

ANBEFALINGER TIL INTEGRERET MILJØVURDERING AF MILJØFARLIGE FORURENENDE STOFFER FRA DIFFUSE KILDER OG PUNKTKILDER I HAVET

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 717 2026

AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

NewSea
VELUX FONDEN

ANBEFALINGER TIL INTEGRERET MILJØVURDERING AF MILJØFARLIGE FORURENENDE STOFFER FRA DIFFUSE KILDER OG PUNKTKILDER I HAVET

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 717 2026

Marie Maar[1]
Martin M. Larsen[1]
Zhanna Tairova[1]
Kim Gustavson[1]
Vibe Schourup-Kristensen[1]
Janus Larsen[1]
Ane Lopez de Gamiz[1]
Rosanna Bossi[2]
Jesper Philip Aagaard Christensen[1]
Jakob Strand[1]

Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience[1]
Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab[2]

AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

NewSea

VELUX FONDEN

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 717
Kategori:	Rådgivningsrapport
Titel:	Anbefalinger til integreret miljøvurdering af miljøfarlige forurenende stoffer fra diffuse kilder og punktkilder i havet
Forfattere:	Marie Maar[1], Martin M. Larsen[1], Zhanna Tairova[1], Kim Gustavson[1], Vibe Schourup-Kristensen[1], Janus Larsen[1], Ane Lopez de Gamiz[1], Rosanna Bossi[2], Jesper Philip Aagaard Christensen[1] & Jakob Strand[1]
Institutioner:	Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience[1] Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab[2]
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	https://dce.au.dk
Udgivelsesår:	November 2026
Redaktion afsluttet:	29. oktober 2026
Faglig kommentering:	John Jensen
Kvalitetssikring, DCE:	Iben Boutrup Kongsfelt
Sproglig kvalitetssikring:	Charlotte Kler
Ekstern kommentering:	Der er ikke kommentarer til rapporten, da det er et forskningsprojekt.
Finansiel støtte:	VELUX FONDEN
Bedes citeret:	Maar, M., Larsen, M.M., Tairova, Z., Gustavson, K., Schourup-Kristensen, V., Larsen, J., Lopez de Gamiz, A., Bossi, R., Christensen, J.P.A. & Strand, J. 2026. Anbefalinger til integreret miljøvurdering af miljøfarlige forurenende stoffer fra diffuse kilder og punktkilder i havet. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 31 s. - Videnskabelig rapport nr. 717

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Sammenfatning:	I Velux NewSea-projektet er der udviklet et samlet koncept med tre dele. Passive prøvetagere måler gennemsnitlige koncentrationer i havvandet med lav detektionsgrænse. 3D-spredningsmodellen FlexSem er koblet til bioakkumuleringsmodeller og viser, hvordan stofferne spredes og ophobes over tid og sted i havet. Effektbaserede biologiske metoder giver tidlige advarsler om påvirkning af marine organismer, også fra stofblandinger. Baseret på dette arbejde giver rapporten15 anbefalinger for fremtidig miljøvurdering af miljøfarlige forurenende stoffer i havet.

Emneord:	Miljøfarlige forurenende stoffer, målinger, modeller, biologiske effekter, havet
Foto forside:	Marie Maar
ISBN:	978-87-7648-095-0
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	31

Indhold

Forord **5**

Sammenfatning **6**

Summary **7**

1 Forurening med miljøfarlige forurenende stoffer **8**

2 Udledning af MFS **11**
2.1 Kilder til forurening i havet 11
2.2 Punktkilder 11
2.3 Diffuse kilder og tilførselsveje 12
2.4 Blandingszoner 13

3 Målinger af MFS i havet **15**
3.1 Overvågningsprogrammet 15
3.2 Passive prøvetagere 16

4 Spredningsmodeller **18**
4.1 Modelbeskrivelse 18
4.2 Modelanvendelser 18
4.3 Datagrundlag og udfordringer 20

5 Måling af effekter af MFS på marine organismer **21**
5.1 Effektbaserede metoder 21
5.2 Lovgivningen 23

6 Anbefalinger for fremtidig miljøvurdering **25**
6.1 Målinger af MFS 25
6.2 Modellering af spredning af MFS i havet og ophobningen af MFS i marine organiser 26
6.3 Subletale toksiske effekter på marine organismer 26

7 Det samlede koncept – mod en integreret miljøvurdering **28**

8 Referencer **29**

Forord

NewSea-projektet har til formål at udvikle et integreret koncept for, hvordan vi måler og modellerer spredning af udledte miljøfarlige forurenende stoffer i havmiljøet samt styrke vidensgrundlaget om miljøfarlige forurenende stoffers effekter på havets organismer. Projektet gennemføres af forskere fra Aarhus Universitets Institut for Ecoscience i samarbejde med Fonden Democracy X, som bidrager med kommunikation og inddragelse af interessenter, borgere og beslutningstagere. Følgegruppen bestod af repræsentanter fra Tænketanken Hav, Foreningen for Skånsomt Kystfiskeri, Danmarks Naturfredningsforening, KIMO Danmark, Region Sjælland, Bælternes Fiskeriforening, Miljøstyrelsen og Rådet for Grøn Omstilling. Følgegruppen har undervejs i projektet bidraget til udviklingen af konceptet og formidlingen, men har ikke været involveret i udfærdigelsen af denne rapport. NewSea-projektet, som er støttet af VELUX FONDEN, blev igangsat i 2023 og afsluttes december 2026.

Sammenfatning

Næsten alle danske kystnære vandområder er i dårlig kemisk tilstand. Kun 3 af 109 vandområder overholder grænseværdierne for de målte miljøfarlige forurenende stoffer, og Danmark er langt fra at opfylde Vandrammedirektivets krav om god kemisk tilstand senest i 2027. Den nuværende overvågning bygger på målinger i sediment, muslinger og fisk med lange intervaller mellem prøvetagningerne, og der mangler data for mange stoffer og kilder. Det gør det svært at udpege de kilder, der har størst betydning, og at målrette indsatserne.

I NewSea-projektet er der udviklet et integreret koncept, der kombinerer tre elementer: nye målemetoder som passive prøvetagere, der måler gennemsnitskoncentrationer i vandet med lav detektionsgrænse; 3D-spredningsmodellen FlexSem koblet til bioakkumuleringsmodeller, der beregner stoffernes spredning og ophobning i tid og rum; og biologiske effektbaserede metoder, der kan give tidlige advarsler om påvirkninger af organismerne – også fra blandinger af stoffer. I projektet er bl.a. spredningen af PFOS i Smålandsfarvandet målt, modelleret, og effekter er undersøgt i burstudier med blåmuslinger ved punktkilder.

Rapporten giver 15 anbefalinger til forskere, myndigheder og beslutningstagere (Tabel 2). De vigtigste er:

- obligatorisk indrapportering af måledata til PULS og Miljøkemi samt bredere brug af passive prøvetagere ved kilder
- udledningstilladelser for miljøfarlige forurenende stoffer og BAT-krav til renseanlæg på lige fod med industrien samt strammere regulering af blandingszoner
- anvendelse af 3D-spredningsmodeller i forvaltningen til at vurdere de enkelte kilders betydning, udpege hotspots og optimere overvågningen
- inddragelse af biologiske effektbaserede metoder indgår som en fast del af miljøovervågningen og vurderingen af havets tilstand

Samlet set styrker konceptet grundlaget for at målrette indsatserne og dermed forbedre den kemiske tilstand i de danske farvande.

Summary

Almost all Danish coastal water bodies are in poor chemical status. Only 3 of 109 water bodies comply with the environmental quality standards for the hazardous substances measured, and Denmark is far from meeting the Water Framework Directive's requirement of good chemical status by 2027. Current monitoring is based on measurements in sediment, mussels and fish, with long intervals between sampling campaigns, and data are lacking for many substances and sources. This makes it difficult to identify the most important sources and to target management measures.

The NewSea project has developed an integrated concept that combines three elements. The first is new measurement methods, such as passive samplers that measure time-averaged concentrations in the water with low detection limits. The second is the 3D pollution model FlexSem, coupled with bioaccumulation models that calculate the dispersion and accumulation of substances in time and space. The third is biological effect-based methods, which can provide early warnings of impacts on organisms, including impacts from mixtures of substances. Among other things, the project has modelled the dispersion of PFOS in Smålandsfarvandet and studied effects in caging experiments with blue mussels near point sources.

The report presents 15 recommendations to researchers, authorities and decisionmakers (Tabel 2). The most important ones are:

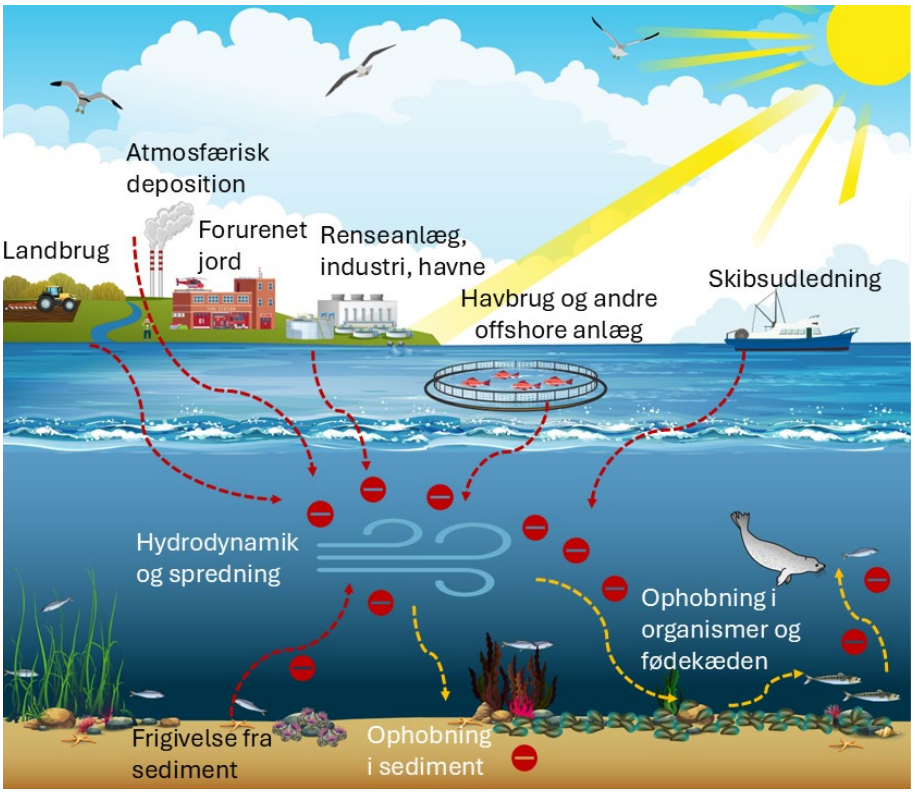
- mandatory reporting of monitoring data to the national databases PULS and Miljøkemi and wider use of passive samplers at sources and input pathways
- discharge permits covering hazardous substances and BAT requirements for wastewater treatment plants on an equal footing with industry as well as stricter regulation of mixing zones
- use of 3D dispersal models in management to assess the contribution of individual sources, identify hotspots and optimise monitoring
- inclusion of biological effect-based methods as a screening tool in monitoring

Overall, the concept strengthens the basis for targeting management measures and improving the chemical status of Danish marine waters.

1 Forurening med miljøfarlige forurenende stoffer

Forurening af havmiljøet har en historie, der er lige så gammel som den industrielle brug af kemikalier. Alt for længe var overbevisningen, at man ved udledning til havmiljøet kunne fortynde sig ud af alle problemer. I dag ved vi, bl.a. på grund af en række alvorlige forureningssager verden over, at det ikke forholder sig sådan. I Danmark har de mest omtalte miljøproblemer i mange år været iltsvind og algeopblomstringer. Disse problemer skyldes primært kvælstoftilførslen fra landbrugets brug af gødning. Havet påvirkes imidlertid også af en lang række andre kemiske stoffer, hvis påvirkninger og effekter vi først for nylig er begyndt at forstå og kortlægge (Faktaboks 1). Sammenligner man kvælstofproblematikken med situationen for miljøfarlige forurenende stoffer (MFS), er der tydelige forskelle.

Sammenhængen mellem kvælstofudledning, iltsvind og døde havbunde er veldokumenteret, og de nødvendige indsatser er kendte. For MFS er der derimod behov for at styrke grundlaget for de indsatser, der kan forbedre den kemiske tilstand i de kystnære danske farvande. Dels er der tale om mange forskellige stoffer, som enkeltvis eller i blandinger kan have vidt forskellige effekter på organismerne i havet. Dels kan et vandområde være belastet af mange forskellige kilder, f.eks. renseanlæg, industri, udsivning (f.eks. ved brandstationer) fra forurenet jord og grundvand, havbrug, landbrug, skibstransport, atmosfæren og sedimentet (Figur 1).



Figur 1. Konceptuel figur som viser kilder (røde pile) til havforurening af MFS. Kilder kan være renseanlæg, industri, havne og havbrug, landbrug, udsivning fra forurenet jord (f.eks. brandstationer), atmosfærisk deposition, skibsudledning samt frigivelse fra sediment (f.eks. ved klapning). MFS spredes i vandet pga. havstrømme, ophobes i sedimentet, dyr og fødekæden samt giver effekter på f.eks. muslinger, fisk og havpattedyr (orange pile). De røde cirkler symboliserer MFS.

Der findes tusindvis af MFS, og listen vokser fortsat. Nye stoffer introduceres hurtigere i samfundet, end de gamle udfases, og de mange kilder og stoffer skaber store udfordringer – både for overvågningen og for myndighedernes mulighed for at skabe overblik, målrette indsatser og gennemføre en effektiv regulering, der beskytter havmiljøet. MFS kan inddeles i nogle overordnede typer, som har forskellige kemiske egenskaber og påvirkning af marine organismer samt menneskers sundhed ved indtag af føde fra havet (Tabel 1).

Miljøkvalitetskrav er juridisk bindende grænseværdier for, hvor høj koncentrationen af et miljøfarligt stof må være i vandmiljøet. Kravene kan fastsættes for vand, sediment eller marine organismer, f.eks. fisk eller muslinger. Ved koncentrationer under kravet vurderes stoffet ikke at skade dyr i havmiljøet. Kravene for de EU-prioriterede stoffer er fastsat i direktiv 2008/105/EF, senest ændret ved direktiv (EU) 2026/805 og bestemmer, om et vandområde er i god kemisk tilstand. Hidtil har Danmark fastsat nationale krav for en række andre stoffer, der har indgået i vurderingen af den økologiske tilstand. Med direktiv (EU) 2026/805 flyttes disse stoffer over i vurderingen af den kemiske tilstand. Kravene bruges også, når myndighederne giver tilladelse til udledninger, f.eks. fra renseanlæg og virksomheder. Hvis der ikke er fastsat et miljøkvalitetskrav for et stof, vurderes udledningen i stedet ud fra Miljøstyrelsens kvalitetskriterier, som udarbejdes efter samme metode og danner det faglige grundlag for fremtidige miljøkvalitetskrav.



Figur 2. NewSea konceptet for integreret miljøvurdering for udledninger af MFS fra forskellige typer af kilder i havet. Konceptet består af målinger f.eks. ved udledninger ved hjælp af stikprøver med flasker eller passive prøvetagere, modeller for spredning og ophobning af MFS i muslinger samt bioeffekter pga. MFS i muslinger og fisk.

En nyere analyse baseret på data fra Miljøministeriets overvågningsprogram viser, at den kemiske tilstand i de kystnære danske havområder fortsat er dårlig (Tænketanken Hav, 2025). Havområderne er administrativt opdelt i 109 kystnære vandområder. Kun i tre af dem er miljøkvalitetskravene for alle de målte MFS overholdt, og de betegnes derfor i EU-terminologi som værende i "god kemisk tilstand". I disse tre områder er der dog kun målt for en del af de stoffer, der indgår i måleprogrammerne i de øvrige farvande. I de resterende 106 vandområder er der konstateret overskridelser af miljøkvalitetskravene for ét eller flere stoffer, og de er derfor kategoriseret som værende i "dårlig kemisk tilstand.", idet tilstanden karakteriseres ud fra reglen om ”one out, all out”. På den baggrund må det vurderes, at Danmark er meget langt fra at opfylde EU's vandrammedirektivs (direktiv 2000/60/EF) krav om, at alle vandområder skal have opnået god kemisk tilstand senest i 2027.

NewSea-projektet har til formål at udvikle et integreret koncept for, hvordan vi måler, modellerer og forstår udledningen og spredningen af MFS i havet og deres påvirkning af organismerne (Figur 2). Et sådant koncept og sådanne værktøjer kan danne grundlag for den fremtidige forvaltning, både når den nuværende tilstand skal vurderes, og når der skal findes løsninger, som kan afbøde effekterne på økosystemet ved forskellige udledningsniveauer og placeringer af punktkilderne, så der opnås "god kemisk tilstand" som defineret i EU's vandrammedirektiv.

Faktaboks 1: Fakta om miljøfarlige forurenende stoffer

"Miljøfarlige forurenende stoffer" er stoffer, der kan være skadelige for miljø og menneskers sundhed, og som enten ikke findes naturligt, eller som findes i højere koncentration, end hvad der er naturligt forekommende. Mange af stofferne er giftige for levende organismer, ligesom nogle af dem kun nedbrydes langsomt – eller slet ikke – og kan derfor blive ophobet i havets organismer. Det betyder, at koncentrationerne af de miljøfarlige forurenende stoffer øges i fødekæden ("biomagnificerende"), og typisk forekommer de højeste koncentrationer og største belastning i f.eks. rovfisk, sæler, hvaler, havørne og mennesker. Organismer, som udsættes for miljøfarlige forurenende stoffer, kan, afhængigt af type og størrelsen af belastning, påvirke reproduktionsevne, forårsage misdannelser og fosterskader, svække immunsystem og øge risikoen for kræft.

Tabel 1. Oversigt over udvalgte typer af MFS, deres kemiske egenskaber samt effekter på dyrs og menneskers sundhed.

MFS	Type	Kemiske egenskaber	Effekter på sundhed
PFAS	Per- og polyfluorerede alkylstoffer, f.eks. PFOS og PFOA	Ikke-nedbrydelige, bioakkumulerende, mobile; nogle (f.eks. PFOS) biomagnificerende	Svækket immunsystem, hormonforstyrrende, leverpåvirkning, kræftfremkaldende
Metaller	Bly (Pb), kobber (Cu), kviksølv (Hg), cadmium (Cd), nikkel (Ni)	Ikke-nedbrydelige, bioakkumulerende, mobilitet afhænger af kemisk form; Hg (som methylkviksølv) biomagnificerende	Øget dødelighed, svækket immunsystem, nedsat reproduktion, nervesystemskader (Pb, Hg), nyreskader (Cd), kræftfremkaldende (Cd, Ni)
PAH	Polycykliske aromatiske kulbrinter (PAH'er) fra f.eks. råolie, olieprodukter og ufuldstændig forbrænding	Tunge PAH'er: svært nedbrydelige, bioakkumulerende. Lette PAH'er: lettere nedbrydelige og mere mobile	Svækket immunsystem, kræftfremkaldende og mutagene (f.eks. benzo[a]pyren)
Lægemidler	Lægemiddelrester, f.eks. antibiotika og hormoner	Mobile, nogle svært nedbrydelige	Hormonforstyrrende (f.eks. østrogener), udvikling af antibiotikaresistens
Dioxinlignende PCB'er	Polyklorerede biphenyler (PCB), persistente organiske miljøgifte (POP'er)	Svært nedbrydelige, bioakkumulerende, biomagnificerende	Svækket immunsystem, hormonforstyrrende, nedsat reproduktion, kræftfremkaldende
BDE	Polybromerede diphenylethere (bromerede flammehæmmere)	Svært nedbrydelige, bioakkumulerende, biomagnificerende	Svækket immunsystem, hormonforstyrrende (især skjoldbruskkirtel), skader på nervesystemets udvikling

2 Udledning af MFS

2.1 Kilder til forurening i havet

MFS tilføres havmiljøet fra både punktkilder og diffuse kilder. Punktkilder er udledninger fra et bestemt sted, f.eks. renseanlæg, regnvandsbetingede udløb, industrivirksomheder, havbrug og havne (Figur 1). Her kan udledningen i princippet måles og reguleres gennem tilladelser og vilkår. Diffuse kilder er derimod spredt over store arealer og kan ikke henføres til ét udledningspunkt. De omfatter bl.a. afstrømning fra landbrugs- og byområder, udsivning fra forurenet jord og grundvand (f.eks. ved brandstationer), udvaskning af bundmaling fra skibe, atmosfærisk deposition og frigivelse af stoffer fra historisk forurenet sediment, f.eks. ved ophvirvling eller klapning. De diffuse kilder er vanskelige at opgøre og beregnes typisk med modeller.

Stofferne når havet ad forskellige tilførselsveje. Vandløbene transporterer bidrag fra både punktkilder og diffuse kilder i oplandet, mens andre stoffer tilføres direkte fra kystnære kilder, via grundvandet eller gennem atmosfæren. Det betyder, at en måling af tilførslen fra et vandløb fortæller, hvor meget der tilføres, men ikke i sig selv siger noget om, hvilke kilder stofferne stammer fra.

I NewSea-projektet er Smålandsfarvandet og Storebælt udvalgt som projektets geografiske fokusområde for analyser, vurderinger og modeludvikling. Området rummer både lukkede fjorde med ringe vandskifte og mere åbne havområder med stærke strømforhold. Hele området er i dag klassificeret som værende i "dårlig kemisk tilstand." Ifølge den seneste vandområdeplan (VP3 2021–2027) og Danmarks rapportering til EU under Vandrammedirektivet skyldes den dårlige kemiske tilstand især overskridelser af grænseværdier for tungmetaller som bly, kviksølv og cadmium samt PFAS, TBT og PAH. I Smålandsfarvandet og Storebælt findes der 17 kommunale renseanlæg, 7 virksomheder og 22 vandløb, som udleder MFS direkte til havet (Figur 3).

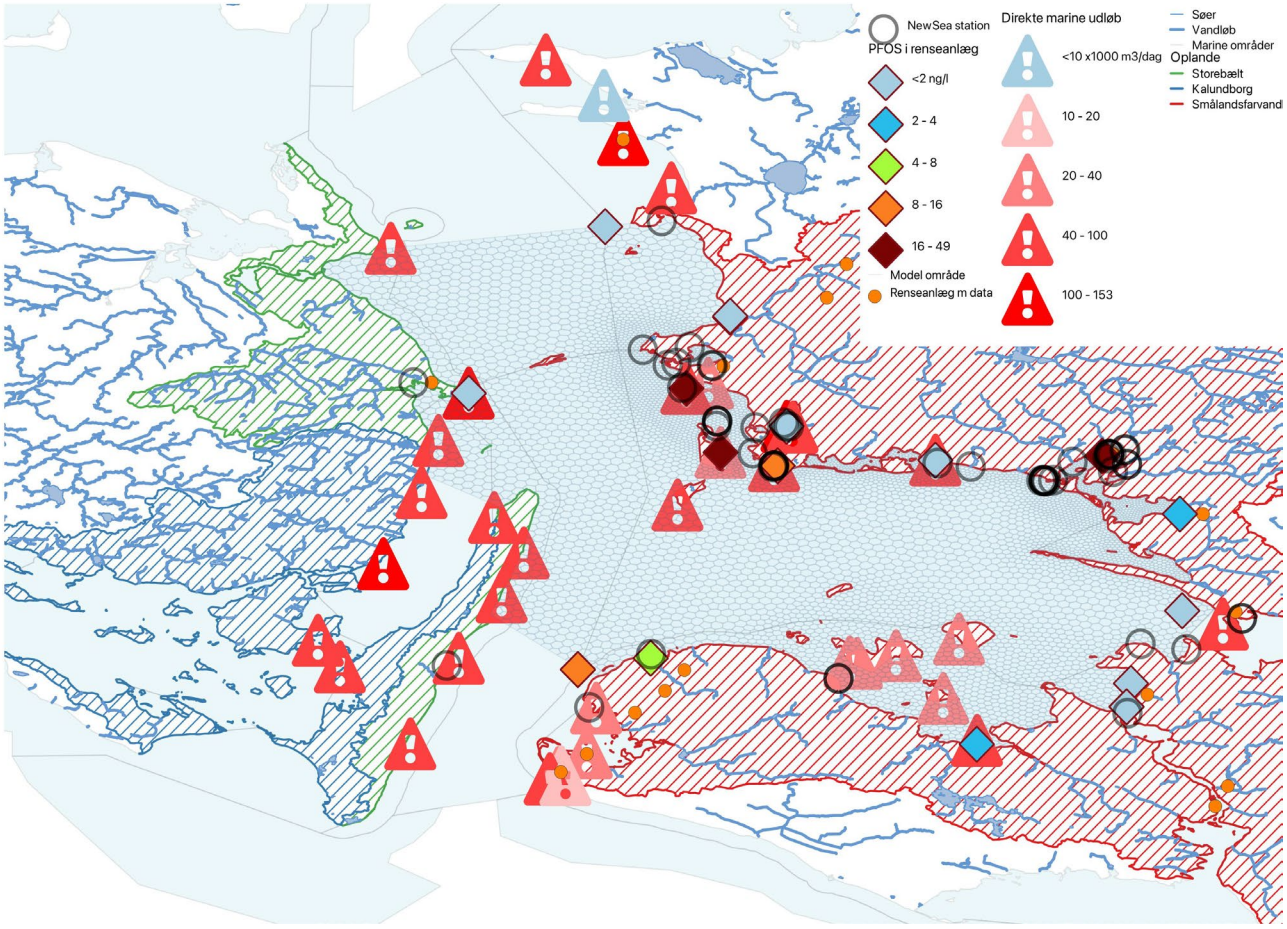
2.2 Punktkilder

Data for udledning af MFS til havet fra forskellige punktkilder er som regel mangelfulde. Fra kommunale renseanlæg findes der primært data for metaller og PAH'er. I de senere år er PFAS kommet til, men kun for et begrænset antal anlæg. For industrikilder er datagrundlaget endnu mere spredt. Udledningsdata stammer typisk fra virksomhedernes egenkontrol og miljøgodkendelser, og de omfatter kun de stoffer, der er stillet vilkår for i den enkelte godkendelse.

Renseanlæggene er primært designet til at fjerne organisk stof og næringsstoffer (kvælstof og fosfor), og der er ikke et særskilt rensetrin for MFS. En del af stofferne fjernes alligevel, fordi de bindes til slammet eller nedbrydes biologisk undervejs. Det gælder især fedtopløselige stoffer som PAH'er og visse metaller. Mere vandopløselige og svært nedbrydelige stoffer som mange lægemidler, pesticider og nogle PFAS passerer derimod i høj grad gennem anlæggene og udledes med det rensede spildevand. Hertil kommer overløb ved kraftig regn, hvor urenset spildevand ledes direkte ud. Med det reviderede EU-direktiv (direktiv (EU) 2024/3019) om rensning af byspildevand bliver større renseanlæg på sigt forpligtet til at indføre et fjerde rensetrin, der skal reducere udledningen af organiske MFS som lægemidler og kosmetikrester.

Renseanlæggenes udledningstilladelser stiller typisk kun krav til organisk stof og næringsstoffer, mens industrivirksomheder ofte får vilkår for udledning af

MFS i deres miljøgodkendelser. Med direktiv 2000/60/EF, artikel 10, skal medlemsstaterne sikre, at emissionskontrol baseres på bedste tilgængelige teknik (BAT), når det er nødvendigt for at overholde miljøkvalitetskravene.



Figur 3. Kort over udledninger af PFOS fra renseanlæg (kommunale og industri) og vandløb til Smålandsfarvandet og Storebælt.

2.3 Diffuse kilder og tilførselsveje

For vandløb findes der relativt mange målinger af metaller. PFAS blev derimod først tilføjet overvågningen i vandløb fra 2017. De fleste målinger stammer fra en kortere målekampagne i 2020–2022, der skulle kortlægge potentielle kilder (især brandøvelsespladser og renseanlæg). Der findes ikke data for alle vandløb, og de enkelte stationer besøges kun ca. hvert sjette år. For at udfylde de geografiske og tidsmæssige huller arbejdes der i StatSurf-projektet på at kombinere målinger med statistiske modeller, så vandløbenes tilstand kan vurderes bedre (Sørensen, 2024). Resultaterne kan i fremtiden give bedre estimater af koncentrationer og tilførsler af stoffer til havmiljøet. I første omgang gælder det metaller, men metoden forventes videreudviklet til organiske stoffer.

Brandstationer, brandøvelsespladser og lufthavne har efter mange års brug af PFAS-holdigt brandskum forurenet jord og grundvand mange steder (Langberg et al., 2019). PFAS kan udvaskes til vandløb og kystvande. Et særligt eksempel er den tidligere brandøvelsesplads i Korsør Nor, hvor der blev målt forhøjede koncentrationer af PFAS i området og havvandet (Slagelse Kommune, 2021). Men udledningen har sjældent været opgjort, fordi forureningen stammer fra historiske aktiviteter og ikke er omfattet af løbende egenkontrol.

Ved klapning dumpes opgravet havnesediment eller andet sediment på udvalgte klappladser til søs, og sedimentet kan indeholde MFS som tungmetaller, TBT, PAH'er, PCB'er og PFAS, der har ophobet sig i havne og sejlrender (Lehoux et al., 2020). Under og efter klapningen kan stofferne frigives til vandsøjlen og spredes med strømmen, og de kan påvirke bunddyr og andre organismer både på selve klappladsen og i de omkringliggende områder. Mængderne af MFS, der tilføres havet ved klapning, kan beregnes ud fra sedimentanalyser og klappede mængder, men der mangler målinger af den faktiske frigivelse og spredning fra klappladserne.

Atmosfæren er en væsentlig tilførselsvej for MFS til havet, særligt for stoffer, der kan transporteres over lange afstande i luften. I EU er atmosfærisk deposition det pres, der påvirker flest overfladevandområder (direktiv (EU) 2026/805, betragtning 5). Stofferne udledes bl.a. fra industri, elproduktion og forbrænding i husholdninger (Gauss, 2024) og afsættes på havoverfladen med nedbør, som partikler eller ved gasudveksling mellem luft og vand. En stor del stammer fra udenlandske kilder. I 2018 bidrog HELCOM-landene således kun med ca. 39 % af cadmium- og 15 % af kviksølvdepositionen til Østersøen (HELCOM, 2020). Den atmosfæriske tilførsel kan derfor kun delvist reguleres nationalt. For de fleste metaller er tilførslen fra land dog større, og den dominerer især i kystnære områder. Også PFAS kan spredes via atmosfæren (Bossi, 2024), og EMEP har bl.a. beregnet tilførslen af PFOS til Østersøen (Gauss, 2021). Viden om de atmosfæriske tilførsler bygger i høj grad på EMEP-modelberegninger, som HELCOM og OSPAR bruger til at opgøre depositionen, suppleret af et begrænset antal målestationer. For mange nyere MFS er datagrundlaget dog spinkelt.

Andre diffuse kilder, såsom havbrug og skibstransport, var ikke medtaget i projektet, men kan have lokal betydning.

2.4 Blandingszoner

Når en punktkilde, f.eks. et renseanlæg eller en industrivirksomhed, leder spildevand ud i havet, er koncentrationen af stoffer højest tæt på udløbet. Derefter falder den gradvist, efterhånden som udledningen blandes op med det omgivende vand. Området omkring udløbet, hvor koncentrationerne endnu er forhøjede, kaldes en blandingszone. Ifølge EU's direktiv om miljøkvalitetskrav (2008/105/EF, artikel 4) må medlemslandene udpege blandingszoner, hvor miljøkvalitetskravene for bestemte stoffer godt må være overskredet. Det forudsætter, at zonerne begrænses til området nær udløbet og står i rimeligt forhold til udledningen, og at kravene overholdes i resten af vandområdet.

Når man taler om blandingszonens størrelse, er det vigtigt at skelne mellem to ting:

Den faktiske udbredelse: det område, hvor udledningen rent fysisk giver koncentrationer over miljøkvalitetskravet. Den afhænger af mængden og sammensætningen af udledningen, af hvor udløbet er placeret, og af lokale forhold som strøm, dybde og lagdeling i vandet. Den varierer derfor over tid.

Den tilladte blandingszone: det område, som myndigheden i udledningstilladelsen accepterer, at kravet må overskrides i. Det er en administrativ afgørelse.

Udledningstilladelsen skal sikre, at den faktiske udbredelse holder sig inden for den tilladte zone. I praksis beregnes udbredelsen dog ofte med forenklede antagelser om fortynding i stedet for at blive målt eller modelleret under realistiske forhold. Når flere punktkilder udleder til samme kystområde, kan deres påvirkninger desuden overlappe, så det ikke er nok at vurdere hver udledning for sig. Der mangler derfor klarhed over, hvordan blandingszoner fastlægges og dokumenteres, når udledninger godkendes. Det gælder især, hvordan zonens størrelse beregnes, og hvordan den samlede påvirkning fra flere kilder vurderes.

3 Målinger af MFS i havet

3.1 Overvågningsprogrammet

Overvågningen af MFS i havet følger kravene i vandrammedirektivet og direktivet om miljøkvalitetskrav. De fastlægger, hvilke stoffer der skal måles, hvor ofte og med hvilken analysekvalitet. Vandrammedirektivet dækker dog kun de kystnære farvande. Længere ude gælder havstrategidirektivet, som forpligter medlemsstaterne til at samarbejde gennem de regionale havkonventioner OSPAR og HELCOM. De dækker henholdsvis Nordøst Atlanten (inkl. Nordsøen, Skagerrak og Kattegat) og Østersøen. I praksis følger prøvetagning og analyser derfor også konventionernes fælles retningslinjer.

I Danmark er forpligtelserne samlet i det nationale overvågningsprogram NOVANA (National Overvågning af Vandmiljøet og Naturen). Programmet varetages af Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø (SGAV) under Ministeriet for Natur og Dyrevelfærd i samarbejde med Miljøstyrelsen og en række forsknings- og uddannelsesinstitutioner. Havovervågningen omfatter 72 kontrolovervågningsstationer og 271 operationelle stationer fordelt på de 109 kystnære vandområder (Lassen, 2025).

På kontrolovervågningsstationerne måles de EU-prioriterede stoffer. Formålet er at vurdere, om miljøkvalitetskravene overholdes, og at følge udviklingen over tid. På de operationelle stationer varierer stofferne, fordi målingerne er rettet mod særlige problemer i det enkelte vandområde. Den kemiske tilstand vurderes ud fra EU's miljøkvalitetskrav for prioriterede stoffer. For stoffer, der også forekommer naturligt, især metaller, er det vigtigt, at miljøkvalitetskravene i vand, sediment og organismer ligger over de naturlige baggrundsværdier. Ellers kan et vandområde blive vurderet til ikke at være i god kemisk tilstand alene på grund af naturligt forekommende koncentrationer. Baggrundsværdierne varierer mellem områder og matricer, og der er forskel på, hvordan landene omkring de fælles havområder håndterer dem. Derfor er det en fordel, hvis tilgangen er ens i de lande, der deler havområderne.

Prøverne tages af havbunden (sediment), blåmuslinger og bundlevende fisk (især skrubbe, rødspætte, ålekvabbe og sortmundet kutling). Her er koncentrationerne markant højere og varierer mindre over tid end i vandet. Målinger i selve havvandet indgår kun i begrænset omfang, bl.a. fordi detektionsgrænserne for mange stoffer ligger for højt i forhold til miljøkvalitetskravene, og fordi enkeltprøver ikke fanger de ofte meget svingende koncentrationer.

Enkelte muslingestationer besøges hvert år, andre fiske- og muslingestationer med 2–4 års mellemrum, men de fleste kun enkelte gange i hver seksårsperiode. De lange intervaller, de varierende målemetoder og variationen i, hvilke stoffer der måles, betyder, at problemets omfang endnu ikke er fuldt afdækket.

Med ændringsdirektivet (EU) 2026/805 skærpes kravene i vandrammedirektivet (2000/60/EF) til, hvordan overvågningsdata stilles til rådighed. Medlemsstaterne skal fremover gøre validerede data for kemiske kvalitetselementer i overfladevand og grundvand tilgængelige for offentligheden og Det Europæiske Miljøagentur (EEA) hvert andet år, og de opfordres til at gøre det årligt. Det øger gennemsigtigheden og gør det lettere at sammenligne tilstanden på tværs af medlemslandene. Kravet omfatter dog kun data fra de lovpligtige overvågningsprogrammer. Måledata fra f.eks. kommuner, forsyninger, virksomheder og forskningsprojekter er ikke omfattet, selvom de kan bidrage væsentligt til overblikket over forureningen.

3.2 Passive prøvetagere

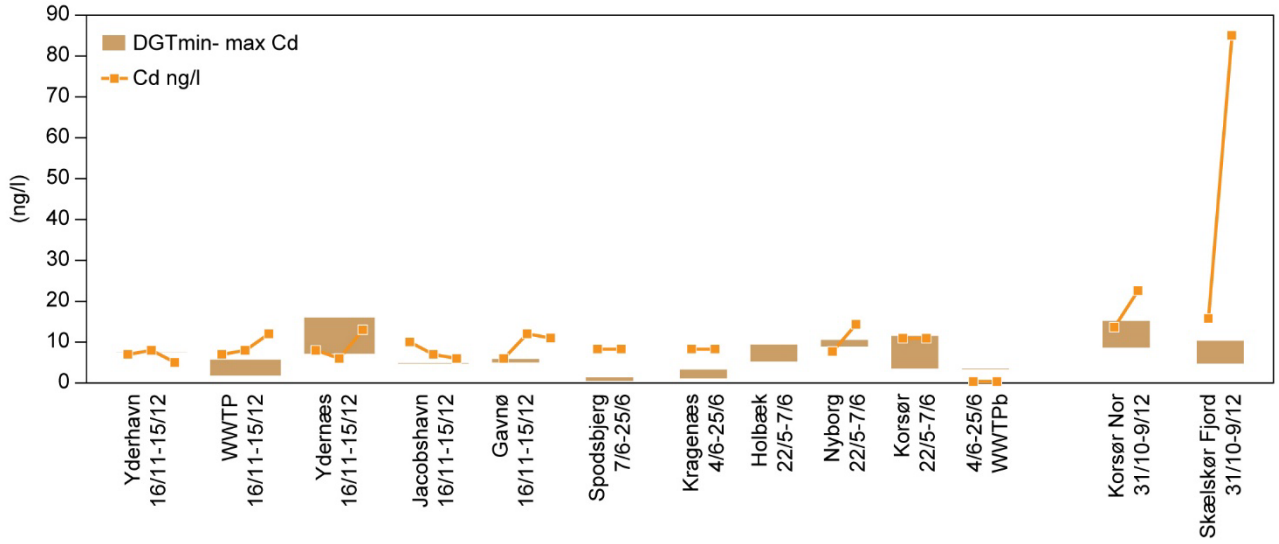
Passive prøvetagere er en metode til måling af MFS i vand, hvor en opsamlingsenhed udsættes i miljøet i en periode, typisk fra nogle dage til flere uger (Montero, 2012; Søndergaard et al., 2014). I den tid optager prøvetageren stoffer fra vandet ved diffusion uden brug af pumper eller anden aktiv prøvetagning (Figur 4). Metoden adskiller sig fra traditionelle stikprøver, der kun giver et øjebliksbillede af koncentrationerne på prøvetagningstidspunktet. Passive prøvetagere giver i stedet en tidsvægtet gennemsnitskoncentration over hele udsætningsperioden, som kan sammenlignes med gennemsnits miljøkvalitetskrav (AA-EQS). Derfor opfanger de også kortvarige udledninger og variationer, som stikprøver let overser. Fordi stofferne opkoncentreres i prøve-tageren, kan man desuden måle meget lave koncentrationer, som ellers ligger under detektionsgrænsen i almindelige vandprøver. De er ikke egnet til at fange pulser, der overskrider korttids miljøkvalitetskrav (MAC-EQS), men det kræver mange vandprøver eller held at fange pulser med almindelige vandprøver, hvor de med de passive samplere i det mindste bidrager til en højere gennemsnitskoncentration. Det vurderes, at kvartalsvise udlægninger af passive prøvetagere vil give et bedre indtryk af forureningssituationen end 10 vandprøver spredt ud over året, som ellers er kravet for vandrammedirektivet i ferskvand. Når der anvendes biologiske miljøkvalitetskrav, er årlige målinger tilstrækkeligt, hvilket er en af årsagerne til at de anvendes i NOVANA.



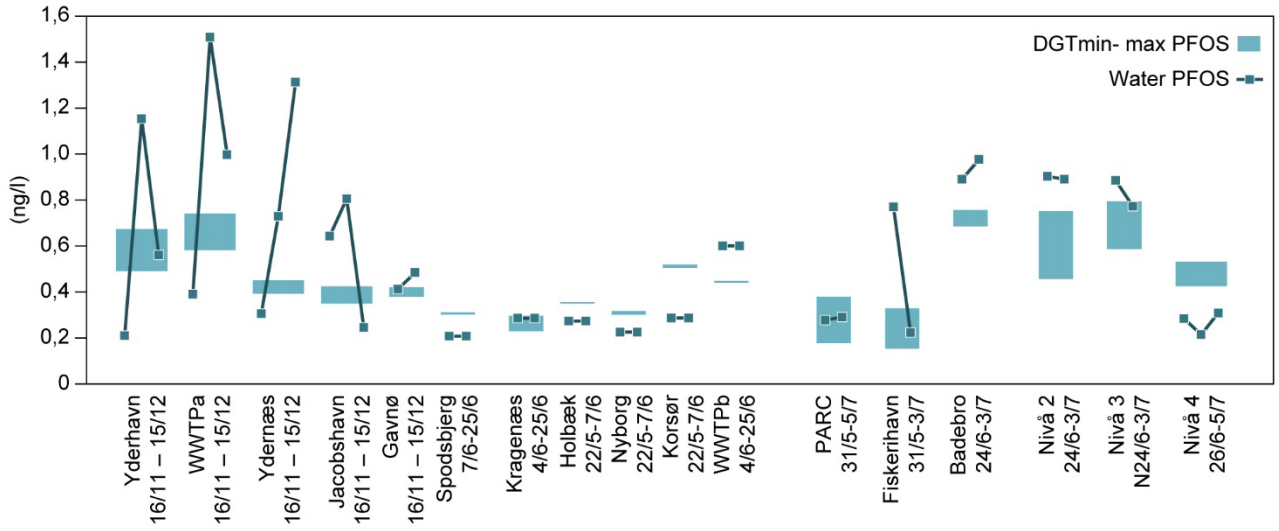
Figur 4. Foto af vandflaske til stikprøvetagning og passive prøvetagere udlagt i Korsør Nor.

Der findes forskellige typer passive prøvetagere, som er målrettet stoffer med forskellige egenskaber. Prøvetagere af silikonegummi eller polyethylen bruges til fedtopløselige stoffer som PAH'er og PCB'er, mens f.eks. POCIS (Polar Organic Chemical Integrative Sampler) bruges til mere vandopløselige stoffer som lægemidler, pesticider og visse PFAS-forbindelser. Til metaller anvendes blandt andet DGT-prøvetagere (Diffusive Gradients in Thin films). Passive prøvetagere måler primært den frit opløste fraktion af stofferne, dvs. den del, der er tilgængelig for optagelse i organismer.

I NewSea-projektet viste målingerne af cadmium (Figur 5) og PFOS (Figur 6) god overensstemmelse mellem stikprøver og passive prøvetagere, men de passive prøvetagere gav et mere retvisende tidsvægtet gennemsnit for perioden. Metoden er derfor et godt supplement til målinger i marine organismer og sediment. Sammen med effektbaserede metoder kan den bidrage til at koble eksponering og biologiske effekter i en samlet miljøvurdering. Desuden kan metoden bruges ved kilder og tilførselsveje til de marine vandområder, f.eks. renseanlæg, industri, vandløb, havne, klappladser og havbrug.



Figur 5. Sammenligning af Cd-værdier målt ved hjælp af stikprøver (punkter, Cd ng L^{-1} fra prøvetagningsdage) og passive prøvetagere (orange søjler, "DGT min-max Cd" fra triplikater).



Figur 6. Sammenligning af PFOS-værdier målt ved hjælp af stikprøver (punkter, ng L^{-1} af PFOS" fra prøvetagningsdage) og passive prøvetagere (mørkeblå søjler, "DGT" min-max over hele perioden fra triplikater).

4 Spredningsmodeller

4.1 Modelbeskrivelse

Spredningsmodeller kan bruges til bedre at beskrive og forstå, hvordan MFS spredes i havet, og hvad der sker med dem. Modellerne er 3D hydrodynamiske modeller, der beskriver havstrømmene og spredningen af stoffer fra forskellige kilder (Figur 1). MFS kan have vidt forskellige egenskaber i forhold til nedbrydelighed, opløselighed i vand, binding til partikulært materiale, synkehastighed, mobilitet samt ophobning i organismer og fødekæder. Spredningsmodellen kan kobles til en bioakkumuleringsmodel for f.eks. muslinger og fisk, som beskriver, hvordan stofferne ophobes i organismerne i tid og rum. Tilsammen kan modellerne give et mere fuldstændigt billede af den kemiske tilstand, end det teknisk og økonomisk er muligt at gøre alene på baggrund af observationer.

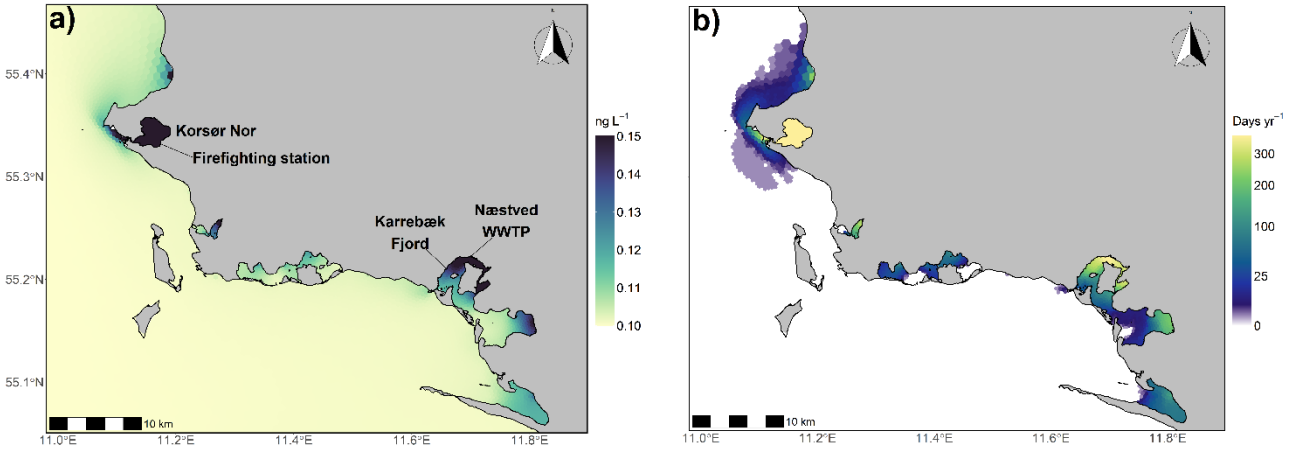
Et eksempel på en spredningsmodel er FlexSem-modellen, der er udviklet ved Aarhus Universitet (Larsen et al., 2020). Den er bl.a. anvendt til at simulere PFOS og cadmium i Smålandsfarvandet i NewSea-projektet og cadmium i Roskilde Fjord (Schourup-Kristensen et al., 2026). Modellen simulerer vandmassernes og stoffernes spredning og opblanding i rum og over tid. Takket være et fleksibelt beregningsnet er den særligt velegnet til fjorde og andre komplekse kystområder, og den er desuden forholdsvis hurtig at kalibrere for et nyt område. Modellen drives ved de åbne rande af data (f.eks. salinitet og temperatur) fra en regional model (Maar et al., 2026), af vandløbstilførsler fra den nationale DK-QNP-model (Windolf et al., 2011) og af meteorologiske data fra AU's luftspredningsmodel (Frohn et al., 2021). De hydrodynamiske resultater er valideret mod overvågningsdata fra NOVANA-programmet. Tidligere har FlexSem primært været anvendt til at undersøge økosystemdynamikken og spredningen af næringsstoffer fra havbrug i danske kystvande (Maar et al., 2020; Schourup-Kristensen et al., 2023).

Bioakkumuleringsmodellen for muslinger, der er koblet til spredningsmodellen, beskriver optag og udskillelse af stoffet i muslingens væv som funktion af den simulerede koncentration i vandet, temperatur, salinitet og føde (Maar et al., 2018; Schourup-Kristensen et al., 2026). Optaget kan ske direkte fra vandet gennem gællerne og via føden, dvs. partikler og alger, som muslingen filtrerer fra vandet. Samtidig mindskes koncentrationen i vævet ved aktiv udskillelse og ved passiv fortynding, når muslingen vokser. Modellen kan dermed beregne koncentrationen i muslinger overalt i modelområdet og sammenligne den direkte med målte koncentrationer og med miljøkvalitetskrav for marine organismer. Tilsvarende kan en model for fisk inddrage optag via fødekæden (Eichinger et al., 2010), hvilket især er vigtigt for stoffer som f.eks. PFOS, der ophobes op gennem fødekæderne (biomagnificeres).

4.2 Modelanvendelser

Modellen for Smålandsfarvandet viste, at f.eks. PFOS var meget koncentreret i de kystnære områder tæt på punktudledningerne og i områder, hvor vandets opholdstid er lang (Figur 7a). Især Korsør Nor, med den tidligere brandøvelsesplads, var et hotspot for påvirkning. Modellen kunne beregne antallet af dage, hvor miljøkvalitetskravet for PFOS i vandet var overskredet (Figur 7b). I de gule områder var miljøkvalitetskravet på 0,13 ng L^{-1} overskredet hele året.

Modellen kan anvendes til forvaltningsscenarier, hvor man vurderer effekten af væsentlige ændringer i udledningerne fra punktkilder. Mulige scenarier omfatter f.eks. historiske udledninger, reduktion eller ophør af udledningen fra enkelte renseanlæg eller industrier, forbedret rensning af spildevand, flytning af udløbspunkter samt ændrede tilførsler fra vandløb som følge af klimaændringer eller ændret arealanvendelse på land. Ved at sammenligne scenarierne med en referencesimulering kan man kvantificere, hvor stor en del af koncentrationen i et givet område der stammer fra den enkelte kilde, og hvor hurtigt området reagerer på en reduktion. Simuleringerne gør det muligt at udpege områder, der er hotspots for enkelte eller flere MFS.



Figur 7. Eksempel på modelkørsel for PFOS-udledninger fra punktkilder og spredning i havet beregnet med Aarhus Universitets FlexSem model i Smålandsfarvandet. a) viser det årlige gennemsnit af PFOS (ng L^{-1}) og b) viser antal dage per år, hvor miljøkvalitetskravet er overskredet under nuværende forhold (2019). Den maksimale værdi er 3,78 ng L^{-1} i a) for Korsør Nor.

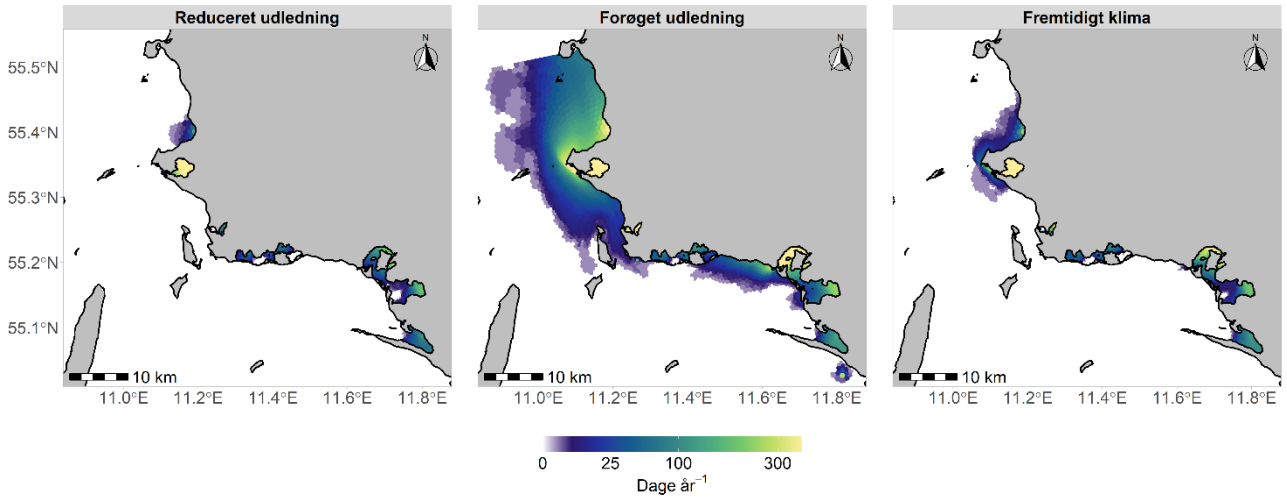
I NewSea-projektet blev tre scenarier testet (Figur 8). I det første scenarie blev PFOS-udledningerne reduceret med en faktor 10 i forhold til niveauet i 2019. Dette scenarie svarer til en potentiel fremtid med bedre renseteknikker og politiske tiltag i forhold til at mindske brugen af PFOS. Det gav en markant forbedring af den kemiske tilstand med færre dage, hvor miljøkvalitetskravet på 0,13 ng L^{-1} blev overskredet. I det andet scenarie blev udledningerne øget med en faktor 10, svarende til historiske niveauer fra 2005 til 2019. Her blev den kemiske tilstand markant forværret, og et større område var påvirket af forureningen. Det viser, at de tiltag, der allerede er indført, har virket, og at tilstanden i dag er bedre, end hvis man intet havde gjort. Det tredje scenarie så på en mulig klimaændring i form af øget afstrømning fra land, som forværrede den kemiske tilstand tæt på kilderne.

Modelleringsværktøjet kan også anvendes som et screeningsværktøj til at optimere prøveindsamlingen i den eksisterende overvågning ved at identificere de lokaliteter og årstider, hvor sandsynligheden for at påvise forurening og overskridelser af miljøkvalitetskrav er størst (Skogen et al., 2024). En sådan risikobaseret overvågning kan forbedre omkostningseffektiviteten og samtidig øge sandsynligheden for at påvise ændringer i eksponeringen som følge af forvaltningstiltag, teknologiske forbedringer i spildevandsrensningen eller fremtidige ændringer i klima og hydrologi. Det kan understøtte implementeringen af vandrammedirektivet og havstrategidirektivet ved at muliggøre mere robuste vurderinger af den kemiske tilstand i kystvande, hvor direkte observationer er begrænsede.

4.3 Datagrundlag og udfordringer

Der mangler viden om de kemiske egenskaber for mange MFS i havvand, inklusiv hvordan koncentrationen er opdelt i vandopløselige og partikelbundne fraktioner, deres nedbrydningshastighed og eventuelle kemiske omdannelser i havvandet. Der mangler viden om stoffernes udveksling med sedimentet, herunder om de binder sig til partikler og synker ned på bunden, og i hvilket omfang der sker en frigivelse fra sedimentet over tid. Desuden mangler der viden om optagelsen i plankton og den videre ophobning i fødenettet. Der kan også mangle viden om vævsfordelingen i de forskellige dele af organismerne (væv, gonader, etc.) samt udskillelseshastigheden.

Spredningsmodellen kræver udledningsdata fra de forskellige diffuse kilder og punktkilder. Der måles dog ikke på alle stoffer, og målingerne dækker ofte kun kortere perioder og ikke lange tidsserier eller på sæsonbasis. Nogle gange måles der kun på punktkoncentrationen og ikke på den samlede mængde af udledningen over tid.



Figur 8. Modelresultater som viser antal dage med overskridelse af miljøkvalitetskravet for hvert scenarie: Fremtidig potentiel reduceret udledning, historisk forøget udledning (ca. 2005 til 2019) og under et fremtidigt klima med forøget afstrømning.

5 Måling af effekter af MFS på marine organismer

5.1 Effektbaserede metoder

Den traditionelle kemiske overvågning bygger på målinger af koncentrationer af udvalgte enkeltstoffer i marine organismer, som sammenlignes med miljøkvalitetskrav under vandrammedirektivet. Tilgangen er veletableret, men den har klare begrænsninger. Den fanger kun de stoffer, man på forhånd har valgt at analysere for, og der måles kun på en lille del af de tusindvis af stoffer, der i dag findes i havmiljøet. Konventionelle kemiske analyser kan derfor generelt ikke bestemme den samlede risiko fra blandinger af stoffer (direktiv (EU) 2026/805, betragtning 23). Stoffer i blanding kan have samlede effekter, såkaldte "cocktaileffekter", selv når hvert enkelt stof findes i koncentrationer under miljøkvalitetskravet.



Figur 9. Fotos af feltarbejde med udsætning af muslinger i metalbure for målinger af biologiske effekter. Fotograf: Zhanna Tairova.

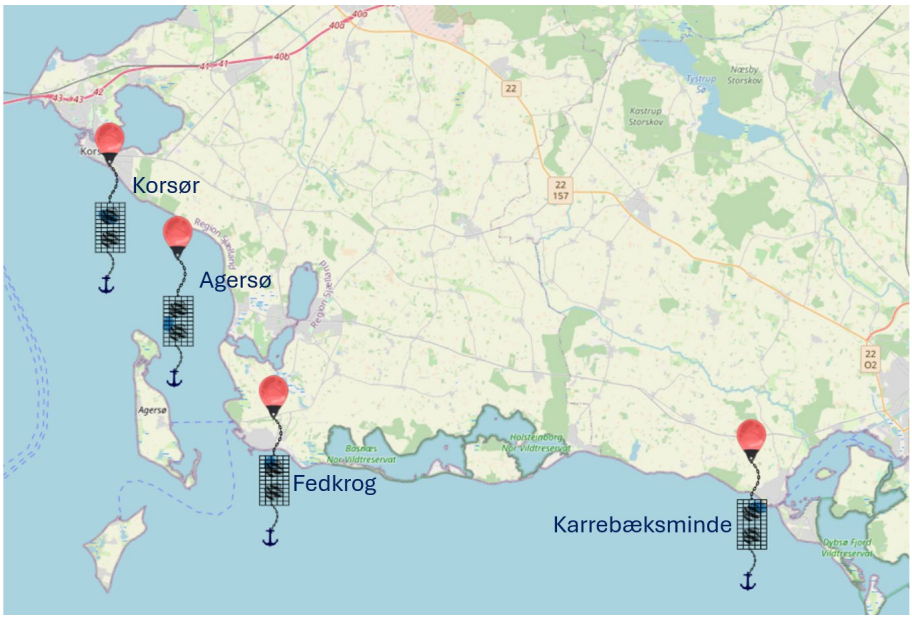
Effektbaserede metoder vender spørgsmålet om. I stedet for at spørge, hvilke stoffer der er til stede, undersøger de, om marine biota i områderne er biologisk påvirket af kemiske stoffer og/eller andre stressfaktorer. Det drejer sig om subletale effekter, dvs. skadelige effekter ved koncentrationer, der ikke slår organismerne ihjel. De skadelige effekter kan være nedsat vækst og formering, forstyrrelser i hormonsystemet og skader på celler og arvemateriale. Sådanne effekter viser sig typisk, før skaderne bliver synlige i bestandene og kan derfor anvendes som tidlige advarselssignaler om et stresset økosystem.

Målt på organismer undersøger effektbaserede metoder (EBM) biologiske responser i dyr, der lever i eller udsættes for det pågældende miljø, f.eks. fisk, muslinger, krebsdyr og snegle. Responserne kan måles på flere biologiske niveauer:

- Molekylært og biokemisk niveau: f.eks. induktion af afgiftningsenzymer, hæmning af acetylkolinesterase, skader på arvematerialet (DNA-strengbrud og mikrokerner) og nedsat stabilitet af cellernes lysosomer (Bolognesi, 2019; Regoli & Giuliani, 2014; Stankevičiūtė et al., 2022; Turja et al., 2013).
- Hele organismer: f.eks. vævsforandringer i leveren, forstyrrelser i reproduktionen og ændret vækst og kondition (Kolesova et al., 2024; Tairova, 2026).

Nogle EBM er generelle stressmål, der viser, at organismen er påvirket, men ikke af hvad. Andre reagerer på bestemte stofgrupper og kan derfor pege på årsagen:

- Afgiftningsenzymer (f.eks. EROD) induceres af PAH og dioxinlignende stoffer (Whyte et al., 2000)
- Målinger af f.eks. PAH-metabolitter i fiskegalde viser, at dyrene har optaget stofferne (Beyer et al., 2010; Tairova et al., 2012).
- Imposex hos havsnegle, hvor hunner udvikler hanlige kønskarakterer, hvilket er et velkendt eksempel på en effektbaseret indikator for TBT (Strand et al., 2006)



Figur 10. Kort over undersøgelsesområdet i Smålandsfarvandet med forsøgsburenes placering. Agersø er referencestation og samtidig det sted, hvor muslingerne blev indsamlet, før de blev fordelt i forsøgsbure ved de øvrige stationer.

Effektbaserede metoder blev testet i NewSea-projektet. Hypotesen var, at muslinger udsat for højere niveauer af MFS nær punktkilder, såsom industrielle udledninger og rensningsanlæg, ville vise stærkere subletale effekter end muslinger udsat for mindre forurening. Muslinger blev udsat i forsøgsbure i fem uger i vandsøjlen, 3-5 meter over bunden samt 3-5 meter under vandoverfladen, ved stationer nær udledningerne samt ved en referencestation i efteråret 2024 og i foråret 2025 (Figur 9 og 10). Samtidig blev der udsat passive prøvetagere på burene for at måle koncentrationerne af MFS i vandet. Stationerne blev udvalgt, så de repræsenterede forskellige niveauer og typer af forurening knyttet til forskellige punktkilder, og Agersø blev valgt som

referencestation baseret på tidligere kemiske undersøgelser. Karrebæksminde Bugt står i forbindelse med Karrebæk Fjord og Næstved og modtager spildevand fra flere punktkilder, herunder renseanlæg og industrielle renseanlæg. Efter fem uger blev muslingerne taget op, og der blev udtaget prøver af fordøjelseskirtel, gæller og kappe. Prøverne blev analyseret med en bred kombination af effektbaserede metoder:

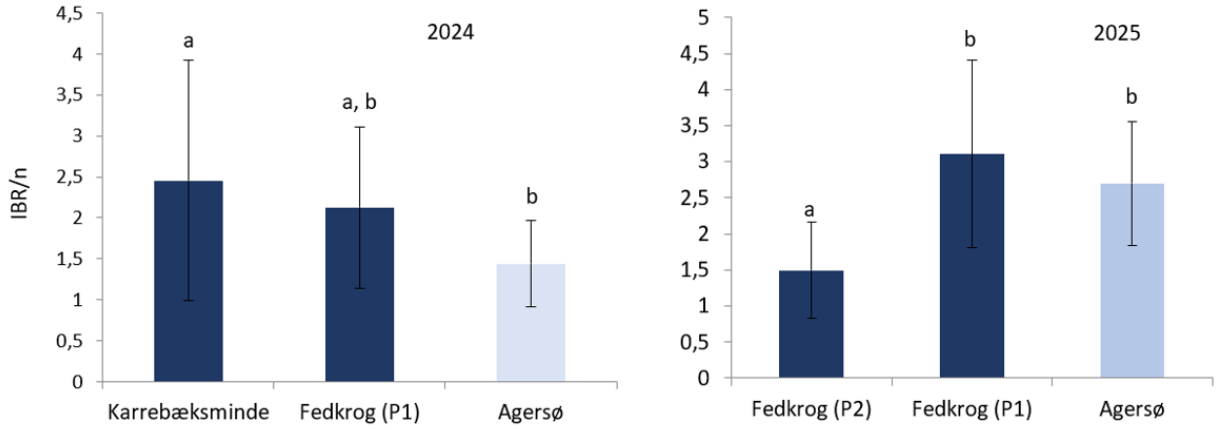
- Biokemiske målinger i fordøjelseskirtlen: antioxidative enzymer, lipidperoxidation (skader på cellemembraner), afgiftningsenzymet GST og hæmning af acetylkolinesterase (neurotoksisk effekt). Resultaterne blev samlet i et integreret indeks (IBR/n).
- Lysosomale målinger i fordøjelseskirtlen: lysosomernes membranstabilitet og struktur samt ophobning af neutrale lipider og lipofuscin.
- Skader på arvematerialet (genotoksicitet), f.eks. mikrokerner, og på cellerne (cytotoksicitet) i gællernes celler.
- Kønsmodning bestemt ud fra kappevævet.

Resultaterne blev sammenholdt med kemiske målinger. I muslingerne blev der målt metaller, PAH, organiske tinforbindelser og PFAS, og i vandet blev metaller og PFAS målt med passive prøvetagere ved burene. De kemiske resultater blev samlet i en kontamineringsscore med vurderingsværktøjet CHASE, hvor de målte koncentrationer sammenlignes med miljøkvalitetskravene.

Resultaterne understøttede projektets hypotese om, at det samlede stressrespons, målt som IBR/n, ville være højere i muslinger udsat for større kemisk forurening (Figur 11). I efteråret 2024 var IBR/n højest ved Karrebæksminde og signifikant højere end ved referencestationen Agersø, mens Fedkrog (P1) lå imellem. I foråret 2025 var billedet umiddelbart det modsatte: IBR/n ved Agersø var på niveau med Fedkrog (P1) og signifikant højere end ved Fedkrog (P2). De kemiske analyser viste dog, at forureningsbelastningen i 2025 var højest netop ved Agersø. Det forhøjede stressrespons ved referencestationen afspejler dermed den højere kemiske belastning og understøtter hypotesen. Målingerne af geno- og cytotoksicitet viste samme mønster i begge år (resultater ikke vist). Burstudierne viser dermed, at effektbaserede metoder kan påvise subletale påvirkninger af muslinger, der er udsat for forhøjet kemisk forurening. Fordelen ved metoderne er, at de integrerer virkningen af de biotilgængelige stoffer, der påvirker en given biologisk mekanisme, herunder stofblandinger og stoffer, der ikke er kendte eller ikke indgår i den lovpligtige overvågning. Målt på organismer i havet afspejler de desuden påvirkningen over tid under de faktiske forhold, hvor organismerne lever. Kombineret med stofmålinger i sediment, vand og marine organismer giver de effektbaserede metoder derved et bedre grundlag for at vurdere, om MFS udgør en risiko for havets dyr og økosystemer.

5.2 Lovgivningen

De internationale havkonventioner anbefaler biologiske effektbaserede metoder til at vurdere, i hvilket omfang organismer indsamlet i havet er eksponeret for og påvirket af MFS. Biologisk effektbaseret overvågning er i dag et element i EU-direktiverne og omfatter bl.a. hormonforstyrrende effekter på marine organismer. EU's havstrategidirektiv har fokus på at belyse årsags-virkningssammenhænge mellem MFS og effekter på marine organismer.



Figur 11. Integreret biomarkørrespons (IBR/n) i muslinger fra burstudierne i efteråret 2024 og foråret 2025. IBR/n samler flere biokemiske målinger i ét indeks, og en høj værdi angiver et større samlet stressrespons hos muslingerne. Agersø var referencestation. Søjlerne viser gennemsnit ± standardafvigelse (SD). Forskellige bogstaver angiver signifikante forskelle mellem stationerne inden for samme år.

Med ændringsdirektivet (EU) 2026/805 af 30. marts 2026 er den effektbaserede tilgang i vandrammedirektivet blevet styrket. Direktivet indfører nye og opdaterede miljøkvalitetskrav og skærper kravene til overvågning og rapportering. Formålet er at forbedre vandkvaliteten og øge gennemsigtigheden i EU's lovgivning og miljøforvaltning. Samtidig anerkender direktivet, at blandinger af stoffer har betydning for den kemiske tilstand. For østrogene stoffer findes der allerede tilstrækkeligt robuste effektbaserede metoder. Medlemsstaterne skal derfor i mindst to år bruge sådanne metoder til at vurdere den samlede virkning af østrogene stoffer i overfladevand. Resultaterne skal sammenlignes med den konventionelle overvågning af de tre østrogene lægemiddelstoffer i bilag I til direktiv 2008/105/EF. Kommissionen fastsætter de tekniske specifikationer i en gennemførelsesretsakt. Direktivet indfører også begrebet effektbaserede tærskelværdier (effect-based trigger values). En tærskelværdi er en tærskel for effekterne af et stof eller en stofgruppe i vand, sediment eller organismer, målt med egnede og videnskabeligt validerede effektbaserede metoder. Over tærsklen kan der opstå skadelige virkninger på menneskers sundhed eller miljøet. Fremover forudsætter god kemisk tilstand i overfladevand, at de ikke er overskredet, når de foreligger (EU 2026/805).

6 Anbefalinger for fremtidig miljøvurdering

I NewSea-projektet har de opnåede erfaringer og udvikling af nye metoder til vurdering af MFS i havet ført frem til en række anbefalinger for fremtidige miljøvurderinger. Anbefalingerne er opdelt efter konceptets tre hovedkomponenter (målinger, modeller og bioeffekter). Tabel 2 giver et samlet overblik og angiver, hvilke aktører anbefalingerne primært retter sig mod.

6.1 Målinger af MFS

1. **Måledata.** Kommuner, forsyninger, virksomheder og forskningsprojekter rummer måledata, som ikke altid bliver indrapporteret til databaserne PULS og Miljøkemi, og som ikke er omfattet af nye EU-krav om offentliggørelse af data. Data bør kunne findes, være tilgængelige og kunne genbruges i flere sammenhænge. Det bør derfor gøres obligatorisk og nemmere at indrapportere måledata til disse databaser.

2. **Punktkilder.** Datagrundlaget for udledning af MFS til vandmiljøet bør udvides. Det gælder f.eks. udledninger i forbindelse med overløb fra renseanlæg og uregelmæssige udledninger fra industrien.

3. **Passive prøvetagere.** Passive prøvetagere bør anvendes til at måle koncentrationen af udvalgte MFS i vandet ved kilder og tilførselsveje til de marine vandområder, f.eks. renseanlæg, industri, vandløb, havne, klappladser og havbrug. Metoden giver en gennemsnitskoncentration over hele udsætningsperioden, som kan sammenlignes med miljøkvalitetskrav, og har en lavere detektionsgrænse end traditionel analyse af vandprøver.

4. **Renseanlæg.** Renseanlæggenes udledningstilladelser bør omfatte MFS på lige fod med industriens miljøgodkendelser, og spildevandet bør renses efter bedste tilgængelige teknik (BAT). Det fjerde rensetrin bør prioriteres ved anlæg, der udleder til vandområder i dårlig kemisk tilstand.

5. **Miljøkvalitetskrav for naturligt forekommende stoffer.** Når nye miljøkvalitetskrav for naturligt forekommende stoffer som metaller implementeres, bør værdierne for god kemisk tilstand i vand, sediment og organismer harmoniseres med nabolandene og EU, og de bør som udgangspunkt ligge over de naturlige baggrundsværdier.

6. **Blandingszoner.** Tilladelser til blandingszoner bør altid rapporteres og kortlægges, så viden om tilførslerne fra disse punktkilder kan indgå i vandområdeplanernes arbejde med at sikre god tilstand i de enkelte vandområder. Blandingszoner bør som udgangspunkt kun anvendes for let nedbrydelige eller naturligt forekommende stoffer. Svært nedbrydelige stoffer og stoffer, der ophobes i miljøet og dets organismer, bør som udgangspunkt ikke udledes til vandmiljøet. For disse stoffer bør fokus være på den samlede udledte mængde og ikke på koncentrationen i blandingszonen. Blandingszonernes størrelse bør begrænses. Store blandingszoner betyder i praksis, at høje koncentrationer i spildevandet fortyndes i recipienten i stedet for at blive reduceret ved kilden. Overskridelser af de af EU fastsatte maksimale koncentrationer (MAC) i blandingszonen kan medføre alvorlige akutte toksiske effekter og bør derfor undgås i videst muligt omfang samt aldrig være længerevarende af natur.

6.2 Modellering af spredning af MFS i havet og ophobningen af MFS i marine organiser

7. **Modeludvikling**. Arbejdet med at udvikle modeller, der kan beskrive spredning af MFS fra forskellige forureningskilder i havet samt ophobning af MFS i organismer, bør videreføres. Spredningsmodellerne for de enkelte vandområder bør kalibreres og valideres med data for MFS fra overvågningsprogrammet samt resultater fra nye metoder til måling af koncentrationen MFS i miljøet.

8. **Vurdering af kilder og tilstand.** Spredningsmodeller bør anvendes i forvaltningen til at vurdere i) de enkelte kilders betydning for vandområdets belastning med MFS, ii) den nuværende kemiske tilstand i vand og organismer med høj rumlig opløsning i hele vandområdet og iii) om nogle områder er særligt belastede (hotspots) herunder om flere MFS sammen kan forårsage en såkaldt cocktaileffekt på de marine organismer.

9. **Overvågning**. Modelresultater kan desuden vise, om målestationerne er placeret hensigtsmæssigt i forhold til at repræsentere belastningen med MFS i et givet vandområde samt belyse belastning fra de vigtigste forureningskilder. Modellen kan desuden beregne sæsonvariationen og vise, hvornår det er mest hensigtsmæssigt at tage prøver.

10. **Forvaltningsscenarier**. Scenarier udviklet sammen med interessenter kan bl.a. bruges til at identificere de vigtigste punktkilder og deres påvirkningsafstand, identificere andre væsentlige kilder, vurdere effekten af forskellige reguleringsindsatser og undersøge, hvordan fremtidige klimaændringer kan påvirke situationen.

11. **Dokumentation**. Modellerne skal dokumenteres og gøres tilgængelige for myndigheder, forskere og andre projekter, så de kan indgå i en helhedsorienteret overvågnings- og forvaltningsmodel.

6.3 Subletale toksiske effekter på marine organismer

12. **Miljøovervågning og tidlige advarsler.** Effektbaserede metoder måler de biologiske effekter af MFS, herunder subletale toksiske effekter, dvs. skadelige effekter, der ikke slår organismerne ihjel. Metoderne kan give tidlige advarsler ("early warnings") om negative påvirkninger, før effekterne bliver synlige på økosystemniveau. Metoderne bør være en integreret del af risikovurderingen af MFS. Det anbefales derfor, at effektbaserede metoder anvendes i større omfang i miljøovervågningen, så de styrker havstrategiens vurdering af biologiske effekter og supplerer vandrammedirektivets stofspecifikke vurdering af kemisk tilstand. Sammen med kemiske målinger og modellering kan effekt-baserede metoder udpege havområder, hvor dyrenes sundhed er påvirket af MFS, og pege på mulige kilder.

13. **Indsamlede organismer og burstudier**. Effektbaserede metoder kan anvendes på organismer indsamlet i miljøet og på organismer, der udsættes i bure, f.eks. tæt ved en punktkilde. Effektmålinger i bl.a. fisk, snegle og muslinger kan – sammen med målinger af stofkoncentrationer i vand, sediment og/eller organismerne – styrke grundlaget for vurderingen af risikoen for påvirkninger af organismer og økosystemet i et integreret miljøvurderingskoncept.

14. **Videreudvikling af metoder**. Der bør videreudvikles en kombination af metoder, der spænder over flere effektniveauer – fra det molekylære og biokemiske niveau til væv og hele organismer – så man opnår et mere helhedsorienteret overblik over effekterne i et område. Metoderne bør tilpasses danske forhold, herunder varierende saltholdighed, og dække repræsentative organismer fra forskellige økologiske nicher.

15. **Opbygning af kapacitet.** Med direktiv (EU) 2026/805 skal medlemsstaterne i to år fra 2030 overvåge østrogene stoffer med effektbaserede metoder, og direktivet åbner for effektbaserede tærskelværdier i vurderingen af god kemisk tilstand. Danmark bør allerede nu opbygge kapacitet og erfaring, så overvågningen kan starte, så snart de tekniske specifikationer foreligger senest 1. december 2027.

Tabel 2. Oversigt over anbefalinger og ansvarlige aktører.

Nr.	Anbefaling (kort)	Beslutningstagere	Myndigheder	Forskere
	Målinger af MFS			
1	Obligatorisk indrapportering af måledata til PULS og Miljøkemi	✓	✓	
2	Styrket datagrundlag for udledninger fra punktkilder, herunder overløb og uregelmæssige udledninger		✓	
3	Bredere brug af passive prøvetagere ved kilder og tilførselsveje		✓	✓
4	Udledningstilladelser for MFS og BAT-krav til renseanlæg på lige fod med industrien	✓	✓	
5	Harmonisering af grænseværdier for vand, sediment og marine organismer med nabolande og EU	✓		
6	Øget gennemsigtighed og strammere regulering af blandingszoner	✓	✓	
	Modellering af spredning og bioakkumulering			
7	Udvikling, kalibrering og validering af 3D-spredningsmodeller			✓
8	Vurdering af kilder, kemisk tilstand og hotspots		✓	✓
9	Understøttelse af overvågningen (placering og tidspunkt for prøvetagning)		✓	✓
10	Forvaltningsscenarier udviklet sammen med interessenter		✓	✓
11	Dokumentation og tilgængeliggørelse af modeller for myndigheder og forskere		✓	✓
	Bioeffekter på dyr			
12	Effektbaserede metoder som screeningsværktøj i overvågningen og som tidlige advarsler	✓	✓	✓
13	Effektbaserede metoder på indsamlede organismer og i burstudier			✓
14	Videreudvikling af nye metoder på tværs af effektniveauer og økologiske nicher			✓
15	Opbygning af kapacitet	✓	✓	✓

7 Det samlede koncept – mod en integreret miljøvurdering

Næsten alle kystnære danske vandområder er i dag ikke i god kemisk tilstand, og Danmark er langt fra at opfylde vandrammedirektivets krav. For at ændre den status, er der brug for viden om, hvilke kilder der har størst betydning, hvor stofferne spredes og ophobes, og hvordan de påvirker organismerne i havet.

I NewSea-projektet er der udviklet et samlet koncept, der kan understøtte målrettede indsatser for at reducere belastningen af de danske kystnære vandområder med MFS. Konceptet kombinerer tre elementer: data om de enkelte kilders udledninger og nye målemetoder til at bestemme belastningen fra kilderne, en videreudviklet 3D-spredningsmodel, der beregner stoffernes spredning og ophobning, og effektbaserede målinger, der viser, om organismerne er påvirket af eksponeringen. Konceptet styrker dermed grundlaget for at udpege de kritiske kilder til belastningen og den kemiske tilstand i vandområderne. De effektbaserede målinger kan desuden vise, om organismerne er stressede i de områder, hvor der sker væsentlige udledninger, før der opstår synlige effekter på økosystemniveau.

Traditionel risikovurdering af forurenende stoffer i vandmiljøet bygger på stikprøver og stedspecifikke overvågningsprogrammer, som ofte er omkostningskrævende og typisk begrænsede til stoffer, der er reguleret i lovgivningen. Numeriske spredningsmodeller kan udfylde de huller, som målingerne ikke dækker, ved at simulere stoffernes fordeling og transport på tværs af rumlige skalaer – fra højtopløste blandingszoner nær spildevandsudløb til regional kyst- og havdynamik. Det muliggør følsomhedsanalyser af belastningsscenarier og giver indsigt med høj opløsning i tid og rum, som målinger alene ikke kan levere.

Styrken ved konceptet ligger i koblingen mellem de tre elementer. Målingerne bruges til at kalibrere og validere modellerne, modellerne viser, hvor og hvornår der bør måles, og de effektbaserede metoder viser, om organismerne faktisk påvirkes – også af blandinger af stoffer, som ingen enkelt grænseværdi fanger. Anbefalingerne i denne rapport (Tabel 2) peger på de skridt, der skal til, for at konceptet kan tages i brug i den fremtidige overvågning og forvaltning af de danske farvande.

8 Referencer

Beyer, J., Jonsson, G., Porte, C., Krahn, M. M., & Ariese, F. (2010). Analytical methods for determining metabolites of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) pollutants in fish bile: A review. Environmental Toxicology and Pharmacology, 30(3), 224–244. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.etap.2010.08.004

Bolognesi, C. (2019). Chapter 17: Micronucleus Experiments with Bivalve Molluscs. In: Knasmüller S, Fenech M (eds) The Micronucleus Assay in Toxicology, Issues in. Royal Society of Chemistry, pp 273–289.

Bossi, R. (2024). Målinger af PFAS i luft og nedbør. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 23 s. - Teknisk rapport nr. 313.

Eichinger, M., Loizeau, V., Roupsard, F., Le Guellec, A. M., & Bacher, C. (2010). Modelling growth and bioaccumulation of Polychlorinated biphenyls in common sole (Solea solea). Journal of Sea Research, 64(3), 373–385. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.seares.2010.05.005

Frohn, L. M., Ketzel, M., Christensen, J. H., Brandt, J., Im, U., Massling, A., Andersen, C., Plejdrup, M. S., Nielsen, O.-K., Gon, H. D. v. d., Manders-Groot, A., & Raaschou-Nielsen, O. (2021). Modelling ultrafine particle number concentrations at address resolution in Denmark from 1979-2018 – Part 1: Regional and urban scale modelling and evaluation. Atmospheric Environment, 264, 118631. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118631

Gauss, M., Gusev, A., Aas, W., Shatalov, V., Ilyin, I., Rozovskaya, O., Klein, H., Nyiri, A. & Vulyh, N. (2021). Atmospheric Supply of Nitrogen, Copper, HCB, BDE-99, SCCP and PFOS to the Baltic Sea in 2019. EMEP Centres Joint Report for HELCOM. EMEP MSC-W Technical Report 1/2021.

Gauss, M., Travnikov, O., Gačnik, J., Aas, W., Klein, H., Nyiri, A. (2024). Atmospheric Supply of Nitrogen, Cadmium, Mercury and B(a)P to the Baltic Sea in 2022. EMEP Centres Joint Report for HELCOM. EMEP MSC-W Technical Report 1/2024.

HELCOM. (2020). Atmospheric deposition of heavy metals on the Baltic Sea. HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheet. https://emep.int/publ/helcom/2020/BSEFS_HM_dep_v2.pdf.

Kolesova, N., Sildever, S., Strode, E., Berezina, N., Sundelin, B., Lips, I., Kuprijanov, I., Buschmann, F., & Gorokhova, E. (2024). Linking contaminant exposure to embryo aberrations in sediment-dwelling amphipods: a multi-basin field study in the Baltic Sea. Ecological Indicators, 160, 111837. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.111837

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. Environmental Science & Technology, 53(18), 10951–10960. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b00927

Larsen, J., Maar, M., Mohn, C., & Pastor, A. (2020). A versatile marine modelling tool applied to arctic, temperate and tropical waters. PLOS ONE, 15(4), e0231193.

Lassen, P., Larsen, M.M., Johansson, L.L.S., Rasmussen, J.J., Strand, J., Sørensen, P.B., Hansen, L.K. (2025). Miljøfarlige forurenende stoffer 2024. Novana. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 190 s. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Videnskabelige_rapporter_600-699/SR685.pdf.

Lehoux, A. P., Petersen, K., Leppänen, M. T., Snowball, I., & Olsen, M. (2020). Status of contaminated marine sediments in four Nordic countries: assessments, regulations, and remediation approaches. Journal of Soils and Sediments, 20(6), 2619–2629. https://doi.org/10.1007/s11368-020-02594-3

Maar, M., Larsen, J., von Thenen, M., & Dahl, K. (2020). Site selection of mussel mitigation cultures in relation to efficient nutrient compensation of fish farming. Aquaculture Environment Interactions, 12, 339–358.

Maar, M., Larsen, M. M., Tørring, D., & Petersen, J. K. (2018). Bioaccumulation of metals (Cd, Cu, Ni, Pb and Zn) in suspended cultures of blue mussels exposed to different environmental conditions. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 201, 185–197. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.10.010

Maar, M., Schourup-Kristensen, V., Mohn, C., Ishimwe, A. P., Møller, E. F., Clubley, C. H., Hahmann, A. N., Imberger, M., & Larsen, J. (2026). Offshore wind farms reshape ocean stratification and productivity differently in the North Sea and the Baltic Sea. npj Ocean Sustainability. https://doi.org/10.1038/s44183-026-00202-4

Montero, N. (2012). Evaluation of diffusive gradients in thin-films (DGTs) as a monitoring tool for the assessment of the chemical status of transitional waters within the Water Framework Directive. Marine Pollution Bulletin, 64, 31–39.

Regoli, F., & Giuliani, M. E. (2014). Oxidative pathways of chemical toxicity and oxidative stress biomarkers in marine organisms. Marine Environmental Research, 93, 106–117. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.07.006

Schourup-Kristensen, V., Larsen, J., Larsen, M. M., Strand, J., Dupont, L.-J., de Gamiz Zearra, A. L., Grieco, G., Tairova, Z., Broadus, L. J., Clubley, C. H., Ishimwe, A. P., Christensen, J. P. A., Gustavson, K., & Maar, M. (2026). Hydrodynamic control of cadmium retention and bioaccumulation in a temperate estuary. Marine Pollution Bulletin, 233, 120170. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2026.120170

Schourup-Kristensen, V., Larsen, J., & Maar, M. (2023). Drivers of hypoxia variability in a shallow and eutrophicated semi-enclosed fjord. Marine Pollution Bulletin, 188, 114621. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114621

Skogen, M. D., Aarflot, J. M., García-García, L. M., Ji, R., Ruiz-Villarreal, M., Almroth-Rosell, E., Belgrano, A., Benkort, D., Daewel, U., Edman, M., Friedland, R., Gao, S., Hill-Cruz, M., Hjøllo, S. S., Huret, M., Kellner, J. B., van Leeuwen, S., Lopez de Gamiz-Zearra, A., Maar, M.,…Yumruktepe, V. (2024). Bridging the gap: integrating models and observations for better ecosystem understanding. Marine Ecology Progress Series, 739, 257–268.

Slagelse Kommune. (2021). PFOS-forurening i Korsør: NIRAS rapporter om PFOS-forureningen. Retrieved from https://www.slagelse.dk/da/service-og-selvbetjening/bolig-og-byggeri/vand-og-kloak/spildevand/pfos-forurening-i-korsoer/

Søndergaard, J., Bach, L., & Gustavson, K. (2014). Measuring bioavailable metals using diffusive gradients in thin films (DGT) and transplanted seaweed (Fucus vesiculosus), blue mussels (Mytilus edulis) and sea snails (Littorina saxatilis) suspended from monitoring buoys near a former lead–zinc mine in West Greenland. Marine Pollution Bulletin, 78(1), 102–109. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.054

Sørensen, P. B., Damgaard, C.F., Bak, J.L., Andersen, H.E., Voutchkova, D., Thorling, L., Bjerg, P.L., Holm, P.E. (2024). Videreudvikling og klargøring af MetalStat for landsdækkende beregninger. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 68 s. - Videnskabelig rapport nr. 606.

Stankevičiūtė, M., Gomes, T., & Campillo González, J. (2022). Nuclear Abnormalities in Mussel Haemocytes and Fish Erythrocytes. ICES Techniques in Marine Environmental Sciences.

Strand, J., Glahder, C. M., & Asmund, G. (2006). Imposex occurrence in marine whelks at a military facility in the high Arctic. Environmental Pollution, 142(1), 98–102. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.09.014

Tænketanken Hav. (2025). Kemisk forurening af det danske havmiljø. 12 sider. https://www.taenketankenhav.dk/indlaeg/kemisk-forurening-af-det-danske-havmiljoe

Tairova, Z., Christensen, JPA, Azhar, M. (2026). Reproductive disorders in amphipods as indicators of effects of hazardous substances in Danish waters. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy, 26 s. – Scientific note no. 2026 | 21.

Tairova, Z. M., Strand, J., Chevalier, J., & Andersen, O. (2012). PAH biomarkers in common eelpout (Zoarces viviparus) from Danish waters. Marine Environmental Research, 75, 45–53. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2011.09.005

Turja, R., Soirinsuo, A., Budzinski, H., Devier, M. H., & Lehtonen, K. K. (2013). Biomarker responses and accumulation of hazardous substances in mussels (Mytilus trossulus) transplanted along a pollution gradient close to an oil terminal in the Gulf of Finland (Baltic Sea). Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology, 157(1), 80–92. https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2012.09.006

Whyte, J., Jung, R., Schmitt, C., & Tillitt, D. (2000). Ethoxyresorufin- O - deethylase (EROD) Activity in Fish as a Biomarker of Chemical Exposure. Critical Reviews in Toxicology, 30, 347–570. https://doi.org/10.1080/10408440091159239

Windolf, J., Thodsen, H., Troldborg, L., Larsen, S. E., Bøgestrand, J., Ovesen, N. B., & Kronvang, B. (2011). A distributed modelling system for simulation of monthly runoff and nitrogen sources, loads and sinks for ungauged catchments in Denmark. Journal of Environmental Monitoring, 13(9), 2645–2658.

ANBEFALINGER TIL INTEGRERET MILJØVURDERING AF MILJØFARLIGE FORURENENDE STOFFER FRA DIFFUSE KILDER OG PUNKTKILDER I HAVET

I Velux NewSea-projektet er der udviklet et samlet koncept med tre dele. Passive prøvetagere måler gennemsnitlige koncentrationer i havvandet med lav detektionsgrænse. 3D-spredningsmodellen FlexSem er koblet til bioakkumuleringsmodeller og viser, hvordan stofferne spredes og ophobes over tid og sted i havet. Effektbaserede biologiske metoder giver tidlige advarsler om påvirkning af marine organismer, også fra stofblandinger. Baseret på dette arbejde giver rapporten15 anbefalinger for fremtidig miljøvurdering af miljøfarlige forurenende stoffer i havet.

ISBN: 978-87-7648-095-0
ISSN: 2244-9981