |
| 4 - alternativ (nur Küstengewässer) | Aalmutter | <i>Zoarces viviparus</i> | 20–30 | 3–4 |



Abbildung 3-a: Auf Eis gelagerter Fang von Flussbarschen (*Perca fluviatilis*) für das Schadstoffmonitoring
 (© Dennis Gräwe)

3.2 Probenaufbereitung

Alle Fischproben wurden unmittelbar nach der Probenahme vom IFAÖ Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH (Neu Broderstorf) übernommen, welches die Probenaufbereitung, die Altersbestimmung sowie die Ermittlung der biometrischen Daten der Fische durchführte.

Die zwischen Eis gelagerten Fische wurden am Folgetag in einer Reinraumwerkbank seziiert. Es ist Muskel- (Filet ohne Haut) und bei ausreichendem Probenvolumen auch Lebergewebe für die Schadstoffanalytik entnommen und jeweils als Mischprobe einer Messstelle zusammengefasst worden. Dabei wurde darauf geachtet, dass die einzelnen Muskelproben einer Mischprobe ein annähernd gleiches Gewicht aufwiesen (Aliquots). Auch bei den Leber-Sammelproben sind die Lebern großer Individuen nur zum Teil verwendet worden, damit nicht zu große Gewichtsunterschiede zwischen den einzelnen Aliquots bestanden.

Vor und während der Sektion wurden die Fische auf das Vorkommen von makroskopisch sichtbaren pathologischen Veränderungen (auffällige Anomalien, Parasitierungen) untersucht.

3.3 Biometrische Daten

Für jeden Fisch wurden folgende biometrische Daten dokumentiert:

- Länge
- Gewicht
- Korpulenzfaktor K, Verhältnis von Länge zu Gewicht:

$$K = \frac{\text{Gewicht [g]} * 100}{\text{Länge [cm]}^3}$$

- Geschlecht

3.4 Altersbestimmung

Das Alter der zu untersuchenden Fische ist von besonderer Bedeutung. Da sich Schadstoffe in Fischen mit der Zeit anreichern können, hängt vom Alter der Tiere auch die Vergleichbarkeit der verschiedenen Fischproben ab. Zudem sind die Untersuchungen auf aktuelle Belastungen ausgerichtet. Daher werden Fische mit einem Alter von höchstens fünf Jahren empfohlen (Arbeitspapier IV.3, LAWA-AO 2016).

Für eine sichere Altersbestimmung der Fische sind die Wachstumsringe der Kiemendeckel (Flussbarsch) bzw. Schuppen (Brassen, Rotaugen) ausgezählt worden. Das Alter der Aalmuttern wurde anhand von vorliegenden Daten über Längen-Alters-Beziehungen bei Aalmuttern aus der Wismar-Bucht abgeschätzt.

3.5 Schadstoffanalytik

Die Aufarbeitung der Muskel- und Lebersammelproben sowie die chemische Rückstandsanalytik für die meisten Schadstoffgruppen führte das Institut Dr. Nowak GmbH & Co. KG (Ottersberg) aus. Die Analytik von Dioxinen/Furanen und dioxinähnlichen Verbindungen erfolgte im Unterauftrag durch die Eurofins GfA Lab Service GmbH (Hamburg).

Die bei -20 °C gelagerten Sammelproben wurden für 48 h bis zu einer maximalen Endtemperatur von 20 °C gefriergetrocknet. Die getrockneten Proben sind zur Trockengewichtsbestimmung ausgewogen und in einer Planetenmühle kontaminationsfrei zu einem homogenen Pulver vermahlen worden.

Die Analytik umfasste mit mehr als 100 Einzelsubstanzen insbesondere folgende Schadstoffgruppen bzw. Schadstoffe:

- Metalle, Arsen und Methylquecksilber
- Organochlorpestizide
- Polybromierte Diphenylether (PBDE)
- Hexabromcyclododekan (HBCDD)
- Organische Zinnverbindungen
- Perfluorierte Chemikalien (PFC)
- Dioxine, Furane und dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle (PCDD, PCDF, dl-PCB)
- Polychlorierte Biphenyle (nicht-dioxinähnliche PCB)

Im Einzelnen sind diese Stoffe im Anhang 1 aufgelistet.

Darüber hinaus wurde im Rahmen der chemischen Analytik auch der Fettgehalt von Muskulatur und Leber bestimmt.

Die jeweils verwendeten analytischen Methoden finden sich in den zugrundeliegenden Berichten des IFAÖ (2014, 2016 und 2017; LUNG M-V 2014 und 2016). Die Analysenmethoden erreichten, mit Ausnahme von Heptachlor und Heptachlorepoxyd, die gemäß der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) erforderliche Analysengenauigkeit. Das heißt die Bestimmungsgrenzen betragen höchstens 30 % der jeweiligen UQN.

4 Ergebnisse und Diskussion

Insgesamt wurden in den Jahren 2013–2017 43 Fischproben untersucht. Von allen Proben ist das Filet und zusätzlich von 27 auch das Lebergewebe analysiert worden. Die Fischproben stammen von 32 Probestellen (18 Fließgewässer, 8 Seen und 6 Küstengewässer).

4.1 Alterszusammensetzung

Entsprechend der Konzeption für Biota-Untersuchungen zur UQN-Überwachung (Arbeitspapier IV.3, LAWA-AO 2016) sollen die zu untersuchenden Fische mindestens drei Jahre (höchstens 5 Jahre) alt sein.

Da im Rahmen der Probenahme eine genaue Bestimmung des Alters nicht möglich ist, werden artspezifische Längenintervalle empfohlen, die in der Regel der gewünschten Altersklasse entsprechen. Die sichere Bestimmung des Alters erfolgt dann abschließend im Labor (siehe 3.4 Altersbestimmung).

Abweichungen von den Empfehlungen ergaben sich, weil nicht an jeder Station in ausreichender Zahl Fische der empfohlenen Längensklassen verfügbar waren.

Abbildung 4-a zeigt die Längen-Altersbeziehungen der verwendeten Fische. Wo im Mittel die empfohlenen Längenintervalle eingehalten werden konnten, lag zumeist auch das mittlere Alter der Fische einer Probe im Bereich der Vorgaben. Während das für annähernd alle Rotaugen-Proben gelang, weichen etwas weniger als die Hälfte der Barsch-Proben entsprechend ihrer dokumentierten Längen teilweise deutlich vom empfohlenen Alter ab.

Insgesamt betrachtet haben sich die vorgegebenen Längenintervalle für Flussbarsch und Rotauge bewährt. Das mittlere Alter der meisten Proben entspricht auch der empfohlenen Altersklasse. Meist umfassen die Mischproben aber auch Tiere, welche etwas jünger, z. T. aber auch deutlich älter waren. Lediglich fünf Proben bestanden ausschließlich aus Tieren, welche nicht das empfohlene Alter aufweisen.

4.2 Schadstoffbelastung

Nachfolgend werden wesentliche Ergebnisse der Schadstoffanalytik präsentiert. Dabei erfolgt entsprechend LAWA-AO (2016) insbesondere ein Abgleich der im Muskelgewebe detektierten Belastungen mit den in Tabelle 4-a aufgeführten Biota-UQN für Fische (Richtlinie 2008/105/EG und 2013/39/EU sowie OGewV 2016). Etwaige Überschreitungen werden dokumentiert.

Tabelle 4-a: Liste der Biota-UQN für Fische entsprechend Richtlinie 2008/105/EG und 2013/39/EU sowie OGewV (2016) – Legende: FG = Frischgewicht, PCDD = polychlorierte Dibenzoparadioxine, PCDF = polychlorierte Dibenzofurane, dl-PCB = dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle, TEQ = Toxizitätsäquivalente nach den Toxizitätsäquivalenzfaktoren der Weltgesundheitsorganisation von 2005 (VAN DEN BERG et al. 2006)

| Stoffe | Biota-UQN für Fische [µg/kg FG] |
|---|---------------------------------|
| Hexachlorbenzol (HCB) | 10 |
| Hexachlorbutadien (HCBD) | 55 |
| Quecksilber und Quecksilberverbindungen | 20 |
| Polybromierte Diphenylether (PBDE; Summe BDE 28, 47, 99, 100, 153, 154) | 0,0085 |
| Dicofol | 33 |
| Perfluoroktansulfonsäure und ihre Derivate (PFOS) | 9,1 |
| Dioxine und dioxinähnliche Verbindungen (Summe PCDD, PCDF, dl-PCB) | 0,0065 µg/kg TEQ |
| Hexabromcyclododecan (HBCDD) | 167 |
| Heptachlor und Heptachlorepoxyd | 0,0067 |

In Teilen umfasst die Analytik auch in der Stockholm-Konvention und EU POP-Verordnung (Verordnung (EG) Nr. 850/2004) gelistete POPs (persistente organische Schadstoffe - **Persistent Organic Pollutants**).

Längen-Altersbeziehung der Fische

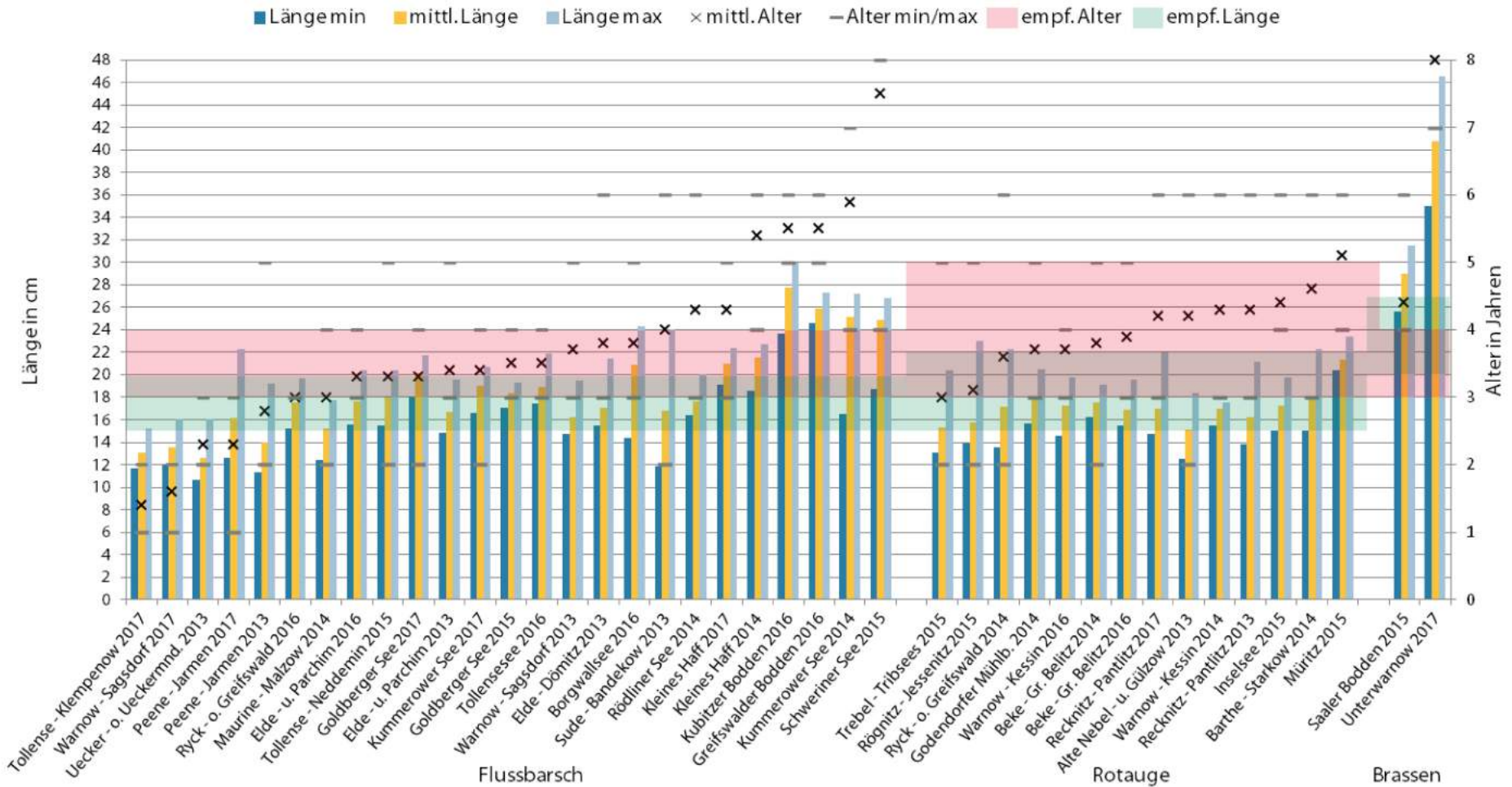


Abbildung 4-a: Länge und Alter der Fische des Schadstoffmonitorings

4.2.1 Quecksilber

Quecksilber wurde in allen Fischproben nachgewiesen. Dabei zeigt das Muskelgewebe meist eine etwas höhere Belastung als die Leber (Abbildung 4-c). Fische aus Fließgewässern waren im Durchschnitt stärker als die der Seen und Küstengewässer belastet. Die vergleichsweise wenigen Proben aus den Küstengewässern wiesen im Mittel die geringsten Konzentrationen auf. Dies bestätigt entsprechende Erkenntnisse von BLADT & JANSEN (2002) sowie KARL et al (2000). Ein Zusammenhang der Quecksilberbelastung mit dem mittleren Alter der Fische einer Probe ist anhand der vorhandenen Daten aber nicht erkennbar.

Mit nur einer Ausnahme wird die **UQN für Quecksilber (20 µg/kg FG)** zumeist erheblich überschritten. Es wurden zwei- bis 13-fache, im Mittel fünffache Konzentrationen im Muskelgewebe gemessen. Einzig Brassen aus dem Saaler Bodden (2015) wiesen mit 5,9 µg/kg FG einen Gehalt deutlich unterhalb der UQN auf.

Aufgrund der für ganz Deutschland vorliegenden Untersuchungsdaten zur Belastung von Fischen mit Quecksilber wird von einer flächenhaften Überschreitung der Biota-UQN ausgegangen (LAWA-AO 2015). Dabei steht als Hauptursache für die hohen Quecksilbergehalte in Fischen die historisch bedingte Quecksilberbelastung der Gewässersedimente in Verdacht. Daneben gilt der atmosphärische Eintrag, insbesondere aus der Kohleverbrennung, als bedeutend (AD-HOC-AG 2016, BMUB 2016, UBA 2016).

Der Befund aus dem Saaler Bodden stellt auch überregional eine Besonderheit dar, die sich aber mit der Belastungssituation der Sedimente deckt. So traf BACHOR (2005) in den Sedimenten der Darß-Zingster Bodden die geringsten mittleren

Quecksilbergehalte an, während in den Schlicksedimenten aller anderen Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, aber auch in den Zuflüssen, teilweise starke Hg-Anreicherungen festzustellen waren. Insgesamt geringe Schwermetallgehalte wiesen die Schlicksedimente aus den Darß-Zingster und Rügensch Bodden auf, wobei die niedrigsten Gehalte im Saaler Bodden gemessen wurden. Sedimentkernuntersuchungen bestätigen die sehr geringe Schwermetallbelastung des Saaler Boddens. In dem polytrophen Flachgewässer mit eingeschränktem Wasseraustausch liegen die Schwermetallgehalte im Bereich des natürlichen Hintergrundes (BACHOR 2005).

In diesem Zusammenhang ist aber auch die untersuchte Fischart von Bedeutung. Einzig für den Saaler Bodden und den Rödliner See wurden Brassen (Abbildung 4-b) für die Schadstoffanalytik verwendet. Diese wiesen für Küstengewässer und Seen die jeweils geringsten Quecksilbergehalte auf. Flussbarsche aus dem Rödliner See des selben Jahres zeigten aber eine rund dreifach höhere Belastung. Dieser Zusammenhang wurde bereits an mehreren Seen und Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns beobachtet (BLADT & JANSEN 2002, LALLF 2015). Während Brassen in den betrachteten Gewässern stets die geringsten Quecksilbergehalte aufwiesen, zeigten Flussbarsche fast überall die höchsten Konzentrationen.

Der Frage artspezifischer Unterschiede bei der Bioakkumulation von Schadstoffen geht aktuell ein Projekt des Umweltbundesamtes (UBA; Strategie zur Implementierung der neuen Umweltqualitätsnormen für prioritäre Stoffe in Fischen, FKZ 3715 22 200 0) nach. In diesem Zusammenhang werden auch verschiedene Fischarten unterschiedlicher Altersklassen aus dem Kleinen Haff untersucht.



Abbildung 4-b: Brassen (*Abramis brama*), analysierte Fischart aus dem Saaler Bodden und dem Rödliner See
(© Institut biota)

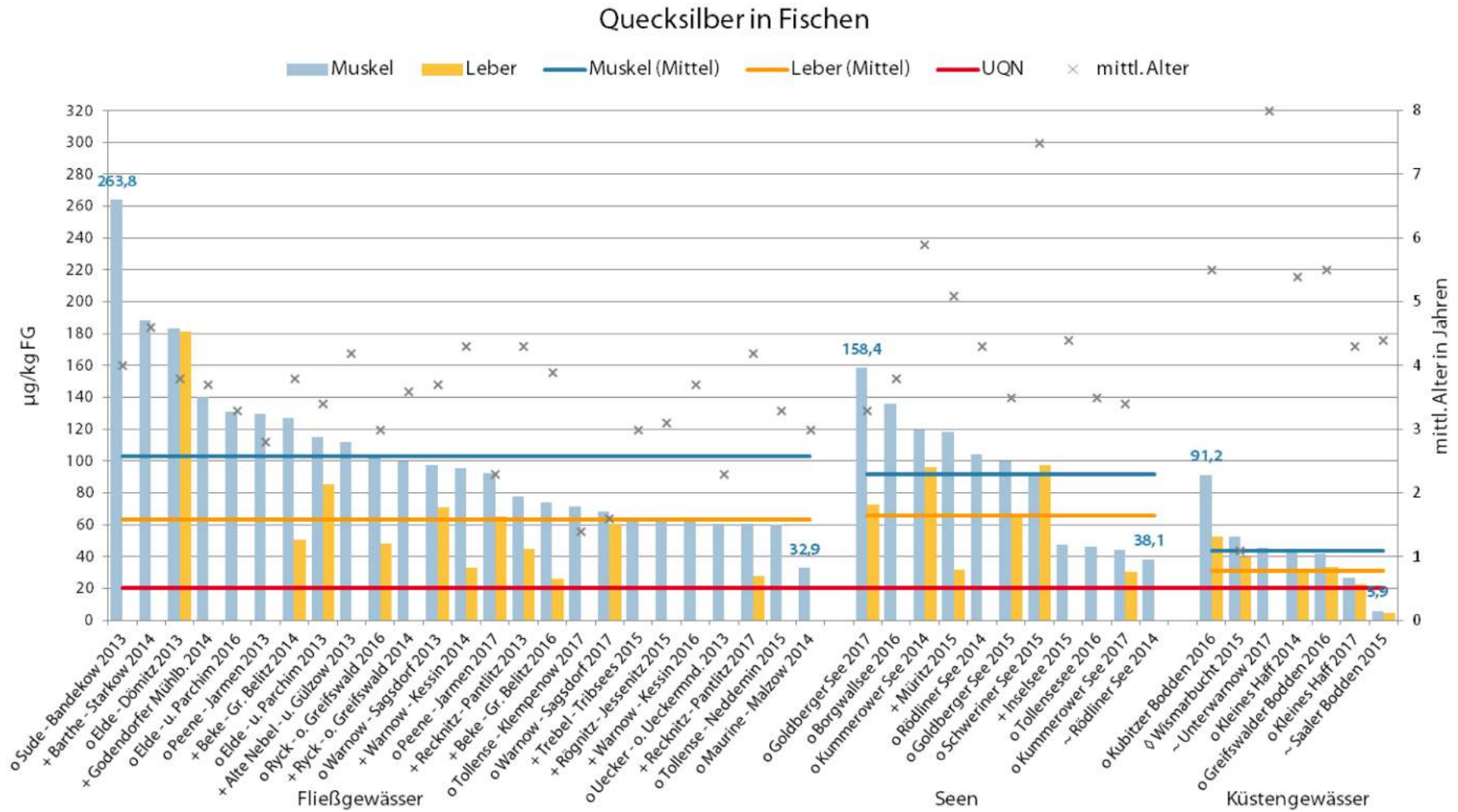


Abbildung 4-c: Quecksilber-Befunde in Fischen aus Fließgewässern, Seen und Küstengewässern im Abgleich mit der UQN – Legende: o = Flussbarsch, + = Rotauge, ~ = Brassen, ◊ = Aalmutter

Insgesamt betrachtet bestätigen die Ergebnisse des Biotamonitorings in Mecklenburg-Vorpommern aber die Annahme einer flächenhaften Überschreitung der UQN für Quecksilber. Dabei ist zu beachten, dass diese vergleichsweise anspruchsvolle Norm den Schutz von sog. fischfressenden Spitzenprädatoren (Räuber am Ende der Nahrungskette) vor Vergiftung zum Ziel hat. Entlang der Nahrungskette reichert sich Quecksilber in den Organismen an. Räuber, die sich hauptsächlich von Fischen ernähren, wie Raubfische, Greifvögel, Fischotter und Meeressäuger, können daher kritische Werte an Quecksilberkonzentration im Körper erreichen. Quecksilber schädigt das Nervensystem, daher können Folgen dieser chronischen Belastungen Verhaltensveränderungen der Tiere sein. Auch verminderte Fortpflanzungsraten sind bekannt (DEUTSCH & KRÄMER 2012, UBA 2016).

Wie auch im vorliegenden Bericht, wird in Deutschland Quecksilber gemäß den Empfehlungen des RAKON-Arbeitspapiers IV.3 (LAWA-AO 2016) meist im Filet, also Muskelgewebe, untersucht. Dieses enthält in der Regel mehr Quecksilber als andere Gewebearten. Da Beutegreifer zumeist aber den gesamten Fisch aufnehmen, sollte die UQN auch auf den Ganzfisch angewendet werden.

Wird Quecksilber nur im Filet bestimmt, führt dies zu einer Überschätzung des Risikos für Prädatoren (LAWA-AO 2017). Daher wird derzeit eine Umrechnung von Filet auf Ganzfisch erwogen. Anhand der noch wenigen aus Deutschland vorliegenden Daten wurde vorläufig ein mittlerer Faktor von 0,75 abgeleitet (LAWA-AO 2017).

Nach Umrechnung der Quecksilbergehalte im Muskelgewebe auf Ganzfisch liegen neben der Probe aus dem Saaler Bodden nun auch die Gehalte von Fischen aus dem Kleinen Haff des Jahres 2017 knapp unter der UQN. Alle anderen Proben überschreiten die Vorgabe auch weiterhin. Jedoch nähern sich einzelne Ergebnisse nun der UQN an (< zweifache UQN-Überschreitung: Maurine, Insel-, Tollense-, Kummerower und Rödliner See, Wismarbucht, Unterwarnow, Greifswalder Bodden).

Unabhängig davon liegt der zulässige Höchstgehalt für Lebensmittel (Muskelfleisch von Fischen) von 500 µg/kg FG (Verordnung (EG) Nr. 1881/2006, Verordnung (EU) Nr. 420/2011) aber weit über der UQN und ist von allen Proben deutlich unterschritten worden.

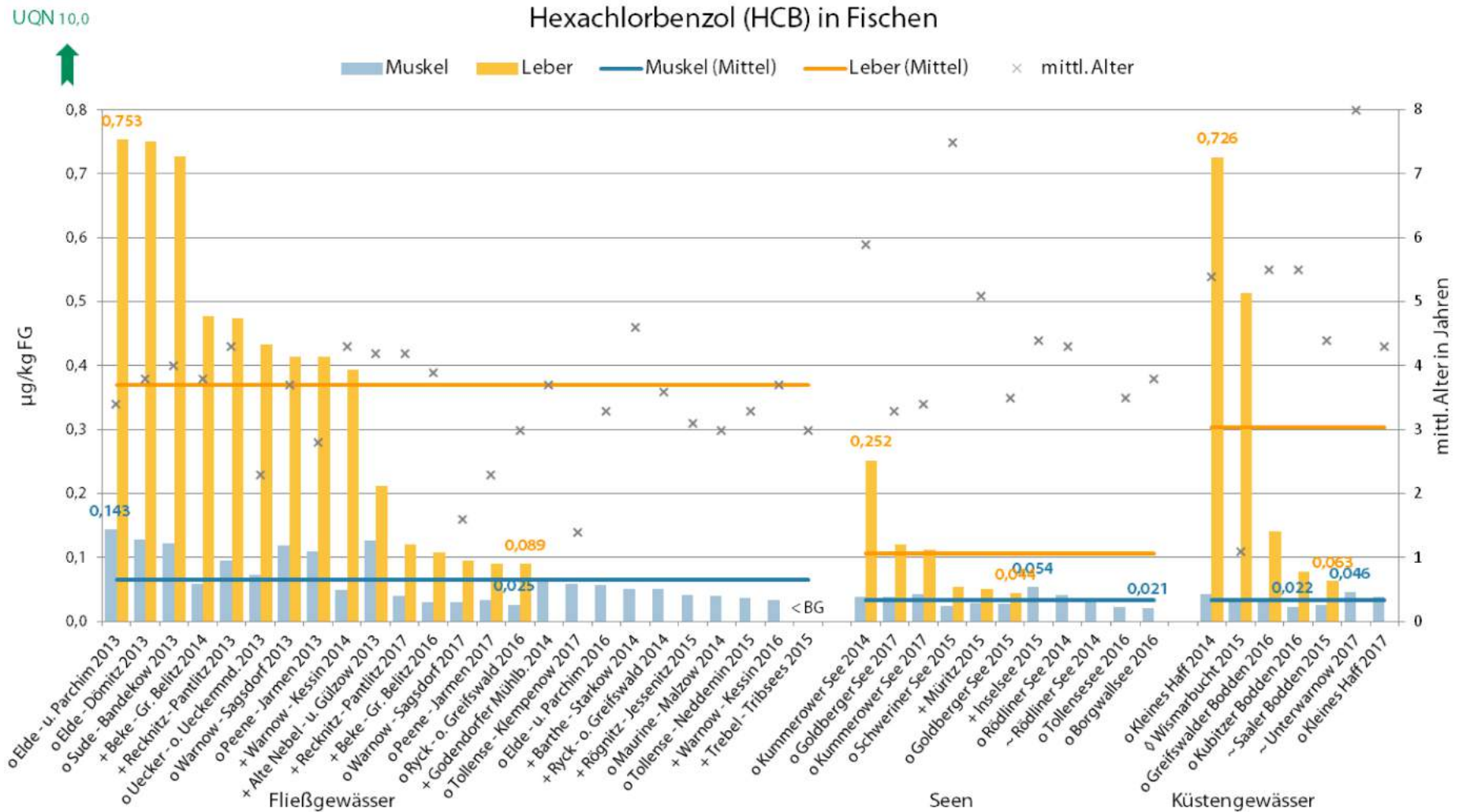


Abbildung 4-d: HCB-Befunde in Fischen aus Fließgewässern, Seen und Küstengewässern im Abgleich mit der UQN – Legende: o = Flussbarsch, + = Rotaugen, ~ = Brassen, ◊ = Aalmutter

4.2.2.5 Dichlordiphenyltrichlorethan und Metaboliten (DDX)

Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT) ist ein Insektizid, dessen hohe Persistenz und Akkumulationsvermögen in der Nahrungskette erst nach jahrzehntelangem, weltweitem und massenhaftem Einsatz erkannt wurde. Insbesondere wird die Anreicherung von DDT für die Verringerung der Schalendicke mehrerer Greifvogelarten (Abbildung 4-e) und damit der Beeinträchtigung ihrer Fortpflanzung verantwortlich gemacht (BGVV 2002). Daraufhin wurde in der Bundesrepublik Deutschland 1972 ein DDT-Verbot erlassen, in der DDR erfolgte dies sukzessive bis 1988.



Abbildung 4-e: Seeadler - Mit dem DDT-Einsatz in der Landwirtschaft brach ab Anfang der 1950er Jahre der Reproduktionserfolg ein. Erst Anfang der 1980er Jahre begann eine anhaltende Bestandszunahme (LUNG M-V 2012c). (© Jürgen Evert)

DDT gehört zu den in der Stockholm-Konvention und in der Verordnung (EG) Nr. 850/2004 gelisteten POPs. Die Verwendung ist damit weltweit beschränkt und in Europa die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung ohne Ausnahmen verboten.

In Bezug auf DDT wurden die sechs Metaboliten 2,4- und 4,4-DDT, 2,4- und 4,4-DDD sowie 2,4- und 4,4-DDE analysiert. Entsprechend OGeV (2016) und RÜDEL et al. (2007) werden im Folgenden davon die vier Metaboliten 2,4- und 4,4-DDT sowie 4,4-DDD und 4,4-DDE als DDX aufsummiert.

Die OGeV (2016) weist für die Wasserphase eine UQN aus. Eine Biota-UQN ist bisher jedoch nicht definiert. Der Orientierung können aber die von RÜDEL et al. (2007) abgeleiteten Bewertungskriterien (BK) für 4,4-DDT von 30 µg/kg Beute FG bzw. 75 µg/kg Beute FG für DDX dienen. Diese wurden mit dem gleichen EU-Verfahren entwickelt, welches auch für die Ableitung der UQN für prioritäre Stoffe verwendet wurde (LEPPER 2005).

In allen Proben waren quantifizierbare DDX-Konzentrationen nachweisbar (Abbildung 4-f). Dabei wiesen die Lebern im Mittel eine um den Faktor 15 höhere Belastung als das Muskelgewebe auf. Dennoch unterschritten auch alle Leber-

proben zum Teil deutlich die Bewertungskriterien von RÜDEL et al. (2007). Mit insgesamt rund 77 % (Muskel) bzw. 68 % (Leber) entfällt der Hauptanteil der DDX-Belastung auf den Metabolit 4,4-DDE.

Ein Zusammenhang der DDX-Befunde mit der Art oder dem Alter der Fische einer Probe ist anhand der vorhandenen Daten nicht erkennbar.

4.2.2.6 Hexachlorcyclohexan (HCH)

In Bezug auf Hexachlorcyclohexan (HCH) wurden die Isomere α -, β - und γ -HCH analysiert. Letzteres ist ein als Lindan bekanntes, in der EU jedoch nicht mehr zugelassenes, Insektizid im Holz- und Pflanzenschutz. Seit 2009 ist mit der Stockholm-Konvention die Verwendung weltweit beschränkt. Die EU POP-Verordnung (Verordnung (EG) Nr. 850/2004) verbietet die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung ohne Ausnahmen. Eine Biota-UQN existiert bisher nicht.

α -HCH war lediglich in vier Leberproben oberhalb der Bestimmungsgrenze (0,1 µg/kg TG \pm 0,01–0,04 µg/kg FG) mit maximal 0,09 µg/kg FG nachweisbar. Im Gegensatz dazu fand sich β -HCH bereits in zahlreichen Leberproben (bis 0,4 µg/kg FG) und auch einzelnen Muskelproben (maximal 0,06 µg/kg FG) oberhalb der Bestimmungsgrenze. Noch größer war die Belastung mit Lindan sowohl im Großteil der Muskel- (maximal 0,1 µg/kg FG) als auch Leberproben (bis 0,5 µg/kg FG).

4.2.2.7 Pentachlorbenzol

Pentachlorbenzol ist ein Zwischenprodukt organischer Synthesen und Nebenprodukt bei Verbrennungsprozessen. Auch diese Verbindung wird als persistenter organischer Schadstoff in den Anhängen der Stockholm-Konvention und EU POP-Verordnung (Verordnung (EG) Nr. 850/2004) geführt. Es sind darin europä- bzw. weltweite Verbote ohne Ausnahmen verankert. Bisher ist keine Biota-UQN definiert.

Pentachlorbenzol war in fast allen Muskel- und Leberproben oberhalb der Bestimmungsgrenze (0,1 µg/kg TG \pm 0,018–0,027 µg/kg FG) nachweisbar (Abbildung 4-g). Offenbar reichert sich die Verbindung in der Leber an, welche im Mittel um das 6-fache (bis zum rund 20-fachen) höher belastet war als das Muskelgewebe. Während im Muskel Gehalte von bis zu 0,05 µg/kg FG (Inselsee 2015, Rotaugen) gemessen wurden, erreichten die Konzentrationen in den Lebermischproben einen Maximalwert von 0,67 µg/kg FG (Elde – Dömitz 2013, Flussbarsch). Die höchsten Lebergehalte wiesen die Fische aus den Elbezuflüssen Elde und Sude auf, wobei wie schon bei HCB darauf hinzuweisen ist, dass dies auch mit einer erhöhten Pentachlorbenzol-Belastung der Elbsedimente im Zusammenhang stehen könnte.

Die Daten lassen keinen Zusammenhang der Befunde mit der Art oder dem mittleren Alter der Fische einer Probe erkennen.

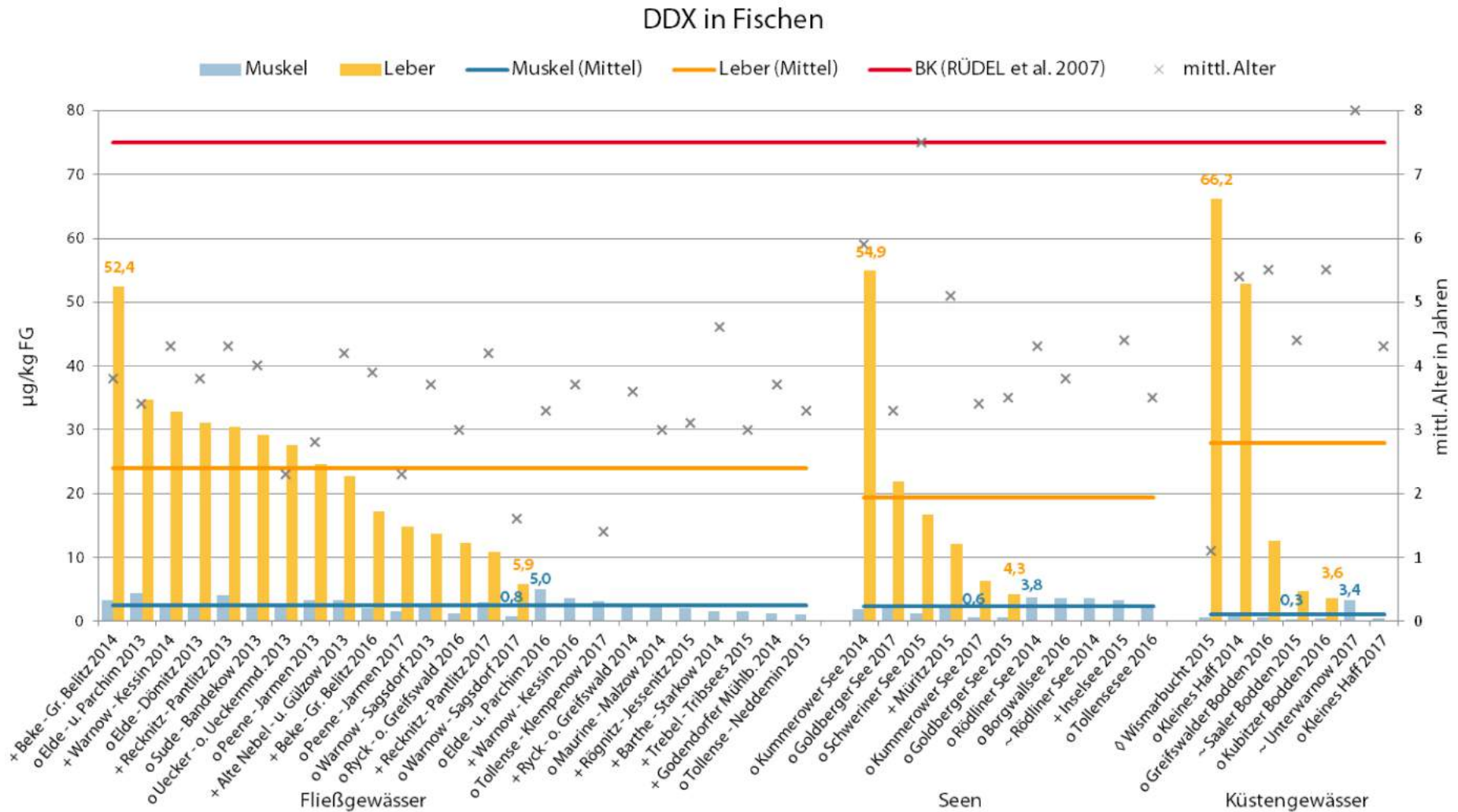


Abbildung 4-f: DDX-Befunde (Summe der Metaboliten 2,4- und 4,4-DDT sowie 4,4-DDD und 4,4-DDE) in Fischen aus Fließgewässern, Seen und Küstengewässern im Abgleich mit dem Bewertungskriterium (BK) von RÜDEL et al. (2007) – Legende: o = Flussbarsch, + = Rotauge, ~ = Brassen, ϕ = Aalmutter

Pentachlorbenzol in Fischen

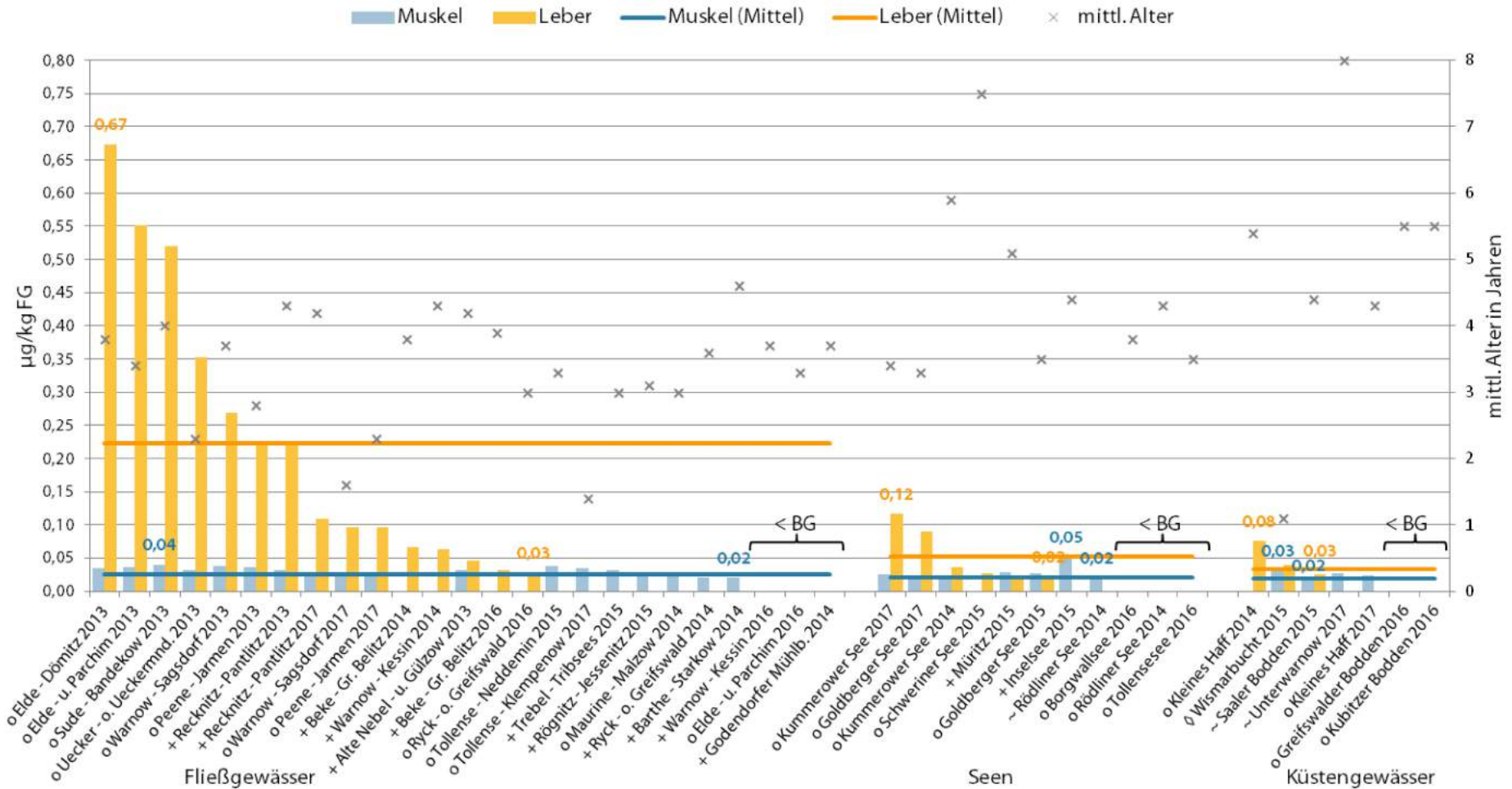


Abbildung 4-g: Pentachlorbenzol-Befunde in Fischen aus Fließgewässern, Seen und Küstengewässern – Legende: o = Flussbarsch, + = Rotauge, ~ = Brassen, ◊ = Aalmutter

4.2.3 Polybromierte Diphenylether (PBDE)

Polybromierte Diphenylether (PBDE) fanden überwiegend in Form von drei technischen Gemischen insbesondere in den 1970er bis 1990er Jahren als Flammschutzmittel Verwendung.

Die Stoffgruppe besteht aus einer Vielzahl von Einzelverbindungen, sog. Kongeneren. Entsprechend der Richtlinie 2013/39/EU sowie der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) bezieht sich die UQN auf die Summe der Konzentrationen der Kongenere mit den Nummern 28, 47, 99, 100, 153 und 154.

Bis auf BDE 28 gelten diese Kongenere auch als POP entsprechend Stockholm-Konvention und Verordnung (EG) Nr. 850/2004). Deren Verwendung ist weltweit beschränkt und in Europa mit Ausnahmen verboten.

Polybromierte Diphenylether sind in allen Muskel- und Leberproben nachgewiesen worden.

Die **UQN für PBDE (0,0085 µg/kg FG)** wurde nur von Flussbarschen aus drei Küstengewässern eingehalten (Greifswalder Bodden 2016: 0,0083 µg/kg FG; Kubitzer Bodden 2016: 0,0079 µg/kg FG; Kleines Haff 2017: 0,0049 µg/kg FG). Alle anderen Muskelproben überschritten die UQN im Mittel mit dem Faktor 12 (1,1–70) zumeist sehr deutlich (Abbildung 4-i und Abbildung 4-j).

Die Leber war mit nur einer Ausnahme (Goldberger See 2015, Flussbarsch) höher belastet (Faktor 4–75). Ein Zusammenhang der PBDE-Belastung mit der Art oder dem mittleren Alter der Fische einer Probe ist nicht zu erkennen.

2004 wurden zwei dieser PBDE-Gemische europaweit verboten. In der Folge haben in Untersuchungen der Umweltprobenbank des Bundes die Konzentrationen in der Muskulatur von Aalmuttern (Abbildung 4-h) an den deutschen Küsten (u. a. Darßer Ort) stark abgenommen, sie lagen aber im Jahr 2015 noch deutlich höher als die UQN (UBA 2017a).



Abbildung 4-h: Aalmutter (*Zoarces viviparus*), Indikatorart für Schadstoffakkumulationen in den Küstengewässern der Wismar-Bucht (© Dennis Gräwe)

PBDE in Fischen

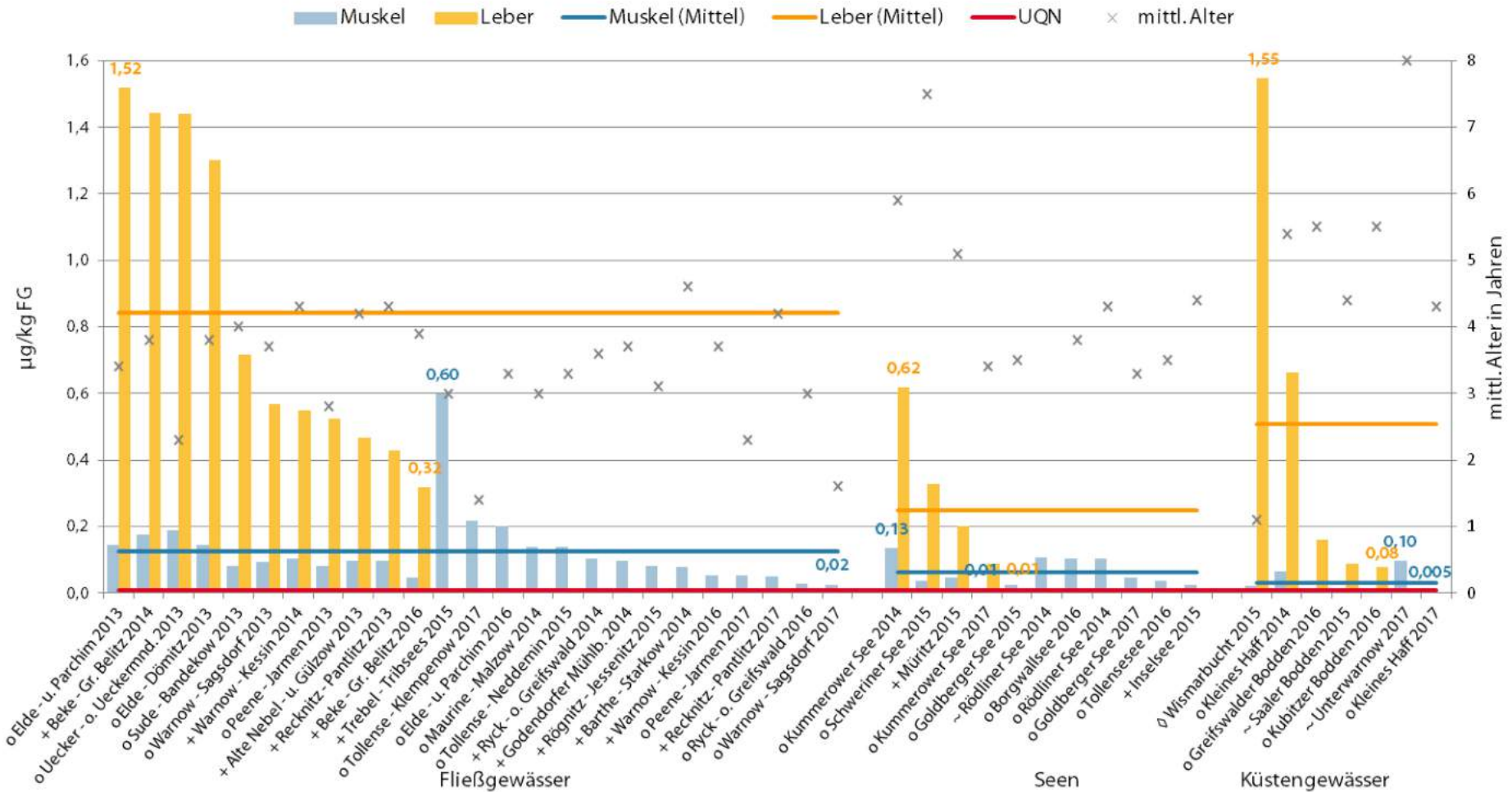


Abbildung 4-i: PBDE-Befunde als Summe der Konzentrationen der Kongenere mit den Nummern 28, 47, 99, 100, 153 und 154 in Muskel- und Lebergewebe von Fischen aus Fließgewässern, Seen und Küstengewässern im Abgleich mit der UQN – Legende: o = Flussbarsch, + = Plötte, ~ = Brassen, ◊ = Aalmutter

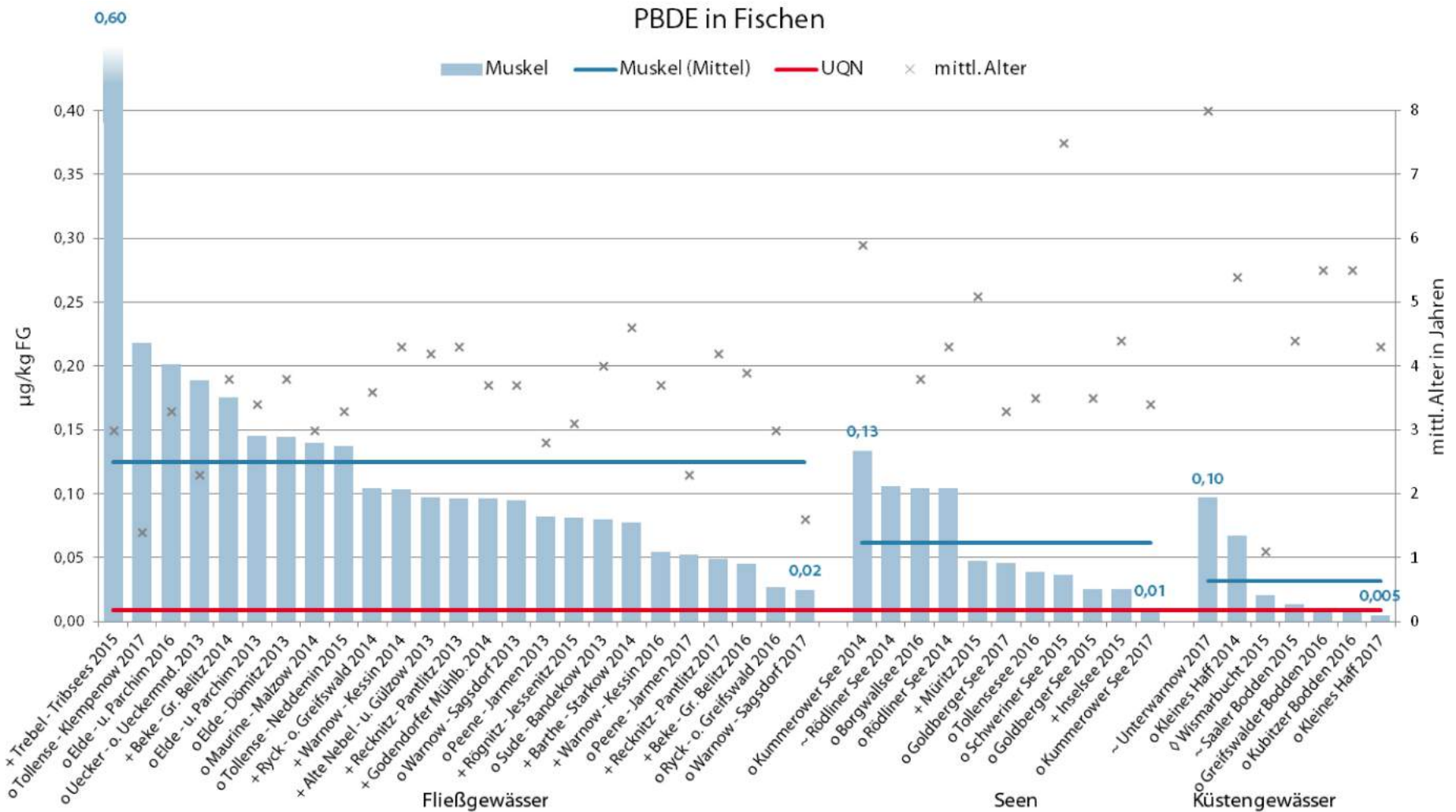


Abbildung 4-j: PBDE-Befunde als Summe der Konzentrationen der Kongenere mit den Nummern 28, 47, 99, 100, 153 und 154 in Muskelgewebe von Fischen aus Fließgewässern, Seen und Küstengewässern im Abgleich mit der UQN – Legende: o = Flussbarsch, + = Plötze, ~ = Brassen, ◊ = Aalmutter

4.2.4 Hexabromcyclododecan (HBCDD)

Das Flammschutzmittel Hexabromcyclododecan (HBCDD) wurde 2016 in das Messprogramm von Schadstoffen in Fischen aufgenommen. Die Analytik umfasste die in technischen Produkten vorkommenden Isomere α -, β - und γ -HBCDD.

Das entsprechend Stockholm-Konvention und Verordnung (EG) Nr. 850/2004 als persistenter organischer Schadstoff (POP) klassifizierte Flammschutzmittel unterliegt seit 2013 einer weltweiten Beschränkung der Verwendung. In Europa ist die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung mit Ausnahmen verboten.

In den Proben wurden mit nur einer Ausnahme Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 15 (Muskel) bzw. 50 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TG (Leber) (\triangleq 2,6–3,2 bzw. 10,2–13,7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ FG) ermittelt. Lediglich im Muskelgewebe der Flussbarsche aus dem Goldberger See wurde 2017 mit 3,3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ FG eine sehr geringe Belastung mit α -HBCDD festgestellt.

Die Belastung lag an allen Stationen sehr deutlich unterhalb der **UQN für HBCDD (167 $\mu\text{g}/\text{kg}$ FG)**.

4.2.5 Per- und polyfluorierte Chemikalien (PFC)

Per- und polyfluorierte Chemikalien (PFC) kommen nicht natürlich vor. Sie werden für die verschiedensten Anwendungen synthetisiert, so z. B. in der Textilindustrie zur Herstellung atmungsaktiver, aber schmutz- und wasserabweisender Gewebe.

Aus der Schadstoffgruppe der PFC wurden seit 2014 die folgenden 18 Einzelsubstanzen analysiert:

- Perfluorbutansäure (PFBA)
- Perfluorpentansäure (PFPeA)
- Perfluorhexansäure (PFHxA)
- Perfluorheptansäure (PFHpA)
- Perfluoroktansäure (PFOA)
- Perfluorononansäure (PFNoA)
- Perfluordekansäure (PFDeA)
- Perfluorundekansäure (PFUnA)
- Perfluordodekansäure (PFDoA)
- Perfluoroktansulfonsäureamid (PFOSA)
- Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)
- Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)
- Perfluorheptansulfonsäure (PFHpS)
- Perfluoroktansulfonsäure (PFOS)
- Perfluordekansulfonsäure (PFDeS)
- Fluorotelomersulfonat 4:2 FTS
- Fluorotelomersulfonat 6:2 FTS
- Fluorotelomersulfonat 8:2 FTS

Mit PFOS umfasst die Schadstoffgruppe auch eine gelistete POP-Substanz (Stockholm-Konvention und Verordnung (EG) Nr. 850/2004), deren Verwendung weltweit und zusätzlich in Europa auch die Herstellung und das Inverkehrbringen mit Ausnahmen verboten ist.

Im Muskelgewebe wurden lediglich für PFHxS (Kummerower See 2017, Flussbarsch, 3,8 $\mu\text{g}/\text{kg}$ FG) und vereinzelt PFOS Gehalte oberhalb der Bestimmungsgrenze (10 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TG \triangleq 1,9–2,2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ FG) nachgewiesen.

Diese lagen mit 2,2–7,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ FG aber stets unterhalb der **UQN für PFOS (9,1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ FG)** (Abbildung 4-k).

Eine Betrachtung des Zusammenhangs von Belastung und Art oder Alter der Fische ist anhand der wenigen quantifizierbaren Nachweise bislang nicht sinnvoll möglich.

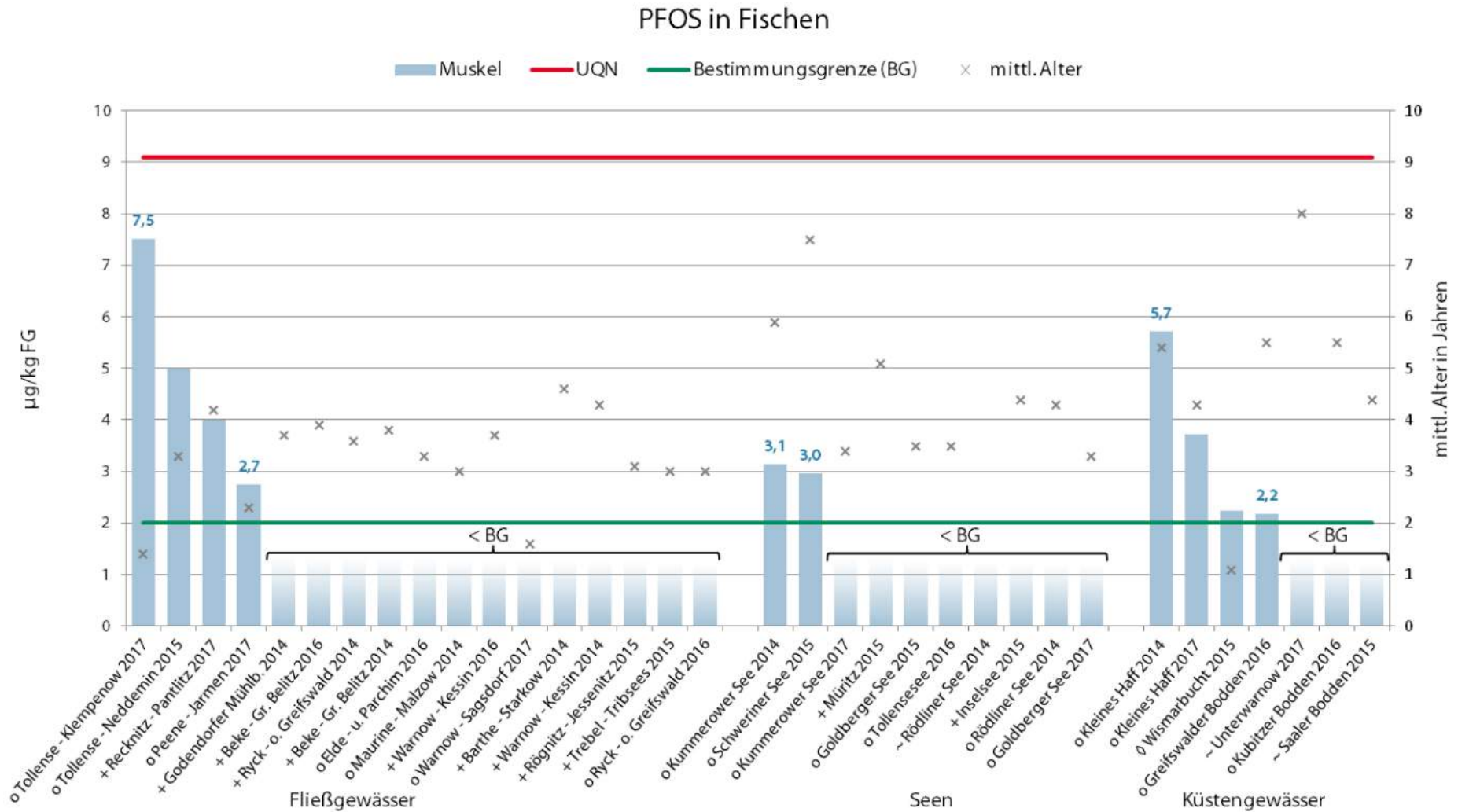


Abbildung 4-k: PFOS-Befunde in Fischen aus Fließgewässern, Seen und Küstengewässern im Abgleich mit der UQN – Legende: o = Flussbarsch, + = Plötze, ~ = Brassen, ϕ = Aalmutter

4.2.6 Dioxine (PCDD), Furane (PCDF) und dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle (dl-PCB)

Dioxine (polychlorierte Dibenzoparadioxine, PCDD) und Furane (polychlorierte Dibenzofurane, PCDF) werden nicht gezielt hergestellt. Es gibt keine technische Anwendung für Stoffe dieser Gruppe. Sie entstehen aber als unerwünschte Nebenprodukte bei Verbrennungsprozessen unter bestimmten Temperaturbedingungen in Anwesenheit von Chlor und organischem Kohlenstoff.

Nachdem der Ausstoß aus Müllverbrennungsanlagen in den 1990er-Jahren mit technischen Maßnahmen drastisch gesenkt werden konnte, sind heute thermische Prozesse der Eisen- und Stahlindustrie sowie an erster Stelle die Kleinf Feuerungsanlagen der Haushalte die wesentlichen Emittenten (UBA 2018).

PCB wurden bis in die 1980er-Jahre als technische Gemische der 209 Kongenere produziert und vor allem in Transformatoren, elektrischen Kondensatoren, als Hydraulikflüssigkeit sowie als Weichmacher in Lacken, Dichtungsmassen, Isoliermitteln und Kunststoffen verwendet. In diesen Gemischen sind auch immer unterschiedlich große Anteile dioxinähnlicher PCB enthalten. PCB ist in Deutschland seit 1989 verboten (UBA 2017b).

Erstmals 2016 wurden auch Dioxine, Furane und dioxinähnliche PCB in das Untersuchungsprogramm aufgenommen. Die Stoffe dieser Gruppe gehören zu den in der Stockholm-Konvention und in der EU POP-Verordnung (Verordnung (EG) Nr. 850/2004) gelisteten POPs. Deren Verwendung ist weltweit verboten.

Die Gruppe der Dioxine und Furane besteht aus 75 polychlorierten Dibenzoparadioxinen (PCDD) und 135 polychlorierten Dibenzofuranen (PCDF). Für die toxische Wirkung der Dioxin- und Furankongenere sind 17 Verbindungen (7 Dioxine, 10 Furane) relevant, da sie sich in Lebewesen stark anreichern. Es handelt sich um diejenigen Kongenere, bei denen an allen vier seitlichen Kohlenstoffatomen mit den Positionen 2, 3, 7 und 8 jeweils ein Chloratom anstelle eines Wasserstoffatoms gebunden ist. Somit sind unter diesen 17 Verbindungen sowohl tera-, wie auch penta- und hexa-chlor-Dioxine/Furane. Gemäß OGEWV (2016) sind die Konzentrationen dieser 17 Kongenere zu überwachen.

Des Weiteren schreibt die OGEWV (2016) auch die Analytik von zwölf dioxinähnlichen PCB (dl-PCB) vor. Von den 209 möglichen PCB-Kongenere werden diejenigen zwölf Kongenere als dioxinähnliche PCB bezeichnet, welche eine dem PCDD/PCDF ähnliche räumliche und elektronische Struktur haben (non ortho Kongenere PCB-Nr. 77, 81, 126 und 169 sowie mono ortho Kongenere 105, 114, 118, 123, 156, 157, 167 und 189) (BEHNKE et al. 2013).

Für die zu analysierenden Einzelverbindungen wird von dem gleichen Wirkmechanismus ausgegangen. Sie unterscheiden sich aber bezüglich ihrer Wirkungsstärke, die durch den Toxizitätsäquivalenzfaktor (TEF) ausgedrückt wird (BEHNKE et al. 2013). Der TEF beschreibt die relative Giftwirkung der Einzelverbindungen im Vergleich zum hochtoxischen 2,3,7,8 Tetrachlor-Dibenzo-p-Dioxin (2,3,7,8 TCDD), welches nach dem Chemieunfall von Seveso im Juli 1976 auch als „Seveso-Gift“ bezeichnet wird.

Für die toxikologische Beurteilung werden die Gehalte der Einzelverbindungen mit dem TEF als Toxizitätsäquivalente (TEQ) verrechnet und aufaddiert (BEHNKE et al. 2013). Nach OGEWV (2016) erfolgt die Berechnung der Toxizitätsäquivalente nach den Toxizitätsäquivalenzfaktoren der Weltgesundheitsorganisation von 2005 (VAN DEN BERG et al. 2006).

Während dl-PCB in allen Muskel- und Leberproben nachweisbar waren, fanden sich mit nur einer Ausnahme (Unterwarnow 2017, Brassens) im Muskelgewebe keine Furane oder Dioxine mit Gehalten oberhalb der Bestimmungsgrenze.

Das Belastungsniveau der Filetproben lag in der Summe auch immer weit unter dem Wert der **UQN für Dioxine, Furane und dioxinähnliche PCB (0,0065 µg/kg TEQ FG)**.

Die Lebermischproben wiesen ein deutlich höheres Belastungsniveau als die korrespondierenden Muskelmischproben auf.

4.2.7 Nicht-dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle (ndl-PCB)

Polychlorierte Biphenyle (PCB) gehören zu den mit der EU POP-Verordnung (Verordnung (EG) Nr. 850/2004) und der Stockholm-Konvention in Europa und weltweit regulierten persistenten organischen Schadstoffen. Zuvor fanden PCB insb. in Transformatoren und Kondensatoren Einsatz als Industriechemikalie. Eine Biota-UQN existiert bisher nicht.

Von den 209 PCB-Kongeneren wurden die nicht-dioxinähnlichen PCB 28, 52, 101, 138, 153 und 180 analysiert.

Alle Muskel- und Leberproben wiesen eine Belastung mit ndl-PCB auf (Abbildung 4-I). Die mit deutlichem Abstand höchsten Gehalte im Muskelgewebe fanden sich mit 8,97 µg/kg FG in den Fischen aus der Unterwarnow (Brassen, 2017). Zwar waren dies auch die im Mittel ältesten Tiere einer Probe, ein Zusammenhang der Belastung mit dem durchschnittlichen Alter oder der Art der Fische wird anhand der vorliegenden Daten jedoch nicht erkennbar. So sind die im Durchschnitt nur wenig jüngeren Fische aus dem Schweriner See (Flussbarsch, 2015) deutlich geringer belastet (0,81 µg/kg FG). Vielmehr dürfte die PCB-Belastung der Sedimente hier eine Rolle spielen. Untersuchungen der Sedimente aus der Unterwarnow weisen einen Belastungsschwerpunkt für PCB aus (LUNG M-V 2004 und 2008, HILDEBRANDT 2005 sowie Daten des LUNG M-V der Jahre 1994–2013).

Alle Leberproben weisen noch höhere ndl-PCB-Gehalte als das Muskelgewebe auf. Offenbar reichern sich ndl-PCB in der Leber an, welche im Mittel 13-fach und in der Spitze um mehr als das 20- bis hinzu 90-fache (Wismarbucht 2015, Aal-mutter, 222 µg/kg FG) stärker belastet war.

In der Summe resultiert die Belastung hauptsächlich aus den PCB 138 (sowohl Muskel als auch Leber 30,6 %), 153 (39,4 bzw. 47,7 %) und 180 (20,5 bzw. 14,0 %).

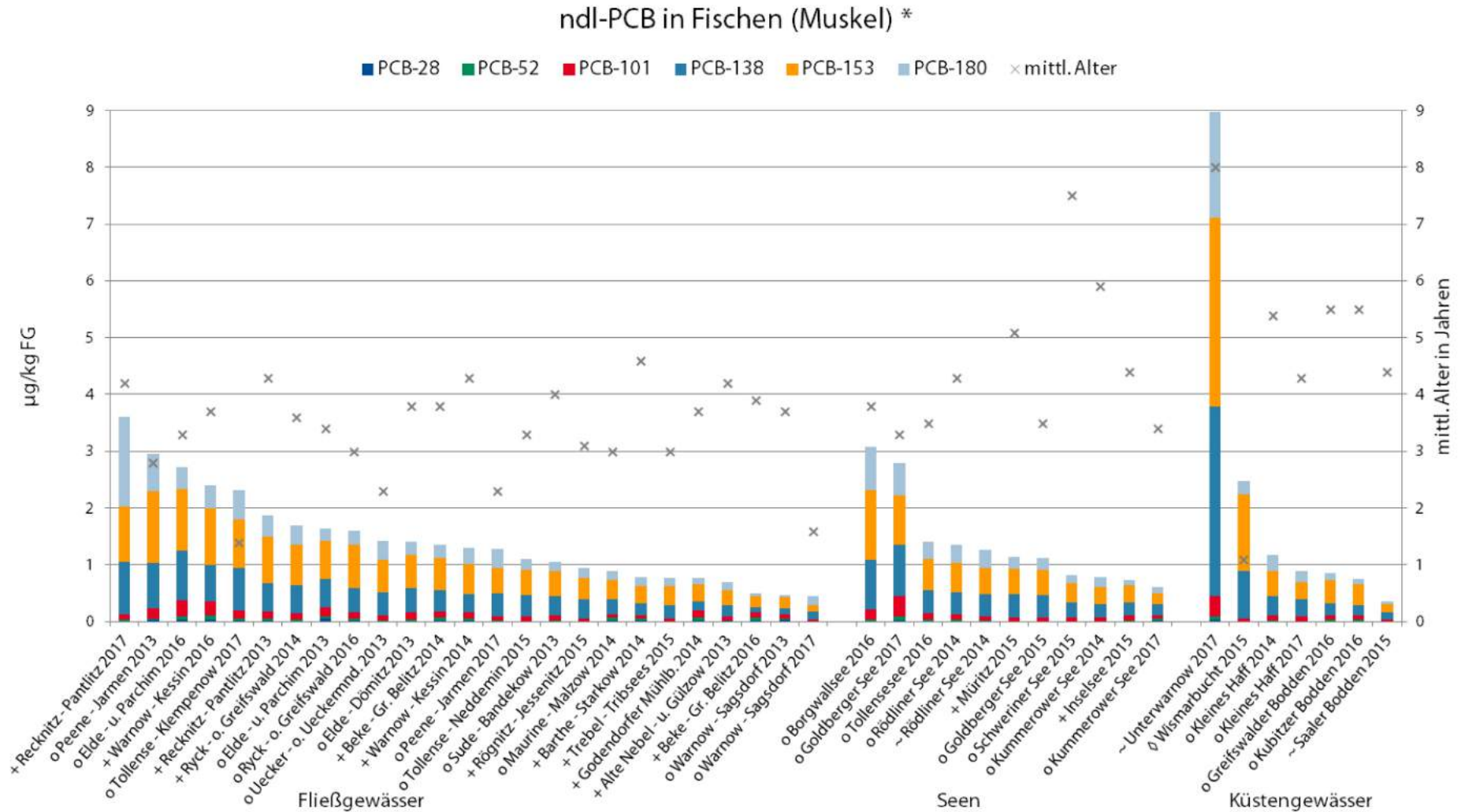


Abbildung 4-I: Befunde von ndl-PCB in Fischen (Muskel) aus Fließgewässern, Seen und Küstengewässern – Legende: o = Flussbarsch, + = Plötze, ~ = Brassen, ϕ = Aalmutter, * = Bei der Aufsummierung der einzelnen PCB-Kongenerie blieben Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze entsprechend OGewV (2016) unberücksichtigt.

5 Ausblick

Die Überwachung von Schadstoffen in Fischen ist im Monitoringprogramm (LU & LUNG 2016) bis 2021 festgeschrieben.

Die Arbeiten sind aber auch darüber hinaus langfristig weiterzuführen, um entsprechend europäischer und nationaler Vorgaben (Richtlinie 2008/105/EG und 2013/39/EU sowie OGewV 2016) eine langfristige Trendermittlung abzusichern. Hierfür werden Datenreihen mit mindestens fünf Werten benötigt.

Nach Möglichkeit soll auch zukünftig neben der standardmäßigen Analyse von Muskelproben Lebergewebe untersucht werden. Da sich viele Schadstoffe in der Leber anreichern, kann diese als „Frühwarninstrument“ für eine im Muskel zunächst noch unter der Bestimmungsgrenze liegende, aber ansteigende Schadstoffbelastung dienen.



Abbildung 5-a: Fischerboot am Seeufer

Im Rahmen des hier dokumentierten Monitorings konnten Aspekte wie ggf. art- und individuenspezifische Unterschiede der Anreicherung und Belastung mit Schadstoffen nicht betrachtet werden. Ein Erkenntnisgewinn dazu wird aus der laufenden wissenschaftlichen Forschung des Umweltbundesamtes erwartet (Biotamonitoring nach WRRL, Forschungskennzahl 3715222000).

6 Danksagung

Die Autoren danken den Kolleginnen und Kollegen der Fischereibetriebe für die sehr gute Zusammenarbeit und die unkomplizierte Bereitstellung der Fischproben aus den Seen und Küstengewässern. Der Dank gilt gleichermaßen den mit den WRRL-Erfassungen an den Fließgewässern beauftragten Fischereibiologinnen und -biologen.

Für die ebenfalls sehr gute, stets zuverlässige Zusammenarbeit und den fachlichen Austausch danken die Autoren Dr. Jens Gercken (IfAÖ Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH).

Darüber hinaus gilt der Dank Dr. Alexander Bachor für die Durchsicht und Kommentierung des Berichtsentwurfes.

7 Quellen

- AD-HOC-AG (2016): Bericht zum Kenntnis- und Diskussionsstand betreffend Quecksilberbelastungen in Gewässern und diesbezügliche Relevanz luftbürtiger Quellen. – 2. Bericht der Ad-hoc-Arbeitsgruppe LAWA, LAI, LABO betreffend Hg-Belastungen, Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz (LAI), Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO), 61 S.
- BACHOR, A. (2005): Nährstoff- und Schwermetallbilanzen der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unter besonderer Berücksichtigung ihrer Sedimente. – Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Heft 2/2005, Güstrow, 219 S.
- BGVV (2002): DDT-, Lindan-, Methoxychlor- und Simazin-Rückstände in Futtermitteln. – Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin, Stellungnahme des BgVV vom 06. Juni 2002, 31 S.
- BEHNKE, A., BÖHNHARDT, A., BUSSIAN, B. M., BLONDZIK, K., DAUERT, U., GÄRTNER, PH., GIESE, E., JUHRICH, K., KONIETZKA, R., KNETSCH, G., MARKARD, CH., MINKOS, A., MORISKE, H.-J., PLICKERT, S., PIRNTKE, S., RAPPOLDER, M., SCHMIDT, S., SCHROETER-KERMANI, CH. & UTERMANN, J. (2013): Dioxine und dioxinähnliche PCB in Umwelt und Nahrungsketten. – HINTERGRUND//Januar 2014, Umweltweltbundesamt (Hrsg.), Dessau-Roßlau, 40 S.
- BMUB (2016): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Peter Meiwald, Oliver Krischer, Annalena Baerbock, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN – Drucksache 18/7713 – Akkumulation und Wirkung von toxischen Quecksilberverbindungen in der Umwelt. - Deutscher Bundestag, 18. Wahlperiode, Drucksache 18/7940, 21.03.2016, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB), 8 S.
- DEUTSCH, K. & KRÄMER, D. (2012): GZÜV Trendermittlung von Schadstoffen in Biota 2010. - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abt. VII/1 – Nationale Wasserwirtschaft, Wien, 27 S.
- EC (2010): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance Document No. 25 on Chemical Monitoring of Sediment and Biota under the Water Framework Directive. – European Commission (EC), Technical Report – 2010.3991, 74 pp.
- FIEDLER, H., HUB, M., WILLNER, S. & HUTZINGER, O. (1995): Stoffbericht Hexachlorbenzol (HCB). - Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.), Karlsruhe, Texte und Berichte zur Altlastenbearbeitung 18/95, 150 S.
- HILDEBRANDT, D. (2005): Organische Schadstoffbelastungen in den Sedimenten der Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns: Untersuchungen zur ökologischen Risikobewertung. - Unveröffentl. Dissertation an der Universität Greifswald, 169 S. + Anlagenteil.
- IFAÖ (2014): Trendmonitoring von Schadstoffen in Fischen aus Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns, Monitoring 2014. - Institut für Angewandte Ökosystemforschung (IfaÖ), Neu Broderstorf, Endbericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 34 S.
- IFAÖ (2016): Trendmonitoring von Schadstoffen in Fischen aus Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns, Monitoring 2016. - Institut für Angewandte Ökosystemforschung (IfaÖ), Neu Broderstorf, Endbericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 36 S.
- IFAÖ (2017): Trendmonitoring von Schadstoffen in Fischen aus Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns, Monitoring 2017. - Institut für Angewandte Ökosystemforschung (IfaÖ), Neu Broderstorf, Endbericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 37 S.
- KARL, H., LEHMANN, I. & OEHLENSCHLÄGER, J. (2000): Schadstoffe in Fischen: heute noch ein Thema?. – Forschungsreport 2/2000, S. 32-36.
- Kommissionsentscheidung 2008/764/EG vom 30. September 2008 über die Nichtaufnahme von Dicofol in Anhang I der Richtlinie 91/414/EWG des Rates und den Widerruf der Zulassungen für Pflanzenschutzmittel mit diesem Stoff. - Abl. der Europäischen Union L262, 40–41.
- LALLF (2015): Fische aus dem Schaalsee, Untersuchung auf Schadstoffe und Kontaminaten. – Landesamt für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern (LALLF), Fischerei & Fischmarkt in MV, 1/2015, S. 18-19.
- LAWA-AO (2015): Textbaustein, Sachstandsdarstellung und Begründung der flächenhaften Überschreitung der Umweltqualitätsnorm für Quecksilber (PDB WRRM-2.1.5). - Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Ausschuss Oberirdische Gewässer und Küstengewässer (AO), Stand 20.05.2015, 7 S.
- LAWA-AO (2016): Rahmenkonzeption Monitoring, Teil B, Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen, Arbeitspapier IV.3, Konzeption für Biota-Untersuchungen zur Überwachung von Umweltqualitätsnormen gemäß

- RL 2008/105/EG, geändert durch 2013/39/EU. - Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Ausschuss Oberirdische Gewässer und Küstengewässer (AO), Ausarbeitung des LAWA-AO-Expertenkreises „Stoffe“, Stand: 27.10.2016, 11 S.
- LAWA-AO (2017): Handlungsempfehlung zur Ableitung der bis 2027 erreichbaren Quecksilberwerte in Fischen. - Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Ausschuss Oberirdische Gewässer und Küstengewässer (AO), Stand: 24.05.2017, 107 S.
- LEPPER, P. (2005): Manual on the Methodological Framework to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances in accordance with Article 16 of the Water Framework Directive (2000/60/EC). - Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology, Schmallenberg, Germany, 47 pp.
- LU & LUNG (Hrsg.) (2016): Konzept zur Überwachung der Oberflächengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern im Zeitraum 2016–2021 (Fortschreibung der Monitoringprogramme 2010–2015). - Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern (LU) & Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG), Güstrow, 78 S.
- LUNG M-V (Hrsg.) (2004): Gewässergütebericht 2000/2001/2002, Ergebnisse der Güteüberwachung der Fließ-, Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern. - Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Güstrow, 159 S.
- LUNG M-V (Hrsg.) (2008): Gewässergütebericht 2003/2004/2005/2006, Ergebnisse der Güteüberwachung der Fließ-, Stand- und Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern. - Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Güstrow, 204 S.
- LUNG M-V (Hrsg.) (2012a): Schadstoffuntersuchungen in Oberflächengewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 2007 - 2011, Schadstoffe zur Bewertung des chemischen Zustands gemäß Oberflächengewässerverordnung (OGewV). - Berichte zur Gewässergüte, Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Güstrow, 123 S.
- LUNG M-V (Hrsg.) (2012b): Leitfaden zur Anwendung des fIBS-Verfahrens für die WRRL-konforme Fließgewässerbewertung anhand der Fischfauna in Mecklenburg-Vorpommern, Hinweise für Auftragnehmer und Behörden. - Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V) 2012, Heft 1, 58 S.
- LUNG M-V (2012c): Die Situation von See-, Schrei- und Fischadler sowie von Schwarzstorch und Wanderfalke in Mecklenburg-Vorpommern. - Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.), Güstrow, Arbeitsbericht der Projektgruppe Großvogelschutz MV, 27 S.
- LUNG M-V (Hrsg.) (2014): Trendmonitoring von Schadstoffen in Fischen aus Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns, Monitoring 2013 - Berichte zur Gewässergüte, Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Güstrow, 42 S.
- LUNG M-V (Hrsg.) (2016): Trendmonitoring von Schadstoffen in Fischen aus Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns, Monitoring 2015, Abgleich von UQN 2013–2015. - Berichte zur Gewässergüte, Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V) 2016, Heft 3, 35 S.
- OGewV (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV) vom 20.06.2016, BGBl. I S. 1373.
- Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasser-Rahmenrichtlinie, WRRL). - Abl. der Europäischen Union L327, 1-72.
- Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments 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. - Abl. der Europäischen Union, L 348, 84-96.
- Richtlinie 2013/39/EG des Europäischen Parlaments 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. - Abl. der Europäischen Union L226, 1-17.
- RÜDEL H., FLIEDNER A. & HERRCHEN M. (2007): Strategie für ein stoffangepasstes Wasser-Monitoring (Machbarkeitsstudie), Erfassung potentiell sorbierender und akkumulierender Stoffe in anderen Kompartimenten, Biota, Sediment, Schwebstoffe. - BMLFUW, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Österreich (Hrsg.), Wien, Abschlussbericht des Fraunhofer - Insti-

- tut für Molekularbiologie und Angewandte Ökologie, 114 S.
- UBA (2016): Häufige Fragen zu Quecksilber. - Umweltbundesamtes (UBA), Stand 04.05.2016, <https://www.umweltbundesamt.de/themen/gesundheit/umwelteinfluesse-auf-den-menschen/chemische-stoffe/haeufige-fragen-zu-quecksilber>, (abgerufen am 29.11.2017).
- UBA (2017a): Gewässer in Deutschland: Zustand und Bewertung. - Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau, 128 S.
- UBA (2017b): Dioxine. - Umweltbundesamtes (UBA), Stand 31.08.2017, <https://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/dioxine#textpart-1>, (abgerufen am 20.11.2018).
- UBA (Hrsg.) (2018): Dioxine und dioxinähnliche PCB in Umwelt und Nahrungsketten. – Hintergrund/Okttober 2018, Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau, 44 S.
- VAN DEN BERG, M., BIRNBAUM, L. S., DENISON, M., DEVITO, M., FARLAND, W., FEELY, M., FIEDLER, H., HAKANSSON, H., HANBERG, A., HAWS, L., ROSE, M., SAFE, S., SCHRENK, D., TOHYANNA, C., TRITSCHER, A., TUOMISTO, J., TYSKLIND, M., WALKER, N. & PETERSON, R. E. (2006): The 2005 World Health Organization reevaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. - *Toxicological Sciences* 93(2):223-241.
- Durchführungsverordnung (EU) Nr. 540/2011 der Kommission vom 25. Mai 2011 zur Durchführung der Verordnung (EG) Nr. 1107/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates hinsichtlich der Liste zugelassener Wirkstoffe. - *Amtsblatt der Europäischen Union* L 153, 1-186.
- Verordnung (EG) Nr. 850/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 29. April 2004 über persistente organische Schadstoffe und zur Änderung der Richtlinie 79/117/EWG. - *Amtsblatt der Europäischen Union* L 158, 7-49.
- Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 der Kommission vom 19. Dezember 2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln. - *Abl. der Europäischen Union* L 364, 5-24.
- Verordnung (EU) Nr. 420/2011 der Kommission vom 29. April 2011 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln. - *Abl. der Europäischen Union* L 111, 3-6.
- WELLMITZ, J. (2015): Vergleich der EU-Umweltqualitätsnorm (UQN) für Quecksilber in biologischen Matrices mit der Belastungssituation in deutschen Oberflächengewässern – aktualisierter Stand der Belastung in Fischen und Schwebstoff. – Umweltbundesamt (UBA), 14 S.
- WINKLER, M., WATERSTRAAT, A., HAMANN, N., SCHAAR-SCHMIDT, T., LEMCKE, R. & ZETTLER, M. (2007): Verbreitungsatlas der Fische, Rundmäuler, Großmuscheln und Großkrebse in Mecklenburg-Vorpommern. - *Natur &Text*, Rangsdorf, 180 S.

ANHANG

Anhang 1: Liste aller im Rahmen des Monitorings von Schadstoffen in Fischen analysierten Stoffe – Legende: MP = Monitoringprogramm

| Stoffe/Stoffgruppen | Kapitel | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | MP |
|---|----------------|------|------|------|------|------|----|
| <i>Metalle, Arsen und Methylquecksilber</i> | | | | | | | |
| Arsen | | x | x | x | x | x | ✓ |
| Blei | | x | | | x | x | ✓ |
| Cadmium | | x | x | x | x | x | ✓ |
| Chrom | | x | | | x | x | ✓ |
| Kupfer | | x | x | x | x | x | ✓ |
| Nickel | | x | | | x | x | ✓ |
| Zink | | x | x | x | x | x | ✓ |
| Quecksilber | 4.2.1, S. 8 | x | x | x | x | x | ✓ |
| Methylquecksilber | | x | x | x | x | x | ✓ |
| <i>Organochlorpestizide</i> | | | | | | | |
| | 4.2.2, S. 11 | | | | | | |
| Pentachlorbenzol (PeCB) | 4.2.2.7, S. 13 | x | x | x | x | x | ✓ |
| Hexachlorbenzol (HCB) | 4.2.2.1, S. 11 | x | x | x | x | x | ✓ |
| Hexachlorbutadien (HCBd) | 4.2.2.2, S. 11 | x | x | x | x | x | ✓ |
| Dicofol | 4.2.2.3, S. 11 | | x | x | x | x | ✓ |
| Heptachlor | 4.2.2.4, S. 11 | | | | x | x | ✓ |
| cis-Heptachlorepoxyd | 4.2.2.4, S. 11 | | | | x | x | ✓ |
| trans-Heptachlorepoxyd | 4.2.2.4, S. 11 | | | | x | x | ✓ |
| α-Hexachlorcyclohexan | 4.2.2.6, S. 13 | x | x | x | x | x | ✓ |
| β-Hexachlorcyclohexan | 4.2.2.6, S. 13 | x | x | x | x | x | ✓ |
| γ-Hexachlorcyclohexan (Lindan) | 4.2.2.6, S. 13 | x | x | x | x | x | ✓ |
| 2,4-DDD | 4.2.2.5, S. 13 | x | x | x | x | x | ✓ |
| 4,4-DDD | 4.2.2.5, S. 13 | x | x | x | x | x | ✓ |
| 2,4-DDE | 4.2.2.5, S. 13 | x | x | x | x | x | ✓ |
| 4,4-DDE | 4.2.2.5, S. 13 | x | x | x | x | x | ✓ |
| 2,4-DDT | 4.2.2.5, S. 13 | x | x | x | x | x | ✓ |
| 4,4-DDT | 4.2.2.5, S. 13 | x | x | x | x | x | ✓ |
| <i>Polybromierte Diphenylether (PBDE)</i> | | | | | | | |
| | 4.2.3, S. 16 | | | | | | |
| BDE 28 | | x | x | x | x | x | ✓ |
| BDE 47 | | x | x | x | x | x | ✓ |
| BDE 66 | | x | x | x | x | x | ✓ |
| BDE 85 | | x | x | x | x | x | ✓ |
| BDE 99 | | x | x | x | x | x | ✓ |
| BDE 100 | | x | x | x | x | x | ✓ |
| BDE 153 | | x | x | x | x | x | ✓ |
| BDE 154 | | x | x | x | x | x | ✓ |
| BDE 183 | | x | x | x | x | x | ✓ |
| BDE 209 | | x | x | x | x | x | ✓ |
| <i>Hexabromocyclododecan (HBCDD)</i> | | | | | | | |
| | 4.2.4, S. 19 | | | | | | |
| α-HBCDD | | | | | x | x | ✓ |
| β-HBCDD | | | | | x | x | ✓ |
| γ-HBCDD | | | | | x | x | ✓ |

| Stoffe/Stoffgruppen | Kapitel | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | MP |
|---|---------|------|------|------|------|------|----|
| <i>Organische Zinnverbindungen</i> | | | | | | | |
| Monobutylzinn | | x | x | x | x | x | ✓ |
| Dibutylzinn | | x | x | x | x | x | ✓ |
| Tributylzinn | | x | x | x | x | x | ✓ |
| Tetrabutylzinn | | x | x | x | x | x | ✓ |
| Tricyclohexylzinn | | x | x | x | x | x | ✓ |
| Triphenylzinn | | x | x | x | x | x | ✓ |
| Monooctylzinn | | x | x | x | x | x | ✓ |
| Diocetylzinn | | x | x | x | x | x | ✓ |
| <i>Perfluorierte Chemikalien (PFC)</i> 4.2.5, S. 19 | | | | | | | |
| Perfluorbutansäure (PFBA) | | | x | x | x | x | ✓ |
| Perfluorpentansäure (PFPeA) | | | x | x | x | x | ✓ |
| Perfluorhexansäure (PFHxA) | | | x | x | x | x | ✓ |
| Perfluorheptansäure (PFHpA) | | | x | x | x | x | ✓ |
| Perfluoroktansäure (PFOA) | | | x | x | x | x | ✓ |
| Perfluornonansäure (PFNoA) | | | x | x | x | x | ✓ |
| Perfluordekansäure (PFDeA) | | | x | x | x | x | ✓ |
| Perfluorundekansäure (PFUnA) | | | x | x | x | x | ✓ |
| Perfluordodekansäure (PFDoA) | | | x | x | x | x | ✓ |
| Perfluoroktansulfonsäureamid (PFOSA) | | | x | x | x | x | ✓ |
| Perfluorbutansulfonsäure (PFBS) | | | x | x | x | x | ✓ |
| Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS) | | | x | x | x | x | ✓ |
| Perfluorheptansulfonsäure (PFHpS) | | | x | x | x | x | ✓ |
| Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) | | | x | x | x | x | ✓ |
| Perfluordekansulfonsäure (PFDeS) | | | x | x | x | x | ✓ |
| Fluorotelomersulfonat 4:2 FTS | | | x | x | x | x | ✓ |
| Fluorotelomersulfonat 6:2 FTS | | | x | x | x | x | ✓ |
| Fluorotelomersulfonat 8:2 FTS | | | x | x | x | x | ✓ |
| <i>Dioxin (PCDD, 7 Kongenere)</i> 4.2.6, S. 21 | | | | | | | |
| 2,3,7,8-T4CDD | | | | | x | x | ✓ |
| 1,2,3,7,8-P5CDD | | | | | x | x | ✓ |
| 1,2,3,4,7,8-H6CDD | | | | | x | x | ✓ |
| 1,2,3,6,7,8-H6CDD | | | | | x | x | ✓ |
| 1,2,3,7,8,9-H6CDD | | | | | x | x | ✓ |
| 1,2,3,4,6,7,8-H7CDD | | | | | x | x | ✓ |
| 1,2,3,4,6,7,8,9-O8CDD | | | | | x | x | ✓ |
| <i>Furane (PCDF, 10 Kongenere)</i> 4.2.6, S. 21 | | | | | | | |
| 2,3,7,8-T4CDF | | | | | x | x | ✓ |
| 1,2,3,7,8,-P5CDF | | | | | x | x | ✓ |
| 2,3,4,7,8,-P5CDF | | | | | x | x | ✓ |
| 1,2,3,4,7,8-H6CDF | | | | | x | x | ✓ |
| 1,2,3,6,7,8,-H6CDF | | | | | x | x | ✓ |
| 1,2,3,7,8,9-H6CDF | | | | | x | x | ✓ |
| 2,3,4,6,7,8-H6CDF | | | | | x | x | ✓ |
| 1,2,3,4,6,7,8-H7CDF | | | | | x | x | ✓ |

| Stoffe/Stoffgruppen | Kapitel | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | MP |
|--|---------|------|------|------|------|------|----|
| 1,2,3,4,7,8,9-H7CDF | | | | | x | x | ✓ |
| 1,2,3,4,6,7,8,9-O8CDF | | | | | x | x | ✓ |
| <i>Dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle (dl-PCB, 12 Kongenere)</i> 4.2.6, S. 21 | | | | | | | |
| PCB 77 | | | | | x | x | ✓ |
| PCB 81 | | | | | x | x | ✓ |
| PCB 105 | | | | | x | x | ✓ |
| PCB 114 | | | | | x | x | ✓ |
| PCB 118 | | x | x | x | x | x | ✓ |
| PCB 123 | | | | | x | x | ✓ |
| PCB 126 | | | | | x | x | ✓ |
| PCB 156 | | | | | x | x | ✓ |
| PCB 157 | | | | | x | x | ✓ |
| PCB 167 | | | | | x | x | ✓ |
| PCB 169 | | | | | x | x | ✓ |
| PCB 189 | | | | | x | x | ✓ |
| <i>Nicht-dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle (ndl-PCB)</i> 4.2.7, S. 22 | | | | | | | |
| PCB 28 | | x | x | x | x | x | ✓ |
| PCB 52 | | x | x | x | x | x | ✓ |
| PCB 101 | | x | x | x | x | x | ✓ |
| PCB 138 | | x | x | x | x | x | ✓ |
| PCB 153 | | x | x | x | x | x | ✓ |
| PCB 180 | | x | x | x | x | x | ✓ |
| <i>Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)</i> | | | | | | | |
| Naphthalin | | x | x | x | | | |
| Acenaphthylen | | x | x | x | | | |
| Acenaphthen | | x | x | x | | | |
| Fluoren | | x | x | x | | | |
| Phenanthren | | x | x | x | | | |
| Anthracen | | x | x | x | | | |
| Fluoranthren | | x | x | x | | | |
| Pyren | | x | x | x | | | |
| Benzo(a)anthracen | | x | x | x | | | |
| Chrysen | | x | x | x | | | |
| Benzo(b)fluoranthren | | x | x | x | | | |
| Benzo(k)fluoranthren | | x | x | x | | | |
| Benzo(a)pyren | | x | x | x | | | |
| Dibenz(a,h)anthracen | | x | x | x | | | |
| Indeno(1,2,3-cd)pyren | | x | x | x | | | |
| Benzo(ghi)perylen | | x | x | x | | | |
| <i>Chloralkane</i> | | | | | | | |
| C10-13 Chloralkane | | x | | | | | |
| C14-17 Chloralkane | | x | | | | | |

