



MECKLENBURG-VORPOMMERN

Befunde von Schadstoffen des WRRL-Monitorings in Fischen

2. Monitoring-Zeitraum 2018-2022

Berichte zur Gewässergüte



Mecklenburg-Vorpommern



Mecklenburg-Vorpommern

Landesamt für Umwelt,
Naturschutz und Geologie

Impressum

Herausgeber

Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V)
Goldberger Straße 12 b | 18273 Güstrow
Telefon +49 385 588 64 000
poststelle@lung.mv-regierung.de
www.lung.mv-regierung.de

Bearbeitung

Dennis Gräwe und Dr. Clemens Engelke, LUNG M-V Abteilung 3 - Geologie, Wasser und Boden

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

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

Zitiervorschlag

LUNG M-V (Hrsg.) (2024): Mecklenburg-Vorpommern, Befunde von Schadstoffen des WRRL-Monitorings in Fischen, 2. Monitoring-Zeitraum 2018-2022. - Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V), Güstrow, Berichte zur Gewässergüte, Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern 2024, 35 S.

Titelbild

Flussbarsch (*Perca fluviatilis*), bevorzugte Fischart im Schadstoffmonitoring (© Dennis Gräwe)

ISSN

1439-9083

Bezug

kostenlos zum Download unter <https://www.lung.mv-regierung.de/insite/cms/umwelt/wasser.htm>
(Gewässergüte → Schadstoffe → Schadstoffe in Biota)

Stand

Güstrow, im März 2024

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.

Zusammenfassung

Das Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V) hat das Monitoring von Schadstoffen in Fischen aus Flüssen, Seen und Küstengewässern verstetigt. Aus den Jahren 2018-2022 liegen nun folgende Resultate vor:

1. Die Ergebnisse des vorherigen Berichts (LUNG M-V 2018; Zeitraum 2013-2017) werden grundsätzlich bestätigt, neue Aspekte zeigen sich im Detail (z. B. Längen-Alters-Beziehung, Quecksilber, polybromierte Diphenylether).
2. Die Umweltqualitätsnormen (UQN) für
 - Hexachlorbenzol (HCB),
 - Hexachlorbutadien (HCBd),
 - Dicofol,
 - Hexabromcyclododecan (HBCDD),
 - Perfluoroktansulfonsäure und ihre Derivate (PFOS) sowie
 - Dioxine, Furane und dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle (PCDD, PCDF, dl-PCB)werden überall eingehalten.
3. Bezüglich der polybromierten Diphenylether (PBDE) wurden im Muskelgewebe lediglich für das Kongener BDE 47 quantifizierbare Gehalte gemessen. Ansonsten liegen die Bestimmungsgrenzen vielfach oberhalb der UQN. Damit ist mit den verfügbaren Analyseverfahren ein Abgleich mit der UQN für PBDE nicht für alle Proben/Gewässer möglich. Aber allein durch den Gehalt an BDE 47 überschreiten 16 von 39 Proben und damit 12 von 25 Gewässer(abschnitte) die UQN. Die aktuellsten Befunde aus dem Jahr 2022 fallen jedoch durch sehr geringe Konzentrationen unterhalb der UQN auf. Anhand der in dieser Form bisher einmaligen Befunde kann noch nicht sicher auf die Einhaltung der UQN für PBDE geschlossen werden. Es bedarf der Bestätigung im weiteren Fortgang des Monitorings. Bis dahin gilt die Annahme einer flächenhaften Überschreitung der UQN.
4. Die Annahme einer flächenhaften Überschreitung der UQN für Quecksilber wird grundsätzlich bestätigt. Nur wenige Proben wiesen Konzentrationen unterhalb der UQN auf. Einzig die Gehalte der ganzen Fische aus dem Saaler Bodden lagen seit 2015 wiederholt und beständig deutlich unterhalb der UQN. Allein für diesen Wasserkörper kann die Einhaltung der UQN als eine nationale Besonderheit angenommen werden.
5. Für Heptachlor und Heptachlorepoxyd wurden keine Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenzen gemessen. Die Bestimmungsgrenzen lagen aber noch oberhalb der Umweltqualitätsnorm, so dass keine gesicherten Aussagen über etwaige Überschreitungen der Umweltqualitätsnorm möglich sind. Die Empfindlichkeit der verfügbaren Analytik ist noch unzureichend.
6. Die Probengewinnung in Synergie mit dem WRRL-Fischmonitoring und in Zusammenarbeit mit der Berufsfischerei hat sich weiterhin bewährt.
7. Die vorgegebenen Längenintervalle der Fische gaben im betrachteten Zeitraum nur eine ungenaue Orientierung in Bezug auf das Alter der Fische. In der Mehrzahl lag das mittlere Alter der Fische nicht im Bereich der Empfehlungen für UQN-Untersuchungen.
8. Zum Teil schwierig gestaltete sich die Gewinnung hinreichender Probenmasse für die Analyse von Leberproben. Mehrfach reichte die Probenmasse nicht für das gesamte Messprogramm aus.
9. 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.

Abstract

The State Agency for Environment, Nature Conservation and Geology, Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V) has continued the monitoring programme of pollutants in fish from rivers, lakes and the coastal waters. The following results are now available from the period 2018 to 2022:

1. The results of the previous report covering 2013 to 2017 (LUNG M-V 2018) are basically confirmed. New observations are limited to a few details (e.g. length-age relationship, mercury, polybrominated diphenyl ethers).
2. The environmental quality standards (EQS) defined for fish of
 - Hexachlorbenzene (HCB),
 - Hexachlorbutadiene (HCBd),
 - Dicofof,
 - Hexabromcyclododecane (HBCDD),
 - Perfluorooctansulfonic acid and its derivatives (PFOS) as well as
 - Dioxins, furans and dioxin-like polychlorinated biphenyls (PCDD, PCDF, dl-PCB)have been fulfilled everywhere.
3. Regarding the polybrominated diphenyl ethers (PBDE), quantifiable levels in muscle were only measured for the congener BDE 47. Otherwise, the limits of quantification are often above the EQS. Thus, using the available analytical methods a comparison with the EQS for PBDE is not possible for all samples/waters. But based on the content of BDE 47 alone, 16 out of 39 samples and thus 12 out of 25 water bodies/sections exceed the EQS. However, the most recent findings from 2022 stand out due to very low concentrations below the EQS. Based on this unique findings, it is not possible to conclude with certainty that the EQS for PBDE have been fulfilled. This needs further monitoring. Until then, the assumption of a widespread exceedance of the EQS stands.
4. The assumption of a widespread exceedance of the EQS for mercury is generally confirmed. Just a few samples showed concentrations below the EQS. Only the levels of whole fish from the Saaler Bodden have repeatedly and consistently been well below the EQS since 2015. For this water body alone, the EQS can be assumed to be complied as a national peculiarity.
5. No concentrations above the limit of quantification were detected for heptachlor and heptachlor epoxide. However, the limit of quantification was still above the EQS, thus no assessment of potential exceedances was carried out. The quality of the analytical method is currently insufficient.
6. Sampling of fish in synergy with the WFD monitoring programme for the ecological status component fish and the cooperation with local fisheries were still successful.
7. The specified length intervals of the fish only provided an imprecise guide to the age of the fish in the period under review. In the majority of cases, the mean age of the fish was not within the recommended range.
8. Achieving sufficient sample material from fish livers was challenging. For several samples there was insufficient material to carry out the whole analytical spectrum.
9. With the exception of mercury, concentrations of pollutants were higher in the liver samples than in the fish filet, evidence for their tendency to accumulate in the liver. Measurements in liver samples can thus act as an early warning for pollutants that are too low in filet samples, but exhibit an increasing trend.

Inhalt

Zusammenfassung	I
Abstract	II
Abkürzungen	V
1 Einleitung	1
2 Messnetz	2
3 Methoden	5
3.1 Probenahme	5
3.2 Probenaufbereitung	6
3.3 Biometrische Daten	6
3.4 Altersbestimmung	6
3.5 Schadstoffanalytik	7
4 Ergebnisse und Diskussion	8
4.1 Alterszusammensetzung.....	8
4.2 Schadstoffbelastung	8
4.2.1 Quecksilber	10
4.2.2 Organochlorpestizide	13
4.2.2.1 Hexachlorbenzol (HCB)	13
4.2.2.2 Hexachlorbutadien (HCBd)	13
4.2.2.3 Dicofol	14
4.2.2.4 Heptachlor und Heptachlorepoxyd.....	14
4.2.2.5 Dichlordiphenyltrichlorethan und Metaboliten (DDX).....	15
4.2.2.6 Hexachlorcyclohexan (HCH)	17
4.2.2.7 Pentachlorbenzol (PeCB).....	17
4.2.3 Polybromierte Diphenylether (PBDE)	18
4.2.4 Hexabromcyclododecan (HBCDD)	21
4.2.5 Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS).....	21
4.2.6 Dioxine, Furane und dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle (PCDD, PCDF und dl-PCB)	25
4.2.7 Nicht-dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle (ndl-PCB)	26
5 Ausblick	29
6 Danksagung	29
7 Quellen	30
Anhang	34

Abbildungen

Abbildung 2-a: Lage der Probestellen des Messnetzes für das Monitoring von Schadstoffen in Fischen in Mecklenburg-Vorpommern	4
Abbildung 3-a: Auf Eis gelagerter Fang von Flussbarschen (<i>Perca fluviatilis</i>) für das Schadstoffmonitoring (© Dennis Gräwe)	5
Abbildung 3-b: Rotaugen (<i>Rutilus rutilus</i>), alternativ zu untersuchende Fischart des Schadstoffmonitorings (© Dennis Gräwe)	6
Abbildung 3-c: Tiefgekühlte Muskel- und Leber-Sammelproben für die Schadstoffanalytik (© Dennis Gräwe).....	7
Abbildung 4-a: Länge und Alter der Fische des Schadstoffmonitorings 2018-2022	9
Abbildung 4-b: Brassen (<i>Abramis brama</i>), analysierte Fischart aus der Unterwarnow und dem Saaler Bodden (© Dennis Gräwe)	11
Abbildung 4-c: Quecksilber-Befunde in Fischen (Ganzfisch und Leber) aus Fließgewässern, Seen und Küstengewässern im Abgleich mit der UQN - Legende: o = Flussbarsch, + = Rotaugen, Δ = Brassen, ◇ = Aalmutter, BG = Bestimmungsgrenze	12
Abbildung 4-d: Seeadler (© Jürgen Evert) - 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 2012b). Heute ist der Bruterfolg des Seeadlers an der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns in einem guten Umweltzustand entsprechend EU Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL, Richtlinie 2008/56/EG; BMUV 2023).....	15
Abbildung 4-e: Befunde von Dichlordiphenyltrichlorethan (DDX, Summe der Metaboliten 2,4- und 4,4-DDT sowie 4,4-DDD und 4,4-DDE) in Fischen (Muskel und Leber) aus Fließgewässern, Seen und Küstengewässern im Abgleich mit dem Bewertungskriterium (BK) von RÜDEL et al. (2007) – Legende: o = Flussbarsch, + = Rotaugen, Δ = Brassen, ◇ = Aalmutter.....	16
Abbildung 4-f: Aalmutter (<i>Zoarces viviparus</i>), Indikatorart für Schadstoffakkumulationen in den Küstengewässern der Wismar-Bucht (© Dennis Gräwe).....	17
Abbildung 4-g: Befunde des bromierten Diphenylethers Nr. 47 (BDE 47) in Fischen (Muskel) aus Fließgewässern, Seen und Küstengewässern - Legende: o = Flussbarsch, + = Plötze, Δ = Brassen, ◇ = Aalmutter, BG = Bestimmungsgrenze..	19
Abbildung 4-h: Befunde des bromierten Diphenylethers Nr. 47 (BDE 47) in Fischen (Muskel und Leber) aus Fließgewässern, Seen und Küstengewässern - Legende: o = Flussbarsch, + = Plötze, Δ = Brassen, ◇ = Aalmutter	20
Abbildung 4-i: Befunde von Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) in Fischen (Muskel) aus Fließgewässern, Seen und Küstengewässern im Abgleich mit der UQN – Legende: o = Flussbarsch, + = Rotaugen, Δ = Brassen, ◇ = Aalmutter, BG = Bestimmungsgrenze	23
Abbildung 4-j: Befunde von Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) in Fischen (Leber) aus Fließgewässern, Seen und Küstengewässern im Abgleich mit der UQN – Legende: o = Flussbarsch, + = Rotaugen, Δ = Brassen, ◇ = Aalmutter, BG = Bestimmungsgrenze	24
Abbildung 4-k: Befunde von nicht-dioxinähnlichen polychlorierten Biphenylen (ndl-PCB) in Fischen (Muskel) aus Fließgewässern, Seen und Küstengewässern - Legende: o = Flussbarsch, + = Plötze, Δ = Brassen, ◇ = Aalmutter, * = Bei der Aufsummierung der einzelnen PCB-Kongenere blieben Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) entsprechend OGewV (2016) unberücksichtigt.....	27
Abbildung 4-l: Befunde von nicht-dioxinähnlichen polychlorierten Biphenylen (ndl-PCB) in Fischen (Leber) aus Fließgewässern, Seen und Küstengewässern - Legende: o = Flussbarsch, + = Plötze, Δ = Brassen, ◇ = Aalmutter, * = Bei der Aufsummierung der einzelnen PCB-Kongenere blieben Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) entsprechend OGewV (2016) unberücksichtigt.....	28
Abbildung 6-a: Elektrofischerei im Warnow-Durchbruchstal bei Groß Görnow (© Dennis Gräwe).....	29

Tabellen

Tabelle 2-a: Probestellen des Messnetzes für das Monitoring von Schadstoffen in Fischen - Legende: * = ETRS89 / UTM zone 33N (zE-N), EPSG-Code 5650	3
Tabelle 3-a: Ranking M-V und Größenklassen der für das Monitoring von Schadstoffen in Fischen berücksichtigten Arten nach Empfehlung der LAWA (2020a)	5
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).....	8

Anhänge

Anhang 1: Liste der im Rahmen des Monitorings von Schadstoffen in Fischen analysierten Stoffe	34
---	----

Abkürzungen

BDE	bromierte Diphenylether	EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
BfR	Bundesinstituts für Risikobewertung	FG	Frischgewicht
BG	Bestimmungsgrenze	FGE	Flussgebietseinheit
BGVV	Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin	FTS	Fluorotelomersulfonsäure
BK	Bewertungskriterium	GBA	Gesellschaft für Bioanalytik mbH
BMUB	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit	HBCDD	Hexabromcyclododecan
BMUV	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz	HCB	Hexachlorbenzol
		HCBD	Hexachlorbutadien
		HCH	Hexachlorcyclohexan
		HPFHpA	7H-Dodekanfluorheptansäure
		Hrsg.	Herausgeber
BVL	Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit	IfAÖ	Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH
		K	Korpulenzfaktor
DDD	Dichlordiphenyldichlorethan	LABO	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz
DDE	Dichlordiphenyldichloethen		
DDR	Deutsche Demokratische Republik	LAI	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft für Immissionsschutz
DDT	Dichlordiphenyltrichlorethan	LALLF	Landesamt für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei Mecklenburg-Vorpommern
DDX	Summe der Metaboliten 2,4- und 4,4-DDT sowie 4,4-DDD und 4,4-DDE	LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
DecaBDE	Decabromdiphenylether	LU	Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern
dl-PCB	dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle		
EC	<i>European Commission</i>	LUNG M-V	Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern
ECHA	Europäische Chemikalienagentur	mittl.	mittlere, mittleres
EG	Europäische Gemeinschaft	M-V	Mecklenburg-Vorpommern
empf.	empfohlen		
EPSG	<i>European Petroleum Survey Group Geodesy</i>		
EQS	<i>Environmental Quality Standard</i>		
ETRS	<i>European Terrestrial Reference System</i>		
EU	Europäische Union		

n.	nördlich	PFHpS	Perfluorheptansulfonsäure
ndl-PCB	nicht-dioxinähnliche Biphenyle	PFHxA	Perfluorhexansäure
nw.	nordwestlich	PFHxS	Perfluorhexansulfonsäure
N-EtFOSA	N-Ethyl-perfluorooctansulfonamid	PfISchAnwV	Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung
N-EtFOSAA	N-Ethylperfluorooctansulfonamidoessigsäure	PFNoA	Perfluornonansäure
N-EtFOSE	N-Ethyl-perfluorooctansulfonamidoethanol	PFOA	Perfluoroktansäure
N-MeFOSA	N-Methyl-perfluorooctansulfonamid	PFOS	Perfluoroktansulfonsäure
N-MeFOSAA	N-Methylperfluor-1-octansulfonamidoessigsäure	PFOSA	Perfluoroktansulfonsäureamid
N-MeFOSE	N-Methyl-perfluorooctansulfonamidoethanol	PFPeA	Perfluorpentansäure
o.	oberhalb	PFPeS	Perfluorpentansulfonsäure
OGewV	Oberflächengewässerverordnung	PFTA	Perfluortetradekansäure
PAK	polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe	PFTra	Perfluortridekansäure
PBDE	polybromierte Diphenylether	PFUnA	Perfluorundekansäure
PCB	polychlorierte Biphenyle	POP	persistente organische Schadstoffe (<i>Persistent Organic Pollutants</i>)
PCDD	polychlorierte Dibenzoparadioxine	RaKon	Rahmenkonzeption
PCDF	polychlorierte Dibenzofurane	TCDD	Tetrachlor-Dibenzo-p-Dioxin
PeCB	Pentachlorbenzol	TEF	Toxizitätsäquivalenzfaktor
PF-3,7-DMOA	Perfluor-3,7-dimethyloktansäure	TEQ	Toxizitätsäquivalente
PFAS	per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen	u.	unterhalb
PFBA	Perfluorbutansäure	UBA	Umweltbundesamt
PFBS	Perfluorbutansulfonsäure	UNEP	<i>United Nations Environment Programme</i>
PFDeA	Perfluordekansäure	UQN	Umweltqualitätsnorm
PFDeS	Perfluordekansulfonsäure	UTM	<i>Universal Transverse Mercator</i>
PFDoA	Perfluordodekansäure	w.	westlich
PFHpA	Perfluorheptansäure	WFD	<i>Water Framework Directive</i>
		WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

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 den Europäischen Richtlinien 2008/105/EG und 2013/39/EU ökotoxikologisch abgeleitete UQN für eine Reihe von Schadstoffen und Schadstoffgruppen festgelegt, die zur Erreichung eines guten chemischen Zustandes von Oberflächengewässern eingehalten werden müssen. Einige UQN beziehen sich auch auf Biota (Lebewesen, hier Fische bzw. Krebs- und Weichtiere). Die Überwachung dieser UQN soll vorrangig in Fischen erfolgen. Bei den polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) 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, kann darüber hinaus eine Trendermittlung in Biota durchgeführt werden.

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.

Aus diesem Kontext heraus hat Mecklenburg-Vorpommern ab 2013 ein landesweites Messnetz zur Überwachung von Schadstoffen in Fischen konzipiert, aufgebaut und mit den Monitoringprogrammen (LU & LUNG 2016, LUNG M-V 2024) festgeschrieben und verstetigt. Nach Veröffentlichung der ersten Ergebnisse aus den Jahren 2013-2017 (LUNG M-V 2018) konnten nun die Probestellen des Messnetzes wiederholten Analysen unterzogen werden. Dies ist Anlass für eine Zusammenfassung und Einordnung der weiteren Erkenntnisse.

Der vorliegende Bericht dokumentiert somit die Ergebnisse des in den Jahren 2018-2022 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 finden die in der Stockholm-Konvention und EU POP-Verordnung (Verordnung (EU) 2019/1021) gelisteten persistenten organischen Schadstoffe (*Persistent Organic Pollutants*, POP) besondere Beachtung.

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

2 Messnetz

In den Jahren 2018-2022 umfasste das Messnetz für das Schadstoffmonitoring in Fischen Probestellen an zwölf Fließgewässern, sieben Seen und sechs Küstengewässern, die zeitversetzt grundsätzlich in einem dreijährigen Intervall untersucht werden. Die Probestellen decken alle vier Flussgebietseinheiten (FGE), an denen Mecklenburg-Vorpommern Anteile hat, ab. Sie sind detailliert in Tabelle 2-a aufgeführt und mit ihrer geografischen Lage in Abbildung 2-a dargestellt.

Tabelle 2-a: Probestellen des Messnetzes für das Monitoring von Schadstoffen in Fischen - Legende: * = ETRS89 / UTM zone 33N (zE-N), EPSG-Code 5650

	Gewässer	Ort	Messstellennummer	Flussgebietseinheit	Wasserkörper	Rechtswert*	Hochwert*
Fließgewässer	Beke	Groß Belitz	0201140012	Warnow/Peene	WABE-0200	33301127	5981900
	Elde	Parchim u.	0207180015	Elbe	MEME-0100	33288237	5926777
	Peene	Jarmen	0303160014	Warnow/Peene	UNPE-0300	33391373	5976589
	Radegast	Törber	0202440017	Schlei/Trave	STEP-1300	33240433	5970587
	Recknitz	Ribnitz	0103430016	Warnow/Peene	RECK-0100	33334986	6014002
	Ryck	Greifswald	0105340014	Warnow/Peene	RYZI-1900	33393822	5995734
	Sude	Bandekow	0204880024	Elbe	SBOI-0500	33220255	5918234
	Tollense	Klempenow u.	0301050014	Warnow/Peene	UTOL-0110	33388747	5961752
	Trebel	Tribsees	0109280012	Warnow/Peene	TREB-0300	33352966	5996602
	Uecker	Ueckermünde Hafen	0313240018	Oder	UECK-0600	33437231	5954442
	Warnow	Groß Görnow	0210070810	Warnow/Peene	WAMU-0400	33288886	5957971
	Warnow	Rostock (Kessin) o.	0108170014	Warnow/Peene	WAMU-0100	33314870	5994352
	Seen	Borgwallsee	Lüssow	130010	Warnow/Peene	1300100	33371135
Galenbecker See		Heinrichswalde	270010	Oder	2700100	33415953	5943111
Goldberger See		Goldberg	240020	Warnow/Peene	2400200	33310321	5942877
Kummerower See		Salem	200010	Warnow/Peene	2000100	33358401	5964056
Müritz		Außenmüritz	250015	Elbe	2500102	33346123	5921901
Schweriner See		Außensee	170013	Elbe	1700103	33265612	5960404
Tollensesee		Neubrandenburg	260010	Warnow/Peene	2600100	33381856	5930937
Küstengewässer	Greifswalder Bodden	Dänische Wiek n.	0105010306		WP_13	33400944	6001274
	Kleines Haff	Ueckermünde n.	0313041000		OD_01	33439674	5956838
	Kubitzer Bodden	Fahrwasser l.Libitz w.	0103059085		WP_11	33376990	6029868
	Saaler Bodden	Saal nw.	0103051606		WP_07	33334103	6023797
	Unterwarnow	Kabutzenhof	0131110204		WP_05	33311158	5998171
	Wismarbucht	Walfisch n.	0110080309		WP_02	33264215	5983754



Abbildung 2-a: Lage der Probestellen des Messnetzes für das Monitoring von Schadstoffen in Fischen in Mecklenburg-Vorpommern

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 2020a) wurde parallel zu den laufenden Arbeiten von der LAWA weiterentwickelt und zuletzt 2020 zur Anwendung empfohlen.

3.1 Probenahme

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

Die verwendeten Fischarten Flussbarsch, Rotauge, Brassen und Aalmutter werden für Biota-Untersuchungen zur Überwachung von UQN in Fließ- und Stand- sowie den Küstengewässern der Ostsee empfohlen (EC 2010, LAWA 2020a, WELLMITZ 2015).

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

Die Fische wurden unverzüglich fachgerecht getötet und für den Transport zwischen Eis gelagert (Abbildung 3-a).



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

In den Jahren 2018-2020 sind die Fische noch am selben Tag zunächst einzeln in Aluminiumfolie verpackt und zusammen mit den anderen Fischen einer Probe in Plastiktüten tiefgefroren worden. Auf diese Weise wurden die Proben längstens über zweieinhalb Jahre bis zur Aufbereitung gelagert. Die 2021 und 2022 entnommenen Fische wurden jeweils direkt am Folgetag aufbereitet (siehe 3.2 Probenaufbereitung).

Tabelle 3-a: Ranking M-V und Größenklassen der für das Monitoring von Schadstoffen in Fischen berücksichtigten Arten nach Empfehlung der LAWA (2020a)

Ranking M-V	dt. Name	wiss. Artname	Empfehlung	
			Größe [cm]	Alter [Jahre]
1 - bevorzugt	Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	15–20	3–4
2 - alternativ	Rotauge, 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

3.2 Probenaufbereitung

Die Arbeiten zur Probenaufbereitung, Altersbestimmung und Ermittlung der biometrischen Daten wurden für alle Fischproben vom Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH (IfAÖ, Neu Broderstorf) durchführt.

Die zwischen Eis gelagerten bzw. angetauten Fische wurden auf einer Reinraumwerkbank seziiert, um Muskelgewebe (Filet ohne Haut, mit Unterhautfettgewebe) zu entnehmen. Dabei ist darauf geachtet worden, dass möglichst wenig Muskulatur auf der Karkasse verblieb und das Unterhautfettgewebe komplett von der Lederhaut abgetrennt wurde. In Anlehnung an das Vorgehen der Umweltprobenbank des Bundes wurde das linke Filet verarbeitet. Um ausreichend Probenmenge zu erhalten, sind bei Proben kleinerer Fische jeweils beide Filets genutzt worden. Lebergewebe wurde für eine separate Schadstoffanalytik entnommen, wenn ausreichend Material vorlag.

Die Bestimmung der Schadstoffgehalte im Filet sollte in Mischproben erfolgen. Da die Verteilung eines Stoffes innerhalb eines Filets nicht homogen sein muss, wurde zunächst stets das komplette Filet eines jeden Fisches einzeln homogenisiert. Danach sind gleiche Mengen der separat homogenisierten Filets von den Fischen einer Messstelle zu jeweils einer Filetsammelprobe vereint worden.

Insgesamt wurde darauf geachtet, dass genügend Material für die Bestimmung möglichst aller Parameter gewonnen wurde. Zugleich ist aber auch eine hinsichtlich der Größe bzw. des Alters der Fische möglichst homogene und den Empfehlungen weitgehend entsprechende Probe angestrebt worden, um vergleichbare Daten gewinnen zu können. Es wurde eine bezüglich Probenhomogenität und Probenmenge verantwortliche Auswahl von Fischen vorgenommen. So war es z. T. sinnvoll, weniger Fische zu einer Probe zu vereinen, wenn dadurch eine weite Altersspreizung vermieden werden konnte.

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:

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

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

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 der Altersklasse von 3-4 Jahren bevorzugt (LAWA 2020a).

Die Altersbestimmung erfolgte anhand morphologischer Merkmale mit der Zählung der Wachstumsringe von Kiemendeckeln (Operculum; Flussbarsch), Gehörsteinchen (Otolithen; Aalmutter) oder Schuppen (Brassen, Rotaugen [Abbildung 3-b]; Anzahl der Winterringe großer Schuppen im Bauchbereich oberhalb der Seitenlinie).



Abbildung 3-b: Rotaugen (*Rutilus rutilus*), alternativ zu untersuchende Fischart des Schadstoffmonitorings (© Dennis Gräwe)

3.5 Schadstoffanalytik

Die Aufarbeitung der bei -20 °C gelagerten Muskel- und Lebersammelproben (Abbildung 3-c) sowie die chemische Rückstandsanalytik führten die GBA Gesellschaft für Bioanalytik mbH (Pinneberg) bzw. die Eurofins GfA Lab Service GmbH (Hamburg) aus.



Abbildung 3-c: Tiefgekühlte Muskel- und Leber-Sammelproben für die Schadstoffanalytik (© Dennis Gräwe)

Die Analytik umfasste mehr als 100 Einzelparameter, welche aus der Frischsubstanz bestimmt wurden. Folgende Schadstoffgruppen bzw. Schadstoffe standen im Fokus:

- Metalle, Arsen und (Methyl-)Quecksilber
- Organochlorpestizide
- Polybromierte Diphenylether (PBDE)
- Hexabromcyclododekan (HBCDD)
- Organische Zinnverbindungen
- Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)
- Dioxine, Furane und dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle (PCDD, PCDF, dl-PCB)
- Nicht-dioxinähnliche Polychlorierte Biphenyle (ndl-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 (2021, 2022, 2025). Die Analysemethoden erreichten, mit Ausnahme von Heptachlor und Heptachlorepoxyd sowie der polybromierten Diphenylether (PBDE) und vereinzelter Matrixeffekte, die gemäß der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) erforderliche Analysengenauigkeit. Das heißt, die Bestimmungsgrenzen betragen grundsätzlich höchstens 30 % der jeweiligen UQN.

4 Ergebnisse und Diskussion

Insgesamt wurden in den Jahren 2018-2022 39 Fischproben untersucht. Von allen Proben ist das Filet und zusätzlich von 24 auch das Lebergewebe analysiert worden. Die Fischproben stammen von 25 Probestellen (12 Fließgewässer, 7 Seen und 6 Küstengewässer).

4.1 Alterszusammensetzung

Entsprechend der Konzeption für Biota-Untersuchungen zur UQN-Überwachung (LAWA 2020a) werden Fische der Altersklasse von 3-4 Jahren bevorzugt.

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

Abbildung 4-a zeigt die Längen-Alters-Beziehungen der verwendeten Fische. In der Mehrzahl liegt das mittlere Alter der Fische nicht im Bereich der Empfehlungen. Teilweise bestanden Proben auch ausschließlich aus Tieren, welche nicht das empfohlene Alter aufwiesen. Abweichungen von den Empfehlungen ergaben sich, da nicht an jeder Station in ausreichender Zahl Fische der empfohlenen Längensklassen verfügbar waren. Aber auch bei Proben, bei denen im Mittel die empfohlenen Längenintervalle eingehalten werden konnten, lag z. T. dennoch das mittlere Alter außerhalb der Vorgaben.

Insgesamt betrachtet gaben die empfohlenen Längenintervalle im betrachteten Zeitraum nur eine ungenaue Orientierung hinsichtlich der Altersklassen. In der vorangegangenen Auswertung (LUNG M-V 2018) konnte hingegen eine gute Übereinstimmung festgestellt werden.

4.2 Schadstoffbelastung

Nachfolgend werden wesentliche Ergebnisse der Schadstoffanalytik präsentiert. Dabei erfolgt entsprechend LAWA (2020a) 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 ausgewiesen.

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) (Σ BDE 28, 47, 99, 100, 153, 154)	0,0085
Dicofol	33
Perfluoroktansulfonsäure und ihre Derivate (PFOS)	9,1
Dioxine und dioxinähnliche Verbindungen (Σ PCDD, PCDF, dl-PCB)	0,0065 µg/kg TEQ
Hexabromcyclododecan (HBCDD)	167
Heptachlor und Heptachlorepoxyd	0,0067

In Teilen umfasst die Analytik zusätzlich auch in der Stockholm-Konvention und EU-POP-Verordnung (Verordnung (EU) 2019/1021) gelistete persistente organische Schadstoffe (**Persistent Organic Pollutants, POP**).

Längen-Altersbeziehung der Fische

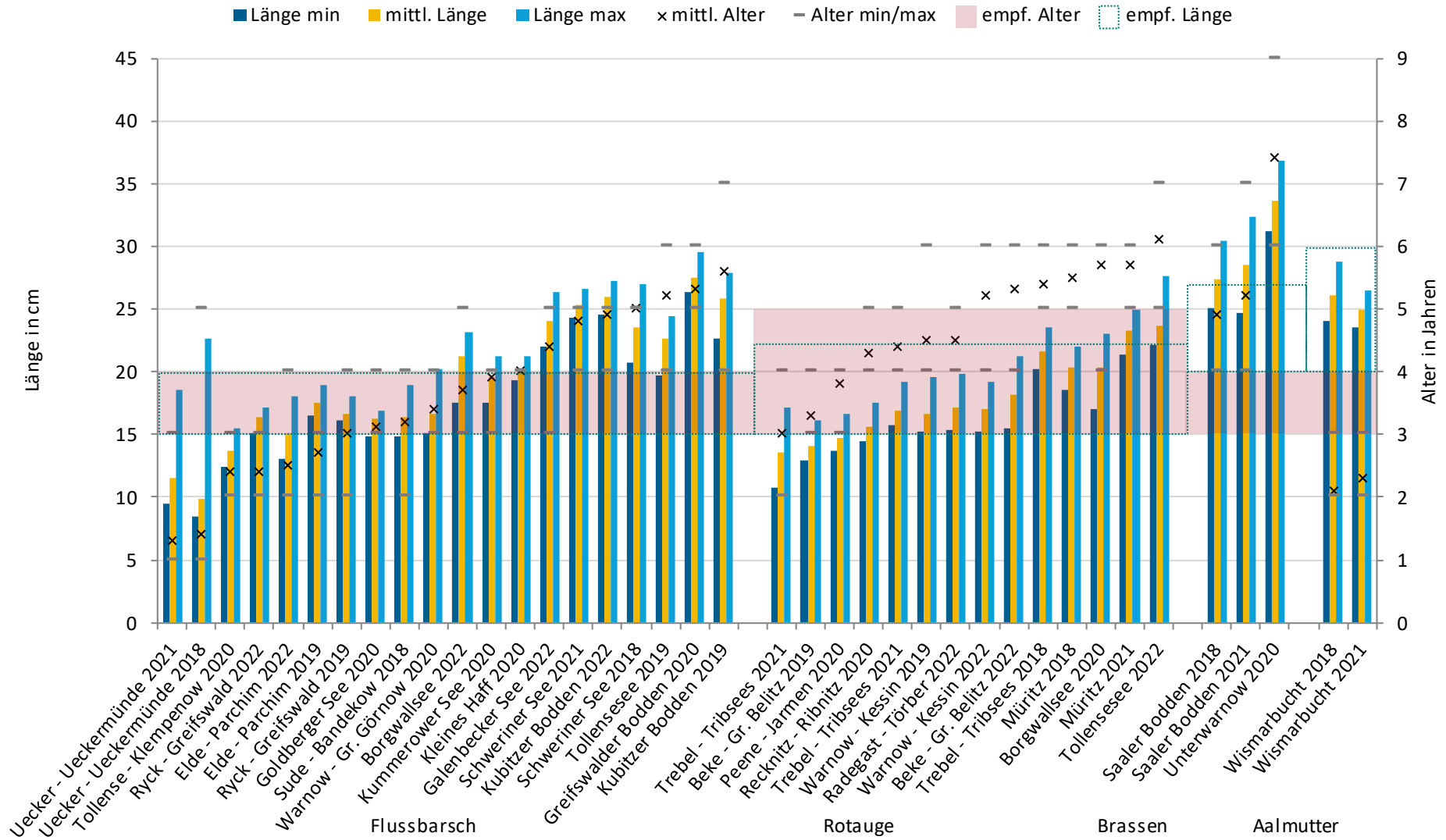


Abbildung 4-a: Länge und Alter der Fische des Schadstoffmonitorings 2018-2022

4.2.1 Quecksilber

Das giftige Schwermetall Quecksilber wird auf natürlichem Wege durch Vulkanausbrüche und Gesteinsverwitterung freigesetzt und über die Atmosphäre weltweit verbreitet. Zusätzliche, die natürlichen Prozesse übertreffende Freisetzungen durch den Menschen erfolgen insbesondere mit der kleingewerblichen Goldgewinnung und der Kohleverbrennung. Eine besondere Gefährdung für Mensch und Umwelt geht von organischen Quecksilberverbindungen (Methylquecksilber) aus. Diese, hauptsächlich in aquatischen Ökosystemen mikrobiell aus Quecksilber gebildeten Verbindungen, reichern sich in der Nahrungskette an. Eine Reduzierung der Quecksilberfreisetzungen können sich durch Remobilisierungsvorgänge jedoch erst nach längerer Zeit als Verringerung der Quecksilberkonzentrationen in Biota bemerkbar machen. (UNEP 2019, DEHOUST et al. 2021)

In Deutschland wird Quecksilber gemäß den Empfehlungen des RaKon-Arbeitspapiers IV.3 (LAWA 2020a) grundsätzlich im Filet, also Muskelgewebe, untersucht. Dieses enthält in der Regel jedoch mehr Quecksilber als andere Gewebearten. Wird die UQN für Quecksilber auf die Konzentrationen im Filet angewandt, führt dies zu einer Überschätzung des Risikos für Prädatoren (z. B. Fischadler und Fischotter), da sie zumeist den gesamten Fisch aufnehmen (LAWA 2017). Daher soll entsprechend LAWA (2017, 2020a) die UQN auf Ganzfisch angewendet werden, wofür eine Umrechnung von Filet auf Ganzfisch mit dem Faktor 0,75 vorgegeben ist.

Quecksilber wurde in allen Fischproben nachgewiesen. Dabei zeigt der ganze Fisch stets eine etwas höhere Belastung als die Leber (Abbildung 4-c). Die 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 nicht erkennbar.

Mit nur wenigen Ausnahmen wird die UQN für Quecksilber (20 µg/kg FG) zumeist erheblich überschritten. Es wurden bis zu siebenfache, im Mittel zweifache Konzentrationen im Ganzfisch ermittelt.

Lediglich bei acht von 39 Ganzfisch-Proben liegen die Quecksilber-Konzentrationen unterhalb der UQN (Uecker, Trebel, Radegast, Borgwallsee und Saaler Bodden). Jedoch wiesen einzig die Proben aus dem Saaler Bodden wiederholt und beständig (2015 [in LUNG M-V 2018], 2018 und 2021) mit höchstens 4,4 µg/kg FG im Ganzfisch Gehalte deutlich unterhalb der UQN auf. Allein für diesen Wasserkörper kann daher die Einhaltung der UQN angenommen werden.

Ansonsten wird aufgrund der für ganz Deutschland vorliegenden Untersuchungsdaten zur Belastung von Fischen mit Quecksilber grundsätzlich von einer flächenhaften Überschreitung der Biota-UQN ausgegangen (LAWA 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 (LAWA, LAI & LABO 2016, BMUB 2016, UBA 2016).

Der Befund aus dem Saaler Bodden stellt somit national eine Besonderheit dar, die sich aber mit der bekannten Belastungssituation der Sedimente dort deckt. So traf BACHOR (2005) in den Sedimenten der Darß-Zingster Bodden, zu denen der Saaler Bodden gehört, die geringsten mittleren Quecksilbergehalte an, während in den Schlicksedimenten aller anderen Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns, aber auch in den Zuflüssen, teilweise starke Quecksilber-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 diesem 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. Die wenigen Proben von Brassen (Abbildung 4-b) weisen vergleichsweise geringe Quecksilber-Gehalte auf (Rödliner See [LUNG M-V 2018]; Saaler Bodden, Unterwarnow). Ähnliches wurde bereits an mehreren Seen und Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns beobachtet (BLADT & JANSEN 2002, LALLF 2015). Während Brassen in den betrachteten Gewässern stets die geringsten Quecksilber-Gehalte aufwiesen, zeigten Flussbarsche fast überall die höchsten Konzentrationen.



Abbildung 4-b: Brassen (*Abramis brama*), analysierte Fischart aus der Unterwarnow und dem Saaler Bodden (© Dennis Gräwe)

Der Frage artspezifischer Unterschiede bei der Bioakkumulation von Schadstoffen sind RADEMACHER et al. (2019) nachgegangen. Die hohe trophische Position der Flussbarsche wirkte sich auf eine teilweise höhere Anreicherung von Quecksilber aus. In dem Forschungsprojekt wurden u. a. auch verschiedene Fischarten unterschiedlicher Altersklassen aus dem Kleinen Haff untersucht.

Insgesamt betrachtet bestätigen die Ergebnisse des Biotamonitorings in Mecklenburg-Vorpommern die Annahme einer flächenhaften Überschreitung der UQN für Quecksilber. Dabei ist zu beachten, dass die 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 früh kritische Quecksilber-Konzentrationen 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).

Unabhängig davon liegt der zulässige Höchstgehalt für Lebensmittel (Muskelfleisch von Fischen) von 500 bzw. 1.000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ FG (Verordnung (EU) 2023/915) aber weit über der UQN und ist von allen Proben deutlich unterschritten worden.

Quecksilber in Fischen

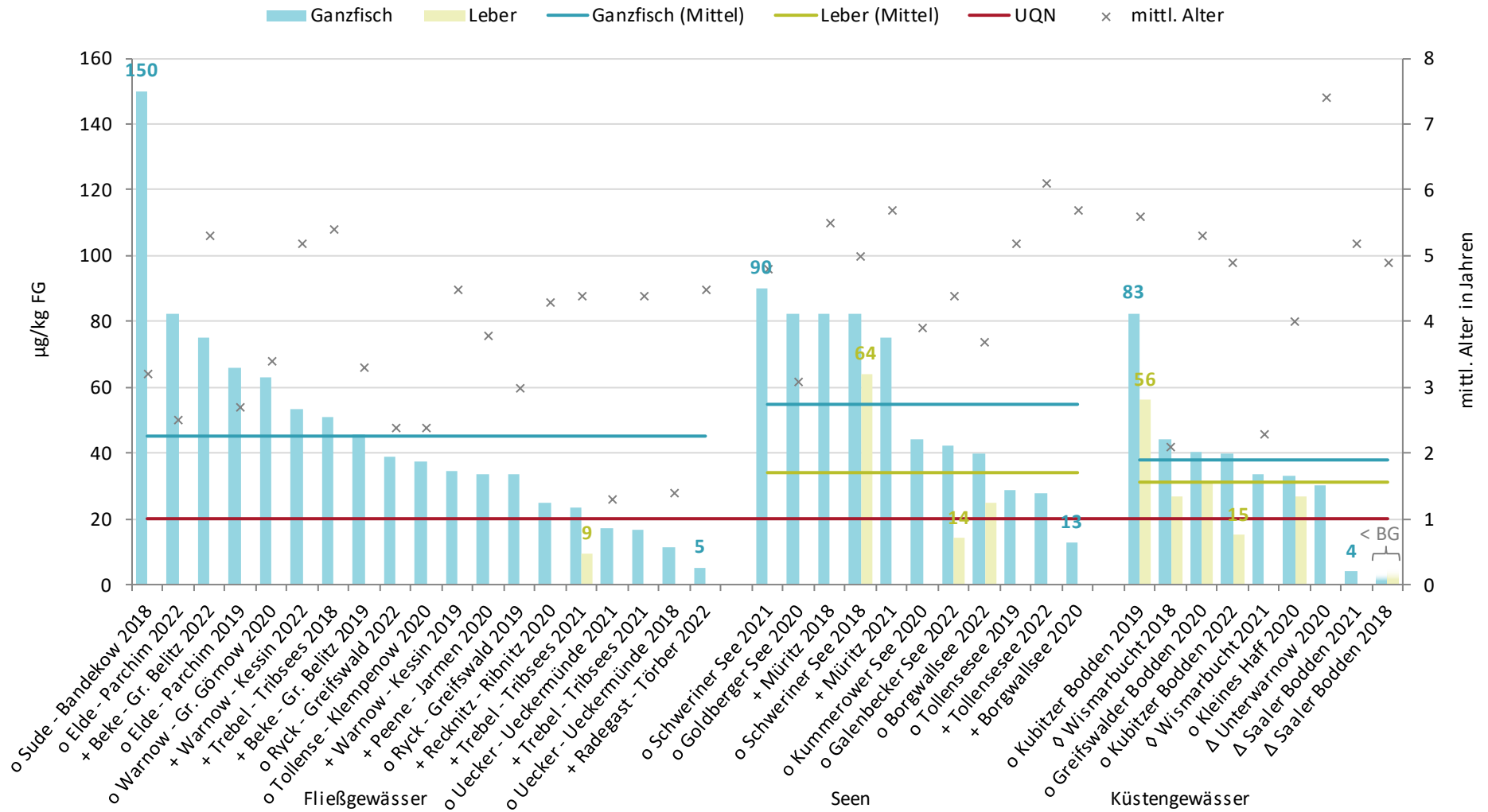


Abbildung 4-c: Quecksilber-Befunde in Fischen (Ganzfisch und Leber) aus Fließgewässern, Seen und Küstengewässern im Abgleich mit der UQN
 - Legende: o = Flussbarsch, + = Rotauge, Δ = Brassen, ◇ = Aalmutter, BG = Bestimmungsgrenze

4.2.2 Organochlorpestizide

4.2.2.1 Hexachlorbenzol (HCB)

Hexachlorbenzol gehört zu den persistenten organischen Schadstoffen und wurde als Fungizid und Pestizid (Saatgutbeize, Bodenbehandlungs- und Holzschutzmittel) verwendet (FIEDLER et al. 1995).

Für den Pflanzenschutz ist HCB in Deutschland bereits seit 1977 (Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung, PflSchAnwV; BVL 2010) und in der EU seit 1981 (Richtlinie 79/117/EWG) verboten. In der damaligen DDR war Hexachlorbenzol noch bis 1985 als Pflanzenschutzmittel zugelassen (BVL 2010). Seit 2004 ist mit der EU-POP-Verordnung (Verordnung (EG) 850/2004 ersetzt durch Verordnung (EU) 2019/1021) die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung von HCB generell untersagt. Mit Inkrafttreten der Stockholm-Konvention wurde die Produktion und Verwendung im selben Jahr auch weltweit verboten.

Jedoch kann Hexachlorbenzol unbeabsichtigt als Neben- oder Zwischenprodukt von Synthesen, herstellungsbedingten Verunreinigungen anderer Wirkstoffe oder bei unvollständiger Verbrennung sowie der Benutzung von Feuerwerk entstehen und freigesetzt werden (Durchführungsverordnung (EU) 540/2011, BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND 2021).

Insgesamt ist in Deutschland seit 1990 aber ein Rückgang von 99,6 % der HCB-Emissionen zu verzeichnen (BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND 2021).

Hexachlorbenzol wurde in den Muskel- und Leberproben überwiegend nur mit Gehalten unterhalb der Bestimmungsgrenzen von 0,2-2,0 µg/kg FG nachgewiesen.

Sowohl die Bestimmungsgrenzen als auch der einzig quantifizierbare Gehalt im Muskelgewebe von 0,23 µg/kg FG (Barsche aus der Elde 2019) liegen weit unterhalb der **UQN für HCB (10 µg/kg FG)**.

Dies entspricht den Ergebnissen der Vorjahre (LUNG M-V 2018).

Wie in LUNG M-V (2018) dargestellt, reichert sich HCB offenbar im Lebergewebe an, welches jeweils höhere Konzentrationen als in Muskelproben aufwies. Die nun vorliegenden Daten stehen dazu nicht im Widerspruch. Die in den Lebern quantifizierbaren Gehalte von 0,22-1,4 µg/kg FG lagen stets oberhalb der Bestimmungsgrenze der korrespondierenden Muskelproben (0,2 µg/kg FG).

Etwaige Abhängigkeiten der Gehalte von der Art oder vom mittleren Alter der Fische können anhand der wenigen quantifizierbaren Daten nicht betrachtet werden.

4.2.2.2 Hexachlorbutadien (HCBd)

Die Industriechemikalie unterschiedlichster Anwendungen wurde 2015 als persistenter organischer Schadstoff in Anlage A der Stockholm-Konvention aufgenommen. Die Produktion und Verwendung von HCBd ist seitdem weltweit untersagt. In Europa ist die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung von Hexachlorbutadien mit Ausnahmen bereits seit 2012 weitgehend verboten (Verordnung (EU) 519/2012 zur Änderung der EU-POP-Verordnung (EG) 850/2004). In Deutschland wurde HCBd noch nie gezielt hergestellt oder verwendet (UBA 2017a).

Für Hexachlorbutadien gibt es keine natürlichen Quellen. Jedoch kann es als unerwünschtes Nebenprodukt bei der Synthese von chlororganischen Verbindungen, bei Verbrennungsprozessen oder der Produktion von Magnesium unbeabsichtigt entstehen (UBA 2017a).

Die HCBd-Gehalte sämtlicher Proben lagen unterhalb der Bestimmungsgrenzen von 0,15-1,0 µg/kg FG (Muskel) bzw. 0,326-10,0 µg/kg FG (Leber). Somit wurde die **UQN für HCBd (55 µg/kg FG)** in allen Gewässern weit unterschritten.

Dies bestätigt die Erkenntnisse aus vorangegangenen Untersuchungen des LUNG M-V (2018).

4.2.2.3 Dicofol

Dicofol ist ein gesundheitsgefährdendes und hormonell wirksames Pestizid auf Basis von DDT (Dichlordiphenyltrichlorethan, siehe Kapitel 4.2.2.5). Es gilt als stark gewässergefährdend und wurde in der Vergangenheit zur Bekämpfung von Spinnentieren als Akarizid eingesetzt. (TETTENBORN & HILLENBRAND 2014)

Seit 1991 ist Dicofol als Pflanzenschutzmittel in Deutschland über die PflSchAnwV verboten (BVL 2010). Im Beitrittsgebiet war Dicofol noch bis 1992 zugelassen (BVL 2010).

In Europa wurde Dicofol bereits 1991 nicht mehr als Wirkstoff in den Anhang I der Richtlinie 91/414/EWG („Pflanzenschutzmittel-Richtlinie“) über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln aufgenommen und ist seit 2009 als Wirkstoff in Pflanzenschutzmitteln nicht mehr zulässig (Kommissionsentscheidung 2008/764/EG). 2020 wurde mit der Aufnahme von Dicofol in die EU-POP-Verordnung (Delegierte Verordnung (EU) 2020/1204 zur Änderung der EU-POP-Verordnung (EU) 2019/1021) und das Stockholmer Übereinkommen die Produktion und Verwendung schließlich europa- und weltweit verboten.

Die Kontaminationen lagen bei den Muskel- und Leberproben immer unterhalb der Bestimmungsgrenzen von 10 µg/kg FG (Muskel) bzw. 10-100 µg/kg FG (Leber). Die für Muskelgewebe geltende [UQN für Dicofol \(33 µg/kg FG\)](#) wurde somit immer deutlich unterschritten.

Das Resultat fügt sich damit in die vorhandene Datenreihe des LUNG M-V (2018) ein.

4.2.2.4 Heptachlor und Heptachlorepoxyd

Das Insektizid Heptachlor gehört zu den persistenten organischen Schadstoffen und unterliegt seit 2004 einem weltweiten Verbot der Produktion und Verwendung (Stockholm-Konvention). Zudem ist mit der EU-POP-Verordnung (Verordnung (EG) 850/2004 ersetzt durch Verordnung (EU) 2019/1021) die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung in Europa ausnahmslos verboten. Die Verwendung als Pflanzenschutzmittel war bereits seit 1981 in Deutschland und Europa mit Ausnahmen untersagt (PflSchAnwV, Richtlinie 79/117/EWG). In der damaligen DDR war Heptachlor nur bis 1967 als Pflanzenschutzmittel zugelassen (BVL 2010).

Mit dem Monitoring von Schadstoffen in Fischen wird die Belastung mit Heptachlor sowie dessen Abbauprodukt Heptachlorepoxyd (cis- und trans-Isomere) überwacht.

In den Proben lagen die Konzentrationen immer unterhalb der Bestimmungsgrenzen von 0,1-0,6 µg/kg FG (Muskel) bzw. 0,2-3,0 µg/kg FG (Leber). Damit liegen die Bestimmungsgrenzen für Muskelgewebe jedoch noch oberhalb der [UQN für Heptachlor und Heptachlorepoxyd \(0,0067 µg/kg FG\)](#), so dass keine Aussage darüber möglich ist, ob tatsächlich Überschreitungen vorliegen.

Wie schon 2018 im vorherigen Bericht (LUNG M-V 2018) festgestellt, ist die Empfindlichkeit der Analytik für eine Bewertung auch weiterhin noch unzureichend.

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-d) und damit der Beeinträchtigung ihrer Fortpflanzung verantwortlich gemacht (BGVV 2002). Daraufhin wurde in der Bundesrepublik Deutschland 1972 ein DDT-Verbot erlassen (DDT-Gesetz), in der damaligen DDR erfolgte dies sukzessive bis 1988 (BVL 2010).



Abbildung 4-d: Seeadler (© Jürgen Evert) - 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 2012b). Heute ist der Bruterfolg des Seeadlers an der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns in einem guten Umweltzustand entsprechend EU Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL, Richtlinie 2008/56/EG; BMUV 2023).

DDT gehört zu den in der Stockholm-Konvention und in der Verordnung (EU) 2019/1021 gelisteten POP. Die Verwendung ist damit seit 2004 auch weltweit beschränkt und in Europa die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung 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-e). Dabei wiesen die Lebern im Mittel eine um den Faktor 16 höhere Belastung als das Muskelgewebe auf, was dem früheren Befund (LUNG M-V 2018, Faktor 15) sehr ähnlich ist. Dennoch unterschreiten alle Leberproben zum Teil deutlich die Bewertungskriterien von RÜDEL et al. (2007). Mit insgesamt rund 71 % (Muskel) bzw. 65 % (Leber) entfällt der Hauptanteil der DDX-Belastung auf den Metabolit 4,4-DDE, gefolgt von 4,4-DDD mit 23 % (Muskel) bzw. 26 % (Leber). Auch dies bestätigt die zuvor gewonnenen Ergebnisse (LUNG M-V 2018).

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

DDX in Fischen

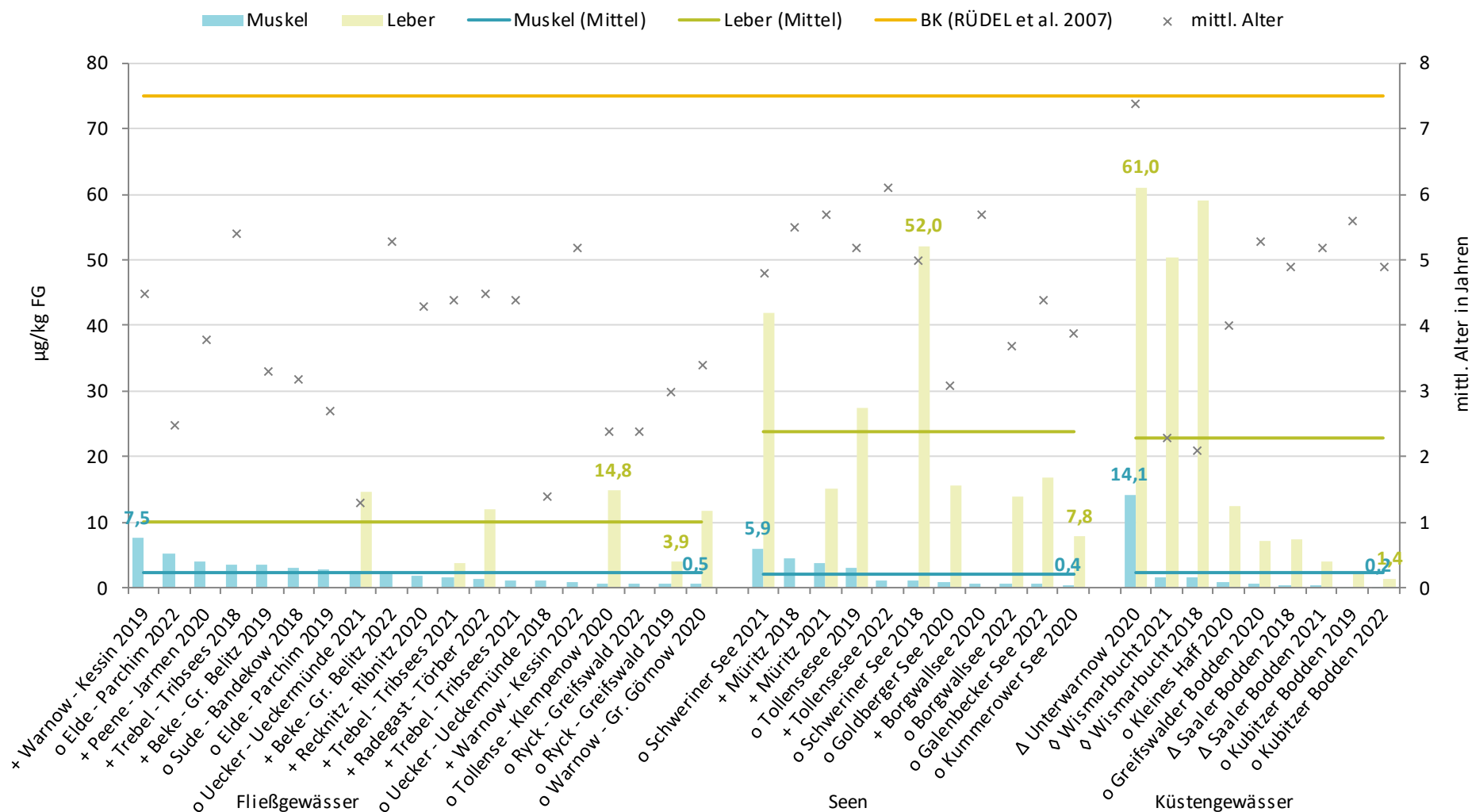


Abbildung 4-e: Befunde von Dichlordiphenyltrichlorethan (DDX, Summe der Metaboliten 2,4- und 4,4-DDT sowie 4,4-DDD und 4,4-DDE) in Fischen (Muskel und Leber) aus Fließgewässern, Seen und Küstengewässern im Abgleich mit dem Bewertungskriterium (BK) von RÜDEL et al. (2007)

– Legende: o = Flussbarsch, + = Rotauge, Δ = Brassen, ◇ = Aalmutter

4.2.2.6 Hexachlorcyclohexan (HCH)

Im Rahmen des Monitorings von Schadstoffen in Fischen werden von Hexachlorcyclohexan (HCH) die Isomere α -, β - und γ -HCH analysiert. Letzteres ist ein als Lindan bekanntes Insektizid im Holz- und Pflanzenschutz.

In Deutschland durfte Lindan ab 1980 nur noch als isomerenreines γ -HCH beschränkt eingesetzt werden. Technisches HCH (Isomeren-Gemisch) wurde verboten (PflSchAnwV, Richtlinie 79/117/EWG).

Die Anwendung von Lindan als Pflanzenschutzmittel war in Deutschland noch bis 1997 zulässig (BVL 2010).

Die EU POP-Verordnung (Verordnung (EG) 850/2004 ersetzt durch Verordnung (EU) 2019/1021) verbietet seit 2004 (mit Ausnahmen bis 2007) die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung in Europa. Seit 2009 ist mit der Stockholm-Konvention die Verwendung der drei Isomere weltweit beschränkt.

Eine Biota-UQN existiert bisher nicht.

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen war allein β -HCH in einer Leberprobe aus der Wismarbucht (2021, Aalmutter; Abbildung 4-f) mit $0,65 \mu\text{g}/\text{kg}$ FG quantifizierbar. Alle anderen Werte lagen unterhalb der Bestimmungsgrenzen von $0,2\text{-}0,25 \mu\text{g}/\text{kg}$ FG (Muskel) bzw. $0,2\text{-}6,25 \mu\text{g}/\text{kg}$ FG (Leber).

4.2.2.7 Pentachlorbenzol (PeCB)

Pentachlorbenzol war ein Ausgangs- oder Nebenprodukt von inzwischen verbotenen Pflanzenschutzmitteln (Pentachlornitrobenzol [= Quintozene], Hexachlorbenzol, siehe Kapitel 4.2.2.1). Seit 1988 ist in Deutschland keine Herstellung oder Verwendung von PeCB mehr bekannt. (UBA 2017b, LAWA 2020b)

Als persistenter organischer Schadstoff wird Pentachlorbenzol seit 2009 bzw. 2010 in den Anhängen der Stockholm-Konvention und EU POP-Verordnung (Verordnung (EU) 757/2010 zur Änderung der EU-POP-Verordnung (EG) 850/2004) geführt. Es sind darin europa- bzw. weltweite Verbote ohne Ausnahmen verankert.

Unbeabsichtigt entsteht Pentachlorbenzol durch unsaubere Verbrennung von organischem Material in Anwesenheit von Chlor (z. B. unsachgemäßes Verbrennen von Hausmüll) (BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND 2021).

Bisher ist keine Biota-UQN definiert.

Die Analytik erbrachte im Untersuchungszeitraum ausschließlich Befunde unterhalb der Bestimmungsgrenzen von $0,2\text{-}0,5 \mu\text{g}/\text{kg}$ FG (Muskel) bzw. $0,2\text{-}2 \mu\text{g}/\text{kg}$ FG (Leber).



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

4.2.3 Polybromierte Diphenylether (PBDE)

Die Stoffgruppe der polybromierten Diphenylether besteht aus einer Vielzahl von Einzelverbindungen, sog. Kongeneren. Diese fanden in Form von drei technischen Gemischen seit den 1950er Jahren als Flammschutzmittel eine breite Verwendung (UBA 2017a, BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND 2021).

Mit Richtlinie 2003/11/EG wurde in Europa bereits 2004 eine Vielzahl von PBDE mit Ausnahmen verboten. Seit 2009 bzw. 2017 (DecaBDE) sind PBDE als POP im Anhang A der Stockholm-Konvention mit Ausnahmen gelistet und damit auch weltweit reguliert. In der EU erfolgte dies 2010 (Verordnung (EU) 757/2010 zur Änderung der EU-POP-Verordnung (EG) 850/2004) und schließlich 2019 auch für DecaBDE (Verordnung (EU) 2019/1021).

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.

Im bewertungsrelevanten Muskelgewebe wurden lediglich für BDE 47 quantifizierbare Gehalte gemessen. Für die übrigen Kongenere lagen alle Ergebnisse unterhalb der Bestimmungsgrenzen von 0,00176-0,05 µg/kg FG. Abbildung 4-g zeigt daher lediglich die Resultate für BDE 47 mit Gehalten von 0,00342-0,11 µg/kg FG.

Ein Abgleich der Befunde mit der **UQN für PBDE (0,0085 µg/kg FG)** ist mit den verfügbaren Analyseverfahren messtechnisch nicht für alle Proben/Gewässer möglich. Die Bestimmungsgrenzen liegen vielfach oberhalb der UQN. In diesen Fällen ist keine sichere Bewertung möglich.

Aber allein durch den Gehalt an BDE 47 überschreiten 16 von 39 Proben und damit 12 von 25 Gewässer(abschnitte) die UQN. Bei lediglich neun Proben liegen die Konzentrationen oder Bestimmungsgrenzen für BDE 47 unterhalb der UQN. Jedoch lässt sich auch bei diesen Proben der Beitrag der anderen PBDE-Kongenere nicht quantifizieren (Werte kleiner Bestimmungsgrenze). Im ungünstigsten Fall (Summe der Bestimmungsgrenzen) ist eine Überschreitung der UQN theoretisch möglich.

Bisher ist für PBDE grundsätzlich von einer flächenhaften Überschreitung der UQN ausgegangen worden. In den Vorjahren wurde die UQN auch nur vereinzelt 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; LUNG M-V 2018). Im Gegensatz dazu fallen die letzten Befunde aus dem Jahr 2022 durch sehr geringe Konzentrationen (0,00342-0,00564 µg/kg FG) bzw. Bestimmungsgrenzen (0,00176-0,00201 µg/kg FG) unterhalb der UQN auf. Laut UBA (2017c) hat in Untersuchungen der Umweltprobenbank des Bundes in Folge der sukzessiven Regulierungen die PBDE-Belastung in Aalmuttermuskulatur stark abgenommen, sie war 2015 an deutschen Küsten aber noch deutlich höher als die UQN. Ob sich dieser Trend bereits soweit fortgesetzt hat, dass damit die aktuell niedrigen Befunde zu erklären sind, müssen die weiteren Monitoring-Ergebnisse der kommenden Jahre zeigen. Anhand der bisher in dieser Form einmaligen Befunde kann noch nicht auf die Einhaltung der UQN für PBDE geschlossen werden.

Die untersuchten Leberproben waren, wie in den Vorjahren (LUNG M-V 2018) höher belastet (Faktor 2-44) als das Muskelgewebe (Abbildung 4-h).

Ein Zusammenhang der PBDE-Belastung mit der Art oder dem mittleren Alter der Fische einer Probe ist nicht zu erkennen.

BDE 47 in Fischen

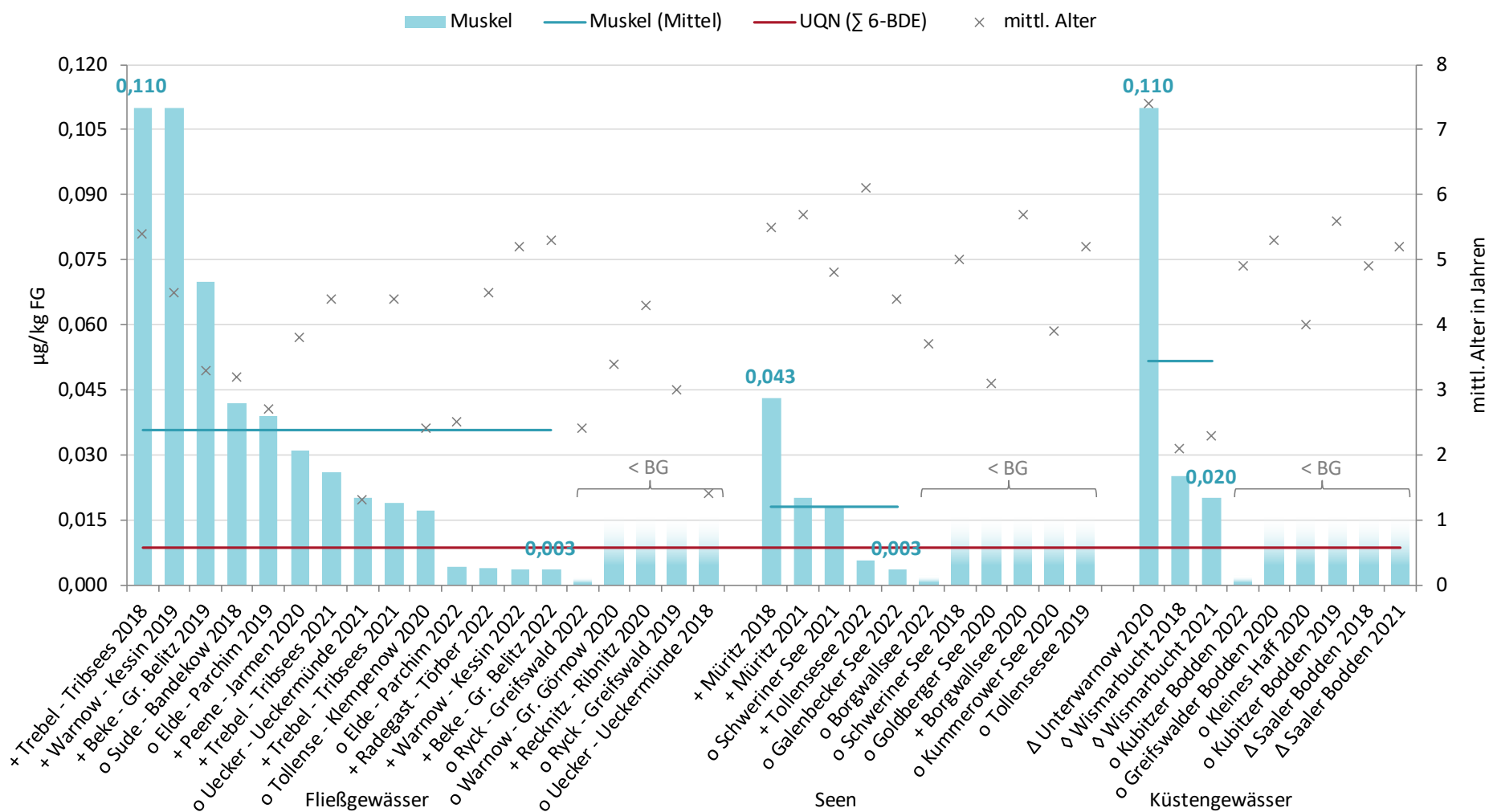


Abbildung 4-g: Befunde des bromierten Diphenylethers Nr. 47 (BDE 47) in Fischen (Muskel) aus Fließgewässern, Seen und Küstengewässern
 - Legende: o = Flussbarsch, + = Plötze, Δ = Brassen, ◇ = Aalmutter, BG = Bestimmungsgrenze

BDE 47 in Fischen

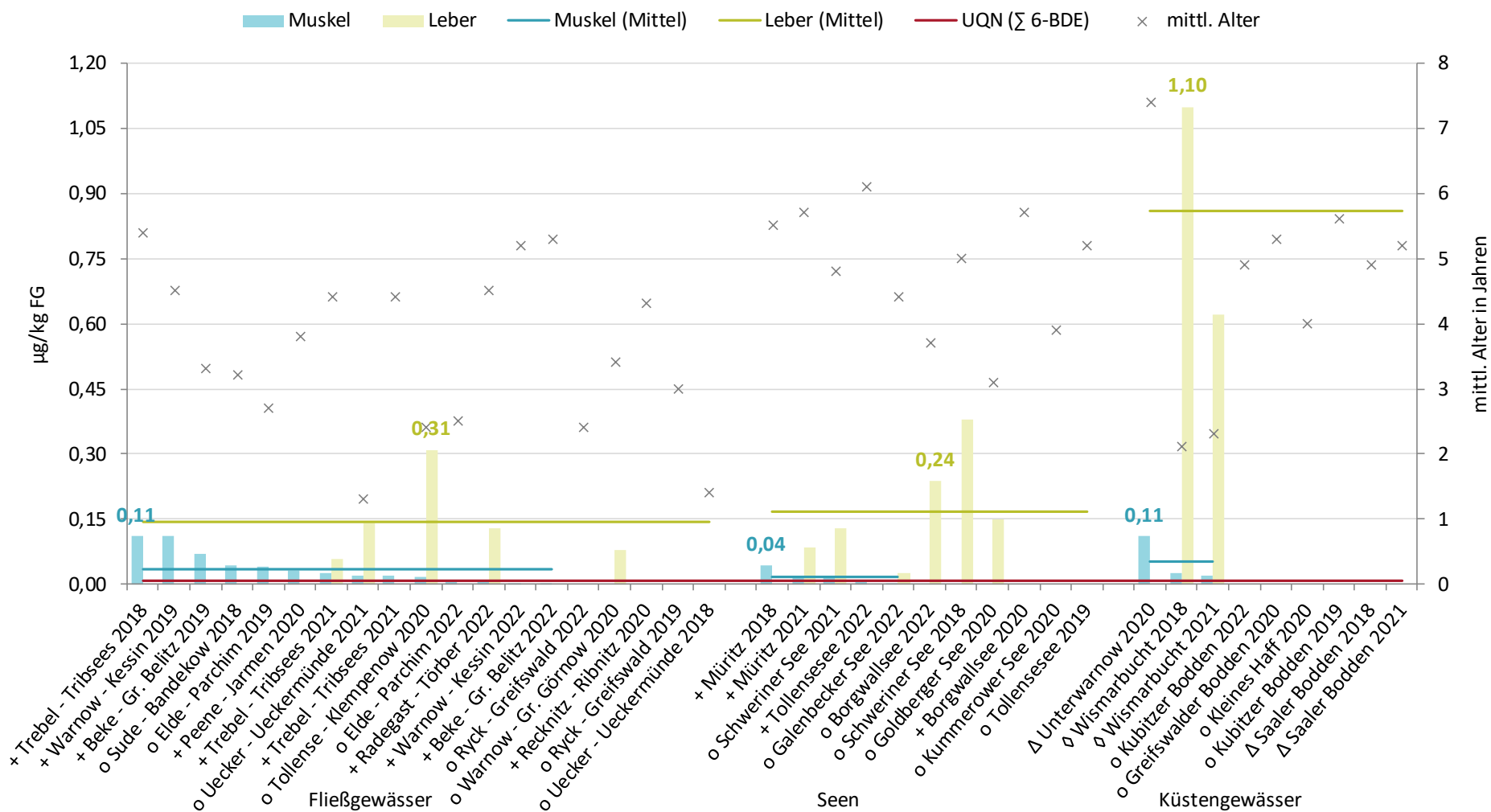


Abbildung 4-h: Befunde des bromierten Diphenylethers Nr. 47 (BDE 47) in Fischen (Muskel und Leber) aus Fließgewässern, Seen und Küstengewässern
 - Legende: o = Flussbarsch, + = Plötze, Δ = Brassen, ◇ = Aalmutter

4.2.4 Hexabromcyclododecan (HBCDD)

Das entsprechend Stockholm-Konvention und EU POP-Verordnung als persistenter organischer Schadstoff (POP) klassifizierte Flammschutzmittel unterliegt seit 2013 mit Ausnahmen einem weltweiten Verbot. In Europa ist seit 2016 die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung HBCDD-haltiger Produkte mit Ausnahmen verboten (Verordnung (EU) 2016/293).

Für HBCDD gibt es keine natürlichen Quellen. Es wird bei der Herstellung, Verarbeitung, Verwendung und Entsorgung HBCDD-haltiger Produkte (hauptsächlich geschäumte Gebäudedämmstoffe) in die Umwelt eingetragen. Dabei ist auch die diffusive Emission von HBCDD aus Dämmplatten in die Atmosphäre von großer Bedeutung. Zwar wird HBCDD in der EU inzwischen weder hergestellt noch gehandelt, das Vorkommen der entsprechenden Produkte in den Abfallströmen insbesondere aus langlebigen Bauprodukten kann jedoch noch lange Ursache von Umweltbelastungen sein. (UBA 2017a, BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND 2021, UBA 2022)

Bis einschließlich 2021 wurden in den Proben mit nur einer Ausnahme (Trebel bei Tribsees 2018: 2,3 µg/kg Leber FG) keine Konzentrationen oberhalb der Bestimmungsgrenzen von 1-5 µg/kg FG (Muskel) bzw. 5-50 µg/kg FG (Leber) ermittelt.

Mit nun empfindlicherer Analytik (Bestimmungsgrenzen: 0,0005-0,0006 µg/kg Muskel FG bzw. 0,0254-0,049 µg/kg Leber FG) war 2022 in fast allen Proben eine sehr geringe Belastung im Muskelgewebe (0,000647-0,0392 µg/kg FG) und den Lebern (0,0501-0,18 µg/kg FG) quantifizierbar. Nur einzelne Leberproben wiesen Gehalte unterhalb der Bestimmungsgrenzen auf.

Die Belastung lag somit an allen Stationen sehr weit unterhalb der **UQN für HBCDD (167 µg/kg FG)**.

Dies bestätigt und ergänzt die bereits vorhandenen Erkenntnisse aus den Vorjahren (LUNG M-V 2018).

4.2.5 Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)

Die große Gruppe der per- und polyfluorierten Alkylsubstanzen umfasst tausende hauptsächlich künstlich hergestellte Stoffe. Aufgrund ihrer typischen Eigenschaften (stabil, nicht entflammbar, niedriger Reibungskoeffizient; öl-, wasser- und fleckenabweisend) werden PFAS in vielen Anwendungen eingesetzt. Diese umfassen u.a. den Einsatz in Textilien, Verpackungen, Elektronik, Schmier- und Kühlmitteln sowie im Bauwesen. PFAS gelangen bei der Herstellung sowie in der Nutzungs- und Abfallphase in die Umwelt. (ECHA 2023)

Neben dem Potential zur Bioakkumulation, Mobilität und Toxizität von PFAS ist insbesondere die sehr hohe Persistenz (Beständigkeit) besorgniserregend. PFAS und ihre Abbauprodukte können länger in der Umwelt verbleiben als alle anderen vom Menschen hergestellten Chemikalien. (ECHA 2023)

Mit Perfluoroktansäure (PFOA), Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) und Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS) umfasst die Schadstoffgruppe gelistete POP-Substanzen (Stockholm-Konvention und Verordnung (EU) 2019/1021), die z. T. mit Ausnahmen bereits weltweit und in Europa reguliert sind.

Darüber hinaus kann davon ausgegangen werden, dass die Einsatzmöglichkeiten von PFAS in den kommenden Jahren stark eingeschränkt werden (UBA 2022). 2023 wurde eine EU-weite Beschränkung der gesamten Stoffgruppe vorgeschlagen (ECHA 2023).

Aus der Schadstoffgruppe der PFAS werden seit 2014 die folgenden 18 Einzelsubstanzen analysiert:

- Perfluorbutansäure (PFBA)
- Perfluorpentansäure (PFPeA)
- Perfluorhexansäure (PFHxA)
- Perfluorheptansäure (PFHpA)
- Perfluoroktansäure (PFOA)
- Perfluornonansäure (PFNoA)
- Perfluordekansäure (PFDeA)
- Perfluorundekansäure (PFUnA)
- Perfluordodekansäure (PFDoA)
- Perfluoroktansulfonsäureamid (PFOSA)
- Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)

- Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)
- Perfluorheptansulfonsäure (PFHpS)
- Perfluoroktansulfonsäure (PFOS)
- Perfluordekansulfonsäure (PFDeS)
- Fluorotelomersulfonsäure (4:2 FTS)
- Fluorotelomersulfonsäure (6:2 FTS)
- Fluorotelomersulfonsäure (8:2 FTS)

Erstmals im Jahr 2022 wurden darüber hinaus zwölf weitere PFAS untersucht:

- Perfluorpentansulfonsäure (PFPeS)
- Perfluor-3,7-dimethyloktansäure (PF-3,7-DMOA)
- Perfluortridekensäure (PFTrA)
- Perfluortetradekensäure (PFTA)
- 7H-Dodekanfluorheptansäure (HPFHpA)
- Fluortelomersulfonsäure (10:2 FTS)
- N-Methyl-perfluoroktansulfonamid (N-MeFOSA)
- N-Methyl-perfluoroktansulfonamidoethanol (N-MeFOSE)
- N-Methylperfluor-1-octansulfonamidoessigsäure (N-MeFOSAA)
- N-Ethyl-perfluoroktansulfonamid (N-EtFOSA)
- N-Ethyl-perfluoroktansulfonamidoethanol (N-EtFOSE)
- N-Ethylperfluoroktansulfonamidoessigsäure (N-EtFOSAA)

Von diesem breiten Spektrum wurden im Muskelgewebe lediglich für

- PFDeA (4 Proben, 0,112-1,7 µg/kg FG),
- PFDoA (1 Probe, 0,146 µg/kg FG),
- PFNoA (1 Probe, 0,151 µg/kg FG),
- N-EtFOSA (1 Probe, 3,21 µg/kg FG) und
- N-EtFOSE (1 Probe, 1,19 µg/kg FG) sowie
- PFOS (18 Proben, 0,138-5,0 µg/kg FG)

Gehalte oberhalb der Bestimmungsgrenzen (0,1-5,0 µg/kg FG) nachgewiesen.

Sowohl die quantifizierbaren PFOS-Konzentrationen als auch die Bestimmungsgrenzen lagen somit aber stets unterhalb der **UQN für PFOS (9,1 µg/kg FG)** (Abbildung 4-i).

Im Vergleich zu diesem Belastungsniveau wurden in allen untersuchten Leberproben jedoch deutlich höhere PFOS-Konzentrationen festgestellt (Abbildung 4-j). Die Befunde fallen in der Spitze um den Faktor 157 und im Mittel um den Faktor 19 höher als im Muskelgewebe aus. PFOS reichert sich demzufolge sehr stark im Lebergewebe an.

Auch waren in den Lebern höhere Werte für

- PFDeA (17 Proben, 0,618-34,0 µg/kg FG),
- PFDoA (5 Proben, 0,137-6,2 µg/kg FG) und
- PFNoA (11 Proben, 0,405-12,0 µg/kg FG)

sowie mit

- PFUnA (9 Proben, 0,475-18,0 µg/kg FG),
- PFHpS (2 Proben, 0,139-5,8 µg/kg FG),
- PFHxS (1 Probe, 0,411 µg/kg FG),
- PFPeS (1 Probe, 0,532 µg/kg FG),
- PFOSA (1 Probe, 0,320 µg/kg FG),
- PFTrA (1 Probe, 0,344 µg/kg FG) und
- PFOA (1 Probe, 0,103 µg/kg FG)

zusätzliche PFAS überhaupt quantitativ nachweisbar. So kommt mit diesem Befund der Analyse von Leberproben eine besondere Bedeutung als „Frühwarninstrument“ zu. Es werden damit für im Muskel zunächst noch unter der Bestimmungsgrenze liegende, aber möglicherweise ansteigende Schadstoffbelastungen detektierbar.

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

PFOS in Fischen

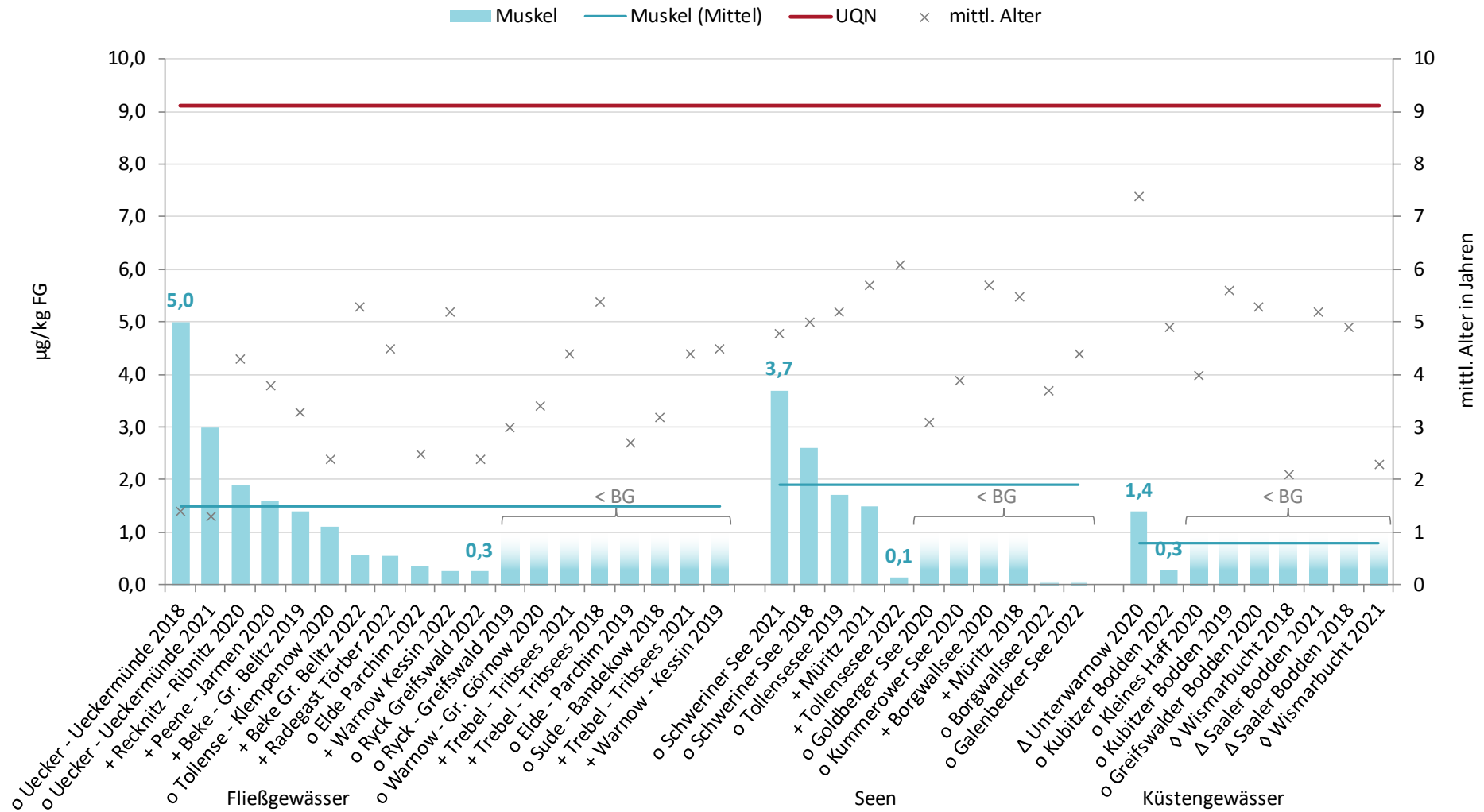


Abbildung 4-i: Befunde von Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) in Fischen (Muskel) aus Fließgewässern, Seen und Küstengewässern im Abgleich mit der UQN – Legende: o = Flussbarsch, + = Rotauge, Δ = Brassen, ◇ = Aalmutter, BG = Bestimmungsgrenze

PFOS in Fischen

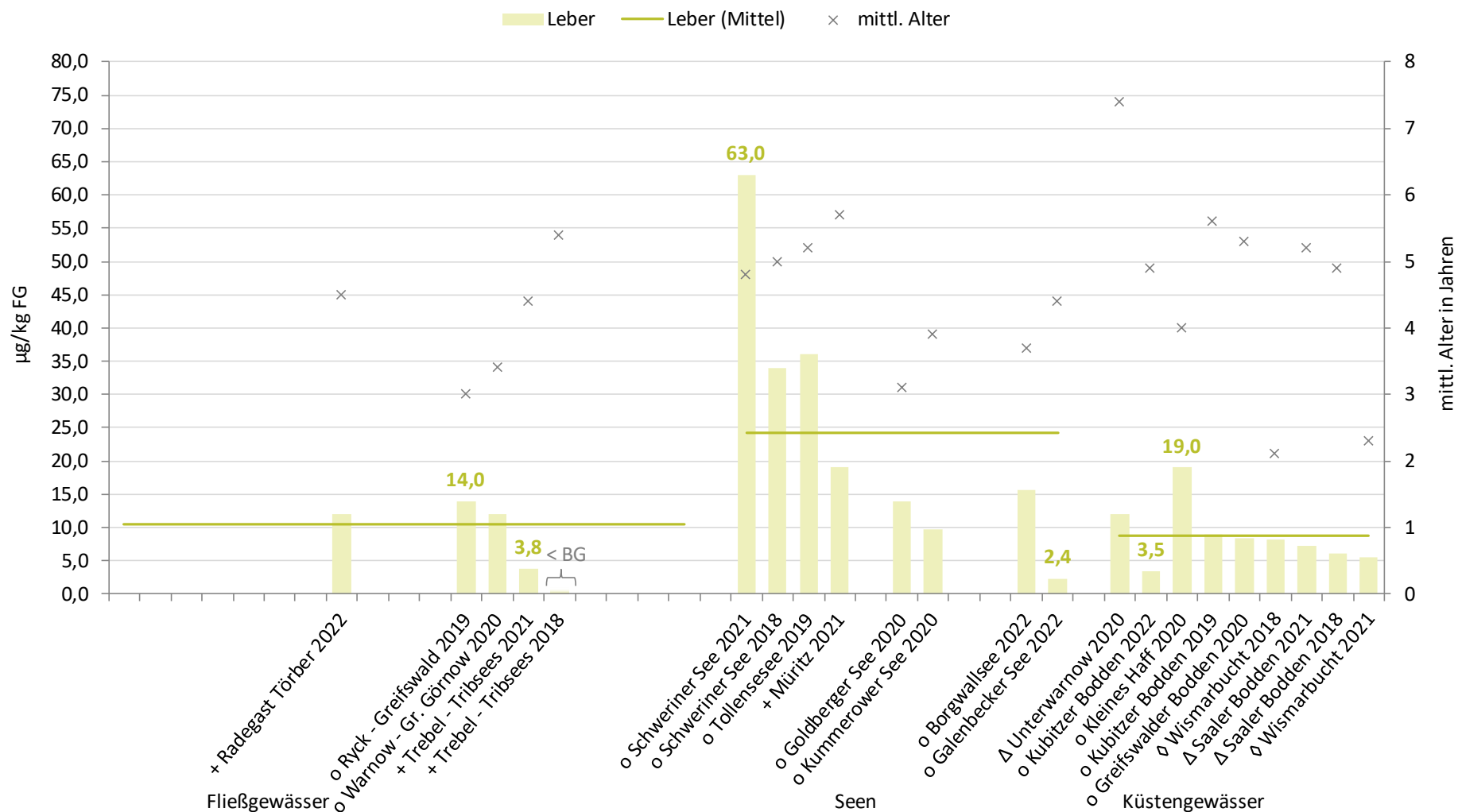


Abbildung 4-j: Befunde von Perfluoroktansulfonsäure (PFOS) in Fischen (Leber) aus Fließgewässern, Seen und Küstengewässern im Abgleich mit der UQN – Legende: o = Flussbarsch, + = Rotauge, Δ = Brassen, ◇ = Aalmutter, BG = Bestimmungsgrenze

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

Dioxine (polychlorierte Dibenzo-p-dioxine, PCDD) und **Furane** (polychlorierte Dibenzofurane, PCDF) liegen immer als Gemische von Einzelverbindungen (Kongenere) mit unterschiedlicher Zusammensetzung vor. Sie werden in der Regel nicht gezielt hergestellt. Es gibt quasi keine technischen Anwendungen für Substanzen dieser Gruppe. Sie entstehen jedoch als unerwünschte Begleitstoffe in der „Chlorchemie“, vor allem aber als unerwünschte Nebenprodukte bei Verbrennungsprozessen unter bestimmten Temperaturbedingungen in Anwesenheit von Chlor und organischem Kohlenstoff. (UBA 2018, 2021)

Während Anfang der 1990er Jahre die Abfallverbrennung mit Abstand die wichtigste Quelle war, gefolgt von der Eisen- und Stahlindustrie, sind heute Kleinf Feuerungsanlagen der bedeutendste Emittent in Deutschland (UBA 2018).

Im Gegensatz zu Dioxinen sind **PCB** (polychlorierte Biphenyle) für verschiedene Anwendungen zweckbestimmt hergestellt und in großen Mengen in technischen Produkten eingesetzt worden. Aufgrund der chemischen und physikalischen Eigenschaften wurden PCB in der Hauptsache als nicht brennende und nicht leitende, zähe Flüssigkeiten in der Elektroindustrie (Transformatoren) und der Hydraulik sowie als Wärmeübertragungsflüssigkeit in zahlreichen Industriezweigen verwendet. Zugleich dienten sie auch als Weichmacher und Brandverzögerer für Lacke, Farben, Klebstoffe, Dichtungsmassen, Kunststoffe und Verpackungsmittel. (BfR 2014, UBA 2018)

PCB gehören zu einer chemisch ähnlich aufgebauten Stoffgruppe, die insgesamt 209 Kongenere umfasst. Zwölf dieser Kongenere haben einen den Dioxinen ähnlichen Molekulaufbau sowie vergleichbare Eigenschaften und biologische Wirkungen. Sie werden deshalb **dioxinähnliche PCB** (dl-PCB) genannt. (BfR 2014, UBA 2018)

PCB sind in Deutschland bereits seit 1978 für offene und seit 1989 auch für geschlossene Anwendungen verboten (UBA 2018).

Dioxine, Furane und PCB gehören zu den in der Stockholm-Konvention (seit 2001) und in der EU POP-Verordnung (Verordnung (EG) 850/2004 ersetzt durch Verordnung (EU) 2019/1021) regulierten POP.

Die Gruppe der Dioxine und Furane (PCDD/F) besteht aus 75 polychlorierten Dibenzo-p-dioxinen (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 der 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 addiert (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). Bei der Summenbildung werden entsprechend OGeWV (2016) unter der Bestimmungsgrenze liegende Ergebnisse einzelner Stoffe gleich null gesetzt.

Dioxine wurden in keiner Probe mit quantifizierbaren Gehalten nachgewiesen. Alle Werte lagen unterhalb der Bestimmungsgrenzen von 0,0000123-0,005 µg/kg FG (Muskel) bzw. 0,000122-0,03 µg/kg FG (Leber).

Mit nur sehr wenigen Ausnahmen (0,0000894-0,0039 µg/kg FG) wiesen die Proben auch hinsichtlich der **Furane** keine quantifizierbaren Gehalte oberhalb der Bestimmungsgrenzen auf (Muskel: 0,0000232-0,013 µg/kg FG; Leber: 0,000231-0,02 µg/kg FG).

Im Gegensatz dazu zeigten fast alle Proben quantifizierbare Konzentrationen von **dioxinähnlichen PCB**. In Summe waren die Filetproben mit 0,02-3,81 µg/kg FG und die Lebern mit 0,175-19,481 µg/kg FG belastet. Bei lediglich zwei Proben (Muskel) aus dem Jahr 2022 lagen die Gehalte aller dl-PCB unterhalb der Bestimmungsgrenzen (Muskel: 0,000161-0,23 µg/kg FG; Leber: 0,00173-2,5 µg/kg FG). Die Belastung mit dioxinähnlichen PCB resultiert insgesamt hauptsächlich aus den PCB 118 (62 %), 105 und 156 (je 12 %) sowie 167 (6 %).

Nach Multiplikation der Gehalte der Einzelverbindungen mit den zugehörigen TEF und Aufsummierung dieser TEQ (Werte < BG = 0 lt. OGeWV 2016) ist der Abgleich mit der UQN möglich.

Das Belastungsniveau der Filetproben lag in der Summe mit Werten < 0,0007 µg/kg TEQ FG immer weit unter dem Wert der **UQN für Dioxine, Furane und dioxinähnliche PCB (0,0065 µg/kg TEQ FG)**.

Die Lebermischproben wiesen bis auf eine Ausnahme ein z. T. auch 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)

850/2004 ersetzt durch Verordnung (EU) 2019/1021) und der Stockholm-Konvention in Europa und weltweit regulierten persistenten organischen Schadstoffen. In Deutschland sind sie bereits seit 1978 in offenen und seit 1989 auch in geschlossenen Anwendungen verboten (UBA 2018). Zuvor fanden PCB insbesondere in der Elektroindustrie Einsatz (siehe Kapitel 4.2.6). Eine Biota-UQN für nicht-dioxinähnliche PCB existiert bisher nicht.

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

Das Gros der Muskel- und alle Leberproben wiesen eine quantifizierbare Belastung mit ndl-PCB auf. Die Muskelproben waren im Mittel mit 2,3 µg/kg FG belastet (Abbildung 4-k). Die mit sehr großem Abstand höchsten Gehalte im Muskelgewebe fanden sich mit 30,9 µg/kg FG in den Fischen aus der Unterwarnow (Brassen, 2020). Damit liegt dieses Ergebnis um mehr als das Dreifache über dem Wert von 2017 (8,97 µg/kg FG, LUNG M-V 2018), welcher bereits einen im Vergleich sehr hohen Gehalt dokumentierte. Als Ursache dafür kommen die PCB-Belastung der Sedimente und deren Remobilisierung in Betracht, denn die Sedimente der Unterwarnow sind ein bekannter Belastungsschwerpunkt für PCB (LUNG M-V 2004, 2008 und 2014; HILDEBRANDT 2005).

Mit nur einer Ausnahme, wiesen alle Leberproben noch höhere ndl-PCB-Gehalte als das Muskelgewebe auf (Abbildung 4-l). Offenbar reichern sich ndl-PCB in der Leber an, welche im Mittel 16-fach und in der Spitze um das 53-fache stärker belastet war. Die Summe der Belastung mit nicht-dioxinähnlichen PCB reichte in den Leberproben bis 148,2 µg/kg FG (Unterwarnow 2020) und lag im Mittel bei 21,0 µg/kg FG.

In der Summe resultiert die Belastung hauptsächlich aus den PCB 153 (Muskel 48,2 % bzw. Leber 49,5 %), 138 (29,7 bzw. 29,0 %) und 180 (11,9 bzw. 10,9 %). Die vorherigen Ergebnisse zeigten eine ähnliche Verteilung (LUNG M-V 2018).

Ein Zusammenhang der Belastung mit dem durchschnittlichen Alter oder der Art der Fische wird anhand der vorliegenden Daten nicht erkennbar.

ndl-PCB in Fischen (Muskel) *

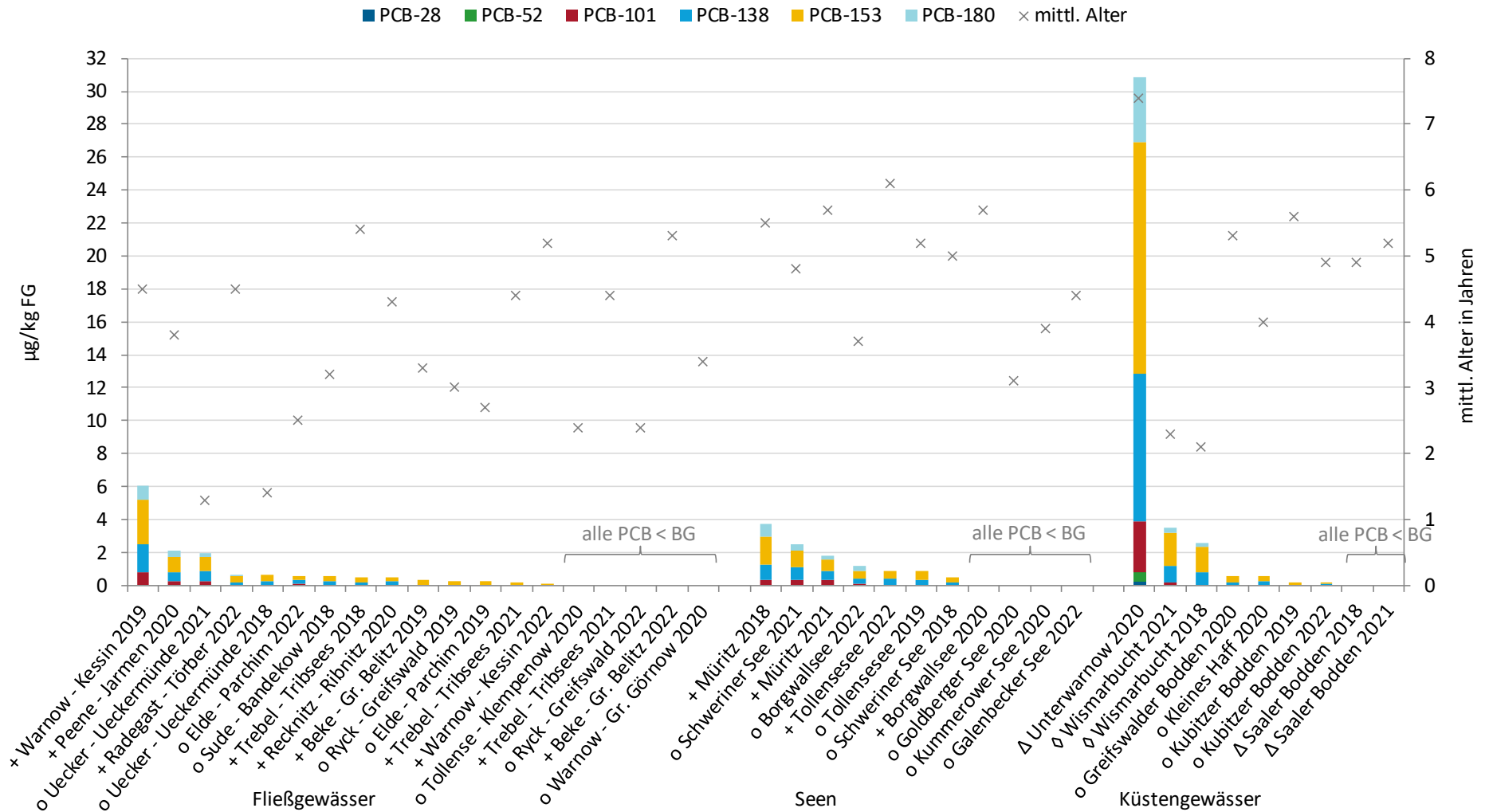


Abbildung 4-k: Befunde von nicht-dioxinähnlichen polychlorierten Biphenylen (ndl-PCB) in Fischen (Muskel) aus Fließgewässern, Seen und Küstengewässern
 - Legende: o = Flussbarsch, + = Plötze, Δ = Brassen, ◇ = Aalmutter, * = Bei der Aufsummierung der einzelnen PCB-Kongenerie blieben Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) entsprechend OGewV (2016) unberücksichtigt.

ndl-PCB in Fischen (Leber) *

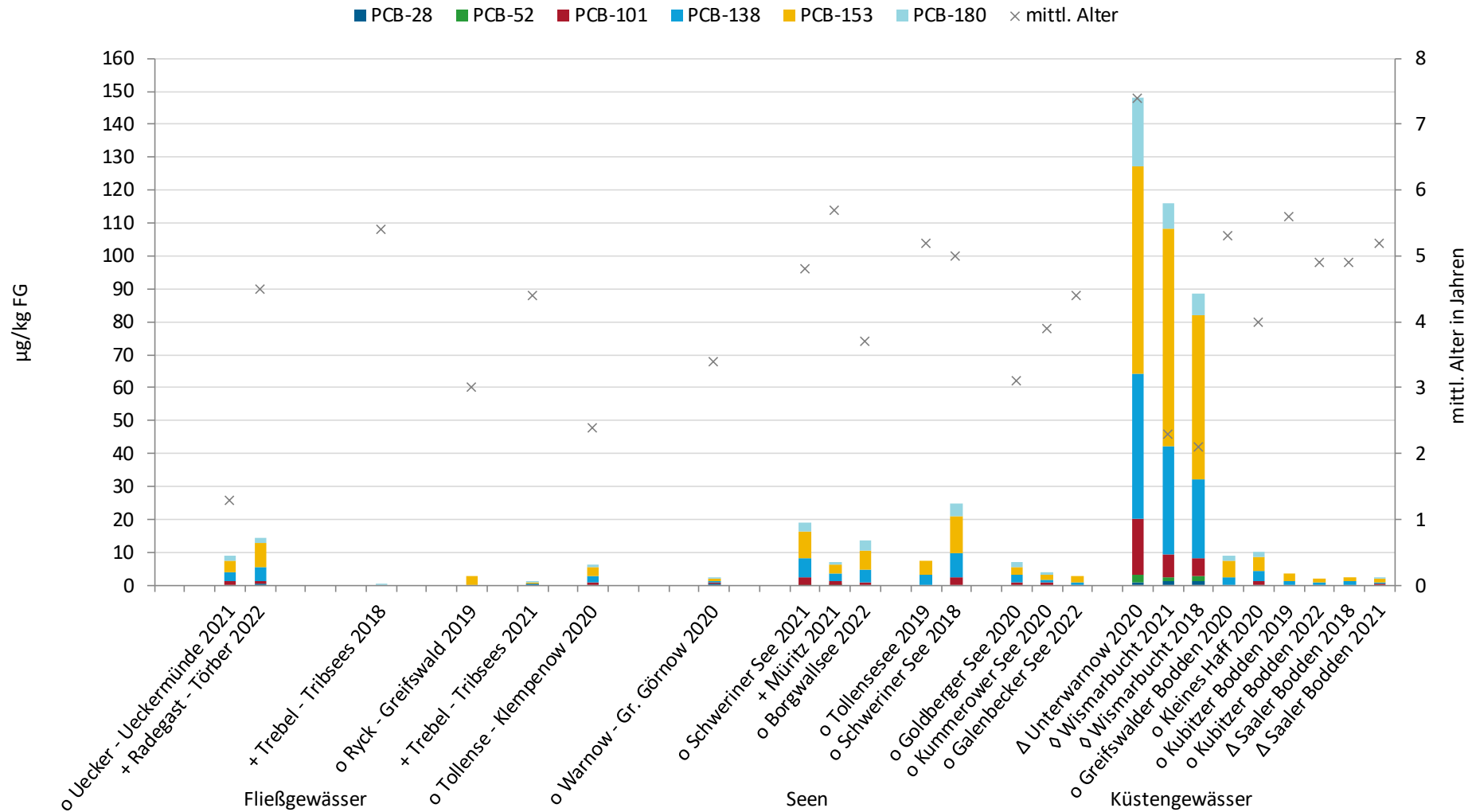


Abbildung 4-I: Befunde von nicht-dioxinähnlichen polychlorierten Biphenylen (ndl-PCB) in Fischen (Leber) aus Fließgewässern, Seen und Küstengewässern
 - Legende: o = Flussbarsch, + = Plötze, Δ = Brassen, ◇ = Aalmutter, * = Bei der Aufsummierung der einzelnen PCB-Kongenerie blieben Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) entsprechend OGewV (2016) unberücksichtigt.

5 Ausblick

Die Überwachung von Schadstoffen in Fischen ist langfristig weiterzuführen, um entsprechend europäischer und nationaler Vorgaben (Richtlinie 2008/105/EG und 2013/39/EU sowie OGewV 2016) auch eine Trendermittlung abzusichern. Hierfür werden Datenreihen mit mindestens fünf Werten benötigt (LAWA 2023). Für die ersten Probestellen wird dies voraussichtlich 2025/2026 der Fall sein.

Nach Möglichkeit soll auch zukünftig neben der standardmäßigen Analyse von Muskelproben weiterhin 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.

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.



Abbildung 6-a: Elektrofischung im Warnow-Durchbruchstal bei Groß Görnow (© Dennis Gräwe)

Für die ebenfalls sehr gute, stets kompetente und zuverlässige Zusammenarbeit danken die Autoren den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern des IfAÖ Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH, Neu Broderstorf.

Der Dank richtet sich auch an das Team der Umweltprobenbank des Bundes für die freundliche Bereitstellung von Daten und den fachlichen Austausch.

7 Quellen

- 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.
- BfR (2014): Neue EU-Höchstgehalte für Dioxine, dioxinähnliche PCB und nicht-dioxinähnliche PCB in Lebern an Land lebender Tiere und in Schafleber. - Stellungnahme 014/2014 des Bundesinstituts für Risikobewertung (BfR) vom 11. März 2014, 13 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.
- BLADT, A. & JANSEN, W. (2002): Monitoring zur Rückstandsanalyse von Fischen aus Binnen- und Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. - Beiträge zur Fischerei aus den Bereichen Binnenfischerei, Küstenfischerei und Aquakultur, Heft 26, S. 66-78.
- 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.
- BMUV (Hrsg.) (2023): ENTWURF Zustand der deutschen Ostseegewässer 2024, Aktualisierung der Anfangsbewertung nach § 45c, der Beschreibung des guten Zustands der Meeresgewässer nach § 45d und der Festlegung von Zielen nach § 45e des Wasserhaushaltsgesetzes zur Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV), Bonn, 303 S.
- BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND (2021): Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs), National Implementation Plan of the Federal Republic of Germany, Addressing COP 7 and 8 amendments (translation of the German version). - Germany 2021.
- BVL (Hrsg.) (2010): Berichte zu Pflanzenschutzmitteln 2009, Wirkstoffe in Pflanzenschutzmitteln, Zulassungshistorie und Regelungen der Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung. - Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL), Braunschweig, BVL-Reporte, Band 5, Heft 1, 47 S.
- DEHOUST, G., GEBHARDT, P., TEBERT, C. & KÖSER, H. (2021). Quecksilberemissionen aus industriellen Quellen – Status Quo und Perspektiven, Abschlussbericht – Teil 1: Quecksilber-Entstehungs- und Verbreitungspfade der Industriebranchen in Deutschland. - TEXTE 67/2021, Umweltbundesamt, Dessau-Rosslau, 513 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.
- Delegierte Verordnung (EU) 2020/1204 der Kommission vom 9. Juni 2020 zur Änderung des Anhangs I der Verordnung (EU) 2019/1021 des Europäischen Parlaments und des Rates hinsichtlich der Aufnahme von Dicofol. - Amtsblatt der Europäischen Union L 270, 4-6.
- Durchführungsverordnung (EU) 540/2011 der Kommission vom 25. Mai 2011 zur Durchführung der Verordnung (EG) 1107/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates hinsichtlich der Liste zugelassener Wirkstoffe. - Amtsblatt der Europäischen Union L 153, 1-186.
- 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.
- ECHA (2022): Annex XV Restriction Report - Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs). – European Chemicals Agency (ECHA), Helsinki, 204 S.
- 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.

- Gesetz über den Verkehr mit DDT (DDT-Gesetz) vom 7. August 1972, Bundesgesetzblatt, Teil I, 1972, Nr. 82 vom 10.08.1972, 1385-1387.
- 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 (2021): Trendmonitoring von Schadstoffen in Fischen aus Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns, Monitoring 2018 und 2019. - Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH (IfAÖ), Neu Broderstorf, Endbericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 46 S.
- IfAÖ (2022): Trendmonitoring von Schadstoffen in Fischen aus Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns, Monitoring 2020 und 2021. - Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH (IfAÖ), Neu Broderstorf, Endbericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 47 S.
- IfAÖ (2025): Trendmonitoring von Schadstoffen in Fischen aus Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns, Monitoring 2022-2024. - Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH (IfAÖ), Neu Broderstorf, Endbericht im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Manuskript in Vorbereitung.
- KARL, H., LEHMANN, I. & OEHELENSCHLÄGER, 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 (2015): Textbaustein, Sachstandsdarstellung und Begründung der flächenhaften Überschreitung der Umweltqualitätsnorm für Quecksilber (PDB WRRl-2.1.5). - Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Ausschuss Oberirdische Gewässer und Küstengewässer (AO), Stand 20.05.2015, 7 S.
- LAWA (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.
- LAWA (2020a): Rahmenkonzeption Monitoring, Teil B, Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen, Arbeitspapier IV.3, Konzeption für Biota-Untersuchungen zur Überwachung von Umweltqualitätsnormen nach der Verordnung zum Schutz von Oberflächengewässern vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373). - Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Ausschuss Oberirdische Gewässer und Küstengewässer (AO), Ausarbeitung des LAWa-AO-Expertenkreises „Stoffe“, Stand: 14.02.2020, 11 S.
- LAWA (2020b): Anhang 2 der Handlungsanleitung für ein harmonisiertes Vorgehen bei der Einstufung des chemischen Zustands der Oberflächenwasserkörper, Steckbriefe der relevanten und neu geregelten Stoffe nach Anlage 8 OGWV 2016. - Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Ausschuss Oberirdische Gewässer und Küstengewässer (AO), Stand: Mai 2020, 118 S.
- LAWA (2023): Rahmenkonzeption Monitoring, Teil B, Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen, Arbeitspapier IV.2, Empfehlung zur langfristigen Trendermittlung nach der Verordnung zum Schutz von Oberflächengewässern vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373). - Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Ausschuss Oberirdische Gewässer und Küstengewässer (AO), Ausarbeitung des LAWa-AO-Expertenkreises „Stoffe“, Stand: 05.06.2023, 17 S.
- LAWA, LAI & LABO (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.
- 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 (Fortbeschreibung 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): 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 (2012b): 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): Schadstoffuntersuchungen in Oberflächengewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Zeitraum 2007-2011, Schadstoffe zur Bewertung des ökologischen Zustands gemäß Oberflächengewässerverordnung (OGewV). - Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Güstrow, 76 S.
- 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.
- LUNG M-V (2024): Monitoringkonzept 2022-2027. - Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG M-V), Güstrow, Manuskript in Bearbeitung.
- OGewV (2016): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV) vom 20.06.2016, BGBl. I S. 1373.
- RADERMACHER, G., FLIEDNER, A. & RÜDEL, H. (2019): Konzept zur Implementierung der neuen Umweltqualitätsnormen für prioritäre Stoffe in Fischen (Richtlinie 2013/39/EU). - TEXTE 96/2019, Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau, 182 S.
- Richtlinie 79/117/EWG des Rates vom 21. Dezember 1978 über das Verbot des Inverkehrbringens und der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln, die bestimmte Wirkstoffe enthalten. – Abl. Der Europäischen Gemeinschaft L33, 36-40.
- 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 (Wasserrahmenrichtlinie, WRRL). - Abl. der Europäischen Union L327, 1-72.
- Richtlinie 2003/11/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 6. Februar 2003 zur 24. Änderung der Richtlinie 76/769/EWG des Rates über Beschränkungen des Inverkehrbringens und der Verwendung gewisser gefährlicher Stoffe und Zubereitungen (Pentabromdiphenylether, Octabromdiphenylether). – Abl. Der Europäischen Union L42, 45-46.
- Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie, MSRL) - Abl. der Europäischen Union, L 164, 19-40.
- 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 Parlamentes und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritärer 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 – Institut für Molekularbiologie und Angewandte Ökologie, 114 S.
- TETTENBORN, F. & HILLENBRAND, T. (2014): Neue prioritäre/prioritär gefährliche Stoffe der Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rates – Stoffdatenblätter. - Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung (ISI) Im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA), 99 S.
- UBA (2016): Häufige Fragen zu Quecksilber. - Umweltbundesamt (UBA), Stand 04.05.2016, <https://www.umweltbundesamt.de/themen/gesundheit/umwelteinfluesse-auf-den-menschen/chemische-stoffe/haeufige-fragen-zu-quecksilber>, (abgerufen am 19.09.2023).
- UBA (Hrsg.) (2017a): Evaluierung von Monitoringdaten zu POPs, POP-Kandidaten und Ersatzstoffen zur Aufklärung von Ursachen, Pfaden und Trends der Umweltbelastung. - TEXTE 65/2017, Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau, 287 S.
- UBA (Hrsg.) (2017b): Nationaler Durchführungsplan der Bundesrepublik Deutschland zum Stockholmer Übereinkommen. – TEXTE 84/2017, Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau, 108 S.
- UBA (2017c): Gewässer in Deutschland: Zustand und Bewertung. - Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau, 128 S.
- UBA (Hrsg.) (2018): Dioxine und dioxinähnliche PCB in Umwelt und Nahrungsketten. – Hintergrund/Oktober 2018, Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau, 44 S.
- UBA (Hrsg.) (2021): Polychlorierte Dibenzodioxine und -furane (PCDD/F) und polychlorierte Biphenyle (PCB) in der Außenluft und Deposition im ländlichen Hintergrund von Deutschland, Abschlussbericht. - TEXTE 75/2021, Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau, 188 S.
- UBA (Hrsg.) (2022): Zusatzbericht zu dem nationalen Durchführungsplan der Bundesrepublik Deutschland zum Stockholmer Übereinkommen 2020. - TEXTE 43/2022, Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau, 92 S.
- UNEP (2019): Global Mercury Assessment 2018. – UN Environment Programme, Chemicals and Health Branch Geneva, Switzerland, p. 59.
- 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.
- Verordnung (EG) 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 (EU) 757/2010 der Kommission vom 24. August 2010 zur Änderung der Verordnung (EG) 850/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates über persistente organische Schadstoffe hinsichtlich der Anhänge I und III. – Abl. der Europäischen Union L 223, 29-36.
- Verordnung (EU) 519/2012 der Kommission vom 19. Juni 2012 zur Änderung der Verordnung (EG) 850/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates über persistente organische Schadstoffe hinsichtlich des Anhangs I. – Abl. der Europäischen Union L 159, 1-4.
- Verordnung (EU) 2016/293 der Kommission vom 1. März 2016 zur Änderung der Verordnung (EG) 850/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates über persistente organische Schadstoffe hinsichtlich des Anhangs I. – Abl. der Europäischen Union L 55, 4-8.
- Verordnung (EU) 2019/1021 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. Juni 2019 über persistente organische Schadstoffe (Nezfassung). – Abl. der Europäischen Union L 169, 45-77.
- Verordnung (EU) 2023/915 der Kommission vom 25. April 2023 über Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln und zur Aufhebung der Verordnung (EG) 1881/2006. - Abl. der Europäischen Union L 119, 103-157.
- 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.

Anhang

Anhang 1: Liste der im Rahmen des Monitorings von Schadstoffen in Fischen analysierten Stoffe

Metalle, Arsen und Methylquecksilber

Arsen
Blei
Cadmium
Chrom
Kupfer
Nickel
Zink
Quecksilber
Methylquecksilber

Organochlorpestizide

Pentachlorbenzol (PeCB)
Hexachlorbenzol (HCB)
Hexachlorbutadien (HCBD)
Dicofol
Heptachlor
cis-Heptachlorepoxid
trans-Heptachlorepoxid
 α -Hexachlorcyclohexan
 β -Hexachlorcyclohexan
 γ -Hexachlorcyclohexan (Lindan)
2,4-DDD
4,4-DDD
2,4-DDE
4,4-DDE
2,4-DDT
4,4-DDT

Polybromierte Diphenylether (PBDE)

BDE 28
BDE 47
BDE 66
BDE 85
BDE 99
BDE 100
BDE 153
BDE 154
BDE 183

Hexabromocyclododecan (HBCDD)

α -HBCDD
 β -HBCDD
 γ -HBCDD

Organische Zinnverbindungen

Monobutylzinn
Dibutylzinn
Tributylzinn
Tetrabutylzinn
Tricyclohexylzinn
Triphenylzinn
Monooctylzinn
Dioctylzinn

Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)

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)
Fluorotelomersulfonsäure (4:2 FTS)
Fluorotelomersulfonsäure (6:2 FTS)
Fluorotelomersulfonsäure (8:2 FTS)

Dioxin (PCDD, 7 Kongenere)

2,3,7,8-T4CDD
1,2,3,7,8-P5CDD
1,2,3,4,7,8-H6CDD
1,2,3,6,7,8-H6CDD
1,2,3,7,8,9-H6CDD
1,2,3,4,6,7,8-H7CDD
1,2,3,4,6,7,8,9-O8CDD

Furane (PCDF, 10 Kongenere)

2,3,7,8-T4CDF
1,2,3,7,8,-P5CDF
2,3,4,7,8,-P5CDF
1,2,3,4,7,8-H6CDF
1,2,3,6,7,8,-H6CDF
1,2,3,7,8,9-H6CDF
2,3,4,6,7,8-H6CDF
1,2,3,4,6,7,8-H7CDF
1,2,3,4,7,8,9-H7CDF
1,2,3,4,6,7,8,9-O8CDF

Dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle (dl-PCB, 12 Kongenere)

PCB 77
PCB 81
PCB 105
PCB 114
PCB 118
PCB 123
PCB 126
PCB 156
PCB 157
PCB 167
PCB 169
PCB 189

Nicht-dioxinähnliche polychlorierte Biphenyle (ndl-PCB)

PCB 28
PCB 52
PCB 101
PCB 138
PCB 153
PCB 180

