



VALG AF MATRICER I DEN MARINE NOVANA OVERVÅGNING AF MILJØFARLIGE FORURENENDE STOFFER

Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 371

2026



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

VALG AF MATRICER I DEN MARINE NOVANA OVERVÅGNING AF MILJØFARLIGE FORURENENDE STOFFER

Teknisk rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 371

2026

Pia Lassen¹
Martin M. Larsen²
Kim Gustavson²
Jakob Strand²
Patrik Fauser¹

¹Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab

²Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Teknisk rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 371
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Valg af matricer i den marine NOVANA overvågning af miljøfarlige forurenende stoffer
Forfattere:	Pia Lassen, Martin M. Larsen, Kim Gustavson, Jakob Strand, Patrik Fauser
Institutioner:	Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab og Institut for Ecoscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	marts 2026
Redaktion afsluttet:	marts 2026
Faglig kommentering:	Hans Sanderson
Kvalitetssikring, DCE:	Iben Boutrup Kongsfelt
Sproglig kvalitetssikring:	Hans Sanderson
Ekstern kommentering:	SGAV. Kommentarerne findes her: https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Tekniske_rapporter_350-400/KommentarerTR/TR371_komm.pdf
Finansiel støtte:	Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø
Bedes citeret:	Lassen, P., Larsen, M.M., Gustavson, K., Strand, J., Fauser, P. 2025. Valg af matricer i den marine NOVANA overvågning af miljøfarlige forurenende stoffer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 75 s. - Teknisk rapport nr. 371. TR371.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	I det nuværende overvågningsprogram (NOVANA) overvåges en del af programmet for miljøfarlige forurenende stoffer (MFS) i fisk i de marine områder. I de seneste år har det i flere marine vandområder været et problem at fange tilstrækkelig stort antal fisk af de foretrukne arter, skrubber og ålekvabber. Rapporten gennemgår muligheder og problemstillinger for anvendelse af andre matricer end skrubbe og ålekvabbe, samt hvad det vil betyde for fastlæggelse af nye kvalitetskriterier, hvis der anvendes organismer på forskellige trofiske niveauer.
Emneord:	NOVANA, miljøfarlige forurenende stoffer, marine fisk, alternative matricer
Layout:	Majbritt Pedersen-Ulrich
Foto forside:	Jacob Strand
ISBN:	978-87-7648-036-3
ISSN (elektronisk):	2244-999X
Sideantal: I	75

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
Summary	8
1 Indledning	10
2 Grundtanker for fastsættelse af MKK i forhold til TGD'en og muligheder for tilpasning af valg af matrice	11
2.1 Gennemgang af fremgangsmåde for biota	11
2.2 Betydning af trofiske niveauer for skalering af MKK	12
2.3 Mulighed fastlæggelse af sedimentkriterier	15
3 Matricer til overvågning, styrke og svagheder	16
3.1 Vand	16
3.2 Biota (fisk, muslinger, krabber)	18
3.3 Sediment	19
4 Matricer/Taxoner der kan anvendes til de prioriterede stoffer	20
4.1 Eksisterende data, sammenligning af forskellige matricer	20
4.2 Gennemgang af mulige fiskearter til overvågning for MFS	27
4.3 Muslinger	32
4.4 Sediment	33
4.5 Vand	34
5 Miljøkvalitetskrav og kvalitetskriterier for ved anvendelse af anden matrice	36
5.1 Kviksølv	36
5.2 PCB'er og chlorerede pesticider	37
5.3 Bromerede flammehæmmere	38
5.4 Dioxiner, furaner og WHO-TEQ PCB'er	39
5.5 Perfluorerede stoffer	39
5.6 Opsummering af konklusioner	40
5.7 Andre stoffer der overvåges i biota i det marine program	41
6 Krav til dokumentation ved skift af matrice fra fisk	43
7 Gennemgang af forslag til matriceændring	46
7.1 Kviksølv	46
7.2 PCB'er og chlorerede pesticider	46
7.3 Bromerede flammehæmmere	47
7.4 Dioxiner og furaner	47
7.5 Perfluorerede stoffer	47
7.6 Alternative fiskearter	48
8 Konklusioner	50

9	Referencer	52
	Bilag 1-Stofliste og detektionsgrænser i de forskellige matricer	55
	Bilag 2 Miljøkvalitetskrav og kvalitetskriterier	57
	Bilag 3 Detektionsevne pr parameter for fisk, lever og muskel i NOVANA	62
	Bilag 4 Detektionsevne pr parameter for muslinger i NOVANA	70
	Bilag 5 Detektionsevne pr parameter for sediment i NOVANA	74

Forord

I det nuværende overvågningsprogram (NOVANA) overvåges der i de marine områder for miljøfarlige forurenende stoffer (MFS) i biota (fisk og muslinger) og i sediment med hver sin parameterliste. Muslingerne analyseres for metaller, PAH og TBT, sedimenterne for phenoler og phthalater mens de fleste organiske forureninger og kviksølv analyseres i fisk: Perfluorerede stoffer (PFAS), bromerede flammehæmmere (BDE), chlorerede biphenyler (PCB), chlorerede pesticider og dioxin/furaner. I de seneste år har det i flere vandområder været et problem at fange et tilstrækkelig stort antal fisk af de foretrukne arter skrubber og ålekvabber. Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø (SGAV) har derfor ønsket en gennemgang af mulighederne for at anvende anden matrice/et andet taxon i stedet for fisk. Rapporten belyser en række problemstillinger ved anvendelse af andre matricer end skrubbe og ålekvabbe, samt hvad det vil betyde for fastlæggelse af nye kvalitetskriterier, hvis der anvendes organismer på forskellige trofiske niveauer. Anvendeligheden af alternativer til de nuværende fiskearter som muslinger, strandkrabbe eller andre fiskearter i overvågning af miljøfarlige forurenende stoffer i det marine overvågningsprogram gennemgås, ligesom den mulige anvendelse af abiotiske matricer som vand og sediment undersøges.

Sammenfatning

I de seneste år har det i flere marine vandområder været et problem at fange et tilstrækkelig stort antal fisk under MFS delprogrammet for NOVANA. Rapporten gennemgår muligheder for at skifte overvågningen til en anden matrice eller overvågningsart med fokus på de stoffer, der pt overvåges i marine fisk.

På nuværende tidspunkt monitoreres følgende stofgrupper i marine fisk: Kviksølv, PCB'er og chlorerede pesticider, bromerede flammehæmmere, dioxiner/furaner og perfluorerede stoffer (PFAS). Alle disse stoffer er i højere eller mindre grad i stand til at biokoncentrere, bioakkumulere og/eller biomagnificere.

Et vigtigt kriterie i forbindelse med et eventuelt skift af matrice er, at det skal være muligt at vurdere om eventuelle miljøkvalitetskrav/kvalitetskriterier er overholdt. Rapporten har derfor en gennemgang af metoderne for fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet samt de udfordringer, der vil opstå, hvis man vælger en overvågningsart på lavere trofisk niveau end det oprindelige i EU's EQS Technical Guidance Document (TGD) No. 27 (version 2018) (EU 2018) for at sikre det samme beskyttelsesniveau. Tilsvarende er de udfordringer, der er ved fastlæggelse af sediment krav, beskrevet.

Rapporten har en generel gennemgang af de forskellige mulige matricer, som kan anvendes til overvågning med gennemgang af deres fordele og ulemper. På baggrund af dette gennemgås de muligheder, der er for de pågældende stofgrupper for skift af matrice eller taxa, dvs. anden art af fisk, muslinger og krabber samt sediment. Vandprøver vurderes generelt ikke anvendelige til de chlorerede og bromerede forbindelser, dels på grund af stoffernes lave vandopløselighed og dermed meget lave koncentrationer, hvilket kræver store vandmængder til analyserne, hvis det overhovedet er muligt at opnå relevante detektionsgrænser. Endvidere vil målinger af havvand, især i indre danske farvande som bælthavet, give stor variation afhængig af strømretning, da det enten er Østersø- eller Kattegat vand, der måles på, med store forskelle i både salinitet og forventet indhold af MFS. In situ opkoncentrering i passive samplere, der samtidig fungerer som tidsintegrerende prøvetagning over 14 dage til en måned, gennemgås som en mulighed for mere robuste målinger i vandfasen.

Et af formålene med rapporten er at vurdere, om de pågældende stoffer overhovedet er relevante at måle i mulige andre matricer. Derfor er data for matricerne fisk, muslinger og sediment fra Danmarks Miljøportal gennemgået i perioden 1998-2023 mht. fundprocenter og detektionsgrænser. Værdier for muslinger og sediment er derefter sammenlignet med værdier i fisk. Der er også inddraget data fra tidligere projekt, som omhandlede sammenligning mellem krabber og fisk mht. fundprocent og koncentrationsniveauer (Larsen et al. 2023). For PCB'er, chlorerede pesticider og dioxiner/furaner er fundprocenter for muslinger, krabber og sediment på niveau eller højere sammenlignet med fund i fiskemuskel. For kviksølv er fundprocenten det samme for sediment og fiskemuskel men lavere for musling. For bromerede flammehæmmere er fundprocenten højere for musling end for fiskemuskel, men lavere for krabber og sediment. For PFAS er der ingen data for sediment og kun

meget få data for muslinger og krabber, hvilket umuliggør en kvalitativ og kvantitativ sammenligning mellem matricerne.

Vi har gennemgået, om der findes alternative fiskearter, som kunne anvendes i NOVANA. Overordnet er konklusionen, at de arter, der allerede indgår i NOVANA, er de mest velegnede. Af andre muligheder er sortmundet kutling en mulighed, den indgår allerede i de tekniske anvisninger som alternativ til ålekvabber. Herudover kan der anvendes ising i åbne farvande, eller andre fiskearter der er anbefalet og anvendes i HELCOM og OSPAR regi, eksempelvis sild. Ulk kunne også være et alternativ, den anvendes i AMAP, men det bør undersøges, om den er tilstrækkelig udbredt til at kunne indgå i overvågningsprogrammet.

På baggrund af de opnåelige detektionsgrænser er nuværende miljøkvalitetskrav og kvalitetskriterier gennemgået og vurderet i forhold til skift af matrice, samt det er angivet, hvilke kvalitetskriterier det vil være nødvendigt at udvikle eller tilpasse. Vi har også gennemgået de nye forslag til ændrede miljøkvalitetskrav, der ligger fra EU indenfor de stofgrupper, der overvåges i marine fisk under MFS delprogrammet i NOVANA. Generelt giver specielt de nye forslag fra EU Kommissionen udfordringer i forhold til at skifte til anden overvågningsart på lavere trofisk niveau, og samtidig opretholde samme beskyttelsesniveau.

Sediment vurderer vi generelt problematisk at anvende som alternativ matrice til fisk, grundet at det er svært/umuligt at etablere tidstrends, samt at det kan vise sig meget omfattende eller umuligt at beregne sediment kvalitetskriterier som giver samme beskyttelsesniveau.

Tages der udgangspunkt i de kommende miljøkvalitetskrav fra EU med fokus på at opretholde nogenlunde samme beskyttelsesniveau, kan kviksølv, PCB og chlorerede pesticider overvåges i krabber, men sandsynligvis også muslinger. For PCB kræver det dog forbedrede detektionsgrænser. Dioxiner/furaner/WHO PCB, bromerede flammehæmmere og PFAS bør fortsat overvåges i fisk.

Summary

In recent years, several marine water areas have faced challenges in catching enough fish under the environmental hazardous pollutants (MFS) subprogram for NOVANA. This report explores the possibilities of using another matrix or monitoring species for the program, focusing on the compounds currently monitored in fish.

Currently, the following compound groups are monitored in marine fish: mercury, PCB's, chlorinated pesticides, brominated flame retardants, dioxins/furans, and perfluorinated compounds (PFAS). All these compounds are to higher or lesser extent able to bioconcentrate, bioaccumulate or biomagnify to varying degrees.

An important criterion for a potential matrix shift is the ability to assess whether environmental quality standards are met. Therefore, the report describes the methods for setting environmental quality standards for the water environment and the challenges that arise if a monitoring species at a lower trophic level than the original in EU's EQS Technical Guidance Document (TGD) No. 27 (version 2018) (EU 2018) is chosen to secure the same level of protection. Similarly, the challenges in setting sediment requirements are described.

The report provides a general review of the various possible matrices that can be used for monitoring, along with their advantages and disadvantages. Based on this, the possibilities for the relevant compound groups to switch matrices or taxa are reviewed, i.e., different fish species, mussels, crabs, and sediment. Water samples are generally not considered usable in this context. Passive samplers are reviewed as an option giving both in situ preconcentration and time-averaged concentrations of the water-phase.

One of the purposes of the report is to evaluate possibility to measure in other matrices than fish. Data for matrices fish, mussels, and sediment from Danmarks Miljøportal from 1998-2023 are reviewed in terms of detection rates and detection limits. The data for mussels and sediments are compared with data for fish. Additionally, data from a previous project comparing crabs and fish with respect to concentrations and detection rates are included (Larsen et al. 2023). For PCB's, chlorinated pesticides, dioxins/furans, detection rates for mussels, crabs, and sediment are at the same level or higher compared to fish muscle. For mercury, the detection rate is the same for sediment and fish muscle but lower for mussels. For brominated flame retardants, the detection rate is higher for mussels than for fish muscle but lower for crabs and sediment. For PFAS, there is no data for sediment and very little data for mussels, so it is not possible to do a qualitative and quantitative evaluation between the matrices.

Alternative fish species that could be used in NOVANA are reviewed. Overall, the conclusion is not surprising: the species already included in NOVANA are the most suitable. Other possibilities include the black goby, which is already included in the technical guidelines as alternative to eelpouts, and the dab in open waters, or other fish species that are recommended and used in the HELCOM and OSPAR regions (e.g. herring). The shorthorn sculpin could also be an alternative, which is used in the AMAP area, but it should be

investigated whether it is sufficiently widespread to be included in the monitoring program.

Based on achievable detection limits, current environmental quality requirements and criteria are reviewed and assessed in relation to matrix shifts, and the necessary environmental quality requirements to be developed or adjusted are indicated. The proposals from the EU for upcoming environmental quality requirements for the compounds monitored in marine fish under MFS subprogram of NOVANA are also reviewed. Generally, the new proposals from the EU Commission pose challenges in switching to another monitoring species at a lower trophic level while maintaining the same level of protection.

Sediment is generally considered problematic as an alternative matrix to fish due to the difficulty/impossibility of establishing time trends and the extensive or impossible task of calculating sediment quality criteria that provide the same level of protection.

Based on the upcoming environmental quality EU requirements with the focus on maintaining the approximately same protection level, mercury, PCB's, and chlorinated pesticides can be monitored in crabs, but likely also in mussels. For PCB's, improved detection limits are required. Dioxins/furans/WHO PCB's, brominated flame retardants, and PFAS should continue to be monitored in fish.

1 Indledning

I det nuværende marine del af delprogrammet miljøfarlige forurenende stoffer (MFS) under NOVANA bliver en del af stofferne monitoreret i fisk, og der er i stigende omfang vandområder, hvor det på nuværende tidspunkt ikke er muligt at indsamle fisk, som lever op til kravene i de tekniske anvisninger. Denne rapport gennemgår muligheder og problemstillinger for skift til anden matrice end fisk.

Et vigtigt kriterie i forbindelse med et eventuelt skift af matrice er, at det skal være muligt at vurdere om eventuelle miljøkvalitetskrav/kvalitetskriterier er overholdt. Rapporten har derfor en gennemgang af metoderne for fastsættelse af kvalitetskriterier for vandmiljøet, herunder hvordan disse beregnes på forskellige trofiske niveauer. Der gennemgås også de udfordringer, der vil opstå, hvis man vælger en overvågningsart på lavere trofisk niveau og fortsat skal opnå det samme beskyttelsesniveau. De udfordringer, der er kan opstå ved fastlæggelse af kvalitetskriterier for sediment, er ligeledes beskrevet.

På nuværende tidspunkt bliver følgende stofgrupper målt i fisk: Kviksølv (Hg), bromerede flammehæmmere (BDE og HBCDD), polychlorerede biphenyler (PCB), chlorerede pesticider, dioxiner/furaner samt perfluorerede stoffer (PFAS). Alle disse stoffer er i højere eller mindre grad bioakkumulerende eller biomagnificerende. For en liste over stofferne, se bilag 1. Rapporten gennemgår de forskellige mulige matricer, som kan anvendes til overvågning med deres fordele og ulemper relateret til ovennævnte stofgrupper.

De muligheder, der vil være for skift af matrice, vil være anden art af fisk, muslinger og krabber samt sediment. Vandprøver vurderes generelt ikke anvendelige i denne sammenhæng, men passive samplers gennemgås som en mulighed.

For at kunne vurdere om de pågældende stoffer overhovedet er relevante at måle i andre matricer, er tilgængelige overvågningsdata gennemgået. Data for matricerne fisk, muslinger og sediment er hentet fra Danmarks Miljøportal i perioden 1998-2023 og gennemgået for fundprocent og detektionsgrænser. Data for muslinger og sediment er efterfølgende sammenlignet med fisk. Endvidere er inddraget data fra et tidligere projekt ved sammenligning af krabber og fisk. Det er også gennemgået, om der er alternative fiskearter, som kunne anvendes i NOVANA.

På baggrund af de opnåelige detektionsgrænser er nuværende miljøkvalitetskrav og kvalitetskriterier gennemgået og vurderet i forhold til skift af matrice, og det er angivet hvilke kvalitetskriterier, det vil være nødvendigt at udvikle. Der er også gennemgået de forslag, der ligger fra EU til kommende miljøkvalitetskrav.

På baggrund af de ovenstående gennemgange, er der til sidst lavet en opsamling med mulige anbefalinger til et matriceskift, samt angivelse hvad der kræves af tiltag ved et skift af matrice.

2 Grundtanker for fastsættelse af MKK i forhold til TGD'en og muligheder for tilpasning af valg af matrice

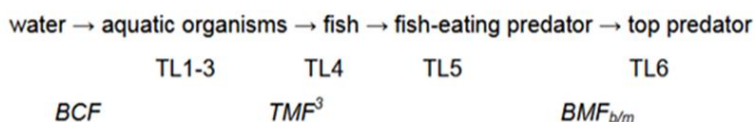
2.1 Gennemgang af fremgangsmåde for biota

De mulige metoder til fastsættelse af biotakvalitetskriterier er gennemgået med henblik på beskyttelse af mennesker mod indtag af kemikalie kontamineret føde, herunder fisk, bløddyr og skaldyr (HKK, mg/kg biota), samt beskyttelse af topprædatorer mod sekundær forgiftning af kemikalier via fødeindtag ($BKK_{\text{sek.forgiftn.}}$, mg/kg hel føde (våd vægt)). Gennemgang af biotakvalitetskriterierne vil tage udgangspunkt i EU's EQS Technical Guidance Document (TGD) No. 27 (version 2018) (EU 2018). I nedenstående ligninger anvendes betegnelsen EQS for miljøkvalitetskrav, som svarer til det danske MKK.

Som udgangspunkt kan det ikke forventes, at et biotakvalitetskriterium for human konsum automatisk vil beskytte toppredatorer, eller vice-versa.

Biotakvalitetskriterierne kan baseres på en specifik art eller en gruppe af arter, en surrogatmatrix for en given art (f.eks. æg) eller en bestemt fødeemne-gruppe fra f.eks. marine økosystemer. I henhold til TGD prioriteres arter, der fungerer som byttedyr eller føderessourcer i økosystemet.

Følgende skematiske beskrivelse af *marine* fødekæder er anvendt til at fastlægge biotakvalitetskriterier i henhold til EU's TGD, se figur 2.1.



Figur 2.1. Skematisk beskrivelse af marine fødekæder. For hvert trofisk niveau (TL) man går op, skal der multipliceres med en af parametrene. Fra vand til akvatisk organisme f.eks. alge (BCF), fra akvatisk organisme f.eks. alge til fisk TL4 (TMF^3), fra fisk TL4 til topprædatorer ($BMF_{b/m}$). TMF: Trofisk magnifikationsfaktor. $BMF_{b/m}$: Biomagnifikationsfaktor.

Primærkonsumenter, der befinder sig på trofisk niveau 2 (TL2) såsom musling, betragtes ofte som et referencepunkt i trofisk magnifikation i både ferskvands- og det marine akvatiske fødenet.

Biota på et højere trofisk niveau end musling (TL2), f.eks. fisk (TL4), vil have en energinormaliseret koncentration af stoffet, der er højere end i muslinger med en faktor svarende til den trofiske magnifikationsfaktor (TMF) opløftet i tredje potens.

I det marine miljø bør endnu et trin i fødekæden tages i betragtning, i forhold til ferskvand, for at inkludere marine topprædatorer, der lever af fiskespisende pattedyr og fugle. Koncentrationen i disse pattedyr og fugle kan beregnes ud fra den energinormaliserede koncentration i muslinger eller andre akvatiske organismer ved hjælp af en ekstra biomagnifikationsfaktor ($BMF_{b/m}$), dvs. en BMF for fugle og pattedyr.

Den energinormaliserede koncentration af et forurenende stof i fugle og pattedyr, ved en given koncentration i muslinger, vil kunne beregnes ud fra fødeemnets (fugle og pattedyr) energiindhold, samt af stoffets biomagnifikationsegenskaber gennem fødekæden, i henhold til EU's TGD:

$$C_{\text{energy normalized, b/m}} [\text{mg/kJ}] = \frac{C_{\text{muskel}} \cdot TMF^2 \cdot BMF_{\text{b/m}}}{\text{energy content}_{\text{dw, b/m}} \cdot (1 - \text{moisture fraction}_{\text{b/m}})} \cdot \frac{\text{lipid fraction}_{\text{b/m}}}{\text{lipid fraction}_{\text{muskel}}}$$

$$C_{\text{energy normalized, b/m}} [\text{mg/kJ}] = \frac{C_{\text{muskel}} \cdot TMF^2 \cdot BMF_{\text{b/m}}}{\text{energy content}_{\text{dw, b/m}} \cdot (1 - \text{moisture fraction}_{\text{muskel}})}$$

Ligning 2.1. Energinormaliserede koncentration baseret på biomagnifikationsegenskaber.

Når det toksikologiske endpoint findes, enten udtrykt som daglig dosis (mg/kg lgv/dag) eller som diæt koncentration (mg/kg vv), kan den energinormaliserede effektkoncentration ($C_{\text{energy normalized}}$, mg/kJ) bestemmes heraf, ved at følge hhv. metode A eller B i TGD'en.

Ud fra $C_{\text{energy normalized}}$ kan koncentrationen i forskellige fødeemner bestemmes af:

$$C_{\text{food item}} [\text{mg/kg}_{\text{ww}}] = C_{\text{energy normalized}} [\text{mg/kJ}] \cdot \text{energy content}_{\text{food item, dw}} \cdot (1 - \text{moisture fraction}_{\text{food item}})$$

$$= C_{\text{energy normalized}} [\text{mg/kJ}] \cdot \text{energy content}_{\text{food item, fw}}$$

Ligning 2.2. Beregning af den energinormaliserede koncentration.

Det kritiske fødeemne identificeres som den bytteart, der udgør den primære energikilde i føden og dermed den største potentielle eksponering for mennesker og topprædatorer. Det kritiske fødeemne i fødekæden har den højeste energinormaliserede koncentration ved en given vandkoncentration. Mennesker og topprædatorer, der indtager dette fødeemne, vil dermed blive eksponeret for den højeste koncentration af stoffet gennem deres kost. Det kritiske fødeemne afhænger af det relative forhold mellem stoffets koncentration i forskellige fødeemner og dermed af stoffets bioakkumulationsegenskaber gennem fødekæden.

Biotakvriteretskriteriet for topprædatorer kan nu beregnes ud fra den energinormaliserede koncentration i det kritiske fødeemne, som beskrevet i TGD'en.

2.2 Betydning af trofiske niveauer for skalering af MKK

I miljøovervågning og risikovurdering af biomagnificerende miljøfarlige forurenende stoffer spiller valget af indikatorarter en central rolle, når de anvendes til at vurdere koncentrationsniveauer af miljøfarlige forurenende stoffer, og dette skal sikre, at fastsatte miljøkvalitetskrav og kvalitetskriterier (MKK) overholdes. Som udgangspunkt er MKK for de biomagnificerende stoffer fastsat for fiskeart, der repræsenterer trofisk niveau 4 i de akvatiske fødekæder (EU, 2018). Der er dog flere af undtagelser for dette, når MKK i stedet er fastsat til beskyttelse af mennesker baseret på indtag af marine fødevarer, og hvor der i risikovurderingen ikke bliver skelnet ift. de lavere trofiske niveauer, herunder skaldyr som muslinger og krebsdyr.

Placeringen af indikatorarter på forskellige trofiske niveauer er afgørende for vurdering af stoffernes ophobning i fødekæden og dermed deres potentielle miljøeffekter. I henhold til EU TGD vil marine økosystemers fødekæde

udgøres af 6 overordnede trofiske niveauer, som afspejler deres placering i fødekæden.

Muslinger som blåmusling, som optager føde ved at filtrere primært mikroalger ud af vandsøjlen, er per definition placeret på trofisk niveau 2 (EU, 2011; 2018).

Ifølge Directive 2013/39/EU (EU 2018) kan alternative biota-taxoner anvendes til overvågning, så længe det samme beskyttelsesniveau opretholdes. Tilpasningen af MKK til muslinger kan foretages ved hjælp af følgende ligning:

$$EQS_{biota, x} = EQS_{biota} / TMF^{(4-TL(x))}$$

Ligning 2.3.

hvor TMF er trofisk magnifikationsfaktor. Yderligere justering kan kræves ved forskelle i lipidindhold mellem arter, da lipidindholdet i muslinger som udgangspunkt sættes til 1% og for fisk til 5% ved fastsættelse af MKK (EU, 2018).

Der er følgende muligheder for at skalere MKK (biota) fastsat for TL4 til et lavere trofisk niveau (fx muslinger, krabber og små fisk) på TL2 og TL3 og stadig opretholde samme beskyttelsesniveau, som pt. også ligger til grund for de i dag fastsatte MKK (vand) for de pågældende stoffer.

I henhold til EU's TGD (EU 2003; EU 2018) kan dette foretages ved:

$$QS_{biota, mussel} = \frac{QS_{biota, fish}}{TMF^2} \cdot \frac{\text{lipid/dry weight fraction}_{mussel}}{\text{lipid/dry weight fraction}_{fish}}$$

More in general, e.g. for lower trophic level fish, this can be written as:

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

Ligning 2.4. Skalering af EQS til andet trofisk niveau.

Ved inddragelse af andre arter kan energiindholdet i de pågældende arter eventuelt også blive taget med i betragtning, hvis det vurderes relevant for de pågældende indikatorarter. Se ligning 2.2.

For at sikre korrekt sammenligning mellem muslinger og fisk er det essentielt at tage hensyn til biokoncentrationsfaktorer (BCF) og biomagnifikationsfaktorer (BMF). For fisk, der ophober miljøfarlige forurenende stoffer via føden, er BMF typisk højere end for muslinger, som optager stoffer direkte fra vandsøjlen via filtrering. Dette betyder, at muslinger kan give et undervurderet billede af stoffernes potentielle risiko for sekundær forgiftning hos toprovdyr.

Det trofiske niveau for forskellige fiskearter kan findes i www.fishbase.se. I Østersøområdet er arter, som er placeret på TL5 (toppredatorer): havørn, sæler og marsvin, og disse har ikke andre naturlige fjender end mennesker (Ojaveer et al. 2020). I Nordsø-området observeres af og til spækhuggere, som repræsentant for de allerøverste toppredatorer på TL6 (Tabel 2.1).

Tabel 2.1. Det trofiske niveau (TL) for udvalgte indikatorarter repræsentative for de marine fødekæder i danske farvande, input www.fishbase.se, Ojaveer et al. (2020), suppleret med spækhugger. I henhold til TGD bliver de første tre trofiske niveauer lagt sammen for de marine fødekæder.

TL1, TL2, TL3 (≤ 3,5)			TL4 (>3,5 - 4,5)	TL5 (>4.5 - 5,5)	TL6 > 5,5
Primære producenter	Primære konsumenter	Sekundære konsumenter bl.a. mindre fisk og krabber	Rovfisk	Fiskespisende toppredatorer, fugle og pattedyr	Top-top predatorer
Alger Vandplanter	Vandløpper Muslinger	Skrubbe / rødspætte Ålekvabbe Kutlinger Ørred Strandkrabber	Aborre Laks Torsk Ulk	Havørn gråsæl Marsvin	Spækhugger

Muslinger kan dog have begrænsninger som indikatorarter, da de ikke afspejler biomagnifikation på samme måde som fisk, som befinder sig højere i fødekæden. Dette betyder, at i følge ligningerne 2.2 og 2.4 bør MKK fastsat for muslinger justeres fra TL4 til TL2 for at sikre sammenlignelighed af beskyttelsesniveauet, der er fastsat for rovfisk på TL4.

Dertil skal nævnes, at der er en ekstrapolationsusikkerhed mellem arterne og vurdering af muligheden for at opnå samme beskyttelsesniveau ved anvendelse af indikatorarter fra lavere trofiske niveauer ved skift fra fisk til indikatorarter, som muslinger, på lavere trofisk niveau. For at sikre, at muslinger anvendes effektivt som indikatorarter, anbefales det at kombinere overvågningsdata med data fra højere trofiske niveauer, såsom fisk eller havpattedyr, for at få et mere nuanceret billede af forureningsbelastningen i økosystemet. Der kan også i praksis være naturlige variationer i akkumuleringsniveauer mellem arter indenfor samme trofiske niveau, enten på grund af forskellig levevis (fx sandmuslinger der lever nede i sedimentet mod blåmuslinger ovenpå, eller forskellige fiskearters evner til biotransformation) eller indenfor samme art på basis af alder, køn mv. Disse forskelle er dog ikke omfattet af den skematiske beskrivelse af fødekæderelationerne i TGD 27.

Det skal bemærkes, at de fiskearter, der hidtil fortrinsvist er anvendt som indikatorarter ifm. MFS overvågning af NOVANA programmet i det marine miljø, repræsenterer arter på TL3. Det bør derfor overvejes, om der bør tages højde for TL3-fiskearternes aktuelle trofiske niveau ved brug af MKK biota ifm. vurdering af miljøtilstand. Dette vil medføre en omregning af MKK ud fra fisk baseret på TL4.

For at give en ide om konsekvenserne ved skift i trofisk niveau har vi lavet et par estimerede regneeksempler for udvalgte stoffer i henhold til de beskrevne metoder fra TGD'en. Se tabel 2.2.

Tabel 2.2. Omregning fra fastlagt MKK (Miljø- og ligestillingsministeriet 2023) i fisk (TL4) til trofisk niveau 3 og 2

	MKK (biota)					Enhed
	Fastlagt MKK (TL4)	Beregnet på TL3 (små fisk) ud fra BMF	Beregnet TL3 (små fisk) ud fra energibetragtning	Beregnet TL2 (muslinger) ud fra BMF	Beregnet TL2 (muslinger) ud fra energibetragtning	
Sum BDE6 (BDE# 28, 47, 99, 100, 153 154)	0,0085	0,000425	0,000425	0,000017	0,000059	µg /kg vv
Kviksølv	20	13	13,3	9,5	0,33	µg /kg vv
PFOS	9,1	1,8	1,82	1,1	3,9	µg /kg vv
Sum DLC (WHO-TEQ)	0,0065	0,00065	0,00065	0,000013	0,000045	µg TEQ / kg VV
HBCDD	167	16,7	16,7	3,3	0,12	µg /kg vv

Det skal dog bemærkes at MKK for bla. sum DLC er fastsat til beskyttelse af mennesker baseret på indtag af marine fødevarer (både fisk og skaldyr), og hvor der i risikovurderingen ikke bliver skelnet ift. de lavere trofiske niveauer, herunder skaldyr som muslinger og krebsdyr. På den anden side, opnår man ikke samme beskyttelsesniveau ved at bruge samme MKK værdi til vurderinger af miljøtilstanden ud fra indholdet i muslinger sammenlignet med rovfisk, uden at der også inddrages en omregning der tager højde for det trofiske niveau.

De ændringer der sker, når man går fra den fastlagte MKK på TL4 niveau til TL3, skyldes division med BMF, da tørstof-, lipid- og energiindhold er identiske. Når man går fra TL3 til TL2, ændres MKK ud fra BMF samt ændringer i tørstof-, lipid- og energiindhold. Der er en tendens til, at energibetragtningerne er mindre beskyttende end trofisk niveau omregninger, når MKK omregnes mellem fisk på TL4 til muslinger på TL2. Det tyder på, at energibetragtningerne kan være mere relevante for MKK fastlæggelse for biota til human konsum end for beskyttelse af toppredatorer.

2.3 Mulighed fastlæggelse af sedimentkriterier

Der er pt ingen EU definerede sediment MKK værdier, og der findes ikke nogen generelt accepteret metode til fastsættelse af MKK værdier i sediment i forhold til vandbaserede eller biota baserede MKK. Generelt er sediment MKK'er kun gyldige for sedimentlevende biota (bentiske arter), hvorimod der for biota kan omregnes mellem biota og vandkoncentrationer. Der er dog 2 mulige fremgangsmåder ved fastlæggelsen af EQS-værdier for sediment: enten baseret på toksicitets data i sediment eller ligevægtsfordeling (EqP), som herefter kan justeres til en endelig MKK ved at inddrage felt/mesocosmos studier.

Mange stoffer opkoncentreres i sedimentet, så hvis der er risiko for, at stofferne påvirker de bentiske arter, bør der udvikles særlig MKK for sediment jævnfør TGD 27 (EU (2018)). Toksicitetsdata fra sedimentmetoden er den foretrukne, og EqP metoden giver en assessment faktor 10 for $K_{ow} > 5$, da den kun tager hensyn til udveksling med vand, og ikke fødeoptag. I 2018 udgaven af TGD 27 tages der ikke helt så meget forbehold for EqP metoden, som der blev i den oprindelige TGD 27 fra 2013.

3 Matricer til overvågning, styrke og svagheder

Overvågning for miljøfarlige forurenende stoffer i overfladevand foregår typisk i enten vand, biota (muslinger eller fisk) eller sediment som miljømatricer. Brug af planter, som tangplanter, som relevant miljømatrice, anvendes i praksis kun i forbindelse med overvågning af radionuklider i havmiljøet (Qiao, et al, 2025).

De vigtigste forskelle mellem at måle indholdet af stoffer i vandprøver, biota eller sediment er, hvilken form for eksponering/belastning, som de afspejler og hvilket tidsrum i belastningen de udtagne prøver repræsenterer.

Indholdet af stoffer i vand afspejler belastningen af organismerne i den pelagiske zone. Vandprøver udtaget vil typisk være som stikprøver, som giver et øjebliksbillede af koncentrationen i vandfasen på prøvetagningstidspunktet.

Indholdet af stoffer i biota afspejler belastningen af dyrene selv fra det omgivende miljø, og af de (top)predatorer, der spiser dem. Afhængigt af stoffer og valg af indikatorarter vil indholdet af stoffer i biota typisk repræsentere en biologisk tilgængelig koncentration for en tidsperiode for de fleste ikke-biomagnificerende og ikke-biomagnificerende stoffer. For biomagnificerende stoffer, der er meget persistente og ikke omsættes eller udskilles fra organismen og det væv, de sætter sig i repræsenterer indholdet en akkumuleret mængde igennem hele organismens levealder. For disse stoffer, kan der ske en lille reduktion i gydesæson via indhold i gonaderne (især æg) og for mæmmer, når ungerne dier, hvor selv biomagnificerbare stoffer overføres til ungerne. Derfor er det bedst fortrinsvis at anvende hanner til analyser.

Endelig er der sediment, hvor indholdet af stoffer, afspejler belastningen af organismerne i det benthiske samfund, og hvor eksponeringen af de benthiske organismer dels kan komme fra den opløste fraktion i porevandet og dels fra indtag af sedimentpartikler hos sedimentspisende bunddyr. Mange stoffer vil bindes til partikler og bundfældes, og her kan koncentrationen i sediments øverste lag afspejle et gennemsnit over år eller årtier, afhængig af sedimentationshastigheden på prøvetagningsstedet, hvis det er en sedimentationsbund og ikke en transportbund, hvor sedimentet ikke vil blive liggende, men flyttes videre til andre områder afhængig af strøm- og bølgeforhold.

Styrker og svagheder for de enkelte matricer samt fordele og ulemper gennemgås i det følgende afsnit.

3.1 Vand

Til brug for miljøvurderinger under Vandrammedirektivet og i den danske Bekendtgørelse for miljømål for vandmiljøet (Miljø- og ligestillingsministeriet 2023) er en lang række miljøkvalitetskrav kun fastlagt for vand som miljømatrice, og der er både et akut kvalitetskrav (Maksimumkoncentration), og et generelt kvalitetskrav, som er en gennemsnitsværdi. Det foreskriver, at der skal udtages prøver hen over året. For prioriterede stoffer foreskrives månedlige vandprøver i henhold til CIS guideline 19, §4.4 (CIS 2009) for at få data til at vurdere, om både årsgennemsnit og den årlige maksimumskoncentration overholder kravværdien. For ikke-prioriterede stoffer foreslås kvartalsvis

prøvetagning, men det noteres samtidig, at det kan være nødvendigt med hyppigere sampling for at sikre tilstrækkelig konfidens og præcision samt påvisning af lang-tids ændringer i koncentrationer, eller for at sikre dækning af årstidsvariable stofgrupper som pesticider.

Under MFS delprogrammet i NOVANA for de marine områder har de fleste parametre, der bliver overvåget, meget lav vandopløselighed (undtagen PFAS og metaller), så det kræver store mængder vand at opnå de krævede detektionsgrænser for at dokumentere opfyldelse af fastlagte miljøkvalitetskrav (typisk 10-100 liter for bromerede flammehæmmere, PCB og chlorerede pesticider, og op til 1000 liter for dioxiner), samtidig kan det betyde, at der skal udtages og analyseres prøver flere gange årligt med dertil øget udgift, sammenlignet med sediment og biota hvor der udtages en gang årligt.

For OSPAR og HELCOM er de foretrukne matricer til brug for miljøvurderinger af miljøfarlige forurenende stoffer biota og sediment, kun enkelte lande (f.eks. Tyskland) inddrages målinger af udvalgte stoffer i vandfasen i deres nationale overvågningsprogram. I Østersøen er der flere HELCOM lande, der måler i vandfasen, og dermed er der også flere vandfase-MKK, som prioriterede indikatorer i HELCOMs holistiske vurderings rapport (HELCOM, 2018). Det er typisk i områder, der er mere stabile mht. saltholdighed end i det Danske Bælthav.

For de indre danske farvande er der desuden det forhold, at miljømålinger foretaget på vandmatricen kan være betydelig fluktuerende og ikke nødvendigvis afspejle den lokale belastning i prøvetagningsområdet. Indholdet af MFS i overfladevand vil være meget afhængig af vind- og strømforhold i bl.a. Bælthavet og Øresund. Eksempelvis vil østenvind ofte give prøver som består fortrinsvis af Østersøvand, og vestenvind fortrinsvis vand fra Kattegat.

Vandprøver kan suppleres med passive samplere, som kan opsamle stoffer fra vandfasen via passiv diffusion over en længere periode, typisk 3-4 uger. Analyseresultaterne fra de passive samplere kan sammenlignes med det generelle miljøkvalitetskrav for overfladevand. Passive samplers giver en tidsintegreret gennemsnitskoncentration af det målte miljøfarlige forurenende stof. Passive samplere måler primært stoffer opløst i vandfasen. For PFAS og metaller findes der en type passive samplere (DGT'ere), som har et filter påmonteret, som yderligere sikrer, at kun den opløste fraktion måles. For metallerne er dette velegnet til vurdering af miljøtilstanden, da MKK værdierne er fastsat for opløst fraktion, men for de organiske stoffer er det typisk total indholdet, der skal måles, så det er nødvendigt, at en partikulær fraktion bliver opsamlet i samme periode, som samplerne er eksponeret, for at finde totalindholdet.

For de fleste organiske stoffer (PAH, PCB, BDE og dioxiner), hvor der skal måles total indhold, dvs. både opløst og partikelbunden koncentration af stofferne, vil langt den største del være partikelbunden (høj K_{ow}), og derfor vil passive samplere, der fortrinsvis eller kun måler på opløst fraktion, ikke være relevante, hvorimod vandopløselige stoffer som PFAS, lægemidler og mange pesticider vil kunne måles med passive samplere, så længe der kan omregnes fra indhold i de passive samplere til en vandkoncentration. Passive samplere er yderligere beskrevet under afsnit 4.5.

CIS guideline 19 (CIS 2009) beskriver anvendelsen af tids- eller flowproportional sampling over dage eller uger som en metode til vandprøvetagning, og passive samplere er nævnt i afsnit 7.2 (CIS 2009) som komplementære

metoder for både kontrol- og operationel overvågning. Der findes i dag standarder for anvendelse af passive samplere af typen Diffusion Gradients in Thin films (DGT). For de mindre PFAS'er og metaller kan det argumenteres, at det er den vandopløselige fraktion, der udgør belastningen i de kystnære områder, og at det dermed er målingen af opløst fraktion, der giver bedst mening for vandrammedirektiv overvågning. For metaller er der gennemført et EU-projekt MONITOOL (1997-2023: monitoolproject.eu) om anvendelsen af DGT'er, hvor der blev udviklet EQS værdier for DGT-samplere (Amouroux et al 2023). For nærmere beskrivelse af DGT'erne se afsnit 4.5. I OSPAR er der udført flere eksperimenter for at udvikle metoder til anvendelse af silikone membraner (f.eks. Larsen et al 2009) til organiske stoffer med højt K_{ow} , men denne type passive samplere opsamler fortrinsvis opløst fraktion, så der skal i princippet også måles på den partikulære fraktion for at få total koncentrationer i vandfasen. Der har været nogen diskussion vedrørende om, der er videnskabeligt belæg for, at det er total koncentration, der bør overvåges for organiske forureninger i vandfasen bl.a. i Booij et al (2016).

3.2 Biota (fisk, muslinger, krabber)

For en række stoffer er der fastlagt miljøkvalitetskrav/kvalitetskriterier (MKK) i biota, enten på basis af beskyttelse af toprovdyr eller mennesker ved indtag af marine skaldyr og fisk. De fleste biota MKK-værdier er fastlagt for indholdet af disse stoffer i fisk, bortset fra PAH'erne som er fastlagt for muslinger.

Fordelen ved at måle i biota er, at det sikrer, at det er den bioakkumulerbare/biomagnificerbare fraktion, der måles på. Ulempen er, at optaget kan variere afhængig af en række faktorer af både biologiske og fysisk-kemiske forhold, såsom indikatorartens placering i fødekæden/fødenettet, organismens alder, fødetilgængelighed, sæson og salinitet, og endelig om de ønskede arter overhovedet forefindes på de steder, man ønsker at prøvetage dem. Længerevarende iltsvind vil reducere forekomsten af de fleste arter ved at slå dem ihjel eller få dem til at forlade et område, og fødegrundlaget for en tilbagevenden af fisk til et bestemt vandområde kan være fjernet pga. iltsvind. Muslinger kan overleve iltsvind i kortere perioder, krabber og fisk kan flytte sig fra området og vende tilbage, når iltsvindet er overstået, forudsat der er fødegrundlag.

Optaget i forskellige fiskearter kan være forskelligt, især afhængig af arternes fedt indhold i lever og muskel, og om stofferne nedbrydes, udskilles eller opkoncentreres i leveren. Nedbrydning og udskillelse giver underrepræsentation og opkoncentrering giver en overrepræsentation af et stof. For miljøkvalitetskrav baseret på toprovdyr er værdien baseret på hele organismer (fisk), hvorimod det for human baserede miljøkvalitetskrav oftest er baseret på indholdet i musklen. I det nuværende marine program er det BDE, PCB og chlorerede pesticider samt dioxiner/furaner, der måles i fiskemuskel, hvorimod PFAS måles i leveren for at sikre detektion. Tidligere blev flere af ovennævnte stoffer også målt i leveren, da den har højere fedtindhold med højere koncentrationer som resultat. Kviksølv måles i musklen, hvor koncentrationen også normalt er højest.

Der er lavet en del projekter med fokus på omregning for kviksølv, PFAS og HBCDD mellem muskel/lever og hele fisk i de seneste år for at kunne omregne mellem humant indtag (muskel) og toppredator baserede miljø-

kvalitetskrav (hele fisk). På baggrund af disse studier er fastlagt omregningsfaktorer mellem muskel, lever og helt fisk for disse stoffer.

Mht. organotin forbindelser og PAH'erne måles disse i muslinger, som ikke er så effektive til at nedbryde stofferne eller udskille dem. Desuden vurderes det, at den primære risiko er for dyr på lavere trofiske niveau i den marine fødekæde, eller for mennesker der indtager muslinger som konsum. Ligeledes foretrækkes det, at andre metaller end kviksølv primært bliver målt i muslinger.

3.3 Sediment

For sediment udtages den øverste 1-2 cm normalt til analyse. I nogle områder med høj sedimentation kan dette svare til et års bundfældet materiale, men for andre steder som i Nordsøen og Bælthavet, hvor det er mere sandbund, er der stort set ingen sedimentation, og derfor kan der falde en mm eller mindre pr år, så en sedimentprøve disse steder på en cm vil repræsentere de sidste 10 år.

For sedimentprøver kan der i stedet for overfladesediment udtages bore kerneprøver, som kan dateres med bly-210 teknik og dermed give en retrospektiv tidstrend, men det kræver velsorterede kerner, hvilket kun forekommer i områder uden ret meget bundfauna, der roder rundt i lagdelingen ved sedimentation, typisk områder med tilbagevendende iltsvind. Fordelen her er, at man ved, hvilke år de enkelte del-lag repræsenterer.

De fleste af de organiske stoffer, der indgår i det marine delprogram, vil kunne opkoncentreres i sedimentet, især hvis der er højt glødetab/total organisk carbon, som anvendes som normalisator for de organiske stoffer i sediment.

4 Matricer/Taxoner der kan anvendes til de prioriterede stoffer

4.1 Eksisterende data, sammenligning af forskellige matricer

Overvågning af miljøfarlige forurenende stoffer (MFS) i NOVANA programmet har varieret over tid. Dette er bla. beskrevet i NOVANA MFS rapporten for 2023 (Lassen et al, 2024). I det marine delprogram er overvågning i biota fra 1998-2003 kørt med triplikat analyser på få stationer af metaller, PCB, TBT og dioxin. Fra 2004 til 2016 er der færre stationer med replikater, men større geografisk dækning (flere stationer), og i 2004 kom de bromerede flammehæmmere med. Fra 2011 blev PFAS i fiskelever tilføjet. I 2016 skiftede matricen for analysen af en række af de organiske miljøfarlige forurenende stoffer fra muslinger og fiskelever til at blive analyseret i fiskemuskel. Metaller måles ikke rutinemæssigt i fiskelever fra 2016 og analyseres nu kun i muslinger.

Ud fra de prøver, der gennem årene er målt, er det muligt at give et bud på, hvilke stoffer, der kan detekteres i hhv. fiskelever og -muskel og muslingebløddede samt sediment. Resultaterne for de enkelte grupper er vist i tabel 4.1 til 4.4 for de stoffer, der pt måles i fisk under NOVANA. I bilag 3 og 4 er alle resultater for fisk og muslinger fra 1998-2023 fra Danmarks Miljøportal gennemgået alfabetisk for detekterbarhed i de enkelte matricer, de har været målt i. I bilag 5 er data for sediment oplistet. Opmærksomhed skal dog henledes på, at detektionsgrænserne kan variere over tid, og mellem de laboratorier der har været anvendt i NOVANA perioden. For de fleste stoffer er detektionsgrænsen i 2023 dog mindst den samme eller bedre (lavere) i forhold til ældre data, så der kan være bedre detekterbarhed i dag for nogle kombinationer af parametre og organer, især hvis der skiftes til muslinger, i hvilke måling af mange af stofferne kun blev udført i starten af NOVANA perioden.

For stofgrupper, hvor der regnes på sumværdier, anvendes generelt 0 for analyseresultater mindre end detektionsgrænsen (<DL) i summen, hvilket betyder, at en højere detektionsgrænse kan føre til lavere sumværdier, især hvis MKK ligger tæt på DL for enkeltstoffer (fx BDE6 summen). For nogle summer som dioxiner/furaner, hvor der anvendes WHO-TEQ beregning, er TEQ faktoren for mange stoffer meget lav (0,001) så her er detektionsgrænse problemet ikke så stort for de stoffer, der skal ganges med værdier TEQ faktorer < 1 i forbindelse med fastlæggelse af en sum. For den foreslåede sum af 24 PFAS er der 7 stoffer med en "relativ potency" (risiko) faktor >1 (RPF = 2 til 10), hvor en for høj detektionsgrænse kan give en falsk for lav sum. Der er foreslået skærpelse af miljøkvalitetskrav for flere summer til den kommende revision af vandrammedirektivets EQS direktiv (EU 2022), så denne problemstilling kan blive ekstra aktuel, når den endelige version af EU's miljøkvalitetskrav foreligger.

4.1.1 Fisk og muslinger

Der er udtrukket data fra Danmarks Miljøportal, og i tabel 4.1 er tidsperioden angivet for fisk og muslinger. Metaller er medtaget for fuldstændighedens skyld. Der findes (udover det EU udviklede kviksølv biota krav) nationalt udviklede MKK for Cd og Pb i biota og/eller sediment, som indgår i bekendtgørelse 796 (Miljø- og ligestillingsministeriet 2023). TBT m.fl. som ligger som kvalitetskriterier på Miljøstyrelsens hjemmeside

<https://mst.dk/erhverv/sikker-kemi/kemikalier/graensevaerdier-og-kvalitetskriterier/kvalitetskriterier-for-miljoefarlige-forurenende-stoffer-i-vand-miljoet>.

Tabel 4.1. Fundne stoffer i fisk (Periode: 1975-2023) og muslinger (Periode: 1990-2023), inddelt i 2-3 klasser fundprocenter (afhængig af stofgrupperne). N: antal prøver, %fund: den procentvise andel af målinger over detektionsgrænsen. For fuldstændig oversigt, se bilag 3 og 4.

	Stofgruppe	N	%fund	Bemærkning
Fisk	Metaller (muskel)	71 -504	53-100%	100%: Hg, Zn >80%: Cu, Cd 53-80%: Resten
Muslinger	Metaller	Hg: 1213, Resten: 363-1009	55%-100%	98-100%: Pb, Cd, Cr 55-70%: Resten Hg: 70%
Fisk	PFAS (lever)	8-183	0-99%	84-99%: PFOS, PFDA 50-79%: PFNA, PFuNA, PFOSA <50% : PFOA, PFDoA, PFTeDA, PFTTrDA, PFHxS, PFBS, PFBA, PFDS, PFHpS, PFHxA
Muslinger	PFAS (Meget få data)	-	-	Se tekst nedenfor
Fisk	Dioxin og furaner (muskel)	144	Dioxiner/ furaner: 4-65% WHO TEQ: 97-100%	>50%: 2378-TCDF, OCDD 25-50%: 12378-PeCDF, 23478-PeCDF, 1234678HpCDD <25%: Resten
Muslinger	Dioxin og furaner (udgik stort set af NOVANA programmet 2018)	193-202	6-77%	>64%: 1234678-HpCDD, OCDD, 2378-TCDF 40-56%: 1234678-HpCDD, 12378-PeCDF, 23478-PeCDF, OCDF <35%: Resten
Fisk	Bromerede flammehæmmere (muskel)	68-164	0-88%	>75%: BDE#47, BDE#99, BDE#209, alfa-HBCDD, gamma-HBCDD 20-50%: BDE#100, BDE#154 <18%: Resten
Muslinger	Bromerede flammehæmmere (udgik af NOVANA programmet 2018)	128-305	2-96%	>80%: BDE#47, BDE#99 50-60%: BDE#49, BDE#100 <15%: BDE#28, BDE#66, BDE#153, BDE#154, BDE#183
Fisk	Chlorerede pesticider (muskel)	11-104	55-100%	100%: pp'-DDE 70-88%: Gamma HCH (Lindan), Chlordan, Trans-nonchlor 55%: Hexachlorcyclohexan
Muslinger	Chlorerede pesticider (udgik af NOVANA programmet 2018)	474-553	21-95%	95%: p,p'-DDE 39-45%: gamma-lindan, p,p'-DDT 21-25%: trans-nonachlor, alfa- og beta HCH
Fisk	PCB (muskel)	134-182	Alle: 41-96%	<50%: PCB#169 60-75%: PCB#28, PCB#31, PCB#52, PCB#81, PCB#114, PCB#126, PCB#189 >75%: Resten
Muslinger	PCB (kun enkelte prøver for dioxinlignende PCB, udgik af NOVANA programmet 2018)	148-620	24-100%	>80%: PCB#77, PCB#81, PCB#101, PCB#118, PCB#126, PCB#138, PCB#169 34-53%: PCB#28, PCB#31, PCB#52, PCB#105, PCB#180 24%: PCB#156

For en række PCB (PCB#114, #123, #126, #153, #157, #167, #189) er der ikke data i muslinger.

Dioxiner ser generelt ud til at være bedre påvist i muslinger end fisk, med flere detekterede stoffer med >25% detektion for muslinger end i fiskemuskel. De indgår stadig på få stationer i muslinger, men der er et højere antal prøver for fiskemuskel i NOVANA 2023.

Bromerede flammehæmmere har højeste fundprocent i fiskelever, men det er baseret på få prøver. Muslinger og fiskemuskel domineres klart af BDE#47, men der er generelt højere fundprocenter i muslinger sammenlignet med fiskemuskel af BDE'er. Resultaterne af BDE for muslingerne ligger nogle år tilbage i tiden, og bromerede forbindelser har generelt haft en faldende tendens fra 1998 til nu, hvilket kan være årsagen til de lidt højere fundprocenter i muslinger tilbage i tiden.

PCB'er og chlorerede pesticider har nogenlunde samme fundprocent i muslinger og fiskemuskel, men med lidt forskelligt PCB mønstre. pp-DDE (nedbrydningsprodukt af DDT) findes i alle fiskemuskelprøver og i de fleste muslinger, hvorimod der er flere fund af lindan, chlordan og transnonachlor i fisk end i muslinger. Der er fastsat et kvalitetskriterie for HCH, men der er ingen miljøkvalitetskrav for disse stoffer i biota, og kun en OSPAR fastsat EAC for pp-DDE.

Metallerne generelt, og kviksølv i særdeleshed påvises i stort set alle målte prøver, dog lidt mindre i fiskemuskel sammenlignet med musling. Muslinger har ikke et særligt udviklet system til udskillelse af metaller, så de er foretrukket i forhold til fisk, hvor der, for mange metaller, sker en udskillelse i lever og nyrer. Tidligere blev metaller målt i leveren på fisk, men da metaller typisk bliver vurderet overfor fødevarekriterier, blev der skiftet til muskel, indtil man overgik til kun at måle i muslinger.

Data for PFAS i muslinger er ikke medtaget i tabel 4.1, da der er meget få danske data. Der er i 2024 målt på i alt 15 muslingeprøver i forskellige projekter, hvoraf 12 var transplanterede muslinger. PFOSA er blevet påvist i ca. 75% af muslingerne, mens PFOS og PFOA blev påvist i under 50% af muslingerne. De 12 transplanterede muslinger blev udtaget i Smålandsfarvandet og transplanteret til Nordsøen og vurderes ikke at være repræsentative for potentiel anvendelse af muslinger i overvågningen. Der er forventet, at en overvågning af PFAS i muslinger vil betyde væsentligt færre fund af koncentrationer over detektionsgrænsen.

4.1.2 Krabber

Krabber blev sammenlignet med fisk i Larsen et al. (2023). Krabberne lever op til Technical Guideline Document 25 (EU, 2010) krav for udvælgelse til overvågning af biota, men anvendes ikke i andre lande, hverken i EU eller i OSPAR og HELCOM regi. Krabber anvendes i biologiske effekt studier, kombineret med kemiske målinger i væv. I Larsen et al (2023) blev krabber analyseret og sammenlignet med koncentrationer i fisk fra de samme 6 områder for at undersøge, om der var en korrelation mellem koncentrationsniveauerne i fisk og krabber. Der er i Larsen et al (2023) ikke foretaget vurdering af betydningen af trofisk niveau (krabberne ligger typisk på TL 3-3,5 tilsvarende skrubber, ålekvabber og sortmundet kutling) eller hvordan det påvirker anvendelsen af krabbedata til sammenligning med MKK.

De fleste stofgrupper er fundet i krabbekødet fra de 6 områder, dog undtaget butyltin forbindelserne, der slet ikke blev påvist. Herudover er der en lav fund-procenter for PFAS, mens de øvrige undersøgte stoffer lå på niveau med resultaterne i fisk fra samme område (tabel 4.2).

Der er fundet 3 artikler med PFAS målinger i krabber (Van de Vijver et al. 2003, Barhoumi et al. 2022, Langberg et al. 2019), hvor der blev fundet høje koncentrationer af PFOS i bløddele fra krabber i Western Scheldt og Nordsøen ud for Holland (93-292 µg/kg). Et studie af krabber ud for Tunesien indikerede et trofisk niveau på $3,5 \pm 0,5$, svarende til fiskene i området. Der blev målt sum 8 PFAS i krabber på 2,25 µg/kg TS (~0,34 µg/kg ved 15% tørstof), med PFOS som 3. højeste værdier, overgået af perfluorundecansyre (PFUnA) og perfluortridecansyre (PFTrDA)). Af de 8 indgår 5 i den oprindelige PFAS overvågning for NOVANA (PFOA, PFOS, PFNA, PFUnA, PFDoDA) mens PFOSA og PFHxA i NOVANA mangler i Barhoumi et al (2022). Det sidste studie er fra Norge (Langberg et al. 2019) med krabber fanget omkring en lufthavn med brandøvelsesplads. Her blev koncentrationerne fundet til 0,34-0,4 µg/kg PFOS på reference stationerne, og mens der påvistes PFTrDA og 6:2 fluortelomersulfonat (FTS) ved lufthavnen, som var 10 gange højere i koncentrationer og op til 40 gange højere ved overløb fra brandøvelsespladserne. Koncentrationsniveauerne på de 3 danske stationer med fund lå på 0,07-2,37 µg/kg for sum af 7 PFAS tilsvarende studiet i Tunesien.

Tabel 4.2. Fund-% for stoffer i krabbekød. N: antal prøver, %fund: den procentvise andel af målinger over detektionsgrænsen. (Larsen et al. 2023)

Stofgruppe	N	%fund	Bemærkning
Metaller	7	100%	De 9 metaller som indgår i muslinger. De fleste metaller har højere konc. end fiskemuskel. Hg og Cr dog samme niveau eller lavere.
PFAS	6	0-50%	PFOS fundet i 50%, PFUnA i 33%, PFDA PFNA PFOA i 16% og PFOSA, PFHxS i 0%. Meget lave koncentrationer
Dioxin og furaner	6	100%	Samme koncentrationsniveau som fiskelever/muslinger
Bromerede flammehæmmere	6	0-100%	Kun BDE#47 påvist i alle, BDE#99, #100 og #154 påvist i 33% BDE 28, 66 og 153 ikke påvist. Generelt lavere end 90% percentilen i fiskemuskel
Chlorerede pesticider	6	0-100%	Beta-HCH samme niveau som fiskemuskel/musling, alfa- og gamma-HCH lavere, HCB lavere, pp-DDE 10x højere, pp-DDT: 0% fund
PCB	6	100%	Samme koncentrationsniveau eller højere end fisk (ca. 3x højere for sum af 6 og 7 PCB (PCB#118 + sum af 6 PCB))

Korrelation mellem koncentrationer i krabber og ålekvabber

I Larsen et al 2023 er der prøver fra 6 områder. Især en station ved Kalvebod ligger højt i forhold til de øvrige 5 stationer, for både kviksølv og de fleste organiske stoffer.

For metallerne er kun kviksølv stærkt lineært korreleret ($r^2 = 0,96$, $n=6$) med ca. 2,5x højere koncentrationer i krabber end i ålekvabbemuskel.

For PCB'erne er der 4 stationer med resultater over detektionsgrænsen, generelt er PCB koncentrationerne i krabber højere end i ålekvabber. Sum af 7 PCB viser en faktor 3,3 højere koncentration i krabber end i ålekvabber, med en

god korrelation ($r^2 = 0,99$, $n=4$). α - og γ -HCH og PCB-31 skiller sig ud ved at være højere i ålekvabber end i krabber. De 7 PCB'er er de 6, som indgår i MKK (PCB#28, #52, #101, #138, #153 og #180) samt PCB#118.

Bromerede flammehæmmere blev kun påvist for BDE-47 i både krabber og fisk på de 4 stationer. For de fleste BDE'er var der flere fund i krabber end fisk, undtagen BDE-99, #100 og #154 fra Kalvebod. Sum af 6 BDE (BDE #28, #47, #99, #100+, 153, #154), som indgår i MKK, viste ca. 2x højere koncentrationer i krabber i forhold til ålekvabber ($r^2 = 0,82$, $n=4$), men medtages de resterende BDE'er (i alt 12 BDE'er) forsvinder korrelationen pga. de meget højere koncentrationer i krabber.

Dioxiner og furaner blev kun målt i både krabber og ålekvabber ved Kalvebod. Gennemsnitlig var koncentrationerne en faktor 5 højere i krabber sammenlignet med ålekvabber. For de individuelle dioxiner og furaner varierede faktorerne fra 1,2 til 12 gange højere koncentrationer i krabber sammenlignet med ålekvabber.

De generelt højere koncentrationer i krabber betyder, at hvis en konvertering af MKK til krabber bliver foretaget på basis af trofisk niveau og dermed medfører lavere kvalitetskrav, vil anvendelsen af krabber give væsentligt dårligere tilstandsvurderinger end ved anvendelse af fisk. Det skal dog bemærkes, at f.eks. ålekvabber vurderes til at være på samme trofiske niveau som krabber.

4.1.3 Sediment

Der er udtrukket data fra Danmarks Miljøportal fra perioden 1998-2023. Der findes forholdsvis mange data for stofferne på sediment, dog er en del data af ældre oprindelse. PFAS er aldrig blevet målt i sediment under NOVANA.

I tabel 4.3 ses et overblik over fundprocenterne for parametergrupperne. Data for fisk fra tabel 4.1 er medtaget til sammenligning. Data for enkelt parametre i sediment ses i bilag 5.

Tabel 4.3. stoffer i sediment. Periode 1998-2023, inddelt i 2-3 klasser fundprocenter (afhængig af stofgrupperne). Data for fisk er hentet fra Tabel 4.1. N: antal prøver, %fund: den procentvise andel af målinger over detektionsgrænsen. For fuldstændig oversigt over sedimentdata, se bilag 5.

	Stofgruppe	N	%fund	Bemærkning
Sediment	Metal (Hg)	394	96%	96%: Hg
Fisk	Metaller (muskel)	71 -504	53-100%	100%: Hg, Zn >80%: Cu, Cd
Sediment	PFAS	-	-	Ingen målinger
Fisk	PFAS (lever)	8-183	0-99%	84-99%: PFOS, PFDA 50-79%: PFNA, PFuNA, PFOSA <50%: PFOA, PFDaA, PFTeDA, PFTrDA, PFHxS, PFBS, PFBA, PFDS, PFHpS og PFHxA
Sediment	Dioxin og furaner	330	40-97%	40-68%: 2,3,7,8-TCDD, 1,2,3,7,8-PeCDD, 1,2,3,4,7,8-HxCDD, 1,2,3,7,8,9-HxCDF, 1,2,3,7,8,9-HxCDF 74-97%: Resten
Fisk	Dioxin og furaner (muskel)	144	Dioxiner/ furaner: 4-65% WHO TEQ: 97-100%	>50%: 2378-TCDF, OCDD 25-50%: 12378-PeCDF, 23478-PeCDF, 1234678HpCDD <25%: Resten
Sediment	Bromerede flammehæmmere	50-394	6-70%	69-70%: BDE#47 BDE#99 22-36%: BDE#100, BDE#154, BDE#183 6%: BDE#153
Fisk	Bromerede flammehæmmere (muskel)	68-164	0-88%	>75%: BDE#47, BDE#99, BDE#209, alfa-HBCDD, gamma-HBCDD 20-50%: BDE#100, BDE#154, <18%: Resten
Sediment	Chlorerede pesticider	45-108	22-87%	74-87%: gamma-HCH, p,p'-DDE; 47%: p,p'-DDT 22% : alfa HCH og beta HCH
Fisk	Chlorerede pesticider (muskel)	11-104	55-100%	100%: pp'-DDE 70-88%: Gamma HCH (Lindan), Chlordan, Trans-nonchlor 55%: Hexachlorcyclohexan
Sediment	PCB	14-274	22-94%	80-94%: PCB#77, PCB#126, PCB#114, PCB#138, PCB#153 22-44%: PCB#156, PCB#189 61-77%: Resten
Fisk	PCB (muskel)	134-182	Alle: 41-96%	<50%: PCB#169 60-75%: PCB#28, PCB#31, PCB#52, PCB#81, PCB#114; PCB#126, PCB#189 >75%: Resten

For en række PCB'er, chlorerede pesticider og bromerede flammehæmmere findes der kun ældre data frem til år 2011 i sedimentprøver. For BDE'er er kun ca. halvdelen af parametrene målt i forhold til, hvad der måles i fisk. For dioxiner, furaner og udvalgte WHO PCB'er er der mere nutidige data (2007-2023).

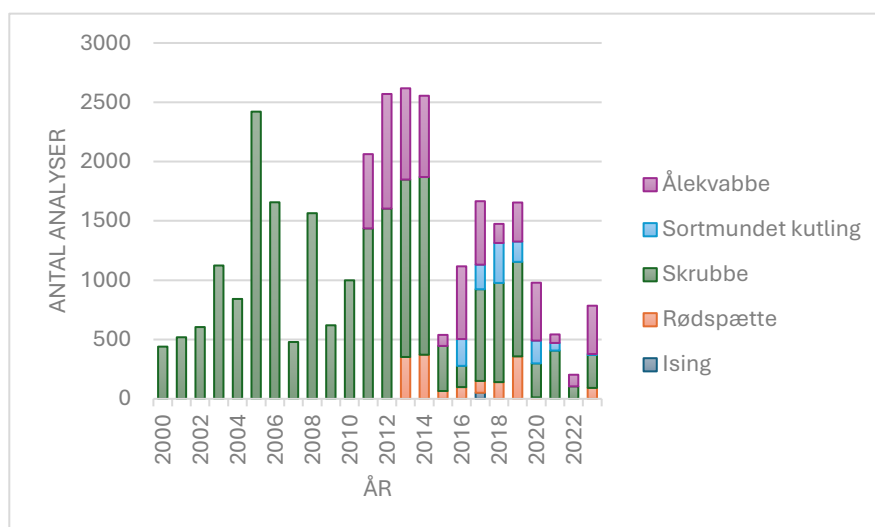
Generelt ligger fundprocenterne rimelig højt for en del parametre, og sammenlignes der med data for fiskemuskel kan følgende konstateres:

For kviksølv er fundprocenten en anelse lavere for sediment (96%) sammenlignet med fiskemuskel (100%). For dioxiner og furaner er fundprocenten betydelig højere i sediment sammenlignet med fiskemuskel. For PCB'erne ligger fundprocenten nogenlunde på samme niveau for de to matricer. For de chlorerede pesticider er fundprocenten ca. på niveau eller lidt lavere end for fiskemuskel. For de bromerede flammehæmmere er billedet lidt mere blandet med både højere og lavere fundprocenter. Der er dog en del forbehold. Dels indgår ikke alle BDE'er, bla. er HBCDD ikke målt i sediment, og dels er alle data som nævnt tidligere, af ældre dato (yngste fra 2011), og som nævnt i afsnit 4.1 ses en faldende tendens for de bromerede stoffer.

4.2 Gennemgang af mulige fiskearter til overvågning for MFS

For MFS delprogrammet under NOVANA for de marine områder er der i en årrække blevet analyseret for miljøfarlige forurenende stoffer i fisk. Overvågningen har inddraget fiskearter som skrubbe, ålekvalbe, rødspætte og sortmundet kutling jf. tekniske anvisning om miljøfarlige stoffer i fisk (Larsen og Strand, 2022). Derudover er aborre også nævnt som en mulig indikatorart i denne tekniske anvisning.

Som det fremgår af figur 4.1, var der frem til 2010 kun målinger på skrubber i NOVANA overvågningen. Efter 2010 er ålekvalbe og rødspætte inddraget, og efter 2015 er der i mindre omfang også inddraget sortmundet kutling i overvågningen.



Figur 4. 1. Antallet af analyser for MFS på fisk fra 2000- 2023. Data er fra Danmarks Miljøportal, Kemidata)

Baggrunden for udredningen i rapporten er, som tidligere beskrevet, at det i de senest år i flere vandområder ikke har været muligt/eller meget vanskeligt at fange et tilstrækkelig stort antal skrubber og ålekvalbe til overvågningen for MFS i fisk. Et centralt spørgsmål i denne problemstilling er derfor, om andre fiskearter kan anvendes i NOVANA overvågningen enten som supplement eller erstatning for skrubbe og ålekvalbe.

I forhold til de fiskearter, der kan indgå i overvågningen for MFS, er følgende kriterier defineret i projektet:

- 1) Arten skal være udbredt i alle danske vandområder;
- 2) Arten skal være hyppigt forekommende;
- 3) Fiskens primære opholdssted skal være i det pågældende vandområde, der overvåges (forholdsvis stationær på lokalt eller regionalt plan);
- 4) Fisken skal have en størrelse, der muliggør dissektion for at opnå tilstrækkelige prøvemængder af hhv. muskel og lever;
- 5) At indsamlingsmetoden af den pågældende art ikke er for ressourcekrævende ift. de anbefalede prøvemængder ifm. indsamling per overvågningsstation;
- 6) At arterne i tilstrækkelig grad optager de specifikke MFS til at kunne vurdere miljøtilstand og trends, herunder om de har relevans til at vurdere risici for mulige negative miljøpåvirkninger af MFS, f.eks. for fiskespisende top-rovdyr.
- 7) At de valgte arter også er sammenlignelige med anvendte arter i nabolande, herunder blandt de af OSPAR og HELCOM regionalt anbefalede arter (HELCOM COMBINE; OSPAR CEMP);

Danmarks nabolande anvender også muslinger og fisk i overvågningen for MFS. Blåmuslinger og fiskearter, der repræsenterer arter på trofiske niveau 3 (TL3), har hidtil været blandt de foretrukne arter, og det gælder også i den danske NOVANA overvågning. Kun i Norge og Sverige har der i tillæg til dette også været inddraget TL4-arter som torsk eller aborre i miljøovervågningen. Nedenfor ses en oversigt over de forskellige landes overvågningsarter.

- Danmark (NOVANA): Anbefalede marine fiskearter omfatter pt. bundlevende fisk som ålekvabbe, skrubbe, rødspætte, kutlinger samt aborre. NOVANA muslinger: Blåmuslinger og evt. suppleret med sandmuslinger, fx i Ringkøbing Fjord.
- Tyskland (UBA): Ålekvabbe, skrubbe, blåmusling.
- Sverige (Naturvårdsverket): Østersøen: Ålekvabbe, sild, torsk, aborre, blåmusling og lomvie-æg. Nordsøen: Ålekvabbe, torsk, blåmusling og fugleæg fra strandskade og fjordterne.
- Norge (Miljødirektoratet / NIVA JAMP): Torsk, blåmusling
- Vadehavet (TMAP): Fugleæg fra fjordterne og strandskade
- HELCOM (Østersøen): Til brug for HELCOM holistic assessment (HOLAS tilstandsvurdering) medtages forfølgende fiskearter: Skrubbe, ising, tunge, ålekvabbe, brasen, aborre, sortmundet kutling, torsk, sild. For muslinger omfattes blåmusling, zebramusling og østersømusling.
- OSPAR (Nordsøen): Til brug for Quality Status Report (QSR tilstandsvurdering) medtages følgende fiskearter: Skrubbe, ising, rødspætte, ålekvabbe, torsk, kulmule og sild. For muslinger omfattes blåmusling, østers og sandmusling.

Potentielle fiskearter i danske vandområder, der kan erstatte eller supplere skrubbe- og ålekvabbe, er oplistet i tabel 4.4. Oplysninger om arternes

udbredelse og levevis er fra Fiske Atlas (Statens Naturhistoriske Museum <https://fiskeatlas.ku.dk/>).

Oplysninger om udbredelsen i Fiske Atlas er i et vist omfang historiske og er derfor ikke nødvendigvis retvisende i forhold til den nuværende udbredelse. Forekomst af arter kan de senest år være reduceret på grund af fiskeri, iltsvind, prædation og andre presfaktorer. Historiske oplysninger om artens udbredelse giver dog en indikation for, hvor arten potentielt har kunne leve og nok også vil forekomme i dag omend i et mindre antal. En reduceret forekomst vil alt andet lige kræve en større indsats i forhold til fangst og indsamling af den pågældende art.

Det skal bemærkes, at for flere af de nævnte arter er det normale fiskeri på disse omfattet af et mindstemål og fredningstider. Det kan derfor være nødvendigt at ansøge om dispensations for mindstemål og eventuelle fredningstider ifm. brug af disse arter til indsamling for NOVANA overvågning. Sådanne dispensationer udstedes af Landbrugs- og Fiskeriministeriet.

Tabel 4.4. Oplysninger om arternes udbredelse, levevis og status baseret på oplysninger i Fiske Atlas (Statens Naturhistoriske Museum <https://fiskeatlas.ku.dk/>). I første del af tabellen er listet de arter (*), som er nævnt af i den seneste marine NOVANA teknisk anvisning for miljøfarlige stoffer i fisk (Larsen & Strand, 2022) og i anden del angives andre relevante fiskearter, som ikke er omfattet af denne. De angivne værdier for arternes trofiske niveau (TL) er med reference til www.fishbase.se.

Art og trofisk niveau (TL)	Udbredelse	Levesteder og levevis	Status
Skrubbe * (<i>Platichthys flesus</i>) TL = 3.3 ±0.2	Skrubben er udbredt i saltvand, brakvand og ferskvand. Atlasdatabasens ca. 75.000 registreringer viser, at skrubben er en meget hyppig art, der kan træffes mere eller mindre overalt i de mere lavvandede dele af danske farvande.	Skrubben forekommer først og fremmest som bundfisk på sand- eller mudderbund, men ikke sjældent findes den også i tangbæltet og på steder med sten og klipper. I havet træffes arten typisk fra strandkanten og ud til godt 50 meters dybde, men den kan findes noget dybere. Der er ifølge Fiske Atlas ikke kendskab til længere vandringer fra et farvandsområde til et andet.	Selvom skrubben ikke regnes som truet, er forekomsten påvirket af en række presfaktorer såsom iltsvind, fiskeri, prædation m.m. Blandt de anbefalede fiskearter i HELCOM og OSPAR regi
Rødspætte * (<i>Pleuronectes platessa</i>) TL = 3.2 ±0.3	De knap 90.000 registreringer af rødspætter i Atlasdatabasen bekræfter, at rødspætten er udbredt overalt i danske farvande. Også i havet omkring Bornholm er den registreret tusindvis af gange.	Rødspætten lever det meste af tiden ved havbunden. De fleste voksne rødspætter findes på 10-50 meters dybde. Nogle bestande (f.eks. østersøbestanden) er nærmest stationære, mens andre foretager egentlige vandringer mellem gyde- og opvækstområder. Typisk vandrer fiskene også ind på lavere vand om foråret og ud på dybere vand om efteråret og vinteren.	Rødspætten opfattes ikke som truet. Der har dog tidligere været registreret stor tilbagegang som følge af overfiskeri. Blandt de anbefalede fiskearter i HELCOM og OSPAR regi
Ålekvalbe * (<i>Zoarces viviparus</i>) TL = 3.4 ±0.5	Historiske kortlægning viser, at artens udbredelse historiske har dækket så godt som alle kyststrækninger i vores indre farvande. Ved Vestkysten og i Vadehavet er arten ikke hyppigt forekommende.	Ålekvalben er en bundfisk, der hovedsagelig lever på lavt vand. De træffes helt inde fra kysten ud til ca. 40 meters dybde. Ålekvalber er ret stationære fisk, der danner lokale bestande/racer.	Lokalt har man set mange eksempler på kraftig tilbagegang, som er tilskrevet en lang række presfaktorer såsom iltsvind, klimaforandringer, prædation m.m. Blandt de anbefalede fiskearter i HELCOM, OSPAR regi. Der skal ansøges om dispensation for fiskeri i efteråret.
Sortmundet kutling * (<i>Neogobius melanostomus</i>) TL = 3.3 ±0.1	Den sortmundede kutling er en invasiv art i danske farvande. Arten forventes de kommende år at sprede sig til egnede lokaliteter i størstedelen af danske farvande. Ved Vestkysten bliver den næppe almindelig, da den foretrækker beskyttede levesteder.	Den sortmundede kutling er en bundfisk, der findes på forholdsvis lavt vand fra kysten og ned til ca. 20 meters dybde. Arten er forekommende på grus-, sten, sand og mudderbund primært i fjorde og bugter. Arten er stationær men spredning til nye områder sker ofte.	Da den er forholdsvis stationær sker spredningen kun langsomt. I dag er den især almindelig i den vestlige Østersø, Smålandsfarvandet og Køge bugt. Blandt de anbefalede fiskearter i HELCOM regi
Aborre * (<i>Perca fluviatilis</i>) TL = 4.4 ±0.0	Aborren kan leve i brakvand og findes i mange fjorde og ved udløb af åer i havet. Udbredelsen i brakvand og åer hænger uløseligt sammen, da de aborrer der træffes i vandløb ofte vandre ud i	Aborren gyder primært i ferskvand.	Aborren er ikke fredet, dog er der i saltvand et mindstemål på 20 cm.

Tabel 4.4. Oplysninger om arternes udbredelse, levevis og status baseret på oplysninger i Fiske Atlas (Statens Naturhistoriske Museum <https://fiskeatlas.ku.dk/>). I første del af tabellen er listet de arter (*), som er nævnt af i den seneste marine NOVANA teknisk anvisning for miljøfarlige stoffer i fisk (Larsen & Strand, 2022) og i anden del angives andre relevante fiskearter, som ikke er omfattet af denne. De angivne værdier for arternes trofiske niveau (TL) er med reference til www.fishbase.se.

Art og trofisk niveau (TL)	Udbredelse	Levesteder og levevis	Status
	tilstødende brakvandsområde og modsat.		
Ising (<i>Limanda limanda</i>) TL = 3.0 ±0.0	Ising er meget talrig og vidt udbredt art, der træffes nærmest overalt i alle danske farvande.	De yngste isinger kan findes helt ind til under 1 meters dybde, men de træffes dog oftest på dybder over 3-4 meter. De større isinger findes fortrinsvis på mere end 10 meters dybde.	Bestandene i Nordsøen, de indre farvande og den Vestlige Østersø har de sidste årtier generelt været i en positiv udvikling.
Tunge (<i>Solea solea</i>) TL = 3.2 ±0.1	I danske fjorde er tungen fåtallig, men kan dog træffes i mange fjorde.	Tungen findes på lavt vand ud til ca. 50-70 meters dybde. Om vinteren og ved gydningen vandrer den ud til større vanddybder.	Status for de to bestande i danske farvande er stabil.
Alm. Ulk (<i>Myoxocephalus scorpius</i>) TL = 3.9 ±0.0	Den almindelige ulk er en meget almindelig fisk i danske farvande. Arten er siden år 2000 registreret tusindvis af gange fordelt på alle danske kystvande.	Den almindelige ulk lever i brak- og saltvand. Herhjemme ses den almindelige ulk hyppigst på lavt vand. Generelt er fiskene ret stand faste og foretager ikke vandringer.	Fra danske farvande findes der ikke tilstrækkeligt med sikre fangstoplysninger til samlet at bedømme op- og nedgange, men det er den almindelige opfattelse, at arten er gået meget tilbage herhjemme i forhold til tidligere pga. forskellige presfaktorer såsom bl.a. iltsvind og prædation. Også reduktion af ålegræs har sandsynligvis mange steder betydet en nedgang.
Havørred (<i>Salmo trutta</i>) TL = 3.4 ±0.1	Samlet set kan man på baggrund af Fiskeatlassets kortlægning konkludere, at ørreder kan træffes ved kysterne i alle dele af landet. Udbredelsen i saltvand og ferskvand hænger uløseligt sammen, da de havørreder, der træffes i åerne, naturligvis har opholdt sig i de tilstødende havområder	Havørrederne bliver oftest i havet i 0,5-3,5 år, inden de vender tilbage for at gyde i det vandsystem, som de stammer fra. Vandringer i saltvand og mellem fersk- og saltvand er dog meget individuelle fra bestand til bestand. Kan også trække ind og opholde sig i ferskvand.	Reguleringen omfatter et mindste mål på 40 cm.
Sild (<i>Clupea harengus</i>) TL = 3.4 ±0.1	Silden er en af vores mest udbredte og talrige fisk, og sild er registreret mere eller mindre overalt i danske farvande. De danske sild stammer hovedsageligt fra to store stammer, der gyder i hhv. Nordsøen og Østersøen.	Pelagisk fisk Sildene findes primært over kontinentalsoklen, og de er udbredt fra kysten og ud til 200-250 meters dybde. De fleste sildestammer er vandrefisk, og de er i stand til at vandre over store afstande.	Man bedømmer de enkelte sildebestandes tilstand på baggrund af information om fiskeriets størrelse samt forekomsten af både larver, juvenile og voksne. På baggrund af undersøgelser af de enkelte sildebestandes tilstand fastlægges fiskeri kvoter. Blandt de anbefalede fiskearter for åbent vand i HELCOM, OSPAR regi.
Trepigget hundestejle (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)	Den Trepiggede hundestejle er en lille fisk, der er meget almindelig ved store dele af danske kyster	I havet er den mest almindelig i beskyttede brakvandsområder med megen vegetation. Typisk er	Den trepiggede hundestejle er en vidt udbredt og meget almindelig

Tabel 4.4. Oplysninger om arternes udbredelse, levevis og status baseret på oplysninger i Fiske Atlas (Statens Naturhistoriske Museum <https://fiskeatlas.ku.dk/>). I første del af tabellen er listet de arter (*), som er nævnt af i den seneste marine NOVANA teknisk anvisning for miljøfarlige stoffer i fisk (Larsen & Strand, 2022) og i anden del angives andre relevante fiskearter, som ikke er omfattet af denne. De angivne værdier for arternes trofiske niveau (TL) er med reference til www.fishbase.se.

Art og trofisk niveau (TL)	Udbredelse	Levesteder og levevis	Status
TL = 3.3 ±0.2	og lader sig fange med en række forskellige redskaber.	den mest almindelig i tangbæltet på lavt vand (0-5 m) samt i ålegræs-bæltet på lidt dybere vand. Kan også trække ind og opholde sig i ferskvand.	fisk i danske farvande. Bestanden er klassificeres som livskraftig. Der kræves mange individer for at kunne gennemføre et analyseprogram, og det er kun muligt på hele fisk, ikke på organ niveau, så kun anvendelig hvis der ikke findes andre arter.

Med baggrund i at der i de seneste år har været et problem at fange et tilstrækkelig stort antal skrubber og ålekvabber i vandområder, anbefales følgende arter at kunne indgå i overvågningen for miljøfarlige forurenende stoffer:

- At brugen af sortmundet kutling øges i takt med artens udbredelse i danske farvande er blevet større;
- At ising inddrages i overvågningsprogrammet som supplement til skrubbe i de vandområder, hvor skrubbe ikke bliver fanget;
- At det undersøges, om udbredelsen af alm. ulk i danske farvande er tilstrækkelig stor til, at arten kan inddrages i overvågningsprogrammet;
- At det undersøges, om den trepigget hundestejle grundet dens lille størrelse, er anvendelig i forhold til måling for MFS i organer og væv.

Det vurderes, at fisk stadig er den bedste matrice for overvågning på stationer, hvor der stadig er god mulighed for at fange fisk, især de vandområder og på de stationer, hvor der er eksisterende tidsserier.

I forhold til anvendelse af nye fiskearter, og i forhold den tidmæssige udvikling anbefales det, at koncentrationer af miljøfarlige forurenende stoffer i de nye fiske arter i perioden på 3-5 år sammenlignes med koncentrationer i skrubbe og ålekvabbe i de samme vandområder.

Der er evidens for, at indholdet og koncentrationen af MFS i hunfisk kan påvirkes væsentligt i forbindelse med gydning. Dels på grund af, at MFS overføres fra hunfisken til æg og yngel, og dels også pga. lipidindholdet i moderfisken påvirkes væsentligt ved gydning. Af ovennævnte grunde anbefales det i størst muligt omfang at anvende hanfisk i overvågningen.

4.3 Muslinger

Muslinger er ideelle som overvågningsorganisme, fordi de normalt er fastsiddende og filtrerer store mængder vand, og for de fleste miljøfarlige forurenende stoffer ikke metaboliserer dem, så koncentrationerne er meget repræsentative for omgivelsernes miljøbelastning. De fleste stoffer kan måles i muslinger med de samme metoder som fiskemuskel (ca. samme lipid indhold), og tilsvarende detektionsgrænser. Undtagelsen er PFAS, hvor der ikke sker samme opkoncentrering i fiskelever, så der kan være problemer med at

detektere PFASer udover PFOS. Selvom fundprocenterne og detektionsgrænser ofte svarer til fiskemuskel, vil det lavere trofiske niveau i tilfælde af trofisk-niveau omregning af MKK-grænseværdierne gøre, at der skal være lavere detektionsgrænser for at dokumentere overholdelse af god miljøtilstand. Så selv om vi i dag finder de fleste stoffer i muslinger, kan det være et problem i fremtiden at dokumentere lavere MKK-grænseværdier for muslingerne, hvis de er signifikant lavere end for fisk (se tabel 2.1 for eksempler), også selv om fundprocenterne er på niveau med eller højere end i fisk.

Under NOVANA anvendes stort set kun arten blåmuslinger i de marine områder, som også er den mest almindelige art i Nordsøen. For Østersøen er muslingerne ofte meget små pga. den lavere salinitet, ligesom der kan forekomme andre baltisk specifikke *mytilus* arter eller hybrider. Her kan det være nødvendigt at dissekere over 100 muslinger for at opnå nok prøvemateriale til at gennemføre et større analyseprogram tilsvarende det i fiskemuskel. I OSPAR systemet anvendes Stillehavssøster (Pacific Oyster), især i Franske kystvande i den Engelske kanal og den Biscayiske Bugt samt ved Irlands vestkyst.

I Ringkøbing Fjord findes der ikke blåmuslinger, men kun sandmuslinger, som kan anvendes i stedet. Pga. deres levevis nede i sedimentet ses typisk forhøjede koncentrationer af nogle metaller (især nikkel og krom), hvorfor disse muslinger normalt har de højeste koncentrationer i danske farvande.

Det er relativt sjældent, at det ikke lykkes at få muslinger fra de planlagte stationer under NOVANA indsamlingen. I nyere tid er der anvendt muslinger fra bøjer for at dække mere åbenvandsstationer, disse tages typisk i de øvre vandlag på stationer med større vanddybder end de kystnære, så de er ikke så udsatte for sedimentpåvirkning som bund-muslinger, og kan derfor være lavere for især metalkoncentrationer. Det er muligt at anvende enten transplantation til "kunstige" (blå)muslingebanker i områder, der ikke har naturligt forekommende muslinger, ligesom man kan hænge muslinger i bure for at se påvirkningen i områder uden naturlig muslingepopulation (f.eks. i mere åbne farvande). Som for "bøje" muslinger vil bur-udhængte muslinger ikke have samme kontakt til sedimentet, som udplantede muslinger. I begge tilfælde bør de ligge ude i mindst 3 måneder for at have tid til at akklimatisere sig og justere deres indhold af miljøfremmede stoffer til omgivelserne. Områder udsat for iltsvind eller uden fødekilder for muslingerne kan medføre, at muslingerne ikke overlever eller er stærkt underernærede, så det skal altid vurderes, om muslingerne er repræsentative for området (dvs. har et fornuftigt konditionsindeks) i forhold til da de blev lagt ud, før de anvendes til analyse for MFS.

4.4 Sediment

Sediment er en mulighed for kviksølv, dioxiner/furaner og PCB'er og de chlorerede pesticider, hvis der vurderes ud fra fundprocenten.

Datamaterialet for fundværdier for de bromerede flammehæmmere er lidt mere begrænset, men de forventes dog også at kunne detekteres i sediment.

Der foreligger ingen data for PFAS, men på grund af stoffernes vandopløselighed er det ikke forventet, at sediment vil være specielt anvendelig for denne stofgruppe.

Sammenlignes detektionsgrænser for sediment med fisk, så er langt de fleste detektionsgrænser i sediment, med enkelte undtagelser, på niveau eller lavere end for biota. Data for sediment er baseret på tørstof, hvor biota er baseret på vådvægt.

Sediment er forholdsvis nemt at sample og vil de fleste steder være i tilstrækkelige mængder. Dog er der usikkerhed på, hvilket tidsrum et opsamlet sedimentlag repræsenterer, da sedimenteringsgraden er forskellig i de enkelte områder, og strøm kan have betydning for transport af sedimentet, hvilket tilfører en ekstra usikkerhedsfaktor. Skal aldersbestemmelsen sikres, vil det være nødvendigt at udtage sedimentkerner, som aldersbestemmes i lag. Dette vurderes at ligge udenfor mulighederne i NOVANA.

Ved sammenligning mellem sediment og fisk, bør der også indgå i overvejelserne, hvor repræsentative de marine fisk er for de enkelte områder, da flere af disse arter også i et eller andet omfang vandrer igennem sæsonerne.

En omstilling fra fisk til sediment vil også betyde, at de lange tidserier for biota stopper, og det er ikke muligt at omregne fra sediment til biota. Endvidere betragtes det generelt ikke muligt at lave tidstrend på sediment, grundet varierende sedimenteringshastighed/lag som nævnt ovenfor. Tidstrend er nødvendigvis ikke den vigtigste faktor, men bør overvejes.

4.5 Vand

Som nævnt under afsnit 3.1 er de stofgrupper, som indgår i dette projekt generelt nærmest uopløselige i vand, hvorfor der findes få eller ingen data på stofferne i vand.

Den eneste mulighed for overvågning af disse stofgrupper er anvendelse af passive samplere. Den type samplere, der normalt anvendes til hydrofobe stoffer, er silikonesamplere, hvor stofferne diffunderer ind i silikone. Imidlertid opsamler den type samplere kun den opløste fraktion, og da hydrofobe stoffer i vandfasen primært er bundet til opløst organisk materiale, samt at miljøkvalitetskrav for de organiske stoffer er baseret på total og filtreret fraktion, giver disse samplere ikke mening i forhold vurdering af miljøtilstanden. Der er derfor ikke i denne rapport inddraget data fra projekter, som har anvendt silikonesamplere.

For PFAS kan passive samplere muligvis være relevant. Til PFAS kan anvendes en anden type samplere, DGT (Diffusive gradients in thin film). DGT-samplere har et diffusionslag omfattende en diffusiv hydrogel og en filtermembran ligger over bindingslaget. Ioner diffunderer gennem filteret og den diffusive gel og binder til bindingslaget. Der etableres en konstant koncentrationsgradient i diffusionslaget, der danner grundlag for at måle koncentrationer kvantitativt uden behov for særskilt kalibrering. DGT-samplere er særdeles velegnet til metaller og er blevet anvendt til disse i mange år. DGT samplere fungerer imidlertid også godt til PFAS.

På nuværende tidspunkt findes der ikke så mange data med passive samplere for PFAS, men DCE har pt. et projekt under Villum fonden, NewSea, hvor der er foretaget sammenligninger for PFAS mellem vandkoncentrationer og DGT'er. Resultaterne viser god overensstemmelse, når man tager i betragtning, at DGT-samlere opsamler over en længere periode sammenlignet med en vandprøve, som er et øjebliksbillede (ikke publicerede data). Et stof, PFNA,

afviger dog, da de målte koncentrationer er en faktor 100 højere for DGTerne sammenlignet med vandprøverne. Dette kunne tyde på, at PFNA er til stede i det materiale (plastik), DGTerne er lavet af.

DGT-samlere kunne derfor være en mulighed for PFAS, men vil kræve yderligere overvågningsdata og fastlæggelse af DGT-baserede MKK grænseværdier.

5 Miljøkvalitetskrav og kvalitetskriterier for ved anvendelse af anden matrice

I dette afsnit gennemgås de miljøkvalitetskrav og kvalitetskriterier, der eksisterer for de nærværende stofgrupper. På baggrund af opnåelige detektionsgrænser i de analysemetoder, der pt. eksisterer, er der en vurdering af, om det vil være muligt at overholde et detektionsgrænsekrav på 10 gange under kvalitetskravet ved skift til anden matrice. Der er medtaget både eksisterende MKK samt eventuelt kommende MKK, som pt ligger i et forslag fra EU (EU 2022). Det er endvidere angivet, om det vil være nødvendigt og muligt at udvikle kvalitetskriterier for andre matricer. I afsnit 5.6 er der lavet en opsummering af gennemgangen.

For biota er der taget udgangspunkt i fisk (trofisk niveau 4), krabber (trofisk niveau 3) og muslinger (trofisk niveau 2). Ved skift til lavere trofisk niveau skal der i de fleste tilfælde etableres nye kravværdier, der vil være lavere i forhold til fisk, hvis det samme beskyttelsesniveau skal kunne opretholdes. Når der i det nedenstående er foretaget vurdering af, om detektionsgrænsekravet kan overholdes for krabber og muslinger, er det under forudsætning af beregning af et nyt kvalitetskriterie. Se også kapitel 2.2.

Stofliste og opnåelige detektionsgrænser kan ses i Bilag 1. Alle miljøkvalitetskrav og kvalitetskriterier kan ses i bilag 2. I bilag 2 er der dels en oversigt over, hvilke stoffer der kvalitetskrav og -kriterier for, samt i de efterfølgende tabeller angivet de specifikke kvalitetskrav og -kriterier. Der er også angivet, hvis der fra EU's side er stillet forslag om ændring af miljøkvalitetskravet.

Der er i teksten henvist til Miljøstyrelsens kvalitetskriterier for miljøfarlige forurenende stoffer. Disse er hentet fra MST's hjemmeside og angivet som "MST MKK, årstal". Årstallet referer til udgivelsesåret af databladet for det pågældende stof. Link til hjemmesiden er angivet i referencelisten.

5.1 Kviksølv

Der eksisterer EU MKK for vand og biota, fisk, for kviksølv og kviksølvforbindelser (Miljø- og ligestillingsministeriet 2023).

Det af EU fastsatte miljøkvalitetskrav for kviksølv er på 20 µg/kg VV baseret på fisk. Detektionsgrænsen for kviksølv i biota ligger 1 µg/kg VV. Det er derfor muligt at overholde kravet om, at detektionsgrænse skal ligge en faktor 10 under MKK for fisk. Tilsvarende forventes det muligt at overholde detektionsgrænsekravet for et kriterium baseret på muslinger eller krabber, idet kviksølv som metal ikke opkoncentreres på samme måde som hydrofobe organiske stoffer, se også tabel 2.1 i kap 2. Det er usikkert, hvor et sedimentkriterium vil lande, men der burde være en rimelig chance for, at det kan overholdes med de nuværende analysemetoder.

EU har stillet forslag om, at MKK for biota skal ændres til 10 µg/kg VV og baseret på methyلكviksølv, det vil betyde, at det forsat er muligt at overholde et detektionsgrænsekrav for fisk. For fisk udgør methyلكviksølv næsten 100% af total kviksølv, mens det for muslinger udgør methyلكviksølv ca. 30% af det totale kviksølv-indhold.

Skal der fastlægges en MKK for kviksølv i muslinger eller krabber, kan det ske på basis af MKK for fisk, hvor der også tages højde for den trofiske skalering fra TL4. Forholdet omkring specieringen af methyلكviksølv ift. total-kviksølv kan også overvejes at blive inddraget i beregningerne.

Vælges sediment som matrice skal der foretages en dataindsamling til fastlæggelse af et miljøkvalitetskriterium.

5.2 PCB'er og chlorerede pesticider

Der eksisterer kvalitetskriterier for sumPCB₆ (sum af PCB#28, #52, #101, #138, #153 og #180) for vand og biota (fisk) samt human konsum (fisk) (MST MKK, 2024). Angivet som polychlorerede biphenyler, PCB på hjemmesiden.

Det fastsatte miljøkvalitetskriterie for sumPCB₆ er baseret på fisk og er på 19,7 µg/kg VV for ferskvand og 0,16 µg/kg VV for saltvand (sec pois). Detektionsgrænserne i biota ligger 0,01-0,04 µg/kg VV for de angivne seks PCB'er. Det er således på nuværende tidspunkt ikke muligt at overholde kravet om, at detektionsgrænsen skal ligge en faktor 10 under MKK for alle de angivne PCB'er, men dog for de fleste. Det kan derfor ikke forventes, at det vil være muligt at overholde detektionsgrænsekravet baseret på et MKK for hverken krabber eller muslinger med de nuværende metoder/detektionsgrænser, da MKK kravet vil blive lavere pga. lavere trofisk niveau. Midlertidig har WHO PCB'er, der indgår i WHO-TEQ sammen med dioxiner og furaner, detektionsgrænser, som er en ca. faktor 1000 lavere end de ovenstående angivne detektionsgrænser for de 6 PCB'er. Ved anvendelse af analysemetoden for WHO PCB'er bør der kunne opnås tilsvarende lave detektionsgrænser for de resterende PCB'er. Det forventes derfor muligt, at detektionsgrænsekravene baseret på MKK for både krabber og muslinger kan opnås baseret på ovenstående antagelse. Årsagen til de højere detektionsgrænser for ikke-WHO PCB'er har primært ligget i det faktum, at disse PCB'er bliver fundet i langt højere koncentrationer sammenlignet med WHO PCB'erne, hvorfor det ikke har været relevant at måle dem med en mere følsom metode.

Skal der fastlægges en MKK for sum PCB₆ i muslinger eller krabber, kan det ske på basis af MKK for fisk og er derfor forholdsvis simpelt. I forbindelse med fastlæggelse af kvalitetskriterier for sum PCB₆ blev det forsøgt at fastlægge et miljøkvalitetskriterie for sediment. Da der ikke fandtes toksicitetsdata på sedimentlevende dyrearter, blev beregning forsøgt foretaget ved hjælp af to metoder (EqP og BSAF) i henhold til TG'en. Der blev konkluderet, at grundet de væsentlige usikkerheder, der er ved de to metoder, var det ikke muligt at fastsætte en værdi for sediment, som tog højde for PCB'ernes stærkt hydrofobiske egenskaber (MST MKK, 2024). Det vil derfor ikke være muligt at fastlægge en MKK for sediment.

For PCB'er, som indgår i WHO TEQ, se afsnit 7.4 Dioxiner og furaner.

For de chlorerede pesticider eksisterer der EU fastsatte vandkvalitetskrav for DDT og HCH (Miljø- og ligestillingsministeriet 2023). Der eksisterer yderligere kvalitetskriterier for HCH for sediment, biota (fisk) og human konsum (fisk) (MST MKK, 2021).

Det fastsatte miljøkvalitetskriterie for hexachlorcycohexan (HCH) er baseret på fisk og er på 140 µg/kg VV for ferskvand og 72 µg/kg VV for saltvand. Detektionsgrænser for HCH i biota ligger på 0,05 µg/kg VV. Det er derfor

muligt at overholde kravet om, at detektionsgrænse skal ligge en faktor 10 under MKK for fisk, og det vil også være muligt at overholde et detektionsgrænsekrav baseret på et MKK for muslinger og dermed også krabber. Sedimentkriteriet ligger på 2,3 µg/kg TS baseret på 5% OC. Detektionsgrænser for HCH i sediment ligger på 0,07 µg/kg TS og vil dermed også overholde detektionsgrænsekravet.

Skal der fastlægges en MKK for HCH i muslinger kan det ske på basis af MKK for fisk og derfor forholdsvis simpelt. Skal der fastlægges MKK i biota og sediment for de øvrige chlorerede pesticider, vil det være nødvendigt at foretage dataindsamling.

5.3 Bromerede flammehæmmere

Der eksisterer EU MKK for vand og biota, fisk, for sumBDE (sum af BDE#28, #47, #99, #100, #153 og #154) (Miljø- og ligestillingsministeriet 2023). SumBDE er i bekendtgørelsen angivet som: Sum af bromerede bipheylethere.

Det af EU fastsatte miljøkvalitetskrav for sumBDE er pt på 0,0085 µg/kg VV baseret på fisk. Detektionsgrænserne i biota ligger på 0,003-0,009 µg/kg VV for ovenstående BDE'er. Det er således på nuværende tidspunkt ikke muligt at overholde kravet om, at detektionsgrænse skal ligge en faktor 10 under MKK for fisk for BDE'erne.

EU har stillet forslag om, at MKK for biota skal ændres til 0,00028 µg/kg VV. Bliver det vedtaget, vil det ikke være muligt at foretage en vurdering af miljøtilstanden ud fra målinger på fisk. Det vil derfor heller ikke være muligt at overholde et detektionsgrænsekrav baseret på et MKK hverken for krabber eller muslinger.

Detektionsgrænserne for BDE i sediment ligger omkring 0,004-0,007 µg/kg TS. Det er midlertidig gamle data, så der er en forventning om, at de er lavere i dag, sandsynligvis med en faktor 10-20. Det vil være usikkert, om dette vil være tilstrækkeligt til at leve op til et eventuelt miljøkvalitetskriterie.

På baggrund af ovenstående vurderes det mindre relevant at anvende krabber eller muslinger. Vælges sediment som matrice, skal der foretages en dataindsamling til fastlæggelse af et miljøkvalitetskriterie. Dog er det muligt, at man ikke kan fastlægge en sediment MKK for sumBDE af samme årsag, som beskrevet for PCB.

For HBCDD eksisterer EU MKK for vand og biota, fisk (Miljø- og ligestillingsministeriet 2023). I bekendtgørelsen angivet som: Sum af hexabrom-cyclo-dodecan (HBCDD).

Det af EU fastsatte miljøkvalitetskrav for HBCDD er på 167 µg/kg VV baseret på fisk. Detektionsgrænserne for HBCDD i biota ligger 0,002-0,003 µg/kg VV. Det er derfor muligt at overholde kravet om, at detektionsgrænse skal ligge en faktor 10 under MKK for fisk, og det vil også være muligt at overholde et detektionsgrænsekrav baseret på et MKK både for krabber og muslinger. Grundet ovenstående samt at der ikke findes data for HBCDD i sediment, vurderes sediment ikke at have relevans i forhold til HBCDD.

EU har stillet forslag om, at MKK for biota skal ændres til $3,5 \mu\text{g/kg VV}$. Bliver det vedtaget, vil det dog fortsat være muligt at overholde detektionskravet for både fisk, krabber og muslinger.

Skal der fastlægges en MKK for krabber eller muslinger kan det ske på basis af MKK for fisk og er derfor forholdsvis simpelt.

5.4 Dioxiner, furaner og WHO-TEQ PCB'er

Der eksisterer EU MKK for biota (fisk, krebsdyr og bløddyr), for WHO-TEQ (PCDD, PCDF, PCB) (Miljø- og ligestillingsministeriet 2023). I bekendtgørelsen angivet som: Sum af dioxiner og dioxinlignende forbindelser.

Det af EU fastsatte nuværende miljøkvalitetskrav for WHO-TEQ er på $\Sigma=0,0065 \mu\text{g/kg TEQ}$ baseret på fisk, krebsdyr og bløddyr. Detektionsgrænserne for dioxiner, furaner og WHO PCB i biota ligger på 4×10^{-6} - $5 \times 10^{-5} \mu\text{g/kg VV}$. Det er derfor muligt at overholde kravet om, at detektionsgrænse skal ligge en faktor 10 under MKK både for fisk, krabber og muslinger.

EU har stillet forslag om, at MKK for biota, baseret på fisk, skal ændres til $3,5 \times 10^{-5} \mu\text{g/kg VV}$ for WHO TEQ (PCDD, PCDF, PCB). Bliver det vedtaget, vil detektionsgrænsekravet, med undtagelse af enkelte stoffer, kunne overholdes for fisk, men ikke for krabber og muslinger.

Detektionsgrænserne for dioxiner, furaner og WHO PCB i sediment ligger omkring 2×10^{-6} til $4 \times 10^{-5} \mu\text{g/kg TS}$ for de fleste stoffer, et par PCB'er har dog højere detektionsgrænse ($0,008$ - $0,04 \mu\text{g/kg TS}$), men det vurderes at de ikke er blevet målt med dioxinmetoden. Det vil være usikkert, om dette vil være tilstrækkeligt til at leve op til et eventuelt miljøkvalitetskriterie.

Skal der fastlægges en MKK for krabber eller muslinger kan det ske på basis af MKK for fisk og derfor forholdsvis simpelt. Vælges sediment som matrice, skal der foretages en dataindsamling, og igen kan det muligvis ikke lade sig gøre af samme årsag som for PCB.

5.5 Perfluorerede stoffer

Der eksisterer EU MKK for vand og biota, fisk, for PFOS (Miljø- og ligestillingsministeriet 2023). I bekendtgørelsen angivet som: Perfluorooctansulfonsyre og derivater heraf (PFOS). Endvidere er der fastsatte kvalitetskriterier for PFAS-24 baseret på PFOA ækvivalenter for vand og biota samt for PFOS for sediment (MST MKK, 2023).

For PFOS er der et miljøkvalitetskrav på $9,1 \mu\text{g/kg VV}$ baseret på fisk, muskel. Detektionsgrænsen for PFOS ligger på $0,1 \mu\text{g/kg VV}$. Ud fra dette miljøkvalitetskrav, kan detektionsgrænsekravet godt overholdes, og det forventes også overholdt for både muslinger og krabber.

For PFAS-24, biota, er der baseret på PFOA ækvivalenter, er fastlagt et kriterie for marine fisk på $6,99 \mu\text{g/kg VV}$, for marine muslinger på $2 \mu\text{g/kg VV}$ (sekundær forgiftning) og for human konsum (fisk) på $0,077 \mu\text{g/kg VV}$.

EU har stillet forslag om, at MKK for PFAS-24 for biota skal ændres til $0,077 \mu\text{g/kg VV}$ svarende til miljøkvalitetskriteriet for human konsum, samt at kravet på PFOS udgår, da PFOS indgår i PFAS-24 /EU 2022.

Detektionsgrænser for de perfluorerede stoffer i biota ligger på 0,07–0,5 µg/kg VV. Det er derfor ikke muligt at overholde kravet for PFAS-24, med hensyn til at detektionsgrænse skal ligge en faktor 10 under MKK, human konsum, for fisk. For miljøkvalitetskriteriet baseret på sekundær forgiftning (topprædatorer) kan detektionsgrænsekravet for fisk og muslinger godt overholdes med de opnåelige detektionsgrænser. Der er kun fastlagt sedimentkriterie ferskvand for PFOS på 13,5 µg/kg TS baseret på 5% OC, som i henhold til baggrundsdokumentet bør anses for en foreløbig værdi pga. høj usikkerhed (MST MKK 2023). Der er ikke beregnet kriterie for marint sediment. Der er ingen erfaring indenfor det danske overvågningsprogram med overvågning af PFAS i sediment, men det vurderes, at det vil være muligt at overholde et detektionsgrænsekrav for fersk sediment for PFOS.

Et alternativ for PFAS er passive samplere, der måler vandkoncentrationerne. EU har foreslået et vandkvalitetskrav 0,0044 µg/l for PFAS 24. Afhængig af stofgruppens egenskaber, kan detektionsgrænserne for passive samplers være lavere end for almindelige vandprøver. Det er dog usikkert, om der kan opnås tilstrækkelig lave detektionsgrænser for et kvalitetskriterie for passive samplere baseret på det foreslåede EU vandkvalitetskrav.

Det forventes ikke være nødvendigt at fastlægge nye kvalitetskriterier for PFAS, medmindre der skal anvendes passive samplere.

5.6 Opsummering af konklusioner

I tabel 5.1 er en opsummering af afsnit 5.1 til 5.5 mht. hvilke stoffer/stofgrupper, der kan overholde detektionsgrænsekrav baseret på MKK i matricerne fisk, muslinger, krabbe og sediment. NA angivet under sediment betyder, at det ikke forventes muligt at fastlægge et pålideligt sedimentkvalitetskriterie.

Tabel 5.1. Oversigt over konklusionerne i afsnit 5.1 til 5.5 omkring mulighederne for at overholde detektionsgrænsekrav baseret på MKK for de enkelte stofgrupper/stoffer.

Stofgruppe	MKK angivet for:	Overholdelse af detektionsgrænsekrav baseret på MKK?			
		Fisk	Krabber	Musling	Sediment
Kviksølv (Hg)	Kviksølv og kviksølv forbindelser	Ja	Ja	Ja	Ja
	Nyt EU forslag for metylkviksølv i biota	Ja	Ja	Ja	NA
Polychlorede biphenyler (PCB)	SumPCB ₆ (nuværende analysemetode)	Nej for enkelte stoffer	Nej	Nej	NA
	Sum PCB ₆ (BAT, WHO PCB analysemetode)	Ja	Ja	Ja	NA
Chlorerede pesticider	HCH	Ja	Ja	Ja	Ja
Bromerede flammehæmmere (BDE)	Sum BDE ₆	Nej	Nej	Nej	NA
	Ny EU forslag for sumBDE	Nej	Nej	Nej	NA
hexabrom-cyclo-dodecan (HBCDD)	Sum HBCDD	Ja	Ja	Ja	NA
	Ny EU forslag for sumHBCDD	Ja	Ja	Ja	NA
Dioxiner, furaner og WHO PCB	TEQ-EQS	Ja	Ja	Ja	NA
	Ny EU forslag for TEQ-EQS	Nej for de fleste stoffer	Nej	Nej	NA
Perfluorerede stoffer (PFAS)	PFOS	Ja	Ja	Ja	Ja
	Sum PFAS ₂₄ sekundær forgiftning (muslinger eller fisk)	Ja	Ja	Ja	NA
	Ny EU forslag for sum PFAS ₂₄ , human konsum	Nej	Nej	Nej	NA

5.7 Andre stoffer der overvåges i biota i det marine program

I MFS delprogrammet for NOVANA for de marine områder overvåges metaller, organotin forbindelser, aromatiske kulbrinter og PAH'er i muslinger. Nedenstående afsnit gennemgår de miljøkvalitetskrav/kvalitetskriterier (MKK), der er for disse stofgrupper i biota, samt om MKK er baseret på fisk eller muslinger. Formålet er at redegøre for, om data for muslinger kan anvendes til vurdering i forhold til de eksisterende MKK. I afsnittene forholdes der ikke til, om detektionsgrænsekravene er overholdt, da det ikke er en del af nærværende opgave.

En række metaller har biota miljøkvalitetskrav eller kvalitetskriterier. Der er nationalt fastsatte miljøkvalitetskrav i biota for bly, 110 µg/kg VV og cadmium, 160 µg/kg VV. Det fremgår ikke, om kravene er baseret på muslinger, fisk eller fiskeprodukter. Der er kvalitetskriterier for arsen, cadmium, krom III og krom IV samt nikkel. Arsen har et biota kriteriet for musling (sec pois) på 33 µg/kg VV og et human konsum kriterie (HKK) på 74 µg/kg VV, fiskeprodukter. For cadmium er biotakriteriet for musling (sec pois) på 18 µg/kg VV og et HKK på 50 µg/kg VV, fiskeprodukter. Krom III og IV har ingen beregnede biotakriterier, men et HKK 182,5 µg/kg VV for krom III og 365 µg/kg VV for krom IV, begge fiskeprodukter. Nikkel har et biota kriteriet for musling (sec pois) på 21 mg/kg VV og et HKK på 2,3 mg/kg VV, fisk, og 4,1 mg/kg VV, muslinger. Da biotakriterier er baseret på musling er således ikke nødvendigt at omregne MKK for de fleste metaller, bortset fra eventuelt bly samt krom.

For tributyltin (TBT), som den primære organotin forbindelse, er der i biota kvalitetskriterier for både marine fisk og muslinger på 3 µg/kg vådvægt (sec pois), mens kravværdien er på 30 µg/kg vådvægt baseret på humant konsum, fisk (MST MKK, 2021). Det er således ikke nødvendigt at omregne MKK for tributyltin.

For PAH'erne og aromatiske kulbrinter foreligger EU fastsatte biota krav for benz(a)pyren, 5 µg/kg VV baseret human konsum, muligvis fisk og flouranthren, 30 µg/kg VV baseret på bløddyr og krebsdyr. Nationalt fastsatte krav for methylnaphthalener (Σ =2400 µg/kg VV), naphthalen (2400 µg/kg VV) og antracen (2400 µg/kg VV) baseret på krebsdyr. Der er også fastsat kvalitetskriterier for yderligere en række PAH'er, alle baseret på human konsum, fiskeprodukter. PAH'er kan ikke nedbrydes af invetebrater, hvilket betyder, at muslinger hverken nedbryder eller udskiller PAH'er i modsætning til fisk. Derfor vil biota krav (sec pois) for PAH'er baseret på muslinger have en højere MKK sammenlignet med fisk. Muslinger er således den mest velegnede matrice at måle PAH'er i. På baggrund af ovenstående er MKK ikke sat for højt i forhold til at der måles i muslinger.

6 Krav til dokumentation ved skift af matrice fra fisk

Fisk

I forhold til anvendelse af nye fiskearter, og for at sikre dokumentation af den tidmæssige udvikling, anbefales det, at koncentrationer af MFS i de nye fiskearter i en periode på 3-5 år måles parallelt med skrubbe og ålekvabbe indsamlet i de samme vandområder.

Økonomisk set vil der være merudgifter i forbindelse med de dobbelte analyser for 3-5 år ved skift til andre fiskearter. Fastholdes de oprindelige arter i NOVANA kan der forudses større udgifter til selve indsamling, og hvis muligt anvendelse af flere forskellige leverandører af fisk.

Krabber

Skal der anvendes en anden organismegruppe, dvs. strandkrabbe, gælder de samme anbefalinger som for nye fiskearter. Det vil det være nødvendigt med parallelle målinger (fisk/f.eks. strandkrabber) i en periode på 3-5 år. Der foreligger på nuværende tidspunkt forholdsvis få data på sammenligning mellem fisk og krabber (Larsen et al 2023). Det bør derfor nok overvejes at foretage flere sammenlignende målinger, før en evt. beslutning om brug af krabber i overvågningen tages. Der forventes ikke at være ekstra udgifter i forbindelse med indsamling af krabber, men det kan være lidt dyrere at få dissekeret dem (dog ikke væsentligt i forhold til analysepriserne).

Økonomisk set vil der være merudgifter i forbindelse med de dobbelte analyser for 3-5 år ved skift til krabber. Da krabber ikke bliver anvendt i OSPAR eller andre EU-lande, vil det være nødvendigt at etablere en række tidstrendstationer i minimum 5 år for at få anerkendt overvågningsdata. Der skal beregnes biotakrav på trofisk niveau tre for alle parametre.

Muslinger

Skiftes der til muslinger vil der være en udfordring i, at mange fiskestationer ikke har en population af muslinger. Det vil derfor sandsynligvis være nødvendigt flere steder at etablere en muslingepopulation. Disse "kunstige" muslingestationer kan etableres både på bunden ved hjælp af kunstige rev, samt i vandsøjlen på liner ("bøje"-muslinger). Det sidste kan medføre en del mere vedligehold. En udfordring vil være de regelmæssige iltsvind, som rammer de danske farvande. En sidste mulighed kan være udsættelse af muslinger i bure. For bøje- og burmuslinger skal de være udsat i en periode på minimum tre måneder. Da det ikke er en etableret muslingestation, er der en risiko for, at muslingerne stresses eller sultner. Det vil derfor være nødvendigt at undersøge deres kondition, før de kan "godkendes" til analyse. Der vil derfor være en risiko for, at stationer udgår, hvis de udsatte muslinger ikke har tilstrækkelig god kondition eller hvis der har forekommet iltsvind. Alternativt kan der etableres nye stationer i vandområderne, der hvor der findes muslinger.

Økonomisk set vil der være udgifter i forbindelse med etablering af muslingestationer, og der forventes løbende udgifter i forbindelse med vedligehold. Både bøje- og burmuslinger vil kræve som minimum det dobbelte antal togter.

Alternativt kan der være udgifter forbundet med at fastlægge alternative stationer

Sediment

Prøvetagning af sediment er forholdsvis nemt fra større både, men udfordringen ligger i, at sedimenteringshastigheden samt transport af sediment varierer for de forskellige områder. Anbefalingen fra OSPAR er årlige prøver til tidlig udvikling på stationsniveau, for at opfylde vandrammedirektivets krav om dokumentation af, at der ikke sker forværring af miljøtilstanden. Men da "reaktionstiden" for sediment kan være 5-10 år, er sediment ikke egnet til tidstrend formål.

Alternativt kan der udtages sedimentkerner, som dateres og analyseres i opdelinger af 1-2 cm lag, så man har en ide om den årlige sedimentlagstykkelse i det pågældende område, og dermed kan relatere målinger til et eller flere år. Dette er kun muligt i sedimentationsområder. Økonomisk vil der være øgede udgifter til dateringer af sedimentkerner, ligesom det kan kræve særligt sediment prøvetagningsudstyr, hvis en HAPS Core ikke kan trænge dybt nok ned til at få en god længde af sedimentkernen (helst min. 20 cm uforstyrret kerne for at kunne datere den).

Et alternativ til at sikre bedre sammenlignelighed mellem sedimentstationer vil være at udføre analyserne på ler-silt fraktionen (<63 µm) af overflade sedimenter. For sandede sedimenter kan dette kræve udtagning af større mængder sediment til sigtning, da ler-silt fraktionen kan udgøre <1 % af sedimentpartiklerne. Det betyder, at for 50 g prøve til analyse skal udtages ca. 5 kg sediment.

Endelig kan det være problematisk at fastsætte kvalitetskriterier i sediment, se nedenfor.

Passive samplere

Passive DGT-samplere vil generelt kun være en mulighed for metaller og PFAS. Metoden er dokumenteret for metaller i et EU-projekt, med udvikling af tilhørende MKK for metaller, men er endnu ikke dokumenteret for PFAS. Der kræves en del flere data, før man kan være sikker på, at de kan anvendes i overvågningen, så denne mulighed ligger derfor nogle år ud i fremtiden. Andre passive samplere er udviklet til ikke-vandopløselige stoffer (f.eks. PAH'er, chlorerede og bromerede forbindelser), men der er et større arbejde i at vurdere betydningen af partikulært materiale i forhold til den opløste fraktion, som er det de passive samplere måler for.

Økonomisk vil det kræve, at der etableres betydelig flere data for at dokumentere sammenhængen mellem vandkoncentration og passive samplere. Hvis passive anvendes, vil det kræve det dobbelte antal togter (udsætning og hjemtagning). Selve indsamlingen og udlægning vil dog kræve minimum af ressourcer.

Kvalitetskriterier

Ved skift i organisme vil det være forholdsvis simpelt at beregne nye kvalitetskriterier, se kapitel 2. For både krabber og muslinger vil der være nødvendigt at beregne nye biotakrav på henholdsvis trofisk niveau tre og to.

Hvis sediment anvendes som alternativ, vil der ligge et større arbejde i at etablere kvalitetskriterier for en række stoffer, se kapitel 2.

Ved anvendelse af passive samplere kan vandkvalitetskrav anvendes, hvis der er dokumenteret sammenhæng mellem passive samplere og vandkoncentration.

7 Gennemgang af forslag til matriceændring

I nedenstående afsnit samles op for de enkelte stofgrupper på fundprocent og mulighed for at overholde kvalitetskrav for henholdsvis muslinger og krabber. For krabber skal konklusionerne dog tages det forbehold, at det er en meget begrænset datamængde, der er til rådighed. Som det fremgår af tidligere afsnit i denne rapport, er der en del udfordringer ved skift til sediment, hvorfor den mulighed kun bliver nævnt for de stofgrupper, hvor det er svært at se andre alternativer. Der er også en opsamling over alternative fiskearter.

I slutningen af kapitlet er lavet en oversigtstabel over de gennemgåede matrixer, fundprocenter og mulighed for at overholde detektionsgrænsekravene på en faktor 10 under MKK. Se tabel 7.1.

7.1 Kviksølv

Fundprocenten for kviksølv i krabber er på samme niveau som fiskemuskel. Fundprocenten er lavere for muslinger (70%) og for sediment 96%. Med hensyn til overholdelse af miljøkvalitetskrav: Tages der udgangspunkt i det af EU foreslåede miljøkvalitetskrav baseret på methyلكviksølv, vil fisk og sandsynligvis muslinger og krabber kunne overholde detektionsgrænsekravet på en faktor 10 under MKK.

Både muslinger og krabber burde kunne fungere som alternativ til fisk for kviksølv, dog skal man være opmærksom på den lavere fundprocent i muslinger, samt at en trofisk/energibetragnetings justering af MKK til lavere niveau for krabber og muslinger kan det ikke helt udelukkes, at detektionsgrænsen ikke helt kan overholde en faktor 10 under MKK.

7.2 PCB'er og chlorerede pesticider

Fundprocenterne for PCB'er er nogenlunde det samme for fiskemuskel, muslinger, krabber og sediment. For de chlorerede pesticider er fundprocenten for muslinger på samme niveau som fiskemuskel, men den er lidt lavere for krabber og sediment.

Tages der udgangspunkt i det af EU foreslåede miljøkvalitetskrav for sumPCB6, vil det på nuværende tidspunkt ikke være muligt at overholde detektionsgrænsekravet for alle 6 PCB'er i fisk, og dermed heller ikke muligt i hverken krabber eller muslinger. Imidlertid burde det være muligt at få detektionsgrænserne længere ned, idet der allerede er udvalgte PCB'er, der sammen med dioxiner og furaner, som bliver målt med detektionsgrænser, som er ca. en faktor 1000 lavere. I så fald vil detektionsgrænsekravet kunne overholdes både for krabber og muslinger. Der foreligger et miljøkvalitetskriterie for HCH, for hvilket detektionsgrænsekravet kan overholdes for både fisk, muslinger og krabber.

Både muslinger og krabber burde kunne fungere som alternativ til fisk for PCB'er og chlorerede pesticider, men en udfordring kan være, at en trofisk/energibetragnetingsjustering af MKK til lavere niveau for krabber og muslinger kan give problemer med, at detektionsgrænsen ikke er en faktor 10 under MKK.

7.3 Bromerede flammehæmmere

I muslinger ligger fundprocenten højere end i fiskemuskel, men det er baseret på få ældre prøver. For krabber er fundprocenterne generelt lavere. For sediment er det mere blandet og med både højere og lavere fundprocenter. Her drejer det sig dog også om ældre data, og en række bromerede flammehæmmere, f.eks. HBCDD, er aldrig målt i sediment.

Tages der udgangspunkt i det af EU foreslåede miljøkvalitetskrav for sumBDE6, vil det på nuværende tidspunkt ikke være muligt at overholde detektionsgrænsekravet i fisk, da miljøkvalitetskravet ligger mere end en faktor 10 under de pt opnåelige detektionsgrænser. Dermed vil det heller ikke være muligt for hverken krabber eller muslinger. Sediment vurderes heller ikke som en mulighed, da der sandsynligvis vil være udfordringer med fastlæggelse på grund af stor usikkerhed ved de angivne metoder for meget hydrofobe stoffer.

På baggrund af ovenstående er der pt ikke ingen matricer, hvor det er muligt ved hjælp af målinger at vurdere miljøtilstanden, og det forventes ikke, at det vil være muligt at opnå tilstrækkelig lave detektionsgrænser foreløbig til at kunne imødekomme detektionsgrænsekravet. Ses der bort fra miljøkvalitetskravet, kan muslinger og krabber dog være en mulighed som alternativ til fisk.

7.4 Dioxiner og furaner

Dioxiner og furaner har højere fundprocenter i både muslinger og sediment sammenlignet med fiskemuskel. Krabber ligger på samme niveau som fisk.

Tages der udgangspunkt i det af EU foreslåede miljøkvalitetskrav for WHO TEQ, vil det på nuværende tidspunkt være muligt at overholde detektionsgrænsekravet med undtagelse af enkelte stoffer i fisk. Det vil ikke være muligt at overholde for hverken muslinger eller krabber. For de gældende miljøkvalitetskrav for fisk og musling kan detektionsgrænsekravet godt overholdes. Sediment vurderes ikke som en mulighed, da der sandsynligvis vil være udfordringer med fastlæggelse på grund af stor usikkerhed ved de angivne metoder for meget hydrofobe stoffer.

På baggrund af ovenstående vurderes det, at fisk er den eneste mulige overvågningsart for dioxiner, hvis der tages hensyn til det sandsynligvis kommende miljøkvalitetskrav. Ses der bort fra miljøkvalitetskravet, kan muslinger, men også krabber, være en mulighed som alternativ til fisk.

7.5 Perfluorerede stoffer

Fundprocenterne for både krabber og muslinger er lavere end fiskelever, og der findes ingen data på sediment. Der skal også tages et forbehold for, at der indgår meget få data i datasættene for muslinger og krabber.

Tages der udgangspunkt i det af EU foreslåede miljøkvalitetskrav for PFAS 24, vil det på nuværende tidspunkt ikke være muligt at overholde detektionsgrænsekravet i fisk, og det vil dermed heller ikke være muligt for muslinger og krabber. Det er dog muligt, for flere af stofferne, at måle under miljøkvalitetskravet, dvs. detektionsgrænserne ligger under MKK men ikke en faktor 10 under MKK. Det skal bemærkes, at den laveste PFAS-24 MKK er baseret på

human konsum, men der findes væsentligt højere MKK baseret på toppredatorer, som ikke har samme beskyttelsesniveau som human konsum MKK'en.

Et alternativ for PFAS er passive samplere, der måler vandkoncentrationerne. De foreløbige resultater er lovende, men selv om detektionsgrænserne for passive samplere er lavere for PFAS sammenlignet med almindelige vandprøver, er det dog usikkert om der kan opnås tilstrækkeligt lave detektionsgrænser for de passive samplere til at kunne leve op til det nye foreslåede EU vandkvalitetskrav.

På baggrund af denne gennemgang vurderes det, at fiskelever nok fortsat er det bedste bud for overvågning af PFAS. Det kan overvejes, om der skal investeres i yderligere undersøgelser af passive samplers muligheder for at erstatte fisk i områder, hvor der ikke kan fanges fisk.

7.6 Alternative fiskearter

Der kan anbefales følgende arter som mulighed for at indgå i overvågningen for miljøfarlige forurenende stoffer: Sortmundet kutling, som pt. har stigende udbredelse i danske farvande; Ising som supplement til skrubbe; Almindelig ulk kan undersøges for, om den er tilstrækkelig udbredt til at kunne inddrages i overvågningsprogrammet; Trepigget hundestejle kan undersøges for, om den trods sin lille størrelse, er anvendelig i forhold til måling for MFS i organer og væv.

I forhold til øget anvendelse af sortmundet kutling og anvendelse af nye fiskearter som ising og ulk skal NOVANA teknisk anvisning tilrettes. Til at styrke grundlaget anbefales det, at parallelle målinger på de 3 ekstra arter gennemføres i en årrække 2-3 udvalgte vandområder med forskelligt koncentrationsniveau og sammenlignes med de nuværende arter i NOVANA.

Tabel 7.1. Oversigt over fundprocenter, samt overholdelse af detektionsgrænsekrav i forhold til MKK. DL OK: Detektionsgrænsekravet kan overholdes. DL ikke OK: detektionsgrænsekravet kan ikke overholdes.

Parametergruppe	MKK angiver for:	Fisk*, Muskel eller lever	Krabber	Musling	Sediment	DGT
Kviksølv (Hg)	Kviksølv og kviksølv forbindelser	Muskel: DL OK, fund%: 100%	DL OK, fund%: 100%	DL OK, fund%: 70%	DL OK, fund%: 96%	Uegnet
	EU forslag for metylkviksølv i biota	Muskel: DL OK, fund%: ukendt	DL OK, fund%: ukendt	DL OK, fund%: Ingen data	Ingen data	Uegnet
Polychlorede biphenyler (PCB)	SumPCB6** (Pt. analysemetode)	Muskel: DL OK for enkelte stoffer, fund%: 74-90%	DL ikke OK, fund%: 100%	DL ikke OK, fund%: 38-97%	MKK ikke mulig, fund% 67-91%	Uegnet
	Sum PCB6** (WHO PCB analysemetode)	Muskel: DL OK, fund%: forventes højere	DL OK, fund%: forventes højere end ovenstående	DL OK, fund%: forventes højere end ovenstående	MKK ikke mulig, fund%: forventes højere	Uegnet
Chlorerede pesticider	HCH, alle isomerer	Muskel: DL OK, fund% 55-70%	DL OK, fund%: 100%	DL OK, fund%: 24-39%	DL OK, fund%: 22-74%	Uegnet
Bromerede flammehæmmere (BDE)	Sum BDE6***	Muskel: DL ikke OK, fund%: 6-88%	DL ikke OK, fund% 100% BDE#47, resten <33%	DL ikke OK, fund%: 13-96%	MKK ikke mulig, fund%: 6-70%	Uegnet
	Ny EU forslag sum BDE6***	Muskel: DL ikke OK, fund%: 6-88%	DL ikke OK, fund% 100% BDE#47, resten <33%	DL ikke OK, fund%: 13-96%	MKK ikke mulig, fund%: 6-70%	Uegnet
Hexabrom-cyclo-dodecan (HBCDD)	Sum HBCDD	Muskel: DL OK, fund%: 17-79%	DL OK, fund%: Ingen data	DL OK, fund%: ingen data	MKK ikke mulig, Ingen data	Uegnet
	Ny EU forslag sum HBCDD	Muskel: DL OK, fund%: 17-79%	DL OK, fund%: Ingen data	DL OK, fund%: ingen data	MKK ikke mulig, Ingen data	Uegnet
Dioxiner, furaner og WHO PCB	TEQ-EQS	Muskel: DL OK, fund%: 4-100%	DL OK, fund%: 100%	DL OK, fund%: 6-100%	MKK ikke mulig, fund%: 40-97%	Uegnet
	EU forslag TEQ-EQS	Muskel: DL ikke OK, fund%: 4-100%	DL ikke OK, fund%: 100%	DL ikke OK, fund%: 6-100%	MKK ikke mulig, Fund%: 40-97%	Uegnet
Perfluorerede stoffer (PFAS)	PFOS	Lever: DL OK, fund%: 99%	DL OK, fund%: 50%	DL OK, fund%:<50%. Få data	DL OK, fund%: Ingen data	DL OK, fund%: 100%, få data.
	Sum PFAS24, sekundær forgiftning	Lever: DL OK, fund%: 0-99%	DL OK, fund%: 0-50%	DL OK, fund%:<75%. Få data	MKK ikke mulig, ingen data	DL OK, fund%: 0-100%, få data.
	EU forslag PFAS24, human konsum	Lever: DL ikke OK, fund%: 0-99%	DL ikke OK, fund%: 0-50%	DL ikke OK, fund%:<75%. Få data	MKK ikke mulig, ingen data	Uegnet

* for nye fiskearter forventes DL og fundprocent at ligge i nogenlunde samme niveau som de arter, der overvåges nu

** I PCB6 indgår: PCB#28, #52, #101, #138, #153, #180

*** I BDE6 indgår: BDE#28, #47, #99, #100, #153, #154

8 Konklusioner

Der er i denne rapport gennemgået de forskellige muligheder for at overvåge MFS i andre matricer end de marine fiskearter, der i dag anvendes i NOVANA. Fokus har været på, om stoffer kunne findes i tilstrækkelig høje fundprocent, til at det er værd at overvåge i den pågældende matrice sammenlignet med fisk. Rapporten har også lagt fokus på miljøkvalitetskrav og kvalitetskriterier. EU Kommissionen har foreslået en række nye miljøkvalitetskrav, som generelt kommer til at give udfordringer i forhold til at vurdere miljøtilstanden. De vil give udfordringer i forhold til at anvende andre overvågningsarter for lavere trofisk niveau, da kravværdierne skal være tilsvarende lavere for muslinger end for fisk. De arter, der anvendes i dag, ligger på TL 3,2 til 3,5 ($\pm 0,3$ og $0,49$). I OSPAR og HELCOM anvendes arterne uden yderligere trofisk tilpasning.

En sammenligning af fundprocenter mellem fisk og andre matricer viser gode fundprocenter i musling, krabber og sediment for kviksølv, PCB, chlorerede pesticider og dioxiner/furaner. Bromerede flammehæmmere har gode fundprocenter i musling, men lavere i sediment og krabber. For PFAS er der lavere fundprocenter for krabber, og der findes få data for muslinger og ingen for sediment.

Sediment vurderes generelt problematisk, grundet at det er svært/umuligt at etablere tidstrends, samt at det kan vise sig meget omfattende eller umuligt at beregne sediment kvalitetskriterier som giver samme beskyttelsesniveau som de nuværende krav og kriterier.

Sammenholdes det ovenstående med de foreslåede miljøkvalitetskrav fra EU Kommissionen kan kviksølv, PCB og chlorerede pesticider overvåges i krabber, men sandsynligvis også muslinger. Sidstnævnte dog afhængig af hvor miljøkvalitetskravet for muslinger lander. For PCB vil det dog kræve forbedrede detektionsgrænser. Dioxiner/furaner/WHO PCB, bromerede flammehæmmere og PFAS bør fortsat overvåges i fisk.

Med hensyn til mulighederne for at inddrage andre fiskearter vurderes de nuværende arter at være de mest velegnede. I takt med udbredelse af sortmundet kutling øges i danske farvande, og den udkonkurrerer ålekvabberne, kan det blive nødvendigt, at den sortmundet kutling fremadrettet i større omfang indgår i overvågningen. Det anbefales desuden at ising inddrages i de vandområder hvor skrubbe ikke bliver fanget. Ulk kunne også være et alternativ, men der bør undersøges om den er tilstrækkelig udbredt til at kunne indgå i overvågningsprogrammet. Det anbefales også at det undersøges om den trepiggede hundestejle, grundet dens lille størrelse, er anvendelig i forhold til måling for MFS i organer og væv. I NOVANA's MFS ferskvandsovervågning analyseres der i udgangspunkt kun for kviksølv i hundestejler, og der måles kun på hele fisk.

Hvis der skiftes indikatorart, bør der for tidstrends laves en kalibrering mellem de enkelte arter, både hvis det kun er til kalibrering mellem fiskearter hvis det er til muslinger/krabber. Selv hvis data udelukkende bruges til vurdering af miljøtilstanden, kan artsspecifikke forhold betyde et skift imellem god og ikke-god tilstand, hvis det er et vandområde tæt på MKK koncentrationen. Kalibreringen bør foretages over så stor variation som muligt af

koncentrationsniveauer, selvom det for nogle af de regulerede stoffer kan være svært at finde stationer med højt niveau.

9 Referencer

Amouroux, I., Gonzalez, J.-L., Guesdon, S., Belzunce-Segarra, M.J., Bersuder, P., Bolam, T., Caetano, M., Santos, M.C.D., Larreta, J., Lebrun, L., Marras, B., Gabet, V.M., McHugh, B., Menchaca, I., Menet-Nédélec, F., Montero, N., Perceval, O., Pierre-Duplessix, O., Regan, F., Rodríguez, J.G. Sanz, M.R., Schintu, M., White, B. & Zhang, H. 2023. A new approach to using Diffusive Gradient in Thin-films (DGT) labile concentration for Water Framework Directive chemical status assessment: adaptation of Environmental Quality Standard to DGT for cadmium, nickel and lead. *Environmental Sciences Europe* (2023) 35:29.

Barhoumi, B., Sander, S.G, Driss, M.R. and Tolosa, I (2022). Survey of legacy and emerging per- and polyfluorinated alkyl substances in Mediterranean seafood from a North African ecosystem. *Environ Pollut.* 292, 2022 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118398>

Booij, K., Robinson, C. D., Burgess, R. M., Mayer, P., Roberts, C. A., Ahrens, L., Allan, I. J., Brant, J., Jones, L., Kraus, U. R., Larsen, M. M., Lepom, P., Petersen, J., Profrock, D., Roose, P., Schäfer, S., Smedes, F., Tixier, C., Vorkamp, K., & Whitehouse, P. (2016). Passive Sampling in Regulatory Chemical Monitoring of Nonpolar Organic Compounds in the Aquatic Environment. *Environmental Science & Technology*, 50(1), 3-17. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04050>

CIS 2009. Guidance Document No. 19. GUIDANCE ON SURFACE WATER CHEMICAL MONITORING UNDER THE WATER FRAMEWORK DIRECTIVE . [CIS guideline 19.pdf](#)

ECHA (2008). Guidance on information requirements and chemical safety assessment. European Chemicals Agency, Helsinki, Finland. Accessible from <http://guidance.echa.europa.eu/>

EU (2003). Technical Guidance Document (TGD) in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances and Directive 98/8/EC of the European Parliament and the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Edition 2. EUR 20418 EN/2. European Commission Joint Research Centre, Ispra, Italy.

EU (2009) Guidance Document No. 19 GUIDANCE ON SURFACE WATER CHEMICAL MONITORING UNDER THE WATER FRAMEWORK DIRECTIVE, Technical Report - 2009 - 025.

EU (2010) Guidance document No. 25 ON CHEMICAL MONITORING OF SEDIMENT AND BIOTA UNDER THE WATER FRAMEWORK DIRECTIVE. Technical report 2010-041

EU (2011a) Guidance Document No. 27 Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards

EU (2011b). Guidance Document No. 32 ON BIOTA MONITORING (THE IMPLEMENTATION OF EQS_{BIOTA}) UNDER THE WATER FRAMEWORK DIRECTIVE, Technical Report - 2014 - 083.

EU (2013) DIRECTIVE 2013/39/EU OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 12 August 2013 amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy

EU (2018). Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards. Guidance Document No. 27. Updated version 2018

EU (2022) Forslag til ændring, Annex V. DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL amending Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy, Directive 2006/118/EC on the protection of groundwater against pollution and deterioration and Directive 2008/105/EC on environmental quality standards in the field of water policy. [EUR-Lex - 52022PC0540 - EN - EUR-Lex](#)

HELCOM 2018. State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment. HOLAS II (2011–2016). Baltic Sea Environment Proceedings No. 155

JRC 2022: Joint Research Center (JRC) of the Commission of the European Union: Per- And Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) – Final Dossier after SCHEER final opinion – dated September 2022

Langberg, H.A., Breedveld, G.D. , Grønning, H.M., Kvennås, M., Jenssen, B.M. & Hale, S.E. (2019). Bioaccumulation of fluorotelomer sulfonates and perfluoroalkyl acids in marine organisms living in aqueous film-forming foam impacted waters. *Environ. Sci. Technol.*, 53 (18), pp. 10951-10960

Larsen, M. M., Allan, I., Næs, K., Nyberg, E. & Hoydal, K., 2009. Evaluation of passive samplers for the monitoring of contaminants in sediment and water: Monitoring of POPs and PCBs in international monitoring programmes. *TemaNord*. 563, s. 1-100 (<https://norden.diva-portal.org/smash/get/diva2:702813/FULLTEXT01.pdf>)

Larsen M.M. & Strand J., 2022, Miljøfarlige stoffer i fisk, NOVANA teknisk anvisning M25, version 2.1 - gyldig fra 14.11.2022 , DCE, Aarhus Universitet https://ecos.au.dk/fileadmin/ecos/Fagdatacentre/Marin/TA_M25_Miljoefarlige_stoffer_i_fisk_ver2_1.pdf

Larsen, M.M., Tairova Z, Buur, H., Bossi, R. & Vorkamp, K. 2023. Potentiale for anvendelse af krabber i NOVANA til overvågning af miljøfarlige stoffer. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 63 s. - Teknisk rapport fra DCE -Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 282. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Tekniske_rapporter_250-299/TR282.pdf

Lassen, P., Larsen, M.M., Kjær, C., Sander Johansson, L., Strand, J., Tairova, Z., Sørensen, P. B. & Damgaard, C. F., 2024. Miljøfarlige forurenende stoffer 2023. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 207s. - Videnskabelig rapport nr. 634. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Videnskabelige_rapporter_600-699/SR634.pdf

Miljø- og ligestillingsministeriet 2023: Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand. Bekendtgørelse nr. 796 af 17. juni 2023.

MST MKK. [Kvalitetskriterier for miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet - Miljøstyrelsen](#). Reference er i teksten angives som MST MKK (årstal), hvor årstal referer til udgivelsesåret for de specifikke MKK'er.

Ojaveer, H., Neuenfeldt, S., Eero, M. & Uusitalo, L. (2020). Review of food web indicators for the Baltic Sea. BONUS XWEBS Deliverable D3.1. 16 pp. DOI 10.3289/XWEBS_D3.1.

Qiao, J., Cao, Y., Lin, M., He, Y., Steier, P. & Hain, K. (2025). Forty-Year Time Series of Anthropogenic Uranium in *Fucus vesiculosus* from Kattegat: Validating ²³⁶U Releases from European Nuclear Reprocessing Plants. *Environmental Science and Technology*. 59, 5, p. 2675-2685

Van de Vijver, K.I.V., Hoff, P.T., Van Dongen, W., Esmans, E.L., Blust, R. & De Coen, W.M. (2003). Exposure patterns of perfluorooctane sulfonate in aquatic invertebrates from the Western Scheldt estuary and the southern North Sea. *Environ. Toxicol. Chem.*, 22, pp. 2037-2041

Bilag 1-Stofliste og detektionsgrænser i de forskellige matricer

Tabellen viser de nuværende forventede detektionsgrænser for de forskellige individuelle stoffer baseret på målinger under NOVANA. Forskellige laboratorier kan have andre detektionsgrænser, ligesom der sker forbedringer med udvikling af analyseudstyr (oftest højere detektionsgrænser i ældre datasæt). For perfluorerede stoffer henviser cas numre til de lineære forbindelser.

Parameter, forkortet navn	Parameter, kemisk betegnelse	cas-nr.	µg/kg VV Fisk	µg/kg VV Muslinger	µg/kg TS Sediment
Metaller					
Hg	Kviksølv	7439-97-6	1	1	3
Bromerede flammehæmmere					
BDE#28	2,4,4-Tribromodiphenylether	41318-75-6	0,006	0,006	
BDE#47	2,2',4,4'-Tetrabromdiphenylether	5436-43-1	0,004	0,004	
BDE#66	2,3',4,4'-Tetrabromdiphenylether	189084-61-5	0,006	0,006	
BDE#99	2,2',4,4',5-Pentabromdiphenylether	60348-60-9	0,009	0,009	0,004
BDE#100	2,2',4,4',6-Pentabromdiphenylether	189084-64-8	0,008	0,008	0,004
BDE#153	2,2',4,4',5,5'-Hexabromdiphenylether	68631-49-2	0,003	0,003	0,007
BDE#154	2,2',4,4',5,6'-Hexabromdiphenylether	207122-15-4	0,003	0,003	0,004
α-HBCDD	alpha-Hexabromcyclododecan	134237-50-6	0,002	0,002	
β-HBCDD	beta-Hexabromcyclododecan	134237-51-7	0,002	0,002	
γ-HBCDD	gamma-Hexabromcyclododecan	134237-52-8	0,003	0,003	
BDE#175	2,2',3,3',4,5',6-heptabromodiphenyl ether	446255-22-7	0,021	0,021	
BDE#183	2,2',3,4,4',5',6-Heptabromdiphenylether	207122-16-5	0,03	0,03	0,004
BDE#197	2,2',3,3',4,4',6,6'-octabromodiphenyl ether	117964-21-3	0,05	0,05	
BDE#203	2,2',3,4,4',5,5',6-Octabromodiphenyl ether	337513-72-1	0,03	0,03	
BDE#209	2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'-Decachlorbiphenyl	1163-19-5	0,11	0,11	
PCB'er					
PCB#28	2,4,4'-Trichlorbiphenyl	7012-37-5	0,02	0,02	0,01
PCB#31	2,4',5-Trichlorbiphenyl	16606-02-3	0,01	0,1	0,01
PCB#52	2,2',5,5'-Tetrachlorbiphenyl	35693-99-3	0,01	0,01	0,011
PCB#77	3,3',4,4'-Tetrachlorbiphenyl	32598-13-3	6,00E-06	6,00E-06	2,00E-06
PCB#81	3,4,4',5-Tetrachlorbiphenyl	70362-50-4	6,00E-06	6,00E-06	3,00E-05
PCB#101	2,2',4,5,5'-Pentachlorbiphenyl	37680-73-2	0,03	0,03	0,01
PCB#105	2,3,3',4,4'-Pentachlorbiphenyl	32598-14-4	3,0E-04	3,0E-04	8,0E-03
PCB#114	2,3,4,4',5-Pentachlorbiphenyl	74472-37-0	3,0E-04	3,0E-04	4,0E-05
PCB#118	2,3',4,4',5-Pentachlorbiphenyl	31508-00-6	3,0E-04	3,0E-04	0,01
PCB#123	2,3',4,4',5'-Pentachlorbiphenyl	65510-44-3	3,0E-04	3,0E-04	0,04
PCB#126	3,3',4,4',5-Pentachlorbiphenyl	57465-28-8	5,0E-06	5,0E-06	4,0E-06
PCB#138	2,2',3,4,4',5'-Hexachlorbiphenyl	35065-28-2	0,04	0,04	0,008
PCB#153	2,2',4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl	35065-27-1	0,04	0,04	0,011
PCB#156	2,3,3',4,4',5-Hexachlorbiphenyl	38380-08-4	0,01	0,01	0,0095
PCB#157	2,3,3',4,4',5'-Hexachlorbiphenyl	69782-90-7	0,0001	0,0001	0,01
PCB#167	2,3',4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl	52663-72-6	0,0002	0,0002	0,01
PCB#169	3,3',4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl	33574-16-6	5,0E-06	5,0E-06	5,0E-06
PCB#180	2,2',3,4,4',5,5'-heptachlorbiphenyl	35065-29-3	0,01	0,01	0,013
PCB#189	2,3,3',4,4',5,5'-Heptachlorbiphenyl	39635-31-9	1,0E-04	1,0E-04	2,0E-05
WHO-TEQ 2005, Sum c-PCB	WHO-TEQ 2005 c-PCB				
Chlorerede pesticider					
DDT, p,p'-	DDT, p,p'-	50-29-3	0,04	0,04	0,04
DDE, p,p'-	DDE, p,p'-	72-55-9	0,05	0,05	0,04
Chlordan	Trans-nonachlor	12789-03-6	0,01	0,01	
Gamma Lindan (gamma-HCH)	Gamma-hexachlorcyclohexan	58-89-9	0,05	0,05	0,01
HCH + isomerer	Hexachlorcyclohexan	608-73-1	0,05	0,05	0,07

Parameter, forkortet navn	Parameter, kemisk betegnelse	cas-nr.	µg/kg VV Fisk	µg/kg VV Muslinger	µg/kg TS Sediment
Dioxiner og furaner					
2378-TCDD	2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin	1746-01-6	4,0E-05	4,0E-05	3,0E-06
12378-PeCDD	1,2,3,7,8-Pentachlordibenzo-p-dioxin	40321-76-4	1,0E-05	1,0E-05	4,0E-06
123478-HxCDD	1,2,3,4,7,8-Hexachlordibenzo-p-dioxin	39227-28-6	4,0E-06	4,0E-06	4,0E-06
123678-HxCDD	1,2,3,6,7,8-Hexachlordibenzo-p-dioxin	57653-85-7	4,0E-06	4,0E-06	2,0E-05
123789-HxCDD	1,2,3,7,8,9-Hexachlordibenzo-p-dioxin	19408-74-3	4,0E-06	4,0E-06	4,0E-06
1234678-HpCDD	1,2,3,4,6,7,8-Heptachlordibenzo-p-dioxin	35822-46-9	6,0E-06	6,0E-06	2,0E-05
OCDD	1,2,3,4,6,7,8,9-Octachlordibenzodioxin	3268-87-9	1,0E-05	1,0E-05	4,0E-05
2378-TCDF	2,3,7,8-Tetrachlordibenzofuran	51207-31-9	7,0E-06	7,0E-06	3,0E-06
12378-PeCDF	1,2,3,7,8-Pentachlordibenzofuran	57117-41-6	8,0E-06	8,0E-06	3,0E-06
23478-PeCDF	2,3,4,7,8-Pentachlordibenzofuran	57117-31-4	9,0E-06	9,0E-06	1,0E-05
123478-HxCDF	1,2,3,4,7,8-Hexachlordibenzofuran	70648-26-9	6,0E-06	6,0E-06	1,0E-05
123678-HxCDF	1,2,3,6,7,8-Hexachlordibenzofuran	57117-44-9	6,0E-06	6,0E-06	3,0E-06
123789-HxCDF	1,2,3,7,8,9-Hexachlordibenzofuran	72918-21-9	5,0E-06	5,0E-06	3,0E-06
234678-HxCDF	2,3,4,6,7,8-Hexachlordibenzofuran	60851-34-5	5,0E-06	5,0E-06	2,0E-06
1234678-HpCDF	1,2,3,4,6,7,8-Heptachlordibenzofuran	67562-39-4	4,0E-06	4,0E-06	3,0E-05
1234789-HpCDF	1,2,3,4,7,8,9-Heptachlordibenzofuran	55673-89-7	3,0E-06	3,0E-06	2,0E-05
OCDF	1,2,3,4,6,7,8,9-Octachlordibenzofuran	39001-02-0	5,0E-06	5,0E-06	4,0E-05
WHO-TEQ 2005, PCDD/F	WHO-TEQ 2005, sum PCDD/F				
WHO-TEQ 2005, total	WHO-TEQ 2005 total, ekskl. LOQ				
Perfluorerede stoffer					
PFOS	Perfluoroktansulfonat	1763-23-1	0,1	0,1	
PFOSA	Perfluoroktansulfonamid	754-91-6	0,12	0,12	
PFHxS	Perfluorhexansulfonat	355-46-4	0,01	0,01	
PFDA	Perfluorodecansyre	335-76-2	0,1	0,1	
PFNA	Perfluorononansyre	375-95-1	0,04	0,04	
PFOA	Perfluoroktansyre	335-67-1	0,05	0,05	
PFUnA	Perfluoroundecansyre	2058-94-8	0,09	0,09	
PFBS	Perfluorbutansulfonsyre	375-73-5	0,31	0,31	
ADONA	Dodecafluor-3H-4,8-dioxananoat	958445-44-8	0,1	0,1	
Gen X	HFPO-DA	62037-80-3	0,1	0,1	
PFODA	Perfluorooctadecansyre	16517-11-6	0,1	0,1	
PFHxDA	Perfluorhexadecansyre	67905-19-5	0,1	0,1	
PFTeDA	Perfluortetradecansyre	376-06-7	0,08	0,08	
PFDS	Perfluordecansulfonsyre	335-77-3	0,08	0,08	
PFHpS	Perfluorheptansulfonsyre	375-92-8	0,1	0,1	
PFTriDA	Perfluortridecansyre	72629-94-8	0,57	0,57	
PFHpA	Perfluoroheptansyre	375-85-9	0,07	0,07	
PFDODA eller PFDoA	Perfluordodecansyre	307-55-1	0,12	0,12	
PFPeS	Perfluorpentansulfonsyre	2706-91-4	0,1	0,1	
PFPeA	Perfluorpentansyre	2706-90-3	0,1	0,1	
PFBA	Perfluorbutansyre	375-22-4	0,1	0,1	
PFHxA	Perfluorohexansyre	307-24-4	0,09	0,09	
6:2 FTUCA	6:2 Fluorotelomer unsaturated carboxylic acid	70887-88-6	0,5	0,5	
8:2 FTUCA	8:2 Fluorotelomer unsaturated carboxylic acid	70887-84-2	0,5	0,5	
6:2 TFOH	1H,1H,2H,2H-Perfluorooctanol	647-42-7			
8:2 FTOH	1H,1H,2H,2H-Perfluorodecanol	678-39-7			

Bilag 2 Miljøkvalitetskrav og kvalitetskriterier

Bilaget indeholder en oversigt over de stoffer, der indgår i den marine overvågning samt hvilke miljøkvalitetskrav og kvalitetskriterier, der er for disse stoffer. Den første tabel er tænkt som et overblik over gældende miljøkvalitetskrav og kvalitetskriterier. De efterfølgende tabeller indeholder miljøkrav og -kriterier for de pågældende stoffer, samt nye kvalitetskrav der er stillet forslag om fra EU's side.

Miljøkvalitetskrav er hentet fra bekendtgørelse 796 (Miljø- og ligestillingsministeriet 2023). Kvalitetskriterier er hentet fra Miljøstyrelsens hjemmeside for kvalitetskriterier for miljøfarlige forurenende stoffer. Link til hjemmesiden er angivet i referencelisten (MST MKK). Nye kvalitetskrav er hentet fra EU forslaget, Annex V (EU 2022).

Oversigt over hvilke stoffer, der indgår i det nuværende marine delprogram i NOVANA i fisk, samt hvilke stoffer er fastsat miljøkvalitetskrav og kvalitetskriterier for.

		Kvalitetskrav			Kvalitets-kriterier		Sek. Poisning		Hu-man kon-sum
Parameter	CAS-nr.	Vand	Sediment	Biota	Vand	Sedi-ment	Biota (musling)	Biota (fisk)	
Metaller									
Kviksølv (Hg)	7439-97-6	x		x					
Bromerede flammehæmmere									
BDE#28	41318-75-6	BDE ₆		BDE ₆					
BDE#47	5436-43-1	BDE ₆		BDE ₆					
BDE#66	189084-61-5								
BDE#99	60348-60-9	BDE ₆		BDE ₆					
BDE#100	189084-64-8	BDE ₆		BDE ₆					
BDE#153	68631-49-2	BDE ₆		BDE ₆					
BDE#154	207122-15-4	BDE ₆		BDE ₆					
α-HBCDD	134237-50-6	HBCDD		HBCDD					
β-HBCDD	134237-51-7	HBCDD		HBCDD					
γ-HBCDD	134237-52-8	HBCDD		HBCDD					
BDE#175	446255-22-7								
BDE#183	207122-16-5								
BDE#197	117964-21-3								
BDE#203	337513-72-1								
BDE#209	1163-19-5								
PCB'er									
PCB #28	7012-37-5							PBC ₆	PBC ₆
PCB #31	16606-02-3								
PCB #52	35693-99-3							PBC ₆	PBC ₆
PCB#77	32598-13-3			WHO TEQ					
PCB#81	70362-50-4			WHO TEQ					
PCB #101	37680-73-2							PBC ₆	PBC ₆
PCB #105*	32598-14-4			WHO TEQ					
PCB#114	74472-37-0			WHO TEQ					
PCB #118	31508-00-6			WHO TEQ					
PCB#123	65510-44-3			WHO TEQ					
PCB#126	57465-28-8			WHO TEQ					
PCB #138	35065-28-2							PBC ₆	PBC ₆
PCB #153	35065-27-1							PBC ₆	PBC ₆
PCB #156*	38380-08-4			WHO TEQ					
PCB#157	69782-90-7			WHO TEQ					
PCB#167	52663-72-6			WHO TEQ					

PCB#169	33574-16-6			WHO TEQ					
PCB #180	35065-29-3							PBC ₆	PBC ₆
PCB#189*	39635-31-9			WHO TEQ					
WHO-TEQ 2005, Sum c-PCB				*					
Chlorerede pesticider									
DDT, p,p'-*	50-29-3	x							
DDE, p,p'-*	72-55-9	x							
Chlordan (trans-non-achlor)*	12789-03-6								
Gamma Lindan (HCH)*	58-89-9	x					x		x
Hexachlorcyclohexan + isomerer*	608-73-1	x					x		x
Dioxiner og furaner									
2378-TCDD	1746-01-6								
12378-PeCDD	40321-76-4								
123478-HxCDD	39227-28-6								
123678-HxCDD	57653-85-7								
123789-HxCDD	19408-74-3								
91234678-HpCDD	35822-46-9								
OCDD	3268-87-9								
2378-TCDF	51207-31-9								
12378-PeCDF	57117-41-6								
23478-PeCDF	57117-31-4								
123478-HxCDF	70648-26-9								
123678-HxCDF	57117-44-9								
123789-HxCDF	72918-21-9								
234678-HxCDF	60851-34-5								
1234678-HpCDF	67562-39-4								
1234789-HpCDF	55673-89-7								
OCDF	39001-02-0								
WHO-TEQ 2005, Sum PCDD/F									
WHO-TEQ 2005, Total sum**				x					
Perfluorede stoffer									
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	1763-23-1	x		x	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄
Perfluoroktansulfonamid (PFOSA)	754-91-6				PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄
Perfluorhexansulfonat (PFHxS)	355-46-4				PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄
Perfluorodecansyre (PFDA)	335-76-2				PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄
Perfluorononansyre (PFNA)	375-95-1				PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄
Perfluoroktansyre (PFOA)	335-67-1				PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄
Perfluoroundecansyre (PFUnA)	2058-94-8				PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄
Perfluorobutane sulfonic acid (PFBS)	375-73-5				PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄
ADONA	958445-44-8				PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄
HFPO-DA or Gen X	62037-80-3				PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄
Perfluorooctadecanoic acid (PFODA)	16517-11-6				PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄
Perfluorohexadecanoic acid (PFHxDA)	67905-19-5				PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄
Perfluorotetradecanoic acid (PFTeDA)	376-06-7				PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄
Perfluorodecane sulfonic acid (PFDS)	335-77-3				PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄
Perfluoroheptane sulfonic acid (PFHpS)	375-92-8				PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄
Perfluorotridecanoic acid (PFTTrDA)	72629-94-8				PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄
Perfluoroheptanoic acid (PFHpA)	375-85-9				PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄

Perfluorododecanoic acid (PFDoDA or PFDoA)	307-55-1				PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄
Perfluoropentane sulfonic acid (PFPeS)	2706-91-4				PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄
Perfluoropentanoic acid (PFPeA)	2706-90-3				PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄
Perfluorobutanoic acid (PFBA)	375-22-4				PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄
Perfluorohexanoic acid (PFHxA)	307-24-4				PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄
6:2 FTUCA	647-42-7				PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄
8:2 FTUCA	678-39-7				PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄	PFAS ₂₄

Kviksølv

Miljøkvalitetskrav for kviksølv i overfladevand (Miljø- og ligestillingsministeriet 2023).			
	Vand (µg/l)		Biota, fisk
	Maksimumkoncentration		µg/kg VV
	Fersk	Marin	
Kviksølv (Hg)	0,07	0,07	20
EU fastsat MKK, gælder for fisk			

Nyt direktivforslag fra EU (EU 2022)			
	Vand (µg/l)		Biota, fisk
	Maksimumkoncentration		µg/kg VV
	Fersk	Marin	
Kviksølv (Hg) og kviksølv forbindelser	0,07	0,07	10
Kvalitetskrav for biota er baseret på methylkviksølv			

Bromerede Flammehæmmere

Miljøkvalitetskrav (MKK) for bromerede flammehæmmere i overfladevand (Miljø- og ligestillingsministeriet 2023).					
	Vand (µg/l)				Biota (fisk)
	Generelt kvalitetskrav		Maksimumkoncentration		(µg/kg vv)
	Fersk	Marin	Fersk	Marin	
Bromerede diphenylethere					
(sum af BDE#28, #47, #99, #100, #153, #154)	-	-	0,14	0,014	0,0085
Hexabromcyclodecan (HBCDD)	0,0016	0,0008	0,5	0,05	167
EU fastsat MKK					
Nyt direktivforslag fra EU (EU 2022)					
	Vand (µg/l)				Biota (fisk)
	Generelt kvalitetskrav		Maksimumkoncentration		(µg/kg vv)
	Fersk	Marin	Fersk	Marin	
Bromerede diphenylethere					
(sum af BDE#28, #47, #99, #100, #153, #154)	-	-	0,14	0,014	0,00028
Hexabromcyclodecan (HBCDD)	4,6.10 ⁻⁴	2x10 ⁻⁵	0,5	0,05	3,5

PCB'er

Miljøkvalitetskriteriet for PCB (MST MKK 2024)					
	Sediment		Biota, sek pois, fisk		Fisk
	mg/kg TS		µg/kg VV		
	Fersk	Marin	Fersk	Marin	human konsum
PCB ₆	na	na	Σ =19,7	Σ =0,16	Σ =75
Miljøkvalitetskriteriet fastsat af MST. na: ikke muligt at fastsætte					
PCB6: PCB#28, PCB#52, PCB#101, PCB#138, PCB#153, PCB#180					

Chlorerede pesticider

Miljøkvalitetskrav (MKK) for pesticider i overfladevand (Miljø- og ligestillingsministeriet 2023).				
	Vand (µg/l)			
	Generelt kvalitetskrav		Maksimumkoncentration	
	Fersk	Marin	Fersk	Marin
DDT (inkl. metabolitter DDD og DDE)	0,025	0,025	anvendes ikke	anvendes ikke
ppDDT	0,01	0,01	anvendes ikke	anvendes ikke
Hexachlorcyclohexan (alle isomerer og lindan)	0,02	0,002	0,04	0,02
EU fastsat				

Kvalitetskriterier (MST MKK 2021)									
	Vand (µg/l)				Sediment		Biota, sek pois, fisk		Fisk
	Generelt kvalitetskrav		Maksimum koncentration		mg/kg TS		µg/kg VV		
	Fersk	Marin	Fersk	Marin	Fersk	Marin	Fersk	Marin	human konsum
HCH	0,02	0,002	0,04	0,02	0,0023 ¹	0,0023 ¹	140	72	120
					0,0046*Foc	0,0046*Foc	2800 µg/kg lipid	1440 µg/kg lipid	2400 µg/kg lipid
¹ : Baseret på 5% OC									

Dioxiner og furaner/WHO PCB

Miljøkvalitetskrav (MKK) baseret på toksicitetsækvivalenter i overfladevand (Miljø- og ligestillingsministeriet 2023).		
	Biota	
	Fisk, krebsdyr og bløddyr	
WHO-TEQ, Sum af dioxiner og dioxinlignende forbindelser, PCDD+PCDF+PCB-DL ¹	Σ =0,0065 µg kg-1 TEQ ²	
1: PCDD: polychlorerede dibenzo-p-dioxiner; PCDF: polychlorerede dibenzofuraner; PCB-DL: dioxinlignende polychlorerede biphenyler;		
2: TEQ: toksicitetsækvivalenter ifølge Verdenssundhedsorganisationens toksicitetsækvivalensfaktorer fra 2005.		
For dioxiner og dioxinlignende forbindelser gælder kvalitetskravene for biota for fisk, krebsdyr og bløddyr		

Nyt direktivforslag fra EU (EU 2022)	
	Biota Fisk
WHO-TEQ 2005, Sum af dioxiner og dioxinlignende forbindelser, PCDD+PCDF+PCB-DL ¹	$\Sigma = 3,5 \cdot 10^{-5} \mu\text{g kg}^{-1} \text{TEQ}^2$
For 1 og 2 se tabel ovenfor	

Perfluorerde stoffer

Miljøkvalitetskrav (MKK) for perfluorerede stoffer i overfladevand (Miljø- og ligestillingsministeriet 2023)					
	Vand ($\mu\text{g/l}$)				Biota (fisk)
	Generelt kvalitetskrav		Maksimumkoncentration		($\mu\text{g/kg}$)
	Fersk	Marin	Fersk	Marin	
PFOS	$6,5 \cdot 10^{-4}$	$1,3 \cdot 10^{-4}$	36	7,2	9,1
EU fastsat					

Nyt direktivforslag fra EU (EU 2022)

	Vand ($\mu\text{g/l}$)				Biota ($\mu\text{g/kg}$)
	Generelt kvalitetskrav		Maksimumkoncentration		
	Fersk	Marin	Fersk	Marin	
PFAS-24 (PFOA ækv.)	0,0044	0,0044	na	na	0,077

PFOS lagt ind under PFAS-24

Kvalitetskriterier (MST MKK 2024)											
	Vand ($\mu\text{g/l}$)				Sediment		Biota, sek pois, fisk		Biota, sek pois, musling		Føde
	Generelt kvalitetskrav		Maksimumkoncentration		mg/kg TS		$\mu\text{g/kg VV}$		$\mu\text{g/kg VV}$		$\mu\text{g/kg VV}$
	Fersk	Marin	Fersk	Marin	Fersk	Marin	Fersk	Marin	Fersk	Marin	human konsum
PFAS-24 (PFOA ækv.)	0,0044*	0,0044	na	na			22,3	6,99	6,2	2	0,077
PFOS					0,0135**	na					
					0,27*foc	na					
*Ved PFOA ækvivalenter forstås at RPF (Relative Potency Factors) er anvendt til at beregne et sumkriterie for de 24 PFAS angivet i tabel 1 i JRC (2022).											
Værdierne er fastsat på baggrund af human konsum af drikkevand (JRC, 2022), *: Baseret på 5% OC											
na: Ikke bestemt											
NB: Sedimentkriterie kun baseret på PFOS											

Bilag 3 Detektionsevne pr parameter for fisk, lever og muskel i NOVANA

Detekterede andel af resultater i det marine NOVANA 1998-2023 for fisk (muskel og lever – Tabel 8.1) og muslinger (bløddele – tabel 8.2). Bemærk at for chlorerede og bromerede forbindelser skete der et skift fra lever til muskel i fisk omkring 2016, PFAS måles i lever og overvågningen startede i 2011. Metaller i lever fra fisk udgik omkring 2016, kviksølv i muskel har været målt siden 1998. For muslinger er BDE og PCB kun analyseret frem til 2016.

Stoffer analyseret i fiske muskel og -lever, n total er antal prøver målt for perioden 1998-2023, Påvist er antal data over den detektionsgrænse, der gjaldt på måletidspunktet, %Påvist er andelen i % over detektionsgrænsen, DL min og DL max er det højeste og laveste detektionsgrænse pr. organ i datasættet

Stof i lever	enhed	n total	Påvist	%Påvist	min DL	max DL
1234678HpCDD	ng/kg VV	3	0	0%	0,02	0,02
1234678-HpCDF	ng/kg VV	3	0	0%	0,09	0,09
1234789-HpCDF	ng/kg VV	3	0	0%	0,09	0,09
123478-HxCDD	ng/kg VV	3	1	33%	0,01	0,01
123478-HxCDF	ng/kg VV	3	0	0%	0,01	0,01
123678-HxCDD	ng/kg VV	3	1	33%	0,01	0,01
123678-HxCDF	ng/kg VV	3	1	33%	0,01	0,01
123789-HxCDD	ng/kg VV	3	0	0%	0,01	0,01
123789-HxCDF	ng/kg VV	3	0	0%	0,02	0,02
12378-PeCDD	ng/kg VV	3	0	0%	0,02	0,02
12378-PeCDF	ng/kg VV	3	2	67%	0,02	0,02
1-Methylpyren	µg/kg VV	4	4	100%	0,32	0,2
234678-HxCDF	ng/kg VV	3	0	0%	0,02	0,02
23478-PeCDF	ng/kg VV	3	3	100%	0,09	0,02
2378-TCDD	ng/kg VV	3	1	33%	0,02	0,02
2378-TCDF	ng/kg VV	3	3	100%	0,38	0,03
2-6 MCPA	µg/kg VV	3	0	0%	2,5	2,5
2H-Perfluor-2-octensyre	µg/kg VV	8	0	0%	0,1	3
2-Methylnaphthalen	µg/kg VV	8	8	100%	0,5	0,5
2-Methylphenanthren	µg/kg VV	3	3	100%	0,2	0,2
Acenaphthylen	µg/kg VV	4	4	100%	0,5	0,5
alfa-HBCDD	µg/kg VV	5	3	60%	0,002	0,04
Antracen	µg/kg VV	5	5	100%	0,1	0,5
Arsen	mg/kg TS	95	64	67%	50	50
BDE #17	µg/kg VV	3	2	67%	1,54	1,54
BDE #28	µg/kg VV	4	3	75%	1,25	1,25
BDE #49	µg/kg VV	3	3	100%	0,002	0,002
BDE #66	µg/kg VV	3	2	67%	0,22	0,22
BDE #85	µg/kg VV	1	0	0%	0,902	0,902
BDE#100	µg/kg VV	8	6	75%	1,4	1,4
BDE#153	µg/kg VV	8	3	38%	0,05	0,004
BDE#154	µg/kg VV	8	5	63%	0,005	0,008
BDE#183	µg/kg VV	5	0	0%	0,3	0,3
BDE#209	µg/kg VV	8	5	63%	0,05	0,2
BDE#47	µg/kg VV	8	8	100%	0,005	0,01
BDE#99	µg/kg VV	8	5	63%	0,005	0,01

Stof i lever	enhed	n total	Påvist	%Påvist	min DL	max DL
Benz(a)anthracen	µg/kg VV	6	3	50%	0,04	0,5
Benz(a)fluoren	µg/kg VV	4	4	100%	0,5	0,5
Benz(ghi)perylene	µg/kg VV	4	2	50%	0,5	0,5
Benz[a]pyren	µg/kg VV	4	4	100%	0,5	0,5
Benzfluranthen b+j+k	µg/kg VV	5	5	100%	0,1	0,5
Benzo(e)pyren	µg/kg VV	5	5	100%	0,1	0,5
Benzylbutylphthalat	µg/kg VV	4	3	75%	1	1
beta-HBCDD	µg/kg VV	5	0	0%	0,002	0,02
Bisphenol A	µg/kg VV	4	0	0%	1	1
Bly	mg/kg TS	432	197	46%	0,2	0,2
Bly	mg/kg VV	30	19	63%	0,15	0,15
BromDiphenylEther						
BDE#175	µg/kg VV	5	0	0%	0,002	0,03
BromDiphenylEther						
BDE#197	µg/kg VV	5	0	0%	0,016	0,016
BromDiphenylEther						
BDE#203	µg/kg VV	5	0	0%	0,004	0,2
Cadmium	mg/kg TS	437	431	99%	0,005	0,05
Cadmium	mg/kg VV	32	29	91%	0,0003	0,015
Chrom	mg/kg TS	65	46	71%	0,2	0,2
Chrom	mg/kg VV	32	28	88%	0,066	0,066
Crysen/triphenylen	µg/kg VV	4	4	100%	0,5	0,5
DDD, o,p'-	µg/kg VV	8	2	25%	0,03	0,03
DDD, p,p'-	µg/kg VV	511	483	95%	0,03	0,5
DDE, o,p'-	µg/kg VV	352	228	65%	0,03	0,5
DDE, p,p'-	µg/kg VV	506	497	98%	0,03	0,5
DDT, o,p'-	µg/kg VV	347	124	36%	0,03	0,5
DDT, p,p'-	µg/kg VV	509	341	67%	0,03	0,5
DEHP	µg/kg VV	4	3	75%	2	2
Dibenz(ah)anthracen	µg/kg VV	6	3	50%	0,5	0,5
Dibenzothiophen	µg/kg VV	4	4	100%	0,5	0,5
Dibutylphthalat	µg/kg VV	4	3	75%	0,8	43
Dibutyltin	µg/kg VV	52	43	83%	0,3	1,96
Diethylphthalat	µg/kg VV	4	3	75%	1	1
Diisononylphthalat	µg/kg VV	2	2	100%	0,5	0,5
Dimethylnaphthalener	µg/kg VV	8	8	100%	0,5	0,5
Dimethylphenanthren	µg/kg VV	1	1	100%	0,1	0,5
Di-n-octylphthalat	µg/kg VV	2	2	100%	0,2	0,2
Diocetyl tin	µg/kg VV	7	0	0%	0,1	0,1
Diphenyltin	µg/kg VV	38	28	74%	0,3	0,3
Dodecafluor-3H-4,8-						
dioxanonoat	µg/kg VV	8	1	13%	0,005	0,1
Fedt	pct VV	495	495	100%	0,01	0,01
Fluoranthren	µg/kg VV	5	3	60%	0,1	0,5
Fluoren	µg/kg VV	5	5	100%	0,5	0,5
Gamma Lindan (HCH)	µg/kg VV	511	344	67%	0,02	0,5
gamma-HBCDD	µg/kg VV	5	3	60%	0,002	0,02
HCH-alfa	µg/kg VV	508	325	64%	0,02	0,5
HCH-beta	µg/kg VV	508	398	78%	0,02	0,5
HCH-delta	µg/kg VV	8	0	0%	0	0
Hexachlorbenzen	µg/kg VV	511	439	86%	0,03	0,5
HFPO-DA (GenX)	µg/kg VV	8	0	0%	0,1	0,1

Stof i lever	enhed	n total	Påvist	%Påvist	min DL	max DL
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/kg VV	6	3	50%	0,5	0,5
Kobber	mg/kg TS	441	441	100%	1	1
Kobber	mg/kg VV	33	32	97%	0,2	0,214
Kviksølv	mg/kg TS	440	440	100%	12	12
Kviksølv	µg/kg VV	63	63	100%	0,002	0,01
Methylnaphthalen	µg/kg VV	8	8	100%	0,5	0,5
Methylphenanthrener	µg/kg VV	3	3	100%	0,5	0,5
Monobutyltin	µg/kg VV	52	37	71%	0,002	1,48
Monooctyltin	µg/kg VV	7	0	0%	0,02	0,4
Monophenyltin (MPHT)	µg/kg VV	36	17	47%	0,02	0,3
Naphthalen	µg/kg VV	8	8	100%	0,5	0,5
Nikkel	mg/kg TS	438	241	55%	0,1	0,2
Nikkel	mg/kg VV	32	22	69%	0,1	3
Nonylphenoler	µg/kg VV	4	3	75%	1	1
OCDD	ng/kg VV	3	2	67%	0,03	0,03
OCDF	ng/kg VV	3	1	33%	0,03	0,03
PCB #101	µg/kg VV	633	608	96%	1	1
PCB #105	µg/kg VV	532	439	83%	0,006	1
PCB #110	µg/kg VV	417	373	89%	0,5	1
PCB #118	µg/kg VV	532	510	96%	0,002	1
PCB #126	ng/kg VV	3	3	100%	0,09	0,5
PCB #128	µg/kg VV	483	429	89%	0,5	0,5
PCB #138	µg/kg VV	531	527	99%	0,5	1
PCB #149	µg/kg VV	405	388	96%	0,04	0,1
PCB #151	µg/kg VV	339	301	89%	0,01	0,5
PCB #153	µg/kg VV	531	525	99%	0,1	1
PCB #156	µg/kg VV	531	410	77%	0,5	1
					0,02	0,0
PCB #169	ng/kg VV	3	2	67%		2
PCB #170	µg/kg VV	625	546	87%	0,012	0,5
PCB #180	µg/kg VV	412	374	91%	1	1
PCB #187	µg/kg VV	339	324	96%	0,03	0,5
PCB #209	µg/kg VV	9	0	0%	0,03	1
PCB #28	µg/kg VV	419	330	79%	0,01	1
PCB #31	µg/kg VV	531	391	74%	0,013	1
PCB #44	µg/kg VV	339	204	60%	0,03	0,5
PCB #49	µg/kg VV	339	236	70%	0,02	0,5
PCB #52	µg/kg VV	531	449	85%	0,09	1
PCB #77	ng/kg VV	3	3	100%	0,09	0,05
PCB #81	ng/kg VV	1	0	0%	0,01	0,07
PCB #99	µg/kg VV	339	314	93%	0,02	0,5
PCB#114	ng/kg VV	1	1	100%	0,01	0,09
PCB#123	ng/kg VV	1	1	100%	0,01	0,1
PCB#157	ng/kg VV	1	1	100%	0,02	0,02
PCB#167	ng/kg VV	1	1	100%	0,01	0,02
PCB#189	ng/kg VV	1	1	100%	0,02	0,02
Perfluorbutansulfonsyre	µg/kg VV	8	1	13%	0,02	0,31
Perfluorbutansyre	µg/kg VV	8	1	13%	0,04	0,1
Perfluordecansulfonsyre	µg/kg VV	8	1	13%	0,01	0,08
Perfluordodecansyre	µg/kg VV	11	4	36%	0,01	0,57
Perfluorheptansulfonat	µg/kg VV	8	1	13%	0,017	0,1
Perfluorheptansyre	µg/kg VV	11	1	9%	0,01	0,08
Perfluorhexadekansyre	µg/kg VV	8	0	0%	0,01	0,1
Perfluorhexansulfonsyre	µg/kg VV	183	37	20%	0,01	1

Stof i lever	enhed	n total	Påvist	%Påvist	min DL	max DL
Perfluorhexadecansyre	µg/kg VV	8	0	0%	0,01	0,1
Perfluorhexansulfonsyre	µg/kg VV	183	37	20%	0,01	1
Perfluorhexansyre	µg/kg VV	8	1	13%	0,02	0,12
Perfluoroctadecansyre	µg/kg VV	8	0	0%	0,01	0,1
Perfluorodecansyre	µg/kg VV	183	154	84%	0,05	1
Perfluoroktansulfonamid	µg/kg VV	183	101	55%	0,05	1
Perfluoroktansulfonsyre	µg/kg VV	181	180	99%	0,07	1
Perfluoroktansyre	µg/kg VV	183	85	46%	0,04	1,2
Perfluorononansyre	µg/kg VV	183	144	79%	0,09	1,4
Perfluoropentansulfonsyre	µg/kg VV	8	0	0%	0,1	0,1
Perfluoroundecansyre	µg/kg VV	183	143	78%	0,02	1
Perfluoropentansyre	µg/kg VV	8	0	0%	0,02	0,1
Perfluortetradecansyre	µg/kg VV	11	4	36%	0,02	0,08
Perfluortridecansyre	µg/kg VV	11	4	36%	0,1	0,57
Perylen	µg/kg VV	4	4	100%	0,08	0,2
Phenanthren	µg/kg VV	6	6	100%	0,2	0,2
Pyren	µg/kg VV	6	5	83%	0,5	0,5
Sølv	mg/kg TS	57	29	51%	0,1	0,5
Sølv	mg/kg VV	22	19	86%	0,002	0,016
Sum af 10 PCB	µg/kg VV	8	8	100%	0,02	0,02
TCPP	µg/kg VV	3	2	67%	1	1
Tetrabutyltin	µg/kg VV	7	0	0%	0,1	0,3
Tørstof, total	pct VV	525	525	100%	0,0066	0,2
Trans-nonachlor	µg/kg VV	502	369	74%	0,09	0,5
Tributylphosphat	µg/kg VV	3	3	100%	0,5	0,5
Tributyltin (TBT)	µg/kg VV	52	42	81%	0,3	2,44
Tricyclohexyltin	µg/kg VV	7	0	0%	0,1	0,3
Trimethylnaphthalener	µg/kg VV	8	6	75%	0,5	0,5
Triphenylphosphat	µg/kg VV	3	0	0%	0,1	0,1
Triphenyltin(TPhT)	µg/kg VV	48	38	79%	0,3	5,9
WHO-TEQ 1998 c-PCB	ng/kg VV	4	4	100%	0,001	0,001
WHO-TEQ 1998 PCDD/F	ng/kg VV	3	3	100%	0,001	0,01
WHO-TEQ 1998 total, ek- skl. LOQ	ng/kg VV	4	4	100%	0,001	0,01
Zink	mg/kg TS	441	441	100%	0,5	2,5
Zink	mg/kg VV	32	32	100%	1,2	1,224

Stof i muskel	enhed	n total	Påvist	%Påvist	min DL	max DL
1234678HpCDD	ng/kg VV	144	49	34%	0,0001	0,1
1234678-HpCDF	ng/kg VV	144	38	26%	0,001	0,09
1234789-HpCDF	ng/kg VV	144	7	5%	0,0001	0,09
123478-HxCDD	ng/kg VV	144	7	5%	0,004	0,07
123478-HxCDF	ng/kg VV	144	25	17%	0,001	0,07
123678-HxCDD	ng/kg VV	144	18	13%	0,0001	0,07
123678-HxCDF	ng/kg VV	144	27	19%	0,001	0,07
123789-HxCDD	ng/kg VV	144	16	11%	0,0001	0,07
123789-HxCDF	ng/kg VV	144	6	4%	0,0001	0,07
12378-PeCDD	ng/kg VV	144	20	14%	0,004	0,03
12378-PeCDF	ng/kg VV	144	48	33%	0,004	0,03
1-Methylpyren	µg/kg VV	4	3	75%	0,2	0,2
234678-HxCDF	ng/kg VV	144	12	8%	0,001	0,07
23478-PeCDF	ng/kg VV	144	57	40%	0,0001	0,07
2378-TCDD	ng/kg VV	144	29	20%	0,004	0,02
2378-TCDF	ng/kg VV	144	94	65%	0,0001	0,07
2-6 MCPA	µg/kg VV	3	0	0%	1	1
2-Methylnaphthalen	µg/kg VV	7	7	100%	0,5	0,5
2-Methylphenanthren	µg/kg VV	3	3	100%	0,2	0,2
Acenaphthylen	µg/kg VV	5	5	100%	0,5	0,5
alfa-HBCDD	µg/kg VV	140	110	79%	0,5	0,5
Antracen	µg/kg VV	6	4	67%	0,5	0,5
Arsen	mg/kg TS	73	55	75%	0,2	18
BDE #17	µg/kg VV	36	0	0%	0,002	0,007
BDE #28	µg/kg VV	146	9	6%	0,5	0,2
BDE #49	µg/kg VV	33	19	58%	10	0,003
BDE #66	µg/kg VV	125	14	11%	0,2	0,2
BDE #85	µg/kg VV	37	0	0%	0,00016	0,00031
BDE#100	µg/kg VV	181	98	54%	0,00016	0,2
BDE#153	µg/kg VV	182	33	18%	0,00016	0,2
BDE#154	µg/kg VV	181	49	27%	0,00016	0,2
BDE#183	µg/kg VV	179	1	1%	0,00031	0,2
BDE#209	µg/kg VV	181	93	51%	0,00031	0,3
BDE#47	µg/kg VV	182	160	88%	0,00047	0,2
BDE#99	µg/kg VV	182	55	30%	0,00047	0,2
Benz(a)anthracen	µg/kg VV	6	5	83%	0,5	0,5
Benz(a)fluoren	µg/kg VV	4	4	100%	0,5	0,5
Benz(ghi)perylene	µg/kg VV	5	1	20%	0,5	0,5
Benz[a]pyren	µg/kg VV	6	6	100%	0,5	0,5
Benzfluranthen b+j+k	µg/kg VV	6	5	83%	0,5	0,5
Benzo(e)pyren	µg/kg VV	5	4	80%	0,5	0,5
Benzylbutylphthalat	µg/kg VV	4	3	75%	1	1
beta-HBCDD	µg/kg VV	136	23	17%	0,002	0,5
Bisphenol A	µg/kg VV	4	2	50%	1	1
Bly	mg/kg TS	67	13	19%	0,2	0,2
Bly	mg/kg VV	14	7	50%	0,005	0,039
BromDiphenylEther						
BDE#175	µg/kg VV	154	3	2%	0,008	0,2
BromDiphenylEther						
BDE#197	µg/kg VV	179	0	0%	0,00157	0,0016
BromDiphenylEther						
BDE#203	µg/kg VV	154	2	1%	0,016	0,2

Stof i muskel	enhed	n total	Påvist	%Påvist	min DL	max DL
Cadmium	mg/kg TS	59	27	46%	0,05	0,05
Cadmium	mg/kg VV	18	13	72%	0,001	0,004
Chlordan	µg/kg VV	5	4	80%	0,01	0,05
Chrom	mg/kg TS	58	33	57%	0,2	0,2
Chrom	mg/kg VV	18	15	82%	0,02	0,065
Crysen/triphenylen	µg/kg VV	6	6	100%	0,5	0,5
DDD, o,p'-	µg/kg VV	6	0	0%	0,0016	0,03
DDD, p,p'-	µg/kg VV	51	47	92%	0,016	0,5
DDE, o,p'-	µg/kg VV	51	28	55%	0,05	0,5
DDE, p,p'-	µg/kg VV	99	99	100%	0,001	0,5
DDT, o,p'-	µg/kg VV	48	17	35%	0,01	0,5
DDT, p,p'-	µg/kg VV	103	62	60%	0,2	0,5
DEHP	µg/kg VV	4	3	75%	2	2
Di(2-ethylhexyl)adipat	µg/kg VV	3	2	67%	2	2
Dibenz(ah)anthracen	µg/kg VV	6	0	0%	0,03	0,5
Dibenzothiophen	µg/kg VV	4	4	100%	0,5	0,5
Dibutylphthalat	µg/kg VV	4	3	75%	0,9	9
Dibutyltin	µg/kg VV	10	9	90%	0	1,96
Diethylphthalat	µg/kg VV	4	3	75%	1	1
Diisononylphthalat	µg/kg VV	3	0	0%	1	1
Dimethylnaphthalener	µg/kg VV	7	7	100%	0,5	0,5
Dimethylphenanthren	µg/kg VV	3	2	67%	0,5	0,5
Di-n-octylphthalat	µg/kg VV	4	1	25%	0,2	0,2
Diphenyltin	µg/kg VV	2	0	0%	0	0
Fedt	pct VV	190	190	100%	0,01	0,01
Fluoranthren	µg/kg VV	6	5	83%	0,1	0,5
Fluoren	µg/kg VV	6	6	100%	0,5	0,5
Gamma Lindan (HCH)	µg/kg VV	104	73	70%	0,01	0,11
gamma-HBCDD	µg/kg VV	134	27	20%	0,002	0,5
HBCDD sum	µg/kg VV	30	15	50%	0,002	0,2
HCH-alfa	µg/kg VV	74	35	47%	0,01	0,11
HCH-beta	µg/kg VV	79	47	59%	0,01	0,11
HCH-delta	µg/kg VV	6	0	0%	0,05	1
Heptachlorepoxyd	µg/kg VV	14	0	0%	0,05	0,05
Hexachlorbenzen	µg/kg VV	105	95	90%	0,005	0,17
Hexachlorcyclohexan	µg/kg VV	11	6	55%	0,005	0,05
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/kg VV	6	0	0%	0,5	0,5
Kobber	mg/kg TS	65	63	97%	1	1
Kobber	mg/kg VV	19	16	84%	0,06	0,1
Kviksølv	mg/kg TS	442	442	100%	20	20
Kviksølv	µg/kg VV	148	148	100%	0,002	0,01
Methylnaphthalen	µg/kg VV	7	7	100%	0,5	0,5
Methylphenanthrener	µg/kg VV	3	1	33%	0,5	0,5
Monobutyltin	µg/kg VV	10	4	40%	0,3	1,48
Monophenyltin (MPhT)	µg/kg VV	2	0	0%	0,3	0,3
Naphthalen	µg/kg VV	7	7	100%	0,5	0,5
Nikkel	mg/kg TS	65	23	35%	0,01	0,2
Nikkel	mg/kg VV	18	17	94%	0,02	3
Nonylphenoler	µg/kg VV	4	3	75%	1	1
OCDD	ng/kg VV	144	77	53%	0,005	0,8
OCDF	ng/kg VV	144	28	19%	0,005	1,2

Stof i muskel	enhed	n total	Påvist	%Påvist	min DL	max DL
PCB #101	µg/kg VV	157	136	87%	0,5	0,5
PCB #105	µg/kg VV	164	141	86%	1	0,87
PCB #110	µg/kg VV	40	39	98%	0,06	0,04
PCB #118	µg/kg VV	163	155	95%	0,7	3,1
PCB #126	ng/kg VV	123	88	72%	0,002	0,1
PCB #128	µg/kg VV	44	41	93%	0,5	0,04
PCB #138	µg/kg VV	157	141	90%	0,5	0,5
PCB #149	µg/kg VV	44	42	95%	0,5	0,04
PCB #151	µg/kg VV	41	25	61%	1	0,04
PCB #153	µg/kg VV	157	142	90%	0	0,5
PCB #156	µg/kg VV	164	128	78%	0,5	0,5
PCB #169	ng/kg VV	123	54	44%	0,2	0,1
PCB #170	µg/kg VV	44	43	98%	0,01	0,5
PCB #180	µg/kg VV	157	127	81%	1	0,5
PCB #187	µg/kg VV	41	21	51%	0,0007	0,04
PCB #28	µg/kg VV	152	113	74%	0,01	0,2
PCB #31	µg/kg VV	156	94	60%	0,0009	0,332
PCB #44	µg/kg VV	41	38	93%	0,03	0,02
PCB #49	µg/kg VV	41	41	100%	0,003	0,02
PCB #52	µg/kg VV	157	116	74%	0,09	0,2
PCB #77	ng/kg VV	122	111	91%	0,004	0,1
PCB #81	ng/kg VV	68	28	41%	0,01	0,11
PCB #99	µg/kg VV	41	41	100%	0,02	0,05
PCB#114	ng/kg VV	68	46	68%	0,01	0,11
PCB#123	ng/kg VV	68	53	78%	0,02	0,1
PCB#157	ng/kg VV	68	65	96%	0,01	0,1
PCB#167	ng/kg VV	68	64	94%	0,0005	0,1
PCB#189	ng/kg VV	68	51	75%	0,02	0,1
Perfluorhexansulfon- syre	µg/kg VV	3	0	0%	0,02	0,8
Perfluorodecansyre	µg/kg VV	3	2	67%	0,017	0,8
Perfluoroktansulfon- amid	µg/kg VV	3	1	33%	0,006	0,5
Perfluoroktansulfon- syre	µg/kg VV	5	5	100%	0,04	0,2
Perfluoroktansyre	µg/kg VV	3	1	33%	0,006	1,2
Perfluorononansyre	µg/kg VV	3	1	33%	0,006	1,4
Perfluoroundecansyre	µg/kg VV	3	1	33%	0,005	0,7
Perylen	µg/kg VV	5	3	60%	0,02	0,2
Phenanthren	µg/kg VV	6	6	100%	0,2	0,2
Pyren	µg/kg VV	6	6	100%	0,2	0,5
Sølv	mg/kg TS	48	4	8%	0,1	0,5
Sølv	mg/kg VV	18	5	28%	0,03	0,07
TCPP	µg/kg VV	3	1	33%	0,2	1
Tørstof, total	pct VV	458	456	100%	0,0066	0,2
Trans-nonachlor	µg/kg VV	75	66	88%	0,01	0,04
Tributylphosphat	µg/kg VV	3	3	100%	0,5	0,5
Tributyltin (TBT)	µg/kg VV	10	8	80%	0,3	2,44
Trimethylnaphthalener	µg/kg VV	7	6	86%	0,5	0,5
Triphenylphosphat	µg/kg VV	3	0	0%	0,1	0,1
Triphenyltin (TPhT)	µg/kg VV	5	1	20%	0,3	5,9
WHO-TEQ 1998 c- PCB	ng/kg VV	90	86	96%	0,001	0,001

Stof i muskel	enhed	n total	Påvist	%Påvist	min DL	max DL
WHO-TEQ 1998						
PCDD/F	ng/kg VV	73	64	88%	0,001	0,01
WHO-TEQ 1998 total, ekskl. LOQ	ng/kg VV	87	85	98%	0,001	0,01
WHO-TEQ 2005 c- PCB	ng/kg VV	34	34	100%	0,001	0,001
WHO-TEQ 2005						
PCDD/F	ng/kg VV	34	27	79%	0,001	0,001
WHO-TEQ 2005						
PCDD/F ekskl. LOQ	ng/kg VV	9	8	89%	0,001	0,023
WHO-TEQ 2005						
PCDD/F inkl. LOQ	ng/kg VV	23	23	100%	0,023	0,023
WHO-TEQ 2005 total, ekskl. LOQ	ng/kg VV	36	35	97%	0,001	0,006
Zink	mg/kg TS	97	97	100%	0,5	2,5
Zink	mg/kg VV	18	18	100%	0,34	0,517

Bilag 4 Detektionsevne pr parameter for muslinger i NOVANA

Detekterede andel af resultater i NOVANA 1998 - 2023 for muslinger er vist i tabel 8.2. Der var <10 resultater registreret for: 1-Methylfluoren, Benz(b)fluoranthren, Benzylbutylphthalat, Bisphenol A, Nonylphenol +nonylphenolmono- og diethoxylater, Nonylphenoler, Octylphenol, PCB, Pentachlorophenol, som derfor ikke behandles yderligere.

Der var <10% detekteret af: 1234789-HpCDF, Dimethylerede dibenzothiophener, 5 stk BDE #153, 154, 17, 66, 183, Chlorede pesticider: DDD, o,p'-, DDT, o,p'-, HCH-delta, organotin: tetrabutyl, phenyl-, octyl og cyclohexyl tin (incl. Triphenyltin).

Yderligere 15 stoffer var der detekteret mellem 10 og 25% af (3 PCB'ere, BDE 28, 6 dioxiner) og 21 mellem 25-50% detekteret (yderligere 5 dioxiner, 6 PCB'er incl. PCB 28 og 180), sidste HCH

Stoffer analyseret i muslinge bløddele, n total er antal prøver målt for perioden 1998-2023, Påvist er antal data over den detektionsgrænse, der gælder på måletidspunktet, %Påvist er andelen i % over detektionsgrænsen, DL min og DL max er det højeste og laveste detektionsgrænse i datasættet

Stof	enhed	n total	Påvist	%Påvist	min DL	max DL
HCH-gamma (Lindan)	µg/kg VV	553	213	39%	0,014	0,05667
1-Methyl-naphtalen	µg/kg VV	326	220	67%	0,1	1
1-Methylfluoren	µg/kg VV	1	1	100%	0,5	0,5
1-Methylpyren	µg/kg VV	1118	504	45%	0,1	0,3
1234678-HpCDD	ng/kg VV	202	156	77%	0,017	0,2
1234678-HpCDF	ng/kg VV	201	113	56%	0,01333	0,2
123478-HxCDD	ng/kg VV	193	33	17%	0,01	0,2
123478-HxCDF	ng/kg VV	199	65	33%	0,01333	0,2
1234789-HpCDF	ng/kg VV	193	11	6%	0,01	0,2
123678-HxCDD	ng/kg VV	196	59	30%	0,01	0,2
123678-HxCDF	ng/kg VV	199	60	30%	0,01333	0,2
12378-PeCDD	ng/kg VV	194	22	11%	0,00667	0,2
12378-PeCDF	ng/kg VV	201	82	41%	0,00667	0,2
123789-HxCDD	ng/kg VV	194	32	16%	0,01	0,2
123789-HxCDF	ng/kg VV	197	39	20%	0,01	0,2
2-Methylnaphtalen	µg/kg VV	853	695	81%	0,17	1
2-Methylphenanthren	µg/kg VV	716	644	90%	0,17	200
234678-HxCDF	ng/kg VV	193	36	19%	0,01	0,2
23478-PeCDF	ng/kg VV	202	97	48%	0,01333	0,2
2378-TCDD	ng/kg VV	194	28	14%	0,00333	0,2
2378-TCDF	ng/kg VV	202	144	71%	0,008	0,2
5-methylchrysen	µg/kg VV	29	14	48%	0	0
Acenaphthen	µg/kg VV	1057	660	62%	0,17	0,5
Acenaphthylen	µg/kg VV	1152	445	39%	0,17	0,5
Antracen	µg/kg VV	1170	655	56%	0,1	0,5
Arsen	mg/kg TS	809	445	55%	0	200

Stof	enhed	n total	Påvist	%Påvist	min DL	max DL
BDE #100	µg/kg VV	267	141	53%	0,004	0,02
BDE #153	µg/kg VV	300	10	3%	0,004	0,04
BDE #154	µg/kg VV	305	28	9%	0,004	0,04
BDE #17	µg/kg VV	215	20	9%	0,004	0,01
BDE #183	µg/kg VV	128	3	2%	0,004	0,03
BDE #28	µg/kg VV	217	29	13%	0,03	0,03
BDE #47	µg/kg VV	301	290	96%	0,004	0,02
BDE #49	µg/kg VV	206	122	59%	0,01	0,01
BDE #66	µg/kg VV	219	14	6%	0,004	0,01
BDE #99	µg/kg VV	303	246	81%	0,004	0,02
Benz(a)anthracen	µg/kg VV	1169	980	84%	0,1	0,5
Benz(a)fluoren	µg/kg VV	1113	636	57%	0,1	0,5
Benz(ghi)perylene	µg/kg VV	1168	865	74%	0,17	0,5
Benz(k)fluoranthren	µg/kg VV	85	70	82%	0,17	0,2
Benz[a]pyren	µg/kg VV	1218	985	81%	0,17	0,5
Benzfluranthen b+j+k	µg/kg VV	1066	1053	99%	0,2	0,5
Benzo(b+j)fluoranthren	µg/kg VV	89	73	82%	0,17	0,5
Benzo(e)pyren	µg/kg VV	1120	1028	92%	0,17	0,5
Benzylbutylphthalat	µg/kg VV	1	1	100%	10000	10000
Bisphenol A	µg/kg VV	1001	1	0%	1000	1000
Bly	mg/kg TS	847	837	99%	0,2	0,2
Bly	µg/kg VV	363	359	99%	0	40
Cadmium	mg/kg TS	847	847	100%	0,05	0,1
Cadmium	µg/kg VV	363	363	100%	0	4
Chrom	mg/kg TS	447	438	98%	0,2	0,2
Chrom	µg/kg VV	363	342	94%	0	64
Chrysen	µg/kg VV	146	139	95%	0,17	0,5
Crysen/triphenylen	µg/kg VV	1029	996	97%	0,2	0,5
DDD (sum o,p'+p,p')	µg/kg VV	24	19	79%	0,6	0,6
DDD, o,p'-	µg/kg VV	54	2	4%	0,01733	0,022
DDD, p,p'-	µg/kg VV	521	342	66%	0,0006	0,6
DDE (sum o,p'+p,p')	µg/kg VV	24	21	88%	0,6	0,6
DDE, o,p'-	µg/kg VV	387	130	34%	0,014	0,6
DDE, p,p'-	µg/kg VV	530	502	95%	0,01733	0,6
DDT (sum o,p'+p,p')	µg/kg VV	24	15	63%	0,6	0,6
DDT, o,p'-	µg/kg VV	389	28	7%	0,01733	0,6
DDT, p,p'-	µg/kg VV	520	236	45%	0,0006	0,6
DEHP	µg/kg VV	107	105	98%	5	5000
Di-n-octylphthalat	µg/kg VV	107	53	50%	5	5000
Dibenz(ah)anthracen	µg/kg VV	1123	135	12%	0,17	0,5
Dibenzothiophen	µg/kg VV	1168	825	71%	0,17	0,5
Dibutylphthalat	µg/kg VV	59	57	97%	0,005	1000
Dibutyltin	µg/kg VV	945	706	75%	0	1000
Diisononylphthalat	µg/kg VV	94	78	83%	5	10
Dimethylerede diben-						
zothiophener	µg/kg VV	54	4	7%	0,17	0,17
Dimethylnaphthalener	µg/kg VV	791	775	98%	0,17	1
Dimethylphenanthren	µg/kg VV	1001	604	60%	0,17	0,5
Dimethylphenanth-						
rener	µg/kg VV	171	158	92%	0,17	1
Diocetyltn	µg/kg VV	54	54	0%	0,133	0,133
Diphenyltin	µg/kg VV	59,4	54	0%	0,1	0,1

Stof	enhed	n total	Påvist	%Påvist	min DL	max DL
Fedt	pct VV	1193	1193	100%	0,01	1
Fluoranthren	µg/kg VV	1169	1159	99%	0,17	0,5
Fluoren	µg/kg VV	667	544	82%	0,17	0,5
HCH-alfa	µg/kg VV	549	132	24%	0,0006	0,6
HCH-beta	µg/kg VV	549	141	26%	0,0006	0,6
Hexachlorbenzen	µg/kg VV	550	116	21%	0,017	0,11
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/kg VV	1158	610	53%	0,17	0,5
Kobber	mg/kg TS	1215	852	70%	0	100
Kviksølv	mg/kg TS	1213	850	70%	0	5
Methyldibenzothiophe- ner (C1+C2)	µg/kg VV	350	311	89%	0,17	1
Methylnaphthalen	µg/kg VV	583	426	73%	0,1	1
Monooctyltin	µg/kg VV	54	54	0%	0,133	0,133
Monophenyltin (MPhT)	µg/kg VV	57	57	0%	0,1	2
Naphtalen	µg/kg VV	1058	960	91%	0,17	0,5
Nikkel	mg/kg TS	1209	846	70%	0	64
Nonylphenol +nonylphenolmono- og diethoxylater	µg/kg VV	1	1	0%	2	2
Nonylphenoler	µg/kg VV	1	1	0%	2	2
OCDD	ng/kg VV	202	129	64%	0,02	0,2
OCDF	ng/kg VV	200	79	40%	0,027	0,3
Octylphenol	ng/kg VV	1	1	0%	0	0
PAH (sum af 4 PAH)	µg/kg VV	107	107	100%	1	1
PAH (sum af 9 PAH)	µg/kg VV	16	16	100%	0	0
PCB	µg/kg VV	2	2	100%	0	0
PCB #101	µg/kg VV	620	524	85%	0	0,5
PCB #105	µg/kg VV	555	220	40%	0,017	0,5
PCB #110	µg/kg VV	338	212	63%	0,03	0,04
PCB #118	µg/kg VV	560	464	83%	0	0,5
PCB #126	ng/kg VV	145	139	96%	0,01	0,09
PCB #128	µg/kg VV	488	256	52%	0	0,04
PCB #138	µg/kg VV	559	545	97%	0	0,5
PCB #149	µg/kg VV	488	460	94%	0	0,04
PCB #151	µg/kg VV	338	183	54%	0,02	5
PCB #156	µg/kg VV	556	132	24%	0,01	0,5
PCB #169	ng/kg VV	148	125	84%	0,01	0,05
PCB #170	µg/kg VV	560	120	21%	0,021	0,5
PCB #180	µg/kg VV	497	190	38%	0,017	0,5
PCB #187	µg/kg VV	338	301	89%	0,01	0,1
PCB #209	µg/kg VV	54	7	13%	0,017	0,017
PCB #28	µg/kg VV	501	236	47%	0,01	0,2
PCB #31	µg/kg VV	560	191	34%	0,01	200
PCB #44	µg/kg VV	338	132	39%	0,01	0,02
PCB #49	µg/kg VV	338	114	34%	0,02	0,02
PCB #52	µg/kg VV	559	294	53%	0	0,2
PCB #77	ng/kg VV	148	147	99%	0,01	0,05
PCB #81	ng/kg VV	18	18	100%	0,09	0,09
PCB #99	µg/kg VV	338	229	68%	0,04	0,05
Pentachlorphenol	µg/kg VV	1	1	100%	1000	1000
Perylen	µg/kg VV	1131	853	75%	0,1	1
Phenanthren	µg/kg VV	1157	1086	94%	0,17	1
Pyren	µg/kg VV	1171	1148	98%	0,17	1

Stof	enhed	n total	Påvist	%Påvist	min DL	max DL
Sølv	mg/kg TS	577	112	33%	0,2	0,5
Sølv	µg/kg VV	363,2	242	67%	0	40
Sum af 10 PCB	µg/kg VV	54	54	100%	0	0
Tetrabutyltin	µg/kg VV	54	54	0%	0,1	0,1
Tørstof,total	pct VV	1209	1209	100%	0,00667	0,1
Trans-nonachlor	µg/kg VV	474	100	21%	0	0,02
Tributyltin (TBT)	µg/kg VV	946	784	83%	0	1000
Tricyclohexyltin	µg/kg VV	54	54	0%	0,1	0,1
Trimethylerede diben- zothiophener	µg/kg VV	54	12	22%	0,17	0,17
Trimethylnaphthalener	µg/kg VV	806	744	92%	0	2
Trimethylphenanth- rener	µg/kg VV	235	101	43%	0,17	1
Triphenyltin(TPhT)	µg/kg VV	563	27	5%	0	5,9
WHO-TEQ 1998 c- PCB	ng/kg VV	97	97	100%	0,01	0,5
WHO-TEQ 1998 PCDD/F	ng/kg VV	100	98	98%	0,01	0,5
WHO-TEQ 1998 total, ekskl. LOQ	ng/kg VV	69	69	100%	0,1	0,1
WHO-TEQ 2005 PCDD/F ekskl. LOQ	ng/kg VV	31	31	100%	0,02333	0,02333
WHO-TEQ 2005 PCDD/F inkl. LOQ	ng/kg VV	54	54	100%	0,02333	0,02333
Zink	mg/kg TS	1212	849	70%	0	500

Bilag 5 Detektionsevne pr parameter for sediment i NOVANA

Tabellen viser detekterede stoffer i sediment udtrukket for perioden 1998-2023. For del af stoffer der kun målt i sediment i starten af NOVANA. Tidsperioden hvor data stammer fra er derfor angivet i tabellen.

Udvalgte stoffer analyseret sediment, antal data er antal prøver målt. for perioden 1998-2023, antal >DL er data over den detektionsgrænse, der gjaldt på måletidspunktet, %fund er andelen i % >DL, DL min og DL max er det højeste og laveste detektionsgrænse i datasættet.

Parameter	Enhed	antal data	antal >DL	%fund	DL min	DL max	Tidsperiode for målinger
Metal							
Kviksølv	µg/kg TS	394	380	96%	3	5	1999-2023
Dioxiner og furenaer							
2,3,7,8-TCDD	µg/kg TS	330	132	40%	0,000003	0,03	2007-2023
1,2,3,7,8-PeCDD	µg/kg TS	330	200	61%	0,000004	0,0017	2007-2023
1,2,3,4,7,8-HxCDD	µg/kg TS	330	225	68%	0,000004	0,0021	2007-2023
1,2,3,6,7,8-HxCDD	µg/kg TS	330	260	79%	0,00002	0,0054	2007-2023
1,2,3,7,8,9-HxCDD	µg/kg TS	330	257	78%	0,000004	0,0038	2007-2023
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	µg/kg TS	330	323	98%	0,00002	0,0005	2007-2023
OCDD	µg/kg TS	330	325	98%	0,00004	0,0069	2007-2023
2,3,7,8-TCDF	µg/kg TS	330	274	83%	0,000003	0,012	2007-2023
1,2,3,7,8-PeCDF	µg/kg TS	330	251	76%	0,000003	0,0051	2007-2023
2,3,4,7,8-PeCDF	µg/kg TS	330	274	83%	0,00001	0,00677	2007-2023
1,2,3,6,7,8-HxCDF	µg/kg TS	330	261	79%	0,000003	0,0056	2007-2023
1,2,3,7,8,9-HxCDF	µg/kg TS	330	213	65%	0,000003	0,0015	2007-2023
1,2,3,4,7,8-HxCDF	µg/kg TS	330	284	86%	0,00001	0,0062	2007-2023
2,3,4,6,7,8-HxCDF	µg/kg TS	330	245	74%	0,000002	0,02	2007-2023
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	µg/kg TS	330	319	97%	0,00003	0,0006	2007-2023
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	µg/kg TS	329	215	65%	0,000005	0,0023	2007-2023
OCDF	µg/kg TS	330	305	92%	0,00004	0,0381	2007-2023
PCB							
PCB#28	µg/kg TS	138	99	72%	0,01	0,121	1998-2011
PCB#31	µg/kg TS	139	95	68%	0,01	0,119	1998-2011
PCB#52	µg/kg TS	138	106	77%	0,011	0,041	1998-2011
PCB#77*	µg/kg TS	305	288	94%	0,000002	0,01	2007-2023
PCB#81*	µg/kg TS	23	17	74%	0,00003	0,00003	2007-2023
PCB#101	µg/kg TS	140	108	77%	0,01	0,125	1998-2011
PCB#105	µg/kg TS	164	106	65%	0,008	0,11	1998-2023
PCB#114	µg/kg TS	23	19	83%	0,00004	0,00004	2007-2023
PCB#118	µg/kg TS	163	131	80%	0,0095	0,039	1998-2023
PCB#123	µg/kg TS	23	14	61%	0,04	0,04	2007-2023
PCB#126*	µg/kg TS	305	274	90%	0,000004	0,00003	2007-2023
PCB#138	µg/kg TS	141	116	82%	0,008	0,022	1998-2011
PCB#153	µg/kg TS	140	128	91%	0,011	0,025	1998-2011
PCB#156	µg/kg TS	162	72	44%	0,0095	0,14	1998-2023
PCB#157	µg/kg TS	23	14	61%	0,01	0,01	2007-2023
PCB#167*	µg/kg TS	23	15	65%	0,013	4,366	2007-2023
PCB#169*	µg/kg TS	304	207	68%	0,01	0,01	2007-2023
PCB#180	µg/kg TS	138	93	67%	0,00002	0,02	1998-2011
PCB#189*	µg/kg TS	23	5	22%	0,000005	0,01	2007-2023

Parameter	Enhed	antal data	antal >DL	%fund	DL min	DL max	Tidsperiode for målinger
Cl. Pesticider							
Alfa-HCH	µg/kg TS	23	5	22%	0,07	0,6025	1998-2003
Beta-HCH	µg/kg TS	23	5	22%	0,07	0,721	1998-2003
gamma-HCH	µg/kg TS	108	80	74%	0,01	0,058	1998-2011
DDE, p,p'-	µg/kg TS	45	39	87%	0,039	0,4	1998-2011
DDT, p,p'-	µg/kg TS	45	21	47%	0,01	0,042	1998-2011
Brom. Flammehæmmere							
BDE#47	µg/kg TS	118	83	70%	0,004	1	2007-2011
BDE#99	µg/kg TS	127	87	69%	0,004	10	2007-2011
BDE#100	µg/kg TS	130	47	36%	0,004	0,045	2007-2011
BDE#153	µg/kg TS	50	3	6%	0,007	0,024	2007-2011
BDE#154	µg/kg TS	130	28	22%	0,004	0,031	2007-2011
BDE#183	µg/kg TS	114	27	24%	0,004	0,17	2007-2011

VALG AF MATRICER I DEN MARINE NOVANA OVERVÅGNING AF MILJØFARLIGE FORURENENDE STOFFER

I det nuværende overvågningsprogram (NOVANA) overvåges en del af programmet for miljøfarlige forurenende stoffer (MFS) i fisk i de marine områder. I de seneste år har det i flere marine vandområder været et problem at fange tilstrækkelig stort antal fisk af de foretrukne arter, skrubber og ålekvabber. Rapporten gennemgår muligheder og problemstillinger for anvendelse af andre matricer end skrubbe og ålekvabbe, samt hvad det vil betyde for fastlæggelse af nye kvalitetskriterier, hvis der anvendes organismer på forskellige trofiske niveauer.