

TEXTE

94/2025

Abschlussbericht

# Entwicklung eines Monitoring- und Bewertungskonzeptes für die Schadstoffbelastung mariner Säuger in der Nord- und Ostsee zur Umsetzung der MSRL

von:

Dr. Luca Aroha Schick, Dr. Lilja Fromme, Dr. Britta Schmidt, Prof. Prof. h. c. Dr. Ursula Siebert

Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung, Stiftung Tierärztliche Hochschule, Hannover

Dr. Eva B. Reiter, Prof. Dr. Annika Jahnke

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ GmbH, Leipzig

**Herausgeber:**

Umweltbundesamt



TEXTE 94/2025

REFOPLAN des Bundesministeriums für Umwelt,  
Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz

Forschungskennzahl 3721 25 201 0  
FB001767

Abschlussbericht

# **Entwicklung eines Monitoring- und Bewertungskonzeptes für die Schadstoffbelastung mariner Säuger in der Nord- und Ostsee zur Umsetzung der MSRL**

von

Dr. Luca Aroha Schick, Dr. Lilja Fromme, Dr. Britta Schmidt, Prof. Prof. h. c. Dr. Ursula Siebert  
Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung, Stiftung Tierärztliche Hochschule, Hannover  
Dr. Eva B. Reiter, Prof. Dr. Annika Jahnke  
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ GmbH, Leipzig

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

## **Impressum**

### **Herausgeber**

Umweltbundesamt  
Wörlitzer Platz 1  
06844 Dessau-Roßlau  
Tel: +49 340-2103-0  
Fax: +49 340-2103-2285  
[buergerservice@uba.de](mailto:buergerservice@uba.de)  
Internet: [www.umweltbundesamt.de](http://www.umweltbundesamt.de)

### **Durchführung der Studie:**

Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung, Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover

Werftstraße 6  
25761 Büsum

### **Abschlussdatum:**

September 2024

### **Redaktion:**

Fachgebiet II 2.3 - Schutz der Meere und Polargebiete  
Ulrike Pirntke

### **DOI:**

<https://doi.org/10.60810/openumwelt-7795>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, August 2025

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

## **Kurzbeschreibung: Entwicklung eines Monitoring- und Bewertungskonzeptes für die Schadstoffbelastung mariner Säuger in der Nord- und Ostsee zur Umsetzung der MSRL**

Marine Säuger wie Schweinswale (*Phocoena phocoena*), Kegelrobben (*Halichoerus grypus*) und Seehunde (*Phoca vitulina*) sind Spaltenprädatoren in den Nahrungsnetzen der Nord- und Ostsee und insbesondere bioakkumulierenden Stoffen ausgesetzt. Diese Schadstoffbelastung stellt einen dauerhaften Stressfaktor für die Tiere dar und kann negative Auswirkungen auf ihre Gesundheit und Fortpflanzung haben. Vor diesem Hintergrund wurde im Rahmen dieses Projekts ein Monitoring- und Bewertungskonzept entwickelt, um die Schadstoffbelastung mariner Säuger in der Nord- und Ostsee zu überwachen und zu bewerten. Ziel des Konzeptes ist es, belastbare Daten zu erfassen und mit toxikologisch abgeleiteten Bewertungsschwellen die Gefährdung der Meeressäuger besser zu bewerten um geeignete Maßnahmen zum Schutz vor zu hohen Belastungen mit diesen Schadstoffen ergreifen zu können. Das Projekt trägt zur Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL), insbesondere des Deskriptors 8 (Schadstoffe), bei und leistet einen wichtigen Beitrag zum Schutz der marinen Säugetiere in der Nord- und Ostsee. Im Rahmen des Projektes hat das Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung (ITAW) der Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover (TiHo) den aktuellen Kenntnisstand zu Schadstoffbelastungen für den Schweinswal, die Kegelrobbe und den Seehund aus der Nord- und Ostsee durch eine Literaturrecherche zusammengestellt. Hierfür wurden insbesondere Studien an marinen Säugern aus Nord- und Ostsee aber auch Untersuchungen aus den angrenzenden Meeresgebieten genutzt. Des Weiteren wurde ein Monitoring- und Bewertungskonzept für die Schadstoffbelastung mariner Säuger im Rahmen der MSRL, des Helsinki Übereinkommens zum Schutz der Meeresumwelt der Ostsee (HELCOM) und des Oslo Paris Übereinkommens zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks (OSPAR) entwickelt. Die Verwertbarkeit der ermittelten Schadstoffdaten in marinen Säugern für Chemikaliengesetze, z.B. die Europäische Chemikalienverordnung zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH-Verordnung (EG) 1907/2006) zu untersuchen war ebenso eine Aufgabe des Projektes. Um Schadstoffdaten aus marinen Säugern für Bewertungen zur Verfügung zu stellen, wurde ein Datenformat für die Meeresumweltdatenbank (MUDAB) angepasst und weiterentwickelt. So können Daten in einem einheitlichen Format erfasst und öffentlich zugänglich gemacht werden. Um die Schadstoffbelastung mariner Säuger bewerten zu können, wurden bestehende Bewertungsschwellen geprüft und beispielhaft Qualitätsstandards für marine Säuger abgeleitet. Hierfür wurde der Methodik des Technical Guidance Document (TGD) Nr. 27 gefolgt, um der Vorgehensweise unter der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zu entsprechen. Die Ergebnisse des Projektes machen deutlich, dass noch große Datenlücken bei der Untersuchung der Schadstoffbelastung mariner Säuger in der Nord- und Ostsee bestehen und die Ableitung von Bewertungsschwellen aufgrund fehlender Daten sofern überhaupt möglich, unsicher sein kann. Das vorgeschlagene Monitoringkonzept sowie die im Projekt erarbeiteten Richtlinien zur Probennahme, Datenerhebung und Datenspeicherung bieten die Grundlage, langfristig Monitoringdaten zu erheben und Datenlücken zu schließen.

**Abstract: Development of a monitoring and assessment concept for the exposure of marine mammals of the North Sea and Baltic Sea for the implementation of the MSFD**

Marine mammals such as harbor porpoises (*Phocoena phocoena*), grey seals (*Halichoerus grypus*) and harbor seals (*Phoca vitulina*) are top predators in the food webs of the North and Baltic Seas and are particularly exposed to bioaccumulative substances. This pollution represents a permanent stress factor for the animals and can have negative effects on their health and reproduction. In this context, a monitoring and evaluation concept was developed as part of this project to monitor and evaluate the pollution of marine mammals in the North and Baltic Seas. The aim of the concept is to collect reliable data and derive toxicological assessment thresholds in order to better assess the risk to marine mammals and take appropriate measures to protect them from excessive exposure to these pollutants. The project contributes to the implementation of the Marine Strategy Framework Directive (MSFD), in particular descriptor 8 (pollutants), and makes an important contribution to the protection of marine mammals in the North and Baltic Seas. As part of the project, the Institute for Terrestrial and Aquatic Wildlife Research (ITAW) of the University of Veterinary Medicine Hannover Foundation (TiHo) has conducted a literature review to compile the current state of knowledge on pollutant loads for the harbor porpoise, the grey seal and the common seal from the North and Baltic Seas. In particular, studies on marine mammals from the North Sea and Baltic Sea were used for this purpose, as well as studies from neighboring marine areas. Furthermore, a monitoring and assessment concept for the pollution of marine mammals was developed within the framework of the MSFD, the Helsinki Convention for the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea (HELCOM) and the Oslo Paris Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic (OSPAR). Another task of the project was to assess the usability of the pollutant data determined in marine mammals for evaluation, e.g. the European Chemicals Regulation on the Registration, Evaluation, Authorization and Restriction of Chemicals (REACH Regulation (EC) 1907/2006). An adapted data format for the marine environmental database (MUDAB) was developed and adapted from existing data formats in order to make pollutant data from marine mammals available for legislative processes. This allows data to be recorded in a standardized format and provided in a public database. In order to be able to assess the pollution levels of marine mammals, existing assessment thresholds were examined and exemplary quality standards for marine mammals were derived. For this purpose, the methodology of Technical Guidance Document (TGD) No. 27 was followed in order to comply with the Water Framework Directive (WFD). The results of the project emphasize the large data gaps in the investigation of the pollution of marine mammals in the North Sea and Baltic Sea and that the derivation of assessment thresholds can be flawed due to a lack of data, if at all possible. The proposed monitoring concept and the guidelines for sampling, data collection and data storage developed in the project provide the basis for the collection of long-term monitoring data to close data gaps.

## Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	9
Tabellenverzeichnis.....	10
Abkürzungsverzeichnis.....	12
Zusammenfassung.....	15
Summary .....	22
1 Einleitung.....	28
2 Arbeitspaket I .....	30
2.1 Auswahl relevanter Schadstoffe für ein Monitoring in marinen Säugern .....	30
2.1.1 Allgemeine Recherche zu Schadstoffdaten in marinen Säugern .....	31
2.1.2 Erfassung von Messwerten relevanter Schadstoffe aus der Literatur und weiteren Quellen.....	38
2.1.3 Erfassung des Bioakkumulationspotenzials.....	38
2.1.4 Einordnung der Messwerte in Relation zu Effektgrenzen .....	39
2.1.5 Schwermetalle .....	40
2.2 Vorschlag von Stoffen für ein Monitoring in marinen Säugern .....	42
2.2.1 Literaturdaten zu Schadstoffen/Schadstoffgruppen in marinen Säugern.....	44
2.2.2 Maximale Konzentrationen relevanter Schadstoffe aus der Literatur und weiteren Quellen.....	47
2.2.3 Bioakkumulationspotenzial.....	48
2.2.4 Risikobewertung anhand des PNEC.....	48
2.2.5 Auswahl empfohlener Stoffe für das Monitoring.....	48
2.3 Erarbeitung eines Berichtsformats für Schadstoffdaten in marinen Säugern in der Meeresumweltdatenbank (MUDAB) .....	51
2.3.1 Einleitung .....	51
2.3.2 Datenerfassung in der MUDAB.....	51
2.3.3 Anpassung der Datenbankfelder und Ergänzung durch spezifische neue Datenfelder .....	60
3 Arbeitspaket II .....	63
3.1 Erarbeitung des Monitoring- und Bewertungskonzeptes.....	63
3.2 Darstellung der bestehenden Monitoringprogramme der Küstenbundesländer .....	63
3.2.1 Schleswig-Holstein .....	63
3.2.2 Niedersachsen.....	65
3.2.3 Mecklenburg-Vorpommern .....	65
3.2.4 Hamburg .....	66

3.3	Monitoringkonzepte unter OSPAR und HELCOM .....	66
3.3.1	HELCOM .....	67
3.3.2	OSPAR .....	68
3.4	Konzept für ein nationales Schadstoffmonitoring .....	69
3.4.1	Zielsetzung .....	69
3.4.2	Voraussetzungen .....	69
3.4.3	Probennahme Totfundmonitoring.....	69
3.4.4	Probennahme Lebendmonitoring.....	72
3.4.5	Datenaufnahme .....	73
3.4.6	Analytik .....	74
3.4.7	Qualitätssicherung .....	76
3.4.8	Eckdaten für einen Monitoringvorschlag .....	77
3.5	Einbindung der Monitoringergebnisse auf internationaler Ebene .....	78
4	Arbeitspaket III - Bewertungsschwellen.....	79
4.1	Einleitung: Einordnung von Schadstoffkonzentrationen in marinen Säugern anhand von Bewertungsschwellen .....	79
4.2	Bestehende Umweltqualitätsnormen nach EC 2013/39/EU und OGewV .....	80
4.2.1	UQN Biota .....	82
4.2.2	UQN Oberflächengewässer.....	87
4.2.3	Fehlende Qualitätsstandards .....	87
4.3	Theoretisches Vorgehen bei der Ableitung von Umweltqualitätsnormen für marine Säuger .....	87
4.3.1	Hexabromcyclodecan (HBCDD).....	88
4.4	Datenmangel/Datenlücken.....	89
5	Arbeitspaket IV .....	92
5.1	Nutzung der recherchierten Schadstoffmesswerte in marinen Säugern für die Chemikaliengesetzgebung .....	92
6	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen .....	94
7	Quellenverzeichnis .....	96
A	Anhang .....	110
A.1	Sektionsprotokoll Kleinwale.....	110
A.2	Probenprotokoll Kleinwale .....	112

## Abbildungsverzeichnis

- Abbildung 1: Übersicht über Ergebnisse der Bewertung der Kriterien nach dem Verfahren zur Auswahl der Stoffe, die für ein Monitoring vorgeschlagen werden. ....43
- Abbildung 2: Anzahl relevanter Studien zu Stoffen, die in heimischen marinen Säugern in der Nord- und Ostsee sowie den angrenzenden Gewässern gemessen wurden.....45

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Übersicht über die Stoffe, die unter dem Stockholmer Übereinkommen (POP-Konvention), der WRRL sowie HELCOM und OSPAR gelistet sind sowie die Anzahl an recherchierten Publikationen mit Daten zu gemessenen Konzentrationen in marinen Säugern in Nordsee, Ostsee oder angrenzenden Gewässern des Nordostatlantiks und ausgewählten Eigenschaften, die für die Priorisierung der Stoffe für das Monitoringkonzept betrachtet wurden. ....	32
Tabelle 2:	Nach mehrstufigem Auswahlverfahren priorisierte Stoffe für ein Schadstoffmonitoring in marinen Säugern, basierend auf aktuellem Wissensstand von Vorkommen und Risiko. ....	49
Tabelle 3:	Erläuterungen zum Datenblatt "Allgemein" der MUDAB-Vorlage für marine Säuger. Fett hervorgehobene Datenfelder sind obligatorisch auszufüllen. Daten, die in die automatische Generierung der Datenset-Kennung eingehen sind mit einem Asterisk (*) markiert. ....	53
Tabelle 4:	Erläuterungen zum Datenblatt "Parameter" der MUDAB-Vorlage für marine Säuger. Fett hervorgehobene Datenfelder sind obligatorisch auszufüllen. ....	54
Tabelle 5:	Erläuterungen zum Datenblatt "Messstation" der MUDAB-Vorlage für marine Säuger. Fett hervorgehobene Datenfelder sind obligatorisch auszufüllen. ....	55
Tabelle 6:	Erläuterungen zum Datenblatt "MarineMammal-Probe" der MUDAB-Vorlage für marine Säuger. Fett hervorgehobene Datenfelder sind obligatorisch auszufüllen. ....	57
Tabelle 7:	Erläuterungen zum Datenblatt "MarineMammal-Messwert" der MUDAB-Vorlage für Marine Säuger. Fett hervorgehobene Datenfelder sind obligatorisch auszufüllen. ....	59
Tabelle 8:	MUDAB-Codeliste für das neu generierte Datenbankfeld "Qualität der Totprobe" ....	60
Tabelle 9:	Ergänzte Codes in der MUDAB-Codeliste PE_Methode zur Angabe der genauen Herkunft der Meeressäuger.....	60
Tabelle 10:	Neue Codeliste für die Eingabe der geschätzten Altersklasse mariner Säuger .....	61
Tabelle 11:	Neue Codeliste für die Angabe zu weiterführenden Untersuchungen, die im Rahmen der Obduktion der marinen Säuger durchgeführt wurden .....	62
Tabelle 12:	Klassifizierung des Verwesungsgrades nach IJsseldijk et al. (2019). Beispielbilder sind der Originalpublikation zu entnehmen .....	70

Tabelle 13:	Notwendige Begleitparameter bei der Beprobung von marinem Säugern zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit von Probenmaterial.....	73
Tabelle 14:	Zusätzliche Informationen bei Poolproben zur späteren Vergleichbarkeit und Rückverfolgbarkeit der Proben.....	74
Tabelle 15:	Begleitparameter für die Analyse von Schadstoffen in Geweben mariner Säuger, die bei der Auswertung und Berichterstattung unbedingt mit angegeben werden sollten. ....	76
Tabelle 16:	Qualitätsstandards (QS) für Biota nach aktuellen EQS-Dossiers sowie den vorgeschlagenen, revidierten QS der WRRL, die für ein Monitoring zum Schutz vor Sekundärvergiftungen vorgeschlagen werden. JD: Jahressdurchschnitt, ZHK: zulässige Höchstkonzentration, UQN nach Richtlinie 2013/39/EU sind fett markiert. ..	81
Tabelle 17:	Vergleich der für marine Säuger abgeleiteten Qualitätsstandards für HBCDD mit den existierenden Qualitätsstandards für marine Gewässer und Biota.secpois. ..	89

## Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Erläuterung
<b>AMAP</b>	Arctic Monitoring and Assessment Programme
<b>AP</b>	Arbeitspaket
<b>BAF</b>	Bioakkumulationsfaktor
<b>BSAP</b>	Baltic Sea Action Plan
<b>BCF</b>	Biokonzentrationsfaktor
<b>BfG</b>	Bundesanstalt für Gewässerkunde
<b>BfN</b>	Bundesamt für Naturschutz
<b>BMF</b>	Biomagnifikationsfaktor
<b>CAS-Nr.</b>	Chemical Abstract Service Registry Number
<b>Cd</b>	Cadmium
<b>CEMP</b>	Coordinated Environmental Monitoring Programme
<b>C<sub>max</sub></b>	Maximale Konzentration
<b>Cu</b>	Kupfer
<b>DBP</b>	Dibutylphthalat
<b>DDT</b>	Dichlordiphenyltrichlorethan
<b>DEHP</b>	Bis(2-ethylhexyl)phthalat
<b>DL-PCB</b>	Dioxinähnliche- Polychlorierte Biphenyle
<b>DMM</b>	Deutsches Meeressmuseum
<b>dw</b>	dry weight
<b>EQS</b>	Environmental Quality Standard
<b>EU</b>	Europäische Union
<b>GC-MS</b>	Gaschromatographie-Massenspektrometrie
<b>GLG</b>	Growth Layer Group
<b>HBB</b>	Hexabrombiphenyl
<b>HBCDD</b>	Hexabromcyclodecan
<b>HCB</b>	Hexachlorbenzol
<b>HCBD</b>	Hexachlorbutadien
<b>HCH</b>	Hexachlocyclohexan
<b>HELCOM</b>	Helsinki Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt der Ostsee

Abkürzung	Erläuterung
Hg	Quecksilber
ICES	International Council for the Exploration of the Sea
ITAW	Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung
JAMP	Joined Assessment and Monitoring Programme
JD	Jahresdurchschnitt
Kow	Octanol-Wasser-Koeffizient
LALLF	Landesamt für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei des Landes Mecklenburg-Vorpommern
LAVES	Niedersächsisches Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit
LC-MS	Flüssigchromatographie-Massenspektrometrie
LUNG M-V	Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie des Landes Mecklenburg-Vorpommern
lw	lipid weight
MEKUN	Ministerium für Energie, Klimaschutz, Umwelt und Natur des Landes Schleswig-Holstein
MSFD	Marine Strategy Framework Directive
MSRL	Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie
MUDAB	Meeresumweltdatenbank
NORMAN	Network of reference laboratories, research centres and related organisations for monitoring of emerging environmental substances
Ni	Nickel
NOEC	No observed effect concentration
NP	Nonylphenol
NPE	Nonylphenolethoxylate
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
OSPAR	Oslo-Paris-Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks
PAH	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
PBDE	Polybromierte Diphenylether
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCDD	Polychlorierte Dibenz-p-dioxine
PCDF	Polychlorierte Dibenzofurane
PCN	Polychlorierte Naphthaline

Abkürzung	Erläuterung
<b>PeCB</b>	Pentachlorbenzol
<b>PFHxS</b>	Perfluorhexansulfonsäure
<b>PFOA</b>	Perfluoroctansäure
<b>PFOS</b>	Perfluoroctansulfonsäure
<b>PNEC</b>	predicted no observed effect concentration
<b>POP</b>	Persistent Organic Pollutant
<b>QS</b>	Qualitätsstandard
<b>REACH</b>	Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH - Verordnung (EG) 1907/2006)
<b>SCCP</b>	Short chained chlorinated paraffins
<b>SCHEER</b>	Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks
<b>TBBP-A</b>	Tetrabromobisphenol A
<b>TBT</b>	Tributyltin
<b>TEF</b>	Toxizitätsequivalenzfaktor
<b>TGD</b>	Technical Guidance Document
<b>TiHo</b>	Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover
<b>TL</b>	Trophisches Level
<b>TMF</b>	trophic magnification factor
<b>UBA</b>	Umweltbundesamt
<b>UFZ</b>	Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ GmbH
<b>UNEP</b>	United Nations Environmental Programme
<b>UQN</b>	Umweltqualitätsnorm
<b>WFD</b>	Water Framework Directive
<b>WRRL</b>	Wasserrahmenrichtlinie
<b>ww</b>	wet weight
<b>ZHK</b>	Zulässige Höchstkonzentration

## Zusammenfassung

Marine Säuger sind Spaltenprädatoren auf einer hohen trophischen Stufe im Nahrungsnetz und akkumulieren Schadstoffe über Biomagnifikation also durch die Aufnahme über die Nahrung.

Die Belastung der Meere durch Schadstoffe ist ein dauerhafter Stressor, sie kann negative Auswirkungen auf die Gesundheit und Fortpflanzung haben und hat in der Vergangenheit bereits zu Effekten auf der Individual- und Populationsebene mariner Säuger geführt.

Schweinswale (*Phocoena phocoena*), Kegelrobben (*Halichoerus grypus*) und Seehunde (*Phoca vitulina*) sind Spaltenprädatoren in den Nahrungsnetzen der Nord- und Ostsee und damit insbesondere bioakkumulierenden Stoffen ausgesetzt. Vor diesem Hintergrund wurde im Rahmen dieses Projekts ein Monitoring- und Bewertungskonzept entwickelt, um die Schadstoffbelastung mariner Säuger in der Nord- und Ostsee zu überwachen und zu bewerten.

In der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) sind alle drei Arten in Anhang II der Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse gelistet, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen. Schweinswale sind außerdem in Anhang IV der streng zu schützenden Tier- und Pflanzenarten gelistet. In der Liste der gefährdeten und/oder im Rückgang befindlichen Arten und Lebensräume des Helsinki-Übereinkommens zum Schutz der Meeressumwelt der Ostsee (HELCOM) werden Schadstoffe als Gefährdungsursache für marine Säuger aufgeführt. Auch im aktuellen Zustandsbericht des Oslo-Paris-Übereinkommens zum Schutz der Meeressumwelt des Nordostatlantiks (OSPAR) werden indirekte Effekte auf Populationen mariner Säuger, bspw. reproduktionstoxische Effekte, als Gefährdungsursache genannt. Der Schutz vor zu hohen Schadstoffbelastungen ist allgemein als wichtiger Baustein zum Erhalt der Biodiversität und zum Schutz der Schweinswal- und Robbenpopulationen in der Nord- und Ostsee anerkannt.

Trotz des anerkannten Gefährdungspotenzials von Schadstoffen sind deren Messung und Bewertung in marinen Säugern bedauerlicherweise derzeit nicht Bestandteil der regulären Überwachungsprogramme in Deutschland oder unter OSPAR und HELCOM. Außerdem fehlen national und international abgestimmte toxikologische Endpunkte und Bewertungsschwellen zur Bewertung der Schadstoffbelastungen mariner Säuger. Ziel dieses Projektes war es daher, ein Monitoring- und Bewertungskonzept für die Schadstoffbelastung mariner Säuger unter der MSRL, HELCOM und OSPAR zu entwickeln. Bei dem entwickelten Monitoringkonzept liegt der Fokus auf den deutschen Ost- und Nordseegebieten. Dabei sollte auf den vorhandenen Strukturen aufbauend ein Konzept für ein regelmäßiges Monitoring der Belastung der Meeressäuger mit den ausgewählten relevanten Schadstoffen entwickelt und vorgeschlagen werden.

Um eine Grundlage zu schaffen, welche Schadstoffe für die Belastung mariner Säuger besonders relevant sind, wurden zunächst verfügbare Daten zur Schadstoffbelastung mariner Säuger zusammengestellt. Der Fokus lag dabei auf der Nord- und Ostsee, wobei auch Daten der in deutschen Gewässern heimischen Arten aus anderen Gebieten der Nord- und Ostsee berücksichtigt werden, da diese Tiere zu Populationen gehören, die internationale Gewässer innerhalb der Nord- und Ostsee nutzen. Hierfür wurden insgesamt 77 Stoffe in Betracht gezogen, die bereits in regionalen Übereinkommen (OSPAR, HELCOM) und der WRRL sowie im internationalen Stockholmer Übereinkommen erfasst sind und es erfolgte eine Priorisierung anhand verschiedener Kriterien.

Zu 39 der Schadstoffe/Schadstoffgruppen liegt Literatur vor, die Messungen in den heimischen marinen Säugern in der Nord- und Ostsee oder den angrenzenden Gewässern des Nordatlantiks beschreibt, während für 38 der in Betracht gezogenen Stoffe/Stoffgruppen keine Schadstoffdaten in marinen Säugern publiziert sind. Insgesamt wurden 122 Literaturquellen

gefunden, die teilweise Schadstoffdaten für mehrere Arten mariner Säuger oder verschiedene geographische Gebiete enthalten. Für Schweinswale liegen Daten aus 168 Publikationen zu 34 der betrachteten Stoffen vor, für Seehunde gibt es lediglich 123 Publikationen zu 31 Stoffen, während bei Kegelrobben sogar nur 29 Stoffe untersucht wurden und die Gesamtzahl der Publikationen bei nur 76 liegt.

Auch die untersuchten Gewässer weisen deutliche Differenzen auf. Für die Nordsee liegen zu 33 Schadstoffen/Schadstoffgruppen Daten aus 179 Publikationen vor. In der Ostsee wurde eine ähnliche Anzahl an Schadstoffen/Schadstoffgruppen ( $n = 32$ ) untersucht, jedoch ist die Gesamtzahl der Publikationen deutlich niedriger ( $n = 119$ ). Für die angrenzenden Gewässer des Nordostatlantiks sind 33 Stoffe untersucht worden und insgesamt liegen 104 Publikationen vor.

Zu den 39 Schadstoffen/Schadstoffgruppen, zu denen in der Literatur Daten vorliegen, wurden im nächsten Schritt die maximalen gemessenen Konzentrationen aus der Literatur extrahiert und durch Ergebnisse aus relevanten Forschungsarbeiten der Projektinstitutionen (Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung, Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover; Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, UfZ GmbH) ergänzt. Um zu beurteilen, ob diese Konzentrationen in marinen Säugern Effektschwellen überschreiten, wurde die predicted no observed effect concentration (PNEC) herangezogen. Die jeweiligen Werte wurden aus der Ökotoxikologiedatenbank des NORMAN-Netzwerks (Network of reference laboratories, research centres and related organisations for monitoring of emerging environmental substances, NORMAN Ecotox Database) bezogen. Da keine PNEC-Werte für marine Säuger existieren, wurde die PNEC in „marine biota – fish“ gewählt. Die höchste gemessene Konzentration wurde im Folgenden durch die PNEC geteilt, um einen Risikoquotienten zu erhalten, der angibt, ob die recherchierten in marinen Säugern ermittelten Messwerte über den Konzentrationen liegen, für die keine negativen Effekte erwartet werden. Für 18 Stoffe liegt der Quotient  $> 1$ , d.h. diese Stoffe liegen mit ihren in marinen Säugern vorkommenden Konzentrationen über den PNEC.

Neben den maximalen Konzentrationen und Effektschwellen wurde außerdem berücksichtigt, welche Stoffe Potenzial zur Bioakkumulation haben. Als Richtwert für das Potenzial zur Bioakkumulation wurde der Biokonzentrationsfaktor (BCF) bzw. Bioakkumulationsfaktor (BafG) recherchiert. Der BCF beschreibt die Anreicherung eines Stoffes aus dem Umgebungsmedium (bspw. Wasser) über die Haut oder Kiemen, während der BAF zusätzlich die Anreicherung über die Nahrung miteinschließt. Die Werte wurden aus der Datenbank der Royal Society of Chemistry ([Chemspider](#)) herangezogen. Bei der Priorisierung der Stoffe für einen Monitoringvorschlag wurden solche Stoffe ausgewählt, deren BCF/BAF-Wert über 2.000 liegt. Dies ist kohärent mit den Kriterien aus REACH-Anhang XIII für PBT-Stoffe, da neben dem Bioakkumulationspotenzial auch Toxizitätsgrenzen bei der Priorisierung der Stoffe für das Monitoring mit einbezogen wurden. Bei 22 Stoffen liegt der BCF/BAF-Wert oberhalb der REACH-Kriterien für Bioakkumulation und sie sind somit als bioakkumulativ zu betrachten.

Anhand der beschriebenen Schritte werden 13 organische Schadstoffe/Schadstoffgruppen für ein Monitoring in marinen Säugern vorgeschlagen: Chlordan, DDT, Dieldrin, Heptachlor, Hexachlorbenzol, Mirex, Toxaphen, Polybromierte Diphenylether, Dechloran Plus, Hexabrombiphenyl, Hexabromcyclodecan, polychlorierte Biphenyle und polychlorierte Dibenz-p-dioxine.

Da für Schwermetalle das beschriebene Schema zur Auswahl von Stoffen für ein Monitoring aufgrund ihrer Eigenschaften und ihres Verhaltens in der Umwelt nicht anwendbar ist, wurden fünf Schwermetalle, die in der Liste der 39 Schadstoffe enthalten waren, separat betrachtet. Hierzu wurde die vorhandene Literatur sowohl auf das Vorkommen in marinen Säugern in der Nord- und Ostsee als auch auf negative Effekte, die mit erhöhten Konzentrationen in marinen

Säugern korrelieren, geprüft. Da bei Metallen von einer gewissen Hintergrundkonzentration aufgrund des natürlichen Vorkommens in der Umwelt und im Organismus ausgegangen werden kann, war vor allem entscheidend, ob negative Effekte durch erhöhte Konzentrationen in marinen Säugern zu erwarten sind. Aufgrund des aus der Literatur belegten Potenzials zur Bioakkumulation und den beschriebenen Assoziationen zwischen erhöhten Konzentrationen und gesundheitlichen Auswirkungen auf marine Säuger, werden Cadmium und Quecksilber für ein Monitoring in marinen Säugern vorgeschlagen.

Grundsätzlich liegt bei einem Monitoring von Schadstoffen in marinen Säugern der Fokus vor allem auf der Erhebung von Langzeitdaten, die Rückschlüsse über das Vorkommen von Stoffen in der Nahrungskette, ihr Verhalten und ihre Anreicherung in der Umwelt und ihre Persistenz erlauben und insbesondere die Ermittlung von Trends ermöglichen. Außerdem können Langzeitdaten zu Schadstoffen in marinen Säugern mit Daten zu Populationsentwicklung, Gesundheits- und Reproduktionsparametern korreliert werden und somit auch Hinweise über mögliche Auswirkungen auf andere Bereiche des Ökosystems geben. Es handelt sich um einen Vorschlag für ein Monitoring auf Basis der vorhandenen Literatur und dem aktuellen Wissensstand zu Schadstoffen in der Umwelt und marinen Säugern. Die Auswahl der Stoffe sollte regelmäßig überprüft und an neue Forschungsergebnisse und relevante gesetzliche Vorgaben angepasst werden (Kapitel 3.4.8), wofür die erhobenen Daten eine wichtige Basis liefern.

Neue Erkenntnisse über die Risiken oder Effekte von Schadstoffen in marinen Säugern können zu einer angepassten Priorisierung im Monitoring führen. Die voranschreitende Forschung im Bereich neu auftretender Schadstoffe in der Umwelt kann außerdem zukünftig das Monitoring weiterer Stoffe begründen. Ebenso kann das Monitoring für Stoffe begründet eingestellt werden z.B., wenn ihre Konzentrationen in der Umwelt so weit abnehmen, dass kein Risiko mehr von ihnen für marine Säuger ausgeht bzw. die Werte unter messbaren Konzentrationen sinken.

Um eine Nutzung und Bereitstellung der Daten aus dem angestrebten Monitoring sicherzustellen, wurde im Rahmen des Projektes außerdem ein angepasstes Datenformat für die Meeresumweltdatenbank (MUDAB) entwickelt. Die MUDAB wurde 1994 zur zentralen Verwaltung von Meeres-Monitoringdaten etabliert ([Geoportal der MUDAB](#)). Die Küstenbundesländer sowie Bundes- und Forschungseinrichtungen übermitteln physikalische, hydrographische, hydrochemische und biologische Parameter an die von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA) geführte Datenbank. Die Daten in der MUDAB sind öffentlich und werden auf nationaler und internationaler Ebene bereitgestellt.

Der weitaus größte Datensatz der MUDAB für Schadstoffe mit über 5 Millionen erfassten Messwerten liegt für Wasserproben vor. Biota hingegen sind mit 130.552 Messwerten von 1990 – 2023 das am geringsten erfasste Kompartiment. Für Meeressäuger liegen innerhalb dieses Kompartimentes keine Daten vor, da sie mit dem bisherigen Datenformat nicht optimal erfasst werden. Um zukünftig Daten von Schadstoffmessungen in marinen Säugern an die MUDAB übermitteln zu können, ist eine Anpassung des bestehenden Datenformates für Biota notwendig. Nur so können Monitoringdaten mariner Säuger erfasst und für regionale Prozesse zur Verfügung gestellt werden.

Die Anpassung des MUDAB-Berichtsformates wurde im Rahmen dieses Projektes vorgenommen, da die bisherigen Datenfelder teils keine Codes für die spezifischen Daten von Meeressäugern zuließen. Einige relevante Informationen konnten daher mit den bisher verfügbaren Datenfeldern nicht ausreichend erfasst werden, sodass eine Ergänzung bestehender Datenfelder

sowie Generierung neuer Datenfelder erfolgt ist, um Fundumstände und biologische Grunddaten mariner Säuger korrekt wiederzugeben.

Einen weiteren Teil des Projektes stelle die Entwicklung eines Monitoringkonzeptes dar, das eine einheitliche, standardisierte Probennahme und Protokollierung ermöglicht, um ein reguläres Schadstoffmonitoring mariner Säuger in der deutschen Nord- und Ostsee zu etablieren. Das entwickelte Konzept berücksichtigt bestehende Monitoringprogramme für marine Säuger unter OSPAR und HELCOM, um Daten aus einem nationalen Monitoring über die MUDAB zur Verfügung stellen zu können, vergleichbare Daten zu erheben und so die Grundlagen für ein regional einheitliches Schadstoffmonitoringprogramm in marinen Säugern bereitzustellen.

Obwohl in den Küstenbundesländern Deutschlands teilweise bereits seit vielen Jahren ein Gesundheitsmonitoring mariner Säuger durchgeführt wird, ist es nicht in allen Bereichen der deutschen Gewässer der Nord- und Ostsee gleichermaßen etabliert und wird in unterschiedlichem Umfang durchgeführt. Untersuchungen zur Schadstoffbelastung werden zwar stichprobenartig durchgeführt, sind aber derzeit nicht fester Bestandteil des Monitorings und somit liegt keine umfassende Datensammlung zur Belastung mariner Säuger mit Schadstoffen vor.

Wenn ein Schadstoffmonitoring länderübergreifend koordiniert und durchgeführt würde, könnten jährlich Proben von 50-100 Tieren entnommen und für ein Monitoring bereitgestellt werden. Es ist zu erwarten, dass entsprechend der Totfundzahlen Proben von Seehunden hierbei den größten Anteil ausmachen würden. Bei der Auswahl der zu untersuchenden Tiere sollte beachtet werden, welche Fragestellungen das Monitoring verfolgt. Wenn genug Tiere zur Verfügung stehen, kann eine gezielte Auswahl nach bestimmten Altersklassen, Geschlecht oder Regionen sinnvoll sein, um verschiedene Zielgruppen abzubilden oder bei der Auswertung von Langzeittrends vergleichbare Daten zu schaffen. Grundsätzlich sollten nur Tiere in einem frischen Erhaltungszustand für toxikologische Untersuchungen beprobt werden, d. h. Tiere im Erhaltungszustand 1 und 2, entsprechend international abgestimmter Bewertungsschemata.

Um die spätere Bewertung der Analyseergebnisse und Interpretation sowie auch die Vergleichbarkeit mit anderen Daten zu gewährleisten, ist es nötig, bestimmte Begleitdaten für die Proben aufzunehmen. Diese umfassen z.B. grundlegende biologische Parameter, Informationen zur Probennahme und Lagerung, Herkunft der Probe und auch Informationen zur Analyse und zur Qualitätssicherung. Während einige der Fundinformationen und Begleitparameter bei Totfunden nicht immer bekannt sind, sind andere essentiell für die Ergebnisinterpretation und Vergleichbarkeit und müssen notwendigerweise zur Verfügung gestellt werden. Notwendige Parameter, die für eine eindeutige Probenidentifikation und die spätere Interpretation relevant sind, umfassen das zuständige Institut und Ansprechpartner\*in, Fundort, -datum, Tierart, Untersuchungsdatum, ProbenID, Matrix/Probenart, Geschlecht, Länge, Gewicht, Alter geschätzt, Qualität der Totprobe (Verwesungsgrad), Herkunft der Probennahme und Information, ob es sich um eine Einzel- oder Poolprobe handelt.

Während es für die konkreten Analysen von Schadstoffen keine einheitlichen Laborprotokolle gibt, sind bei der Qualitätskontrolle und Berichterstattung der erhaltenen Daten klare Kriterien anzustreben, um eine Vergleichbarkeit der Daten über Studien und Labore hinweg zu gewährleisten. Die wesentlichen Eckpunkte sind im Bericht detailliert dargestellt. Um die Nachvollziehbarkeit und Reproduzierbarkeit zu gewährleisten, muss eine lückenlose Dokumentation der Lagerung, Probenbehandlung und Analysen vorliegen. Essentielle Begleitparameter zur Analytik sind der untersuchte Schadstoff, das Analyselabor, die untersuchte Matrix/Gewebe, die Messmethode, die physikalische und chemische Behandlung

der Probe, die Art der Lagerung, interne Nachweis- und Bestimmungsgrenzen, Frischgewicht, Trockengewicht und/oder Fett-/Wassergehalt der Probe.

Um die Konzentrationen von Schadstoffen in der Umwelt und in Biota nicht nur qualitativ zu erfassen, sondern auch das Risiko zu bewerten, das von ihnen ausgeht werden Bewertungsschwellen genutzt. Unter der WRRL sind Umweltqualitätsnormen (UQN) die Bewertungsschwellen für Schadstoffe. Sie legen die Konzentration eines bestimmten Schadstoffs oder einer bestimmten Schadstoffgruppe fest, die in Wasser, Schwebstoffen, Sedimenten oder Biota aus Gründen des Gesundheits- und Umweltschutzes nicht überschritten werden darf.

Zur Implementierung der WRRL, insbesondere des Artikels 16 (Strategien gegen die Wasserverschmutzung) wurde 2007 eine Expertengruppe ins Leben gerufen, um UQN für die Überwachung nach den Vorgaben eines Technischen Leitfadens abzuleiten. Seitdem wurden für 45 prioritäre Schadstoffe UQN festgelegt, die EU-weit zur Bewertung des chemischen Zustandes von Gewässern herangezogen werden (Richtlinie 2013/39/EU). UQN berücksichtigen den Schutz der Gewässerorganismen (einschließlich der Anreicherung in der Nahrungskette) und der menschlichen Gesundheit. Die Biota-UQN werden in den meisten Fällen auf Fische bezogen. Andere Biota können als Matrix für die Überwachung genutzt werden, sofern die Anwendung der UQN ein gleiches oder höheres Schutzniveau bietet. Der Schutz von Spitzenprädatoren wie marinen Säugern erfolgt über die Bewertung von Sekundärvergiftungen ( $\text{UQN}_{\text{biota.secpois}}$ ).

Aktuell befindet sich die WRRL in einem Revisionsprozess. Im Zuge dieser Überprüfung wurden bestehende UQN überarbeitet und neue UQN für weitere prioritäre Substanzen mit Kandidatenstatus abgeleitet. Insgesamt fällt auf, dass bei der Ableitung von Qualitätsstandards häufig keine Daten zu marinen Spitzenprädatoren berücksichtigt wurden. Die in den Dossiers enthaltenen Daten zum Vorkommen in der Umwelt stammen vorwiegend aus Messungen in Wasser, Sediment und Biota (Fische). Mangels Toxizitätsstudien an Wildtieren basieren die Daten zur Toxizität ausschließlich auf Versuchsstudien an Labortieren, wie zumeist Ratten, Mäusen oder Hunden. Im Revisionsprozess wurden für einige Stoffe jedoch auch Informationen zu marinen Spitzenprädatoren hinzugezogen. Besonders hervorzuheben ist, dass die neuen Qualitätsstandards für Biota gewässerspezifisch abgeleitet wurden, d.h. sie unterscheiden sich für Binnengewässer und marine Gewässer. Die Anpassungen folgen den Vorgaben des TGD Nr. 27 (Europäische Kommission, 2018), das bei der Ableitung der Qualitätsstandards für Biota in marinen Gewässern auf eine zusätzliche Stufe in der Nahrungskette für marine Spitzenprädatoren hinweist. Durch diesen Schritt wird mit der Revision bereits ein größerer Schutz für marine Spitzenprädatoren gewährleistet.

Um gemessene Schadstoffkonzentrationen in marinen Säugern mit Schwellenwerten abzugleichen und zu prüfen, ob die Konzentrationen im Bereich von EU-weit festgelegten UQN liegen, ist eine Umrechnung der bestehenden UQN für Biota auf eine höhere trophische Ebene möglich. Hierfür wurde am Beispiel von Hexabromcyclodecan (HBCDD) eine Formel aus dem TGD Nr. 27 genutzt. Mit Hilfe von Standardwerten aus dem TGD sowie abgeleiteten Werten aus dem UQN-Dossier zu HBCDD wurde ein Qualitätsstandard für marine Säuger abgeleitet, der  $1,6 \mu\text{g}/\text{kg} \text{ Biota ww}$  beträgt und einer äquivalenten Konzentration in Wasser von  $8,2 \times 10^{-6} \mu\text{g}/\text{l}$  entspricht.

In einigen Bereichen gibt es zur korrekten Ableitung von Qualitätsstandards und UQN insbesondere mit Hinblick auf den Schutz und für spezifische Ableitungen für marine Säuger noch Forschungsbedarf. Für einige Stoffe, die im Rahmen dieses Projektes für ein Monitoring in marinen Säugern vorgeschlagen werden, sind noch keine UQN nach WRRL festgelegt worden. Es handelt sich um Chlordan, Mirex, Toxaphen, Dechloran Plus und Hexabrombiphenyl. Es fehlt grundsätzlich an Daten zum Verhalten von Schadstoffen in der marinen Nahrungskette und in

marinen Säugern, für die UQN abgeleitet wurden. Lediglich im UQN-Dossier von HBCDD, Heptachlor und Quecksilber sind Hinweise auf Studien zu Spitzenprädatoren zu finden. Häufig fehlen beispielsweise Studien zur Bioakkumulation in höheren trophischen Ebenen und es werden nur Studien zum Verhalten des Stoffes in z.B. Fischen betrachtet. So kann es sein, dass das Potenzial zur Bioakkumulation in Spitzenprädatoren durch teils ausgeprägte Biomagnifikation massiv unterschätzt wird. Sofern keine BCF/BAF-Werte zur Verfügung stehen, werden für die Ableitung nach TGD Nr. 27 auch andere Hinweise auf Bioakkumulation eines Stoffes im Nahrungsnetz verwendet. Gibt es Nachweise eines Stoffes in höheren trophischen Ebenen, könnte dies als Hinweis gewertet werden, dass sich der Stoff in der Nahrungskette anreichert. Die umfangreiche Literaturrecherche hat zwar gezeigt, dass für viele Stoffe bereits Nachweise in marinen Säugern existieren, jedoch ist die Datenlage in vielen Fällen sehr gering. Weitere Studien zum Vorkommen von ausgewählten Schadstoffen wären daher bei der Bewertung eines Stoffes wichtig und könnten zum besseren Verständnis der Verbreitung beitragen. Auch wenn Toxizitätsstudien unter kontrollierten Rahmenbedingungen an marinen Säugern kaum durchführbar sind, können Studien zu Effekten in marinen Säugern wichtige Hinweise auf speziespezifische Toxizität liefern. Insbesondere aufgrund ihrer langen Lebensdauer sollten bei marinen Säugern auch langfristige Effekte mit einbezogen werden, die zu negativen Auswirkungen auf Populationsebene führen. Auswirkungen von Schadstoffen in marinen Säugern sollten in zukünftigen Forschungsvorhaben untersucht werden, auch um unterstützende Daten für die Bewertung im Rahmen der UQN-Ableitung einbeziehen zu können.

Bei der Berechnung und Normalisierung von Qualitätsstandards auf verschiedene trophische Ebenen ist außerdem zu beachten, dass die Darstellung der trophischen Ebenen sehr vereinfacht ist. Eine vereinfachte Darstellung der trophischen Ebenen kann sowohl zur Unter- als auch Überschätzung des Risikos für eine bestimmte Art führen. Für die Ableitung von Qualitätsstandards für marine Säuger in der Nord- und Ostsee ist also eine genaue Einschätzung ihrer trophischen Ebene sowie ein besseres Verständnis der trophischen Magnifikation von den zu bewertenden Stoffen sinnvoll. Weitere Studien sollten durchgeführt werden, um das Risiko für unsere heimischen Arten mariner Säuger korrekt einschätzen zu können.

Zusammenfassend kann auf Basis der in diesem Projekt erarbeiteten Ergebnisse gesagt werden, dass die Grundlagen und Voraussetzungen zur Integrierung von Schadstoffuntersuchungen in ein Monitoring mariner Säuger in den Küstenbundesländern gegeben sind. Die bestehenden Monitoringstrukturen sollten genutzt werden, um einheitliche Probennahmen aller Küstenbundesländer für Schadstoffuntersuchungen durchzuführen. In den Bundesländern, die keine standardisierten Proben für Schadstoffuntersuchungen entnehmen, sollte das Probenentnahmeprotokoll zeitnah angepasst werden.

Der Nutzen, Schadstoffmessungen in das Monitoring mariner Säuger zu integrieren, wird auf Basis der Projektergebnisse besonders deutlich. Um Gesundheitsparameter und Populationsdaten mit Schadstoffdaten in marinen Säugern verknüpfen zu können, sind einheitliche Datensätze erforderlich. Die Literaturrecherche hat gezeigt, dass für viele Schadstoffe grundlegende Daten zum Vorkommen und zur Schadwirkung in den heimischen marinen Säugern der deutschen Gewässer fehlen. Um auch das Verhalten und die Persistenz in der Umwelt sowie die Anreicherung in der Nahrungskette und die langfristigen Auswirkungen bewerten zu können, müssen Daten über mehrere Jahre erhoben werden. Daher sollten zeitnah die Strukturen geschaffen werden, um in regelmäßigen Abständen Schadstoffmessungen in marinen Säugern durchzuführen.

Es wird außerdem empfohlen, zunächst Langzeitdatensätze aller drei heimischen Arten mariner Säger, von männlichen, adulten Tieren im Umfang von 50 bis 60 Proben pro Jahr (sofern möglich, andernfalls gesammelt über mehrere Jahre) zu erheben. Die Stoffauswahl sollte in

regelmäßigen Zeitabständen an aktuelle Forschungsergebnisse angepasst werden. Da eine ausreichende Datengrundlage zur Erfassung von Langzeittrends frühestens nach 10 Jahren erwartet werden kann, sollte in diesem Zeitrahmen eine engmaschige Überprüfung der Stoffauswahl erfolgen.

Des Weiteren sollte an einheitlichen Bewertungskriterien gearbeitet werden, um die erhobenen Schadstoffdaten in marinen Säugern einzuordnen. Erste Ansätze gibt es hier bereits, jedoch zeigen die Ausführungen dieses Projektes, dass in vielen Fällen eine solide Datengrundlage fehlt, um das Risikopotenzial von Schadstoffen in marinen Säugern korrekt einschätzen zu können.

Die Ergebnisse des Projektes dienen als Grundlage für die Etablierung und Durchführung regelmäßiger Schadstoffuntersuchungen in marinen Säugern der deutschen Gewässer. Das vorgeschlagene Monitoring generiert eine wertvolle Datengrundlage zur Bewertung des Vorkommens und Verhaltens von Schadstoffen in marinen Säugern, deren Auswirkungen auf die Gesundheit und die Populationsentwicklung sowie das Risiko für den Menschen durch den Konsum von Fisch und Meeresfrüchten. Insbesondere im Kontext einer stark anthropogen geprägten Umwelt, in der marine Säuger multiplen Stressoren ausgesetzt sind, ist dies ein wesentlicher Beitrag zum Schutz der Populationen mariner Säuger in der Nord- und Ostsee.

## Summary

Marine mammals are apex predators at a high trophic level in the food web and accumulate pollutants via biomagnification, i.e. via the food chain. Pollution of the marine environment is a persistent stressor, which can have negative effects on health and reproduction and has already led to effects at the individual and population level of marine mammals in the past. Harbor porpoises (*Phocoena phocoena*), grey seals (*Halichoerus grypus*) and harbor seals (*Phoca vitulina*) are top predators in the food webs of the North and Baltic Seas and are therefore particularly exposed to bioaccumulating substances. Against this background, a monitoring and assessment concept was developed as part of this project to monitor and evaluate the pollution of marine mammals in the North and Baltic Seas.

In the Flora-Fauna-Habitat Directive (Directive 92/43/EEC), all three species are listed in Annex II of the Animal and Plant Species of Community Interest, for the conservation of which special protection areas must be designated. Harbor porpoises are also listed in Annex IV of animal and plant species requiring strict protection. In the list of endangered and/or declining species and habitats of the Helsinki Convention for the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea (HELCOM), pollutants are listed as a threat for marine mammals. The current status report of the Oslo-Paris Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic (OSPAR) also mentions indirect effects on populations of marine mammals, e.g. reproductive toxicity, as a threat. Protection against excessive pollution is generally recognized as an important element in preserving biodiversity and protecting porpoise and seal populations in the North Sea and Baltic Sea.

Despite the recognized hazard potential of pollutants, their monitoring and assessment in marine mammals are currently unfortunately not part of the regular monitoring programmes in Germany or under OSPAR and HELCOM. In addition, there is a lack of nationally and internationally agreed toxicological endpoints and assessment thresholds for evaluating contaminant levels in marine mammals. The aim of this project was therefore to develop a monitoring and assessment concept for the pollution of marine mammals under the MSFD, HELCOM and OSPAR. The monitoring concept developed focuses on the German Baltic and North Sea areas. Based on the existing structures, a concept for regular monitoring of the selected relevant environmental pollutants in marine mammals is to be developed and proposed.

In order to create a basis for determining which pollutants are particularly relevant for the pollution of marine mammals, available data on the pollution of marine mammals was first compiled. The focus was on the North Sea and Baltic Sea, although data on native species from German waters in other areas of the North Sea and Baltic Sea were also taken into account, as these animals belong to the same populations within the North Sea and Baltic Sea. A total of 77 substances already covered by regional agreements (OSPAR, HELCOM), the WFD and the international Stockholm Convention were taken into consideration and prioritized according to various criteria.

Literature describing measurements in native marine mammals in the North Sea and Baltic Sea or the adjacent waters of the North Atlantic is available for 39 of the selected pollutants/pollutant groups, while no pollutant data in marine mammals have been published for 38 of the considered substances/substance groups. A total of 122 literature sources were found, some of which contain pollutant data for several species of marine mammals or different geographical areas. For harbor porpoises, there are data from 168 publications on 34 of the substances considered, for harbor seals there are only 123 publications on 31 substances, while for grey seals only 29 substances were investigated and the total number of publications is only 76.

There are also clear differences in the waters investigated. Data on 33 substances/ substance groups from 179 publications are available for the North Sea. A similar quantity of substances/ substance groups ( $n = 32$ ) were investigated in the Baltic Sea, but the total number of publications is significantly lower ( $n = 119$ ). For the adjacent waters of the North-East Atlantic, 33 substances have been investigated and a total of 104 publications are available.

In the next step, the maximum measured concentrations of the 39 substances/ substance groups for which data are available in the literature were extracted from the literature and complemented with relevant results from research on pollutants of the project partners (Institute for Terrestrial and Aquatic Wildlife Research, University of Veterinary Medicine Hannover; Helmholtz Centre for Environmental Research, UFZ GmbH). In order to assess whether these concentrations exceed effect thresholds in marine mammals, the *predicted no observed effect concentration* (PNEC) was used. The respective values were obtained from the ecotoxicology database of the NORMAN network (Network of reference laboratories, research centres and related organizations for monitoring of emerging environmental substances, NORMAN Ecotox Database). As no PNEC values exist for marine mammals, the PNEC in "marine biota - fish" was selected. The highest measured concentration was then divided by the PNEC in order to obtain a risk quotient, which indicates whether the researched values occurring in marine mammals are above the concentrations, which are not expected to have negative effects. For 18 substances, the quotient is  $> 1$ , i.e. the concentrations of these substances occurring in marine mammals are above the PNEC.

In addition to the maximum concentrations and effect thresholds, consideration was also given to substances with the potential to bioaccumulate. The bioconcentration factor (BCF) or bioaccumulation factor (BafG) was used as a reference value. The BCF describes the accumulation of a substance from the environmental medium (e.g. water) via the skin or gills, while the BAF also includes accumulation via food. The values were taken from the database of the Royal Society of Chemistry ([Chemspider](#)). When prioritizing the substances for a monitoring proposal, those substances with a BCF/BAF value above 2,000 were selected. This is consistent with the criteria from REACH Annex XIII for persistent, bioaccumulative and toxic (PBT) substances, as toxicity limits were also included in the prioritization of substances for monitoring. For 22 substances, the BCF/BAF value is above the REACH-criteria for bioaccumulation and they are therefore regarded as bioaccumulative.

Based on the described criteria, 13 substances/ substance groups are proposed for monitoring in marine mammals: chlordane, DDT, dieldrin, heptachlor, hexachlorobenzene, mirex, toxaphene, polybrominated diphenyl ethers, dechlorane plus, hexabromobiphenyl, hexabromocyclododecane, polychlorinated biphenyls and polychlorinated dibenzo-p-dioxins.

As the described scheme for selecting substances for monitoring is not applicable to heavy metals due to their distinct properties and behavior in the environment, five heavy metals that were included in the list of 39 substances were considered separately. For this purpose, the available literature was examined for the occurrence in marine mammals in the North and Baltic Seas and for negative effects that correlate with increased concentrations in marine mammals. Since a certain background concentration can be assumed for metals due to their natural occurrence in the environment and in the organism, the decisive factor was whether negative effects are to be expected due to increased concentrations in marine mammals. Cadmium and mercury are proposed for monitoring in marine mammals on the basis of the potential for bioaccumulation and the associations described between elevated concentrations and health effects on marine mammals.

Basically, the focus of pollutant monitoring in marine mammals is primarily the collection of long-term data, which allows trend observations and provides information on the occurrence of substances in the food chain, their behavior, accumulation and persistence in the environment. In addition, long-term data on pollutants in marine mammals can be correlated with data on population development, health and reproduction parameters and thus also provide evidence on possible effects on other areas of the ecosystem. The proposed monitoring is based on the existing literature and the current state of knowledge on pollutants in the environment and marine mammals. The selection of substances should be regularly reviewed and adapted to new research findings and relevant legal requirements, for which the data collected provides an important basis.

New findings on the risks or effects of pollutants in marine mammals can justify a new prioritization in monitoring. Advancing research into newly emerging pollutants in the environment may also justify the future monitoring of other substances. Removal of substances can also be justified, e.g. if their concentrations in the environment decrease to such an extent that they no longer pose a risk to marine mammals or the values are below measurable concentrations.

In order to ensure the use and provision of the data from the intended monitoring, an adapted data format for the marine environmental database (MUDAB) was also developed as part of the project. The MUDAB was established in 1994 for the central administration of marine monitoring data ([MUDAB](#)). The coastal federal states as well as federal and research institutions transmit physical, hydrographic, hydrochemical and biological parameters to the database, which is managed by the Federal Institute of Hydrology (BfG) on behalf of the German Environment Agency (UBA). The data in the MUDAB is public and is made available at national and international level.

By far the largest MUDAB data set for pollutants, with over 5 million measured values, is available for water samples. Biota, on the other hand, is the least recorded compartment with 130,552 measured values from 1990 - 2023. No data is available for marine mammals within this compartment, as the current data format doesn't allow an ideal data logging. In order to be able to transmit data from pollutant measurements in marine mammals to the MUDAB in the future, the existing data format for biota needs to be adapted, to allow recording monitoring data on marine mammals and make it available for regional processes.

The MUDAB report format was adapted as part of this project because some of the previous data fields did not contain codes for the specific data of marine mammals. Some relevant information could therefore not be adequately recorded with the previously available data fields, so existing data fields were supplemented and new data fields generated in order to correctly reflect the circumstances and basic biological data of marine mammals.

Another part of the project is the developed monitoring concept, which enables uniform, standardized sampling and recording in order to establish regular monitoring of marine mammals in the German North and Baltic Seas. The developed concept takes into account existing monitoring programs for marine mammals under OSPAR and HELCOM in order to provide data from national monitoring via the MUDAB, collect comparable data and thus provide the basis for a regionally standardized pollutant monitoring program in marine mammals.

Although health monitoring of marine mammals has been carried out in some of Germany's coastal federal states for many years, it is not equally established in all areas of the German waters of the North Sea and Baltic Sea and is carried out to varying degrees. Although studies on pollutant contamination are carried out on a project basis, they are currently not an integral part

of the monitoring and therefore no comprehensive data collection on the contamination of marine mammals with pollutants is available.

If pollutant monitoring was coordinated and carried out on a transnational basis, samples of 50–100 animals could be taken annually and made available for monitoring. It is to be expected that samples from seals would make up the largest proportion, in line with the number of dead animals found. When selecting the animals to be examined, consideration should be given to which questions the monitoring is pursuing. If enough animals are available, a targeted selection according to certain age classes, sex or regions can be useful in order to represent different target groups or to create comparable data when evaluating long-term trends. In principle, only animals in a fresh conservation status should be sampled for toxicological studies: this means animals in conservation status 1 and 2, according to internationally agreed assessment schemes.

In order to ensure the subsequent evaluation of the analysis results and interpretation as well as comparability with other data, it is necessary to record certain accompanying data for the samples. These include, for example, basic biological parameters, information on sampling and storage, origin of the sample and also information on analysis and quality assurance. While some of the find information and accompanying parameters are not always known in the case of stranded animals, others are essential for the interpretation of results and comparability and must necessarily be provided. Necessary parameters that are relevant for clear sample identification and subsequent interpretation include the responsible institute and contact person, place and date of discovery, animal species, date of examination, sample ID, matrix/sample type, sex, length, weight, estimated age, quality of the dead sample (degree of decomposition), origin of sampling and information as to whether it is an individual or pooled sample.

While there are no standardized laboratory protocols for the specific analyses of pollutants, clear criteria are necessary for the quality control and reporting of the data obtained in order to ensure comparability of data across studies and laboratories. The key points are presented in detail in the report. To ensure traceability and reproducibility, complete documentation of storage, sample handling and analyses must be available. Essential accompanying parameters for the analysis are the pollutant examined, the analysing laboratory, the matrix/tissue examined, the measurement method, the physical and chemical treatment of the sample, the type of storage, internal detection and determination limits, fresh weight, dry weight and/or fat/water content of the sample.

Assessment thresholds are used not only to qualitatively measure the concentrations of pollutants in the environment and in biota, but also to assess the risk they pose. Under the WFD, for example, environmental quality standards (EQS) are the assessment thresholds for pollutants; they define the concentration of a particular pollutant or group of pollutants that must not be exceeded in water, suspended matter, sediments or biota for reasons of health and environmental protection.

To implement the WFD, in particular Article 16 (strategies against water pollution), an expert group was set up in 2007 to derive EQS for monitoring in accordance with the specifications of a technical guideline. Since then, EQS have been established for 45 priority pollutants, which are used throughout the EU to assess the chemical status of water bodies (Directive 2013/39/EU). EQS take into account the protection of aquatic organisms (including accumulation in the food chain) and human health. In most cases, the biota EQS are based on fish. Other biota can be used as a matrix for monitoring if the application of EQS provides an equal or higher level of protection. The protection of top predators such as marine mammals is carried out via the assessment of secondary poisoning (EQS<sub>biota.secpois</sub>).

The WFD is currently undergoing a revision process. As part of this review, existing EQS have been revised and new EQS have been derived for other priority substances with candidate status. Overall, it is noticeable that data on marine top predators was often not taken into account when deriving quality standards. The data on occurrence in the environment contained in the dossiers originate primarily from measurements in water, sediment and biota (Simpson & Fisher). Due to the lack of toxicity studies on wild animals, the data on toxicity are based exclusively on test studies on laboratory animals, mostly rats, mice or dogs. However, information on marine apex predators was also included in the revision process for some substances. It should be particularly emphasized that the new quality standards for biota were derived on a water body-specific basis, i.e. they differ for inland waters and marine waters. The adjustments follow the requirements of TGD No. 27 (European Commission, 2018), which refers to an additional stage in the food chain for top marine predators when deriving quality standards for biota in marine waters. This revision already ensures greater protection for marine apex predators.

In order to compare measured pollutant concentrations in marine mammals with threshold values and to check whether the concentrations are within the range of EU-wide EQS, it is possible to convert the existing EQS for biota to a higher trophic level. Using hexabromocyclododecane (HBCDD) as an example, a formula from TGD No. 27 was used for this purpose. With the help of standard values from the TGD and values derived in the EQS dossier on HBCDD, a quality standard for marine mammals was derived, which is 1.6 µg/kg biota ww and corresponds to an equivalent concentration in water of  $8.2 \times 10^{-6}$  µg/l.

In some areas, there is still a need for research to correctly derive quality standards and EQS, particularly with regard to protection and specific derivations for marine mammals. For some substances proposed for monitoring in marine mammals within this project, no EQS have yet been established under the WFD. These are chlordane, mirex, toxaphene, dechlorane plus and hexabromobiphenyl. There is a fundamental lack of data on the behavior of pollutants in the marine food chain and in marine mammals for which EQS have been derived. Only the EQS dossier for HBCDD, heptachlor and mercury contain references to studies on top predators. Studies on bioaccumulation in higher trophic levels, for example, are often missing and only studies on the behavior of the substance in e.g. fish are considered. It is therefore possible that the potential for bioaccumulation in top predators is massively underestimated due to sometimes pronounced biomagnification. If no BCF/BAF values are available, other indications of bioaccumulation of a substance in the food web are also used for the derivation according to TGD No. 27. If there is evidence of a substance at higher trophic levels, this could be an indicator that the substance is accumulating in the food chain. Although the extensive literature research has shown that evidence already exists for many substances in marine mammals, the data situation is very limited in many cases. Further studies on the occurrence of selected pollutants would therefore be important in the assessment of a substance and could contribute to a better understanding of its distribution. Even if toxicity studies on marine mammals are hardly feasible under controlled conditions, studies on effects in marine mammals can provide important information on species-specific toxicity. In particular, due to their long lifespan, long-term effects in marine mammals that lead to negative effects at the population level should also be included. Effects of pollutants in marine mammals should be assessed in future research projects in order to also be able to include supporting data for the assessment in the context of EQS derivation.

When calculating and normalizing quality standards to different trophic levels, it should also be noted that the representation of trophic levels is very simplified. A simplified representation of the trophic levels can lead to both underestimation and overestimation of the risk for a

particular species. For the derivation of quality standards for marine mammals in the North and Baltic Seas, a precise assessment of their trophic level and a better understanding of the trophic magnification of the substances to be assessed is therefore useful. Further studies should be carried out to correctly assess the risk to our native marine mammal species.

In summary, on the basis of the results obtained in this project, it can be said that the foundations and prerequisites for integrating pollutant investigations into the monitoring of marine mammals in the coastal federal states are in place. The existing monitoring structures should be used to carry out standardized sampling for pollutant analyses in all coastal federal states. In the federal states that do not take standardized samples for pollutant analyses, the sampling protocol should be adapted in a timely manner.

The benefits of integrating pollutant analyses into the monitoring of marine mammals becomes particularly clear on the basis of the project results. Standardized data sets are required to link health parameters and population data with pollutant data in marine mammals. The literature research has shown that there is a lack of basic data on the occurrence and harmful effects of many pollutants in native marine mammals in German waters. In order to be able to assess the behavior and persistence in the environment and the accumulation in the food chain as well as the long-term effects, data must be collected over several years. Therefore, structures should be created in a timely manner to carry out pollutant measurements in marine mammals at regular intervals.

It is also recommended to initially collect long-term data sets of all three native species of marine mammals from male adult animals in the amount of 50 to 60 samples per year (if possible, otherwise collected over several years). The selection of substances should be adapted to current research results at regular intervals. As a sufficient data basis for recording long-term trends can only be expected after 10 years at the earliest, the selection of substances should be closely monitored within this time frame.

Furthermore, standardized assessment criteria should be developed in order to classify the pollutant data collected in marine mammals. Initial approaches have already been made, but the results of this project show that in many cases there is no solid data basis for correctly assessing the risk potential of pollutants in marine mammals.

The results of the project serve as a basis for the establishment and implementation of regular pollutant studies in marine mammals in German waters. The proposed monitoring generates a valuable data basis for assessing the occurrence and behavior of pollutants in marine mammals, their effects on health and population development as well as the risk to humans from the consumption of fish and seafood. Especially in the context of a strongly anthropogenic environment, in which marine mammals are exposed to multiple stressors, this is an essential contribution to the protection of marine mammal populations in the North and Baltic Seas.

## 1 Einleitung

Marine Säuger sind Spaltenprädatoren auf einer hohen trophischen Stufe im Nahrungsnetz und akkumulieren Schadstoffe über Biomagnifikation (Wolkers et al., 2007; Krahn et al., 2009; Jepson et al., 2016; Madgett et al., 2019; Madgett et al., 2022; Williams et al., 2023). Die Schadstoffbelastungen in den Meeren sind ein dauerhafter Stressor und haben in der Vergangenheit bereits zu Effekten auf der Individual- und Populationsebene geführt (Jepson et al., 2016; Guo et al., 2021). Ein aktuelles und vielbeachtetes Beispiel für die Auswirkungen von Schadstoffbelastungen ist die Orca-Population von Schottland, bei der in den letzten 19 Jahren kein Kalb mehr beobachtet wurde (Jepson et al., 2016). Als Ursache wird vor allem die Belastung mit polychlorierten Biphenylen (PCB) diskutiert. Diese Stoffe reichern sich im Fettgewebe und in der Muttermilch der Tiere an (Habran et al., 2013; van den Heuvel-Greve et al., 2021) und stören sowohl das Immunsystem als auch das Hormonsystem (Das et al., 2006b). Dies kann eine verminderte Reproduktionsrate der Tiere und verringerte Überlebenschancen der Kälber zur Folge haben (Jepson et al., 2016).

In der Liste der gefährdeten und/oder im Rückgang befindlichen Arten und Lebensräume des Helsinki-Übereinkommens zum Schutz der Meeresumwelt der Ostsee (HELCOM) werden Schadstoffe als Gefährdungsursache für marine Säuger aufgeführt (HELCOM, 2013b). Im aktuellen Zustandsbericht des Oslo-Paris-Übereinkommens zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks (OSPAR) werden indirekte Effekte auf Populationen mariner Säuger, bspw. reproduktionstoxische Effekte, als Gefährdungsursache genannt (OSPAR, 2023). Speziell werden Organochlorverbindungen als Schadstoffe hervorgehoben, die die Fortpflanzung von Robben reduzieren, sowie Schwermetalle, die bei Schweinswalen zu reduzierter Fruchtbarkeit, geschwächtem Immunsystem und Krankheit führen (HELCOM, 2013b). Der Schutz vor zu hohen Schadstoffbelastungen ist allgemein als wichtiger Baustein zum Erhalt der Biodiversität und zum Schutz der Schweinswal- und Robbenpopulationen in der Nord- und Ostsee anerkannt.

In der deutschen Nord- und Ostsee sind Kegelrobben (*Halichoerus grypus*), Schweinswale (*Phocoena phocoena*) und Seehunde (*Phoca vitulina*) die einzigen heimischen Arten mariner Säuger. Diese Arten sind sowohl in der Nord- als auch in der Ostsee durch die intensive menschliche Nutzung der Gewässer einer Vielzahl anthropogener Einflüsse ausgesetzt, die ihre Gesundheit und die Populationszahlen beeinträchtigen können (Fair & Becker, 2000; Beineke et al., 2005; Siebert et al., 2009; HELCOM, 2013a; BMUV & BfN, 2018; Dietz et al., 2021b; HELCOM, 2023; OSPAR, 2023). In der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) sind alle drei Arten in Anhang II der Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse gelistet, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen. Schweinswale sind außerdem in Anhang IV der streng zu schützenden Tier- und Pflanzenarten gelistet.

Trotz des anerkannten Gefährdungspotenzials von Schadstoffen sind deren Messung und Bewertung in marinen Säugern bedauerlicherweise derzeit nicht Bestandteil der regulären Überwachungsprogramme in Deutschland oder unter OSPAR und HELCOM. Außerdem fehlen national und international abgestimmte toxikologische Endpunkte und Bewertungsschwellen zur Bewertung der Schadstoffbelastungen mariner Säuger. Da marine Säuger sehr mobil sind und die Populationen der Nord- und Ostsee sich über internationale Gewässer ausdehnen (Gilles et al., 2023), sind international abgestimmte Überwachungsprogramme sinnvoll und erstrebenswert.

Die Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) ist eine EU-Richtlinie, die seit 2008 in Kraft ist und die Mitgliedsstaaten verpflichtet, notwendige Maßnahmen zu ergreifen, um den guten Zustand der Meeresumwelt zu erreichen und zu erhalten (MSRL, 2008). Dieser gute Zustand wird anhand von elf Deskriptoren betrachtet. Für die Belastung mariner Säuger durch

Schadstoffe sind die Deskriptoren D8 „Schadstoffe“ und D1 „Biodiversität-Meeressäuger“ relevant für die der „Gute Umweltzustand (Good Environmental Status - GES)“ zu erreichen ist. Die zugeordneten Umweltziele hierfür sind "Meere ohne Verschmutzung durch Schadstoffe" und "Meere ohne Beeinträchtigung der marin Arten". Somit wird über D8 der Eintrag und das Vorkommen von gefährlichen Stoffen in der Meeresumwelt adressiert.

In den aktuellen nationalen Zustandsberichten zur Umsetzung der MSRL erreichen marine Säugetiere in der Nordsee nicht den guten Umweltzustand, aufgrund der insgesamt schlechten Bewertung der Schweinswalpopulation (BMUV, 2024a). Auch neueste umfassende Populationsbewertungen unter OSPAR sehen den Status der Populationen von Seehunden und Schweinswalen im Nordseeraum als kritisch, und beide Arten erreichen nicht den guten Umweltzustand (OSPAR, 2023c, 2023b). In der Ostsee erreichen die Robbenarten mit Seehund und Kegelrobbe sowie die Schweinswale ebenfalls nicht den guten Zustand. Dies führt dazu, dass insgesamt der gute Umweltzustand für marine Säugetiere in der Ostsee nicht erreicht wird (BMUV, 2024b). Dies wird durch aktuelle Einschätzungen basierend auf Indikatoren von HELCOM bestätigt (HELCOM, 2023). Auch für Schadstoffe wird der gute Umweltzustand weder in der Nord- noch in der Ostsee erreicht, da die Konzentrationen mehrerer Schadstoffe weiterhin zu hoch sind (BMUV, 2024a, 2024b).

Ziel dieses Projektes war es daher, ein Monitoring- und Bewertungskonzept für die Schadstoffbelastung mariner Säuger unter der MSRL, HELCOM und OSPAR, zu entwickeln. Bei dem entwickelten Monitoringkonzept liegt der Fokus auf den deutschen Ost- und Nordseegebieten. Dabei soll auf den vorhandenen Strukturen aufbauend ein Konzept für ein regelmäßiges Monitoring der Belastung der Meeressäuger mit den ausgewählten relevanten Schadstoffen entwickelt und vorgeschlagen werden.

Für die Bewertung der Schadstoffbelastung wurden außerdem Ansätze erarbeitet, um Bewertungsschwellen (Umweltqualitätsnormen, UQN) abzuleiten. Dabei wurde der Methodik des EU Technical Guidance Document (TGD) Nr. 27 (Europäische Kommission, 2018) gefolgt, um sowohl der Vorgehensweise als auch dem Schutzniveau der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), der MSRL und der regionalen Übereinkommen OSPAR sowie HELCOM zu entsprechen.

Übergeordnetes Ziel ist es, dass die UQN für marine Säuger die Umsetzung des Deskriptors 8 (Schadstoffe) und die Indikatorentwicklung bei OSPAR sowie HELCOM für eine (regionale) Bewertung der Schadstoffbelastung mariner Säuger unterstützen. Die Bewertung der Schadstoffbelastung mariner Säuger mittels UQN soll es zukünftig ermöglichen, bei einer Überschreitung Maßnahmen zur Reduzierung der Schadstoffbelastung einzuleiten. Daher können mit den Ergebnissen des Projektes die Bewertung von Schadstoffen und Biodiversität besser verknüpft werden, eine Lücke im Monitoring geschlossen werden und ein wesentlich zum Schutz der Populationen mariner Säuger in der Nord- und Ostsee beigetragen werden.

## 2 Arbeitspaket I

Unter der Vielzahl anthropogener Faktoren, die sich auf die Gesundheit, das Vorkommen und die Verteilung der in deutschen Meeresgewässern heimischen marinen Säger auswirken, spielt die Belastung mit Schadstoffen eine wesentliche Rolle. Das ubiquitäre Vorkommen von Schadstoffen in der terrestrischen und aquatischen Umwelt macht sie zu einem viel beachteten Thema, zu dem es zahlreiche wissenschaftliche Publikationen gibt. Zu den bereits bekannten und teilweise regulierten Schadstoffen kommen immer wieder neue Stoffe, sogenannte „contaminants of emerging concern“ hinzu, deren Vorkommen und Auswirkungen noch weitgehend unerforscht sind.

Um eine Grundlage zu schaffen, welche Schadstoffe für die Belastung mariner Säuger besonders relevant sind, werden im Folgenden verfügbare Daten zur Schadstoffbelastung mariner Säuger aus der Literatur zusammengestellt. Der Fokus liegt dabei auf der Nord- und Ostsee, wobei auch Daten der in deutschen Gewässern heimischen Arten aus anderen Gebieten der Nord- und Ostsee berücksichtigt werden, da diese Tiere zu Populationen gehören, die internationale Gewässer innerhalb der Nord- und Ostsee nutzen.

### 2.1 Auswahl relevanter Schadstoffe für ein Monitoring in marinen Säugern

Bei der Auswahl der Schadstoffe zum Monitoring wurden zunächst alle Stoffe in Betracht gezogen, die bereits in regionalen Vereinbarungen (OSPAR, HELCOM) und der WRRL sowie im internationalen Stockholmer Übereinkommen (POP-Konvention) erfasst sind. Die anschließende schrittweise Priorisierung erfolgte anhand der folgenden Kriterien: Es wurden Stoffe berücksichtigt, die bei OSPAR auf der Liste der Chemikalien für prioritären Handlungsbedarf oder bei HELCOM als Indikatorstoff gelistet oder in der WRRL (bzw. Umweltqualitätsnormen-Richtlinie (2013/39/EU)) oder im Stockholmer Übereinkommen erfasst sind. Dabei wurden alle Schadstoffe betrachtet, einschließlich Elemente, Metalle sowie organische Verbindungen.

In den folgenden Kapiteln wird auf die weiteren Schritte bei der Auswahl relevanter Schadstoffe eingegangen:

#### Schritte bei der Auswahl relevanter Schadstoffe für ein Monitoring in marinen Säugern

- ▶ Allgemeine Recherche zu Schadstoffdaten in marinen Säugern (2.1.1)
- ▶ Erfassung von Messwerten relevanter Schadstoffe (2.1.2)
- ▶ Erfassung des Bioakkumulationspotenzials (2.1.3)
- ▶ Einordnung bekannter Messwerte in Relation zu Effektgrenzen (2.1.4)

In Tabelle 1 sind alle Stoffe gelistet, die in „Peer-Review“-Publikationen in den heimischen marinen Säugern in der Nord- oder Ostsee sowie in den angrenzenden Gewässern des Nordostatlantiks nachgewiesen wurden. Die Tabelle enthält außerdem Informationen über die Anzahl der Publikationen zu den jeweiligen Stoffen und Gewässern, die maximalen in den Publikationen beschriebenen Konzentrationen ( $c_{max}$ ) der Stoffe in marinen Säugern, das Verhältnis dieser Konzentrationen zu Risikoschwellen, sowie das Bioakkumulationspotenzial der Stoffe. Die Informationen entsprechen dem in den Kapiteln 2.1.1 bis 2.1.4 näher erläuterten Vorgehen. Eine Übersicht darüber, ob die Stoffe die genannten Auswahlkriterien erfüllen, findet sich in Abbildung 1 (Kapitel 2.2).

### **2.1.1 Allgemeine Recherche zu Schadstoffdaten in marinen Säugern**

Für die Bewertung der Schadstoffe, die bei der Belastung mariner Säuger bereits Beachtung gefunden haben oder untersucht wurden, wurde zunächst eine umfangreiche Literaturrecherche durchgeführt, um eine Übersicht über die vorhandenen Schadstoffdaten in marinen Säugern zu erstellen. Für die Literaturrecherche wurde primär Google Scholar unter Suchangabe der Stichworte: „marine mammals“ ODER „porpoise“ ODER „seal“ ODER „harbour seal“ ODER „grey seal“ ODER „marine“ ODER „cetacean“ UND „baltic“ ODER „north sea“ in Verbindung mit dem jeweiligen Stoff verwendet. Nachfolgend wurden die Literaturverzeichnisse der primären Quellen nach weiteren relevanten Veröffentlichungen durchsucht. Alle Stoffe, die in „Peer-Review“ Publikationen bei den heimischen marinen Säugern in der Nord- oder Ostsee oder den angrenzenden Gewässern des Nordostatlantiks nachgewiesen wurden, sind in Tabelle 1 aufgeführt.

**Tabelle 1:** Übersicht über die Stoffe, die unter dem Stockholmer Übereinkommen (POP-Konvention), der WRRL sowie HELCOM und OSPAR gelistet sind sowie die Anzahl an recherchierten Publikationen mit Daten zu gemessenen Konzentrationen in marinern Säugern in Nordsee, Ostsee oder angrenzenden Gewässern des Nordostatlantiks und ausgewählten Eigenschaften, die für die Priorisierung der Stoffe für das Monitoringkonzept betrachtet wurden.

Substanz	CAS-Nr.	POP-Konvention	WRRL	HELCOM	OSPAR	Nordsee	Ostsee	Nordost-atlantik	Maximale Konzentration $c_{\max}$ (µg/kg, ww)	Art/ Gewebe (Referenz)	PNEC <sup>1</sup> µg/kg ww	Quotient $c_{\max}/PNEC^1$ (µg/kg ww)	BCF bzw. BAF <sup>2</sup>
Atrazin	1912-24-9	x				0	1	0	1.300, dw	Kegelrobbe/na (Reindl et al., 2015)	1.527	na	62,27
Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	117-81-7	x		x		0	0	1	299	Schweinswal/Leber (Rian et al., 2020)	3.899	0,07	607.695
Blei (Pb)	7439-92-1	x	x	x		7	3	3	4300	Schweinswal/Leber (Law et al., 1991)	22.296	0,19	0,73 ( $\log K_{ow}$ )
Polybromierte Diphenylether (PBDE)		x	x	x	x	13	9	6	6.900	Schweinswal/Fett (Law et al., 2002)	4.987	1,4	1.000.000
Decabromdiphenylether (commercial mixture, c-decaBDE)	1163-19-5	x			x						4.987		1.000.000
Hexa-BDE und Hepta-BDE	68631-49-2 (Hexa-BDE); 446255-22-7 (Hepta-BDE)	x			x						887		468.825
Tetra-BDE und Penta-BDE	5436-43-1 (Tetra-BDE); 60348-60-9 (Penta-BDE)	x			x						1.844		52.471

Substanz	CAS-Nr.	POP-Konvention	WRRL	HELCOM	OSPAR	Nordsee	Ostsee	Nordost-atlantik	Maximale Konzentration $c_{\max}$ (µg/kg, ww)	Art/ Gewebe (Referenz)	PNEC <sup>1</sup> µg/kg ww	Quotient $c_{\max}/PNEC^1$ (µg/kg ww)	BCF bzw. BAF <sup>2</sup>
Cadmium (Cd)	7440-43-9		x	x	x	10	4	5	72.500	Schweinswal/Niere (Paludan-Müller et al., 1993)	11.061	6,55	-0,07 ( $\log K_{ow}$ )
Chlordan	57-74-9	x				2	1	1	2.010	Schweinswal/Fett (McKenzie et al., 1998)	67,8	29,6	18.392
DDT (1,1,1-Trichloro-2,2-bis 4-chlorophenylethane)	50-29-3	x				14	13	7	160.200	Schweinswal/Fett (Clausen & Andersen, 1988)	242	662	31.331
Dechloran Plus	13560-89-9	x				1	0	1	0,36	Schweinswal/Fett (Law et al., 2013)	0.000002	180.000	1.000.000
Dieldrin	60-57-1	x				8	2	4	2.370	Schweinswal/Fett (McKenzie et al., 1998)	104	22,8	3.339
Fluoranthen	206-44-0		x			2	0	1	6	Schweinswal/Muskel (Law & Whinnett, 1992)	30	0,2	4.600
Heptachlor	76-44-8	x	x			1	1	2	460	Seehund, Fett (Mitchell & Kennedy, 1992)	0,0067	68,7	9.519
Hexabrombiphenyl (HBB, PBB169, PBB153)	36355-01-8 (PBB169); 59080-40-9 (PBB153)	x				2	1	1	61 (PBB153)	Fett, Seehund (de Boer et al., 1998)	10,7 (PBB153)	5,7	346.405

Substanz	CAS-Nr.	POP-Konvention	WRRL	HELCOM	OSPAR	Nordsee	Ostsee	Nordost-atlantik	Maximale Konzentration $c_{max}$ (µg/kg, ww)	Art/ Gewebe (Referenz)	PNEC <sup>1</sup> µg/kg ww	Quotient $c_{max}/PNEC^1$ (µg/kg ww)	BCF bzw. BAF <sup>2</sup>
Hexabromcyclododecan (HBCDD)	25637-99-4; 3194-55-6	x	x	x	x	3	2	4	19.200	Schweinswal, Fett (Law et al., 2006)	1.666	11,5	31.436
Hexachlorbenzol (HCB)	118-74-1	x	x			9	6	7	2.382	Schweinswal/Fett (Kleivane et al., 1995)	10	238	6.906
Hexachlorbutadien (HCBD)	87-68-3	x	x			2	0	0	<LOD	Schweinswal/Fett (van den Heuvel-Greve et al., 2021)	55	na	1.738
Hexachlorocyclohexan (HCH)			x		x	8	4	6	950 ( $\alpha$ -HCH)	Seehund/Fett (Duinker et al., 1979)	200*	4,75	472,8
$\alpha$ -HCH	319-84-6	x									200*		472,8
$\beta$ -HCH	319-85-7	x									11,4		472,8
Lindan ( $\gamma$ -HCH)	58-89-9	x				8	4	4	1.150	Schweinswal/Fett (Kleivane et al., 1995)	8,21	140	472,8
Kupfer (Cu)	7440-50-8			x		14	6	6	50.300	Schweinswal/Leber (Paludan-Müller et al., 1993)	153	329	-0,57 ( $\log K_{ow}$ )
Kurzkettige Chlorparaffine (SCCPs)	85535-84-8	x			x	0	2	0	11,22	Schweinswal/Leber (de Wit et al., 2020)	na	na	
Mirex	2385-85-5	x				1	1	2	1.300	Seehund/Fett (Duinker et al., 1979)	16	81,25	104.596

Substanz	CAS-Nr.	POP-Konvention	WRRL	HELCOM	OSPAR	Nordsee	Ostsee	Nordost-atlantik	Maximale Konzentration c <sub>max</sub> (µg/kg, ww)	Art/ Gewebe (Referenz)	PNEC <sup>1</sup> µg/kg ww	Quotient c <sub>max</sub> /PNEC <sup>1</sup> (µg/kg ww)	BCF bzw. BAF <sup>2</sup>
Naphthalin	91-20-3		x			2	0	1	16	Schweinswal/Muskel (Law & Whinnett, 1992)	654	0,02	213,51
Nickel (Ni) und Nickelverbindungen	7440-02-0		x			9	3	5	721	Kegelrobbe/Fett (Habran et al., 2013)	na	Na	0,57 (logK <sub>ow</sub> )
Nonylphenol/-ethoxylate (NP/NPEs) und verwandte Substanzen	104-40-5		x	x	x	0	1	1	97	Seehund/Leber (Hansen & Lassen, 2008)	219	0,4	26.627
Octylphenol	1806-26-4		x	x	x	0	1	1	4	Seehund/Leber (Hansen & Lassen, 2008)	4,19	0,9	8.457
Pentachlorbenzol (PeCB)	608-93-5	x	x			1	1	0	na	na	6,77	na	3.018
Pentachlorphenol und seine Salze und Esther (PCP)	87-86-5; 131-52-2; 27735-64-4; 3772-94-9; 1825-21-4	x	x	x	x	1	0	0	293 pg/ml	Seehund/Serum (Dupont et al., 2013)	188	na	521,18
Perfluoroctansäure (PFOA), ihre Salze und verwandte Verbindungen	335-67-1	x				6	4	2	6,1	Seehund/Leber (Galatius et al., 2013)	0,041	149	1,9
Perfluoroctansulfonsäure (PFOS), ihre Salze und verwandte Verbindungen (PFOS-F)	1763-23-1; 307-35-7	x	x	x	x	9	6	3	3.662	Seehund/Leber (Ahrens et al., 2009)	9,1	402	1,0

Substanz	CAS-Nr.	POP-Konvention	WRRL	HELCOM	OSPAR	Nordsee	Ostsee	Nordost-atlantik	Maximale Konzentration $c_{\max}$ (µg/kg, ww)	Art/ Gewebe (Referenz)	PNEC <sup>1</sup> µg/kg ww	Quotient $c_{\max}/PNEC^1$ (µg/kg ww)	BCF bzw. BAF <sup>2</sup>
Perfluorohexansulfonsäure (PFHxS), ihre Salze und verwandte Verbindungen	355-46-4	x				5	4	1	70,2	Poolprobe Seehund/Kegelrobbe /Schweinswal/Leber (Androulakakis et al., 2022)	15,3	4,6	1,0
Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAHs)			x	x	x	3	2	1	16 (Naphthalene)	Schweinswal/Muskel (Law & Whinnett, 1992)	na	na	na
Polychlorierte Dibenzofurane (PCDF)	39001-02-0	x			x	3	4	3	0,02	Schweinswal/Blubber (Berggren et al., 1999)	0,087	0,2	909.228
Polychlorierte Biphenyle (PCBs)	35065-28-2 (PCB138)	x		x	x	19	11	8	576.000	Seehund/Fett (Duinker et al., 1979)	4,42 (PCB138)	130.316	98.008 (PCB138)
Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine (PCDD)	1746-01-6	x			x	2	4	3	0,06	Schweinswal/Fett (Berggren et al., 1999)	0,092	0,65	37.250
Polychlorierte Naphthaline (PCNs)	34588-40-4	x				1	2	2	0,73 (SumPCN)	Schweinswal/Fett (Ishaq et al., 2000)	na	na	11.648
Quecksilber (Hg)	7439-97-6		x	x	x	16	16	7	751.000	Seehund/Leber (Reijnders, 1980)	na	na	0,62 ( $\log K_{ow}$ )
Simazin	122-34-9		x			0	1	0	800, dw	Kegelrobbe/Leber (Reindl et al., 2015)	3,82	na	32,60
Tetrabromobisphenol A (TBBP-A)	79-94-7				x	3	0	3	35	Schweinswal/Fett (Law et al., 2006)	91,5	0,4	86.729

Substanz	CAS-Nr.	POP-Konvention	WRRL	HELCOM	OSPAR	Nordsee	Ostsee	Nordost-atlantik	Maximale Konzentration $c_{max}$ (µg/kg, ww)	Art/ Gewebe (Referenz)	PNEC <sup>1</sup> µg/kg ww	Quotient $c_{max}/PNEC^1$ (µg/kg ww)	BCF bzw. BAF <sup>2</sup>
Toxaphen	8001-35-2	x				5	5	5	6.800	Schweinswal/Fett (de Boer et al., 1998)	139	49	22.668
Tributylzinnverbindungen	21240-39-1; 7486-35-3		x	x	x	2	3	4	871.000	Schweinswal/Leber (Strand et al., 2005)	0,062 µg/l	na	11.797

Die vereinfachte Darstellung zum Vorkommen in marinen Säugern in Nord- und Ostsee sowie die maximalen Konzentrationen unter Angabe der Art und des analysierten Gewebes, basierend auf umfangreichen Literaturdaten. <sup>1</sup>Die PNEC (*predicted no observed effect concentration*) stammt aus der NORMAN-ecotoxicology database ([Norman Ecotox Database](#)) und entspricht, sofern nicht anders gekennzeichnet, dem Wert für marine Biota (Fische). <sup>2</sup>Die Daten zur Bioakkumulation (Biokonzentrationsfaktor (BCF), Bioakkumulationsfaktor (BafG)) stammen aus der Datenbank der Royal Society of Chemistry ([Chemspider](#)); \*Wert für Biota (Fische) ; na = nicht anwendbar

## **2.1.2 Erfassung von Messwerten relevanter Schadstoffe aus der Literatur und weiteren Quellen**

Basierend auf der umfangreichen Literaturrecherche wurden aus den vorhandenen Quellen zu Schadstoffuntersuchungen in den heimischen marinen Säugern die maximal gemessenen Konzentrationen erfasst (Tabelle 1). Dies erlaubt zum einen eine Einschätzung, ob der jeweilige Stoff bereits in marinen Säugern nachgewiesen wurde und zu einer Belastung der Tiere beiträgt. Zum anderen wird hierdurch bereits ein Hinweis auf Bioakkumulation gegeben, der die zum Teil nur modellierten Daten aus den einschlägigen Datenbanken (siehe Kapitel 2.1.3) sinnvoll ergänzt. Bei der Erfassung der maximal gemessenen Konzentrationen wurde die Auswahl nicht auf bestimmte Organe (z.B. Leber, Muskel, Fett) oder Matrices (z.B. Blut, Urin) beschränkt. Das heißt, der höchste gemessene Wert wurde unabhängig von der Probenart erfasst.

Neben Literaturdaten wurden außerdem Ergebnisse aus relevanten Forschungsarbeiten der Projektpartner (Institut für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung, Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover; Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, UFZ GmbH) ergänzt. Da die Belastung mariner Säuger mit Schadstoffen in den deutschen Meeresgewässern der Nord- und Ostsee bisher nicht durch ein reguläres Monitoring überwacht wird, basieren diese bisherigen Untersuchungen vor allem auf abgeschlossenen oder fortlaufenden Forschungsvorhaben. Zuletzt wurden auch Angaben aus Datenbanken (z.B. Datenbank des International Council for the Exploration of the Sea ([ICES](#)) Data Portal; NORMAN Netzwerk, [NORMAN Database](#)) zu Schadstoffkonzentrationen in Meeressäugern recherchiert und ergänzt.

### 2.1.3 Erfassung des Bioakkumulationspotenzials

Die Auswahl von prioritären Schadstoffen, die für die weiteren Monitoringempfehlungen näher betrachtet werden, berücksichtigt, welche Stoffe Potenzial zur Bioakkumulation haben und sich mit ihren Konzentrationen in marinen Säugern Effektschwellen nähern oder diese sogar überschreiten.

Als Richtwert für das Potenzial zur Bioakkumulation wurde der Biokonzentrationsfaktor (BCF) bzw. Bioakkumulationsfaktor (BAF) (BafG) recherchiert. Der BCF beschreibt die Anreicherung eines Stoffes aus dem Umgebungsmedium (bspw. Wasser) über die Haut oder Kiemen, während der BAF zusätzlich die Anreicherung über die Nahrung miteinschließt. Die Werte wurden aus der Datenbank der Royal Society of Chemistry ([Chemspider](#)) herangezogen, die sowohl experimentell ermittelte Daten (z.B. zu physiko-chemischen Eigenschaften, Löslichkeit) als auch modellierte Daten (z.B. zu Bioakkumulation, Verteilungs-Koeffizienten) enthält. Die Modellierungen der BCF/BAF-Werte und des Octanol-Wasser-Koeffizienten ( $\log K_{OW}$ ) basieren auf Modellen des Advanced Chemistry Development Labs (ACD Labs) und der United States Environmental Protection Agency ([US EPA](#)). Für Stoffe ohne veröffentlichte BCF/BAF-Werte wurde der  $\log K_{OW}$ -Wert verwendet. Der  $K_{OW}$  dient als Maß für die Lipophilie (je höher der  $K_{OW}$ , desto höher die Lipophilie) und Hydrophilie (je niedriger der  $K_{OW}$ , desto höher die Hydrophilie) einer Substanz und kann somit Hinweise auf das Akkumulationspotenzial in Octanol-ähnlichen Phasen (bspw. Fettgewebe) geben. Im Stockholmer Übereinkommen gelten Chemikalien als bioakkumulativ, wenn der BCF/BAF-Wert über 5.000 oder der  $\log K_{OW}$ -Wert über 5 liegt. Unter REACH-Anhang XIII werden Stoffe mit einem BCF/BAF-Wert >5.000 als sehr persistent und sehr bioakkumulativ (vPvB) eingestuft, und Stoffe mit einem BCF/BAF-Wert >2.000 werden in die Kategorie persistent, bioakkumulativ und toxisch (PBT) eingeordnet, sofern für sie auch toxische Eigenschaften nachgewiesen werden können.

Bei der Priorisierung der Stoffe für einen Monitoringvorschlag wurden solche Stoffe ausgewählt, deren BCF/BAF-Wert über 2.000 liegt. Dies entspricht dem Kriterium aus REACH-Anhang XIII für PBT-Stoffe, da neben dem Bioakkumulationspotenzial auch Toxizitätsgrenzen bei der Priorisierung der Stoffe für das Monitoring mit einbezogen wurden. Dabei ist zu beachten, dass der BCF/BAF- bzw. der  $K_{ow}$ -Wert, der in der entsprechenden Onlinedatenbank hinterlegt ist, nicht immer auf experimentellen Messwerten basiert. In marinen Säugern und dem marinen Nahrungsnetz ist das Akkumulationsverhalten vieler Stoffe noch wenig erforscht. Während das Bioakkumulationspotenzial zwar stoffspezifisch inhärent ist, wird das Verhalten eines Stoffes in der Nahrungskette aber auch maßgeblich vom Organismus und seinen Fähigkeiten zur Metabolisierung bestimmt. Der Wert dient hier daher als Richtwert und das tatsächliche Bioakkumulationsverhalten der Stoffe über die Nahrungskette bis hin zum Spaltenprädatator kann nur abgeschätzt werden.

#### **2.1.4 Einordnung der Messwerte in Relation zu Effektgrenzen**

Um zu beurteilen, welche Stoffe in marinen Säugern Konzentrationen erreichen, die Effektschwellen nahekommen, wurde die *predicted no observed effect concentration* (PNEC) herangezogen. Dieser Wert beschreibt die Konzentration eines Stoffes in der Umwelt oder in einem Organismus, unterhalb der keine negativen Effekte durch den Stoff hervorgerufen werden. Die jeweiligen Werte wurden aus der Ökotoxikologiedatenbank des NORMAN-Netzwerks (Network of reference laboratories, research centres and related organisations for monitoring of emerging environmental substances, NORMAN Ecotox Database) bezogen. Das NORMAN-Netzwerk ist eine Initiative von mehr als 80 Laboratorien und Behörden in Europa, Nordamerika und Asien, die den Informationsaustausch über neu auftretende Umweltschadstoffe sowie die Validierung und Harmonisierung gemeinsamer Messmethoden fördert. Da keine PNEC-Werte für marine Säuger existieren, wurde die PNEC in „marine biota – fish“ gewählt. Sofern kein Wert für marine Biota/Fisch angegeben ist, wurde stattdessen der Wert für „biota – fish“ verwendet (entsprechend in Tabelle 1 gekennzeichnet). Lediglich für Tributylzinn lag kein Wert für Biota vor, sodass in Tabelle 1 der Wert für „marine – water“ angegeben ist.

Die höchste gemessene Konzentration wurde im Folgenden durch die PNEC geteilt, um einen Risikoquotienten zu erhalten, der angibt, ob die recherchierten in marinen Säugern vorkommenden Messwerte über den PNEC liegen.

Die PNEC wurde herangezogen, da die Datenlage zu toxischen Effekten in marinen Säugern zu den meisten hier betrachteten Schadstoffen zu gering ist bzw. keine Daten zur Verfügung stehen. Eine geeignetere Abschätzung der Konzentrationen im Vergleich zu Effektgrenzen wäre möglich, wenn bspw. Daten zu gesundheitlichen Effekten in marinen Säugern ausreichend zur Verfügung stünden. Die Bewertung von Schadstoffwirkungen auf Spaltenprädatoren ist jedoch komplex: chronische Effekte durch Langzeitexposition sind nur schwierig abschätzbar und es sind neben Auswirkungen einzelner Stoffe auch die Wechselwirkungen von Schadstoffgemischen zu betrachten, so dass häufig keine kausalen Zusammenhänge hergestellt werden können. Insbesondere neu auftretende Stoffe und ihre Effekte auf marine Säuger sind wenig erforscht. Hinzu kommt, dass neben Schadstoffen zahlreiche weitere Stressoren auf die Tiere einwirken. Daher wird hier eine vereinfachte, aber standardisierte Risikoeinschätzung anhand der PNEC durchgeführt.

## 2.1.5 Schwermetalle

Für Schwermetalle ist das vorangegangene Schema zur Auswahl von Stoffen für ein Monitoring aufgrund ihrer Eigenschaften und ihres Verhaltens in der Umwelt nicht anwendbar. Metalle sind natürlicherweise in der Umwelt vorhanden, jedoch in gewissen Anteilen durch Menschen mobilisiert und somit in ihrem Vorkommen und ihrer Verteilung beeinflusst worden. Im Gegensatz zu organischen Schadstoffen werden Metalle in der Umwelt oder im Organismus nicht abgebaut. Sie sind daher nicht im herkömmlichen Sinne „persistent“ und ihre Verteilung in der Umwelt unterliegt anderen Prozessen, wie z.B. der Remineralisierung (Adams et al., 2000). Zudem wird die Aufnahme von Metallen in Biota, insbesondere bei essentiellen Mineralstoffen und in geringerem Umfang auch bei allen Metallen, aktiv reguliert. Daher können BCF- und BAF-Werte nicht als herkömmliche Bewertungskriterien für die Anreicherung in der Nahrungskette dienen. Tatsächlich ist es so, dass bei niedrigen Konzentrationen in der Umwelt die Aufnahme teilweise aktiv hochreguliert wird, also einem höheren BCF entspricht, während bei hohen Umweltkonzentrationen die Aufnahme geringer ist, was somit eine umgekehrte Beziehung darstellt (Adams et al., 2000).

Des Weiteren ist die Toxizität von Metallen häufig davon abhängig, in welcher Form sie in der Umwelt oder im Organismus vorkommen und sich anreichern. So erfolgt die Anreicherung von Quecksilber in der Nahrungskette vor allem in Form von Methyl-Quecksilber, während die Aufnahme von Quecksilber aus dem Wasser durch Biota sehr gering ist (Baeyens et al., 2003; McHugh et al., 2016; Harding et al., 2018).

Aus den genannten Gründen folgt auch die Ableitung von UQN für Metalle nicht den herkömmlichen Vorgehensweisen (Europäische Kommission, 2018). Bei den in Kapitel 2.1.1 betrachteten Schadstoffen sind fünf Metalle gelistet: Blei, Cadmium und Quecksilber sowie die Spurenelemente Kupfer und Nickel. Das Stockholmer Übereinkommen reguliert lediglich persistente organische Schadstoffe. Sowohl Blei, Cadmium als auch Quecksilber sind aber unter HELCOM, OSPAR und in der WRRL gelistet. Nickel und Nickelverbindungen sind lediglich in der WRRL aufgeführt, während Kupfer nur bei HELCOM als Indikator bewertet wird.

Schwermetalle werden hier also separat betrachtet, da sie mit dem vorgeschlagenen Schema zur Priorisierung von Stoffen keiner korrekten Bewertung unterzogen werden können. Hierzu wurde die vorhandene Literatur sowohl auf das Vorkommen in marin Säugern in der Nord- und Ostsee, als auch auf negative Effekte, die mit erhöhten Konzentrationen in marin Säugern korrelieren, geprüft. Da bei Metallen von einer gewissen Hintergrundkonzentration aufgrund des natürlichen Vorkommens in der Umwelt und im Organismus ausgegangen werden kann (Das et al., 2003b; Europäische Kommission, 2018), war vor allem entscheidend, ob negative Effekte durch erhöhte Konzentrationen in marin Säugern zu erwarten sind.

### Cadmium

Cadmiumkonzentrationen unterscheiden sich signifikant in marin Säugern der Ostsee und den Gewässern der Arktis und des Atlantiks. Dieses Beispiel zeigt, dass Cadmium in marin Säugern ortsgebunden variiert. Diese Differenzen hängen vermutlich mit unterschiedlichen Nahrungsquellen und somit unterschiedlicher Cadmiumverfügbarkeit und Anreicherung zusammen (Szefer et al., 2002; Das et al., 2003a; Das et al., 2004b; Ciesielski et al., 2006).

Altersbedingte Unterschiede, die für eine Akkumulation in marin Säugern sprechen, wurden für Cadmium ebenfalls beobachtet (Drescher et al., 1977; Paludan-Müller et al., 1993; Mahfouz et al., 2014). In juvenilen Seehunden wurden außerdem inhibierende Effekte auf die Lymphozytenproliferation festgestellt, die allerdings bei wiederholten Messungen in adulten Tieren nicht mehr festzustellen waren (Kakuschke et al., 2008a). Bei Schweinswalen wurde eine positive Korrelation zwischen dem Auftreten von Infektionskrankheiten und hohen

Cadmiumkonzentrationen beobachtet (Mahfouz et al., 2014). Aufgrund des aus der Literatur hervorgehenden Potenzials zur Bioakkumulation und den beschriebenen Assoziationen zwischen Cadmium-Konzentrationen und gesundheitlichen Auswirkungen auf marine Säuger, wird Cadmium hier für ein Monitoring in marinen Säugern vorgeschlagen.

### **Quecksilber**

Quecksilberkonzentrationen in marinen Säugern unterscheiden sich signifikant in den unterschiedlichen Altersklassen, was für eine Akkumulation bei adulten Tieren spricht (Siebert et al., 1999; Das et al., 2003a; Ciesielski et al., 2006). Negative Auswirkungen der Quecksilber-Akkumulation in marinen Säugern sind bereits in zahlreichen Studien untersucht und beschrieben worden (Dietz et al., 2019; Dietz et al., 2021a). In verschiedenen Studien sind Hinweise auf immunotoxische Wirkungen von Quecksilber in marinen Säugern dokumentiert (Das et al., 2008; Kakuschke et al., 2008a; Das et al., in prep.). Bei Schweinswalen wurde eine positive Korrelation zwischen dem Auftreten von Infektionskrankheiten und hohen Quecksilberkonzentrationen festgestellt (Mahfouz et al., 2014). Neurotoxische und karzinogene Auswirkungen von Quecksilber und Methylquecksilber sind neben marinen Säugern auch in anderen Spezies bekannt (Boffetta et al., 1993; Basu et al., 2006; Dietz et al., 2013). Diese Punkte sind ausschlaggebend dafür, Quecksilber hier für ein Monitoring in marinen Säugern vorzuschlagen.

### **Blei**

Die Konzentrationen von Blei in marinen Säugern geben Hinweise darauf, dass Emissionen aus industriellen Prozesse zu erhöhten Bleikonzentrationen in der Umwelt und in Biota beitragen (Wagemann et al., 1990; Owen & Flegal, 1998). Toxische Effekte auf Wildtiere aufgrund hoher Bleikonzentrationen in der Umwelt sind bekannt (Buekers et al., 2009) und Hinweise auf immuntoxische Effekte in marinen Säugern wurden beschrieben (Kakuschke et al., 2005; Kakuschke et al., 2009). Signifikante Unterschiede in Bleikonzentrationen zwischen jüngeren und älteren Tieren (Drescher et al., 1977) sowie in Relation zur Nahrung und Region (Wagemann & Stewart, 1994; Wagemann et al., 1996) wurden festgestellt, während in vielen anderen Studien keine erhöhten Konzentrationen von Blei in Geweben mariner Säuger beobachtet werden konnten (Drescher et al., 1977; Harms et al., 1977; Dietz et al., 1996; Holsbeek et al., 1999; Fant et al., 2001; Ciesielski et al., 2006; Griesel et al., 2008). Trotz der Toxizität von Blei wird aufgrund der zahlreichen Studien, die keine Anreicherung in marinen Säugern nahelegen, in diesem Projekt von einem Vorschlag für ein Monitoring in marinen Säugern der Nord- und Ostsee abgesehen.

### **Kupfer**

Kupfer gehört zu den Spurenelementen und wird daher aktiv vom Körper aufgenommen. Verschiedene Studien zeigen eine negative Korrelation zwischen der Kupferkonzentration im Gewebe von marinen Säugern und dem Alter. Die Konzentrationen nehmen also mit zunehmendem Alter ab (Wagemann & Muir, 1984; Beck et al., 1997; Zhou et al., 2001). Die Kupferkonzentrationen verschiedener Fundregionen scheinen mit den lokalen Gegebenheiten (z.B. Sedimentbeschaffenheit, Kupferverfügbarkeit) zusammenzuhängen. Die nachweisbaren Konzentrationen sind aber im physiologischen Bereich (Skaare et al., 1990; Das et al., 2003a; Das et al., 2003b; Das et al., 2004a; Ciesielski et al., 2006). Kupferkonzentrationen bei Schweinswalen in der Nordsee zeigten keinen Zusammenhang zu pathologischen Veränderungen (Das et al., 2004b; Mahfouz et al., 2014) und auch bei Tieren aus der Ostsee konnte keine Verbindung zum Ernährungszustand hergestellt werden (Ciesielski et al., 2006). Kupferkonzentrationen in verschiedenen Robbenarten ließen keine Rückschlüsse auf einen Zusammenhang mit einem seuchenhaften Massensterben zu (Frank et al., 1992). In sehr hohen Konzentrationen zeigte

Kupfer bei einer Seekuh in Gefangenschaft bereits letale Wirkung (Oke, 1967; Das et al., 2003b), generell scheinen die Konzentrationen aber durch interne Mechanismen reguliert (Ciesielski et al., 2006; Das et al., 2006a). Eine Aufnahme in ein regelmäßiges Monitoring in marinen Säugern der Nord- und Ostsee scheint vor diesen Hintergründen nicht notwendig.

### Nickel

Nickel ist neben Kupfer das zweite Spurenelement unter den hier betrachteten Metallen. Eine Risikoanalyse zu Nickel im arktischen Ökosystem bestätigte, dass keine Anreicherung von Nickel in marinen Säugern stattfindet (Gauthier et al., 2021). Zusammenhänge zwischen Nickelkonzentrationen und pathologischen Veränderungen und Krankheitsanzeichen in marinen Säugern konnten nicht beobachtet werden (Frank et al., 1992; Bennett et al., 2001). Die Konzentrationen von Nickel in marinen Säugern scheinen auch nicht signifikant mit dem Vorkommen anthropogener Aktivitäten zusammenzuhängen (Szefer et al., 2002; Bustamante et al., 2003; Weijs et al., 2016), lediglich in Pottwalen und Brydewalen wurden signifikant erhöhte Konzentrationen nach der Deepwater Horizon Ölkatstrophe im Golf von Mexiko festgestellt (Wise et al., 2014) und eine Studie in Ringelrobben dokumentierte erhöhte Konzentrationen in Haaren totgeborener Tiere (Hyvarinen & Sipila, 1984). Ob die erhöhten Nickelkonzentrationen durch Umweltfaktoren (erhöhter Eintrag) oder durch interne Regulierungsstörungen, die durch andere Faktoren verursacht wurden, bedingt sind, konnte nicht erklärt werden (Hyvarinen & Sipila, 1984). Hinweise auf eine immunmodulatorische Wirkung wurden zwar in Robben festgestellt (Kakuschke et al., 2012), konnten aber teilweise bei wiederholten Messungen nicht mehr nachgewiesen werden (Kakuschke & Prange, 2007; Kakuschke et al., 2008b). Obwohl die Nickelkonzentrationen in marinen Säugern in den meisten Fällen niedrig sind (Law et al., 1991; Law et al., 2001; Das et al., 2003b), können auch teilweise höhere Werte festgestellt werden (Stewardson et al., 1999; Kamel et al., 2014). Aufgrund der widersprüchlichen Studien zum Vorkommen und zu den potentiellen Auswirkungen von Nickel auf marine Säuger wird zunächst von einem Vorschlag für ein Monitoring abgesehen. Es wird jedoch empfohlen, projektbezogen weitere Daten zum Vorkommen und den Auswirkungen von Nickel auf marine Säuger zu erheben, um die bisherigen Vermutungen der Literatur zu bestätigen oder zu widerlegen.

## 2.2 Vorschlag von Stoffen für ein Monitoring in marinen Säugern

Auf Basis der umfangreichen Literaturrecherche aus Kapitel 2.1 sowie den in 2.2 beschriebenen Schritten wurden Stoffe ausgewählt, die für ein Monitoring in marinen Säugern vorgeschlagen werden. Insgesamt wurden 78 Schadstoffe oder Schadstoffgruppen betrachtet. Für Stoffgruppen (bspw. polybromierte Diphenylether (PBDEs), PCBs) wurden in Kapitel 2.2.2 der Auswahl einzelne Stoffe herangezogen, die als repräsentativ für die Gruppe betrachtet werden. Hierbei wurde auch darauf geachtet, ob in den betrachteten Stofflisten unterschiedliche Stoffe dieser Stoffgruppen gelistet sind. So sind z.B. PBDEs unter der WRRL nicht weiter spezifiziert, während im Stockholmer Übereinkommen explizit fünf PBDEs (Tetra-, Penta-, Hexa-, Hepta- und Deca-BDE) gelistet sind. Der HELCOM PBDE-Indikator zur Bewertung der Schadstoffbelastung bezieht sich auf die Summe von sechs PBDE-Kongeneren (28, 47, 99, 100, 153 und 154) während das OSPAR background document zu bromierten Flammschutzmitteln Penta-, Octa- und Deca-BDE thematisiert. Abbildung 1 stellt dar, welche Stoffe die untersuchten Kriterien erfüllen (grün), welche Kriterien nicht erfüllt werden (rot) und für welche Kriterien keine Angabe möglich war (grau). Auf die Ergebnisse der einzelnen Schritte wird in den folgenden Unterkapiteln im Detail eingegangen.

**Abbildung 1: Übersicht über Ergebnisse der Bewertung der Kriterien nach dem Verfahren zur Auswahl der Stoffe, die für ein Monitoring vorgeschlagen werden.**

	Vorkommen in marinen Säugern			Quotient C <sub>max</sub> /PNEC >1	BCF/BAF > 2.000
	Nordsee	Ostsee	Nord-Ost-Atlantik		
Atrazin	orange	green	orange		orange
Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	orange	orange	green	orange	green
Blei (Pb)	green		green		
Polybromierte Diphenylether (PBDE)					green
Cadmium (Cd)	green		green		
Chlordan					green
DDT					green
Dechloran Plus		orange			green
Dieldrin					green
Fluoranthan		orange		orange	
Heptachlor					green
Hexabrombiphenyl (HBB, PBB169, PBB153)					green
Hexabromcyclododecan (HBCDD)					green
Hexachlorbenzol (HCB)					green
Hexachlorbutadien (HCBD)		orange	orange		orange
Hexachlorocyclohexan (HCH)				green	orange
Lindan ( $\gamma$ -HCH)				green	orange
Kupfer (Cu)	green		green		
Kurzkettige Chlorparaffine (SCCPs)	orange	green	orange		
Mirex					green
Naphthalin	green	orange		orange	orange
Nickel (Ni) und Nickelverbindungen					
Nonylphenol/ethoxylate (NP/NPEs)	orange	green		orange	green
Octylphenol	orange			orange	green
Pentachlorbenzol (PeCB)	green	green	orange		green
Pentachlorphenol (PCP)		orange	orange		orange
Perfluoroctansäure (PFOA)					orange
Perfluoroctansulfonsäure (PFOS)					orange
Perfluorohexansulfonsäure (PFHxS)					orange
Polyaromatische Hydrocarbone (PAHs)					
Polychlierte dibenzofurane (PCDF)				orange	green
Polychlorierte Biphenyle (PCBs)					green
Polychlorierte dibenzo-p-dioxine (PCDD)					green
Polychlorierte Naphthaline (PCNs)					green
Quecksilber (Hg)					
Simazin	orange	green	orange		orange
Tetrabromobisphenol A (TBBP-A)	green	orange	green	orange	green
Toxaphen	green				green
Tributylzinnverbindungen					green

Grün: Kriterium erfüllt; orange: Kriterium nicht erfüllt; grau: Kriterium nicht bewertbar

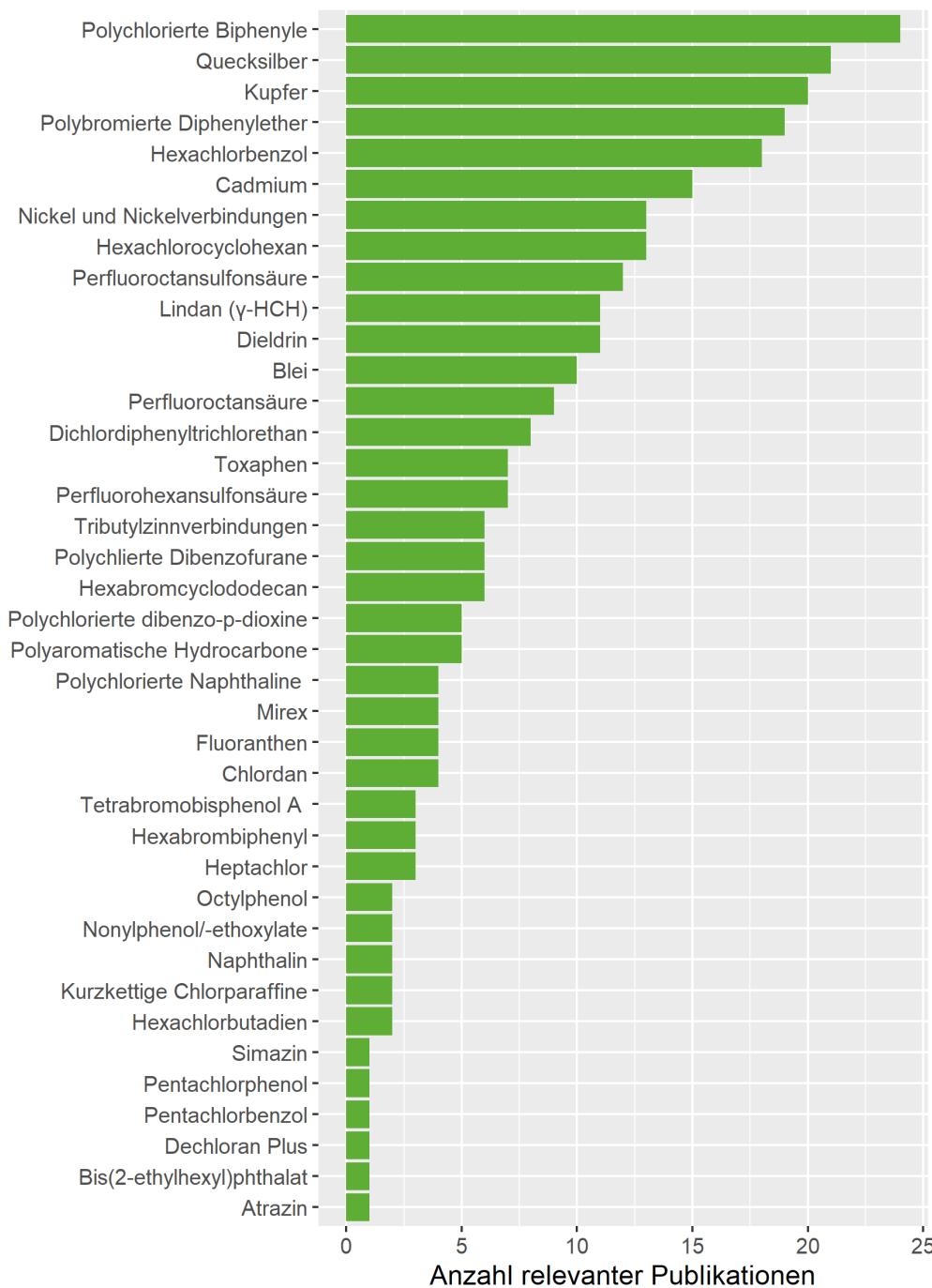
Quelle: eigene Darstellung, ITAW

## **2.2.1 Literaturdaten zu Schadstoffen/Schadstoffgruppen in marin Säugern**

Zu 39 der recherchierten Schadstoffe/Schadstoffgruppen liegt Literatur vor, die Messungen in den heimischen marin Säugern in der Nord- und Ostsee oder im angrenzenden Nord-Ost-Atlantik beschreibt. Insgesamt wurden 122 Quellen gefunden, die teilweise Schadstoffdaten für mehrere Arten mariner Säuger oder verschiedene geographische Gebiete enthalten. Für Schwinswale liegen Daten aus 168 Publikationen zu 34 der betrachteten Stoffe/ Stoffgruppen vor, für Seehunde gibt es lediglich 123 Publikationen zu 31 Stoffen/ Stoffgruppen, während bei Kegelrobben sogar nur 29 Stoffe/ Stoffgruppen untersucht wurden und die Gesamtzahl der Publikationen bei nur 76 liegt.

Auch die untersuchten Gewässer weisen deutliche Differenzen auf. Für die Nordsee liegen zu 33 Stoffen/ Stoffgruppen Daten aus 179 Publikationen vor. In der Ostsee wurden ähnliche Mengen an Stoffen/ Stoffgruppen ( $n = 32$ ) untersucht, jedoch ist die Gesamtzahl der Publikationen deutlich niedriger ( $n = 119$ ). Für die angrenzenden Gewässer des Nordostatlantiks sind 33 Stoffe/ Stoffgruppen untersucht worden und insgesamt liegen 104 Publikationen vor. Abbildung 2 gibt eine Übersicht über die 39 Stoffe/ Stoffgruppen sowie die Anzahl an vorhandenen Literaturstudien mit Daten zu den heimischen marin Säugern. Die Gesamtzahl der hier dargestellten Publikationen beträgt 122, da einige Studien aber mehr als einen Schadstoff untersucht haben, werden diese unter jedem der entsprechenden Schadstoffe erneut gezählt. Dies erklärt, warum die Summe der in Abbildung 2 ersichtlichen Studien höher ist.

**Abbildung 2: Anzahl relevanter Studien zu Stoffen, die in heimischen marin Säugern in der Nord- und Ostsee sowie den angrenzenden Gewässern gemessen wurden.**



Quelle: eigene Abbildung, ITAW

Für folgende Stoffe konnten bei der Literaturrecherche keine Studien zu Messungen in heimischen marin Säugern in der Nord- oder Ostsee oder dem Nordostatlantik gefunden werden:

**Stoffe ohne bisherigen Nachweis in der Literatur in marin Säugern in der Nord- und Ostsee**

- ▶ 1,2-Dichlorethan
- ▶ 2,4,6-tri-*tert*-butylphenol
- ▶ 4- (dimethylbutylamino) diphenylamin (6PPD)
- ▶ Aclonifin
- ▶ Alachlor
- ▶ Aldrin
- ▶ Anthracen
- ▶ Benzol
- ▶ Bifenox
- ▶ Chloralkane, C10-13
- ▶ Chlordecon
- ▶ Chlorfenvinphos
- ▶ Chlorpyrifos (Chlorpyrifos-Ethyl)
- ▶ Clotrimazol
- ▶ Cybutryn
- ▶ Cypermethrin
- ▶ Decabromdiphenylether (kommerzielle Mischung, c-decaBDE)
- ▶ Dibutylphthalat (DBP)
- ▶ Dichlormethan
- ▶ Dichlorvos
- ▶ Diclofenac
- ▶ Dicofol
- ▶ Diuron
- ▶ Endosulfan und seine verwandten Isomere
- ▶ Endrin
- ▶ Furane

- ▶ Hexabromdiphenylether und heptabromdiphenylether (commercial octabromodiphenyl ether)
- ▶ Isoproturon
- ▶ Methoxychlor
- ▶ Moschusxylol
- ▶ Neodecansäure, Vinylester
- ▶ Quinoxyfen
- ▶ Terbutryn
- ▶ Tetrabromdiphenylether und Pentabromdiphenylether (kommerziell Pentabromodiphenyl ether)
- ▶ Trichlorbenzol
- ▶ Trichlormethan
- ▶ Trifluralin
- ▶ UV-328

## 2.2.2 Maximale Konzentrationen relevanter Schadstoffe aus der Literatur und weiteren Quellen

Zu den 39 Schadstoffen, zu denen in der Literatur Daten vorliegen, wurden im nächsten Schritt die maximalen gemessenen Konzentrationen aus der Literatur extrahiert. Zusätzlich wurden diese Daten mit Messwerten aus Projektarbeiten ergänzt: BaltHealth ([Bonus Balt Health Projekt](#)), LifeApex ([LifeApex Projektwebseite](#)) und „Untersuchung der Schadstoffbelastung und Gehörschädigungen von Schweinswalen aus der schleswig-holsteinischen Nord- und Ostsee“ (Morell et al., 2022; Morell et al., 2023).

Neben Berücksichtigung dieser Datensätze wurde außerdem geprüft, ob in der Meereresumweltdatenbank (MUDAB) oder der internationalen Datenbank des ICES Messwerte mariner Säuger enthalten sind. In der MUDAB liegen keine Messdaten mariner Säuger vor. In der ICES-Datenbank sind Daten von Kegelrobben und Seehunden aus Norwegen aus dem Zeitraum 1992 bis 1994, Daten von Seehunden, die 1995 auf Island erhoben wurden, sowie Daten von Schweinswalen aus dem Vereinigten Königreich aus dem Zeitraum 2000 bis 2008 vorhanden. Sofern hier Messwerte angegeben waren, die in der Literatur angegebene Werte überstiegen, wurden diese Daten bei der Auswertung berücksichtigt.

In Tabelle 1 sind diese maximalen Konzentrationen für diese 39 Stoffe angegeben. Die Konzentration ist, sofern nicht anders gekennzeichnet, in µg/kg, Nassgewicht (ww) angegeben. Wenn Messwerte in der Literatur in einer anderen Einheit angegeben waren, wurden diese auf µg/kg umgerechnet. Waren die Werte in der Literatur nicht auf das Nassgewicht bezogen, wurde geprüft, ob Angaben zur Lipidfraktion (bei Bezug auf Lipidgewicht (lw)) bzw. zum Feuchtigkeitsgehalt (bei Bezug auf Trockengewicht (dw)) gemacht wurden. Lagen diese Informationen vor, wurden diese Werte entsprechend umgerechnet. Wenn Stoffe in Blut, Urin oder Serum gemessen wurden, wurden diese Höchstwerte zwar erfasst, konnten aber für die

Korrelation mit dem PNEC (Kapitel 2.2.4) nicht genutzt werden, da dieser in µg/kg, ww angegeben ist, während die Konzentrationen in Flüssigkeiten in Masse/Volumen ausgedrückt werden. Für Pentachlorphenol lagen keine Messwerte in Geweben vor, weshalb in Tabelle 1 der höchste gemessene Wert in pg/ml angegeben ist.

In Tabelle 1 ist außerdem angegeben, in welcher Tierart und in welchem Organ die Messung stattgefunden hat und welche Publikation dem Wert zugrunde liegt.

In 39 Fällen konnte kein Maximalwert für einen bestimmten Stoff aus der Publikation extrahiert werden, weil kein einzelner Messwert enthalten war, nur Trends berechnet wurden oder es sich um ein Review handelt, in dem keine neu erhobenen Daten enthalten waren.

In 110 Fällen konnten die Maximalwerte nicht für die weitere Auswahl genutzt werden, da 1) die Einheit nicht in µg/kg umgerechnet werden konnte (z.B. bei Messungen in Blut) ( $n = 24$ ), 2) in der Veröffentlichung keine Angaben zur Lipidfraktion/Feuchtigkeitsgehalt gemacht wurden, um eine Umrechnung in ww zu ermöglichen ( $n = 72$ ) oder 3) gar keine Angabe zur Messgrundlage (ww/dw/lw) gemacht wurde ( $n = 33$ ).

### **2.2.3 Bioakkumulationspotenzial**

Für die fünf Metalle (Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel, Quecksilber) wurde das Bioakkumulationspotenzial nicht angegeben. Die Auswahl der Metalle für den Monitoringvorschlag basiert auf individuellen Eigenschaften und Kriterien, die in Kapitel 2.1.5 ausführlich dargelegt sind.

Von den verbliebenen 34 Stoffen, die nach der Literaturrecherche näher betrachtet wurden, liegt bei 22 Stoffen der BCF/BAF-Wert bzw. der  $K_{ow}$ -Wert oberhalb der Schwellenwerte und sie sind somit als bioakkumulativ zu betrachten. Davon liegen 19 Stoffe auch über dem Richtwert von 5.000 des Stockholmer Übereinkommens, der auch den Eigenschaften von vPvB-Stoffen nach REACH-Anhang XIII entspricht. Bei drei Stoffen (PeCB, Fluoranthen und Dieldrin) liegt der BCF-Wert zwischen 2.000 und 5.000 und erfüllt damit das Kriterium für PBT-Stoffe nach REACH-Anhang XIII. Für die weiteren neun Stoffe liegt der BCF/BAF-Wert weit unter beiden Bewertungsschwellen.

Die BCF/BAF- bzw.  $K_{ow}$ -Werte sind für alle 34 Stoffe in Tabelle 1 angegeben.

### **2.2.4 Risikobewertung anhand des PNEC**

Für 25 Stoffe konnte ein Quotient ausgerechnet werden, der die maximalen Messwerte (Kapitel 2.2.2) im Verhältnis zu den PNEC setzt. Ein Quotient über 1 weist darauf hin, dass die maximalen Messwerte die PNEC überschreiten, was auf eine potenzielle Gefährdung der marinen Säuger durch den jeweiligen Schadstoff hindeutet. Für 18 Stoffe liegt der Quotient > 1, d.h. diese Stoffe liegen mit ihren in marinen Säugern vorkommenden Konzentrationen über der Effektkonzentration (Abbildung 1, grün). Die Quotienten sind in Tabelle 1 angegeben.

### **2.2.5 Auswahl empfohlener Stoffe für das Monitoring**

Anhand der beschriebenen Schritte werden die Stoffe in Tabelle 2 für ein Monitoring in marinen Säugern vorgeschlagen. Es handelt sich um alle Stoffe, die in der Nordsee ODER Ostsee ODER dem Nordostatlantik in marinen Säugern nachgewiesen wurden UND deren Risikoquotient > 1 UND deren BCF/BAF-Wert > 5.000 liegt (siehe Abbildung 1). Die Schwermetalle wurden entsprechend der Erläuterungen in Kapitel 2.1.5 ergänzt.

Die hier gelisteten Stoffe sind nicht weiter gewichtet, da es sich bei allen um bioakkumulative Stoffe handelt, die in ihren Konzentrationen in marinen Säugern Effektschwellen überschreiten. Sie sind also in ihrer Relevanz für ein Monitoring in marinen Säugern gleichwertig.

**Tabelle 2: Nach mehrstufigem Auswahlverfahren priorisierte Stoffe für ein Schadstoffmonitoring in marinen Säugern, basierend auf aktuellem Wissensstand von Vorkommen und Risiko.**

Stoffgruppe	Schadstoff	CAS-Nr.
Insektizide/Pestizide	Chlordan	57-74-9
	DDT (1,1,1-Trichloro-2,2-bis(4-chlorophenyl)ethane)	50-29-3
	Dieldrin	60-57-1
	Heptachlor	76-44-8
	Hexachlorbenzol (HCB)	118-74-1
	Mirex	2385-85-5
	Toxaphen	8001-35-2
Flammschutzmittel	Polybromierte Diphenylether (PBDE) <sup>1</sup>	68928-80-3
	Dechloran Plus	13560-89-9
	Hexabrombiphenyl	36355-01-8
	Hexabromcyclodecan (HBCDD)	59080-40-9
Industriechemikalien	Polychlorierte Biphenyle (PCB) <sup>2</sup>	25637-99-4
	Polychlorierte Dibenz-p-dioxine (PCDD) <sup>3</sup>	35065-28-2
Unerwünschte Nebenprodukte	Polychlorierte Dibenz-p-dioxine (PCDD) <sup>3</sup>	1746-01-6
Schwermetalle	Cadmium	7440-43-9
	Quecksilber	7439-97-6

<sup>1</sup>Hepta- und Deca-BDE, <sup>2</sup>PCB 138, <sup>3</sup>2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin

Grundsätzlich liegt bei einem Monitoring von Schadstoffen in marinen Säugern der Fokus vor allem auf der Erhebung von Langzeitdaten, die Rückschlüsse über das Vorkommen von Stoffen in der Nahrungskette, ihr Verhalten, ihre Anreicherung in der Umwelt und ihre Persistenz erlauben und insbesondere die Ermittlung von Trends ermöglichen. Außerdem können Langzeitdaten zu Schadstoffen in marinen Säugern mit Daten zu Populationsentwicklung, Gesundheits- und Reproduktionsparametern korreliert werden und somit auch Hinweise auf mögliche Auswirkungen auf andere Bereiche des Ökosystems geben.

Ein anderes Ziel verfolgen hingegen Studien, die das Auftreten neuer Schadstoffe in der Umwelt untersuchen oder einen wide-scope Screening Ansatz verfolgen. Hier sind beispielhaft Screeningstudien (LifeAPEX, “Screening study on hazardous substances in marine mammals of the Baltic Sea Wide-scope target and suspect screening”) (Slobodnik et al., 2022) zur Detektion von Stoffen in marinen Säugern der Ostsee zu nennen. Diese Analysen können Hinweise und Belege über neu auftretende Stoffe in der Meeresumwelt liefern, über deren Vorkommen in der marinen Umwelt oder in marinen Säugern bisher wenig oder nichts bekannt ist.

Das hier vorgeschlagene Monitoring soll sich auf die Erhebung von Langzeitdaten fokussieren, um eine Datengrundlage zu schaffen, die eine Bewertung bekannter Schadstoffe in marinen Säugern mit Hinblick auf ihr Umweltverhalten und Verhalten im Organismus, ihr Akkumulationspotenzial, ihre Persistenz und potentielle Schadwirkungen unterstützt. Vergleichbare Daten sollen erhoben und Trends abgeleitet werden, die u.a. eine Bewertung der Effektivität getroffener Maßnahmen erlauben. Aus diesen Gründen wird der Fokus bei dem

vorgelegten Monitoringvorschlag vor allem auf Stoffe gelegt, die in heimischen marin Säugern bereits in der Nord- und Ostsee oder in angrenzenden Gewässern gemessen wurden und von denen ein potentielles Risiko ausgeht. Ziel des Monitorings ist es, mit einheitlichen Langzeitdaten Wissenslücken zu schließen, um das Risiko bekannter Schadstoffe auf marine Säuger besser einschätzen zu können.

Zu beachten ist auch, dass langfristige und regelmäßige Untersuchungen im Rahmen eines Monitorings zeit- und kostenintensiv sind. Für die Etablierung eines Monitorings ist es daher sinnvoll, Stoffe auszuwählen, für die es bereits standardisierte Analyseprotokolle gibt, um eine vergleichbare Methodik zu gewährleisten. Bei der Auswahl der Stoffe sind bei einem solchen Vorgehen einige Einschränkungen zu beachten. Es handelt sich um einen Vorschlag für ein Monitoring auf Basis der vorhandenen Literatur und dem aktuellen Wissensstand zu Schadstoffen in der Umwelt und marin Säugern. Die Auswahl der Stoffe sollte regelmäßig überprüft und an neue Forschungsergebnisse und relevante gesetzliche Vorgaben angepasst werden (Kapitel 3.4.8), wofür die erhobenen Daten eine wichtige Basis liefern.

Neue Erkenntnisse über die Risiken oder Effekte von Schadstoffen in marin Säugern können zu einer angepassten Priorisierung im Monitoring führen. Die voranschreitende Forschung im Bereich neu auftretender Schadstoffe in der Umwelt kann außerdem zukünftig das Monitoring weiterer Stoffe begründen, die momentan noch keine Beachtung finden. Ebenso können Stoffe aus dem Monitoring begründet gestrichen werden, z.B. wenn ihre Konzentrationen in der Umwelt so weit abnehmen, dass kein Risiko mehr von ihnen für marine Säuger ausgeht bzw. die Werte unter messbaren Konzentrationen sinken.

Eine Ergänzung des Monitorings durch projektspezifische Fragestellungen oder Screeningstudien ist somit zu empfehlen. Neu auftretende und potentiell problematische Schadstoffe, die in solchen Studien identifiziert werden, sollten bei einer erneuten Bewertung berücksichtigt und gegebenenfalls auch in ein Langzeit-Monitoring aufgenommen werden.

Das Ergebnis der in dieser Studie durchgeführten Priorisierung zeigt, dass für viele der ausgewählten Stoffe bereits Regulierungen bestehen. Obwohl einige dieser Verbindungen seit über 20 Jahren durch das Stockholmer Übereinkommen weltweit stark reguliert oder verboten sind und ihre Konzentrationen in der Umwelt merklich zurückgegangen sind, liegen sie in vielen Fällen immer noch in relevanten Konzentrationen, d.h. oberhalb ihrer Effektschwellen, vor (Jepson et al. 2016; Desforges et al., 2018), teils aufgrund ihrer ausgeprägten Persistenz, teils wegen bestehender diffuser Quellen, die eine komplette Eindämmung des Umwelteintrags erschweren. Auch wenn der Nachweis dieser bereits regulierten Stoffe nicht zu weiteren Regulierungen bei der Herstellung und Nutzung führen kann, können weitere Daten beispielsweise bei der Erstellung von Bewertungsschwellen hilfreich sein und diese sehr persistenten und sehr bioakkumulativen Stoffe sollten daher weiterhin in einem Monitoring marin Säger Beachtung finden. Sie stellen eine Basisbelastung der Tiere dar, welche die Toleranz gegenüber weiterer Schadstoffbelastung sowie anderen Umweltfaktoren einschränkt (Siebert et al., 1999; Siebert et al., 2012; Sonne et al., 2020; Dietz et al., 2021b). Somit sind aktuelle Konzentrationen sowie die Überwachung von Trends in marin Säugern sehr wichtig. Außerdem gibt es nach wie vor große Wissenslücken im Bereich der Effekte einzelner Schadstoffe, aber insbesondere auch in der Bewertung der Auswirkungen von Schadstoffgemischen durch kumulative Effekte (ASCOBANS, 2016; Cheng et al., 2024).

Monitoringdaten können daher für bereits regulierte Stoffe wertvolle Hinweise geben, ob die bestehende Gesetzgebung und Maßnahmen zur Senkung der Konzentrationen in der Umwelt ausreichend sind und somit einen direkten Beitrag zum Schutz der Meeressäuger leisten.

## **2.3 Erarbeitung eines Berichtsformats für Schadstoffdaten in marinens Säugern in der Meeresumweltdatenbank (MUDAB)**

### **2.3.1 Einleitung**

Die Meeresumweltdatenbank (MUDAB) wurde 1994 zur zentralen Verwaltung von Meeres-Monitoringdaten etabliert ([Geoportal der MUDAB](#)). Die Küstenbundesländer sowie Bundes- und Forschungseinrichtungen übermitteln physikalische, hydrographische, hydrochemische und biologische Parameter an die von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA) geführte Datenbank. Die MUDAB stellt Umweltdaten im Rahmen der von Deutschland eingegangenen internationalen Verpflichtungen für den Meeresschutz bereit und liefert u.a. die Messdaten für die Bewertungen unter OSPAR und HELCOM und der MSRL. Sie leistet außerdem einen wesentlichen Beitrag zur "Umweltberichterstattung Meer" (SOE-Report) an die Europäische Umweltagentur in Kopenhagen (EEA).

Die Daten in der MUDAB sind öffentlich und werden auf nationaler und internationaler Ebene bereitgestellt und u.a. an die internationale Datenbank des International Council for the Exploration of the Sea (ICES) zur Erfüllung der von Deutschland eingegangenen Verpflichtungen weitergegeben

Der weitaus größte Datensatz der MUDAB für Schadstoffe mit über 5 Millionen erfassten Messwerten liegt für Wasserproben vor. Biota hingegen sind mit 130.552 Messwerten von 1990 – 2023 das am geringsten erfasste Kompartiment (Stand Februar 2025). Für Meeressäuger liegen innerhalb dieses Kompartimentes keine Daten vor, da sie mit dem bisherigen Datenformat nicht optimal erfasst werden. Lediglich in der Datenbank des ICES sind etwas mehr als 2000 Datensätze mariner Säuger erfasst. Hier liegen Daten von Kegelrobben und Seehunden aus Norwegen aus dem Zeitraum 1992 bis 1994, Daten von Seehunden, die 1995 auf Island erhoben wurden, sowie Daten von Schweinswalen aus dem Vereinigten Königreich aus dem Zeitraum 2000 bis 2008 vor.

Um zukünftig Daten von Schadstoffmessungen in marinens Säugern an die MUDAB übermitteln zu können, ist eine Anpassung des bestehenden Datenformates für Biota notwendig. Nur so können Monitoringdaten mariner Säuger erfasst und für regionale Prozesse zur Verfügung gestellt werden.

### **2.3.2 Datenerfassung in der MUDAB**

Die Datenerfassung in der MUDAB erfolgt direkt durch registrierte und zum Upload berechtigte, berichtende Institutionen. Die Übermittlung der Daten kann über zwei Formate erfolgen: als Excel-Datei oder im XML-Format. Für beide Schemata sind auf der Webseite der MUDAB Vorlagen zum Download verfügbar.

Um die Dateneingabe zu erleichtern, gibt es außerdem Erläuterungen zu den jeweiligen Datenfeldern mit Definitionen zu den geforderten Daten, dem Eingabetyp, der Information, ob die Eingabe optional oder obligatorisch ist und dem Hinweis auf die entsprechende MUDAB Codeliste, sofern für das Datenfeld eine solche Liste verfügbar ist.

In Tabellen 3 bis 7 sind die Datenfelder, Definitionen des Datenfeldes, der Eingabetyp sowie die zugrundeliegende Code-Liste dargestellt. Die Tabellen stellen die einzelnen Blätter der in diesem Projekt entwickelten MUDAB-Formatvorlage für marine Säuger dar und enthalten alle Datenfelder, die für marine Säuger zur Verfügung stehen. Obligatorische Datenfelder sind fett geschrieben und Daten, die in die automatische Generierung der Datenset-Kennung eingehen,

sind mit einem Asterisk (\*) markiert. Die automatische Datenset-Kennung dient der Zuordnung der Werte zu einem spezifischen Datenset oder einer Probe.

**Tabelle 3: Erläuterungen zum Datenblatt "Allgemein" der MUDAB-Vorlage für marine Säuger.**  
**Fett hervorgehobene Datenfelder sind obligatorisch auszufüllen. Daten, die in die automatische Generierung der Datenset-Kennung eingehen sind mit einem Asterisk (\*) markiert.**

Template Attribute Name	Definition	Type	Attribute Value
<b>Berichtendes Institut (Code) *</b>	Berichtendes Institut	string (5)	
<b>Berichtsjahr *</b>	Berichtsjahr, Angabe 4-stellig	number (4)	MUDAB-Codelist: ICES_RLABO
<b>Name oder Nummer der Reise</b>	Bei Jahresdatensätzen das Jahr, bei mehrfacher Übermittlung von Daten mit Nummerierung, bsp. 2022_02	string (100)	
MUDAB-Referenznummer	MUDAB Referenznummer der Reise	string (8)	
<b>Schiff/Plattform (Code) *</b>	Code für Schiff/Plattform; für Meeressäugerproben hier code AA71 - UNSPECIFIED HUMAN oder ZZ99 - UNKNOWN	string (4)	
Schiffstyp/Plattformtyp (Code)	Schiffstyp/Plattformtyp (Code)	string (36)	MUDAB-Codelist: ICES_SHIPC
Ziel der Untersuchungen	Beschreibung des Zwecks der Untersuchungen	string (2000)	MUDAB-Codelist: ICES_PlatformType
<b>Beginn *</b>	Bei Jahresdatensätzen 01.01.xxxx	date (8)	
Ende	Bei Jahresdatensätzen 31.12.xxxx	date (8)	GML: YYYY-MM-DD Excel: TT.MM.JJJJ
Ansprechpartner*in	Namen und Kontaktinformationen desjenigen, der für diese Datenlieferung zuständig ist.	string (250)	GML: YYYY-MM-DD Excel: TT.MM.JJJJ
Inhalt der Datei	Kurze Beschreibung des Inhalts der Datenlieferung (z. B. Metalle im Wasser, Sediment und Biota)	string (250)	

**Tabelle 4: Erläuterungen zum Datenblatt "Parameter" der MUDAB-Vorlage für marine Säuger.**  
**Fett hervorgehobene Datenfelder sind obligatorisch auszufüllen.**

Template Attribute Name	Definition	Type	Attribute Value
<b>Datenart (Code) *</b>	Kompartiment, Art des Probenmediums	string (1)	MUDABCL_MEDIUM
<b>Disziplin (Code) *</b>	Disziplin	string (1)	MUDABCL_DISCIPLIN
<b>Parametercode (Code) *</b>	Untersuchter Parameter	string (13)	ICESCL_PARAM
<b>Einheit (Code) *</b>	Einheit	string (26)	ICES_MUNIT
Anzahl Dezimal-stellen	Anzahl der Dezimalstellen der Messwerte	number (2.0)	
<b>Analyse-Labor (Code) *</b>	Analyse-Labor	string (4)	ICES_RLABO
<b>Messmethode (Code) *</b>	Code der Messmethode	string (14)	ICES_METOA
<b>Physikalische Behandlung der Probe (Code) *</b>	Physikalische Behandlung der Probe. Multiple Angaben sind möglich, dann Verwendung von Tilde ~ als Trennzeichen.	string (50)	ICES_METPT
<b>Chemische Behandlung der Probe (Code) *</b>	Chemische Behandlung der Probe. Multiple Angaben sind möglich, dann Verwendung von Tilde ~ als Trennzeichen.	string (50)	ICES_METCX
<b>Matrix (Sediment, Biota, Mammals) (Code) *</b>	Matrix, in der die Messung stattgefunden hat	string (10)	ICES_MATRIX
Chemische Fixierung / Konservierung (Code)	Code der Lagerungsmethode	string (7)	ICES_METFP
Art der Lagerung (Code)	Code der Lagerungsmethode	string (5)	ICES_METST
Basis der Messung (Code)	Basis der Messung	string (1)	ICES_BASIS
interne QS / Nachweisgrenze *	interne QS / Nachweisgrenze	number (14.10)	
interne QS / Bestimmungsgrenze *	interne QS / Bestimmungsgrenze *	number (14.10)	MUDABCL_MEDIUM

**Tabelle 5: Erläuterungen zum Datenblatt "Messstation" der MUDAB-Vorlage für marine Säuger. Fett hervorgehobene Datenfelder sind obligatorisch auszufüllen.**

Template attribute name	Definition	Type	Attribute value
<b>Name der MessStation *</b>	Name der Strandabschnitts/Fundortes des Meeressäugers	string (100)	Liste Strandabschnitte der Bundesländer
ProjektStation ID	Laufende Nummer der Projektstation, ist in der Liste der Strandabschnitte der Bundesländer für den jeweiligen Abschnitt gesetzt	number (10.0)	Liste Strandabschnitte der Bundesländer
Positionsmethode (Code)	Methode der GPS Positionierung, für Meeressäuger nicht relevant	string (15)	ICESCL_POSYS
<b>Breite Grad</b>	Geographische Breite in Grad zur Position einer Messstation. Für Meeressäuger sind den Strandabschnitten/Fundorten Koordinaten zugeordnet und in Liste der Strandabschnitte abzulesen	number (2.)	
<b>Breite Minuten</b>	Geographische Breite in Minuten zur Position einer Messstation. Für Meeressäuger sind den Strandabschnitten/Fundorten Koordinaten zugeordnet und in Liste der Strandabschnitte abzulesen	number (5.3)	
<b>Breite N/S (Code)</b>	Geographische Breite (Angabe für Nord oder Süd) zur Position einer Messstation. Für Meeressäuger sind den Strandabschnitten/Fundorten Koordinaten zugeordnet und in Liste der Strandabschnitte abzulesen	string (1)	
<b>Länge Grad</b>	Geographische Länge in Grad zur Position einer Messstation. Für Meeressäuger sind den Strandabschnitten/Fundorten Koordinaten zugeordnet und in Liste der Strandabschnitte abzulesen	number (3.)	
<b>Länge Minuten</b>	Geographische Länge in Minuten zur Position einer Messstation. Für Meeressäuger sind den Strandabschnitten/Fundorten Koordinaten zugeordnet und in Liste der Strandabschnitte abzulesen	number (5.3)	

Template attribute name	Definition	Type	Attribute value
Länge E/W (Code)	Geographische Länge (Angabe für Nord oder Süd) zur Position einer Messstation. Für Meeressäuger sind den Strandabschnitten/Fundorten Koordinaten zugeordnet und in Liste der Strandabschnitte abzulesen	string (1)	
Lottiefe [m]	Lottiefe in Metern zur Position einer Messstation	number (11.2)	
Stationstyp (Code)			MUDABCL_StationType

**Tabelle 6: Erläuterungen zum Datenblatt "MarineMammal-Probe" der MUDAB-Vorlage für marine Säuger. Fett hervorgehobene Datenfelder sind obligatorisch auszufüllen.**

Template attribute name	Definition	Type	Attribute value
<b>Name der MessStation *</b>	Name der Strandabschnitts/ Fundortes des Meeressäugers	string (100)	Liste Strandabschnitte der Bundesländer
<b>Kennung der Probe *</b>	Eindeutige Kennzeichnung einer Pool- oder Homogenatprobe, bei Individualproben Kennzeichnung der Poolzugehörigkeit. Für eine Individualprobe wird zusätzlich die Specimen Individuum Number verlangt.	string (50)	
Specimen Individuum Number *	Nur bei Individualproben (No 22 - Bulking = "I") muss hier eindeutige Nummer des Exemplars eingetragen werden	string (10)	
<b>Gewebe (Code) *</b>	Art des untersuchten Gewebes, Matrix	string (10)	ICES_MATRIX
<b>Spezies (AphiaID des WoRMS-Codes)</b>	Spezies AphiaID des WormsCodes, <a href="http://www.marinespecies.org">www.marinespecies.org</a>	string (10)	
<b>Spezies (Wiss. Name des WoRMS-Codes)</b>	Wissenschaftlicher Name entsprechend der AphiaID des WoRMS-Codes, <a href="http://www.marinespecies.org">www.marinespecies.org</a>	string (200)	
<b>Bulking (Code)</b>	Kennzeichnung als Pool- (P), Homogenat- (H) oder Individualprobe (I)	string (1)	MUDABCL_Bulking
Datum der Probenentnahme	Datum der Probennahme	date (8)	GML: YYYY-MM-DD Excel: TT.MM.JJJJ
<b>PE_Methode (Code)</b>	Methode der Probennahme	string (10)	ICES_SMTYP ergänzt um Meeressäugerspezifische Codes
Anzahl in Poolprobe	Anzahl der Individuen in Poolprobe/Homogenat	number (5.0)	
<b>Sex-Code (Code)</b>	Geschlechtercode	string (10)	ICES_SEXCO
<b>Länge [cm] (Mittelwert bei Poolprobe)</b>	Längenmittelwert bei Pool- oder Homogenatprobe bzw. Länge des Individuums bei Individualproben, in Zentimeter (cm)	number (5.2)	
<b>Gewicht [g] (Mittelwert bei Poolprobe)</b>	Gewichtsmittelwert bei Pool- oder Homogenatprobe bzw. Gewicht des Individuums bei	number (6.2)	

Template attribute name	Definition	Type	Attribute value
	Individualproben, in Kilogramm (kg)		
<b>Altersklasse</b>		String (2)	neuer Code für Alterseinteilung der Meeressäuger
Alter Jahre	Alter in Jahren	number (3.2)	
Methode Altersbe-stimmung (Code)	Code für Methode der Altersbestimmung	String (2)	ICES_AGDET
<b>Frisch-gewicht [g]</b>	Frischgewicht in Gramm	number (7.2)	
<b>Trocken-gewicht [%]</b>	Trockengewicht in Prozent	number (4.2)	
<b>Fettgehalt [%]</b>	Fettgehalt in Prozent	number (4.2)	
Zustand bei der Probennahme (Code)	Zustand des Lebewesens bei der Probennahme	string (1)	ICES_ASTSA
Qualität der Tot-Probe (Code)	Erhaltungszustands des Kadavers bei Probennahme von Totfunden	string (1)	neuer Code für Erhaltungszustand der Totfunde
Weiterführende Untersuchungsmethoden Patho (Code)	Code für weiterführende angewandte Untersuchungsmethoden des Totfundes, Angabe mehrerer Methoden möglich, Trennung der Angaben mit Tilde (~)	string (20)	neuer Code für weiterführende Untersuchungsmethoden
Ergebnisse weiterführende Untersuchungsmethoden Patho (Code)	Code für positive vorliegende Ergebnisse aus weiterführenden Untersuchungsmethoden des Totfundes, Angabe mehrerer Methoden möglich, Trennung der Angaben mit Tilde (~)	string (20)	neuer Code für weiterführende Untersuchungsmethoden
Specimen-Herkunft (Code)	Herkunft des Exemplars, bei marinen Säugern Code LW (local wild stock)	string (2)	ICES_ORGSP

**Tabelle 7: Erläuterungen zum Datenblatt "MarineMammal-Messwert" der MUDAB-Vorlage für Marine Säuger. Fett hervorgehobene Datenfelder sind obligatorisch auszufüllen.**

Template attribute name	Definition	Type	Attribute value
<b>Name der MessStation *</b>	Name der Strandabschnitts/ Fundortes des Meeressäugers	string (100)	Liste Strandabschnitte der Bundesländer
<b>Kennung der Probe *</b>	Eindeutige Kennzeichnung einer Pool- oder Homogenatprobe, bei Individualproben Kennzeichnung der Poolzugehörigkeit. Für eine Individualprobe wird zusätzlich die Specimen Individuum Number verlangt.	string (50)	
Specimen Individuum Number *	Nur bei Individualproben (No 22 - Bulking = "I") muss hier eindeutige Nummer des Exemplars eingetragen werden	string (10)	
<b>Gewebe (Code) *</b>	Art des untersuchten Gewebes, Matrix	string (10)	ICES_MATRIX
<b>Kennung des Parameters *</b>	Kennung des Parameters im BLMP automatisch befüllt durch Eingabe der Schlüsselwerte in erstem Datenblatt	string (80)	
Validität (Code)	Flag zur Kennzeichnung der Güte des Messwertes	string (2)	ICES_VFLAG
Flag (Code)	Flag zur Qualifizierung des Messwertes	string (1)	ICES_QFLAG
<b>Messwert</b>	Messwert	Number (16.5)	Attribute value

### 2.3.3 Anpassung der Datenbankfelder und Ergänzung durch spezifische neue Datenfelder

Die Anpassung des MUDAB-Berichtsformates wurde im Rahmen dieses Projektes vorgenommen, da die bisherigen Datenfelder teils keine Codes für die spezifischen Daten von Meeressäugern zuließen. Einige relevante Informationen konnten daher mit den bisher verfügbaren Datenfeldern nicht ausreichend erfasst werden, sodass eine Ergänzung bestehender Datenfelder sowie Generierung neuer Datenfelder erfolgt ist, um Fundumstände und biologische Grunddaten mariner Säuger korrekt wiederzugeben. Zunächst erfolgte eine Erweiterung bestehender Codes, sofern sich Informationen zu marin Säugern hier integrieren ließen. Für Informationen, die sich nicht in die bestehenden Datenfelder integrieren ließen, wurden zuletzt neue Datenfelder ergänzt. Adaptierte und neue Datenfelder werden im Folgenden im Detail erläutert.

#### Name der Messstation, adaptiert

Die Untersuchung und Probennahme von Meeressäugern erfolgt nicht an festgelegten Orten oder Messstationen. Dieses Feld wird daher genutzt, um den Fundort der Tiere zu spezifizieren und somit die Probe einer Region und einem Gewässer zuordnen zu können. Fundorte entsprechen bei den marin Säugern in der Regel einem Küstenort oder -abschnitt, an dem der Totfund geborgen wurde. Hier wurde eine Liste mit Orten entlang der gesamten deutschen Nord- und Ostseeküste mit zugehörigen Koordinaten und Fundortkennungen erstellt.

#### Qualität der Totprobe (Code), neu

Hierbei handelt es sich um den Zustand des untersuchten Kadavers bei Entnahme der Probe, d.h. bei der Obduktion des Tieres. Einem international anerkannten Protokoll entsprechend (Ijsseldijk et al., 2019) wird die Einteilung in fünf Stufen (Sehr frisch, Code 1 bis mumifiziert, Code 5) vorgenommen.

Die Eingabe in die MUDAB erfolgt entsprechend dem in Tabelle 8 dargestellten Code.

**Tabelle 8: MUDAB-Codeliste für das neu generierte Datenbankfeld "Qualität der Totprobe"**

MUDAB Code	Erläuterung
1	Extrem frisch, gerade erst verstorben
2	Frisch
3	Mittelgradige Verwesung
4	Fortgeschrittene Verwesung
5	Mumifizierung, Skelettierung

#### PE\_Methode (Code), adaptiert

Dieses Feld existiert bereits für die Übermittlung von Biota-Daten an die MUDAB. Es handelt sich hierbei um die Methode der Probenentnahme. Da die Proben der Meeressäuger fast ausschließlich von Totfunden stammen, musste die vorhandene Codeliste um einige spezifische Codes erweitert werden, um die Umstände des Totfundes genau erfassen zu können (Tabelle 9).

**Tabelle 9: Ergänzte Codes in der MUDAB-Codeliste PE\_Methode zur Angabe der genauen Herkunft der Meeressäuger**

MUDAB Code	Erläuterung
BYCATCH	Gesicherter Beifang

MUDAB Code	Erläuterung
STRAND	Tot gestrandet, Totfund
SHOT	Tier lebend gestrandet, durch Schuss erlöst
HUNT	Im Rahmen einer Jagd beprobt

#### Altersgruppe (Code), neu

Die Alterseinteilung der marinen Säuger erfolgt zunächst durch eine grobe Einschätzung bei der Obduktion. Hierfür werden die Größe des Tieres, das Funddatum sowie die Größe und Entwicklung der Gonaden betrachtet. Bei Schweinswalen erfolgt dann eine Einteilung in vier verschiedene Altersgruppen (Foetus, Neonat, Juvenil, Adult). Seehunde und Kegelrobben werden in drei Altersgruppen (diesjährig, vorjährig, mehrjährig) eingeordnet.

Die Eingabe dieser Altersgruppen war bisher nicht möglich und es wurde ein neues Eingabefeld hierfür erstellt (Tabelle 10).

Eine genaue Altersbestimmung kann bei allen drei Arten anhand der Growth Layer Groups (GLGs) in den Zähnen erfolgen (Lockyer et al., 2001; Lockyer et al., 2010). Sofern dieser Wert vorliegt, kann er zusätzlich zur groben Alterseinteilung in dem bereits vorher in der MUDAB enthaltenen Feld Alter Jahre ergänzt werden.

**Tabelle 10: Neue Codeliste für die Eingabe der geschätzten Altersklasse mariner Säuger**

MUDAB Code	Erläuterung
F	Foetus
N	Neonat
J	Juvenil
A	Adult
DJ	Diesjährig
VJ	Vorjährig
MJ	Mehrjährig

#### Weiterführende Untersuchungsmethoden/Ergebnisse (Code), neu

Um die Schadstoffdaten in einem größeren Kontext bewerten und interpretieren zu können, beispielsweise um pathologische Befunde mit den Daten zu korrelieren und Effektbewertungen durchzuführen, ist es nützlich, einen Überblick über weitere Untersuchungen zu haben, die begleitend durchgeführt wurden. Die Eingabe von pathologischen Befunden oder Bewertungen lässt sich in der MUDAB schwer integrieren, da ein umfassender Bericht zu Erkrankungs- und Todesursachen nicht mit dem entsprechenden Datenformat kompatibel ist. Daher wurden zwei neue Datenfelder auf die Information beschränkt, für welche weiterführenden Untersuchungen Probenmaterial vorliegt bzw. welche weiterführenden Ergebnisse zu Untersuchungen bereits vorhanden sind. Die Ergebnisse der entsprechenden Untersuchungen können daraufhin bei dem berichtenden Institut in Erfahrung gebracht werden.

In Tabelle 11 sind die neuen Codes für das Datenfeld Weiterführende Untersuchungen aufgelistet.

**Tabelle 11: Neue Codeliste für die Angabe zu weiterführenden Untersuchungen, die im Rahmen der Obduktion der marinen Säuger durchgeführt wurden**

MUDAB Code	Erläuterung
P	Pathologie
HP	Histopathologie
BU	Bakteriologische/Mikrobiologische Untersuchung
VU	Virologische Untersuchung

## 3 Arbeitspaket II

### 3.1 Erarbeitung des Monitoring- und Bewertungskonzeptes

Obwohl in den Küstenbundesländern Deutschlands teilweise bereits seit vielen Jahren ein Gesundheitsmonitoring mariner Säuger durchgeführt wird, ist es nicht in allen Bereichen der deutschen Gewässer der Nord- und Ostsee gleichermaßen etabliert und wird in unterschiedlichem Umfang durchgeführt. Grundlage des Gesundheitsmonitorings sind vor allem die Strandungsnetze der Bundesländer, über die alle gestrandeten und tot aufgefundenen marinen Säuger erfasst werden und gegebenenfalls für weitere Untersuchungen an die entsprechenden Einrichtungen weitergeleitet werden. In Schleswig-Holstein wird das Gesundheitsmonitoring außerdem durch ein Lebendmonitoring von Seehunden ergänzt.

Untersuchungen zur Schadstoffbelastung werden zwar stichprobenartig durchgeführt, sind aber nicht fester Bestandteil der Monitoringvereinbarungen und somit liegt keine umfassende Datensammlung zur Belastung mariner Säuger mit Schadstoffen vor. Die Entnahme und Archivierung von Organproben für Untersuchungen auf Schadstoffe wird zwar teilweise im Rahmen der dargestellten Monitoringprogramme durchgeführt, sie unterliegen aber keinen Richtlinien. Somit gibt es kein einheitliches Protokoll, das die Entnahme, Lagerung und Datenerfassung regelt. Eine Analyse der Proben erfolgt lediglich projektbezogen statt auf kontinuierlicher Basis (Morell et al., 2022; Morell et al., 2023), wie es für Langzeittrends erforderlich wäre.

Das Ziel dieses Arbeitspaketes ist es, ein Monitoringkonzept vorzuschlagen, das eine einheitliche, standardisierte Probennahme und Protokollierung ermöglicht, um ein reguläres Schadstoffmonitoring mariner Säuger in der deutschen Nord- und Ostsee zu etablieren. Das entwickelte Konzept berücksichtigt bestehende Monitoringprogramme für marine Säuger unter OSPAR und HELCOM, um Daten aus einem nationalen Monitoring über die MUDAB zur Verfügung stellen zu können, vergleichbare Daten zu erheben und so die Grundlagen für ein regional einheitliches Schadstoffmonitoringprogramm in marinen Säugern bereitzustellen.

### 3.2 Darstellung der bestehenden Monitoringprogramme der Küstenbundesländer

#### 3.2.1 Schleswig-Holstein

##### Totfundmonitoring

In Schleswig-Holstein ist seit 1990 ein Gesundheitsmonitoring für marine Säuger etabliert. Die Meldung und Sammlung gestrandeter oder beigefangener Meeressäuger erfolgt über ein Netzwerk sogenannter „Seehundjäger\*innen“, die im Umgang mit Totfunden ausgebildet sind und auch lebend gestrandete Tiere an die Seehundaufzuchtstationen übergeben oder mit einem Gnadenabschuss erlösen dürfen. In jährlichen Fortbildungen werden sie in der Bewertung solcher Lebendfunde geschult und dürfen im Falle von Seehunden eigenmächtig entscheiden, ob Tiere erlöst werden müssen. Im Falle von Kegelrobben oder lebend gestrandeten Schweinswalen müssen die Seehundjäger\*innen Rücksprache mit dem tiermedizinischen Fachpersonal des Instituts für Terrestrische und Aquatische Wildtierforschung (ITAW) der Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover (TiHo) halten, bevor sie Tiere erlösen.

Seehunde werden je nach Erhaltungszustand über die Tierkörperbeseitigungsanlage fachgerecht entsorgt oder zur weiteren Untersuchung ans ITAW übergeben. Kegelrobben und

Schweinswale werden unabhängig vom Erhaltungszustand zur Untersuchung und Probennahme ans ITAW übergeben.

Abhängig vom Erhaltungszustand der Tiere werden diese unverzüglich ans ITAW transportiert, um eine direkte Probennahme und Untersuchung zu ermöglichen oder in Tiefkühltruhen des Strandungsnetzwerkes oder des ITAW bis zur weiteren Untersuchung zwischengelagert.

Der Untersuchungsumfang der Tiere basiert auf dem Erhaltungszustand (Einteilung Code 1 (sehr frisch) bis Code 5 (mumifiziert), siehe Tabelle 8) sowie dem Hintergrund des Strandungsergebnisses (bspw. besondere Ereignisse, die eine umfangreiche Betrachtung spezieller Organsysteme oder spezifische Untersuchungen nötig machen).

Alle Tiere im Erhaltungszustand 1-3 werden einer umfangreichen und vollständigen post-mortem Untersuchung zugeführt, die international anerkannten Protokollen folgt (IJsseldijk et al., 2019). Von Tieren im Erhaltungszustand Code 4 und Code 5 (d.h. fortgeschrittene Verwesung bis Mumifizierung) werden lediglich Proben zur Altersbestimmung, Nahrungsanalyse und Genetik genommen sowie grundlegende biologische Parameter (Alter, Geschlecht, Gesamtlänge) erhoben.

Auch die Probennahme folgt einem standardisierten Protokoll und umfasst Proben für weiterführende parasitologische, histopathologische, virologische, bakteriologische und genetische Untersuchungen, Schadstoffanalysen, Proben für Nahrungs- und Mikroplastikanalysen sowie Untersuchungen der Ohren (in Cetaceen), die ebenfalls auf Basis des Erhaltungszustandes und der makroskopischen Untersuchungsbefunde genommen werden.

In umfassenden Berichten werden jährlich die Untersuchungsergebnisse von 20 Schweinswalen, 60 Seehunden sowie allen Kegelrobben aus Nord- und Ostsee ausgewertet und auf der Webseite des Ministeriums für Energie, Klimaschutz, Umwelt und Natur des Landes Schleswig-Holstein (MEKUN) zur Verfügung gestellt ([schleswig-holstein.de - Artenschutz - Meeressäuger](http://schleswig-holstein.de - Artenschutz - Meeressäuger)).

### **Lebendmonitoring**

Ergänzend zum Totfundmonitoring werden seit 1990 auch Untersuchungen freilebender Seehunde aus der Nordsee regelmäßig durchgeführt. Die Tiere werden hierfür mit Netzen gefangen, zur Probennahme fixiert und anschließend wieder frei gelassen. Die Untersuchungen umfassen bakteriologische und virologische Untersuchungen (Antigenuntersuchungen von Tupferproben und Antikörperuntersuchungen in Serumproben), Analysen des Blutbilds und der Blutchemie, genetische Untersuchungen und Messungen der Speckdicke im Nacken und Hüftbereich. Außerdem werden die Tiere mit einem Mikrochip ausgestattet und projektbezogen auch für telemetrische Untersuchungen mit Satellitensendern ausgestattet.

Projektbezogen werden auch beim Lebendmonitoring der Seehunde Proben für Schadstoffuntersuchungen genommen. Hierfür werden je nach Fragestellung und Untersuchung Haare, Vibrissen oder Blutproben entnommen.

### **Schadstoffuntersuchungen**

Im Rahmen der standardisierten Probennahme werden bei sehr frischen Tieren (Erhaltungszustand Code 1-2) Proben von Leber, Niere, Muskel, Fett, Gehirn und wenn möglich Blut für Schadstoffuntersuchungen genommen. Für jedes Organ werden je eine Probe in einer Plastiktüte und eine Probe in Aluminiumfolie genommen und die Lagerung erfolgt bei -20°C. Trotz einer umfangreichen Probenbank sind regelmäßige Schadstoffuntersuchungen nicht Teil des Totfundmonitorings und werden nur im Rahmen spezifischer Projekte durchgeführt (z.B. LifeAPEX, UBA „Screening study on hazardous substances in marine mammals of the Baltic Sea“ (Slobodnik et al., 2022), Pilotprojekt zur Schadstoffbelastung und Gehöruntersuchungen von

Schweinswalen (Morell et al., 2022), EXPOSO-METER-Chemometer zur Bestimmung des Umwelt- und Humanexposoms durch Schadstoffgemische (Reiter et al., 2023), CHEMO-RISK - Chemometer für die In-situ-Risikobewertung von Schadstoffgemischen (Reiter et al., 2022)).

### **3.2.2 Niedersachsen**

#### **Totfundmonitoring**

Die Koordinierung des Meeressägerstrandungsnetzwerkes liegt in Niedersachsen bei der Seehundstation Nationalpark-Haus Norddeich. Alle Meldungen toter und lebend gestrandeter Meeressäger erfolgen zunächst an die Seehundstation. Eine Kontrolle des Fundes, die erste Aufnahme von Grunddaten sowie die Bergung toter Tiere erfolgt durch ein Netzwerk von Wattenjagdaufseher\*innen Frisch verendete Tiere werden anschließend für eine umfassende pathologische Untersuchung an das Lebensmittel- und Veterinärinstitut Oldenburg verbracht. Die Untersuchungen umfassen unter anderem bakteriologische, virologische und parasitologische Untersuchungen und werden nach einem international abgestimmten Protokoll durchgeführt, um vergleichbare Ergebnisse zu erreichen.

Neben dem Lebensmittel- und Veterinärinstitut Oldenburg sind außerdem das Lebensmittel- und Veterinärinstitut Hannover sowie das Institut für Fische und Fischerzeugnisse (IFF) Cuxhaven an den Untersuchungen beteiligt.

Die Auswertung der Melddaten sowie der Ergebnisse der pathologischen Untersuchungen erfolgt durch das Niedersächsische Landesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (LAVES). Auf der Webseite des LAVES sind weitere Informationen zum Meeressägermonitoring zu finden ([Meeressägermonitoring LAVES](#)).

#### **Schadstoffuntersuchungen**

Im Rahmen der Totfunduntersuchungen werden am IFF auch Analysen organischer Schadstoffe durchgeführt.

### **3.2.3 Mecklenburg-Vorpommern**

#### **Totfundmonitoring**

Bereits seit den 1970er Jahren werden Meeressäger, die an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns stranden vom Deutschen Meeressmuseum (DMM) in Stralsund auf ihren Gesundheitszustand und mögliche Todesursachen untersucht.

Soweit möglich werden alle Totfunde sowie Beifänge von Schweinswalen und Robben geborgen. Dies erfolgt durch das DMM selbst oder durch Partnerinstitutionen vor Ort z.B. Bauhöfe der Gemeinden oder Schutzgebietsverwaltungen. Bis zur Sektion werden die Totfunde in Stralsund oder in einer von zehn Gefriertruhen entlang der Küste tiefgekühlt. Totfunde im näheren Umkreis von Rostock wurden bis 2021 an das Landesamt für Landwirtschaft, Lebensmittelsicherheit und Fischerei (LALLF) gebracht, um dort Obduktionen zur Untersuchung der Erkrankungs- und Todesursachen durchzuführen. Diese Totfunde werden mittlerweile auch an das DMM verbracht.

Die Datenerhebung und Bestimmung biologischer Parameter erfolgt in Mecklenburg-Vorpommern anhand eines standardisierten Protokolls (IJsseldijk et al., 2019). Nach Bestimmung des Erhaltungszustandes (entsprechend der für Schleswig-Holstein beschriebenen Einteilung) werden Tiere in einem guten Erhaltungszustand (Code 1-3) pathologisch-anatomisch untersucht und es werden Proben für weiterführende Untersuchungen entnommen. Das Probenprotokoll ist etwas reduziert im Vergleich zu dem in Schleswig-Holstein

verwendeten Protokoll und umfasst Proben für Histologie, Parasitologie, Schadstoffuntersuchungen, Nahrungsanalyse, Altersbestimmung und Genetik sowie optional Mikrobiologie und Virologie (nur in Absprache mit dem veterinärmedizinischen Labor des LALLF, falls eine direkte Untersuchung möglich ist). Für histologische Untersuchungen werden Proben regelmäßig zur Tierärztlichen Hochschule nach Hannover gesendet. Die Aufbereitung der weiteren Proben (Genetik, Nahrungsanalyse) erfolgt ausschließlich projektbezogen und ist nicht fester Bestandteil der Untersuchungen im Totfundmonitoring des DMM. Es liegt eine umfassende Probenbank vor, die in zukünftigen Projekten ausgewertet werden könnte.

Die Ergebnisse der Sektionen werden seit 2010 in Berichtsform zusammengefasst und wurden teilweise auf der Seite des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie (LUNG-MV) veröffentlicht.

#### **Schadstoffuntersuchungen**

Im Rahmen der standardisierten Probennahme werden bei sehr frischen Tieren (Erhaltungszustand Code 1-2) Proben von Leber, Niere, Muskel, Fett und wenn möglich Gehirn und Blut für Schadstoffuntersuchungen genommen. Für jedes Organ werden je eine Probe in einer Plastiktüte und eine Probe in Aluminiumfolie genommen und die Lagerung erfolgt bei -20°C. Trotz einer somit umfangreichen Probenbank sind regelmäßige Schadstoffuntersuchungen nicht Teil des Totfundmonitoring und werden nur im Rahmen spezifischer Projekte durchgeführt (z.B. LifeAPEX, UBA „Screening study on hazardous substances in marine mammals of the Baltic Sea“ (Slobodnik et al., 2022) oder in studentischen Abschlussarbeiten (z.B. Schwermetall-Analysen in Kegelrobben (Rostock et al. (in prep., pers. comm.)) und Schweißwalen (2023, laufend) an der Universität Greifswald).

### **3.2.4 Hamburg**

#### **Totfundmonitoring**

Totfunduntersuchungen von Meeressäugern werden in Hamburg zurzeit nicht als laufendes Monitoring durchgeführt. Sofern Meeressäuger in Hamburg als Totfund gemeldet werden, erfolgt die Koordination durch die Behörde für Umwelt, Klima, Energie und Agrarwirtschaft (BUKEA). Die Obduktionen wurden bislang am Institut für Hygiene und Umwelt durchgeführt und Ergebnisse in Form von Untersuchungsberichten lediglich an die BUKEA gemeldet. Öffentliche Berichte stehen nicht zur Verfügung.

Einzelne umfassende Totfunduntersuchungen wurden bereits in Zusammenarbeit mit dem ITAW und der TiHo durchgeführt und zukünftig sollen Meeressäugertotfunde regelmäßig am ITAW untersucht werden, um standardisierte Untersuchungen nach einheitlichem Protokoll zu gewährleisten.

#### **Schadstoffuntersuchungen**

Schadstoffuntersuchungen haben bei den untersuchten Tieren bislang nicht stattgefunden. Sofern die Tiere an das ITAW in Schleswig-Holstein verbracht wurden, wurden im Rahmen der dortigen Untersuchungen (siehe 3.2.1) Proben für Schadstoffuntersuchungen entnommen.

## **3.3 Monitoringkonzepte unter OSPAR und HELCOM**

Da bestehende Monitoringkonzepte für Schadstoffmessungen und -bewertungen in marin Säugern in die Ausarbeitung des im Rahmen dieses Projektes entwickelten Monitoringkonzepts eingeflossen sind, soll hier ein kurzer Überblick gegeben werden. Sowohl unter OSPAR als auch unter HELCOM wird die Belastung von Schadstoffen bewertet, um das Vorkommen und die Auswirkungen dieser Stoffe auf die marine Umwelt zu bewerten, Eintragswege nachzuvollziehen

und die Belastung der Gewässer zu reduzieren. Diese Arbeiten dienen auch dazu, gezielte Maßnahmen vorzuschlagen und zu ergreifen.

### **3.3.1 HELCOM**

Bereits 1979 begann unter HELCOM das Monitoring physikalischer, chemischer und biologischer Parameter der Ostsee, das im Jahr 1998 um das Monitoring des Eintrags von Nährstoffen und Schadstoffen erweitert wurde. Zum jetzigen Zeitpunkt gibt es 12 Monitoringprogramme, die verschiedene Parameter untersuchen, um den Umweltzustand der Ostsee widerzuspiegeln. Eine Zusammenfassung der Programme gibt das zugehörige Monitoring-Manual. Die HELCOM Monitoring und Assessment Strategie wurde 2013 beim HELCOM Ministerial Meeting in Kopenhagen verabschiedet und hat den Grundsatz, ein einheitliches, länderübergreifendes Monitoringsystem zu schaffen und koordinierte, harmonisierte Datensätze zur Bewertung des Umweltzustandes der Ostsee zur Verfügung zu stellen. Dieser Grundsatz wurde mit dem HELCOM Monitoring Manual in spezifische Strategien und Anforderungen übersetzt.

#### **HELCOM Monitoring Manual**

Das HELCOM Monitoring Manual ist gegliedert in 12 Monitoringstrategien, die sich thematisch mit verschiedenen Bestandteilen des Ökosystems (z.B. Meeresgrund-Habitate, Meeressäuger) oder einem spezifischen Belastungsfaktor (z.B. Eutrophierung, Schadstoffe) befassen und die verschiedenen Deskriptoren der MSRL bedienen. Für die 12 Strategien gibt es verschiedene Monitoringprogramme, die zurzeit sowohl nationale Monitoringaktivitäten als auch koordinierte, Ostsee-weite Programme umfassen. Das Ziel ist es, für jedes der Monitoringprogramme ein durch HELCOM koordiniertes Monitoring zu etablieren ([HELCOM Monitoring Manual](#)).

Die Meeressäuger-Strategie umfasst Programme zum Vorkommen von Seehunden, Gesundheitsstatus und Vorkommen von Schweinswalen und bedient auch die MSRL Deskriptoren 1 (Biodiversität) und 4 (Nahrungsnetze). Im Programm zur Meeressäger-Gesundheit wird unter anderem auch auf die Belastung mit Schadstoffen und die Verknüpfung zu Deskriptor 8 (Schadstoffe) eingegangen. Einheitliche Monitoringprogramme zur Untersuchung des Gesundheitsstatus mariner Säuger existieren aber noch nicht. Es gibt außerdem eine Schadstoffstrategie, die sich mit Schadstoffeinträgen, Schadstoffkonzentrationen sowie relativen biologischen Effekten auf Biota befasst. Unter dieser Strategie wird unter anderem das Programm Schadstoffe in Biota aufgeführt. Es bezieht sich auf verschiedene Schadstoffgruppen und enthält Informationen zum aktuellen Schadstoffmonitoring in Biota unter HELCOM (ausführende Länder, Methodik, Untersuchungsobjekt, Untersuchungsgebiet und -häufigkeit). Die untersuchten Biota sind ausschließlich Fische, während marine Säuger hier noch nicht beachtet werden. Das Monitoringprogramm liefert jedoch einen regionalen, etablierten Monitoringrahmen, dem die Daten aus einem Schadstoffmonitoring für marine Säuger, wie es in diesem Projekt vorgeschlagen wird, zugeführt werden könnten.

#### **HELCOM Combine Manual**

Das HELCOM Combine Manual for Marine Monitoring (HELCOM, 2017) hat zum Ziel, zeitliche Trends, räumliche Variationen, Effekte von Schadstoffen auf Biota sowie das Verhalten von Schadstoffen in der Umwelt zu untersuchen und Risikobewertungen vorzunehmen. Zu diesem Zweck werden im Manual for Marine Monitoring Richtlinien zur Datenmeldung und umfangreiche Anleitungen zur Qualitätssicherung und Methodik von Schadstoffanalysen besprochen. Es wird außerdem auf die Probennahme und Bearbeitung von Biotaproben eingegangen, hierbei werden aber nur Fische und Weichtiere erwähnt. Da keine spezifischen

Anleitungen für Proben mariner Säuger gemacht werden, konnten keine direkten Übertragungen in das hier vorgestellte Monitoringkonzept stattfinden. Insbesondere die Methoden und Angaben zur Qualitätssicherung bei der Analyse verschiedener Schadstoffe können aber unabhängig vom Probenmaterial auch für marine Säuger Anwendung finden (siehe Kapitel 3.4.6 Analytik).

### 3.3.2 OSPAR

Monitoring und Bewertung der marinen Umwelt wird seit den 1980er Jahren als Aufgabe von OSPAR angesehen und durch das Joined Assessment and Monitoring Programm (JAMP) strategisch durchgeführt. Es bedient so die Bestimmungen, denen sich die OSPAR-Vertragsparteien im Rahmen des OSPAR Übereinkommens verpflichteten.

#### **Joined Assessment and Monitoring Programme (JAMP)**

Die letzte Überarbeitung und Verabschiedung des JAMP hat 2014 stattgefunden und folgt der 2010 in Bergen getroffenen JAMP-Vereinbarung. Das Programm wurde über den Zeitraum 2014 bis 2023 verabschiedet und diente unter anderem der Vorbereitung des OSPAR Quality Status Report in 2023. Ziel von JAMP (OSPAR Commission, 2024) ist es, auch existierende Monitoringprogramme unter OSPAR zu vereinheitlichen und wo möglich mit anderen Programmen (z.B. unter HELCOM, ICES, AMAP) in Einklang zu bringen. In 2008 wurden im Rahmen von JAMP die Guidelines for contaminant-specific biological effects veröffentlicht. Diese beinhalten unter anderem Leitlinien zur Qualitätssicherung, Probennahme und -analyse sowie spezifische Methoden zur Bewertung von Effekten bestimmter Schadstoffe in Biota. Die Methodik und Bewertung beschränken sich aber auf Fische und Weichtiere, während für marine Säuger keine spezifischen Hinweise enthalten sind. Zuletzt wurde im Rahmen des Quality Status Reports (OSPAR, 2023) erstmals ein Pilotindikator zur PCB-Belastung in marinen Säugern entwickelt (Pinzone et al., 2022). Aus den Arbeiten zum Pilotindikator geht hervor, dass in verschiedenen Bereichen noch Handlungsbedarf besteht, um die Erhebung von Schadstoffdaten und pathologischen Befunden zu strukturieren und harmonisieren (z.B. durch die Nutzung internationaler Datenbanken). Außerdem wird hervorgehoben, dass insbesondere die Langzeitdatenreihen zur PCB-Belastung mariner Säger Lücken aufweisen und nur wenige Bewertungsschwellen existieren. Durch eine Implementierung des im Rahmen dieses Projektes vorgeschlagenen Monitorings könnte die Datenerhebung harmonisiert und Datenlücken gefüllt werden.

#### **Coordinated Environmental Monitoring Programme (CEMP)**

Das Coordinated Environmental Monitoring Programme (CEMP) wurde 2016 verabschiedet, um vergleichbare Daten aus dem gesamten OSPAR-Gebiet zu generieren, die in die Bewertungen der unter JAMP formulierten Fragestellungen einfließen können. Im Rahmen von CEMP wurden verschiedene Monitoring- und Bewertungsrichtlinien veröffentlicht. Sie sind untergliedert in Richtlinien zu Biodiversität und Ökosystemen, zu Auswirkungen anthropogener Aktivitäten auf die Umwelt, zu Schadstoffen und Eutrophierung sowie eine Richtlinie zu kumulativen Effekten. Unter den Richtlinien zu Schadstoffen existieren unter anderem Protokolle zum Monitoring von Schadstoffen in Biota. Die Protokolle enthalten Vorgehensanleitungen zu Probennahmen unter verschiedenen Fragestellungen, Datenaufnahme und Datentransfer, Analytik und Qualitätskontrollparametern, um eine einheitliche und vergleichbare Datenerhebung von Schadstoffen in Biota zu ermöglichen. Die Methoden und Angaben zur Qualitätssicherung bei der Analyse verschiedener Schadstoffe können aber unabhängig vom Probenmaterial auch für marine Säuger Anwendung finden (siehe Kapitel 3.4.6 Analytik).

Insgesamt fokussieren die regionalen Richtlinien und Monitoringprogramme für Schadstoffe auf Biota der niederen trophischen Ebenen und umfassen keine marinen Säuger.

Dementsprechend sind die Daten in Datenbanken (z.B. ICES) auf Biota wie Schalentiere, Fische und teilweise Vögel oder Eier beschränkt, während für marine Säuger kaum Daten existieren. Grundlegende Anleitungen zur Analytik von Schadstoffen in Geweben und zur Qualitätssicherung und einheitlichen Datenaufnahme können jedoch auch auf marine Säuger angewendet werden und wurden bei der Erstellung des Monitoringkonzeptes in diesem Projekt beachtet. Außerdem bietet das etablierte Netzwerk dieser existierenden Monitoringsysteme eine Grundlage, in die Daten mariner Säuger integriert werden können. So könnte eine zielgerichtete Übertragung von Monitoringdaten von der nationalen Ebene auf die regionale Ebene gelingen.

## **3.4 Konzept für ein nationales Schadstoffmonitoring**

### **3.4.1 Zielsetzung**

Das Schadstoffmonitoring soll sich an den bestehenden Probenprotokollen der unter 3.2 beschriebenen Totfundmonitoringsysteme orientieren. Die im bestehenden Probenprotokoll gelisteten Proben für Schadstoffuntersuchungen sollen weiter spezifiziert und eine einheitliche Datenaufnahme gewährleistet werden. So soll sichergestellt werden, dass die Probennahme von allen Küstenbundesländern realisierbar und in das bereits bestehende Monitoring integrierbar ist. Gleichzeitig sollen aber auch unter HELCOM und OSPAR veröffentlichte Richtlinien Beachtung finden und die Probennahme daran angepasst sein, sodass langfristig eine regionale und internationale Anwendbarkeit des Protokolls ermöglicht wird.

### **3.4.2 Voraussetzungen**

Über die beschriebenen Totfundmonitoringprogramme der Küstenbundesländer werden jährlich ca. 1.000 – 1.500 Robben und 200 – 300 Schweinswale an den deutschen Küsten tot aufgefunden oder von geschulten Seehundjäger\*innen erlöst. Die meisten Tiere werden in Schleswig-Holstein gemeldet. Da sich nicht alle Tiere in einem Erhaltungszustand befinden, der die Beprobung von Organen und Gewebe zulässt und die nachfolgenden Untersuchungen sinnvoll erscheinen lässt, ist die Zahl an Tieren, die einem Schadstoffmonitoring zugeführt werden könnten, geringer.

Sofern ein Schadstoffmonitoring länderübergreifend koordiniert und durchgeführt wird, könnten jährlich Proben von 50-100 Tieren entnommen und für ein Monitoring bereitgestellt werden. Es ist zu erwarten, dass entsprechend der Totfundzahlen Proben von Seehunden hierbei den größten Anteil ausmachen würden. Bei der Auswahl der zu untersuchenden Tiere sollte beachtet werden, welche Fragestellungen das Monitoring verfolgt. Wenn genug Tiere zur Verfügung stehen, kann eine gezielte Auswahl nach bestimmten Altersklassen, Geschlecht oder Regionen sinnvoll sein, um verschiedene Zielgruppen abzubilden oder bei der Auswertung von Langzeitrends vergleichbare Daten zu schaffen.

Langfristig sollte das Ziel sein, das Monitoring auf internationaler Ebene auszuweiten. Da marine Säuger nicht ortstreu sind und lange Strecken zurücklegen können, ist dies notwendig, um die Belastung der Population und der gesamten Nord- und Ostsee korrekt abbilden zu können.

### **3.4.3 Probennahme Totfundmonitoring**

Die Probennahme mariner Säuger ist in Deutschland aufgrund ihres Schutzstatus mit gewissen Einschränkungen verbunden. Es ist lediglich eine opportunistische Probennahme im Rahmen

von Totfunduntersuchungen möglich, was im Vergleich zu anderen Biota, die im Rahmen von Monitoringprogrammen gesammelt, gefangen und untersucht werden, die Datenlage einschränkt. So können Proben im Hinblick auf bestimmte Fragenstellungen nicht gezielt genommen werden, und es kann nicht garantiert werden, dass in einem bestimmten Zeitraum (z.B. Jahreszeit, Reproduktionssaison) oder für eine besondere Zielgruppe (z.B. adulte Tiere, tragende Tiere) eine festgelegte Anzahl an Proben untersucht werden kann.

Umso wichtiger ist es, dass die Probennahme so einheitlich und standardisiert wie möglich erfolgt, um dennoch vergleichbares Untersuchungsmaterial zu gewinnen und eine möglichst große Anzahl an Proben zu generieren, die im Rahmen eines Monitorings für Untersuchungen ausgewählt werden können. Grundsätzlich sollten nur Tiere in einem frischen Erhaltungszustand für toxikologische Untersuchungen beprobt werden: das bedeutet Tiere im Erhaltungszustand 1 und 2. Tiere im Erhaltungszustand 3 sollten zusätzlich beprobt werden, um gegebenenfalls auf weitere Proben zurückgreifen zu können. Für eine einheitliche Bewertung des Erhaltungszustandes ist in Tabelle 12 die Klassifizierung nach IJsseldijk et al. (2019) dargestellt.

**Tabelle 12:** Klassifizierung des Verwesungsgrades nach IJsseldijk et al. (2019). Beispielbilder sind der Originalpublikation zu entnehmen

Code	Definition	Charakteristika
1	Sehr frisch, gerade verstorben	Lebend gestrandete und gestorbene/euthanasierte Fälle oder solche, die unmittelbar nach dem Tod gestrandet sind; keine postmortalen Veränderungen (z. B. keine Aufblähung oder Ablösung der Haut); frischer Geruch; klare, glasige Augen; fester und weißer Speck; feste, dunkelrote, gut abgegrenzte Muskeln; intakte und gut abgegrenzte Eingeweide; kein oder nur wenig Gas im Magen-Darm-Trakt (sofern nicht pathologisch); festes Gehirn ohne Verfärbung, deutliche Oberflächenmerkmale, leicht zu entfernen.
2	Frisch	Normales Aussehen, frischer Geruch, minimale Austrocknung und Faltenbildung von Haut, Augen und Schleimhäuten; Körper nicht aufgebläht, Zunge und Penis nicht vorgefallen; Speck fest und weiß, gelegentlich blutig gefärbt
3	Moderate Verwesung	Deutliche Aufblähung, Zunge und Penis oft vorgelagert; die Haut ist rissig und beginnt sich abzulösen; charakteristischer (milder) Geruch ist zu erwarten; Schleimhäute trocken, Augen eingesenkt. Der Blubber ist blutig und ölig; die Muskeln sind weicher und schlecht definiert; die Darmsegmente enthalten Gas; das Gehirn hat eine weiche Konsistenz. Die Organe sind weitgehend intakt, noch unterscheidbar und können leicht entfernt und beurteilt werden, obwohl die Farbe in der gesamten Brust- und Bauchhöhle einheitlicher ist und die Konsistenz, insbesondere der Nieren und der Bauchspeicheldrüse, weich und zunehmend brüchig ist.

<b>Code</b>	<b>Definition</b>	<b>Charakteristika</b>
<b>4</b>	Fortgeschrittene Verwesung	Der Kadaver kann intakt, aber zusammengesunken sein; die Haut löst sich ab; die Epidermis kann weitgehend fehlen, so dass der darunterliegende Blubber frei liegt. Starker Geruch; Blubber weich, oft mit Gasblasen und Ölpuften; Muskeln fast verflüssigt und leicht zu zerreißen, mühelos von den Knochen zu trennen; Blut dünn und schwarz; Eingeweide oft identifizierbar, aber brüchig, leicht zu zerreißen und schwer zu sezieren; Darm gasgefüllt; Gehirn verflüssigt, dunkelrot, mit Gasblasen, mit verminderter Konsistenz.
5	Mumifizierung oder Skelettierung	Haut kann Skelettreste bedecken; das restliche Gewebe ist ausgetrocknet. Organe sind teilweise oder vollständig verschwunden oder, falls vorhanden, nicht vollständig identifizierbar.

Die eigentliche Auswahl der zu untersuchenden Proben kann dann auf Basis des Monitoringziels erfolgen (bspw. Bestimmung von Hotspots, Trendanalyse über längere Zeiträume, räumliche Verteilung) und sich auf bestimmte Altersgruppen, Fundorte, Zeiträume etc. (OSPAR Commission, 2018). Die Probennahme sollte standardisiert erfolgen und wird hier für verschiedene Organe beschrieben, die für ein Monitoring vorgeschlagen werden. Die Probengewichte und Lokalisationen der Probennahmen orientieren sich hier unter anderem an bereits veröffentlichten Studien (Badry et al., 2022; LifeAPEX, undated). Aufgrund der unterschiedlichen Eignung der Organe zum Nachweis spezifischer Schadstoffe sollten immer alle hier angegebenen Organe beprobt werden. Eine Übersicht, welche Schadstoffe/Schadstoffgruppen in welchem Organ bestimmt werden können, liefert Kapitel 3.4.8.

### **Einzelproben Gewebe**

Lokalisation: Leber – Poolprobe aus Teilen aller Leberlappen

Muskel – Dorsale, lange Rückenmuskulatur

Blubber – Unterhautfett ohne Muskel oder Haut

Gewicht: 29 g ww (Minimum) bis 52 g ww (Optimum)

Lagerung: Zwei Proben: eine in Aluminiumfolie doppelt, eine in Plastiktüte

Mind. -20°C Lagertemperatur

Kennzeichnung: Tierart

Eindeutige Identifikationsnummer

Datum der Probennahme

Probenverwendung (Schadstoffanalysen, Toxikologie)

Kühltemperatur

### **Poolproben**

Anzahl: Proben von mehreren Tieren derselben Tierart

Gesamtgewicht: 29 g ww (Minimum) bis 52 g ww (Optimum)

Voraussetzungen: Dasselbe Geschlecht

Dasselbe Herkunftsgebiet

	Dieselbe Altersgruppe
	mindestens drei Proben, besser fünf
Kennzeichnung:	Tierart
	Identifikationsnummer der Poolprobe
	Datum der Probennahme
	Probenverwendung
	Kühltemperatur

### **3.4.4 Probennahme Lebendmonitoring**

Das Monitoring und die Beprobung von wildgefangenen marinern Säugern ist bisher in Deutschland nur in Schleswig-Holstein fester Bestandteil der Monitoringvereinbarungen und umfasst lediglich die Beprobung von Seehunden (siehe Kapitel 3.2.1). Die Integration von Proben in ein Schadstoffmonitoring wäre also zurzeit nur hierfür möglich. Zur Ergänzung des bisher erläuterten Monitoringkonzeptes, das auf Totfunden von Meeressäugern basiert, lassen sich Proben von Wildfängen für Schadstoffuntersuchungen nutzen. Sie werden hier zunächst nicht als fester Bestandteil des vorgeschlagenen Monitoringkonzeptes aufgefasst, aber der Vollständigkeit halber erwähnt.

#### **Einzelproben Blut**

Medium	EDTA Vollblut
Menge	mind. 3 ml
Lagerung	-20°C Lagertemperatur (oder niedriger)
Kennzeichnung	Tierart
	Eindeutige Identifikationsnummer
	Datum der Probennahme
	Probenverwendung (Schadstoffanalysen, Toxikologie)
	Kühltemperatur

#### **Einzelproben Haare**

Menge	mind. 0,2 g jeweils in Plastiktüte und in Aluminiumfolie
Lagerung	-20°C Lagertemperatur (oder niedriger)
Kennzeichnung	Tierart
	Eindeutiger Identifikationsnummer
	Datum der Probennahme
	Probenverwendung (Schadstoffanalysen, Toxikologie)
	Kühltemperatur

### 3.4.5 Datenaufnahme

Um die spätere Bewertung der Analyseergebnisse und Interpretation sowie auch die Vergleichbarkeit mit anderen Daten zu gewährleisten, ist es nötig, bestimmte Begleitdaten für die Proben aufzunehmen. Diese umfassen z.B. grundlegende biologische Parameter, Informationen zur Probennahme und Lagerung, Herkunft der Probe und auch Informationen zur Analyse und zur Qualitätssicherung. Eine internationale Erhebung im Rahmen des LifeAPEX-Projektes zu Beprobung, Lagerung, Analyseprotokollen und Datenerhebung zeigt, dass es große institutionelle Unterschiede bei der Lagerung von Probenmaterial gibt (Badry et al., 2022).

Während einige der Fundinformationen und Begleitparameter bei Totfunden nicht immer bekannt sind, sind andere essentiell für die Ergebnisinterpretation und Vergleichbarkeit und müssen notwendigerweise zur Verfügung gestellt werden. In der folgenden Tabelle sind notwendige Parameter gelistet, die für eine eindeutige Probenidentifikation und die spätere Interpretation relevant sind. Die in Tabelle 13 und 14 angegebenen Parameter sind in Anlehnung an existierende Empfehlungen (Badry et al., 2022; LifeAPEX, 2022) aufgestellt. Außerdem sind die Informationen an das für die MUDAB entwickelte neue Datenbankformat für marine Säuger angeglichen, sodass sichergestellt ist, dass eine spätere Übermittlung an die MUDAB und an internationale Datenbanken möglich ist.

**Tabelle 13: Notwendige Begleitparameter bei der Beprobung von marinen Säugern zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit von Probenmaterial**

Parameter	Definition
Institut	Zuständige Institution, die Probennahme durchführt
Ansprechpartner*in	
Fundort	Strandabschnitt des Fundortes, wenn möglich mit Geokoordinaten
Funddatum	Datum der Totfundmeldung
Tierart	Lateinischer Name und deutscher Name
Untersuchungsdatum	Datum der Untersuchung und Probennahme
ProbenID	Spezifische TierID des untersuchenden Instituts
Matrix/Probenart	Gewebeart
Geschlecht	Männlich oder weiblich, falls bestimmbar
Länge	Gesamtkörperlänge des Tieres in Zentimetern Robben: Nasenspitze bis Spitze der Hinterflosse Wale: Schnauzenspitze bis Einkerbung Fluke
Gewicht	Gesamtgewicht des Tieres in Kilogramm Nur möglich, wenn das Tier vollständig ist
Alter geschätzt	Einteilung anhand Größe, Gonadenaktivität und Funddatum. Körperlänge als Richtlinie bei Schweinswalen: < 100 cm Neonat, 100 -129 cm Juvenil > 130 cm Adult Einteilung anhand des Funddatums in vorgegebene Altersgruppen bei Robben:

Parameter	Definition
	Seehund, Kegelrobbe: diesjährig = in der Geburtenphase des aktuellen Jahres geboren, vorjährig = in der Geburtenphase des letzten Jahres geboren, mehrjährig
Alter in Jahren	Zahnaltersbestimmung
Qualität der Totprobe/Verwesungsgrad	Einteilung nach Frischegrad: 1 – sehr frisch, gerade gestorben 2 – frisch 3 – moderate/milde Verwesung 4 – fortgeschrittene Verwesung 5 – Mumifizierung oder skeletartig
Weiterführende Untersuchungen	Weiterführende Untersuchungen am Tier zur Untersuchung des Gesundheitszustandes und anderer Parameter: Parasitologie, Bakteriologie, Virologie, Histologie, Nahrungsanalysen, Knochenanalysen
Herkunft/Methode der Probennahme	Tot- oder Lebendfund Beifang Erlösung/Einschläferung Gejagt
Bulking	Poolprobe, Individualprobe

Um bei Poolproben rückblickend noch die Herkunft zuordnen und bei Bedarf Einzelproben zurückverfolgen zu können, sollten Informationen entsprechend Tabelle 14 unbedingt ergänzt werden. So können retrospektiv Analysen von Individualproben durchgeführt werden.

**Tabelle 14: Zusätzliche Informationen bei Poolproben zur späteren Vergleichbarkeit und Rückverfolgbarkeit der Proben**

Parameter	Definition
Anzahl der enthaltenen Individualproben	
Herkunft der Proben	Herkunftsgebiet der Individualproben
Altersgruppe	Altersgruppe der Individualproben
Geschlecht	
Eindeutige Proben-ID der enthaltenen Individualproben	Individuelle Proben-ID der Individualproben, die in der Poolprobe enthalten sind

### 3.4.6 Analytik

Aufgrund der weit auseinandergehenden physiko-chemischen Eigenschaften von Schadstoffen und ihrer spezifischen Anforderungen an die Analytik (bspw. bezüglich der jeweiligen Blindwerte) ist es nicht zielführend, eine einheitliche Methode zu bestimmen. Generell sind umfassend validierte robuste und qualitätsgesicherte Verfahren auszuwählen, um eine hohe Datenqualität sicherzustellen. Insbesondere für bereits seit mehreren Jahren untersuchte Stoffe gibt es verschiedene validierte Verfahren in der Literatur und Anleitungen für eine einheitliche und qualitätsgesicherte Analytik sind bspw. unter HELCOM im Rahmen des Combine Programs veröffentlicht worden (HELCOM, 2017; OSPAR Commission, 2018). Da analytische Instrumente

laufend verfeinert werden, werden auch neue Verfahren für diese hochmodernen Instrumente entwickelt und veröffentlicht. Eine strikte Beschränkung auf eine spezifische Analytik erscheint nicht sinnvoll, da dies die substanziale Erweiterung der teils unzureichenden Datenlage behindern würde und möglicherweise das weitere Monitoring stark verkompliziert.

Im Folgenden wird ein beispielhafter Ablauf dargestellt, der als Richtschnur für neu zu etablierende analytische Verfahren gelten kann oder als Basis für weitere Anpassungen und Optimierung: Für die Analysen der organischen Schadstoffe in marinen Säugern werden die Proben homogenisiert und ihre Lipidfraktion wird bestimmt. Zur Extraktion der bioakkumulierenden Schadstoffe aus dem Fettgewebe wird eine Lösungsmittlextraktion (Smedes, 1999; Jensen et al., 2003) durchgeführt. Das Lebergewebe wird einer QuEChERS-Extraktion unterzogen (Anastassiades et al., 2003; Pedersen et al., 2023). Die Aufreinigung der erhaltenen Extrakte erfolgt idealerweise ohne Entfernung der weniger persistenten Stoffe (Muz et al., 2021; Wernicke et al., 2022). Je nach Verfügbarkeit und instrumenteller Ausstattung werden Messungen mittels Gaschromatographie-(Tandem)Massenspektrometrie GC-MS(MS) für die hydrophoben Stoffe durchgeführt und/oder mittels Flüssigchromatographie-(Tandem)Massenspektrometrie LC-MS(MS) für polare Stoffe und mögliche Transformationsprodukte. Hierbei ergibt sich über Tandemmassenspektrometrie (MS/MS) – wenn vorhanden – häufig eine Erhöhung der Empfindlichkeit durch geringere Störsignale, und die Massenübergänge stellen ein zusätzliches Element der Qualitätssicherung dar. Der Einsatz von hochauflösender Massenspektrometrie (HRMS) ist wünschenswert, wird aber vorerst auf Einzelfälle und hochspezialisierte Labore beschränkt bleiben. Zu betonen ist für alle Verfahren, dass Qualitätssicherungsaspekte, wie die Bestimmung von Blindwerten und die Verwendung von (isotopenmarkierten) Internstandards (s. Kapitel 3.4.7 zur Datensicherung), beachtet werden sollten.

Für die Bestimmung von Elementen liegen umfassende Richtlinien des UBA vor:

[https://www.umweltprobenbank.de/upb\\_static/fck/download/SOP\\_DMA\\_de.pdf](https://www.umweltprobenbank.de/upb_static/fck/download/SOP_DMA_de.pdf),  
[https://www.umweltprobenbank.de/upb\\_static/fck/download/SOP\\_ICP-OES\\_de.pdf](https://www.umweltprobenbank.de/upb_static/fck/download/SOP_ICP-OES_de.pdf) sowie  
[https://www.umweltprobenbank.de/upb\\_static/fck/download/SOP\\_ICP-MS\\_de.pdf](https://www.umweltprobenbank.de/upb_static/fck/download/SOP_ICP-MS_de.pdf). In dieser Datenbank sind auch Protokolle für organische Schadstoffe zu finden, bspw. für HCB und verschiedene PCB-Kongenere:  
[https://www.umweltprobenbank.de/upb\\_static/fck/download/SOP\\_HCB\\_PCB\\_PCP-GC-MS\\_Blutplasma\\_Urin.pdf](https://www.umweltprobenbank.de/upb_static/fck/download/SOP_HCB_PCB_PCP-GC-MS_Blutplasma_Urin.pdf).

Während es für die konkreten Analysen von Schadstoffen keine einheitlichen Laborprotokolle gibt, sind bei der Qualitätskontrolle und Berichterstattung der erhaltenen Daten klare Kriterien wünschenswert, um eine Vergleichbarkeit der Daten über Studien und Labore hinweg zu gewährleisten. Die wesentlichen Eckpunkte sind im Folgenden detailliert dargestellt. Um die Nachvollziehbarkeit und Reproduzierbarkeit zu gewährleisten, muss eine lückenlose Dokumentation der Lagerung, Probenbehandlung und Analysen vorliegen.

Die zentralen Kriterien umfassen die Veröffentlichung von Einzelstoffdaten für jeden Schadstoff in jeder Probe sowie die Angabe der Lipidfraktion und/oder des Trockengewichtes, um verschiedene Arten der Datennormalisierung umsetzen zu können. Dies verspricht, die Vergleichbarkeit mit anderen Datensätzen zu erhöhen. Bei umfassenden Datenvergleichen ist zu beachten, dass im Gegensatz zur Praxis in älteren Publikationen (Summenkonzentrationen) bei Einbeziehung von sehr früh veröffentlichten Daten, die nicht den aktuellen Qualitätskriterien entsprechen, diese weniger stark gewichtet werden oder zumindest als weniger klaren Qualitätskriterien unterworfen kenntlich gemacht werden.

### 3.4.7 Qualitätssicherung

In komplexen Proben wie Geweben oder Körperflüssigkeiten ist eine Qualitätssicherung der erzeugten Daten zentral. Um die Nachvollziehbarkeit und Reproduzierbarkeit zu gewährleisten, muss eine lückenlose Dokumentation vorliegen, sodass die Ergebnisse anhand dieser vergleichbar werden. Zentrale Kriterien der Dokumentation umfassen die Lagerbedingungen, Probenbehandlung, Analysemethoden und Auswertungsverfahren. Zu den gängigen Maßnahmen der Qualitätssicherung zählen die umfassende Validierung der Methode inkl. Reproduzierbarkeit, Wiederfindung der zugegebenen Verbindungen und Kontrolle der Matrixeffekte sowie Empfindlichkeit, die Überwachung von Blindwerten und die Verwendung eines Spektrums interner Standardverbindungen zur Absicherung der Identifizierung und Quantifizierung der analogen nativen Verbindungen. Hierbei werden an verschiedenen Stellen im Analysenverfahren mehrere (im Idealfall isotopenmarkierte) Verbindungen hinzugegeben, die eine genaue Überprüfung jeder gleichzeitig bearbeiteten Gruppe an Proben („Batches“) und jeder einzelnen Probe erlauben.

Die Ergebnispräsentation unterliegt ebenfalls einigen Kriterien, um die Vergleichbarkeit sicherzustellen. So wurden besonders in der frühen wissenschaftlichen Literatur häufig Summenkonzentrationen (bspw. von zahlreichen Kongeneren der PCBs) angegeben, die für einen Vergleich mit später erzeugten Einzelkonzentrationen ungeeignet sind. Weitere Herausforderungen liegen in der Normalisierung der ermittelten Masse oder Konzentration eines Schadstoffs. Diese sollte bzgl. der Hauptsorptionsphase erfolgen, d.h. für lipophile Stoffe auf die Lipidfraktion der Probe bezogen werden. Dies ist sowohl für die Vergleichbarkeit der Daten mit anderen Studien sowie für den Vergleich der gemessenen Konzentrationen mit Bewertungsschwellen (bspw. UQN) relevant. Insbesondere in älterer Literatur sind die Einheiten teils unklar, oder die Normalisierung erfolgte auf das Frischgewicht des Gewebes, ohne Bestimmung oder Angabe der Lipidfraktion, so dass eine Umrechnung zur Einbeziehung dieser Datensätze für die Untersuchung von zeitlichen Trends nicht möglich ist. Schließlich wäre die Durchführung vergleichbarer Verfahren der Probenvorbereitung und Analyse wünschenswert, da dies die generelle Vergleichbarkeit über verschiedene Studien hinweg erhöhen würde. Eine Möglichkeit zur Sicherstellung der Vergleichbarkeit wäre bspw. die Untersuchung von Materialien des NIST – National Institute of Standards and Technology am U.S. Department of Commerce.

In Tabelle 15 sind Begleitparameter gelistet, die bei der Auswertung und Berichterstattung von Schadstoffdaten unbedingt mit angegeben werden sollten. So kann sichergestellt werden, dass Ergebnisse unterschiedlicher Studien den gleichen Qualitätssicherungsmaßnahmen unterzogen wurden. Die Tabelle stellt hierbei nicht erneut die Grunddaten dar, die zu jeder Probe unbedingt angegeben werden müssen. Diese sind bereits in Kapitel 3.4.5 ausführlich beschrieben worden.

**Tabelle 15: Begleitparameter für die Analyse von Schadstoffen in Geweben mariner Säuger, die bei der Auswertung und Berichterstattung unbedingt mit angegeben werden sollten.**

Parameter	Detailinformationen
Untersuchter Parameter/Schadstoff	
Analyselabor	
Matrix	Untersuchtes Gewebe/Organ

Parameter	Detailinformationen
Messmethode	Bspw. GC-MS(MS), LC-MS(MS)
Physikalische Behandlung der Probe	Bspw. homogenisiert
Chemische Behandlung der Probe	Bspw. mit Ethylacetat extrahiert
Art der Lagerung	Temperatur der Lagerung bei tiefgekühlten Proben
Interne QS/Nachweisgrenze	
Interne QS/Bestimmungsgrenze	
Frischgewicht	
Trockengewicht	
Fett/Wassergehalt der Probe	

### 3.4.8 Eckdaten für einen Monitoringvorschlag

Kapitel 3.4 beschreibt ausführlich die Probennahme, Datenaufnahme und die Durchführung der Probenanalysen, die notwendig sind, um einheitliche Daten zu erheben und vergleichbare Datensätze auf nationaler und internationaler Ebene zu schaffen. Für die in Kapitel 2.2 vorgeschlagenen Stoffe sollen nun zuletzt Eckdaten für ein Konzept für die Einrichtung eines bundeslandübergreifenden Monitorings in marinen Säugern vorgeschlagen werden. Dieser Vorschlag orientiert sich an der Ermittlung eines zeitlichen Trends der Schadstoffkonzentrationen in marinen Säugern und maximalen Belastungen. Bei anderen, gezielten Fragestellungen (bspw. Effekt auf Reproduktion) müssen Proben entsprechend den Erläuterungen in Kapitel 3.4.3 analysiert werden.

Der im Folgenden dargelegte Monitoringvorschlag bezieht sich auf die zu analysierenden Proben. Neben diesen vorgeschlagenen Analysen ist, wie in Kapitel 3.4.3 beschrieben, eine kontinuierliche, gruppenunabhängige Probennahme sinnvoll, um bei Bedarf auf verschiedene Fragestellungen eingehen zu können.

#### Anzahl erforderlicher Proben

Um belastbare Ergebnisse zu erzielen, sollen jährlich für jede der im Folgenden definierten Gruppen 40-50 Tiere der drei in Deutschland heimischen Arten von Meeressäugern untersucht werden. Diese Probenzahl sollte jeweils pro Seengebiet vorhanden sein. Sofern diese Probenanzahl nicht im Laufe eines Kalenderjahres erreicht werden kann, können Proben über einen längeren Zeitraum (bis zu drei Jahre) gesammelt und zusammenfassend ausgewertet werden.

#### Geschlecht

Es sollten nur männliche Tiere untersucht werden, um vergleichbare Daten zwischen den Individuen zu erhalten und Einflüsse wie Trächtigkeit und Laktation und die damit einhergehende Übertragung einer gewissen Schadstofflast auf das Jungtier auf die gemessenen Schadstoffkonzentrationen auszuschließen.

Sofern weibliche Tiere untersucht werden, sollten nur juvenile, noch nicht geschlechtsreife Tiere einbezogen werden, um eine korrekte Korrelation mit dem Alter vornehmen zu können und eine Schadstoffübertragung durch Trächtigkeit und Laktation auszuschließen (Pinzone et al., 2022).

#### **Altersgruppe**

Es sollen vornehmlich Proben von adulten Tieren analysiert werden, um das Akkumulationspotenzial für Schadstoffe über eine lange Lebensspanne erfassen zu können. Dabei sind jedoch Einschränkungen beim Geschlecht der Tiere zu beachten (siehe oben).

#### **Schadstoffauswahl**

Die Schadstoffe, die im Rahmen des Monitorings analysiert werden, wurden in Kapitel 2.2 ausführlich beschrieben und gelistet. Eine Überprüfung der zu untersuchenden Stoffe sollte in regelmäßigen Abständen auf Basis aktueller Literatur, neuer Erkenntnisse bzgl.

Akkumulationspotenzial und Schadwirkung in marin Säugern sowie den Ergebnissen aus dem laufenden Monitoring erfolgen. Vorgeschlagen wird eine erstmalige Überprüfung der Stoffauswahl nach fünf Jahren. Diese erste Überprüfung sollte jedoch noch keine Stoffe aus dem laufenden Monitoring entfernen, um eine Mindestdatenreihe von 10 Jahren zu ermöglichen, die zur Bewertung von Langzeitrends erforderlich ist.

#### **Zu untersuchende Organe**

Die Auswahl der Organe ist schadstoffspezifisch. Mindestens sollten jedoch Leber, Niere und Fett aller Tiere auf die vorgeschlagenen Stoffe untersucht werden.

### **3.5 Einbindung der Monitoringergebnisse auf internationaler Ebene**

Nachdem die Daten auf Bundeslandebene, durch einheitliche Monitoringprotokolle standardisiert, erhoben werden, erfolgt zunächst eine Übertragung von Daten in die MUDAB, um die Daten öffentlich und bundesweit einheitlich zur Verfügung zu stellen. Dieser Prozess ist ausführlich in Kapitel 2.4 dargestellt. Die MUDAB übermittelt jährlich sowie bei Bedarf (z.B. wenn Daten nachgeliefert werden) Daten an die Datenbank des ICES. Hier stehen sie auch auf internationaler Ebene öffentlich zugänglich zur Verfügung. Die Daten können weiterhin von den Bundesländern einzeln oder dann auch von den Bundeseinrichtungen für verschiedene internationale Abkommen wie beispielsweise OSPAR, HELCOM oder ASCOBANS genutzt werden.

## 4 Arbeitspaket III - Bewertungsschwellen

### 4.1 Einleitung: Einordnung von Schadstoffkonzentrationen in marinem Säugern anhand von Bewertungsschwellen

Um die Konzentrationen von Schadstoffen in der Umwelt und in Biota nicht nur qualitativ zu erfassen, sondern auch das Risiko zu bewerten, das von ihnen ausgeht werden Bewertungsschwellen genutzt. Unter der WRRL sind Umweltqualitätsnormen (UQN) die Bewertungsschwellen für Schadstoffe, sie legen die Konzentration eines bestimmten Schadstoffs oder einer bestimmten Schadstoffgruppe fest, die in Wasser, Schwebstoffen, Sedimenten oder Biota aus Gründen des Gesundheits- und Umweltschutzes nicht überschritten werden darf. Abhängig davon, in welchem Kontext diese Bewertungsschwellen genutzt werden, müssen Maßnahmen zur Reduzierung der Schadstoffbelastung ergriffen bzw. bestehende Maßnahmen angepasst werden.

Zur Implementierung der WRRL, insbesondere des Artikels 16 (Strategien gegen die Wasserverschmutzung) wurde 2007 eine Expertengruppe ins Leben gerufen, um die UQN für die Überwachung nach den Vorgaben eines Technischen Leitfadens abzuleiten (Europäische Kommission, 2018). Seitdem wurden für 45 prioritäre Schadstoffe UQN festgelegt, die EU-weit zur Bewertung des chemischen Zustandes von Gewässern herangezogen werden (Richtlinie 2013/39/EU). Ein guter chemischer Zustand ist erreicht, wenn für keinen der in der Richtlinie geregelten prioritären Stoffe die ermittelte Umweltkonzentration die entsprechende UQN überschreitet. Abhängig von den Eigenschaften dieser prioritären Stoffe (insbesondere Bioakkumulationspotenzial, Verhalten und Verbleib in der Umwelt) beziehen sich die UQN auf Konzentrationen in der Wassersäule oder in Biota. Die Biota-UQN werden in den meisten Fällen auf Fische bezogen. Andere Biota können als Matrix für die Überwachung genutzt werden, sofern die Anwendung der UQN ein gleiches oder höheres Schutzniveau bietet.

Der Schutz von Spaltenprädatoren wie marinem Säugern erfolgt über die Bewertung von Sekundärvergiftungen ( $UQN_{biota.secpois}$ ). Das heißt bei bioakkumulativen Stoffen erfolgt die Ableitung von UQN für Fische mit dem Ziel, auch Prädatoren zu schützen. Bei der Ableitung der Biota-UQN wird dabei nicht nur der Schutz von Spaltenprädatoren, sondern auch die menschliche Gesundheit (human health, hh) durch den Verzehr von Fisch betrachtet. Neben den EU-weit geltenden UQN sind die Mitgliedsstaaten weiterhin verpflichtet, für flussgebietsspezifische Schadstoffe, die in signifikanten Mengen in die Umwelt eingetragen werden, UQN abzuleiten, um den ökologischen Zustand bewerten zu können. Hierzu wurden in Deutschland in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV), die die Anforderungen der WRRL auf nationaler Ebene umsetzt, für 67 weitere Stoffe UQN festgelegt. Sie beziehen sich für die überwiegende Anzahl der flussgebietsspezifischen Stoffe auf Oberflächengewässer und für akkumulierbare Stoffe auf Schwebstoff oder Sediment.

Ziel dieses Arbeitspakets ist es, für die Stoffe, die im Rahmen des Monitoringkonzeptes vorgeschlagen werden, Bewertungsschwellen für marine Säuger zu erarbeiten. Hierfür sollen vorhandene UQN validiert und deren Schutzwirkung für marine Säuger bewertet werden. Für Stoffe, für die bisher keine UQN abgeleitet wurden, werden Bewertungsschwellen recherchiert. Anhand der Bewertungsschwellen können Ergebnisse eines Monitorings von Schadstoffen in marinem Säugern bewertet werden.

## 4.2 Bestehende Umweltqualitätsnormen nach EC 2013/39/EU und OGewV

Für 45 Stoffe wurden auf EU-Ebene UQN zur Bewertung des guten Umweltzustandes festgelegt (Europäische Union, 2013). Für elf dieser Substanzen wurde die UQN für Biota festgelegt. Das bedeutet, dass dieser Wert bei der Bewertung der unterschiedlichen Qualitätsstandards (Gewässer, Sediment, Biota) den höchstmöglichen Schutz bietet und dieser Wert daher als UQN festgelegt wurde. Der Schutz mariner Säuger und anderer Spaltenprädatoren wird hier über die Bewertung der Gefahr von Sekundärvergiftungen gewährleistet. Für die übrigen 34 Substanzen wird die UQN für Oberflächengewässer als ausreichend bewertet, um auch Biota bis hin zu Spaltenprädatoren zu schützen. Ein Abgleich der festgelegten UQN der Richtlinie 2013/39/EU und der OGewV mit den Substanzen, die in diesem Projekt für ein Monitoring in marin Säugern vorgeschlagen werden, zeigt, dass nur für wenige dieser Stoffe die UQN<sub>biota,secpois</sub> abgeleitet wurden. Für sieben der 13 im Projekt für ein Monitoring vorgeschlagenen Stoffe sind in der OGewV UQN für Biota festgelegt (Tabelle 16).

Für die Ableitung einer UQN werden dabei verschiedene Schritte durchlaufen. Für die prioritären Stoffe wird zunächst geprüft, für welche Matrices (Wasser, Sediment, Biota) Qualitätsstandards abgeleitet werden. Ob eine Ableitung für Biota notwendig ist, wird anhand verschiedener Faktoren evaluiert: 1) für organische Substanzen: Bewertung des Bioakkumulationspotenzials durch Betrachtung des Biomagnifikationsfaktors (BMF)/BCF (BafG), des log K<sub>ow</sub> oder anderer Hinweise (z.B. Monitoringdaten) sowie alternativ danach, ob Hinweise auf hohe intrinsische Toxizität bei Säugern oder Vögeln vorliegen. 2) für Metalle: da die üblichen Kriterien zur Bewertung des Bioakkumulationspotenzials für Metalle nicht greifen, wird hier eine fallspezifische Evaluierung anhand von Daten zu Wirkungs- und Regulierungsweisen, Biomagnifikation und Toxizität durchgeführt (Europäische Kommission, 2018). Sofern Hinweise auf Bioakkumulation vorliegen, wird ein Qualitätsstandard für Biota abgeleitet.

Um den höchsten Schutz zu gewährleisten, wird nicht automatisch der Qualitätsstandard der höchsten trophischen Ebene (Biota) als UQN festgelegt. Stattdessen werden die Qualitätsstandards der unterschiedlichen Matrices (z.B. Biota) auf einen äquivalenten Wert für Wasser (z.B. QS<sub>secpois.water</sub>) zurückgerechnet, um den empfindlichsten Qualitätsstandard zu ermitteln, der wiederum den höchsten Schutz gewährleistet. Der entsprechende Qualitätsstandard wird im Folgenden als UQN festgelegt. Für Stoffe mit festgelegter UQN wird in Datenblättern, sogenannten UQN-Dossiers dokumentiert, welche Qualitätsstandards für die jeweiligen Matrices ermittelt wurden, welche Daten zugrunde liegen und wie die UQN festgelegt wurde.

Für das Monitoringkonzept wurden Stoffe unter anderem basierend auf ihrem Bioakkumulationspotenzial sowie vorhandenen Daten in marin Säugern ausgewählt. Neben dem Bioakkumulationspotenzial gibt das Vorkommen der Stoffe in marin Säugern Aufschluss darüber, ob eine Aufnahme durch Spaltenprädatoren und Anreicherung in der Nahrungskette vorliegt. Für einige der vorgeschlagenen Stoffe liegen lediglich QS für Gewässer vor, die möglicherweise nicht ausreichend sind, um auch Spaltenprädatoren vor Sekundärvergiftungen zu schützen, da die Stoffe nachweislich auch in den höheren trophischen Ebenen vorkommen. QS für Biota wären notwendig und sollten alternativ herangezogen werden, um auch die Gefahr von Sekundärvergiftungen bei der Bewertung zu berücksichtigen und ein ausreichendes Schutzniveau zu erreichen.

**Tabelle 16: Qualitätsstandards (QS) für Biota nach aktuellen EQS-Dossiers sowie den vorgeschlagenen, revidierten QS der WRRL, die für ein Monitoring zum Schutz vor Sekundärvergiftungen vorgeschlagen werden. JD: Jahresdurchschnitt, ZHK: zulässige Höchstkonzentration, UQN nach Richtlinie 2013/39/EU sind fett markiert.**

Stoffgruppe	Schadstoff	QS Secpois.biota µg/kg	QS Secpois.water µg/l	Revision QS Secpois.biota µg/kg (Süßwasser)	Revision QS Secpois.biota µg/kg (Marin)	Revision QS Secpois.water µg/l (Süßwasser)	Revision QS Secpois.water µg/l (Marin)
Insektizide/Pestizide	Chlordan	NA	NA	NA	NA	NA	NA
	DDT	NA	NA	NA	NA	NA	NA
	Heptachlor	<b>6,7 x 10<sup>-3</sup></b>	1,0 x 10 <sup>-8</sup>	28,97	0,76	3,7x10 <sup>-4</sup>	9,7x10 <sup>-6</sup>
	Hexachlorbenzol (HCB)	16,7	0,0004	8,18	1,027	21,9 x 10 <sup>-6</sup>	2,76 x 10 <sup>-6</sup>
	Mirex	NA	NA	NA	NA	NA	NA
	Toxaphen	NA	NA	NA	NA	NA	NA
Flammschutzmittel	Bromierte Diphenylether (BDE)	44	1,3 x 10 <sup>-5</sup>	0,384	0,0045	6,11 x 10 <sup>-6</sup>	7,24 x 10 <sup>-8</sup>
	Dechloran Plus	NA	NA	NA	NA	NA	NA
	Hexabrombiphenyl	NA	NA	NA	NA	NA	NA
	Hexabromcyclodecan (HBCDD)	<b>167</b>	0,0008	89,68	3,5	4,6 x 10 <sup>-4</sup>	2 x 10 <sup>-5</sup>
	Industriechemikalien	Polychlorierte Biphenyle (PCB)	<b>Σ0,0065<sup>a</sup></b>	NA	3x10 <sup>-4</sup>	6,63 x 10 <sup>-5</sup>	NA
Unerwünschte Nebenprodukte	Polychlorierte dibenzo-p-dioxine (PCDD)	<b>Σ0,0065<sup>a</sup></b>	NA	3x10 <sup>-4</sup>	6,63 x 10 <sup>-5</sup>	NA	NA
Schwermetalle	Cadmium	0,16 mg/kg	0,26	NA	NA	NA	NA
	Quecksilber	<b>20<sup>b</sup></b>	NA	10,87	0,36	2,2 x 10 <sup>-6</sup>	0,07 x 10 <sup>-6</sup>

<sup>a</sup>UQN wird als Summe von PCDD, PCDF und PCB-DL angegeben. NA: Nicht angegeben, in EC 2013/39/EU sind keine UQN für diesen Stoff und diese Matrix verfügbar, <sup>b</sup>QS für Biotasec.pois wird für Methyl-Quecksilber angegeben.

#### 4.2.1 UQN Biota

Für Heptachlor, Hexachlorbenzol, Hexabromcyclodecan, Quecksilber sowie für die Summe von Polychlorierten Dibenzofuranen (PCDF), Polychlorierten Dibenzo-p-dioxinen (PCDD) und dioxin-ähnlichen Polychlorierten Biphenylen (DL-PCBs) sind die Qualitätsstandards für Biota<sub>secpois</sub> als UQN in der Richtlinie 2013/39/EU festgelegt. In den entsprechenden EQS-Dossiers wird die Herleitung der Qualitätsnormen für die unterschiedlichen Matrices sowie die zugrundeliegenden Daten ausführlich beschrieben. Außerdem wurden die Ableitungen der UQN durch das Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks (SCHEER) bewertet und überprüft (SCHEER).

In Tabelle 16 sind die biotaspezifischen Qualitätsstandards für die Stoffe aufgeführt, die für ein Monitoring in marinen Säugern vorgeschlagen werden. Neben den Biota-UQN, die gemäß EC 2013/39/EU primär für die Überwachung genutzt werden sollen, sind auch die abgeleiteten Qualitätsstandards für Biota aufgeführt, sofern sie aus den verfügbaren EQS-Dossiers entnommen werden konnten. Aktuell befindet sich die WRRL in einem Revisionprozess. Im Zuge dieser Überprüfung wurden bestehende UQN überarbeitet und neue UQN für weitere prioritäre Substanzen mit Kandidatenstatus abgeleitet. Auf die jeweiligen Änderungen wird in den Unterkapiteln zu den einzelnen Stoffen eingegangen, wobei insbesondere auf Anpassungen der Biota-Qualitätsstandards und neue Daten zu marinen Säugern eingegangen wird, die in den EQS-Dossiers erwähnt werden. In Tabelle 16 sind zudem alle Qualitätsstandards gelistet, die im Zuge des Revisionsprozesses für Biota abgeleitet wurden.

Insgesamt fällt auf, dass bei der Ableitung von Qualitätsstandards häufig keine Daten zu marinen Spitzenprädatoren berücksichtigt wurden. Die in den Dossiers enthaltenen Daten zum Vorkommen in der Umwelt stammen vorwiegend aus Messungen in Wasser, Sediment und Biota (Fische). Mangels Toxizitätsstudien an Wildtieren basieren die Daten zur Toxizität ausschließlich auf Versuchsstudien an Labortieren, wie zumeist Ratten, Mäuse oder Hunde. Im Revisionsprozess wurden für einige Stoffe jedoch auch Informationen zu marinen Spitzenprädatoren hinzugezogen. Besonders hervorzuheben ist, dass die neuen Qualitätsstandards für Biota gewässerspezifisch abgeleitet wurden, d.h. sie unterscheiden sich für Binnengewässer und marine Gewässer. Die Anpassungen folgen den Vorgaben des TGD Nr. 27 (Europäische Kommission, 2018), das bei der Ableitung der Qualitätsstandards für Biota in marinen Gewässern auf eine zusätzliche Stufe in der Nahrungskette für marine Spitzenprädatoren hinweist. Durch diesen Schritt wird mit der Revision der UQN bereits ein größerer Schutz für marine Spitzenprädatoren gewährleistet.

Im Folgenden wird auf die Ableitungen der Biota Qualitätsstandards eingegangen und hervorgehoben, welche weiteren Daten zu marinen Spitzenprädatoren im Zuge des Revisionsprozesses hinzugezogen wurden.

##### Hexabromocyclodecane (HBCDD)

Im zugrundeliegenden EQS-Dossier sind Daten von marinen Säugern enthalten (EQS Dossier, 2011b). Für die gemessenen Konzentrationen in der aquatischen Umwelt ist eine Studie aus dem Vereinigten Königreich herangezogen worden, die Messungen in Schweinswalen durchgeführt hat und Höchstkonzentrationen von 21.400 ng/g lw bestimmte (Law et al., 2008). Zusätzlich wurden aus dem EU-Risk assessment report (2008) Vorhersagewerte zu Konzentrationen in marinen Säugern herangezogen.

Außerdem liegen bei der Bewertung der Verteilung von HBCDD in der Umwelt Studien zum Trophischen Magnifikationsfaktor (TMF) und BMF aus marinen Säugern in der Arktis vor: für Ringelrobben und Eisbären wird ein BMF für alpha-HBCDD von 1,7 genannt (Letcher et al.,

2009). Weitere Studien für das arktische marine Nahrungsnetz (bis zu Beluga, Ringelrobben, Narwal und Walross) geben einen TMF von 2,1 für alpha-HBCDD und einen BMF von 0,1-1,7 an (Tomy et al., 2008; Tomy et al., 2009). Für die Ableitung des Biota-Qualitätsstandards wird der höhere Wert von 2 gewählt. Die Toxizitätskriterien für Sekundärvergiftungen basieren auf Laborstudien zu Ratten und Vögeln. Auf Basis dieser Daten wird als Qualitätsstandard für Biota<sub>secpois</sub> ein Wert von 167 µg/kg Biota ww angegeben. Da dieser Wert verglichen mit den anderen abgeleiteten Qualitätsstandards den höchsten Schutz bietet, wird für HBCDD dieser Wert als UQN festgelegt.

Mit Revision der WRRL soll zukünftig eine angepasste UQN gelten, die an Binnengewässer und marine Ökosysteme angepasst wurde. Weiterhin gilt der Qualitätsstandard für Biota<sub>secpois</sub> als UQN, er wurde jedoch deutlich herabgesetzt und liegt für marine Gewässer (secpois.mw) bei 3,50 µg/kg Biota ww, was einer äquivalenten Konzentration in Wasser von  $2 \times 10^{-5}$  µg/l entspricht. Für Binnengewässer gilt der Qualitätsstandard von 89,68 µg/kg Biota ww mit einer äquivalenten Konzentration in Wasser von  $4,6 \times 10^{-4}$  µg/l. Unter einer Vielzahl an neuen Daten zum Akkumulationsverhalten und zur Toxizität von HBCDD sind unter anderem auch weitere Studien zu marinen Säugern in die Neubewertung der UQN eingeflossen (Morris et al., 2004; Ruan et al., 2018).

### **Heptachlor**

Auch bei der Ableitung einer UQN für Heptachlor sind Studien zu marinen Säugern betrachtet worden (EQS Dossier, 2011a). Für die Bestimmung eines BMF liegen Daten aus verschiedenen Studien zugrunde, die die Anreicherung von Heptachlor und Heptachlorepoxyd im marinen Nahrungsnetz bis hin zu marinen Säugern untersucht haben (Hoekstra et al., 2003a; Hoekstra et al., 2003b; Kelly et al., 2007). Als verlässlichste Werte wurden für Heptachlor und Heptachlorepoxyd BMF-Werte von 2,26 und 19,8 festgelegt, die auf der Anreicherung von Fischen in höheren trophischen Ebenen (Säuger) basieren (Kelly et al., 2007). Weitere Studien zur Anreicherung in marinen Säugern wurden zwar betrachtet, aber als nicht verlässlich für die Bewertung des BMF gewertet (Jarman et al., 1996; Strandberg et al., 1998).

Bei der Recherche zu gemessenen Umweltkonzentrationen sind außerdem Studien zu Zahnwalen aus Brasilien (Kajiwara et al., 2004) und Robben aus Kalifornien (Kannan et al., 2004) mit eingeflossen, die Mittelwerte im Blubber von 0,0015 bis 0,2 µg/kg lw für Heptachlorepoxyd angeben. Toxizitätsstudien zur Bewertung von Sekundärvergiftungen behandeln Versuche an Hunden und Nerzen. Auf Basis dieser Daten wird als Qualitätsstandard für Biota<sub>secpois</sub> ein Wert von 33 µg/kg Biota ww angegeben. Da der abgeleitete Qualitätsstandard für Biota<sub>hh</sub> allerdings deutlich unter diesem Wert liegt und einen höheren Schutz gewährleistet, wird er mit  $6,7 \times 10^{-3}$  µg/kg Biota ww als UQN festgelegt.

Für Heptachlor wurden im Zuge der Revision der WRRL umfangreiche Anpassungen in der Ableitung des Qualitätsstandards für Biota<sub>secpois</sub> vorgenommen. Besonders hervorzuheben ist die separate Betrachtung von Binnengewässern und marinen Ökosystemen. Bei der Ableitung des QS<sub>biota.secpois</sub> für Heptachlor wird nun spezifisch das marine Nahrungsnetz betrachtet. Als BMF-Wert wird in dieser Ableitung ein Wert für Belugas aus der Literatur herangezogen, der bei 25,6 liegt (Hoekstra et al., 2003b). Der resultierende QS<sub>biota.secpois</sub> liegt bei 0,76 µg/kg Biota ww, und die korrespondierende Konzentration in Wasser bei  $9,7 \times 10^{-6}$  µg/l. Als UQN gilt weiterhin der abgeleitete Qualitätsstandard für Biota<sub>hh</sub>, der aber durch vorgenommene Anpassungen zukünftig  $1,35 \times 10^{-2}$  µg/kg Biota ww (entsprechend einer Wasserkonzentration von  $1,7 \times 10^{-7}$  µg/L) liegen soll.

### **Hexachlorbenzol (HCB)**

Für Hexachlorbenzol sind in der Ableitung der UQN und dem Dossier keine Angaben ersichtlich, die eine Einbeziehung von Daten mariner Säuger kennzeichnen (EQS Dossier, 2005c). Die Werte zur Bioakkumulation basieren auf Daten zur Anreicherung von HCB in Fischen der Elbe und des Rheins, die für die Umweltprobenbank, die Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe (ARGE ELBE) und die Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) erhoben wurden. Als BAF wurde für die Ableitung des Qualitätsstandards für Biota ein Wert von 42.000 festgelegt, der auf Durchschnittswerten von Bioakkumulationsfaktoren in Aalen basiert.

Bei der Bewertung des Risikos von Sekundärvergiftungen wurden Studien in Nerzen, Frettchen, Ratten, Hunden und Katzen betrachtet. Eine Übersicht über das Vorkommen von HCB in der marinen Umwelt ist im UQN-Dossier nicht enthalten. Da HCB nachweislich kanzerogene Eigenschaften hat, wurden hierfür zwei UQN festgelegt. Eine UQN dient dem Schutz vor direkten Effekten auf aquatische Organismen und liegt bei 0,01 µg/l. Für den Schutz von Spaltenprädatoren vor Sekundärvergiftungen wird als UQN der Qualitätsstandard für menschliche Lebensmitteln ( $\text{Biota}_{hh}$ ) verwendet, da er niedriger ist als der  $QS_{\text{biota.secpois}}$ . Er liegt bei einem Wert von 10 µg/kg ww (Fischereiprodukte) und bezieht auch die indirekten Effekte mit ein.

Mit der Revision der WRRL sind umfangreiche Anpassungen bei der Ableitung der Qualitätsstandards für Biota von HCB vorgenommen worden. Bei der Ableitung der  $QS_{\text{biota.secpois}}$  sind separate Berechnungen für Binnengewässer und marine Ökosysteme durchgeführt worden und das Risiko für marine Spaltenprädatoren durch Sekundärvergiftungen wurde, entsprechend der Empfehlungen aus der Literatur (Moermond & Verbruggen, 2013; Verbruggen, 2014), berücksichtigt, sodass die Qualitätsstandards auch den Schutz dieser hohen trophischen Ebenen gewährleisten. Es soll vorrausichtlich zukünftig der  $QS_{\text{biotasecpois.sw}}$  als UQN gelten, der bei 1,027 µg/kg Biota ww liegen soll und einer korrespondierenden Konzentration in Wasser von 2,8 pg/l entspricht.

### **$\Sigma$ Polychlorierte Dibenzo-P-Dioxine (PCDDs), Polychlorierte Dibenzofurane (PCDFs), und Dioxin-ähnliche Polychlorierte Biphenyle (DL-PCBs)**

Die UQN für PCDDs, PCDFs und DL-PCBs basiert auf der Summenkonzentration aller Kongener dieser drei Stoffgruppen (EQS Dossier, 2011d). Der Grund hierfür ist, dass für diese Stoffe derselbe Wirkmechanismus im Körper vermutet wird. Ihre Gewichtung bei der Bewertung der toxischen Wirkung wird dabei über den Toxizitätsäquivalenzfaktor (TEF) vorgenommen, der sich an dem Kongener mit der stärksten Toxizität, 2,3,7,8-TCDD, orientiert. Neueste Bewertungen des TEF (van den Berg et al., 2006) berücksichtigen auch Daten zu marinen Säugern, die sich aber lediglich auf zwei ältere Studien beziehen (Addison et al., 1999; Kumar et al., 2001). In dem im Rahmen der Revision neu veröffentlichten EQS-Dossier wurde weiterhin ergänzt, dass die DL-PCBs nicht mit den sogenannten Indikator-PCBs (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, und 180) übereinstimmen, die in der Regel auch bei Messungen in der Umwelt primär beachtet werden (Pinzone et al., 2022). Die Analyse von DL-PCBs ist schwierig und kostenintensiv und wird daher selten durchgeführt (Babut et al., 2009). Es wird jedoch darauf hingewiesen, dass eine Korrelation zwischen DL-PCBs und den sieben Indikator-PBCs möglich ist und somit auch weiterhin Messungen der Indikator-PCBs sinnvoll sind (Babut et al., 2009; Europäische Kommission, 2018).

Der für die UQN-Ableitung zugrundeliegende BCF-Wert beträgt 41.540 und ist der geometrische Mittelwert aus verschiedenen, für Fische angegebenen, BCF-Werten. Da für diese Stoffe keine experimentellen BMF-Daten vorliegen, wird nach Vorgaben des TGD Nr. 27 ein Standard BMF-Wert herangezogen. Dieser ist für Stoffe mit BCF-Werten >5.000 als 10 festgelegt und wird so

bei der UQN-Ableitung genutzt (Europäische Kommission, 2018). Die gemessenen Umweltkonzentrationen von Mischungen der drei Stoffgruppen beziehen sich im EQS-Dossier lediglich auf Fische. Unter den Prädatoren ist eine Studie zu Schwert- und Thunfischen genannt (Bocio et al., 2007; EQS Dossier, 2011d). Toxizitätsdaten zu Sekundärvergiftungen basieren auf Studien zu Ratten und Affen. Der Qualitätsstandard für Biota wird auf Basis dieser Daten mit  $1.2 \times 10^{-3} \mu\text{g}/\text{kg}$  Biota ww angegeben. Aufgrund von Unsicherheiten bzgl. der Toxizitätsstudien in Tieren wird aber als UQN der Qualitätsstandard für Biota<sub>hh</sub> mit  $8 \times 10^{-3} \mu\text{g}/\text{kg}$  Biota ww angegeben. Grundsätzlich wird aufgrund der hydrophoben Eigenschaften dieser Stoffe und der schnellen Aufnahme und Anreicherung in Biota davon abgeraten, Qualitätsstandards von Gewässern zur Bewertung heranzuziehen.

Im Rahmen des Revisionsprozesses wurden auch an der UQN für PCDDs, PCDFs und DL-PCBs Änderungen vorgenommen. Aufgrund der Schwierigkeit, für die Summe dieser drei Verbindungen einen BMF-Wert zu bestimmen, der für die Ableitung des Qualitätsstandards für Biota<sub>secpois</sub> für marine Gewässer notwendig ist, konnte hier kein separater Qualitätsstandard abgeleitet werden. Auf Verlangen der SCHEER wurde aber ein vorläufiger QS<sub>biota.secpois</sub> für marine Gewässer abgeleitet und im EQS-Dossier angegeben. Hierfür wurde ein BAF-Wert von 3 genutzt, der auf einer Studie des arktischen Nahrungsnetzes basiert, die auch marine Säuger untersucht hat (Villa et al., 2017). Eine Rückrechnung auf eine äquivalente Konzentration in Wasser erfolgte jedoch aufgrund der Unsicherheiten nicht (siehe Tabelle 16). Weitere Studien, die Daten zu marinen Säugern enthalten, sind aus dem revidierten EQS-Dossier nicht ersichtlich.

### **Polybromierte Diphenylether (PBDEs)**

Das EQS-Dossier für polybromierte Diphenylether bezieht sich auf octaBDE und pentaBDE, da diese als Substanzen in der Gruppe der PBDEs priorisiert wurden (EQS Dossier, 2011c). Für die Bewertung der Toxizität wurden weitere PBDEs betrachtet, die in kommerziellen Mischungen dieser beiden Stoffe häufig enthalten sind. Die abgeleitete UQN bezieht sich auf die Summe aus sechs Indikator-BDEs (BDEs 28, 47, 99, 100, 153 und 154). Solange es nicht möglich ist, alle 209 PBDE-Kongenere in der Umwelt zu überwachen, wird dies als konservativer Ansatz betrachtet.

Bei der Bewertung des Akkumulations- und Magnifikationsverhaltens wurden zahlreiche Studien mariner Säuger aufgenommen. Zu den betrachteten Spezies gehören Eisbären, Ringelrobben, Seehunde und Schweinswale (Muir et al., 2006; Sørmo et al., 2006; Kelly et al., 2008; Shaw et al., 2009; Weijs et al., 2009). Für die Ableitung des Qualitätsstandards für Biota wird der höchste gemessene BCF von 35.100 (für tetraBDE) verwendet. Für die Rückrechnung von QS<sub>biota</sub> in eine äquivalente Konzentration in Wasser wird für das marine Nahrungsnetz ein BMF von 20 genutzt, der ebenfalls aus verschiedenen Studien abgeleitet wurde, die BMF-Werte für marine Spitzenprädatoren angeben. Auch bei der Recherche zu Konzentrationen von PBDEs in der Umwelt werden Studien zu marinen Säugern im EQS-Dossier gelistet, einschließlich Daten zu Ringelrobben, Seehunden und Belugas (Kelly et al., 2008; Shaw et al., 2008; Routti et al., 2009).

Zur Bewertung der Toxizität in Spitzenprädatoren wurden primär Laborstudien an Ratten, Mäusen und Hasen herangezogen. Zudem wurde eine *in vitro*-Studie betrachtet, die die Immunotoxizität von PBDEs in Seehunden untersuchte (Frouin et al., 2010). Da diese Studie aber keine Aufschlüsse über die orale Toxizität erlaubt, konnte sie nicht für die Berechnung des Qualitätsstandards für Biota verwendet werden. Für die Ableitung des Qualitätsstandards für Biota wurde eine No observed effect concentration (NOEC) von 4 mg/kg food verwendet. Als UQN wird der Qualitätsstandard für biota<sub>hh</sub> angegeben, da er mit  $8.5 \times 10^{-3} \mu\text{g}/\text{kg}$  Biota ww am niedrigsten liegt und somit den höchsten Schutz, auch vor Sekundärvergiftungen in der marinen Nahrungskette, verspricht.

Mit der Revision der UQN nach dem TGD Nr. 27 sind Änderungen in der Ableitung der Biota-Qualitätsstandards zum Schutz vor Sekundärvergiftungen vorgenommen worden. Auch für PBDEs sollen künftig verschiedene Qualitätsstandards für marine Gewässer und Binnengewässer gelten. Als UQN wird weiterhin der Qualitätsstandard für  $\text{Biota}_{\text{hh}}$  angegeben, der jedoch mit  $2.82 \times 10^{-4} \mu\text{g}/\text{kg}$  Biota ww deutlich unter der bisherigen UQN liegt und somit einen größeren Schutz gewährleistet. Für die Ableitung der neuen Qualitätsstandards sind aus dem EQS-Dossier keine weiteren Informationen ersichtlich, die den Einbezug weiterer Daten von marinischen Spitzenprädatoren zeigen. Obwohl viele weitere Studien zur Toxizität in Säugern sowie zum Verhalten von PBDEs in der Nahrungskette hinzugezogen wurden, werden marine Säuger hier nicht erwähnt.

### Quecksilber

Bei der Ableitung einer UQN für Quecksilber sind aufgrund großer Unsicherheiten bzgl. des Verhaltens in der Umwelt, der Anreicherung in der Nahrungskette und der Toxizität einige Einschränkungen vermerkt worden (EQS Dossier, 2005a). Die BAF-Werte, die der Ableitung zugrunde liegen, variieren von 21.700 bis 79.000.000, abhängig von der betrachteten trophischen Ebene. Der höchste Wert basiert auf einer Studie, in der unter anderem Haie als marine Spitzenprädatoren untersucht wurden (EQS Dossier, 2005a).

Auch bei den betrachteten Toxizitätsstudien gibt es große Differenzen. Es wurden Studien an Ratten, Affen, Mäusen und Nerzen herangezogen, wobei die niedrigsten NOEC-Werten bei 0,22 mg/kg in Studien zu chronischer, oraler Toxizität lagen. Des Weiteren spielt für die Toxizität von Quecksilber, insbesondere auf höheren trophischen Ebenen, primär die organische Form, Methylquecksilber, eine Rolle. Daher wird als Qualitätsstandard für  $\text{Biota}_{\text{secpois}}$  ein Wert für Methylquecksilber vorgeschlagen, der bei 22 µg/kg prey tissue ww liegt.

Aufgrund der Unsicherheiten bzgl. der Bioakkumulation organischer und anorganischer Formen entlang der Nahrungskette kann keine verlässliche Rückrechnung dieses Biota-Qualitätsstandards auf eine äquivalente Konzentration in Wasser erfolgen. Aus diesem Grund wurde ein separater Qualitätsstandard für Gewässer (und direkte Effekte) für Gesamtquecksilber abgeleitet, der bei 0,05 µg/l liegt. Daten von marinischen Säugern liegen zwar für die Ableitung der UQN von Quecksilber in einigen Studien vor, die für die Betrachtung des Bioakkumulationsverhaltens herangezogen wurden (EuroChlor, 1999; UNEP, 2002), allerdings bestehen hier wie bereits erwähnt große Unsicherheiten bzgl. des genauen Verhaltens in der Nahrungskette, einschließlich marinier Säuger.

Mit Revision der UQN sind im EQS-Dossier für Quecksilber die umfangreichsten Änderungen vorgenommen worden. Für die Ableitung wurden 82 neue Studien herangezogen, die unter anderem zwei Studien zur Anreicherung und Effekten in marinischen Säugern enthalten (Tan et al., 2009; Harding et al., 2018; Kershaw & Hall, 2019). Außerdem wurden zwei umfangreiche Berichte von OSPAR und der Niederländischen Behörde für öffentliche Gesundheit und Umweltschutz hinzugezogen, die sich mit der Ableitung von Umweltqualitätsnormen zum Schutz vor Sekundärvergiftungen auseinandersetzen und diese methodisch besprechen (Verbruggen, 2014; McHugh et al., 2016). Auch für Quecksilber wurden zwei Qualitätsstandards für Biota in marinischen Gewässern und Binnengewässern abgeleitet, die bei 0,36 µg/kg Biota ww bzw. 10,87 µg/kg Biota ww liegen. Obwohl der Qualitätsstandard für marine Biota deutlich niedriger liegt, ist der Qualitätsstandard für  $\text{Biota}_{\text{secpois}, \text{Binnengewässer}}$  als UQN vorgeschlagen worden. Dies wird damit begründet, dass 0,36 µg/kg Biota ww im Bereich der Hintergrundkonzentration liegt und somit nicht zur Bewertung genutzt werden kann. Für die Ableitung der Qualitätsstandards für Sekundärvergiftungen wurde lediglich Methylquecksilber betrachtet, da es sich in dieser Form primär in der Nahrungskette anreichert und auf den

höheren trophischen Ebenen den Hauptanteil von Quecksilber im Organismus ausmacht (Kershaw & Hall, 2019). Für die trophische Ebene der Spitzenprädatoren im marinen Ökosystem wurde eine Studie zu marinen Säugern als Datengrundlage für die Anreicherung genutzt (Harding et al., 2018).

#### 4.2.2 UQN Oberflächengewässer

Für einige Stoffe werden die Qualitätsstandards für Oberflächengewässer als UQN genutzt. Dies ist der Fall, wenn die Qualitätsstandards für Oberflächengewässer unter den abgeleiteten QS<sub>biota.secpois</sub> (bzw. den äquivalenten Konzentrationen für Gewässer) liegen und somit einen höheren Schutz bieten, als wenn die QS<sub>biota.secpois</sub> als UQN genutzt würde. Unter den Stoffen, die für ein Monitoring in marinen Säugern vorgeschlagen werden, trifft dies nur auf Cadmium zu, daher wird hier auf das EQS-Dossier eingegangen, um die Datengrundlage der UQN auf den Einbezug von Daten mariner Säuger zu überprüfen. Im Zuge des Revisionsprozesses wurde kein überarbeitetes EQS-Dossier zu Cadmium veröffentlicht.

##### Cadmium

Die Daten zur Bioakkumulation von Cadmium, die der Ableitung der UQN laut EQS-Dossier zugrunde liegen (EQS Dossier, 2005b), lassen vermuten, dass der BCF-Wert von Cadmium am höchsten in Primärproduzenten (Algen, Invertebraten) ist und für Vertebraten deutlich niedriger liegt, was auf sogenannte „biodilution“ hindeutet. Die BCFs liegen zwischen 0,51 und >6.000 und weisen somit starke Unterschiede auf. BAF-Werte, die auf Feldstudien in Fischen basieren, geben jedoch maximale BAF-Wert von 623 an, sodass dieser Wert für die Berechnung des Qualitätsstandards in Biota verwendet wurde.

Als PNEC<sub>oral</sub> wird ein Wert von 0,16 mg/kg Frischgewicht verwendet, der auf der NOEC einer Studie in Stockenten basiert. Es wird jedoch im EQS-Dossier darauf hingewiesen, dass dieser PNEC<sub>oral</sub> nur für Frischwasser und nicht für marine Ökosysteme verwendet werden sollte, da sich das Akkumulationsverhalten von Cadmium hier signifikant unterscheidet. Für Cadmium wird ein QS<sub>biota.secpois</sub> von 0,16 mg/kg Biota ww abgeleitet. Der äquivalente QS<sub>water.secpois</sub> wird mit 0,26 µg/l angegeben und wird unter Verwendung des BAF-Wertes von 623 berechnet. Es wird allerdings, wegen der bereits genannten Gründe, ausdrücklich darauf hingewiesen, dass diese QS nur für Frischwasserökosysteme angewendet werden können. Da davon ausgegangen wird, dass das direkte Risiko von Cadmium auf die Umwelt höher liegt als das Risiko durch Anreicherung in der Nahrungskette, wird als UQN der Wert für Oberflächengewässer genutzt.

#### 4.2.3 Fehlende Qualitätsstandards

Für einige Stoffe, die für ein Monitoring in marinen Säugern vorgeschlagen werden, sind noch keine UQN nach WRRL festgelegt worden. Es handelt sich um Chlordan, Mirex, Toxaphen, Dechloran Plus und Hexabrombiphenyl.

Für DDT lag außerdem kein EQS-Dossier zur Betrachtung der UQN vor.

### 4.3 Theoretisches Vorgehen bei der Ableitung von Umweltqualitätsnormen für marine Säuger

Um gemessene Schadstoffkonzentrationen in marinen Säugern mit Schwellenwerten abzugleichen und zu prüfen, ob die Konzentrationen im Bereich von EU-weit festgelegten UQN liegen, ist eine Umrechnung der bestehenden Qualitätsnormen für Biota auf eine höhere trophische Ebene durchzuführen. Hierfür kann die folgende Formel aus dem TGD Nr. 27 genutzt werden.

$$QS_{biota,monitored\ species} = \frac{QS_{biota,fish}}{TMF^{(4-TL\ monitored\ species)}} \times \frac{\text{lipid, dry weight fraction}_{monitored\ species}}{\text{lipid, dry weight fraction}_{fish}}$$

Die Berechnung wird hier beispielhaft für HBCDD durchgeführt, da bei der Ableitung der UQN für Biota einige Daten von marin Säugern mit einbezogen wurden. Eine Umrechnung in eine Qualitätsnorm für marine Säuger ist somit sinnvoll.

#### 4.3.1 Hexabromcyclodecan (HBCDD)

Für die folgenden Ableitungen wurden die Qualitätsstandards und Daten aus dem überarbeiteten EQS-Dossier von 2023 genutzt, die aktuell noch dem Revisionsprozess unterliegen. Da sich für HBCDD aber Änderungen im Rahmen dieses Prozesses ergeben, die mit deutlich herabgesenkten UQN einhergehen, werden diese Werte genutzt, um ein gleiches Schutzniveau mit dem Qualitätsstandard für marine Säuger zu gewährleisten.

##### Qualitätsstandard Biota, marine Säuger

Für HBCDD ergibt sich folgende Berechnung für marine Säuger (marine mammals, mm)

$$QS_{biota,mm} = \frac{QS_{biota,fish}}{TMF^{(4-TL\ mm)}} \times \frac{\text{lipid, dry weight fraction}_{mm}}{\text{lipid, dry weight fraction}_{fish}}$$

Als  $QS_{biota,fish}$  ist der Wert 3,5 µg/kg Biota ww in der UQN-Richtlinie und der WRRL festgelegt. Für den TMF wird der Wert aus dem EQS-Dossier herangezogen, der 2 beträgt und für dortige Ableitungen zugrunde liegt (siehe auch Kapitel 4.2.1). Als trophische Ebene wird hier für fischfressende, marine Prädatoren als Standard 5 angegeben (siehe auch TGD). Dies ist allerdings mit Einschränkungen verbunden, die in Kapitel 4.2.1 erläutert werden. Da die  $QS_{biota,fish}$  in µg/kg Biota ww angegeben ist, werden außerdem die Standardwerte für das Trockengewicht aus dem TGD genutzt. Sie betragen für Fisch: 74% und für Vertebraten 68%. Mit den angebenden Werten gelangt man zu folgender Berechnung:

$$QS_{biota,mm} = \frac{3,5\ \mu g/kg\ ww}{2^{(4-5)}} \times \frac{68\ \%}{74\ \%} = 1,6\ \mu g/kg\ ww$$

Ein Qualitätsstandard für die Konzentration von HBCDD in marin Säugern liegt also bei 1,6 µg/kg Biota ww.

##### Rückrechnung auf äquivalente Konzentration in Wasser

Um eine Rückrechnung auf  $QS_{Wasser,biota}$  durchzuführen und den berechneten Wert für marine Säuger mit dem Qualitätsstandard für Wasser zu vergleichen, wird folgende Formel aus dem TGD verwendet:

$$QS_{water,biota(mm)} = \frac{QS_{biota}}{BAF}$$

Der  $QS_{biota}$ -Wert beträgt in dieser Berechnung 1,6 µg/kg Biota ww entsprechend der oben erläuterten Berechnungen.

Als BAF wird ein Wert von 195.000 l/kg ww genutzt, der auch den Berechnungen im EQS-Dossier zugrunde liegt und auf Angaben aus der Literatur basiert (Harrad et al., 2009).

Nutzt man diesen BAF-Wert für die Rückrechnung des QS<sub>biota,mm</sub> ergibt sich folgender Wert:

$$QS_{water,biota(mm)} = \frac{1,6 \mu\text{g}/\text{kg ww}}{195.000 \text{ l/kg ww}} = 8,2 \times 10^{-6} \mu\text{g/l}$$

Der äquivalente Qualitätsstandard QS<sub>water, biota (mm)</sub> liegt also bei  $8,2 \times 10^{-6} \mu\text{g/l}$ .

#### **Einordnung in bestehende Qualitätsnormen**

Für HBCDD wird im aktuellen Revisionsprozess der WRRL als UQN der Wert für Biota<sub>secpois.mw</sub> mit 3,5 µg/kg Biota ww festgelegt, da der Wert bei einer Rückrechnung auf eine äquivalente Konzentration in Gewässern ( $2 \times 10^{-5} \mu\text{g/l}$ ) die höchste Schutzwirkung verspricht.

Setzt man nun den Qualitätsstandard für marine Säuger in diesen Kontext (Tabelle 17), ist der QS<sub>water,biota (mm)</sub> mit  $8,2 \times 10^{-6} \mu\text{g/l}$  vergleichbar mit dem kritischen UQN<sub>biota.secpois</sub>. Er gewährleistet also ein ähnliches Schutzniveau, wie die neu überarbeitete UQN für HBCDD.

**Tabelle 17: Vergleich der für marine Säuger abgeleiteten Qualitätsstandards für HBCDD mit den existierenden Qualitätsstandards für marine Gewässer und Biota.secpois.**

Schutzziel	Matrix	Qualitätsstandard	Äquivalente Konzentration in Gewässer
Pelagische Lebewesen (marine Gewässer)	Wasser	0,031 µg/l	0,031 µg/l
Prädatoren (Sekundärvergiftung)	Biota (Fische)	3,5 µg/kg Biota ww	$2 \times 10^{-5} \mu\text{g/l}$
Prädatoren (Primärvergiftung)	Marine Säuger	1,6 µg/kg Biota ww	$8,2 \times 10^{-6} \mu\text{g/l}$

## **4.4 Datenmangel/Datenlücken**

Im Folgenden wird auf die zur Ableitung von QS und UQN benötigten Daten eingegangen und hervorgehoben, in welchen Bereichen es insbesondere mit Hinblick auf den Schutz mariner Säuger und spezifische Ableitungen für marine Spaltenprädatoren noch Forschungsbedarf gibt.

#### **TMF, BMF/BCF und log K<sub>ow</sub>**

Bei der Ableitung der UQN werden wie in Kapitel 4.2 erläutert verschiedene Faktoren zur Bewertung des Bioakkumulationspotenzials betrachtet und bei Berechnungen aufgenommen. Hierbei sind Unterschiede in der Einstufung als bioakkumulativer Stoff im Vergleich zur Einstufung des Stockholmer Übereinkommens zu erwähnen. Während im Stockholmer Übereinkommen solche Stoffe als bioakkumulativ gewertet werden, deren BCF/BAF-Wert >5.000 bzw. log K<sub>ow</sub> > 5 liegt, werden bei der Ableitung von UQN bereits deutlich niedrigere Werte für den BCF/BAF von >100 und für den log K<sub>ow</sub> von > 3 als bioakkumulativ bewertet. Dies wirkt sich direkt auf die Ableitung aus, da laut TGD Nr. 27 nur für bioakkumulative Stoffe eine Ableitung des QS für Biota stattfindet. Für nicht bioakkumulative Stoffe wird von vornherein der QS<sub>Gewässer</sub> als ausreichend dafür angesehen, auch die oberen Stufen der Nahrungskette zu schützen.

Zunächst ist es positiv, dass entsprechend dem Vorsorgeprinzip Stoffe mit niedrigeren BCF/BAF und log  $K_{\text{OW}}$ -Werten als bioakkumulativ eingestuft werden und somit auch für die Ableitung von QS<sub>Biota</sub> in Frage kommen. Allerdings sind hier auch Datenlücken zu bedenken, die zunächst bei der Bewertung und auch bei der Ableitung eines QS die Schutzwirkung der UQN einschränken. So sind, wie für die einzelnen Stoffe in Kapitel 4.2.1 und 4.2.2 aufgeführt, nur selten Daten von marinen Spitzenprädatoren mit in die Bewertung des Umweltverhaltens aufgenommen worden. Lediglich im EQS-Dossier von HBCDD, Heptachlor und Quecksilber sind Hinweise auf Studien zu Spitzenprädatoren zu finden. Bei einigen der Studien wird deutlich, dass insbesondere bei der Betrachtung von Fischen in höheren trophischen Ebenen hohe BCF-Werte kalkuliert werden, die dann auch für die UQN-Ableitung verwendet werden. Fehlen also Studien hierzu, und werden nur Studien zum Verhalten des Stoffes in z.B. Fischen betrachtet, kann es sein, dass das Potenzial zur Bioakkumulation in Spitzenprädatoren durch teils ausgeprägte Biomagnifikation massiv unterschätzt wird.

Außerdem wird in den EQS-Dossiers darauf hingewiesen, dass einige Studien zwar Vorschläge für BCF-Werte machen, diese aber aufgrund des Versuchsaufbaus oder unzureichender Dokumentation nicht verlässlich sind. Somit können solche Studien, sofern sie zum Verhalten von Stoffen in marinen Säugern existieren, nicht immer für die Ableitung herangezogen werden. Es fehlt grundsätzlich an Daten zum Verhalten von Schadstoffen in der marinen Nahrungskette und in marinen Säugern, für die UQN abgeleitet wurden. Insbesondere für Stoffe, die international priorisiert und reguliert werden, sollten weitere Untersuchungen stattfinden, um das Verhalten besser zu verstehen und eine verlässliche Einschätzung zur Gefährdung mariner Spitzenprädatoren vornehmen zu können.

#### **Hinweise auf Bioakkumulationspotenzial**

Sofern keine BCF/BAF-Werte zur Verfügung stehen, werden für die Ableitung nach TGD Nr. 27 auch andere Hinweise auf Bioakkumulation eines Stoffes im Nahrungsnetz verwendet. Gibt es Nachweise eines Stoffes in höheren trophischen Ebenen, könnte dies als Hinweis gewertet werden, dass sich der Stoff in der Nahrungskette anreichert. Die umfangreiche Literaturrecherche hat zwar gezeigt, dass für viele Stoffe bereits Nachweise in marinen Säugern existieren, jedoch ist die Datenlage in vielen Fällen sehr gering. Weitere Studien zum Vorkommen von ausgewählten Schadstoffen wären daher bei der Bewertung eines Stoffes essentiell und könnten zum besseren Verständnis der Verbreitung beitragen.

#### **Toxizität**

Bei der Ableitung der Qualitätsstandards wird außerdem das toxische Potenzial eines Stoffes berücksichtigt. Hier wird zwischen „critical“ und „supporting data“ unterschieden. Als kritische Datensets werden solche bezeichnet, die Endpunkte (NOEC, Lethal concentration (LC)) bestimmen und mit sensiblen Spezies arbeiten. Unterstützend können Studien herangezogen werden, die mit weniger sensiblen Arten arbeiten, keine toxischen Endpunkte berichten oder unter Feldbedingungen arbeiten. Die Daten sind zwar weniger belastbar, können jedoch Datensätze ergänzen und bei der Identifizierung der UQN hilfreich sein.

Häufig gibt es keine Studien zur Toxizität in Wildtieren, da diese schwierig umsetzbar sind und nicht unter belastbaren Laborbedingungen durchgeführt werden können. Daher werden als kritische Daten in der Regel Laborstudien von anderen Tierarten herangezogen. Die meisten Daten zu Säugern basieren auf Wirkweisen in Ratten, Mäusen, Nerzen, Hunden und zum Teil bei Vögeln. Bei der Ableitung von Qualitätsstandards werden bereits verschiedene Maßnahmen angewendet, um damit einhergehende Unsicherheiten bestmöglich auszugleichen. Beispielsweise laufen Tierstudien in vielen Fällen nicht über den erforderlichen Zeitraum von mindestens 90 Tagen, um auch Aufschlüsse über chronische Effekte ableiten zu können. In

solchen Fällen kann ein Assessment Factor (AF) genutzt werden, um Daten aus kürzeren Studien zu extrapolieren.

Auch wenn Toxizitätsstudien unter kontrollierten Rahmenbedingungen an marinen Säugern kaum durchführbar sind, können Studien zu Effekten in marinen Säugern wichtige Hinweise auf speziespezifische Toxizität liefern. Insbesondere aufgrund ihrer langen Lebensdauer sollten bei marinen Säugern auch langfristige Effekte mit einbezogen werden, die zu negativen Auswirkungen auf Populationsebene führen. Leider unterliegen solche Studien immer noch großen Unsicherheiten, auch wenn z.B. ausbleibende Reproduktion in lokalen Populationen mariner Säuger bereits mit erhöhten Schadstoffkonzentrationen in Verbindung gebracht wurde (Jepson et al., 2016). Kenntnisse über die Auswirkungen von Schadstoffen in marinen Säugern sollten in zukünftigen Forschungsvorhaben priorisiert werden, um unterstützende Daten für die Bewertung im Rahmen der UQN-Ableitung einbeziehen zu können.

Bei freilebenden Tieren ist es außerdem kaum möglich, den direkten Zusammenhang zwischen Schadstoffkonzentrationen und Effekten herzustellen, da sie insbesondere in stark anthropogenen genutzten Gewässern multiplen Stressoren und nicht zuletzt einer Vielzahl an Schadstoffen ausgesetzt sind. Weiterhin wären also Studien zum besseren Verständnis dieser komplexen, zusammenspielenden und sich gegenseitig verstärkenden Wirkungen sinnvoll. Auch das Zusammenwirken verschiedener Schadstoffe und Stressoren sollte Ziel weiterer Forschungsvorhaben sein. Das TGD Nr. 27 enthält bereits Ansätze zur Bewertung von Schadstoffmischungen.

### **Trophische Ebene**

Bei der Entscheidung, welcher Qualitätsstandard als UQN genutzt wird, wird außerdem der TMF im TGD Nr. 27 genutzt. Untersuchungen haben gezeigt, dass die Ableitung von TMF aus Literaturdaten sehr anspruchsvoll und fehlerbehaftet sein kann (Rüdel et al., 2020). Aufgrund großer Differenzen bei publizierten TMF ist eine Extrapolation aus Literaturdaten nicht verlässlich, wenn sie für verschiedene trophische Ebenen zur Berechnung von Qualitätsstandards genutzt wird und kann somit zu einer Fehleinschätzung des Risikos führen (Rüdel et al., 2020).

Bei der Berechnung und Normalisierung von Qualitätsstandards auf verschiedene trophische Ebenen ist außerdem zu beachten, dass die Darstellung der trophischen Ebenen sehr vereinfacht ist. Im TGD Nr. 27 werden Raubfische auf der vierten trophischen Ebene eingeordnet, während fischfressende Prädatoren auf der 5. Ebene angesiedelt werden. Spitzenprädatoren gehören der 6. Ebene an. Studien, die eine Bestimmung der trophischen Ebene mithilfe stabiler Isotope und Nahrungsanalysen vornehmen, zeigen, dass marine Säuger verschiedenste trophische Ebenen einnehmen können. Von Krillfressenden Bartenwalen bis hin zu Spitzenprädatoren wie Orcas und Eisbären liegen Spannen von TL 3,35 bis TL 4,8 (Pauly et al., 1998; Morissette et al., 2006; Trites, 2019). Eine vereinfachte Darstellung der trophischen Ebenen kann also sowohl zur Unter- als auch Überschätzung des Risikos für eine bestimmte Art führen.

Für die Ableitung von Qualitätsstandards für marine Säuger in der Nord- und Ostsee ist also eine genaue Einschätzung ihrer trophischen Ebene sowie ein besseres Verständnis der trophischen Magnifikation von den zu bewertenden Stoffen sinnvoll. Weitere Studien sollten durchgeführt werden, um das Risiko für unsere heimischen Arten mariner Säuger korrekt einzuschätzen zu können.

## 5 Arbeitspaket IV

### 5.1 Nutzung der recherchierten Schadstoffmesswerte in marin Säugern für die Chemikaliengesetzgebung

Für die Bewertung des potentiellen Nutzens von Schadstoffdaten mariner Säuger für die Chemikaliengesetzgebung wurde im Rahmen einer Umfrage ermittelt, inwieweit diese Daten bereits in der Gesetzgebung Anwendung finden oder unter welchen Bedingungen sie zukünftig in genutzt werden könnten. Die Umfrage fand digital statt und wurde an relevante Expert\*innen des Umweltbundesamtes verschickt.

Um alle Stoffgruppen der unter 2.2 vorgeschlagenen Stoffe für ein Monitoring abzubilden, wurden verschiedene relevante Rechtsvorschriften berücksichtigt, darunter:

- ▶ die REACH-Verordnung (EG) 1907/2006, die Europäische Chemikalienverordnung zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe
- ▶ die Pflanzenschutzgesetze (Zulassungsverordnung (EG) 1107/2009 und Pflanzenschutzgesetz),
- ▶ die Biozid-Verordnung (Verordnung (EU) Nr. 528/2012 über die Bereitstellung auf dem Markt und die Verwendung von Biozidprodukten),
- ▶ sowie weitere relevante Chemikaliengesetzgebungen (z.B. Arzneimittel).

In diesem Rahmen wurden folgende Fragen gestellt:

- ▶ Gehen in die Bewertungsverfahren des von Ihnen bearbeiteten Chemikalienrechts Umweltmonitoringdaten ein?
- ▶ Wenn Umweltmonitoringdaten verwendet werden, welche Datenquellen werden genutzt?
- ▶ Könnten Monitoringdaten von marin Säugern in dem von Ihnen ausgewählten Chemikalienrecht Verwendung finden?
- ▶ Falls ja: Wie werden Monitoringdaten von marin Säugern bei der Bewertung und Regulierung von Stoffen in Ihrem Vollzug spezifisch genutzt?
- ▶ Für welche Endpunkte werden Monitoringdaten von marin Säugern bei der Bewertung von Stoffen in Ihrem Vollzug spezifisch genutzt?
- ▶ Welche Anforderungen müssten Monitoringdaten mariner Säuger erfüllen, um bei der Chemikalienbewertung genutzt werden zu können?

Sechs Teilnehmende haben die Umfrage beantwortet, wobei einige Personen in mehrere der relevanten Regelungen involviert sind. Jeweils zwei gaben an, in Arbeitsbereichen zu Pestizid- und Biozid-Verordnungen sowie in der REACH-Verordnung tätig zu sein. Eine Person gab an, im Arzneimittelbereich tätig zu sein und eine weitere arbeitete im Bereich der Gesetzgebung von Detergenzien (Wasch- und Reinigungsmittel). Zwei Angaben blieben ohne genauere Spezifizierung des Regelungsbereiches.

Nicht alle sechs Teilnehmenden haben alle Fragen beantwortet, daher weicht die Gesamtzahl der Antworten teilweise von der Gesamtzahl der Teilnehmenden ab. Zwei von fünf gaben an, dass Umweltmonitoringdaten in die Bewertungsverfahren der von ihnen bearbeiteten

Chemikalienrechte eingehen. Die Daten stammen aus eigenständig erhobenen Rohdaten ( $n = 1$ ), Rohdaten, die von anderen Einrichtungen bereitgestellt werden ( $n = 2$ ), wissenschaftlichen Veröffentlichungen ( $n = 2$ ), öffentlichen ( $n = 2$ ) und nicht-öffentlichen Datenbanken ( $n = 2$ ) sowie aus anderen Quellen ( $n = 1$ ). Als öffentliche Datenbanken wurden die NORMAN-Datenbank sowie das IPCHEM-Portal ([IPCHEM Portal](#)) angegeben. Daten der Bundesländer wurden als nicht-öffentliche Datenbank angegeben. Andere Datenquellen wurden spezifiziert als Daten, welche im Rahmen der Antragstellung von Seiten der Industrie zur Verfügung gestellt werden sowie Daten aus UBA-Forschungsprojekten.

Vier von fünf Teilnehmenden gaben an, dass Monitoringdaten mariner Säuger in ihrem Arbeitsbereich Verwendung finden können. Hier könnten sie vor allem für die Ableitung von Maßnahmen ( $n = 3$ ), die Wirksamkeitsbewertung von Maßnahmen ( $n = 3$ ), für Screening ( $n = 2$ ) und Bewertung ( $n = 2$ ) genutzt werden. Es wurde angemerkt, dass marine Säuger nicht zu den in der Risikobewertung betrachteten Standardorganismen gehören und daher für die Berücksichtigung dieser Daten im Vollzug Sonderwege geschaffen werden müssten.

Sofern eine Nutzung im Vollzug möglich wäre, könnten die Daten für folgende Endpunkte genutzt werden: Toxizitätsbewertung, Endokrine Disruptoren (ED)-Bewertung, Bioakkumulation, Expositionsbewertung, Risikobewertung. Diese Frage wurde lediglich von zwei Teilnehmern beantwortet, die jeweils alle Antwortmöglichkeiten mit ja beantworteten. In diesem Zusammenhang wurde für die Biozid-Gesetzgebung angemerkt, dass aktuell keine konkreten Daten mariner Säuger für den Vollzug genutzt werden, dass Daten jedoch ggf. nutzbar wären, um bestimmte Stoffeigenschaften (bspw. das Bioakkumulationspotenzial) bei der Umweltbewertung zu untermauern.

## 6 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die in diesem Projekt erarbeiteten Ergebnisse zeigen, dass die Grundlagen und Voraussetzungen zur Integrierung von Schadstoffuntersuchungen in ein Monitoring mariner Säuger in den Küstenbundesländern gegeben sind. Die bestehenden Monitoringstrukturen sollten genutzt werden, um einheitliche Probennahmen aller Küstenbundesländer für Schadstoffuntersuchungen zu gewährleisten. In den Bundesländern, die bislang keine standardisierten Proben für Schadstoffuntersuchungen von marin Säugern nehmen, sollten bestehende Probenentnahmeprotokolle zeitnah angepasst werden.

Die Notwendigkeit der Integration von Schadstoffmessungen in das Monitoring mariner Säuger wird auf Basis der Projektergebnisse besonders deutlich. Um Gesundheitsparameter und Populationsdaten mit Schadstoffdaten in marin Säugern verknüpfen zu können, sind einheitliche Datensätze erforderlich. Die im Rahmen des Projektes durchgeführte Literaturrecherche hat gezeigt, dass für viele Schadstoffe grundlegende Daten zum Vorkommen und zur Schadwirkung in den heimischen marin Säugern der Nord- und Ostsee fehlen. Um auch das Verhalten der Schadstoffe, wie ihre Persistenz in der Umwelt sowie Anreicherung in der Nahrungskette und die langfristigen Auswirkungen bewerten zu können, müssen Daten über mehrere Jahre erhoben werden. Daher sollten zeitnah die Monitoringstrukturen geschaffen werden, um in regelmäßigen Abständen Schadstoffmessungen in marin Säugern durchzuführen.

Entsprechend Kapitel 3.4.8 wird empfohlen, zunächst Langzeitdatensätze aller drei heimischen Arten mariner Säuger, von männlichen, adulten Tieren im Umfang von 50 bis 60 Proben pro Jahr (sofern möglich, andernfalls gesammelt über mehrere Jahre) zu erheben. Da eine ausreichende Datengrundlage zur Erfassung von Langzeittrends frühestens nach 10 Jahren erwartet werden kann, sollten Messungen über diesen Zeitraum erfolgen. Die Stoffauswahl sollte in regelmäßigen Zeitabständen an aktuelle Forschungsergebnisse angepasst und ggf. erweitert werden.

Vorgeschlagen wird, eine erste Überprüfung nach fünf Jahren vorzunehmen. Ebenso können Stoffe begründet aus der Auswahl entfernt werden, sollten die erhobenen, langfristigen Datenreihen zeigen, dass die ausgewählten Stoffe nicht oder in vernachlässigbaren Konzentrationen in marin Säugern nachweisbar sind. Dies sollte jedoch frühestens nach 10 Jahren kontinuierlicher Datenaufnahme in Erwägung gezogen werden, um belastbare Langzeittrends zu bewerten.

Im Rahmen des Projektes wurden mit dem neuen Format der MUDAB die Voraussetzungen geschaffen, Daten bundesweit einheitlich zu sammeln und auch auf internationaler Ebene bereitstellen zu können. Daten für Berichtspflichten sind von den messenden Institutionen an die MUDAB zu liefern und auch die Übermittlung von Forschungsdaten ist gewünscht.

Des Weiteren sollte an einheitlichen Bewertungskriterien gearbeitet werden, um die erhobenen Schadstoffdaten in marin Säugern einzurichten. Erste Ansätze gibt es hier bereits (McHugh et al., 2016; van den Heuvel-Greve et al., 2021; Pinzone et al., 2022; Reiter et al., 2023), jedoch zeigen die Ausführungen dieses Projektes, dass in vielen Fällen eine solide Datengrundlage fehlt, um das Risikopotenzial von Schadstoffen in marin Säugern korrekt bewerten zu können.

Die Ergebnisse des Projektes dienen als Grundlage für die Etablierung und Durchführung regelmäßiger Schadstoffuntersuchungen in marin Säugern der deutschen Meeresgewässer. Das vorgeschlagene Monitoring generiert eine wertvolle Datengrundlage zur Bewertung des Vorkommens und Verhaltens von Schadstoffen in marin Säugern, deren Auswirkungen auf die Gesundheit und die Populationsentwicklung sowie das Risiko für den Menschen durch den Konsum von Fisch und Meeresfrüchten. Insbesondere im Kontext einer stark anthropogen

geprägten Umwelt, in der marine Säuger multiplen Stressoren ausgesetzt sind, ist dies ein wesentlicher Beitrag zum Schutz der Populationen mariner Säuger in der Nord- und Ostsee.

## 7 Quellenverzeichnis

- Adams, W. J., Conard, B., Ethier, G., Brix, K. V., Paquin, P. R., & DiToro, D. M. (2000). The Challenges of Hazard Identification and Classification of Insoluble Metals and Metal Substances for the Aquatic Environment. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 6(6), 1019-1038.  
<https://doi.org/10.1080/10807030091124266>
- Addison, R. F., Ikonomou, M. G., & Stobo, W. T. (1999). Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and furans and non-ortho- and mono-ortho-chlorine substituted polychlorinated biphenyls in grey seals (*Halichoerus grypus*) from Sable Island, Nova Scotia, in 1995. *Marine Environment Research*, 47(3), 225-240.  
[https://doi.org/10.1016/S0141-1136\(98\)00119-6](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(98)00119-6)
- Ahrens, L., Siebert, U., & Ebinghaus, R. (2009). Temporal trends of polyfluoroalkyl compounds in harbor seals (*Phoca vitulina*) from the German Bight, 1999-2008. *Chemosphere*, 76(2), 151-158.  
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.03.053>
- Anastassiades, M., Lehotay, S. J., Štajnbaher, D., & Schenck, F. J. (2003). Fast and Easy Multiresidue Method Employing Acetonitrile Extraction/Partitioning and “Dispersive Solid-Phase Extraction” for the Determination of Pesticide Residues in Produce. *Journal of AOAC INTERNATIONAL*, 86(2), 412-431.  
<https://doi.org/10.1093/jaoac/86.2.412>
- Androulakakis, A., Alygizakis, N., Gkotsis, G., Nika, M. C., Nikolopoulou, V., Bizani, E., Chadwick, E., Cincinelli, A., Classen, D., Danielsson, S., Dekker, R., Duke, G., Glowacka, N., Jansman, H. A. H., 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(Pt 2), 131775.  
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131775>
- ASCOBANS. (2016). Resolution No. 9: Managing Cumulative Anthropogenic Impacts in the Marine Environment. *8th Meeting of the Parties to ASCOBANS. Helsinki, Finland.*  
[https://www.ascobans.org/sites/default/files/document/MOP8\\_2016-9\\_CumulativeImpacts.pdf](https://www.ascobans.org/sites/default/files/document/MOP8_2016-9_CumulativeImpacts.pdf)
- Babut, M., Miege, C., Villeneuve, B., Abarnou, A., Duchemin, J., Marchand, P., & Narbonne, J. F. (2009). Correlations between dioxin-like and indicators PCBs: potential consequences for environmental studies involving fish or sediment. *Environ Pollut*, 157(12), 3451-3456. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.06.016>
- Badry, A., Rudel, H., Gockener, B., Nika, M. C., Alygizakis, N., Gkotsis, G., Thomaidis, N. S., Treu, G., Dekker, R., Movalli, P., Walker, L. A., Potter, E. D., Cincinelli, A., Martellini, T., Duke, G., Slobodnik, J., & Koschorreck, J. (2022). Making use of apex predator sample collections: an integrated workflow for quality assured sample processing, analysis and digital sample freezing of archived samples. *Chemosphere*, 309(Pt 1), 136603.  
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136603>
- Baeyens, W., Leermakers, M., Papina, T., Saprykin, A., Brion, N., Noyen, J., De Gieter, M., Elskens, M., & Goeyens, L. (2003). Bioconcentration and biomagnification of mercury and methylmercury in North Sea and Scheldt estuary fish. *Arch Environ Contam Toxicol*, 45(4), 498-508. <https://doi.org/10.1007/s00244-003-2136-4>
- BafG. *MUDAB Meeresumweltdatenbank*. Bundesanstalt für Gewässerkunde. Retrieved August from  
<https://geoportal.bafg.de/MUDABAnwendung/>
- Basu, N., Kwan, M., & Chan, H. M. (2006). Mercury but not organochlorines inhibits muscarinic cholinergic receptor binding in the cerebrum of ringed seals (*Phoca hispida*). *J Toxicol Environ Health A*, 69(12), 1133-1143.  
<https://doi.org/10.1080/15287390500362394>
- Beck, K. M., Fair, P., McFee, W., & Wolf, D. (1997). Heavy Metals in Livers of Bottlenose Dolphins Stranded along the South Carolina Coast. *Marine Pollution Bulletin*, 34(9), 734-739. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(97\)00071-4](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(97)00071-4)

Beineke, A., Siebert, U., McLachlan, M., Bruhn, R., Thron, K., Failing, K., Müller, G., & Baumgärtner, W. (2005). Investigations of the Potential Influence of Environmental Contaminants on the Thymus and Spleen of Harbor Porpoises (*Phocoena phocoena*). *Environmental Science & Technology*, 39(11), 3933-3938.  
<https://doi.org/10.1021/es048709j>

Bennett, P. M., Jepson, P. D., Law, R. J., Jones, B. R., Kuiken, T., Baker, J. R., Rogan, E., & Kirkwood, J. K. (2001). Exposure to heavy metals and infectious disease mortality in harbour porpoises from England and Wales. *Environmental Pollution*, 112, 33-40. [https://doi.org/10.1016/s0269-7491\(00\)00105-6](https://doi.org/10.1016/s0269-7491(00)00105-6)

Berggrena, P., Ishaq, R., Zebühr, Y., Naf, C., Bandh, C., & Broman, D. (1999). Patterns and Levels of Organochlorines (DDTs, PCBs, non-ortho PCBs and PCDD/Fs) in Male Harbour Porpoises (*Phocoena phocoena*) from the Baltic Sea, the Kattegat-Skagerrak Seas and the West Coast of Norway. *Marine Pollution Bulletin*, 38(12), 1070-1084. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(99\)00098-3](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(99)00098-3)

BMUV. (2024a). Zustand der deutschen Nordseegewässer 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 Meerestrategie-Rahmenrichtlinie.  
[https://mitglieder.meeresschutz.info/de/berichte/zustandsbewertungen-art8-10.html?file=files/meeresschutz/berichte/art8910/zyklus2024/Zustandsbericht\\_Nordsee\\_2024.pdf](https://mitglieder.meeresschutz.info/de/berichte/zustandsbewertungen-art8-10.html?file=files/meeresschutz/berichte/art8910/zyklus2024/Zustandsbericht_Nordsee_2024.pdf)

BMUV. (2024b). 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 Meerestrategie-Rahmenrichtlinie.  
[https://mitglieder.meeresschutz.info/de/berichte/zustandsbewertungen-art8-10.html?file=files/meeresschutz/berichte/art8910/zyklus2024/Zustandsbericht\\_Ostsee\\_2024.pdf](https://mitglieder.meeresschutz.info/de/berichte/zustandsbewertungen-art8-10.html?file=files/meeresschutz/berichte/art8910/zyklus2024/Zustandsbericht_Ostsee_2024.pdf)

BMUV, & BfN. (2018). Zustand der deutschen Ostseegewässer 2018 - 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 MeerestrategieRahmenrichtlinie.  
[https://mitglieder.meeresschutz.info/de/berichte/zustandsbewertungen-art8-10.html?file=files/meeresschutz/berichte/art8910/zyklus18/Nationale\\_Indikatoren\\_Ostsee\\_Anlage\\_1.pdf](https://mitglieder.meeresschutz.info/de/berichte/zustandsbewertungen-art8-10.html?file=files/meeresschutz/berichte/art8910/zyklus18/Nationale_Indikatoren_Ostsee_Anlage_1.pdf)

Bocio, A., Domingo, J. L., Falco, G., & Llobet, J. M. (2007). Concentrations of PCDD/PCDFs and PCBs in fish and seafood from the Catalan (Spain) market: estimated human intake. *Environ Int*, 33(2), 170-175.  
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.09.005>

Boffetta, P., Merler, E., & Vainio, H. (1993). Carcinogenicity of mercury and mercury compounds. *Scand J Work Environ Health*, 19(1), 1-7. <https://doi.org/10.5271/sjweh.1510>

Buekers, J., Redeker, E. S., & Smolders, E. (2009). Lead toxicity to wildlife: derivation of a critical blood concentration for wildlife monitoring based on literature data. *Sci Total Environ*, 407(11), 3431-3438.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.01.044>

Bustamante, P., Garrigue, C., Breau, L., Caurant, F., Dabin, W., Greaves, J., & Dodemont, R. (2003). Trace elements in two odontocete species (*Kogia breviceps* and *Globicephala macrorhynchus*) stranded in New Caledonia (South Pacific). *Environ Pollut*, 124(2), 263-271. [https://doi.org/10.1016/s0269-7491\(02\)00480-3](https://doi.org/10.1016/s0269-7491(02)00480-3)

Cheng, Y., Ding, J., Davila Arenas, C. E., Brinkmann, M., & Ji, X. (2024). A brief review on the assessment of potential joint effects of complex mixtures of contaminants in the environment. *Environmental Science: Advances*. <https://doi.org/10.1039/d4va00014e>

Ciesielski, T., Szefer, P., Bertenyi, Z., Kuklik, I., Skora, K., Namiesnik, J., & Fodor, P. (2006). Interspecific distribution and co-associations of chemical elements in the liver tissue of marine mammals from the Polish Economical Exclusive Zone, Baltic Sea. *Environ Int*, 32(4), 524-532.  
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.12.004>

Clausen, B., & Andersen, S. (1988). Evaluation of Bycatch and Health Status of the Harbour Porpoise *Phocoena phocoena* in Danish Waters. *Danish Review of Game Biology*, 13(5), 1-20.

[https://dce2.au.dk/pub/vbs/DRGB13\\_5.pdf](https://dce2.au.dk/pub/vbs/DRGB13_5.pdf)

Das, K., Beans, C., Holsbeek, L., Mauger, G., Berrow, S. D., Rogan, E., & Bouquegneau, J. M. (2003a). Marine mammals from northeast Atlantic: relationship between their trophic status as determined by delta13C and delta15N measurements and their trace metal concentrations. *Mar Environ Res*, 56(3), 349-365.

[https://doi.org/10.1016/S0141-1136\(02\)00308-2](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(02)00308-2)

Das, K., De Groof, A., Jauniaux, T., & Bouquegneau, J. M. (2006a). Zn, Cu, Cd and Hg binding to metallothioneins in harbour porpoises *Phocoena phocoena* from the southern North Sea. *BMC Ecol*, 6, 2.

<https://doi.org/10.1186/1472-6785-6-2>

Das, K., Debacker, V., Pillot, S., & Bouquegneau, J. M. (2003b). Heavy metals in marine mammals. In J. V. Vos, G. D. Bossart, M. Fournier, & T. O'Shea (Eds.), *Toxicology of Marine Mammals* (pp. 135-167). Taylor and Francis Publishers. <https://doi.org/10.1201/9780203165577.ch7>

Das, K., Holsbeek, L., Browning, J., Siebert, U., Birkun, A., Jr., & Bouquegneau, J. M. (2004a). Trace metal and stable isotope measurements (delta13C and delta15N) in the harbour porpoise *Phocoena phocoena* relictus from the Black Sea. *Environ Pollut*, 131(2), 197-204. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.02.006>

Das, K., Siebert, U., Fontaine, M. C., Jauniaux, T., Holsbeek, L., & Bouquegneau, J. M. (2004b). Ecological and pathological factors related to trace metal concentrations in harbour porpoises *Phocoena phocoena* from the North Sea and adjacent areas. *Marine Ecology Progress Series*, 218, 283-295.

<https://doi.org/10.3354/meps281283>

Das, K., Siebert, U., Gillet, A., Dupont, A., Di-Poi, C., Fonfara, S., Mazzucchelli, G., De Pauw, E., & De Pauw-Gillet, M. C. (2008). Mercury immune toxicity in harbour seals: links to in vitro toxicity. *Environ Health*, 7, 52.

<https://doi.org/10.1186/1476-069X-7-52>

Das, K., Siebert, U., Gillet, A., Dupont, A., Fonfara, S., Mazzucchelli, G., De Pauw, E., & De Pauw-Gillet, M. C. (in prep.). Mercury concentrations in the blood of harbour seal (*Phoca vitulina*) from the North Sea and *in vitro* exposure of seal and human peripheral blood mononuclear cells. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-7-52>

Das, K., Vossen, A., Tolley, K., Vikingsson, G., Thron, K., Muller, G., Baumgartner, W., & Siebert, U. (2006b). Interfollicular fibrosis in the thyroid of the harbour porpoise: an endocrine disruption? *Arch Environ Contam Toxicol*, 51(4), 720-729. <https://doi.org/10.1007/s00244-005-0098-4>

de Boer, J., Wester, P. G., Klamer, H. J. C., Lewis, W. E., & Boon, J. P. (1998). Do flame retardants threaten ocean life? *Nature*, 394, 28-29. <https://doi.org/https://doi.org/10.1038/27798>

de Wit, C. A., Bossi, R., Dietz, R., Dreyer, A., Faxneld, S., Garbus, S. E., Hellstrom, P., Koschorreck, J., Lohmann, N., Roos, A., Sellstrom, U., Sonne, C., Treu, G., Vorkamp, K., Yuan, B., & Eulaers, I. (2020). Organohalogen compounds of emerging concern in Baltic Sea biota: Levels, biomagnification potential and comparisons with legacy contaminants. *Environ Int*, 144, 106037. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106037>

Dietz, R., Fort, J., Sonne, C., Albert, C., Bustnes, J. O., Christensen, T. K., Ciesielski, T. M., Danielsen, J., Dastnai, S., Eens, M., Erikstad, K. E., Galatius, A., Garbus, S. E., Gilg, O., Hanssen, S. A., Helander, B., Helberg, M., Jaspers, V. L. B., Jenssen, B. M., Jonsson, J. E., Kauhala, K., Kolbeinsson, Y., Kyhn, L. A., Labansen, A. L., Larsen, M. M., Lindstrom, U., Reiertsen, T. K., Riget, F. F., Roos, A., Strand, J., Strom, H., Sveegaard, S., Sondergaard, J., Sun, J., Teilmann, J., Therkildsen, O. R., Thorarinsson, T. L., Tjornlov, R. S., Wilson, S., & Eulaers, I. (2021a). A risk assessment of the effects of mercury on Baltic Sea, Greater North Sea and North Atlantic wildlife, fish and bivalves. *Environ Int*, 146, 106178. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106178>

Dietz, R., Letcher, R. J., Desforges, J.-P., Eulaers, I., Sonne, C., Wilson, S., Andersen-Ranberg, E., Basu, N., Barst, B. D., Bustnes, J. O., Bytingsvik, J., Ciesielski, T. M., Drevnick, P. E., Gabrielsen, G. W., Haarr, A., Hylland, K.,

Jenssen, B. M., Levin, M., McKinney, M. A., Nørregaard, R. D., Pedersen, K. E., Provencher, J., Styrishave, B., Tartu, S., Aars, J., Ackerman, J. T., Rosing-Asvid, A., Barrett, R., Bignert, A., Born, E. W., Branigan, M., Braune, B., Bryan, C. E., Dam, M., Eagles-Smith, C. A., Evans, M., Evans, T. J., Fisk, A. T., Gamberg, M., Gustavson, K., Hartman, C. A., Helander, B., Herzog, M. P., Hoekstra, P. F., Houde, M., Hoydal, K., Jackson, A. K., Kucklick, J., Lie, E., Loseto, L., Mallory, M. L., Miljeteig, C., Mosbech, A., Muir, D. C. G., Nielsen, S. T., Peacock, E., Pedro, S., Peterson, S. H., Polder, A., Rigét, F. F., Roach, P., Saunes, H., Sinding, M.-H. S., Skaare, J. U., Søndergaard, J., Stenson, G., Stern, G., Treu, G., Schuur, S. S., & Víkingsson, G. (2019). Current state of knowledge on biological effects from contaminants on arctic wildlife and fish. *Science of The Total Environment*, 696.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133792>

Dietz, R., Riget, F., & Johansen, P. (1996). Lead, cadmium, mercury and selenium in Greenland marine animals. *The Science of the Total Environment*, 186, 67-93. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(96\)05086-3](https://doi.org/10.1016/0048-9697(96)05086-3)

Dietz, R., Sonne, C., Basu, N., Braune, B., O'Hara, T., Letcher, R. J., Scheuhammer, T., Andersen, M., Andreasen, C., Andriashuk, D., Asmund, G., Aubail, A., Baagoe, H., Born, E. W., Chan, H. M., Derocher, A. E., Grandjean, P., Knott, K., Kirkegaard, M., Krey, A., Lunn, N., Messier, F., Obbard, M., Olsen, M. T., Ostertag, S., Peacock, E., Renzoni, A., Riget, F. F., Skaare, J. U., Stern, G., Stirling, I., Taylor, M., Wiig, O., Wilson, S., & Aars, J. (2013). What are the toxicological effects of mercury in Arctic biota? *Sci Total Environ*, 443, 775-790.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.046>

Dietz, R., Sonne, C., Jenssen, B. M., Das, K., de Wit, C. A., Harding, K. C., Siebert, U., & Olsen, M. T. (2021b). The Baltic Sea: An ecosystem with multiple stressors. *Environ Int*, 147, 106324.

<https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106324>

Drescher, H. E., Harms, U., & Huschenbeth, E. (1977). Organochlorines and Heavy Metals in the Harbour Seal *Phoca vitulina* from the German North Sea Coast. *Marine Biology*, 41, 99-106.

<https://doi.org/10.1007/BF00390586>

Duinker, J. C., Hillebrand, M. T., & Nolting, R. F. (1979). Organochlorines and Metals in Harbour Seals (Dutch Wadden Sea). *Marine Pollution Bulletin*, 10, 360-364. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(79\)90380-1](https://doi.org/10.1016/0025-326X(79)90380-1)

Dupont, A., Siebert, U., Covaci, A., Weijs, L., Eppe, G., Debier, C., De Pauw-Gillet, M. C., & Das, K. (2013). Relationships between in vitro lymphoproliferative responses and levels of contaminants in blood of free-ranging adult harbour seals (*Phoca vitulina*) from the North Sea. *Aquat Toxicol*, 142-143, 210-220.

<https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2013.08.014>

EQS Dossier. (2005a). *Environmental Quality Standards (EQS) Substance Data Sheet, Priority Substance No. 21 Mercury and its Compounds CAS-No. 7439-97-6. Document for the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive*. Brussels Retrieved from [https://circabc.europa.eu/sd/a/ff8e163c-71f6-4fc0-98ef-875a20add4c8/21\\_Mercury\\_EQSdatasheet\\_150105.pdf](https://circabc.europa.eu/sd/a/ff8e163c-71f6-4fc0-98ef-875a20add4c8/21_Mercury_EQSdatasheet_150105.pdf)

EQS Dossier. (2005b). *Environmental Quality Standards (EQS) Substance Data Sheet. Priority Substance No. 6. Cadmium and its Compounds CAS-No. 7440-43-9 (Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive, Issue*. [https://circabc.europa.eu/sd/d/42a9cf4-6f5e-41bf-8db2-d5681be56e01/06\\_Cadmium\\_EQSdatasheet\\_310705.pdf](https://circabc.europa.eu/sd/d/42a9cf4-6f5e-41bf-8db2-d5681be56e01/06_Cadmium_EQSdatasheet_310705.pdf)

EQS Dossier. (2005c). *Environmental Quality Standards (EQS) Substance Data Sheet. Priority Substance No. 16 Hexachlorobenzene CAS-No. 18-74-1. Document for the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive*. Retrieved from [https://circabc.europa.eu/sd/a/b2ba7a2c-6a6c-497a-9568-08b4d01c35e8/16\\_HxCBenzene\\_EQSdatasheet\\_150105.pdf](https://circabc.europa.eu/sd/a/b2ba7a2c-6a6c-497a-9568-08b4d01c35e8/16_HxCBenzene_EQSdatasheet_150105.pdf)

EQS Dossier. (2011a). *Environmental Quality Standards (EQS) Substance Data Sheet. Heptachlor including Heptachlor Epoxide (Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive, Issue*. <https://circabc.europa.eu/sd/a/53641c85-d467-4c03-9100-b5fddfb8bbfce/Heptachlor%20EQS%20dossier%20202011.pdf>

EQS Dossier. (2011b). *Environmental Quality Standards (EQS) Substance Data Sheet. Hexabromocyclododecane* (Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive, Issue.

<https://circabc.europa.eu/sd/a/086ffe7c-8e63-4893-baac-994f3ff0eb34/HBCDD%20EQS%20dossier%202011.pdf>

EQS Dossier. (2011c). *Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDES)*. <https://circabc.europa.eu/sd/a/d07ed9f5-0760-4561-b642-04bc1e4a580e/PBDE%20EQS%20dossier%202011.pdf>

EQS Dossier. (2011d). *Polychlorinated Dibenz-P-Dioxins (PCDDs), Polychlorinated Dibenzofurans (PCDFs), and Dioxin-like Polychlorinated Biphenyls (DL-PCBs)*.

<https://circabc.europa.eu/d/a/workspace/SpacesStore/f0d90906-c361-4af1-82b1-d2e52f826c14/Dioxins%2520%2526%2520PCBDL%2520EQS%2520dossier%25202011.pdf>

EuroChlor. (1999). *Euro Chlor Risk Assessment for the Marine Environment OSPARCOM Region - North Sea, Mercury*. [https://www.eurochlor.org/wp-content/uploads/2019/04/8-11-4-12\\_marine\\_ra\\_mercury.pdf](https://www.eurochlor.org/wp-content/uploads/2019/04/8-11-4-12_marine_ra_mercury.pdf)

Europäische Kommission, Generaldirektion Gesundheit und Lebensmittelsicherheit. (2018). *Guidance Document No: 27. Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards. Document endorsed by EU Water Directors at their meeting in Sofia on 11-12 June 2018*. European Commission Retrieved from [https://health.ec.europa.eu/document/download/e3097752-34f7-477b-a862-402538513d69\\_en](https://health.ec.europa.eu/document/download/e3097752-34f7-477b-a862-402538513d69_en)

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 Text von Bedeutung für den EWR. (2013). (2013). <http://data.europa.eu/eli/dir/2013/39/oj>

Fair, P. A., & Becker, P. R. (2000). Review of stress in marine mammals. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 7, 335-354. <https://doi.org/10.1023/A:1009968113079>

Fant, M. L., Nyman, M., Helle, E., & Rudbaeck, E. (2001). Mercury, cadmium, lead and selenium in ringed seals from the Baltic Sea and from Svalbard. *Environmental Pollution*, 111, 493-501. [https://doi.org/10.1016/s0269-7491\(00\)00078-6](https://doi.org/10.1016/s0269-7491(00)00078-6)

Frank, A., Galgan, V., Roos, A., Olsson, M., Petersson, L. R., & Bignert, A. (1992). Metal Concentrations in Seals from Swedish Waters. *Ambio*, 21(8), 529-538. <http://www.jstor.org/stable/4314009>.

Frouin, H., Lebeuf, M., Hammill, M., Masson, S., & Fournier, M. (2010). Effects of individual polybrominated diphenyl ether (PBDE) congeners on harbour seal immune cells in vitro. *Mar Pollut Bull*, 60(2), 291-298. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.09.006>

Galatius, A., Bossi, R., Sonne, C., Riget, F. F., Kinze, C. C., Lockyer, C., Teilmann, J., & Dietz, R. (2013). PFAS profiles in three North Sea top predators: metabolic differences among species? *Environ Sci Pollut Res Int*, 20(11), 8013-8020. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1633-x>

Gauthier, P. T., Blewett, T. A., Garman, E. R., Schlekat, C. E., Middleton, E. T., Suominen, E., & Cremazy, A. (2021). Environmental risk of nickel in aquatic Arctic ecosystems. *Sci Total Environ*, 797, 148921. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148921>

Gilles, A., Authier, M., Ramirez-Martinez, N. C., Araújo, H., Blanchard, A., Carlström, J., Eira, C., Dorémus, G., Fernández Maldonado, C., Geelhoed, S., Kyhn, L., Laran, S., Nachtsheim, D., Panigada, S., Pigeault, R., Sequeira, M., Sveegaard, S., Taylor, N., Owen, K., Saavedra, C., Vázquez-Bonales, J., Unger, B., & Hammond, P. (2023). Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2022 from the SCANS-IV aerial and shipboard surveys. Final report published 29 September 2023., 64. <https://tinyurl.com/3ynt6swa>

Griesel, S., Kakuschke, A., Siebert, U., & Prange, A. (2008). Trace element concentrations in blood of harbor seals (*Phoca vitulina*) from the Wadden Sea. *Sci Total Environ*, 392(2-3), 313-323.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.10.062>

- Guo, L., Zhang, X., Luo, D., Yu, R. Q., Xie, Q., & Wu, Y. (2021). Population-level effects of polychlorinated biphenyl (PCB) exposure on highly vulnerable Indo-Pacific humpback dolphins from their largest habitat. *Environ Pollut*, 286, 117544. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117544>
- Habran, S., Pomeroy, P. P., Debier, C., & Das, K. (2013). Changes in trace elements during lactation in a marine top predator, the grey seal. *Aquat Toxicol*, 126, 455-466. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2012.08.011>
- Hansen, A. B., & Lassen, P. (2008). *Screening of phenolic substances in the nordic environment*.
- Harding, G., Dalziel, J., & Vass, P. (2018). Bioaccumulation of methylmercury within the marine food web of the outer Bay of Fundy, Gulf of Maine. *PLoS One*, 13(7), e0197220. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0197220>
- Harms, U., Drescher, H. E., & Huschenbeth, E. (1977). *Further data on heavy metals and organochlorines in marine mammals from German coastal waters* (Marine Mammals Committee, Issue).
- Harrad, S., Abdallah, M. A.-E., Rose, N. L., Turner, S. D., & Davidson, T. A. (2009). Current-Use Brominated Flame Retardants in Water, Sediment, and Fish from English Lakes. *Environmental Science & Technology*, 43, 9077–9083. <https://doi.org/10.1021/es902185u>
- HELCOM. (2013a). *HELCOM core indicators: Final report of the HELCOM CORESET project* (Baltic Sea Environmental Proceedings No 136, Issue. [https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/CORESET\\_Final\\_BSEP136.pdf](https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/CORESET_Final_BSEP136.pdf)
- HELCOM. (2013b). HELCOM Red List of Baltic Sea species in danger of becoming extinct. *Baltic Sea Environmental Proceedings*, 140. <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/BSEP140.pdf>
- HELCOM. (2017). *Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM*. <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2020/02/Manual-for-Marine-Monitoring-in-the-COMBINE-Programme-of-HELCOM.pdf>
- HELCOM. (2023). *State of the Baltic Sea. Third HELCOM holistic assessment 2016-2021* (Baltic Sea Environment Proceedings n°194, Issue. [https://helcom.fi/post\\_type\\_publ/holas3\\_sobs](https://helcom.fi/post_type_publ/holas3_sobs)
- Hoekstra, P. F., O'Hara, T. M., Fisk, A. T., Borga, K., Solomon, K. R., & Muir, D. C. (2003a). Trophic transfer of persistent organochlorine contaminants (OCs) within an Arctic marine food web from the southern Beaufort-Chukchi Seas. *Environ Pollut*, 124(3), 509-522. [https://doi.org/10.1016/s0269-7491\(02\)00482-7](https://doi.org/10.1016/s0269-7491(02)00482-7)
- Hoekstra, P. F., O'Hara, T. M., Karlsson, H., Solomon, K. R., & Muir, D. C. (2003b). Enantiomer-specific biomagnification of alpha-hexachlorocyclohexane and selected chiral chlordane-related compounds within an Arctic marine food web. *Environ Toxicol Chem*, 22(10), 2482-2491. <https://doi.org/10.1897/02-459>
- Holsbeek, L., Joiris, C. R., Debacker, V., Ali, I. B., Roose, P., Nellissen, J.-P., Gobert, S., Bouquegneau, J.-M., & Bossicart, M. (1999). Heavy Metals, Organochlorines and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sperm Whales Stranded in the Southern North Sea During the 1994/1995 Winter. *Marine Pollution Bulletin*, 38(4), 304-313. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(98\)00150-7](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(98)00150-7)
- Hyvarinen, H., & Sipila, T. (1984). Heavy Metals and High Pup Mortality in the Saimaa Ringed Seal Population in Eastern Finland. *Marine Pollution Bulletin*, 15(9), 335-337. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(84\)90490-9](https://doi.org/10.1016/0025-326X(84)90490-9)
- IJsseldijk, L., Brownlow, A. C., & Mazzariol, S. (2019). *Best practice on cetacean post mortem investigation and tissue sampling* (Joint ACCOBAMS and ASCOBANS document, Issue. <https://accobams.org/wp-content/uploads/2021/07/Best-practices-on-cetacean-post-mortem-investigation.pdf>
- Ishaq, R., Karlson, K., & Näf, C. (2000). Tissue distribution of polychlorinated naphthalenes (PCNs) and non-*ortho* chlorinated biphenyls (non-*ortho* CBs) in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from Swedish waters. *Chemosphere*, 41, 1913-1925. [https://doi.org/10.1016/s0045-6535\(00\)00059-x](https://doi.org/10.1016/s0045-6535(00)00059-x)
- Jarman, W. M., Hobson, K. A., Sydeman, W. J., Bacon, C. E., & McLaren, E. B. (1996). Influence of Trophic Position and Feeding Location on Contaminant Levels in the Gulf of the Farallones Food Web Revealed by

Stable Isotope Analysis. *Environmental Science & Technology*, 1996(2), 654-660.

<https://doi.org/10.1021/es950392n>

Jensen, S., Häggberg, L., Jörundsdóttir, H., & Odham, G. (2003). A quantitative lipid extraction method for residue analysis of fish involving nonhalogenated solvents. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 51(19), 5607–5611. <https://doi.org/10.1021/jf0301201>

Jepson, P. D., Deaville, R., Barber, J. L., Aguilar, A., Borrell, A., Murphy, S., Barry, J., Brownlow, A., Barnett, J., Berrow, S., Cunningham, A. A., Davison, N. J., Ten Doeschate, M., Esteban, R., Ferreira, M., Foote, A. D., Genov, T., Gimenez, J., Loveridge, J., Llavona, A., Martin, V., Maxwell, D. L., Papachlimitzou, A., Penrose, R., Perkins, M. W., Smith, B., de Stephanis, R., Tregenza, N., Verborgh, P., Fernandez, A., & Law, R. J. (2016). PCB pollution continues to impact populations of orcas and other dolphins in European waters. *Sci Rep*, 6, 18573. <https://doi.org/10.1038/srep18573>

Kajiwara, N., Matsuoka, S., Iwata, H., Tanabe, S., Rosas, F. C., Fillmann, G., & Readman, J. W. (2004). Contamination by persistent organochlorines in cetaceans incidentally caught along Brazilian coastal waters. *Arch Environ Contam Toxicol*, 46(1), 124-134. <https://doi.org/10.1007/s00244-003-2239-y>

Kakuschke, A., Gandrass, J., Luzardo, O. P., Boada, L. D., Zaccaroni, A., Griesel, S., Grebe, M., Pröfrock, D., Erbsloeh, H.-B., Valentine-Thon, E., Prange, A., & Kramer, K. (2012). Postmortem Health and Pollution Investigations on Harbor Seals (*Phoca vitulina*) of the Islands Helgoland and Sylt. *ISRN Zoology*, 2012, 1-8. <https://doi.org/10.5402/2012/106259>

Kakuschke, A., Griesel, S., Fonfara, S., Rosenberger, T., & Prange, A. (2009). Concentrations of selected essential and non-essential elements in blood of harbor seal (*Phoca vitulina*) pups of the German North Sea. *Biol Trace Elem Res*, 127(1), 28-36. <https://doi.org/10.1007/s12011-008-8220-x>

Kakuschke, A., & Prange, A. (2007). The Influence of Metal Pollution on the Immune System A Potential Stressor for Marine Mammals in the North Sea. *International Journal of Comparative Psychology*, 20(2), 179-193. <https://doi.org/10.46867/IJCP.2007.20.02.07>

Kakuschke, A., Valentine-Thon, E., Fonfara, S., Griesel, S., Rosenberger, T., Siebert, U., & Prange, A. (2008a). Metal-induced impairment of the cellular immunity of newborn harbor seals (*Phoca vitulina*). *Arch Environ Contam Toxicol*, 55(1), 129-136. <https://doi.org/10.1007/s00244-007-9092-3>

Kakuschke, A., Valentine-Thon, E., Griesel, S., Fonfara, S., Siebert, U., & Prange, A. (2005). Immunological Impact of Metals in Harbor Seals (*Phoca vitulina*) of the North Sea. *Environmental Science & Technology*, 39, 7568-7575. <https://doi.org/10.1021/es0505200>

Kakuschke, A., Valentine-Thon, E., Griesel, S., Rosenberger, T., Mundry, R., Siebert, U., & Prange, A. (2008b). Blood metal levels and metal-influenced immune functions of harbour seals in captivity. *Mar Pollut Bull*, 56(4), 764-769. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.01.015>

Kamel, L. D., Yahia, B., Mohammed, B., & Zitouni, B. (2014). Heavy Metals in Soft Tissues of Short-Beaked Common Dolphins (<i>Delphinus delphis</i>) Stranded along the Algerian West Coast. *Open Journal of Marine Science*, 04(02), 110-117. <https://doi.org/10.4236/ojms.2014.42012>

Kannan, K., Kajiwara, N., Le Boeuf, B. J., & Tanabe, S. (2004). Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in California sea lions. *Environ Pollut*, 131(3), 425-434. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.03.004>

Kelly, B. C., Ikonomou, M. G., Blair, J. D., & Gobas, F. A. P. C. (2008). Hydroxylated and Methoxylated Polybrominated Diphenyl Ethers in a Canadian Arctic Marine Food Web. *Environmental Science & Technology*, 42(19), 7069-7077. <https://doi.org/10.1021/es801275d>

Kelly, B. C., Ikonomou, M. G., Blair, J. D., Morin, A. E., & Gobas, F. A. P. C. (2007). Food web-specific biomagnification of persistent organic pollutants. *Science*, 317(5835), 236-239. <https://doi.org/10.1126/science.1138275>

- Kershaw, J. L., & Hall, A. J. (2019). Mercury in cetaceans: Exposure, bioaccumulation and toxicity. *Sci Total Environ*, 694, 133683. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133683>
- Klevane, L., Skaare, J. U., Bjørge, A., de Ruiter, E., & Reijnders, P. J. (1995). Organochlorine pesticide residue and PCBs in harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) incidentally caught in Scandinavian waters. *Environmental Pollution*, 89(2), 137-146. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(94\)00066-M](https://doi.org/10.1016/0269-7491(94)00066-M)
- Krahn, M. M., Hanson, M. B., Schorr, G. S., Emmons, C. K., Burrows, D. G., Bolton, J. L., Baird, R. W., & Ylitalo, G. M. (2009). Effects of age, sex and reproductive status on persistent organic pollutant concentrations in "Southern Resident" killer whales. *Mar Pollut Bull*, 58(10), 1522-1529. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.05.014>
- Kumar, K. S., Kannan, K., Paramasivan, O. N., Shanmuga Sundaram, V. P., Nakanishi, J., & Masunaga, S. (2001). Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins, Dibenzofurans, and Polychlorinated Biphenyls in Human Tissues, Meat, Fish, and Wildlife Samples from India. *Environmental Science & Technology*, 35(17), 3448-3455. <https://doi.org/10.1021/es010555+>
- Law, R. J., Allchin, C. R., Bennett, M. E., Morris, S., & Rogan, E. (2002). Polybrominated diphenyl ethers in two species of marine top predators from England and Whales. *Chemosphere*, 46, 673-681. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(01\)00231-4](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(01)00231-4)
- Law, R. J., Bennett, M. E., Blake, S. J., Allchin, C. R., Jones, B. R., & Spurrier, C. J. H. (2001). Metals and Organochlorines in Pelagic Cetaceans Stranded on the Coasts of England and Wales. *Marine Pollution Bulletin*, 42(6), 522-526. [https://doi.org/10.1016/s0025-326x\(01\)00044-3](https://doi.org/10.1016/s0025-326x(01)00044-3)
- Law, R. J., Bersuder, P., Allchin, C. R., & Barry, J. (2006). Levels of the flame retardants hexabromocyclododecane and tetrabromobisphenol A in the blubber of harbor porpoises stranded or bycaught in the UK with evidence for an increase in HBCD concentrations in recent years. *Environ. Sci. Technol.*, 40, 2177-2183. <https://doi.org/10.1021/es052416o>
- Law, R. J., Bersuder, P., Barry, J., Wilford, B. H., Allchin, C. R., & Jepson, P. D. (2008). A Significant Downturn in Levels of Hexabromocyclododecane in the Blubber of Harbor Porpoises (*Phocoena phocoena*) Stranded or Bycaught in the UK: An Update to 2006. *Environmental Science & Technology*, 42(24), 9104-9109. <https://doi.org/10.1021/es8014309>
- Law, R. J., Fileman, C. F., Hopkins, A. D., Baker, J. R., Harwood, J., Jackson, D. B., Kennedy, S., Martin, A. R., & Morris, R. J. (1991). Concentrations of Trace Metals in the Livers of Marine Mammals (Seals, Porpoises and Dolphins) from Waters Around the British Isles. *Marine Pollution Bulletin*, 22(4), 183-191. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(91\)90468-8](https://doi.org/10.1016/0025-326X(91)90468-8)
- Law, R. J., Losada, S., Barber, J. L., Bersuder, P., Deaville, R., Brownlow, A., Penrose, R., & Jepson, P. D. (2013). Alternative flame retardants, Dechlorane Plus and BDEs in the blubber of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) stranded or bycaught in the UK during 2008. *Environ Int*, 60, 81-88. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.08.009>
- Law, R. J., & Whinnett, J. A. (1992). Polycyclic aromatic hydrocarbons in muscle tissue of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from UK waters. *Marine Pollution Bulletin*, 24(11), 550-553. [https://doi.org/10.1016/0025-326x\(92\)90707-d](https://doi.org/10.1016/0025-326x(92)90707-d)
- Letcher, R. J., Gebbink, W. A., Sonne, C., Born, E. W., McKinney, M. A., & Dietz, R. (2009). Bioaccumulation and biotransformation of brominated and chlorinated contaminants and their metabolites in ringed seals (*Pusa hispida*) and polar bears (*Ursus maritimus*) from East Greenland. *Environ Int*, 35(8), 1118-1124. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.07.006>
- LifeAPEX. (2022). *Final Report. LIFE APEX Systematic use of contaminant data from apex predators and their prey in chemicals management*. <https://lifeapex.eu/documents/>

LifeAPEX. (undated). Guidance on sample collection, processing and labelling. <https://lifeapex.eu/documents/>

Lockyer, C., Heide-Jørgensen, M. P., Jensen, J., Kinze, C. C., & Buus Sørensen, T. (2001). Age, length and reproductive parameters of harbour porpoises *Phocoena phocoena* (L.) from West Greenland. *ICES Journal of Marine Science*, 58(1), 154-162. <https://doi.org/10.1006/jmsc.2000.0998>

Lockyer, C., Mackey, B., Read, F., Härkönen, T., & Hasselmeier, I. (2010). Age determination methods in harbour seals (*Phoca vitulina*) with a review of methods applicable to carnivores. *NAMMCO Scientific Publications*, 8. <https://doi.org/10.7557/3.2688>

Madgett, A. S., Yates, K., Webster, L., McKenzie, C., Brownlow, A., & Moffat, C. F. (2022). The concentration and biomagnification of PCBs and PBDEs across four trophic levels in a marine food web. *Environ Pollut*, 309, 119752. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119752>

Madgett, A. S., Yates, K., Webster, L., McKenzie, C., & Moffat, C. F. (2019). Understanding marine food web dynamics using fatty acid signatures and stable isotope ratios: Improving contaminant impacts assessments across trophic levels. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 227, 106327. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106327>

Mahfouz, C., Henry, F., Courcot, L., Pezeril, S., Bouveroux, T., Dabin, W., Jauniaux, T., Khalaf, G., & Amara, R. (2014). Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) stranded along the southern North Sea: an assessment through metallic contamination. *Environ Res*, 133, 266-273. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.06.006>

McHugh, B., Berbee, R., Farmer, E., Fryer, R., Green, N., Larsen, M. M., Webster, L., Lepom, P., McGovern, E., Maes, T., & Verbruggen, E. (2016). *Mercury assessment in the marine environment. Assessment criteria comparison (EAC/EQS) for mercury*. <https://www.ospar.org/documents?v=35403>

McKenzie, C., Reid, R. J., & Wells, D. E. (1998). *Chlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in marine mammals stranded on the coasts of Scotland and Ireland* (Fisheries Research Services Report, Issue. [https://www.researchgate.net/publication/242471855\\_CHLORINATED\\_BIPHENYLS\\_AND\\_ORGANOCHLORINE\\_PESTICIDES\\_IN\\_MARINE\\_MAMMALS\\_STRANDED\\_ON\\_THE\\_COASTS\\_OF\\_SCOTLAND\\_AND\\_IRELAND](https://www.researchgate.net/publication/242471855_CHLORINATED_BIPHENYLS_AND_ORGANOCHLORINE_PESTICIDES_IN_MARINE_MAMMALS_STRANDED_ON_THE_COASTS_OF_SCOTLAND_AND_IRELAND)

Mitchell, S. H., & Kennedy, S. (1992). Tissue concentrations of organochlorine compounds in common seals from the coast of Northern Ireland. *The Science of the Total Environment*, 115, 163-177. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(92\)90040-Y](https://doi.org/10.1016/0048-9697(92)90040-Y)

Moermond, C. T., & Verbruggen, E. M. (2013). An evaluation of bioaccumulation data for hexachlorobenzene to derive water quality standards according to the EU-WFD methodology. *Integr Environ Assess Manag*, 9(1), 87-97. <https://doi.org/10.1002/ieam.1351>

Morell, M., Pinzone, M., Schick, L. A., Rojas, L., Rieger, A., Siebert, U., Das, K., Reiter, E. B., Jahnke, A., Wohlsein, P., Oheim, R., Busse, B., & Virgilio Failla, A. (2023). *Untersuchung der Schadstoffbelastung und Gehörschädigungen von Schweinswalen aus der Schleswig-Holsteinischen Ostsee*. [https://www.schleswig-holstein.de/DE/fachinhalte/A/artenschutz/Downloads/untersuchungSchweinswale2022.pdf?blob=publicatio\\_nFile&v=2](https://www.schleswig-holstein.de/DE/fachinhalte/A/artenschutz/Downloads/untersuchungSchweinswale2022.pdf?blob=publicatio_nFile&v=2)

Morell, M., Pinzone, M., Schick, L. A., Siebert, U., Das, K., Watzke, J., Wernicke, T., Alsabbagh, N., Jahnke, A., Wohlsein, P., & Stürznickel, J. (2022). *Untersuchung der Schadstoffbelastung und Gehörschädigungen von Schweinswalen aus der schleswig-holsteinischen Nord- und Ostsee*. C. P. Ministry for Energy Transition, Environment and Nature (MELUND). [https://www.schleswig-holstein.de/DE/fachinhalte/A/artenschutz/Downloads/untersuchungSchweinswale2021.pdf?blob=publicatio\\_nFile&v=1](https://www.schleswig-holstein.de/DE/fachinhalte/A/artenschutz/Downloads/untersuchungSchweinswale2021.pdf?blob=publicatio_nFile&v=1)

Morissette, L., Hammill, M. O., & Savenkoff, C. (2006). The Trophic Role of Marine Mammals in the Northern Gulf of St. Lawrence. *Marine Mammal Science*, 22(1), 74-103. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2006.00007.x>

Morris, S., Allchin, C. R., Zegers, B. N., Haftka, J. J. H., Boon, J. P., Belpaire, C., Leonards, P. E. G., van Leeuwen, S. P. J., & de Boer, J. (2004). Distribution and Fate of HBCD and TBBPA Brominated Flame Retardants in North Sea Estuaries and Aquatic Food Webs. *Environmental Science & Technology*, 38, 5497-5504.

<https://doi.org/10.1021/es049640i>

MSRL, 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 Meeressumwelt, (2008). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=celex:32008L0056>

Muir, D. C. G., Backus, S., Derocher, A. E., Dietz, R., Evans, T. J., Gabrielsen, G. W., Nagy, J., Norstrom, R. J., Sonne, C., Stirling, I., Taylor, M. K., & Letcher, R. J. (2006). Brominated Flame Retardants in Polar Bears (*Ursus maritimus*) from Alaska, the Canadian Arctic, East Greenland, and Svalbard. *Environmental Science & Technology*, 40(2), 449-455. <https://doi.org/10.1021/es051707u>

Muz, M., Rojo-Nieto, E., & Jahnke, A. (2021). Removing Disturbing Matrix Constituents from Biota Extracts from Total Extraction and Silicone-Based Passive Sampling. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40(10), 2693-2704. <https://doi.org/10.1002/etc.5153>

Oke, V. R. (1967). A brief note on the dugong *Dugong Dugon* at Cairns Aquarium. *International Zoo Yearbook*, 7(1), 220-221. <https://doi.org/10.1111/j.1748-1090.1967.tb00399.x>

OSPAR. (2023). *The 2023 Quality Status Report for the North-East Atlantic*. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/>

OSPAR Commission. (2018). CEMP Guidelines for Monitoring Contaminants in Biota. *OSPAR Agreement 1999-02*. <https://www.ospar.org/work-areas/cross-cutting-issues/cemp>

OSPAR Commission. (2024). OSPAR Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP) 2014 – 2023. *Agreement 2014-02*. <https://www.ospar.org/documents?v=57738>

Owen, B. D., & Flegal, A. R. (1998). Blood Lead Concentrations in Marine Mammals Validate Estimates of 10<sup>2</sup>-to 10<sup>3</sup>-fold Increase in Human Blood Lead Concentrations. *Environmental Research*, 78, 134-139. <https://doi.org/10.1006/enrs.1997.3809>

Paludan-Müller, P., Agger, C. T., Dietz, R., & Kinze, C. C. (1993). Mercury, cadmium, zinc, copper and selenium in harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) from West Greenland. *Polar Biology*, 13, 311-320. <https://doi.org/10.1007/BF00238358>

Pauly, D., Trites, A. W., Capuli, E., & Christensen, V. (1998). Diet composition and trophic levels of marine mammals. *ICES Journal of Marine Science*, 55(3), 467-481. <https://doi.org/10.1006/jmsc.1997.0280>

Pedersen, A. F., Dietz, R., Sonne, C., Liu, L., Rosing-Asvid, A., & McKinney, M. A. (2023). Development and validation of a modified QuEChERS method for extracting polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides from marine mammal blubber. *Chemosphere*, 312(Pt 1), 137245. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137245>

Pinzone, M., Parmentier, K., Siebert, U., & Gilles, A. (2022). *Pilot Assessment of Status and Trends of Persistent Chemicals in Marine Mammals*. In: OSPAR, 2023: *The 2023 Quality Status Report for the North-East Atlantic*. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/persistent-chemicals-in-marine-mammals-pilot/>

Reijnders, P. J. (1980). Organochlorines and heavy metal residues in harbour seals from the Wadden Sea and their possible effects on reproduction. *Netherlands Journal of Sea Research*, 14(1), 30-65. [https://doi.org/10.1016/0077-7579\(80\)90012-5](https://doi.org/10.1016/0077-7579(80)90012-5)

Reindl, A. R., Falkowska, L., & Grajewska, A. (2015). Chlorinated herbicides in fish, birds and mammals in the Baltic Sea. *Water Air Soil Pollut*, 226(8), 276. <https://doi.org/10.1007/s11270-015-2536-x>

- Reiter, E. B., Escher, B. I., Rojo-Nieto, E., Nolte, H., Siebert, U., & Jahnke, A. (2023). Characterizing the marine mammal exposome by iceberg modeling, linking chemical analysis and in vitro bioassays. *Environmental Science Processes & Impacts*. <https://doi.org/10.1039/d3em00033h>
- Reiter, E. B., Escher, B. I., Siebert, U., & Jahnke, A. (2022). Activation of the xenobiotic metabolism and oxidative stress response by mixtures of organic pollutants extracted with in-tissue passive sampling from liver, kidney, brain and blubber of marine mammals. *Environ Int*, 165, 107337. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107337>
- Rian, M. B., Vike-Jonas, K., Gonzalez, S. V., Ciesielski, T. M., Venkatraman, V., Lindstrom, U., Jenssen, B. M., & Asimakopoulos, A. G. (2020). Phthalate metabolites in harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) from Norwegian coastal waters. *Environ Int*, 137, 105525. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105525>
- Routti, H., van Bavel, B., Letcher, R. J., Arukwe, A., Chu, S., & Gabrielsen, G. W. (2009). Concentrations, patterns and metabolites of organochlorine pesticides in relation to xenobiotic phase I and II enzyme activities in ringed seals (*Phoca hispida*) from Svalbard and the Baltic Sea. *Environ Pollut*, 157(8-9), 2428-2434. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.03.008>
- Ruan, Y., Lam, J. C. W., Zhang, X., & Lam, P. K. S. (2018). Temporal Changes and Stereoisomeric Compositions of 1,2,5,6,9,10-Hexabromocyclododecane and 1,2-Dibromo-4-(1,2-dibromoethyl)cyclohexane in Marine Mammals from the South China Sea. *Environ Sci Technol*, 52(5), 2517-2526. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05387>
- Rüdel, H., Kosfeld, V., Fliedner, A., Radermacher, G., Schlechtriem, C., Duffek, A., Rauert, C., & Koschorreck, J. (2020). Selection and application of trophic magnification factors for priority substances to normalize freshwater fish monitoring data under the European Water Framework Directive: a case study. *Environmental Sciences Europe*, 32(1). <https://doi.org/10.1186/s12302-020-00404-8>
- SCHEER, (Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks). (2023). *SCHEER Position Paper on "Draft Environmental Quality Standards for Priority Substances under the Water Framework Directive"*, 3 April 2023. [https://health.ec.europa.eu/document/download/2325fe06-6e7e-4985-a223-88261178b401\\_en?filename=scheer\\_s\\_004.pdf](https://health.ec.europa.eu/document/download/2325fe06-6e7e-4985-a223-88261178b401_en?filename=scheer_s_004.pdf)
- Shaw, S. D., Berger, M. L., Brenner, D., Kannan, K., Lohmann, N., & Päpke, O. (2009). Bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers and hexabromocyclododecane in the northwest Atlantic marine food web. *Science of The Total Environment*, 407(10), 3323-3329. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.02.018>
- Shaw, S. D., Brenner, D., Berger, M. L., Fang, F., Hong, C. S., Addink, R., & Hilker, D. (2008). Bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers in harbor seals from the northwest Atlantic. *Chemosphere*, 73(11), 1773-1780. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.09.016>
- Siebert, U., Heidmann, A., Friedhoff, N., Kruse, H., Rigét, F. F., Adler, S., & Maser, E. (2012). Organochlorine Burdens in Harbour Seals from the German Wadden Sea Collected During Two Phocine Distemper Epizootics and Ringed Seals from West Greenland Waters. *Journal of Environmental & Analytical Toxicology*, 02(02). <https://doi.org/10.4172/2161-0525.1000126>
- Siebert, U., Joiris, C. R., Holsbeek, L., Benke, H., Failing, K., Frese, K., & Petzinger, E. (1999). Potential Relation Between Mercury Concentrations and Necropsy Findings in Cetaceans from German Waters of the North and Baltic Seas. *Marine Pollution Bulletin*, 38(4), 285-295. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(98\)00147-7](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(98)00147-7)
- Siebert, U., Prenger-Berninghoff, E., & Weiss, R. (2009). Regional differences in bacterial flora in harbour porpoises from the North Atlantic: environmental effects? *J Appl Microbiol*, 106(1), 329-337. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2008.04006.x>
- Simpson, V. R., & Fisher, D. N. (2017). A description of the gross pathology of drowning and other causes of mortality in seabirds. *BMC Vet Res*, 13(1), 302. <https://doi.org/10.1186/s12917-017-1214-1>

- Skaare, J. U., Markussen, N. H., Norheim, G., Haugen, S., & Holt, G. (1990). Levels of Polychlorinated Biphenyls, Organochlorine Pesticides, Mercury, Cadmium, Copper, Selenium, Arsenic, and Zinc in the Harbour Seal, *Phoca vitulina*, in Norwegian Waters. *Environmental Pollution*, 66, 309-324. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(90\)90148-6](https://doi.org/10.1016/0269-7491(90)90148-6)
- Slobodnik, J., Gkotsis, G., Nika, M.-C., Vasilatos, K., Thomaidis, N. S., Alygizakis, N., Oswald, P., Rohner, S., Siebert, U., Reif, F., Dähne, M., Persson, S., Galatius, A., Pawliczka, I., & Künitzer, A. (2022). Screening study on hazardous substances in marine mammals of the Baltic Sea Wide-scope target and suspect screening. <https://doi.org/10.60810/openumwelt-6838>
- Smedes, F. (1999). Determination of total lipid using non-chlorinated solvents. *The Analyst*(124), 1711–1718. <https://doi.org/10.1039/A905904K>
- Sonne, C., Siebert, U., Gonnen, K., Desforges, J. P., Eulaers, I., Persson, S., Roos, A., Backlin, B. M., Kauhala, K., Tange Olsen, M., Harding, K. C., Treu, G., Galatius, A., Andersen-Ranberg, E., Gross, S., Lakemeyer, J., Lehnert, K., Lam, S. S., Peng, W., & Dietz, R. (2020). Health effects from contaminant exposure in Baltic Sea birds and marine mammals: A review. *Environ Int*, 139, 105725. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105725>
- Sørmo, E. G., Salmer, M. P., Jenssen, B. M., Hop, H., Baek, K., Kovacs, K. M., Lydersen, C., Falk-Petersen, S., Gabrielsen, G. W., Lie, E., & Skaare, J. U. (2006). Biomagnification of polybrominated diphenyl ether and hexabromocyclododecane flame retardants in the polar bear food chain in Svalbard, Norway. *Environ Toxicol Chem*, 25(9), 2502-2511. <https://doi.org/10.1897/05-591r.1>
- Stewardson, C. L., De Kock, A., & Saunders, C. (1999). CONCENTRATIONS OF HEAVY METALS (Cd, Cu, Pb, Ni & Zn) AND ORGANOCHLORINE CONTAMINANTS (PCBs, DDT, DDE & DDD) IN THE BLUBBER OF CAPE FUR SEALS *ARCTOCEPHALUS PUSillus* OFF THE EASTERN CAPE COAST OF SOUTH AFRICA. *Transactions of the Royal Society of South Africa*, 54(2), 205-215. <https://doi.org/10.1080/00359199909520625>
- Strand, J., Larsen, M. M., & Lockyer, C. (2005). Accumulation of organotin compounds and mercury in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from the Danish waters and West Greenland. *Sci Total Environ*, 350(1-3), 59-71. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.02.038>
- Strandberg, B., Strandberg, L., Bergqvist, P.-A., Falandyz, J., & Rappe, C. (1998). Concentrations and Biomagnification of 17 Chlordane Compounds and other Organochlorines in Harbour Porpoise (*Phocoena phocoena*) and Herring from the Southern Baltic Sea. *Chemosphere*, 37(9-12), 2513-2523. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(98\)00306-3](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(98)00306-3)
- Szefer, P., Zdrojewska, I., Jensen, J., Lockyer, C., Skora, K., Kuklik, I., & Malinga, M. (2002). Intercomparison studies on distribution and coassociations of heavy metals in liver, kidney, and muscle of harbor porpoise, *Phocoena phocoena*, from southern Baltic Sea and coastal waters of Denmark and Greenland. *Arch Environ Contam Toxicol*, 42(4), 508-522. <https://doi.org/10.1007/s00244-001-0035-0>
- Tan, S. W., Meiller, J. C., & Mahaffey, K. R. (2009). The endocrine effects of mercury in humans and wildlife. *Crit Rev Toxicol*, 39(3), 228-269. <https://doi.org/10.1080/10408440802233259>
- Tomy, G. T., Pleskach, K., Ferguson, S. H., Hare, J., Stern, G., Macinnis, G., Marvin, C. H., & Loseto, L. L. (2009). Trophodynamics of Some PFCs and BFRs in a Western Canadian Arctic Marine Food Web. *Environmental Science & Technology*, 43(11), 4076-4081. <https://doi.org/10.1021/es900162n>
- Tomy, G. T., Pleskach, K., Oswald, T., Halldorson, T., Helm, P. A., Macinnis, G., & Marvin, C. H. (2008). Enantioselective Bioaccumulation of Hexabromocyclododecane and Congener-Specific Accumulation of Brominated Diphenyl Ethers in an Eastern Canadian Arctic Marine Food Web. *Environmental Science & Technology*, 42(10), 3634-3639. <https://doi.org/10.1021/es703083z>
- Trites, A. W. (2019). Marine Mammal Trophic Levels and Trophic Interactions. In *Encyclopedia of Ocean Sciences* (pp. 589-594). <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-409548-9.11618-5>

- UNEP. (2002). *Global Mercury Assessment*. <http://www.chem.unep.ch>
- van den Berg, M., Birnbaum, L. S., Denison, M., de Vito, M., Farland, W., Feeley, M., Fiedler, H., Hakansson, H., Hanberg, A., Haws, L., Rose, M., Safe, S., Schrenk, D., Tohyama, C., Tritscher, A., Tuomisto, J., Tysklind, M., Walker, N., & Peterson, R. E. (2006). The 2005 World Health Organization Re-evaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds. *Toxicological Sciences*, 93(2), 223-241. <https://doi.org/10.1093/toxsci/kfl055>
- van den Heuvel-Greve, M. J., van den Brink, A. M., Kotterman, M. J. J., Kwadijk, C. J. A. F., Geelhoed, S. C. V., Murphy, S., van den Broek, J., Heesterbeek, H., Gröne, A., & Ijsseldijk, L. (2021). Polluted porpoises: Generational transfer of organic contaminants in harbour porpoises from the southern North Sea. *Science of The Total Environment*, 796. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148936>
- Verbruggen, E. M. J. (2014). *New method for the derivation of risk limits for secondary poisoning*. National Institute for Public Health and the Environment (RIVM). <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2014-0097.pdf>
- Villa, S., Migliorati, S., Monti, G. S., Holoubek, I., & Vighi, M. (2017). Risk of POP mixtures on the Arctic food chain. *Environ Toxicol Chem*, 36(5), 1181-1192. <https://doi.org/10.1002/etc.3671>
- Wagemann, R., Innes, S., & Richard, P. R. (1996). Overview and regional and temporal differences of heavy metals in Arctic whales and ringed seals in the Canadian Arctic. *The Science of the Total Environment*, 186, 41-66. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(96\)05085-1](https://doi.org/10.1016/0048-9697(96)05085-1)
- Wagemann, R., & Muir, D. C. G. (1984). *Concentrations of heavy metals and organochlorines in marine mammals of Northern waters: Overview and Evaluation* (Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, Issue. [https://publications.gc.ca/collections/collection\\_2013/mpo-dfo/Fs97-6-1279-eng.pdf](https://publications.gc.ca/collections/collection_2013/mpo-dfo/Fs97-6-1279-eng.pdf)
- Wagemann, R., & Stewart, R. E. A. (1994). Concentrations of Heavy Metals and Selenium in Tissues and Some Foods of Walrus (*Odobenus rosmarus rosmarus*) from the Eastern Canadian Arctic and Sub-Arctic, and Associations between Metals, Age, and Gender. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51(2), 426-436. <https://doi.org/10.1139/f94-044>
- Wagemann, R., Stewart, R. E. A., Béland, P., & Desjardins, C. (1990). Heavy metals and selenium in tissues of beluga whales, *Delphinapterus leucas*, from the Canadian Arctic and the St. Lawrence estuary. In T. G. Smith, D. J. St. Aubin, & J. R. Geraci (Eds.), *Advances in Research on the Beluga Whale, Delphinapterus leucas* (Vol. 224, pp. 91-206). Department of Fisheries and Oceans. <https://waves-vagues.dfo-mpo.gc.ca/library-bibliotheque/119072.pdf>
- Weijns, L., Durtu, A. C., Das, K., Gheorghe, A., Reijnders, P. J., Neels, H., Blust, R., & Covaci, A. (2009). Inter-species differences for polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in marine top predators from the Southern North Sea: Part 1. Accumulation patterns in harbour seals and harbour porpoises. *Environ Pollut*, 157(2), 437-444. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.09.024>
- Weijns, L., Vijayasarathy, S., Villa, C. A., Neugebauer, F., Meager, J. J., & Gaus, C. (2016). Screening of organic and metal contaminants in Australian humpback dolphins (*Sousa sahalensis*) inhabiting an urbanised embayment. *Chemosphere*, 151, 253-262. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.02.082>
- Wernicke, T., Abel, S., Escher, B. I., Koschorreck, J., Rudel, H., & Jahnke, A. (2022). Equilibrium sampling of suspended particulate matter as a universal proxy for fish and mussel monitoring. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 232, 113285. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113285>
- Williams, R. S., Brownlow, A., Baillie, A., Barber, J. L., Barnett, J., Davison, N. J., Deaville, R., Ten Doeschate, M., Penrose, R., Perkins, M., Williams, R., Jepson, P. D., Lyashevskaya, O., & Murphy, S. (2023). Evaluation of a marine mammal status and trends contaminants indicator for European waters. *Sci Total Environ*, 866, 161301. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161301>

Wise, J. P., Jr., Wise, J. T., Wise, C. F., Wise, S. S., Gianios, C., Jr., Xie, H., Thompson, W. D., Perkins, C., Falank, C., & Wise, J. P., Sr. (2014). Concentrations of the genotoxic metals, chromium and nickel, in whales, tar balls, oil slicks, and released oil from the gulf of Mexico in the immediate aftermath of the deepwater horizon oil crisis: is genotoxic metal exposure part of the deepwater horizon legacy? *Environ Sci Technol*, 48(5), 2997-3006.  
<https://doi.org/10.1021/es405079b>

Wolkers, H., Corkeron, P. J., Van Parijs, S. M., Simila, T., & Van Bavel, B. (2007). Accumulation and transfer of contaminants in killer whales (*Orcinus orca*) from Norway: indications for contaminant metabolism. *Environ Toxicol Chem*, 26(8), 1582-1590. <https://doi.org/10.1897/06-455r1.1>

Zhou, J. L., Salvador, S. M., Liu, Y. P., & Sequeira, M. (2001). Heavy metals in the tissues of common dolphins (*Delphinus delphis*) stranded on the Portuguese coast. *The Science of the Total Environment*, 273, 61-76.  
[https://doi.org/10.1016/s0048-9697\(00\)00844-5](https://doi.org/10.1016/s0048-9697(00)00844-5)

## A Anhang

### A.1 Sektionsprotokoll Kleinwale

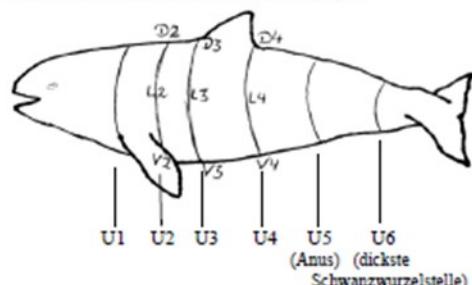
#### CETACEA – PROTOKOLBLATT      *Sektionsteam:*

PräpNr. .... Art ..... Gesamtlänge... cm  
 Funddatum ..... Präp.Dat. .... Gewicht... kg  
 Fundort ..... Geschlecht m w  
 Finder ..... Nr. .... NS  OS  Alter geschätzt:  neonat  
 Präparation:  frisch  tiefgekühlt Beifang:  ja  nein  juvenil  
 Verwesungsgrad  (1-5) TONNE  Genetik   adult  
 Magen, Musk., Fett

Speckdicken: D2-D4; L2-L4; V2-V4

Umfänge: U1-U6

Läsionen, Netzmarken oder Besonderheiten in die Skizze eintragen



#### Vorbericht

Fotos  
ja   
nein

Messstrecken: (1) ..... SchnSpitze - Einkerbung Fluke (= Gesamtlänge)

- (cm) (2) ..... SchnSpitze - hintere Kante d. Finne  
 (3) ..... SchnSpitze - vordere Kante d. Blasloches  
 (4) ..... SchnSpitze - vorderer Ansatzpunkt d. Flippers  
 (5) ..... Breite der Fluke  
 (6) ..... vorderer Ansatzpunkt d. Flippers - Spitze d. Flippers  
 (7) ..... SchnSpitze - Mundwinkel  
 (8) ..... SchnSpitze - Nabel  
 (9) ..... SchnSpitze - Mitte Genitalöffnung/Anus
- } Nur bei dänischen Tieren!

Umfänge	U1 .....	U4 .....	Speckdicken	D2 .....	D3 .....	D4 .....
(cm)	U2 .....	U5 .....	(mm)	L2 .....	L3 .....	L4 .....
	U3 .....	U6 .....	(ohne Haut)	V2 .....	V3 .....	V4 .....

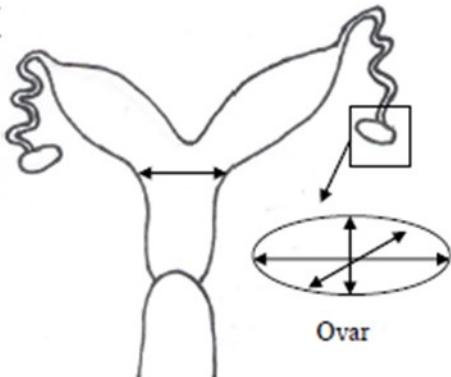
Hartteile Skelett  Teilskelett  Zahn  (Anzahl) DXA

Verbleib des Skeletts .....

**Organgewichte:** Herz (erst spülen!) ..... Milz ..... Fett .....  
                          (g) Leber ..... Gehirn ..... Muskulatur .....  
                          Nieren      li ..... re .....  
                          Nebenniere li ..... re .....  
                          Hoden mit NH li ..... re .....  
                          Hoden ohne NH li ..... re .....  
                          Ovarien     li ..... re .....

#### Vermessung Uterus/Ovarien//Hoden:

Ovar (re): L ..... B ..... H ..... [cm]  
Ovar (li): L ..... B ..... H ..... [cm]  
Uterus: ..... [cm] (Durchmesser; Übergang zur Teilung)  
Hoden + NH (re): L ..... B ..... H ..... [cm]  
Hoden + NH (li): L ..... B ..... H ..... [cm]  
Hoden (re): L ..... B ..... H ..... [cm]  
Hoden (li): L ..... B ..... H ..... [cm]



Ernährungszustand      gut       mäßig       schlecht

## Parasiten

Lunge      keine        
 Lokalisation: Bronchien      ggr.  mgr.  hgr.   
 Gefäße      ggr.  mgr.  hgr.

**Herz**      keine        
 Lokalisation:    re Vorhof    ggr.        mgr.        hgr.      
                   re Kammer    ggr.        mgr.        hgr.      
                   li Vorhof    ggr.        mgr.        hgr.      
                   li Kammer    ggr.        mgr.        hgr.

**Magen**    keine        
 Lokalisation:    1. Komp.    ggr.     mgr.     hgr.   
                   2. Komp.    ggr.     mgr.     hgr.   
                   4. Komp.    ggr.     mgr.     hgr.

Darm      keine        
 Lokalisation:    Amp duo      ggr.     mgr.     hgr.   
                   Darm      ggr.     mgr.     hgr.

Leber      keine            ggr.     mgr.     hgr.

**Ohren**      li      keine       ggr.       mgr.       hgr.   
 re      keine       ggr.       mgr.       hgr.

Haut      keine            ggr.     mgr.     hgr.

Müllfunde Nein  Ja  MD-Trakt untersucht  Lokalisation:  
EXTRA FOTOS Objekt:

## Notizen

## A.2 Probenprotokoll Kleinwale

### Probenentnahme Kleinwalmonitoring

Altersbestimmung (Kautexflasche mit H <sub>2</sub> O)	Virologie (Plastiktüte doppelt; -70°C)
Zähne (6 mittig aus Unterkiefer)	Lunge
	Milz
<b>Parasiten (70% Alkohol)</b>	eingefroren
Lunge	Leber
Magen	Niere
Darm	Darm (4 Lokalisationen)
Leber	DaLy
Ohren	Thymus
Herz	Waldeyer-Rachenring (Tonsille)
Haut	Gehirn (1/4)
	Blut (1x Serum, 1x Heparin)
<b>Histo (1x1cm, 1:10 Formalin 10%; blaue Kapseln)</b>	<b>Bakteriologie (Plastiktüte; -20°) Tupfer nie einfrieren!</b>
Zunge	Lunge
Waldeyer-Rachenring (Pv Tonsillen Bereich)	LuLy
RetroLy	Milz
Trachea	Leber
Oesophagus	Niere
Schilddrüse	Darm (4 Lokalisationen)
Thymus	DaLy
Zwerchfell	Tupfer
Lunge (von bd Luhälften je 1x cran, med, caud)	Blut (1x Serum, 1x Heparin)
LuLy	Gonaden (Uterus/Hoden)
Herz	Gehirn
Aorta	
Rete mirabile	<b>Toxikologie (2x 20-50gr; glänzendes Alu außen; -20°C)</b>
Leber (2x)	Leber (1x Tüte, 1x Alu)
Pankreas	Niere (1x Tüte, 1x Alu)
Magen	Muskulatur (hinter Finne; 1x Tüte, 1x Alu)
Milz	Fett (hinter Finne; 1x Tüte, 1x Alu)
Niere (bds)	Blut (1x Serum)
N-Niere bds	Milch (mind. 10ml, Glasgefäß)
Darm (4 Lokalisationen)	
DaLy	<b>Genetik (Plastiktüte; -20°C)</b>
Harnblase	Haut (mögl. wenig Fett)
Reproduktion ges. [in sep. Gefäß]	
Milchdrüse	<b>Ohrenprojekt</b>
akkzess. Geschlechtsdrüsen (2 Lokalisationen)	bd Ohrenknochen (10% Formalin)
Muskulatur	Tupfer re+li (N. auricularis, Mittelohr vorn u. hinten)
Fett	schmale Tupfer verwenden
Haut	
Gehirn [sep. Gefäß 1:20]	<b>Meeresmüll</b>
Hypophyse	
Rückenmark	<b>Sonstiges (Plastiktüte, -20°C)</b>
Knochenmark (Sternum)	3x Leber (in 1 Tüte)
Auge (li)	3x Niere (in 1 Tüte)
Akustisches Fett Unterkiefer	3x Lunge (in 1 Tüte)
Melone	3x Fett (in 1 Tüte)
Luftsack (dorsaler LS, schwarze Mukosa)	3x Muskulatur (in 1 Tüte)
	Blut
<b>Nahrungsanalyse (Plastiktüte; -20°C)</b>	Auge (re)
Mageninhalt	
Fett	
Muskulatur	