

NLWKN.  
Für Mensch und Umwelt.  
Für Niedersachsen.

## Schadstoffscreening in ausgewählten Gewebeproben aquatischer Spitzen- prädatoren aus Niedersachsen

Belastung und Vergleich der Ergebnisse mit bisherigen  
Biota-Untersuchungen in Fischen



Niedersachsen

## Zusammenfassung

Viele der im Wasser gelösten Schadstoffe haben das Potential sich in aquatischen Organismen anzureichern. Neben der direkten Aufnahme aus der umgebenden Wasserphase kann insbesondere Biomagnifikation, d. h. die Aufnahme belasteter Nahrung erheblich zur Anreicherung im Körper beitragen. Vor diesem Hintergrund führt der NLWKN, zusätzlich zum gesetzlich vorgeschriebenen Biota-Monitoring gemäß der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), an ausgewählten Messstellen regelmäßig ergänzende Schadstoffuntersuchungen in Fischen durch, um potentielle Gewässerbelastungen durch weitere bioakkumulierende Stoffe frühzeitig zu erkennen.

Ziel der hier vorgestellten Untersuchung war es, das bereits etablierte Biota-Monitoring einmalig auf Arten am Ende der aquatischen Nahrungskette (Fischfresser) auszuweiten. Um einen ersten Überblick bezüglich der allgemeinen Belastungssituation von Spitzenprädatoren mit stark aquatischem Bezug in Niedersachsen zu erhalten, wurden im Rahmen des Projektes exemplarisch zehn Gewebeproben (Muskel und Leber) von vier Tierarten (Fischotter, Hecht, Komoran, Nutria) auf ein umfangreiches Analytenspektrum von fast 1.000 Schadstoffparametern untersucht und den bisherigen Ergebnissen der regulären Fischuntersuchungen gegenübergestellt.

Bei gleichzeitiger Betrachtung aller Proben konnten mehr als 100 verschiedene Einzelverbindungen oberhalb der analytischen Bestimmungsgrenze nachgewiesen werden. Im Einklang mit anderen Studien wiesen die Prädatoren, insbesondere die Fischotter, gegenüber der pflanzenfressenden Nutria (und den bisher untersuchten Weißfischen) für die meisten der nachgewiesenen Schadstoffe eine deutlich höhere Belastung auf. Die Gehalte in den Lebern lagen, über alle untersuchten Arten hinweg, i. d. R. über denen des Muskelgewebes. Bei vielen der nachgewiesenen Substanzen handelt es sich um ubiquitäre Stoffe, die auch im vorangegangenen Fischmonitoring auffällig waren und von denen einige durch Umweltqualitätsnormen (UQN) bereits gesetzlich geregelt sind oder für eine Neuregelung vorgesehen sind. Vor allem für Quecksilber/-verbindungen (Hg/MeHg), polybromierte Diphenylether (BDE), Heptachlor/-epoxid, per- und polyfluorierte Alkylverbindungen (PFAS) sowie Dioxinverbindungen (PCDD/F+dl-PCB) werden die derzeit gültigen bzw. neu vorgeschlagenen UQN teils um mehrere Größenordnungen überschritten. Durch die absehbare Verschärfung einiger UQN im Rahmen der anstehenden Neuregelung ist auch zukünftig mit flächendeckenden UQN-Überschreitungen und somit einer langfristigen Nichterreicherung des guten chemischen Gewässerzustands nach WRRL zu rechnen. Unter den bisher (in Biota) noch nicht oder nur teilweise gesetzlich geregelten Stoffen stechen v. a. die PFAS, die Antikoagulantien (Rodentizide) sowie einige einzelne Pestizide in den Leberproben hervor.

Trotz der relativ geringen Anzahl an untersuchten Proben bzw. Tieren konnten wichtige Erkenntnisse, insbesondere hinsichtlich des erwartbaren, allgemeinen Belastungsniveaus von aquatischen Spitzenprädatoren in Niedersachsen und bzgl. der Priorisierung und Relevanz bestimmter Schadstoffe, gewonnen werden. Diese Erfahrungen sind für die Konzeption zukünftiger Monitoringprogramme von großem Nutzen. So wäre neben der Anpassung des zu untersuchenden Stoffspektrums v. a. die zusätzliche Berücksichtigung mindestens einer Prädatorenart, vorzugsweise Fischotter, im regulären Monitoringprogramm ratsam, um potentielle Umweltrisiken frühzeitig zu erkennen.

# Inhaltsverzeichnis

<b>1. Motivation und Veranlassung</b> .....	<b>1</b>
<b>2. Verwendete Methodik</b> .....	<b>1</b>
2.1 Probenahme .....	1
2.2 Stoffauswahl und Analytik .....	2
<b>3. Ergebnisse und Diskussion</b> .....	<b>2</b>
3.1 Allgemeiner Ergebnisüberblick .....	2
3.2 Analysenergebnisse der gesetzlich geregelten bzw. für eine Neuregelung vorgesehene Stoffe .....	3
3.3 Analysenergebnisse nicht in Biota geregelter bzw. „ungeregelter“ Stoffe nach Stoffgruppen .....	5
3.3.1. <i>Elemente</i> .....	5
3.3.2. <i>Per- und polyfluorierte Alkylverbindungen (PFAS)</i> .....	5
3.3.3. <i>Pestizide (Pflanzenschutzmittel und Biozide)</i> .....	5
3.3.4. <i>Antikoagulantien (Rodentizide)</i> .....	8
3.3.5. <i>Weitere Stoffe mit vereinzelt positiven Befunden</i> .....	8
<b>4. Fazit und Ausblick</b> .....	<b>8</b>
<b>Anlagen</b> .....	<b>9</b>
<b>Literatur</b> .....	<b>10</b>

# 1. Motivation und Veranlassung

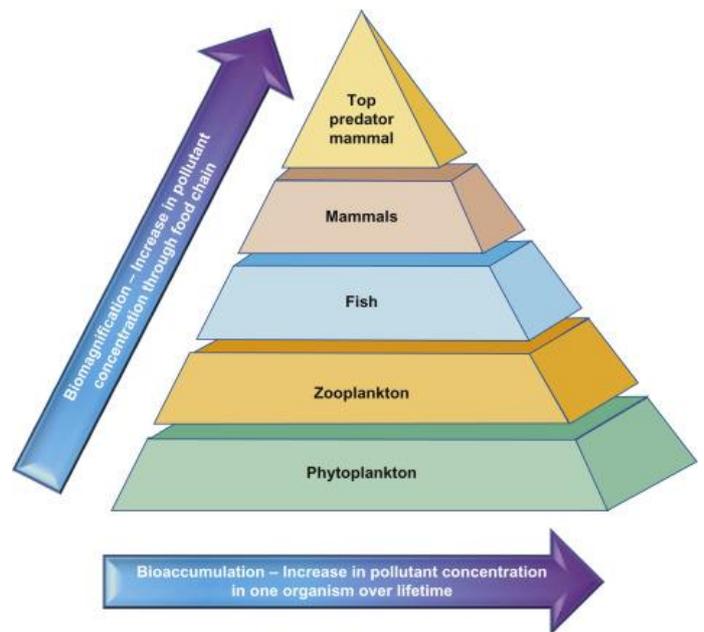
Viele der im Wasser nachweisbaren Schadstoffe haben das Potential sich in aquatischen Organismen anzureichern (Bioakkumulation). Sogenannte Biota-Untersuchungen, also chemische Untersuchungen in tierischen Matrices, sind daher inzwischen zu einem festen Bestandteil der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000) geworden und haben sich als wichtiges Instrument der Gewässerüberwachung etabliert (Steffen 2007; Steffen 2016).

Vor diesem Hintergrund führt der NLWKN, zusätzlich zum gesetzlich vorgeschriebenen Biota-Monitoring in Fischen bzw. Muscheln/Krebstieren nach WRRL, seit mehr als 15 Jahren, im Rahmen eines bundesweit einzigartigen Sondermessprogramms, umfangreiche Untersuchungen in Weißfischen und Aalen durch, um potentielle Gewässerbelastungen durch weitere bioakkumulierende Stoffe frühzeitig zu erkennen (Schaffer und Schmid, 2018). Zu diesem Zweck werden in einem Turnus von zwei Jahren regelmäßig diverse Schadstoffgruppen, darunter u. a. Pestizide, PFAS, Weichmacher, Flammschutzmittel, polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Zinnorganika, Dioxine und Elemente, in Biota-Proben von ausgewählten Messstellen aus fünf größeren niedersächsischen Flussgebieten (Aller, Elbe, Ems, Weser, Vechte) chemisch untersucht.

Da bekannt ist, dass sich viele Schadstoffe, neben der direkten Aufnahme über die Haut oder Kiemen aus der umgebenden Wasserphase (Biokonzentration), v. a. über die Aufnahme belasteter Nahrung in Organismen anreichern (Biomagnifikation) sind die höchsten Messwerte für viele bioakkumulierende Stoffe entsprechend am Ende der Nahrungskette bzw. an der Spitze der Nahrungspyramide zu erwarten (Abb. 1). Dieser Umstand wird z. B. auch durch die bereits gesetzlich verbindlich zu überprüfenden Biota-Umweltqualitätsnormen (UQN) für Quecksilber (Hg), Dicofol, Hexachlorbutadien (HCBd) und Hexabromcyclododecan (HBCDD), die für das Schutzgut „Sekundärvergiftung von Spitzenprädatoren (Wildtiere)“ abgeleitet wurden, berücksichtigt.

Ziel des hier vorgestellten Projektes war die einmalige Ausweitung des oben erwähnten und bereits etablierten „Fisch“-Sondermessprogramms auf fischfressende Arten (Piscivore) - somit auf Arten aus einer höheren trophischen Ebene, um einen ersten gewässerübergreifenden Überblick bezüglich der allgemeinen bzw. erwartbaren Belastungssituation in aquatischen Prädatoren (Beutegreifer) aus Niedersachsen zu erhalten. Zur besseren Einordnung der Ergebnisse wurde zusätzlich eine pflanzenfressende Art (Herbivor) mit entsprechend niedriger Trophiestufe (Primärkonsument) in die Untersuchungen einbezogen.

Um eine größtmögliche Vergleichbarkeit der Belastungsniveaus zu gewährleisten, wurden die bisher genutzten bzw. identischen, weit über die gesetzlichen Anforderungen durch die WRRL hinausgehenden Analysemethoden für Fisch genutzt. Exemplarisch wurden insgesamt zehn Gewebeproben (Muskel und Leber) von vier Tierarten auf ein sehr breites Spektrum von fast 1.000 Stoffen analysiert. Die Ergebnisse lassen zwar nur beschränkte Aussagen zur Belastung in einzelnen Gewässern/Regionen zu, vermitteln aber dennoch ein erstes repräsentatives Bild darüber, in welcher Größenordnung das allgemeine Belastungsniveau dieser Tierarten im gesamten Land liegen dürfte und welche Stoffe zukünftig oder weiterhin eine besondere Aufmerksamkeit im Rahmen des Gewässermonitorings erfahren sollten.



**Abbildung 1: Nahrungspyramide mit vereinfachter Darstellung der Schadstoffanreicherung über trophischen Transfer sowie die Zeit (Popek, 2017).**

## 2. Verwendete Methodik

### 2.1 Probenahme

Da es sich teilweise um streng geschützte Tierarten handelt und/oder diese i. d. R. nur mit einem sehr hohem Aufwand beigebracht werden können, ist die Beschaffung geeigneten Probenmaterials nicht trivial. Aus diesem Grund und um die Eingriffe in den Naturhaushalt möglichst zu minimieren wurden Synergien zu anderen Monitoringprogrammen (z. B. Totfunde aus dem Ottermonitoring) genutzt. Der NLWKN wurde daher bei der Probenahme, Probenvorbereitung und Analytik z. T. durch andere Behörden und Forschungseinrichtungen unterstützt und hätte ohne die Expertise und Zusammenarbeit mit dem Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung (ITAW) der Tierärztlichen Hochschule Hannover (TiHo) in Verbindung mit dem Otter-Zentrum Hankensbüttel, dem Referat G3 (Biochemie, Öko-

toxikologie) an der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) sowie dem Dezernat Binnenfischerei des Nieder-sächsischen Landesamts für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (LAVES) nicht in dieser Form durchgeführt werden können.

Aufgrund des Aufwands, der hohen Analysenkosten und den begrenzten Erfahrungswerten mit diesen Tierarten wurden die Untersuchungen in dieser Studie auf insgesamt zehn Gewebeproben (jeweils Muskel und Leber) von fünf Einzeltieren limitiert (Tab. 1).

**Tabelle 1: Probenübersicht: Parallele Untersuchung jeweils einer Muskel- sowie einer Leberprobe pro Tier.**

Tierart	Herkunft	Biometrie
Nutria	Südheide/ Aschauteiche	Adult (♂)
Fischotter 1	Lengenbostel (Totfund)	Subadult* (♂)
Fischotter 2	Vechta (Totfund)	Subadult, ca. 1 Jahr* (♂)
Hecht	Aller/ Verden	5-6 Jahre <sup>#</sup> (63 cm)
Kormoran	Leine/ Wülfinger Teiche	Subadult (♂)

\* Vorläufige Altersbestimmung bzw. *ad hoc*-Einschätzung  
<sup>#</sup> Altersabschätzung auf Basis der Körperlänge nach Rypel, 2012

Auf eine Erstellung von Misch- bzw. Poolproben der jeweils gleichen Tierart wurde zunächst bewusst verzichtet. Alle Proben stammen aus dem Zeitraum August bis November 2023, wurden unmittelbar nach der Entnahme tiefgefroren und bis zur chemischen Analyse, mit kurzen Unterbrechungen zum Zwecke der Probenvorbereitung (Sektion, Homogenisierung), bei -21°C in Aluminium-Papier bzw. in blindwertfreien Zentrifugenröhrchen aus Polypropylen (PP) gelagert.

## 2.2 Stoffauswahl und Analytik

Das untersuchte Analytenspektrum orientierte sich an der aktuellen Stoffauswahl des bestehenden Biota-Sondermessprogramms des NLWKN in Fischen und wurde nur in den Leberproben durch neun zusätzliche Analyten aus der Stoffgruppe der Antikoagulantien (Blutgerinnungshemmer) ergänzt. Insgesamt ergeben sich auf diese Weise pro Probe bis zu mehr als 960 untersuchte Einzelparameter, welche einer Vielzahl unterschiedlicher Schadstoffgruppen zugeordnet werden können.

Die Untersuchung aller Parameter, mit Ausnahme der Antikoagulantien, erfolgte durch ein akkreditiertes, externes Auftragslabor. Insgesamt kamen mehr als 20 genormte oder

hausinterne Probenvorbereitungs- und Analysenverfahren aus dem Bereich der Lebensmittelanalytik zur Anwendung.

Die Analyse der Leberproben auf Rückstände von Antikoagulantien erfolgte mit einer, an der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) entwickelten und validierten Methode (Regnery *et al.*, 2019a; Regnery *et al.*, 2024a; Regnery *et al.*; 2024b) auf Basis von QuEChERS und nachgeschalteter Flüssigkeitschromatographie gekoppelt mit Tandem-Massenspektrometrie (HPLC-MS/MS).

Die vollständige Liste aller im Untersuchungsumfang enthaltenen Analyten inklusive der analytischen Bestimmungsgrenzen (BG) befindet sich in der [Anlage](#).

## 3. Ergebnisse und Diskussion

### 3.1 Allgemeiner Ergebnisüberblick

Insgesamt konnten etwas mehr als 100 Einzelverbindungen in den Proben oberhalb der jeweiligen BG nachgewiesen werden, d. h. nur ca. 10 % der untersuchten Analyten konnten in mindestens einer Probe gefunden werden. Viele dieser Stoffe zählen zu den sogenannten ubiquitären Stoffen, die überall in der Umwelt verteilt sind und entsprechend in fast allen Kompartimenten nachgewiesen werden können.



**Abbildung 2: Fischfressender Fischotter in einem Zoo.**

Erwartungsgemäß weisen die piscivoren Prädatoren (Fischfresser) gegenüber der herbivoren Nutria (Pflanzenfresser) für die meisten der nachgewiesenen Schadstoffe eine deutlich höhere Belastung auf. Die bisherigen Ergebnisse der regulären Biota-Untersuchungen mit Fischen (Schaffer und Schmid, 2018) fügen sich gut in dieses Bild ein. Weißfische zeigen im Allgemeinen, d. h. ohne die Betrachtung von Hotspots oder bestimmter Gewässer, zwar etwas höhere Schadstoffgehalte als die Nutria, liegen jedoch meist unter denen der Prädatoren. Die ebenfalls regelmäßig untersuchten Aale weisen hingegen, aufgrund ihres sehr hohen Fettgehalts und teilweise räuberischen Lebensweise, für viele Stoffe eine erhöhte Schadstoffbelastung, tendenziell eher vergleichbar

mit denen der Prädatoren, auf. Unter den Prädatoren zeigen die Fischotter für die meisten Schadstoffgruppen die höchsten Belastungen auf.

Die Konzentrationsniveaus in den Lebern lagen, über alle untersuchten Arten hinweg, i. d. R. über denen des Muskelgewebes. Dies hängt neben dem häufig etwas höheren Fett-, Blut- und Proteingehalt v. a. mit der Funktion der Leber zusammen, da diese bei Wirbeltieren das zentrale Stoffwechselorgan für die Biotransformation (Abbau und Entgiftung) v. a. lipophiler (fettlöslicher) Stoffe sowie für die Synthese von Bluteiweißen darstellt. Viele schwer abbaubare Stoffe reichern sich folglich in der Leber (über die Zeit) in besonderem Maße an. Aufgrund der sehr geringen Stichprobengröße können jedoch keine Aussagen zum Zusammenhang mit wichtigen Einflussfaktoren wie dem Tieralter, welches den Expositionszeitraum maßgeblich bestimmt, oder dem Geschlecht getroffen werden.

Bei den nicht nachweisbaren bzw. quantifizierbaren Stoffen/Stoffgruppen handelt es sich meist um Verbindungen, die auch in vorangegangenen Biota-Monitoringkampagnen des NLWKN auf der Basis von Fischen bislang ohne Auffälligkeiten waren und deshalb hier nicht weiter betrachtet bzw. diskutiert werden sollen:

- Alkylphenole
- Alkylphenoethoxyolate
- Phosphorbasierte Flammschutzmittel
- Chlorparaffine
- Diverse Weichmacher (u. a. Phthalate, Adipate)

Ebenso konnte trotz der Vielzahl an untersuchten Wirkstoffen (und Metaboliten) mit der Substanz Tembotrion nur ein aktuell zugelassenes Pflanzenschutzmittel in den Proben nachgewiesen werden (siehe Kap. 3.3.3).

Aufgrund der bei einigen Stoffen verhältnismäßig hohen BG und der oftmals noch andauernden und weitverbreiteten Nutzung (v. a. bei bestimmten Flammschutzmitteln und Weichmachern) kann – trotz fehlenden Nachweises - eine mögliche Bioakkumulation bzw. ein potentielles Risiko für die Umwelt durch diese Stoffe nicht gänzlich ausgeschlossen werden.

In den folgenden Unterkapiteln werden die wesentlichen Positivbefunde zusammengefasst (s. a. [Anlage](#)) und nach Stoffgruppen bzw. anhand der ggf. vorhandenen gesetzlichen Bewertungsgrundlagen diskutiert.

### 3.2 Analysenergebnisse der gesetzlich geregelten bzw. für eine Neuregelung vorgesehene Stoffe

In der EG-WRRL (WRRL, 2000) bzw. in deren Tochterraichtlinie über Umweltqualitätsnormen (UQN-RL, 2013) sind derzeit elf Schadstoffe bzw. -gruppen unionsweit in der Matrix

Biota gesetzlich geregelt und mit der Oberflächengewässerverordnung (OGewV, 2016) in nationales Recht umgesetzt. Als Bewertungskriterium dienen hierbei sogenannte Umweltqualitätsnormen (UQN), bei deren Überschreitung negative Effekte auf das Ökosystem oder die Humangesundheit nicht mehr mit Sicherheit ausgeschlossen werden können. Derzeit findet zudem eine Revision der WRRL bzw. der UQN-RL statt, welche eine Erweiterung des Stoffspektrums und einige Anpassungen hinsichtlich der derzeit gültigen UQN zur Folge haben wird (KOM, 2022). Die gesetzlich geregelten Stoffe sind mit Ihren derzeit gültigen sowie den aktuell diskutierten UQN in Tabelle 2 aufgeführt und sollen in diesem Kapitel separat diskutiert werden.

**Tabelle 2: Übersicht der derzeit gültigen (OGewV, 2016) und neu vorgeschlagenen UQN (KOM, 2022) in Biota**

Stoffname	UQN µg/kg	UQN-V <sub>(neu)</sub> µg/kg
Bromierte Diphenylether (BDE) <sup>u</sup>	0,0085	0,00028
Fluoranthen <sup>1, u</sup>	30	6,1
Hexachlorbenzol (HCB)	10	1 / 8*
Hexachlorbutadien (HCBd)	55	21
Quecksilber und Quecksilberverbindungen (Hg) <sup>u</sup>	20	11
Benzo[a]pyren (B[a]P) <sup>2, u</sup>	5	0,6
Dicofol	33	4,6 / 111*
Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) / PFAS <sup>3, u</sup>	9,1	0,077
Dioxine und dioxin-ähnliche Verbindungen (PCDD/F+dl-PCB) <sup>4, u</sup>	0,0065 (TEQ)	0,000035 (TEQ)
Hexabromcyclo-decan (HBCDD) <sup>u</sup>	167	3,5 / 90*
Heptachlor und Heptachlorepoxyd <sup>u</sup>	0,0067	0,013
Bisphenol-A <sup>1</sup>	-	0,025

\*Unterschiedliche UQN-Werte für Salzwasser- / Süßwasserfische  
<sup>1</sup> UQN gelten für Muscheln/Krebstiere  
<sup>2</sup> UQN gelten für Muscheln/Krebstiere; neue UQN als Summe der B[a]P-Äquivalente (8 PAK)  
<sup>3</sup> Neue UQN als Summe der PFOA-Äquivalente (24 PFAS)  
<sup>4</sup> UQN gelten für Fische/Muscheln/Krebstiere; beide UQN als Summe der Toxizitätsäquivalente nach WHO 2005 (29 Stoffe)  
<sup>u</sup> Ubiquitäre, persistente, bioakkumulierende Substanz (uPBT) gem. KOM, 2022

Es sei hier jedoch darauf hingewiesen, dass die Beurteilung der UQN-Einhaltung in Deutschland i. d. R. auf Basis von Befunden im Fischfilet (bei bestimmten Stoffen auch in Muscheln/Krebstieren oder bezogen auf „Ganzfisch“) und unter Berücksichtigung bestimmter Randbedingungen gemäß des *CIS Technical Guidance Documents 32* (KOM, 2014)

bzw. der LAWA-Rahmenkonzeption IV.3 (LAWA, 2020) erfolgt. Somit ist ein direkter Vergleich bzw. eine Bewertung anhand der UQN mit den hier vorgestellten Ergebnissen der Prädatoren nur eingeschränkt möglich.

Dies zeigt sich z. B. auch daran, dass neben der Beprobung nicht „LAWA-konformer“ Tier- und Gewebeatrten, auch die Ergebnisse für die PAK (z. B. Fluoranthren und Benzo[a]pyren) sowie den Weichmacher Bisphenol-A, nicht interpretiert werden sollten, obwohl diese vereinzelt nachweisbar waren. Die UQN für diese Stoffe ist in Wirbeltieren nicht sinnvoll anwendbar und muss daher in Muscheln und/oder Krebstieren überwacht werden. Hintergrund ist, dass diese Stoffgruppen von „höheren“ Tieren in der Leber rasch metabolisiert und die ggf. vereinzelt noch nachweisbaren Konzentrationen somit nicht aussagekräftig im Hinblick auf etwaige Belastungen im Gewässer sind.

Bei den meisten der Stoffe in Tabelle 2 mit Biota-UQN handelt es sich um sogenannte uPBT-Stoffe, d. h. um Stoffe die aufgrund ihrer ubiquitären (u) Verbreitung, Langlebigkeit (Persistenz - P), Neigung zur Bioakkumulation (B) und Giftigkeit (Toxizität - T), bei entsprechender Empfindlichkeit der Messverfahren, überall in der Umwelt nachweisbar sind und somit gleichzeitig ein hohes und langfristiges Umweltrisiko darstellen können.

Die Stoffgruppe der polybromierten Diphenylether (BDE) konnte in vielen der Proben, v.a. in Fischotter- und Hecht-Lebern nachgewiesen werden. Aufgrund der relativ hohen BG mit dem ca. 50 bis 100-fachen Wert der aktuellen UQN ist davon auszugehen, dass auch alle anderen Proben eine deutliche UQN-Überschreitung aufweisen dürften. Dies wird auch durch eigene und bundesweite Monitoringergebnisse bestätigt, weshalb derzeit alle Wasserkörper in Deutschland den guten chemischen Zustand nach WRRL verfehlen (LAWA, 2019) und aufgrund der absehbaren UQN-Verschärfung weiterhin deutlich verfehlen werden.

Ähnliches gilt für Quecksilber und Quecksilberverbindungen (Hg) - deren UQN in Fischen bundesweit ebenfalls nicht eingehalten wird - und folglich in allen Prädatoren-Proben oberhalb der UQN bestimmt werden konnten. Lediglich beim Hecht waren die Werte im Muskelgewebe höher als in der Leber. Dies deckt sich auch mit den Erfahrungen, insbesondere für Weißfische (Cypriniden) aus vorangegangenen Untersuchungen (Schaffer und Schmid, 2018). Interessant ist zudem, dass der Anteil des hochtoxischen Methyl-Hg am Gesamt-Hg mit im Mittel 84,5 % in der Leber bzw. 44,6 % im Muskelgewebe relativ konstant ist und keine größeren interspezifischen Unterschiede zu beobachten sind. Dies deutet darauf hin bzw. bestätigt die Annahme, dass die Biomethylierung des anorganischen Hg schon im Gewässer-/sediment durch anaerobe Mikroorganismen (Ullrich *et al.*, 2001) und somit bereits vor der Aufnahme über die Nahrungskette erfolgt. Einzig bei der semiaquatisch lebenden und herbivoren Nutria konnten keine Quecksilberrückstände oberhalb der BG nachgewiesen werden.

Die dritte ubiquitäre Stoffgruppe, welche ebenfalls durch häufige UQN-Überschreitungen auffällt und sich die Ergebnisse mit denen der regulären Untersuchungen gleichen, ist Heptachlor bzw. Heptachlorepoxid. Insbesondere das *cis*-Isoomer des Heptachlorepoxids kann – sofern die Analyseverfahren empfindlich genug sind - in den meisten Biota-Proben oberhalb der UQN nachgewiesen werden. Eine Ausnahme bildet hier erneut die Nutria. Die zukünftig geplante, leichte Anhebung der UQN könnte folglich zu etwas weniger Überschreitungen führen, da sich landesweit die Messwerte für Fische oftmals genau in der Größenordnung um 0,01 µg/kg bewegen.

Die UQN für Dioxine und dioxinähnliche Verbindungen (d. h. polychlorierte Dibenzodioxine, Dibenzofurane und bestimmte Biphenyle) wird in der WRRL als gewichtete Summe „WHO-PCDD/F-PCB-TEQ 2005 (ohne BG)“ der Toxizitätsäquivalente TEQ von 29 besonders giftigen und langlebigen Einzelsubstanzen überprüft (BfR, 2006). Die derzeit gültige UQN wird in den Lebern aller Prädatoren-Proben, v. a. in den Fischottern, z. T. deutlich überschritten, wohingegen die Muskelgewebeproben nur beim Kormoran eine Überschreitung aufweisen. Dies liegt an der etwas höheren Belastung mit den PCB-Kongeneren 126 und 169, welche im Vergleich zu den anderen Verbindungen sehr hohe Toxizitätsäquivalenzfaktoren, d. h. eine höhere relative Giftigkeit, aufweisen. Dies gilt auch für die deutlich höhere TEQ-Belastung der Fischotter-Lebern im Vergleich zum Hecht, obwohl in dessen Leber – absolut betrachtet - ein höherer Gehalt an dl-PCB enthalten war. Bei Berücksichtigung der neuen, um Faktor 186 deutlich niedrigeren UQN würden alle Proben, außer die Muskelprobe der Nutria, eine deutliche Überschreitung aufweisen. Aufgrund der ubiquitären Verbreitung der Dioxine sind folglich in Zukunft flächendeckende Überschreitungen auch in (fast) allen Fischproben zu erwarten.

Hinsichtlich weiterer Positivbefunde bereits geregelter Stoffe oberhalb der UQN fallen die Stoffe Hexachlorbenzol (HCB) und Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) auf, welche in beiden Fischotter-Lebern die jeweils aktuell gültige UQN zum Teil deutlich überschreiten. In den Muskelproben der Fischotter werden die aktuellen UQN jedoch eingehalten, was zum einen die deutlich geringere Akkumulation in dieser Matrix aufzeigt aber zum anderen auch erklärt, weshalb die UQN nach aktueller Bewertungsgrundlage (Fischfilet) in vielen Gewässern nicht überschritten werden. Eine detaillierte Auswertung zu den Per- und polyfluorierten Alkylverbindungen (PFAS), zu denen auch PFOS zählt, gerade auch im Hinblick auf die geplante Neuregelung, befindet sich im Kapitel 3.3.2.

Die verbleibenden drei, gesetzlich bereits geregelten Stoffe Dicofol, HCBd und HBCDD besitzen eine vergleichsweise hohe UQN, deren Überschreitung i. d. R. nicht zu besorgen ist. Wie in vorangegangenen Studien mit Fischen konnten diese Stoffe selbst in den Prädatoren-Proben nicht nachgewiesen werden.

### 3.3 Analyseergebnisse nicht in Biota geregelter bzw. „ungeregelter“ Stoffe nach Stoffgruppen

In den folgenden Unterkapiteln werden die wesentlichen Ergebnisse weiterer in den Proben nachgewiesener Substanzen zusammengefasst und stoffgruppenweise diskutiert.

#### 3.3.1. Elemente

Mit Ausnahme von Hg, welches in Kapitel 3.2 bereits diskutiert wurde, weisen die Gehalte der übrigen zwölf untersuchten Elemente keine besonderen Auffälligkeiten auf. Neben den essentiellen Spurenelementen Kupfer (Cu), Selen (Se) und Zink (Zn), welche in fast allen Proben bestimmt werden konnten, wurden Cadmium (Cd), Arsen (As), Blei (Pb) und Chrom (Cr) v. a. in Leberproben oberhalb der BG nachgewiesen. Silber (Ag), Beryllium (Be), Kobalt (Co), Nickel (Ni) und Thallium (Tl) konnten in keiner Probe gefunden werden. Diese Ergebnisse überraschen kaum, da Metalle oft einen geogenen Ursprung haben und in den Gebieten aus denen die Proben stammen (Tab. 1) keine Schwermetallproblematik bekannt ist. Darüber hinaus reichern sich einige der o. g. Schwermetalle bevorzugt in anderen Gewebestrukturen/Organen (z. B. Pb im Knochengewebe oder Cd in der Niere) an, welche hier jedoch nicht mituntersucht wurden.

#### 3.3.2. Per- und polyfluorierte Alkylverbindungen (PFAS)

PFAS stellen eine, mit mehr als 10.000 Einzelsubstanzen, sehr große und aktuell sehr stark im öffentlich Fokus stehende Stoffgruppe dar (BMUV, 2025), deren Vertreter in vielen Umweltkompartimenten und selbst in anthropogen, vermeintlich unbeeinflussten Regionen (z. B. Polargebiete, Hochgebirge, Tiefsee) ubiquitär nachgewiesen werden können (UBA, 2025; Kontchou, 2025). Weitere allgemeine Informationen des NLWKN zur Stoffgruppe der PFAS sowie detaillierte Untersuchungsergebnisse aus einem Sonderprojekt zum Vorkommen von per- und polyfluorierten Alkylsubstanzen (PFAS) in den Sedimenten niedersächsischer Gewässer finden sich in Nödler *et al.*, 2021.

In den Biota-Proben wurden insgesamt 28 PFAS (Tab. 3) untersucht, darunter 13 Carbonsäuren (PFCA, mit Kettenlängen C4-C18), zehn Sulfonsäuren (PFSA, mit Kettenlängen C4-C13) sowie fünf Vorläuferverbindungen (Präkursoren). 19 der von dieser Studie erfassten Stoffe sind auch im Rahmen der Neuregelung von insgesamt 24 PFAS in der UQN-RL vorgesehen (Stoffe mit RPF in Tab. 3).

23 der 28 Verbindungen konnten in mindestens einer Probe nachgewiesen werden. Einzig in der Muskelgewebeprobe der Nutria waren alle Werte <BG. Die mit Abstand höchsten PFAS-Belastungen konnten in den Fischotter-Lebern nachgewiesen werden (Abb. 3 oben). Durch vorangegangene Studien und Projekte ist bereits gut dokumentiert, dass sich PFAS v. a. im Lebergewebe anreichern (Müller *et al.*, 2011; Greaves *et al.*, 2012; Faxneld *et al.*, 2014) und bei Fleisch-

fressern (Carnivore), insbesondere bei Fischottern, die höchsten PFAS-Gehalte zu erwarten sind (Androulakis *et al.*, 2022; Guckert *et al.*, 2023).

Bemerkenswert ist zudem, dass in den belasteten Proben 38 % (Nutria) bis 80 % (Kormoran) der absoluten PFAS-Gesamtbelastung allein auf den seit 2006 verbotenen Einzelstoff PFOS zurückgeführt werden kann (Abb. 3 unten). Auch dies ist im Einklang mit den o. g. Studien und eigenen Messungen in Fischen. Die relativen Anteile der PFAS in Muskel- und Lebergewebe unterscheiden sich kaum. Aufgrund des verhältnismäßig hohen relativen Potenz-Faktors (RPF) von 2 ist PFOS mit 17 % bis 76 % an der Gesamtoxizität (ausgedrückt als PFOA-Äquivalente) ebenfalls die dominierende Komponente. Als weitere Substanzen scheinen v. a. die mittel- bis langkettigen Carbonsäuren (C7-C14) sowie die Sulfonsäure PFHxS von größerer Relevanz zu sein. Die kurzkettigen Verbindungen (<C6) sind zwar häufig im Wasser nachweisbar, reichern sich jedoch aufgrund ihrer höheren Polarität nicht so stark in Biota an. Unter den fünf untersuchten Präkursoren zeigte v. a. das PFOS-Ersatzprodukt 6:2-FTS (bzw. H<sub>4</sub>PFOS) Befunde in mehreren Proben (Lebern von Fischottern und Hecht). Im Rahmen des regulären Messprogramms konnte dieser Stoff in Proben aus der Elbe, d. h. in Brassen- und Aal-Lebern, ebenfalls bereits in einer ähnlichen oder sogar etwas höheren Größenordnung bestimmt werden.

Werden die Gehalte mit Hilfe des RPF-Ansatzes auf PFOA-Äquivalente umgerechnet und mit der neu vorgeschlagenen UQN verglichen, ergeben sich bereits - obwohl nur 19 der 24 PFAS überprüft werden konnten - Überschreitungsfaktoren im Bereich vom 12- (Nutria-Leber) bis zum 6755-fachen (Fischotter-Leber) der neu vorgeschlagenen UQN (Tab. 2). Diese massiven Überschreitungen zeigen sich auch in den bereits vorliegenden Daten in Weißfischen und bestätigen, neben der hohen Umweltrelevanz und ubiquitären Verbreitung der PFAS, dass nach der Neuregelung flächendeckende UQN-Überschreitungen für PFAS in Biota zu besorgen sind.

#### 3.3.3. Pestizide (Pflanzenschutzmittel und Biozide)

Trotz der mehr als 700 untersuchten Pestizid-Parameter (Wirkstoffe und Metaboliten) konnten nur verhältnismäßig wenige Einzelstoffe nachgewiesen werden.

Neben Heptachlorepoxyd und Hexachlorbenzol (Kap. 3.2), konnten die DDT-Abbauprodukte *p,p*-DDE (in allen Prädatoren-Proben) und vereinzelt *p,p*-DDD sowie das Chlordan-Abbauprodukt Oxychlordan aus der Gruppe der „klassischen“ und hochtoxischen Organochlorpestizide oberhalb der BG nachgewiesen werden. Die dazugehörigen Wirkstoffe als Muttersubstanzen sind seit den 1970er Jahren in (West-) Deutschland verboten.

Das bis um die Jahrtausendwende ebenfalls als Pestizid eingesetzte Zinnorganikum Triphenylzinn (TPT) sowie die Abbauprodukte des mittlerweile ebenfalls verbotenen Anti-fouling-Wirkstoffs (Biozid) Tributylzinn (TBT) Mono- (MBT)

und Dibutylzinn (DBT) konnten in den Prädatoren-Lebern, v. a. in der Hecht-Leber, nachgewiesen werden. MBT und DBT kommen zwar auch als Kunststoffstabilisatoren in PVC oder in Katalysatoren zur Anwendung, da aber die Gewässerbelastung mit diesen Stoffen in der Vergangenheit sehr hoch war, kann davon ausgegangen werden, dass es sich auch bei diesen Stoffen, v. a. beim Hecht aus der Aller bei Verden, um „Altlasten“ aus den Gewässersedimenten handelt (Steffen 2006; Steffen 2009).

Als einziges, derzeit zugelassenes Pflanzenschutzmittel konnte das Mais-Herbizid Tembotrion in den Fischotter- und Hechtproben oberhalb der BG von 10 µg/kg nachgewiesen werden. Unveröffentlichte Daten von Aal-, Brassen- und Flunder-Lebern aus Westniedersachsen (Ems- und Vechte-Einzugsgebiet, Dollart) bestätigen die Befunde. Dies ist insbesondere deshalb beachtlich, da es sich bei Tembotrion um einen recht polaren Stoff handelt, bei dem i. d. R. keine größere Bioakkumulation zu erwarten wäre (USEPA, 2007; BVL, 2014; Dong *et al.*, 2023). Die Befunde in den Lebern könnten jedoch, ähnlich wie bei den PFAS (Kap. 3.3.2) und Antikoagulantien (Kap. 3.2.4) auf spezifische und somit vom Fettgehalt weitestgehend unabhängige Anreicherungsmechanismen, z. B. über die Bindung an Proteine oder spezifi-

sche Rezeptoren, hindeuten. Insbesondere die Trifluormethylgruppe (-CF<sub>3</sub>) in der Molekülstruktur, die üblicherweise eingeführt wird, um die Membrangängigkeit zu erhöhen (Mesquita *et al.*, 2020) und/oder die Sulfonylgruppe (-SO<sub>2</sub>-), welche aufgrund ihrer hohen Polarität ggf. an bestimmte biochemische Strukturen (z. B. Proteine; Zhao *et al.*, 2016) binden kann, in Verbindung mit kontinuierlichen Einträgen und einer gewissen Stabilität (Persistenz) in der Umwelt (PPDB, 2025), könnten hier eine Rolle für die beobachtete Nachweise in Biota spielen. Eine ähnliche Erklärung könnte auch für die regelmäßigen Nachweise von Fipronil-Sulfon, einem ebenfalls -CF<sub>3</sub>- und -SO<sub>2</sub>-haltigem Abbauprodukt des Biozids Fipronil, dienen, welches bereits mehrfach in Aal-Lebern aller großen niedersächsischen Flussgebiete gefunden wurde (unveröffentlichte Daten). Fipronil wird v. a. in der Leber relativ schnell metabolisiert. Das dabei hauptsächlich entstehende Transformationsprodukt Fipronil-Sulfon ist stabiler als die Muttersubstanz und verbleibt somit länger (und in höheren Gehalten) als die Muttersubstanz im Organismus (Konwick *et al.*, 2006; Li *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2022). In den in diesem Projekt untersuchten Prädatoren-Proben (und weiteren Fischproben aus dem regulären Monitoring) konnte dieser Stoff jedoch nicht nachgewiesen werden.

**Tabelle 3: Übersicht der im Untersuchungsumfang enthaltenen PFAS. Die Stoffe mit RPF sind für eine Neuregelung von insgesamt 24 PFAS im Rahmen der UQN-RL vorgesehen.**

	<b>Abkürzung</b>	<b>Stoffname</b>	<b>RPF*</b>	<b>BG in µg/kg</b>
<b>Perfluorcarbonsäuren (PFCA)</b>	PFBA	Perfluorbutansäure	0,05	0,01
	PFPeA	Perfluorpentansäure	0,03	0,01
	PFHxA	Perfluorhexansäure	0,01	0,01
	PFHpA	Perfluorheptansäure	0,505	0,01
	PFOA	Perfluoroctansäure	1	0,01
	PFNA	Perfluorononansäure	10	0,005
	PFDA	Perfluordecansäure	7	0,01
	PFUnDA	Perfluorundecansäure	4	0,01
	PFDoDA	Perfluordodecansäure	3	0,01
	PFTTrDA	Perfluortridecansäure	1,65	0,01
	PFTeDA	Perfluortetradecansäure	0,3	0,01
	PFHxDA	Perfluorhexadecansäure	0,02	0,01
	PFOcDA	Perfluoroctadecansäure	0,02	0,01
<b>Perfluorsulfonsäuren (PFSA)</b>	PFBS	Perfluorbutansulfonsäure	0,001	0,05
	PFPeS	Perfluorpentansulfonsäure	0,3005	0,01
	PFHxS	Perfluorhexansulfonsäure	0,6	0,01
	PFHpS	Perfluorheptansulfonsäure	1,3	0,05
	PFOS	Perfluoroctansulfonsäure	2	0,01
	PFNS	Perfluorononansulfonsäure	-	0,01
	PFDS	Perfluordecansulfonsäure	2	0,05
	PFUnDS	Perfluorundecansulfonsäure	-	0,01
	PFDoDS	Perfluordoecansulfonsäure	-	0,05
	PFTTrDS	Perfluortridecansulfonsäure	-	0,01
<b>Präkursoren</b>	4:2-FTS	4:2-Fluortelomersulfonsäure	-	0,01
	6:2-FTS / H <sub>4</sub> PFOS	6:2-Fluortelomersulfonsäure	-	0,01
	8:2-FTS / H <sub>4</sub> PFDS	8:2-Fluortelomersulfonsäure	-	0,01
	HPPHpA	7H-Dodecafluorheptansäure	-	0,01
	P37DMOA	Perfluor(3,7-dimethyloctansäure)	-	0,01

\*Relativer Potenz-Faktor zur Berücksichtigung der relativen Toxizität und Normierung der Gehalte auf PFOA-Äquivalente (KOM, 2022)

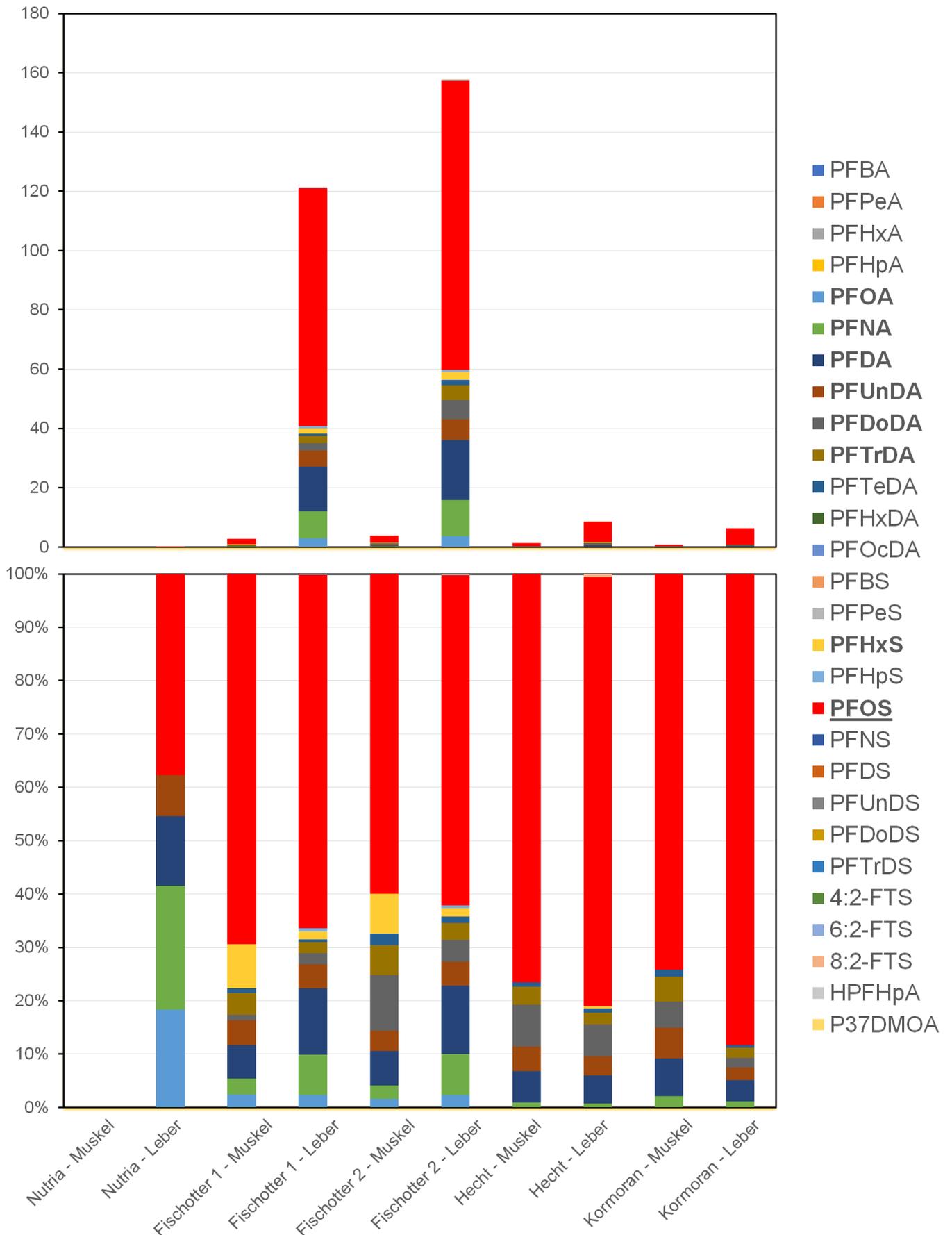


Abbildung 3: Absolutgehalte der PFAS in µg/kg (oben) und relative Anteile der Einzelstoffe in % (unten). Der Einzelstoff PFOS stellt die dominierende Komponente dar.

### 3.3.4. Antikoagulantien (Rodentizide)

Blutgerinnungshemmer (Antikoagulantien) hemmen als Vitamin-K-Antagonisten die Biosynthese bestimmter Gerinnungsfaktoren in der Leber von Säugetieren, Vögeln und Fischen. Da aufgrund ihres Wirkmechanismus eine organspezifische Anreicherung im Organismus stattfindet (Regnery *et al.*, 2019b; UBA, 2020), wurden nur die Leber-Proben von Nutria, Fischotter und Kormoran auf Rückstände von Antikoagulantien untersucht. Aufgrund der begrenzten zur Verfügung stehenden Menge an Probenmaterial war eine Untersuchung der Hecht-Leber auf Rückstände von Antikoagulantien nicht möglich. Neben dem ausschließlich als Humanarzneimittel eingesetzten Wirkstoff Phenprocoumon wurden auch alle acht in der EU-Biozid-Verordnung (BPR, 2012) zugelassenen antikoagulanten Rodentizid-Wirkstoffe untersucht.

Die Wirkstoffe Phenprocoumon und Warfarin, welches ebenfalls als Humanarzneimittel Einsatz findet, wurden in keiner der vier untersuchten Leber-Proben von Fischotter, Kormoran und Nutria nachgewiesen.

In den Lebern der fischfressenden Spitzenprädatoren, Fischotter und Kormoran, wurden Rückstände des in Deutschland meistverkauften antikoagulanten Rodentizids Brodifacoum festgestellt. Bei Brodifacoum handelt es sich um einen Wirkstoff der zweiten Generation, der als persistent, bioakkumulierend und toxisch (PBT) eingestuft wird. Der gemessene Gehalt an Brodifacoum in Fischotter 2 betrug 59,2 µg/kg. In dieser Probe wurden außerdem fünf weitere, ebenfalls häufig verwendete Rodentizide, jedoch mit geringeren Gehalten gemessen (Gesamtkonzentration an antikoagulanten Rodentiziden von 73,9 µg/kg). Der für Wildtiere oft postulierte, potentiell tödliche Konzentrationsbereich beginnt bereits ab 100 bis 200 µg/kg in der Leber (Rached *et al.*, 2020).

Die hier erfassten Belastungen sind vergleichbar mit denen einer aktuellen Studie (Regnery *et al.*, 2024a.), in der insgesamt 122 tot aufgefundene Fischotter aus den Jahren 2005 bis 2021, unter anderem aus Niedersachsen, auf Rodentizidrückstände in der Leber untersucht wurden. 87 % der Fischotter aus Niedersachsen enthielten mindestens einen Rodentizidwirkstoff oberhalb seiner jeweiligen BG.

Dass eine Exposition durch die Aufnahme von mit Rodentiziden kontaminierten Wildfischen aus abwasserbeeinflussten Oberflächengewässern stattfindet, konnte in einer Studie von Regnery *et al.*, 2024b durch die nachgewiesenen Rodentizide in Leberproben von Kormoranen und Gänsesägern, zwei ausschließlich fischfressenden Raubvögeln, bestätigt werden. Auch in Niedersachsen tragen großräumige Rattenbekämpfungsmaßnahmen mittels ungeschützter Köderausbringung am Draht zur Rodentizidbelastung von Wildfischen bei (Regnery *et al.*, 2024b). Eine durch aquatische Emissionen verursachte Exposition der pflanzenfressenden Nutria, deren Nahrungssuche sich auf Uferbereiche beschränkt, an anderen niedersächsischen Gewässern war ebenfalls nicht feststellbar (Regnery *et al.*, 2024b).

### 3.3.5. Weitere Stoffe mit vereinzelt positiven Befunden

Einige zunächst sehr auffällige Befunde für die quartären Ammoniumverbindungen (QAV) BAC12, BAC14 und DDAC10 konnten eindeutig auf Kontaminationen durch die bei allen Nicht-Fisch-Proben aus Seuchenschutzgründen unverzichtbaren Desinfektionsmittel während der Probenaufbereitung zurückgeführt werden und wurden entsprechend aus dem Datensatz entfernt.

Das Hormon(abbauprodukt) Estriol konnte nur in der Nutria-Leber bestimmt werden. Der Messwert wurde im Labor durch eine Doppelmessung bestätigt. Neben einem natürlichen Ursprung könnte ggf. auch eine unbekannte Kontaminationsquelle in Frage kommen, da dieser Stoff auch als Arzneimittelwirkstoff Verwendung findet.

Der aus der Gruppe der Moschusverbindungen stammende, synthetische Duftstoff Galaxolid konnte nur im Muskelgewebe des Hechts aus der Aller bestimmt werden. Dieser Befund ist plausibel und wird durch weitere Funde in Fischen (v. a. in fettreichen Aalen; s. a. Schaffer und Schmid 2018) gestützt. Galaxolid wird in großen Mengen in Wasch- und Reinigungsmitteln sowie in Kosmetikprodukten eingesetzt und gelangt somit über Kläranlagen in die Fließgewässer.

## 4. Fazit und Ausblick

In der hier vorgestellten Studie konnte exemplarisch das Vorkommen einer Vielzahl organischer Schadstoffe am Ende der aquatischen Nahrungskette aufgezeigt werden. In den analysierten Proben konnten insgesamt ca. 100 chemische Verbindungen nachgewiesen werden, wobei die Prädatoren (Fischfresser) im Vergleich zur Nutria (Pflanzenfresser) und die Leberproben im Vergleich zu den Muskelgewebeproben im Allgemeinen deutlich höher belastet waren.

Auch wenn nur zehn Proben untersucht werden konnten und somit kein flächendeckendes Monitoring oder eine Identifizierung von Belastungsschwerpunkten möglich war, ist davon auszugehen, dass weitere Proben dieser Tierarten aus Niedersachsen, insbesondere hinsichtlich der ubiquitären Stoffe, ein ähnliches Belastungsbild zeigen würden. Die Ergebnisse fügen sich sehr gut in die bereits aus Fisch-Biota-Untersuchungen vorhandenen Erfahrungen ein, die sich zwar hinsichtlich des Belastungsniveaus teilweise stark unterscheiden, jedoch nicht hinsichtlich des nachgewiesenen Stoffspektrums. Es zeigt sich erneut, dass auch heute noch viele „Alt(schad)stoffe“ in unseren Gewässern und somit in den assoziierten Nahrungsketten nachgewiesen werden können, obwohl diese Substanzen z. T. seit Jahrzehnten verboten und/oder deren Emissionen bereits stark reduziert worden sind.

Für viele dieser Stoffe, die auch bereits in Biota gesetzlich geregelt sind, konnte erneut ein erhöhtes Umweltrisiko nachgewiesen werden. Dies betrifft neben Hg und den BDE,

v. a. Heptachlor/-epoxid, die PFAS und die Dioxine. Die bereits gültigen bzw. aktuell diskutierten UQNs dieser Verbindungen sind teilweise um mehrere Größenordnungen überschritten. Die geplante Neuregelung der UQN-RL wird für die meisten der bereits geregelten Stoffe zu einer weiteren Verschärfung führen. Folglich sind zukünftig neben Hg und den BDE auch für PFAS, Dioxine und ggf. Heptachlor/-epoxid flächendeckende Überschreitungen, in der für die chemische Gewässerzustandsbewertung relevanten Matrix „Fisch(filet)“ zu erwarten. Da die Konzentrationen dieser persistenten und ubiquitären Stoffe in der Umwelt nur sehr langsam abnehmen, wird auf absehbare Zeit der gute chemische Zustand nach WRRL nicht erreicht werden können.

Unter den bisher (in Biota) noch nicht oder nur teilweise gesetzlich geregelten Stoffen stechen v. a. die große Stoffgruppe der PFAS, die Antikoagulantien (Rodentizide) sowie einige einzelne Pestizide hervor und sollten weiterhin gezielt im Auge behalten werden. Viele weitere Schadstoffe/-gruppen konnten glücklicherweise in keiner der Proben detektiert werden. Ebenso ist es erfreulich, dass keine zusätzlichen Stoffe nachgewiesen werden konnten, die auch beim vorangegangenen Fischmonitoring stets unauffällig waren und somit bisher nicht „übersehen“ worden sind. Nichtsdestotrotz sollten stets möglichst niedrige BG angestrebt bzw. ausreichend sensitive/spezifische Analysemethoden angewendet werden, um potentielle Umweltrisiken nicht zu unterschätzen bzw. diese mit größtmöglicher Sicherheit ausschließen zu können. Insbesondere bei Weichmachern und bestimmten Flammschutzmitteln liegen die BG, z. B. aufgrund der Anfälligkeit für hohe Blindwerte, i. d. R. (noch) vergleichsweise hoch.

Das Prädatorenmonitoring könnte exemplarisch noch auf andere Arten ausgeweitet werden (z. B. Fischadler, marine Säuger wie Robben oder Schweinswale), um das landesweite Belastungsbild weiter zu vervollständigen. Ebenso wäre es denkbar, systematisch mehr Tiere in der Fläche zu untersuchen. Eine Reduzierung des Analysenspektrums um, bisher auch bei niedriger BG, unauffällige Stoffe könnte beispielsweise die Kosten deutlich reduzieren und somit eine Erhöhung der Probenanzahl erlauben. Bei Spitzenprädatoren könnte die Fokussierung auf Leberproben als Hauptmetabolisierungsorgan und/oder das *Poolen* von Teilproben mehrerer Tiere ebenfalls zu einer Kostenreduzierung beitragen ohne allzu viel an Aussagekraft zu verlieren. Neben den hohen Kosten darf jedoch insbesondere der Aufwand bei der Probenbeschaffung und für die Probenvorbereitung nicht unterschätzt werden, die ohne die Nutzung von Synergien, z. B. durch Monitoringprogramme aus benachbarten Fachgebieten und enge interdisziplinäre Kooperationen mit anderen Einrichtungen, kaum zu realisieren ist.

Hinsichtlich der zukünftigen Optimierung des bereits etablierten Biota-Sondermessprogramms, welches derzeit ausschließlich auf Fischen basiert, wäre zu eruieren, ob im Hinblick auf eine potentielle „Frühwarnfunktion“, analog der Probenahme von Aalen mit sehr hohem Fettgehalt, zukünftig

mindestens eine Prädatorenart zusätzlich aufgenommen werden sollte. In diesem Zusammenhang böten sich Fischotter als geeignete Indikatoren an, da ihre Lebern für viele Stoffe die höchsten Belastungen aufweisen. Durch ihr ausgeprägtes Wanderungsverhalten und stark aquatischen Bezug im Hinblick auf ihre Nahrung kann auch mit Verhältnis wenigen Proben ein integrales Bild der Gewässerbelastung erhalten werden. Kormorane hingegen, welche ggf. sogar bejagt werden könnten, sind Zugvogel bzw. Teilstreckenzieher mit einem entsprechend großen Aktionsradius, weshalb Rückschlüsse auf die Herkunft der Schadstoffe i. d. R. weniger eindeutig sind und diese somit eher keine idealen Indikatoren für die lokale/regionale Gewässerbelastung darstellen. Die generell höheren Schadstoffgehalte in den Lebern unterstreichen, dass diese Matrix, zumindest exemplarisch oder wenn immer möglich, im Rahmen regulärer oder spezieller Biota-Monitoringprogramme unbedingt mituntersucht werden sollte, um Belastungen und potentielle Risiken frühzeitig zu erkennen. Insbesondere für bestimmte Stoffe (z. B. PFAS, Rodentizide, Dioxine, bestimmte Pestizide) stellen Leberproben die relevanteste und somit vielversprechendste Matrix dar.

## Danksagung

Besonderer Dank gilt den Kolleginnen und Kollegen des ITAW der TiHo Hannover, des Otter-Zentrums Hankensbüttel, des Dezernats Binnenfischerei des LAVES und des Aufgabenbereichs Oberirdische Gewässer (H32) des NLWKN für die Bereitstellung und Präparation geeigneten Probenmaterials aus Niedersachsen. Frau Dr. Julia Regnery vom Referat G3 Biochemie, Ökotoxikologie der BfG gilt besonderer Dank für die Analyse der Antikoagulantien und der Beurteilung der Analysenergebnisse.

## Anlagen

Die vollständigen Analysenergebnisse der Biota-Untersuchungen können über den folgenden Download-Link als Excel-Tabelle heruntergeladen werden:

- <https://nlwkn.niedersachsen.de/download/216977>

# Literatur

- Androulakakis, A., Alygizakis, N., Gkotsis, G., Nika, M. C., Nikolopoulou, V., Bizani, E., Chadwick, E., Cincinelli, A., Claßen, D., Danielsson, S., Dekker, R. W.; Duke, G., Glowacka, N., Jansman, H. A., Krone, O., Martellini, T., Movalli, P., Persson, S., Roos, A., O'Rourke, E., Siebert, U., Treu, G., van den Brink, N. W., Walker, L. A., Deaville, R., Slobodnik, J., Thomaidis, N. S., 2022. Determination of 56 per- and polyfluoroalkyl substances in top predators and their prey from Northern Europe by LC-MS/MS. *Chemosphere*, 287, 131775. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131775>
- BfR (Bundesinstitut für Risikobewertung), 2006. BfR rät von einer Übernahme der neuen Toxizitätsäquivalentfaktoren (WHO-TEF) in die gesetzlichen EU-Regelungen für Lebens- und Futtermittel ab. *Stellungnahme* Nr. 003/2007 des BfR vom 04. September 2006. <https://bit.ly/4i1NbjK>, letzter Zugriff 07.04.25.
- BMUV (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit), 2025. Per- und polyfluorierte Chemikalien (PFAS) - FAQ. *Internetseite* des BMUV. <https://bit.ly/44g8Lh3>, letzter Zugriff 07.04.25.
- BPR, 2012. Verordnung (EU) Nr. 528/2012 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Mai 2012 über die Bereitstellung auf dem Markt und die Verwendung von Biozidprodukten. ([2012/528/EU](https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2012/528/oj))
- BVL (Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit), 2014: PSM-Zulassungsbericht (Registration Report) - Wirkstoff Tembotrione. <https://bit.ly/4jlAkKj>, letzter Zugriff 07.04.25.
- Dong, X., Chen, Z., Chu, Y., Tong, Z., Gao, T., Duan, J., Wang, M., 2023. Degradation, adsorption, and bioaccumulation of novel triketone HPPD herbicide tembotrione. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(28), 72389-72397. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-27501-4>
- Faxneld, S., Danielsson, S., Nyberg, E., 2014. Distribution of PFAS in liver and muscle of herring, perch, cod, eelpout, arctic char, and pike from limnic marine environments in Sweden. *Swedish Museum of Natural History*, Report nr 9:2014. <https://bit.ly/42ABniP>, letzter Zugriff: 07.04.25.
- Guckert, M., Rupp, J., Nürenberg, G., Nödler, K., Koschorreck, J., Berger, U., Drost, W., Siebert, U., Wibbelt, G., Reemtsma, T., 2023. Differences in the internal PFAS patterns of herbivores, omnivores and carnivores-lessons learned from target screening and the total oxidizable precursor assay. *Science of the Total Environment*, 875, 162361. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162361>
- Greaves, A. K., Letcher, R. J., Sonne, C., Dietz, R., Born, E. W., 2012. Tissue-specific concentrations and patterns of perfluoroalkyl carboxylates and sulfonates in East Greenland polar bears. *Environmental Science and Technology*, 46(21), 11575-11583. <https://doi.org/10.1021/es303400f>
- KOM (Europäische Kommission), 2014. Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC): Guidance document no. 32 on biota monitoring: (the implementation of EQSbiota) under the water framework directive. *Technical Report* - 2014 – 083. <https://bit.ly/4jko0dh>, letzter Zugriff: 07.04.25.
- KOM (Europäische Kommission), 2022. Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, der Richtlinie 2006/118/EG zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung und der Richtlinie 2008/105/EG über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik. ([COM/2022/540 final](https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2022/540/oj)), letzter Zugriff 07.04.25.
- Kontchou, J., 2025. Untersuchung von per- und polyfluorierten Alkylsubstanzen (PFAS) im Meeresschaum an Nord- und Ostsee-Stränden in Deutschland. *Bericht* von Greenpeace. [https://www.greenpeace.de/publikationen/PFAS\\_Meeresschaum\\_Bericht.pdf](https://www.greenpeace.de/publikationen/PFAS_Meeresschaum_Bericht.pdf), letzter Zugriff: 07.04.25.
- Konwick, B. J., Garrison, A. W., Black, M. C., Avants, J. K., Fisk, A. T., 2006. Bioaccumulation, biotransformation, and metabolite formation of fipronil and chiral legacy pesticides in rainbow trout. *Environmental Science and Technology*, 40(9), 2930-2936. <https://doi.org/10.1021/es0600678>
- LAWA (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser), 2019. Handlungsanleitung für ein harmonisiertes Vorgehen bei der Einstufung des chemischen Zustands der Oberflächenwasserkörper (Stand: 30.08.2019, rev. 31.12.19). <https://bit.ly/42yCjUN>, letzter Zugriff: 07.04.25.
- LAWA (Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser), 2020. Arbeitspapier IV.3: „Konzeption für Biota-Untersuchungen zur Überwachung von Umweltqualitätsnormen gemäß RL 2008/105/EG, geändert durch 2013/39/EU“ (Stand: 14.02.2020). <https://bit.ly/3G7bf7E>, letzter Zugriff: 07.04.25.
- Li, H., You, J., Wang, W. X., 2018. Multi-compartmental toxicokinetic modeling of fipronil in tilapia: accumulation, biotransformation and elimination. *Journal of Hazardous Materials*, 360, 420-427. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.07.085>
- Mesquita, A. F., Gonçalves, F. J., Gonçalves, A. M., 2023. The lethal and sub-lethal effects of fluorinated and copper-based pesticides - A review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(4), 3706. <https://doi.org/10.3390/ijerph20043706>
- Müller, C. E., De Silva, A. O., Small, J., Williamson, M., Wang, X., Morris, A., Katz, S., Gamberg, M., Muir, D. C., 2011. Bio-magnification of perfluorinated compounds in a remote terrestrial food chain: lichen-caribou-wolf. *Environmental Science and Technology*, 45(20), 8665-8673. <https://doi.org/10.1021/es201353v>
- Nödler, K., Guckert, M., Schaffer, M., Schmid, R., Scheurer, M., 2021. Untersuchung von per- und polyfluorierten Alkylsubstanzen (PFAS) in Sedimentproben unter Berücksichtigung von Summenparametern und Vorläuferpotenzial - Landesweiter Überblick und Identifikation von Belastungsschwerpunkten. *Bericht* des NLWKN. <https://www.nlwkn.niedersachsen.de/download/165739>
- OGewV, 2016. Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016. ([BGBl. I S. 1373](https://www.gesetze-bundestag.de/ocds/bundestag:2016-06-20-ogewv))
- Popek, E. P., 2017. Sampling and analysis of environmental chemical pollutants: a complete guide. Second Edition, *Elsevier*. <https://doi.org/10.1016/C2014-0-03819-1>

- PPDB (Pesticide Properties DataBase), 2025. Tembotrione (Ref: AE 0172747) (Stand: 22.08.24). <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/Reports/1118.htm>, letzter Zugriff: 07.04.25.
- Rached, A.; Moriceau, M.A.; Serfaty, X.; Lefebvre, S.; Lattard, V., 2020. Biomarkers potency to monitor non-target fauna poisoning by anticoagulant rodenticides. *Frontiers in Veterinary Science*, 7, 616276. <https://doi.org/10.3389/fvets.2020.616276>
- Regnery, J., Parrhysius, P., Schulz, R. S., Möhlenkamp, C., Buchmeier, G., Reifferscheid, G., Brinke, M., 2019a. Wastewater-borne exposure of limnic fish to anticoagulant rodenticides. *Water Research*, 167, 115090. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115090>
- Regnery, J.; Friesen, A.; Geduhn, A.; Göckener, B.; Kotthoff, M.; Parrhysius, P.; Petersohn, E.; Reifferscheid, G.; Schmolz, E.; Schulz, R. S.; Schwarzbauer, J.; Brinke, M., 2019b: Rating the risks of anticoagulant rodenticides in the aquatic environment: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 17(1), 215-240. <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0788-6>
- Regnery, J., Rohner, S., Bachtin, J., Möhlenkamp, C., Zinke, O., Jacob, S., Wohlsein, P., Siebert, U., Reifferscheid, G., Friesen, A., 2024a. First evidence of widespread anticoagulant rodenticide exposure of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in Germany. *Science of the Total Environment*, 907, 167938. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167938>
- Regnery, J., Schmiege, H., Schrader, H., Zinke, O., Gethöffer, F., Dahl, S. A., Schaffer, M., Bachtin, J., Möhlenkamp, C., Friesen, A., 2024b. Rodenticide contamination of cormorants and mergansers feeding on wild fish. *Environmental Chemistry Letters*, 22(6), 2611-2617. <https://doi.org/10.1007/s10311-024-01762-y>
- Rypel, A. L., 2012. Meta-analysis of growth rates for a circumpolar fish, the northern pike (*Esox lucius*), with emphasis on effects of continent, climate and latitude. *Ecology of Freshwater Fish*, 21(4), 521-532. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2012.00570.x>
- Schaffer, M., Schmid, R., 2018. Vergleich der Gehalte ausgewählter organischer und prioritärer Stoffe in Filet und Leber von Fischen aus niedersächsischen Fließgewässern. *Vortrag zum UBA-Fachgespräch „Biotamonitoring nach WRRL- praktische Erfahrungen und Ergebnisse“*. <https://www.nlwkn.niedersachsen.de/download/171343>
- Steffen, D., 2006. Biota-Monitoring - Biota-Untersuchungen am Beispiel Jachthafen Verden. *Bericht des NLWKN*. <https://www.nlwkn.niedersachsen.de/download/22478>
- Steffen, D., 2007. Biota-Untersuchungen zur EG-Wasserrahmenrichtlinie. *Bericht des NLWKN*. <https://www.nlwkn.niedersachsen.de/download/23541>
- Steffen, D., 2009. Schadstoffuntersuchungen in Biota -Sachstand in Niedersachsen. *Vortrag beim UBA-Fachgespräch „Messung prioritärer Stoffe in Biota – Pro und Kontra“*. <https://www.nlwkn.niedersachsen.de/download/25667>
- Steffen, D., 2016. Biota-Schadstoffuntersuchungen in niedersächsischen Gewässern entsprechend der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie 2013/39/EU bzw. Oberflächengewässerverordnung 2016. *Bericht des NLWKN*. <https://www.nlwkn.niedersachsen.de/download/106310>
- UBA (Umweltbundesamt), 2020. Erforschung der Ursachen für die nachgewiesene Gewässerbelastung mit Rodentiziden (PBT-Stoffe) und Erarbeitung von Risikominderungsmaßnahmen zum Schutz der aquatischen Umwelt - Abschlussbericht. *Texte 145/2020*. <https://bit.ly/3GarWPG>, letzter Zugriff: 07.04.25.
- UBA (Umweltbundesamt), 2025. Per- und polyfluorierte Alkyl-substanzen (PFAS) - Umwelt und Gesundheit. *Internetseite des UBA*. <https://www.umweltbundesamt.de/pfc-portal-mensch-umwelt>, letzter Zugriff: 07.04.25.
- Ullrich, S. M., Tanton, T. W., Abdrashitova, S. A., 2001. Mercury in the aquatic environment: a review of factors affecting methylation. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 31(3), 241-293. <https://doi.org/10.1080/20016491089226>
- UQN-RL, 2013. Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik. ([2013/39/EU](https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX%3A32013L0039))
- USEPA (Environmental Protection Agency), 2007. Pesticide Fact Sheet – Tembotrione. <https://bit.ly/3G96H0p>, letzter Zugriff, 07.04.25.
- Wang, J. X., Cheng, Y. F., Pan, X. H., Luo, P., 2022. Tissue-specific accumulation, transformation, and depuration of fipronil in adult crucian carp (*Carassius auratus*). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 232, 113234. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113234>
- WRRL, 2000. Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. ([2000/60/EG](https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX%3A32000L0060))
- Zhao, F., Wang, J., Ding, X., Shu, S., Liu, H., 2016. Application of sulfonyl in drug design. *Chinese Journal of Organic Chemistry*, 36(3), 490. <https://doi.org/10.6023/cjoc201510006>

## Impressum



Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft,  
Küsten- und Naturschutz  
Betriebsstelle Hannover-Hildesheim  
An der Scharlake 39  
31135 Hildesheim

### Autor

Dr. Mario Schaffer, NLWKN Hannover-Hildesheim

### Herausgeber

Niedersächsischer Landesbetrieb für  
Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz  
NLWKN Direktion  
Am Sportplatz 23  
26506 Norden  
Telefon: (04931) 947 – 24  
E-Mail: [pressestelle@nlwkn.niedersachsen.de](mailto:pressestelle@nlwkn.niedersachsen.de)  
[www.nlwkn.niedersachsen.de](http://www.nlwkn.niedersachsen.de)

### Titelbild

Bildhafte Darstellung der untersuchten Prädatorenarten an einem Fluss auf Nahrungssuche (modifiziert, erstellt mit KI-basierten Text-zu-Bild-Generator „Microsoft Designer“)

### Fotos

Abbildung 2: Fischfressender Fischotter in einem Zoo.  
(M. Schaffer, 16.10.24)

### Gestaltung

Niedersächsischer Landesbetrieb für  
Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz,  
Dr. Mario Schaffer

### Stand

April 2025