FORURENSNING I DE NORSKE HAVOMRÅDENE - BARENTSHAVET, NORSKEHAVET OG NORDSJØEN

Rapport fra Overvåkingsgruppen 2025

Redaktør(er): Sylvia Frantzen (HI)



RAPPORT FRA HAVFORSKNINGEN NR. 2026-44

Tittel (norsk og engelsk):

Forurensning i de norske havområdene - Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen

Pollution in the Norwegian sea areas - Barents Sea, Norwegian Sea and North Sea

Undertittel (norsk og engelsk):

Rapport fra Overvåkingsgruppen 2025

Report from the Monitoring Group 2025

Rapportserie:	År - Nr.:	Dato:
Rapport fra havforskningen	2026-44	14.10.2026

ISSN:1893-4536

Forfatter(e):

Sylvia Frantzen, Manuel Aghito (HI), Erik Berge, Stepan Boitsov (HI), Inger Lise Nerland Bråte, Kai Håkon Christensen, Eva Degré, Nina Dehnhard, Mihaela Ersvik, Bjørn Einar Grøsvik (HI), Kiti Sofia Gjerstad, Helene Lunder Halvorsen, Sveinn Are Hanssen, Eldbjørg Heimstad, Dag Hjermann, Henning Jensen, Louise Kiel Jensen, Ingjerd Sunde Krogseth, Tanja Kögel (HI), Mathilde Juel Lind, Mette Skern-Mauritzen (HI), Espen Lund, Katrine Aspmo Pfaffhuber, Heli Routti, Merete Schøyen og Hilde Kristin Skjerdal
Redaktør(er): Sylvia Frantzen (HI)

Forskningsgruppeleder(e): Monica Sanden (Fremmed- og smittestoff (FRES))
Godkjent av: Forskningsdirektør(er): Geir Huse Programleder(e): Frode Vikebø, Livar Frøyland og Maria Fossheim

Distribusjon:

Åpen

Prosjektnr:

15165

Oppdragsgiver(e):

HI

Program:

Trygg og sunn sjømat
Barentshavet og Polhavet
Nordsjøen
Norskehavet

Forskningsgruppe(r):

Fremmed- og smittestoff (FRES)
Økosystemprosesser

Antall sider:

173

Samarbeid med

Sammendrag (norsk):

Denne rapporten fra Overvåkingsgruppen gir en oversikt over forurensningstilstanden i norske havområder. Overvåkingsgruppen har ansvar for 42 indikatorer med relevans for forurensning, publisert på miljostatus.no. Disse dekker blant annet lufttilførsler av miljøgifter og forurensning i sedimenter, forurensning i en rekke ulike marine arter, og tilførsler som skyldes aktiviteter i havområdene. Rapporten oppsummerer resultater fra indikatorene på miljostatus.no og fra andre publikasjoner om forurensning i de norske havområdene, for å gi en vurdering av hvordan ulike forurensende stoffer varierer med hensyn til bakgrunnsnivå, geografi, utvikling siste ti år, mattrygghet og mulige effekter på økosystemet. Som grunnlag for senere utvikling av egnede indikatorer for marin forsøpling, er det et eget kapittel som oppsummerer overvåkingen som finnes om marin forsøpling i Norge, både overvåking av mikroplast, strandsøppel, forsøpling i elver og søppel på havbunnen. Rapporten inneholder også et temakapittel om transportmodellering av miljøgifter som gir en oversikt over metoder for modellering samt hvordan disse kan brukes i miljøgiftovervåking.

Nivå av forurensning i de norske havområdene

I alle havområdene er det fortsatt konsentrasjoner over bakgrunnsnivå av giftige stoffer som kvikksølv, bly og forbrenningsrelaterte polyaromatiske hydrokarboner (PAH), som alle finnes naturlig, men der menneskelig aktivitet har medført utslipp og forhøyede nivåer. Målinger i daterte sedimentkjerner viser at tungmetallene kvikksølv og bly har økt i konsentrasjon siden førindustriell tid, og nivåene er fortsatt forhøyet i de øverste lagene. For kvikksølv og bly finner vi høyere konsentrasjoner i sedimenter og organismer i Nordsjøen enn i Barentshavet. For bly samsvarer forskjellen godt med at også lufttilførslene er høyere i Nordsjøen enn i Barentshavet, mens for kvikksølv er lufttilførslene til Nordsjøen og Barentshavet omtrent like høye. Dette kan tyde på at de høyere kvikksølvkonsentrasjonene i fisk og skalldyr i Nordsjøen skyldes mer nærliggende utslippskilder, forurensning som sprer seg med havstrømmer og/eller sekundær forurensning.

Kobber tilføres fra kysten via direkte utslipp av kobber som er benyttet som antibegroingsmiddel på nøter i oppdrettsindustrien, i tillegg til ulike andre kilder. Konsentrasjonene i vannet er svært forhøyet langs kysten, men det er ikke funnet tegn til forhøyet nivå av kobber i sedimenter eller i marine organismer i forvaltningsplanområdene.

Oljerelaterte (petrogene) PAH og arsen finnes i relativt høye konsentrasjoner i sedimentene i nordlige deler av Barentshavet. Nivåene er høyere der enn lenger sør i Barentshavet, i Norskehavet og i Nordsjøen. Arsen finner vi også i høyere nivåer i fisk og reker fra Barentshavet sammenlignet med Nordsjøen og Norskehavet. Sedimentkjerner har omtrent like høye nivåer av både PAH og arsen i hele dybden, noe som tyder på at disse stoffene er naturlig forhøyet i dette området. Utsiving av naturlig forekommende olje fra havbunnen i nordlige deler av Barentshavet er trolig forklaringen på dette.

Miljøgifter som kun er menneskeskapte, slik som de organiske miljøgiftene PCB, PBDE, HCB, DDT og PFAS, finnes i målbare nivåer i alle havområdene i både luft, sedimenter og organismer på alle nivåer i næringskjeden. Disse stoffene har ikke noe naturlig bakgrunnsnivå. Nivåene av mange av miljøgiftene (PCB, PBDE, DDT) er høyere i organismer og i sedimenter i Nordsjøen enn i Barentshavet, mens konsentrasjonene i Norskehavet veksler mellom å være på nivå med Nordsjøen og Barentshavet, avhengig av art og stoff. For noen av stoffene, som PCB, viser likevel luftmålinger at tilførslene er omtrent like i begge havområdene de siste årene, og dette tyder på at de høyere konsentrasjonene i Nordsjøen-området kan skyldes mer nærliggende utslippskilder, forurensning som sprer seg med havstrømmer og/eller sekundær forurensning. Noen stoffer tilføres i større grad til Barentshavet enn til Nordsjøen, og dette gjelder for eksempel HCB, som er særlig flyktig og derfor fraktes langt med luftstrømmene. HCB finner vi også i høyest konsentrasjoner i marine organismer i Barentshavet.

Per- og polyfluorerte stoffer (PFAS) finnes overalt og i alle havområdene våre, og det finnes svært mange ulike forbindelser der kun noen få overvåkes og finnes i målbare nivåer. De dataene vi har, tyder på at nivåene av PFOS og PFOA er like høye i Barentshavet som i Nordsjøen.

Radioaktive stoffer som overvåkes er cesium-137 og technetium-99. Nivåene av disse stoffene er høyest lengst sør og langs kysten, og avtar bort fra kildene.

Forsøpling finnes i alle havområdene, både på strendene, i vannsøylen, på havbunnen og i organismer. Det finnes overvåkingssystemer både for generell forsøpling og for mikroplast, og det vil bli utarbeidet indikatorer for dette i forvaltningsplanarbeidet.

Utvikling

Mange av miljøgiftene som overvåkes ble forbudt å bruke og slippe ut for flere tiår siden, og resultatene fra luftovervåkningen viser at tilførslene av de fleste miljøgiftene som overvåkes har avtatt mye siden forbudene kom. Men for mange av stoffene har denne nedgangen stagnert eller vært mye svakere de siste ti årene. For eksempel for PCB i luft har nedgangen stagnert i Nordsjøen de siste ti årene, mens nedgangen har vært svak i Barentshavet. Også i marine organismer ser vi denne trenden. De siste ti årene har det vært en svak, men likevel signifikant nedgang i de fleste marine arter for stoffer som kvikksølv, dioksiner, PCB og HCB og i noen av artene for PBDE. For plantevernmiddelet DDT har det ikke vært noen endring de siste ti årene. For PFAS (PFOA) i luft har det vært stor

nedgang de siste ti årene, og det har vært nedgang for PFOS i isbjørn, men ikke i polarlomvi, etter 2007. For marine organismer er mange av resultatene under målegrensene slik at det ikke er mulig å si noe om tidstrender. Nedgang er forventet for de regulerte forbindelsene PFOS og PFOA, mens det er mange PFAS som fortsatt er i bruk og som ikke overvåkes i dag. Nivåene av det radioaktive stoffet cesium-137 har avtatt mye etter Tsjernobyl (1986), men de siste ti årene har nedgangen stagnert eller vært svak. Nivåene av technetium-99 som måles i tang har avtatt som følge av sterkt reduserte utslipp fra Sellafield.

Det er foreløpig ikke nok sammenlignbare data over tid til å noe om utviklingen for forsøpling, mikroplast eller «nye» miljøgifter.

Medfører aktiviteter i havområdene forhøyede miljøgiftnivåer?

Mye av forurensningen som vi finner i havområdene, tilføres fra aktiviteter som foregår utenfor forvaltningsplanområdet; det vil si langs kysten, på land eller i andre land. En av aktivitetene i havområdene som kan medføre betydelige utslipp av uønskede stoffer, er petroleumsvirksomheten. Det er i hovedsak oljekomponenter inkludert PAH som slippes ut, og de største utslippene ser vi i Nordsjøen, der også aktiviteten er størst. I Nordsjøen er det målt rester av PAH-metabolitter i fisk som viser at fisken er eksponert for PAH, og eksponeringen er størst nær oljeplattformene. Voksen fisk ser imidlertid ikke ut til å være betydelig påvirket av dette, mens egg og larver kan påvirkes i større grad dersom de utsettes for oljestoffer. Utslipp langs kysten av kobber som har vært brukt på nøter i oppdrettsindustrien, økte i mange år frem til 2018-2019, for så å avta noe. Det er imidlertid ikke forhøyet nivå av kobber i sedimenter eller i fisk og skalldyr fra åpent hav.

Er sjømaten fra havområdene trygg å spise?

Sjømat fra de norske forvaltningsplanområdene er i all hovedsak under grenseverdier for mattrygghet og er trygg å spise. Av indikatorartene som overvåkes er det bare kvikksølv i brosme fra Skagerrak som i gjennomsnitt overskrider grenseverdien. Fiskelever akkumulerer dessuten mye miljøgifter, og Mattilsynet advarer gravide, ammende og barn mot å spise fiskelever. De senere år har det igjen kommet makrellstørje til norske farvann. Det finnes relativt lite data på forurensning i makrellstørje, men det som finnes av data viser at nivåer av både kvikksølv og dioksiner og dioksinlignende PCB ofte er over grenseverdiene i denne arten. Det er også en advarsel som gjelder atlantisk kveite fra Ytre Sklinnadjupet i Norskehavet på grunn av målte kvikksølvnivåer over grenseverdien, men her er det ingen nye data siden forrige rapport i 2022.

Effekter på organismer og økosystemet

Noen av miljøgiftene, særlig PCB og PBDE, overskrider miljøkvalitetsstandarden (EQS) i alle artene som overvåkes, og kvikksølv er over grenseverdien i alle indikatorartene bortsett fra polartorsk og lodde i Barentshavet. Miljøkvalitetsstandarden skal beskytte arter høyere oppe i næringskjeden slik som sjøfugl og sjøpattedyr, og det at den overskrides for arter lengere nede i næringsnettet antas ikke å ha betydning for helsen til de artene, men kan bety at toppredatorer blir negativt påvirket. Det er tidligere målt noen mulige effekter av miljøgifter på polarmåke på Bjørnøya og på isbjørn på Svalbard, samt PCB over terskelverdier for påvirkning i selspisende spekkhoggere fra Nord-Norge. Det er imidlertid ikke noen nye resultater siden forrige oppdatering og tilsvarende undersøkelser (i nyere tid) mangler for Nordsjøen og Norskehavet.

I Nordsjøen, der det slippes ut mest oljestoffer i produsert vann, er det gjennomført noen studier av effekter av oljeforurensning på fisk, og det ser ikke ut til at voksen fisk er særlig påvirket av oljeforurensning fra petroleumsvirksomhet. Egg og larver av fisk kan være mer sårbare for oljekomponenter dersom de utsettes for oljeforurensning.

Transportmodellering av miljøgifter

Det har vært en betydelig utvikling av numeriske sirkulasjonsmodeller for hav og atmosfære de siste tiårene, og transportveier i både luft og vann kan nå beskrives med et detaljnivå som gjør slike modeller svært relevante for norsk havforvaltning. Det har også vært en omfattende utvikling av metodikk som beskriver fysisk-biologiske koblinger i form av parametriseringer for kjemiske og biokjemiske prosesser samt for opptak i biota av ulike typer forurensing. Det gjenstår fremdeles endel arbeid for å undersøke hvordan transportmodellene kan benyttes på best mulig måte innenfor havforvaltningen.

Sammendrag (engelsk):

This report from the Monitoring Group for the Norwegian Marine Management Plans provides an overview of the pollution status in Norwegian marine areas. The Monitoring Group is responsible for 42 indicators relevant to pollution, published on miljostatus.no. These cover, among other things, atmospheric inputs of hazardous substances, pollution in sediments, pollution in a range of different marine species, and inputs resulting from activities taking place in the marine areas. The report summarizes results from the indicators on miljostatus.no and from other publications on pollution in Norwegian marine areas, in order to assess how different pollutants vary with respect to background levels, geography, development over the last ten years, food safety, and possible effects on the ecosystem. As a basis for later development of suitable indicators for marine litter, there is a dedicated chapter

summarizing existing monitoring of marine litter in Norway, including monitoring of microplastics, beach litter, litter in rivers, and seafloor litter. The report also includes a thematic chapter on transport modelling of hazardous substances, giving an overview of modelling methods and how these can be used in contaminant monitoring.

Levels of pollution in Norwegian marine areas

In all marine areas there are still concentrations above background levels of toxic substances such as mercury, lead and combustion-related polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). All of these occur naturally, but human activity has led to emissions and elevated levels. Measurements in dated sediment cores show that the concentrations of the heavy metals mercury and lead have increased since pre-industrial times, and levels are still elevated in the upper layers. For mercury and lead we find higher concentrations in sediments and organisms in the North Sea than in the Barents Sea. For lead, this difference corresponds well with the fact that atmospheric inputs are also higher to the North Sea than to the Barents Sea, whereas for mercury the atmospheric inputs to the North Sea and Barents Sea are approximately the same. This may indicate that the higher mercury concentrations in fish and shellfish in the North Sea are due to more nearby emission sources, pollution transported by ocean currents and/or secondary pollution.

There are significant inputs of copper to the coastal areas through direct discharges of copper used as antifouling on nets in the aquaculture industry, in addition to various other sources. Concentrations in the water are highly elevated along the coast, but no signs of elevated levels of copper have been found in sediments or in marine organisms in the marine management plan areas.

Oil-related (petrogenic) PAHs and arsenic occur in relatively high concentrations in sediments in the northern parts of the Barents Sea. Levels are higher there than further south in the Barents Sea, in the Norwegian Sea and in the North Sea. Arsenic is also found at higher levels in fish and shrimp from the Barents Sea compared with the North Sea and Norwegian Sea. Sediment cores have approximately the same concentrations of both PAHs and arsenic throughout the depth profile, suggesting that these substances are naturally elevated in this area. Seepage of naturally occurring oil from the seabed in the northern parts of the Barents Sea is likely the explanation for this.

Hazardous substances that are purely man-made, such as the organic contaminants PCB, PBDE, HCB, DDT and PFAS, are found at measurable levels in all marine areas, in both air, sediments and organisms at all levels of the food web. These substances have no natural background level. Levels of many contaminants (PCB, PBDE, DDT) are higher in organisms and sediments in the North Sea than in the Barents Sea, while concentrations in the Norwegian Sea fluctuate between the levels of the North Sea and the Barents Sea, depending on species and substance. For some substances, such as PCBs, air measurements nevertheless show that inputs have been roughly similar in both marine areas in recent years, suggesting that the higher concentrations in the North Sea area may be due to more nearby emission sources, pollution transported by ocean currents and/or secondary pollution. Some substances are supplied to a greater extent to the Barents Sea than to the North Sea; this applies, for example, to HCB, which is particularly volatile and therefore transported over long distances in the atmosphere. HCB is also found at the highest concentrations in marine organisms in the Barents Sea.

Per- and polyfluorinated substances (PFAS) are found everywhere and in all our marine areas, and there are very many different compounds, of which only a few are monitored and found at measurable levels. The data we have indicate that levels of PFOS and PFOA are as high in the Barents Sea as in the North Sea.

The radioactive substances that are being monitored are caesium-137 and technetium-99. Levels of these substances are highest in the far south and along the coast, and decrease with distance from the sources.

Litter occurs in all marine areas – on beaches, in the water column, on the seabed and in organisms. Monitoring systems exist for both general litter and microplastics, and indicators for this will be developed as part of the management plan work.

Development over time

Many of the contaminants that are monitored were banned from use and discharge several decades ago, and results from air monitoring show that inputs of most of the monitored contaminants have declined substantially since the bans were introduced. However, for many substances this decline has stagnated or been much weaker over the past ten years. For example, for PCB in air, the decline has stagnated in the North Sea over the last decade, while the decline has been weak in the Barents Sea. The same trend is seen in marine organisms. Over the last ten years there has been a weak, but still statistically significant, decline in most marine species for substances such as mercury, dioxins, PCB and HCB, and in some species for PBDE. For the pesticide DDT there has been no change over the last decade. For PFAS (PFOA) in air, there has been a strong decline over the last ten years, and there has been a decline for PFOS in polar bears, but not in Brünnich's guillemot, after 2007. For marine organisms, many of the results are below detection limits, making it impossible to say anything about time trends. A decline is expected for the regulated compounds PFOS and PFOA, while many PFAS are still in use and are not currently monitored. Levels of the radioactive substance cesium-137 have decreased considerably after Chernobyl (1986), but in the last ten years the decline has stagnated or been weak. Levels of technetium-99 measured in seaweed have declined

due to strongly reduced emissions from Sellafield.

There are currently not enough comparable time-series data to say anything about trends for litter, microplastics or “emerging” contaminants.

Do activities in the marine areas lead to elevated contaminant levels?

Much of the pollution found in the marine areas is supplied by activities taking place outside the management plan areas; that is, along the coast, on land or in other countries. One of the activities in the marine areas that can lead to significant emissions of unwanted substances is petroleum activities. The main pollutants discharged are oil components, including PAHs, and the largest discharges occur in the North Sea, where activity is greatest. In the North Sea, residues of PAH metabolites have been measured in fish, showing that the fish are exposed to PAHs, with highest exposure close to the oil platforms. Adult fish do not appear to be significantly affected by this, whereas eggs and larvae can be more strongly affected if they are exposed to oil substances. Discharges along the coast of copper used on nets in the aquaculture industry increased for many years until 2018–2019, and have since declined somewhat. However, there are no elevated levels of copper in sediments or in fish and shellfish from the open sea.

Is seafood from the marine areas safe to eat?

Seafood from the Norwegian marine management plan areas is, for the most part, below maximum levels set for food safety and is safe to eat. Among the indicator species that are monitored, only for mercury in tusk from Skagerrak is the average concentration above the maximum level. Fish liver also accumulates large amounts of contaminants, and the Norwegian Food Safety Authority advises pregnant and breastfeeding women and children against eating fish liver. In recent years, Atlantic bluefin tuna has again appeared in Norwegian waters. There are relatively few data on contaminant levels in bluefin tuna, but the data that do exist show that levels of both mercury and dioxins and dioxin-like PCB are often above the maximum levels in this species. There is also a warning that applies to Atlantic halibut from Ytre Sklinnadjupet in the Norwegian Sea, due to measured mercury levels above the maximum level, but no new data have been collected there since the previous report in 2022.

Effects on organisms and the ecosystem

Some contaminants, particularly PCB and PBDE, exceed the environmental quality standard (EQS) in all monitored species, and mercury is above this standard in all indicator species except polar cod and capelin in the Barents Sea. The EQS is intended to protect species higher up the food web, such as seabirds and marine mammals, and exceedance of EQS in species lower in the food web is not assumed to be critical for the health of those species themselves but may mean that top predators are negatively affected. Possible effects of contaminants have previously been measured in glaucous gulls on Bjørnøya and in polar bears on Svalbard, as well as PCB levels above threshold levels for effects in seal-eating killer whales from Northern Norway. There are, however, no new results since the previous update, and comparable recent studies are lacking for the North Sea and the Norwegian Sea.

In the North Sea, where most oil components are discharged in produced water, some studies of the effects of oil pollution on fish have been carried out, and adult fish do not appear to be particularly affected by oil pollution from petroleum activities. Fish eggs and larvae may be more vulnerable to oil components if they are exposed to oil pollution.

Transport modelling of contaminants

There has been significant development of numerical circulation models for the ocean and atmosphere in recent decades, and transport pathways in both air and water can now be described with a level of detail that makes such models highly relevant for Norwegian marine management. There has also been extensive development of methodology describing physical–biological couplings in the form of parameterizations for chemical and biogeochemical processes, as well as uptake in biota of different types of pollutants. There is still considerable work remaining to investigate how transport models can be used in the best possible way within marine management.

Innhold

1 Innledning 10

1.1 Bakgrunn og formål 10

1.2 Havforvaltningens mål med relevans for forurensning 11

1.3 Klassifiseringssystem og grenseverdier 12

1.3.1 Klassifiseringssystem for sediment 12

1.3.2 Referanseverdier for kysten, PROREF 12

1.3.3 Grenseverdier for mattrygghet 12

1.3.4 Miljøkvalitetsstandarder for organismer, EQS_{biota} 13

1.4 Forkortelser 13

2 Barentshavet 16

2.1 Tilførsler av forurensende stoffer til Barentshavet 16

2.1.1 Lufttilførsler av miljøgifter til Barentshavet 16

2.1.2 Tilførsler av forurensinger fra elver og kystnære landområder til Barentshavet 18

2.1.3 Annen kunnskap om tilførsler av forurensning til Barentshavet 20

2.2 Nivåer av forurensende stoffer i Barentshavet 20

2.2.1 Strandsøppel på Svalbard 20

2.2.2 Forurensning i sedimenter i Barentshavet 21

2.2.3 Radioaktivitet i sjøvann i Barentshavet 24

2.2.4 Radioaktivitet i tang langs kysten av Barentshavet 24

2.2.5 Miljøgifter i blåskjell langs norskekysten mot Barentshavet og Lofoten 25

2.2.6 Imposex hos purpursnegl langs norskekysten mot Barentshavet 26

2.2.7 Forurensning i reker i Barentshavet 27

2.2.8 Forurensning i lodde i Barentshavet 30

2.2.9 Forurensning i polartorsk i Barentshavet 31

2.2.10 Forurensning i torsk i åpent hav i Barentshavet 32

2.2.11 Miljøgifter i torsk langs kysten mot Barentshavet og Svalbard 35

2.2.12 Forurensning i blåkveite i Barentshavet 36

2.2.13 Forurensning i polarlomvi i Barentshavet 38

2.2.14 Plast i havhestmager i Barentshavet 39

2.2.15 Forurensning i ringsel i Barentshavet 39

2.2.16 Forurensning i isbjørn i Barentshavet 40

2.2.17 Annen kunnskap om nivåer og effekter av forurensning i Barentshavet 41

2.3 Tilførsler fra aktiviteter i Barentshavet 45

2.3.1 Utslipp fra petroleumsvirksomhet 45

2.3.1 Annen kunnskap om tilførsel fra aktiviteter i Barentshavet 45

3 Norskehavet 46

3.1 Tilførsler av forurensende stoffer til Norskehavet 46

3.1.1 Lufttilførsler av miljøgifter til Norskehavet 46

3.1.2 Tilførsel av forurensninger fra elver og kystnære landområder til Norskehavet 46

3.1.3 Annen kunnskap om tilførsler av forurensning til Norskehavet 48

3.2 Nivåer av forurensende stoffer i Norskehavet 48

3.2.1 Forurensning i sedimenter i Norskehavet 48

3.2.2 Radioaktiv forurensning i sjøvann i Norskehavet 50

3.2.3 Radioaktivitet i tang langs kysten av Norskehavet 51

3.2.4 Miljøgifter i blåskjell langs norskekysten mot Norskehavet 51

3.2.5 Imposex hos purpursnegl langs norskekysten mot Norskehavet 52

3.2.6 Forurensning i reker i Norskehavet 52
3.2.7 Miljøgifter i kolmule i Norskehavet 54
3.2.8 Forurensning i norsk vårgytende sild i Norskehavet 56
3.2.9 Miljøgifter i torsk langs norskekysten mot Norskehavet 58
3.2.10 Miljøgifter i blåkveite i Norskehavet 60
3.2.11 Miljøgifter i brosme i Norskehavet 61
3.2.12 Miljøgifter i toppskarvegg i Norskehavet 63
3.2.13 Plast i havhestmager i Norskehavet 63
3.2.14 Annen kunnskap om nivåer av forurensning i Norskehavet 64
3.3 Tilførsler fra aktiviteter i Norskehavet 64
3.3.1 Tilførsler fra petroleumsvirksomhet i Norskehavet 64
3.3.2 Annen kunnskap om tilførsler fra aktiviteter 66
4 Nordsjøen 67
4.1 Tilførsler av forurensende stoffer til Nordsjøen 67
4.1.1 Lufttilførsler av forurensninger til Nordsjøen og Skagerrak 67
4.1.2 Tilførsler av forurensing fra elver og kystnære områder til Nordsjøen og Skagerrak 68
4.1.3 Annen kunnskap om tilførsler av forurensning til Nordsjøen 70
4.2 Nivåer av forurensende stoffer i Nordsjøen 70
4.2.1 Sjøbunn i Nordsjøen påvirket av hydrokarboner (THC) og barium 70
4.2.2 Radioaktivitet i sjøvann i Nordsjøen 73
4.2.3 Radioaktivitet i tang i Nordsjøen 73
4.2.4 Miljøgifter i blåskjell langs norskekysten mot Nordsjøen og Skagerrak 73
4.2.5 Imposex hos purpursnegl langs norskekysten mot Nordsjøen 75
4.2.6 Forurensning i reker i Nordsjøen 76
4.2.7 Forurensning i tobis i Nordsjøen 78
4.2.8 Forurensning i nordsjøsild 79
4.2.9 Forurensning i rødspette i Nordsjøen 80
4.2.10 Forurensning i torsk i Nordsjøen 80
4.2.11 Miljøgifter i torsk langs norskekysten mot Nordsjøen og Skagerrak 83
4.2.12 Forurensning i brosme i Nordsjøen 85
4.2.13 Plast i havhestmager i Nordsjøen 86
4.2.14 Oljetilsølt lomvi i Sørvest-Norge 86
4.2.15 Oljepåvirket fisk i Nordsjøen 87
4.2.16 Annen kunnskap om nivåer av forurensning i Nordsjøen 89
4.3 Tilførsler fra aktiviteter i Nordsjøen 90
4.3.1 Tilførsel fra petroleumsvirksomhet i Nordsjøen 90
4.3.2 Utslipp av radioaktive stoffer fra olje og gass til Nordsjøen 92
4.3.3 Utslipp fra kjernekraftindustri til Nordsjøen og Skagerrak 92
4.3.4 Annen kunnskap om tilførsler fra aktivitet i Nordsjøen og Skagerrak 93
5 Annen kunnskap som gjelder alle havområdene 94
5.1 Nye publikasjoner om forurensning i sedimenter fra Mareano 94
5.1.1 Økte bariumnivåer i nyere marine sedimenter fra Norskehavet og Barentshavet 94
5.1.2 PFAS i overflatesedimenter 94
5.2 Overvåking av marin forsøpling 94
5.2.1 Overvåking av mikroplast 94
5.2.2 Overvåking av strandsøppel – flytende plastforsøpling 95
5.2.3 Overvåking av forsøpling i elver 98
5.2.4 Søppel på havbunnen 98

5.2.5 Utredning av overvåking av flytende plastforsøpling – Miljødirektoratets pilotprosjekter 2024 98
5.3 Støyforurensning 99
5.4 Nye publikasjoner om miljøgifter i sjømat 100
5.4.1 Evaluering av fremmedstoffer i villfanget norsk sjømat – prioritering av arter for risikobasert overvåkning 100
5.4.2 Fremmedstoffer i flekksteinbit, gråsteinbit og vassild/strømsild 102
5.4.3 Miljøgifter i lysing 102
5.4.4 Mattilsynets overvåkingsprogram for miljøgifter i villfisk i 2023 – PFAS, uorganisk arsen og metylkvikksø 102
tvalgte sjømatprøver
5.4.5 Mattilsynets kontrollprogram for fremmedstoffer i norsk sjømat 2024 103
5.4.6 Publikasjon om metaller i makrell 104
5.4.7 Kongenersammensetning av organiske miljøgifter i fisk fra norske havområder 104
6 Transportmodellering av miljøgifter 106
6.1 Metoder for transportmodellering 106
6.2 Prosesser og parametriseringer med relevans for marine økosystemer 107
6.3 Transport i luft og hav, og opptak i økosystemer 108
6.4 Kildesporing og inversmodellering 110
6.5 Avsetning til hav, bioakkumulering og biomagnifisering 110
6.6 Observasjonsgrunnlaget 111
6.7 Oppsummering 112
7 Diskusjon 114
7.1 Nivåer og utvikling av ulike helse- og miljøfarlige kjemikalier og radioaktive stoffer i de ulike havområdene 114
7.1.1 Kvikksølv 114
7.1.2 Kadmium 120
7.1.3 Bly 123
7.1.4 Kobber 125
7.1.5 Arsen 127
7.1.6 Dioksiner, PCB og PBDE 129
7.1.7 Klorerte plantevernmidler 136
7.1.8 Per- og polyfluorerte alkylstoffer 140
7.1.9 Polyaromatiske hydrokarboner 141
7.1.10 Radioaktive stoffer 142
7.1.11 Forsøpling og plast 142
7.1.12 Nye miljøgifter 143
7.2 Er sjømat fra norske havområder trygg mat for mennesker? 144
7.3 Er miljøgiftnivåene så høye at de kan ha effekter på økosystemet? 147
7.3.1 Overskridelser av miljøkvalitetsstandarder for biota, EQS_{biota} 147
7.3.2 Nivåer og effekter av miljøgifter i sjøfugl og sjøpattedyr 148
7.3.3 Effekter av oljekomponenter på fisk og tidlige livsstadier 148
7.3.4 Nedgang i effekter av TBT-forurensning på purpursnegler langs kysten 149
7.3.5 Begrenset kunnskap om effekter av radioaktive stoffer og plastforurensning 150
7.4 Kunnskapsmangler 150
8 Referanser 152
9 Vedlegg 169
9.1 Liste over alle indikatorene 169
9.2 Oversikt over ulike grenseverdier benyttet i rapporten 170

1 - Innledning

1.1 Bakgrunn og formål

Som en del av oppfølgingen av de helhetlige forvaltningsplanene for norske havområder, har Overvåkingsgruppen ansvaret for å rapportere på miljøtilstanden i de norske havområdene Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen. Miljøovervåkingen og rapporteringen skal danne en del av grunnlaget for å kunne vurdere om målene for naturmiljøet i havforvaltningsplanene er nådd. Resultatene fra overvåkingen presenteres i form av en rekke havindikatorer som publiseres på miljostatus.no (Havindikatorer - indikatorer for tilstanden i havet (miljodirektoratet.no)). Hvert fjerde år samles all oppdatert kunnskap om status for økosystemet i havområdene våre, både fra indikatorene og annen publisert kunnskap, i en rapport om tilstand og utvikling for forurensning i alle tre havområdene. Et sammendrag tas med inn i den samlete tilstandsrapporten, som også inkluderer vurdering av økologisk tilstand (Albretsen m.fl., 2023; Arneberg m.fl., 2023). Forrige tilstandsrapport for forurensning i norske havområder ble publisert i 2022 (Frantzen m.fl., 2022).

Utslipp av miljøgifter fra industri og annen menneskelig aktivitet kan forurense havet lokalt og globalt ved at stoffene transporteres langt av gårde med luft- og havstrømmer (Miljøgifter - Miljøstatus (miljodirektoratet.no)). Mange av de mest kjente miljøgiftene («legacy contaminants») har vært forbudt å produsere og bruke i flere tiår, men siden de er lite nedbrytbare finnes de i miljøet lenge etter at bruken er regulert (Stockholm konvensjonen Stockholm Convention - Home page (pops.int)). For enkelte forbudte miljøgifter finnes det også fortsatt produksjon enkelte steder i verden. Andre, nyere («emerging contaminants») stoffer med persistente egenskaper blir etter hvert funnet i områder langt fra utslippsstedet, og det er viktig å utvikle overvåkingen for å fange opp disse stoffene. Ofte kan det ta lang tid før stoffer med skadelige egenskaper blir oppdaget og regulert. Det er viktig å overvåke nivået av miljøgifter over tid for å følge utviklingen og vurdere om internasjonale reguleringer gir ønsket utslippskutt slik at nivåene avtar. Dersom nivåene derimot øker, kan dette tyde på at det er behov for nye eller mer effektive tiltak.

Miljøgifter kjennetegnes ved giftighet, persistens og at de oppkonsentreres i levende organismer (Om miljøgifter - Miljøstatus (miljodirektoratet.no)). I tillegg vil mange miljøgifter biomagnifiseres i næringskjeden, hvilket betyr at konsentrasjonen i organismer øker for hvert nivå oppover i næringskjeden og vil være høyest hos topp-predatorer, som noen sjøfugl og sjøpattedyr. Toppredatorer kan derfor være spesielt sårbare for miljøgifter som i utgangspunktet finnes i miljøet i lave nivåer og effekten kan bli forsterket dersom andre forhold, som f.eks. matmangel eller økte temperaturer, skaper stress (Routti m.fl., 2019a). Miljøgifter kan påvirke og skade organismer på mange måter. De kan for eksempel svekke immunforsvaret, forstyrre hormonbalansen eller være kreftfremkallende. Videre kan forskjellige miljøgifter gi en samvirkende effekt og økt stress i organismer. Effektene vil i første rekke vises på individnivå, men kan ved høy miljøgiftbelastning gi effekter som også vises på populasjons- og økosystemnivå.

Mennesker kan eksponeres for marin forurensning gjennom sjømatinntak. Det samlede inntaket av miljøgifter fra sjømat avhenger av konsentrasjonene av miljøgifter i sjømaten og hvor mye og hvor ofte vi spiser den. Det er mange faktorer som er bestemmende for konsentrasjonen av miljøgifter i ulike typer sjømat, så som art, alder/størrelse og område. I tillegg er det i havet lengre fødekjeder enn på land og den føden vi tar ut fra havet kommer ofte fra de høyere nivåene i fødekjeden. Derfor finner vi gjerne høyere nivåer av miljøgifter i sjømat enn i landbasert mat. Grenseverdier for humant konsum er satt basert på et variert kosthold, siden de fleste mennesker ikke spiser utelukkende sjømat. Selv om sjømat kan være en kilde til miljøgifter er den også en viktig kilde til en rekke viktige næringsstoffer som vi trenger. Vitenskapskomiteen for Mattrygghet (VKM) og Verdens helseorganisasjon (WHO) har nylig på nytt vurdert nytte og risiko ved sjømatkonsum henholdsvis i

Norge og i verden, og hovedkonklusjonene fra begge var at helsefordelene generelt oppveier ulempene ved sjømatinntak (WHO, 2024b; VKM m.fl., 2022).

I denne rapporten oppsummerer og vurderer vi forurensningstilstanden i havområdene Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen, med fokus på forurensningsnivå og -utvikling, samt effekter på miljø og mattrygghet. Kunnskapsgrunnlaget er 37 havindikatorer for forurensningsnivå og fem indikatorer for tilførsler fra aktivitet i forvaltningsplanområdet. En liste over alle indikatorene er gitt sist i rapporten. I tillegg er annen tilgjengelig publisert kunnskap vurdert som relevant tatt med.

Hovedresultatene for hver av indikatorene presenteres for seg og for ett og ett havområde, og er inndelt i indikatorer for tilførsler, indikatorer for nivåer i miljøet og indikatorer for tilførsler fra menneskelige aktiviteter i havområdet. Blant indikatorene for nivåer er det for hvert havområde to indikatorer for abiotisk miljø; forurensning i sedimenter og radioaktivitet i sjøvann. Øvrige indikatorer gjelder nivåer av miljøgifter/forurensende stoffer i organismer (biota). Mange av indikatorene for miljøgifter i organismer gjelder prøver som tas i åpent hav, men vi har også med noen indikatorer som overvåkes langs kysten, deriblant miljøgifter i blåskjell (*Mytilus edulis*) og torsk (*Gadus morhua*) som overvåkes langs hele Norskekysten gjennom MILKYS -programmet . Siden det bare tas prøver langs kysten, er disse indikatorene ikke representative for hele forvaltningsplanområdet. De fleste kysttorsk-stasjonene ligger også inne i fjorder eller nær punktkilder som for eksempel havneområder, slik at resultatene ikke er direkte relevante for forholdene i forvaltningsplanområdet. Men noen av stasjonene som overvåkes er nærmere åpen kyst og kan bidra til si noe om hvor mye av miljøgiftene som potensielt kan tilføres åpent hav også. Det er per i dag få indikatorer for tilførsler fra aktivitet i havområdene, en for Barentshavet, en for Norskehavet og fire for Nordsjøen. En oversikt over alle Overvåkingsgruppens indikatorer relatert til forurensning, med lenker, er gitt i til slutt i rapporten, i Kapittel 9.1.

I tillegg til resultater fra indikatorene, oppsummeres annen publisert kunnskap av relevans for forurensningssituasjonen i havområdene. Det er blant annet inkludert et helt kapittel om pågående overvåking knyttet til marin forsøpling, der Overvåkingsgruppen ønsker å opprette en indikator (Skern-Mauritzen m.fl., 2025) og et kapittel om transportmodellering av miljøgifter.

På bakgrunn av indikatorene og annen publisert kunnskap, er det gjort en samlet vurdering av forurensingsnivå og utvikling for ulike typer miljøgifter, samt samlet vurdering av situasjonen for mattrygghet og for mulige effekter på økosystemene. Her blir forurensingsnivået og tilførslene i de ulike havområdene forsøkt satt i sammenheng og nivåer på tvers av havområdene sammenlignet.

1.2 Havforvaltningens mål med relevans for forurensning

Hvordan Overvåkingsgruppens indikatorer brukes til å vurdere måloppnåelse for havforvaltningsmålene, ble oppsummert og diskutert i arbeidet med revisjon av indikatorene (Skern-Mauritzen m.fl., 2025 Revisjon av indikatorer for tilstandsvurdering av miljø og økosystem i norske havområder | Havforskningsinstituttet). I målevalueringen som ble publisert i 2022 (Faglig forum for norske havområder, 2022 Vurdering av måloppnåelse: Faggrunnlag for helhetlige forvaltningsplaner for norske havområder - miljodirektoratet.no) ble OVG sine forurensningsindikatorer brukt til å besvare måloppnåelse for havforvaltningsmålene, som sier at havområdene skal være en kilde til trygg og sunn sjømat, farlige stoffer skal til bakgrunnsnivå, samt at utslipp av forurensning eller forsøpling skal unngås og ikke skade miljøet. I tillegg kan også en vurdering av forurensningstilstanden bidra til grunnlaget for vurdering av det overordnede visjonære målet om bærekraftig bruk.

1.3 Klassifiseringssystem og grenseverdier

Nivåer av ulike stoffer i sedimenter og biota vurderes opp mot grenseverdier basert på ulike klassifiseringssystemer, der disse gjelder:

1.3.1 Klassifiseringssystem for sediment

For å vurdere forurensningsgrad i sediment, benyttes Miljødirektoratets klassifiseringssystem for sediment (Miljødirektoratet, 2020). Disse er i utgangspunktet utviklet for sedimenter langs kysten. Forurensing i sediment er inndelt i fem tilstandsklasser:

I: Bakgrunn
II: God
III: Moderat
IV: Dårlig
V: Svært dårlig

Grenseverdier er angitt for ulike metaller og miljøfarlige stoffer, men ikke for radioaktive stoffer. Konsentrasjoner av naturlig forekommende stoffer tilsvarende tilstandsklasser II eller høyere, kan skyldes naturlig høyt bakgrunnsnivå og er ikke nødvendigvis et resultat av utslipp fra menneskelig aktivitet.

1.3.2 Referanseverdier for kysten, PROREF

Det er ikke utviklet et helhetlig system for å vurdere nivåer av miljøgifter i organismer, slik det er gjort for sediment. Her er det i stedet for mange arter nødvendig å sammenligne de målte nivåene med nivåer som er målt i samme type prøve i andre områder eller på et annet tidspunkt for å kunne si om det er høyt eller lavt. For stoffer som også kan finnes naturlig (tungmetaller, PAH, dioksiner), kan det være vanskelig å vite om de målte konsentrasjonene er naturlig bakgrunnsnivå eller forhøyet på grunn av forurensning. For stoffer som er menneskeskapte vil det at stoffene finnes i målbare mengder alltid være et tegn på en tilførsel, men det er nødvendig å sammenligne med et referansenivå for å kunne si noe om den relative forurensningssituasjonen.

Under Miljødirektoratets MILKYS program (Miljøgifter i kystområdene) har NIVA utviklet en såkalt PROREF (*Norwegian Provisional High Reference Contaminant Concentration*, eller antatt provisorisk høy referansekonsentrasjon) for torsk og blåskjell. Begrepet «referanse» her kan i hovedsak betraktes som «bakgrunn» for kystområder. PROREF er en konsentrasjon som kan betegnes som "høy bakgrunn", ved at den er 95-persentilen av konsentrasjoner funnet på referansestasjoner i historiske overvåkingsdata. Referansestasjonene er ulike for forskjellige stoffer og arter, og er de stasjonene som har lavest konsentrasjoner av det aktuelle stoffet (statistisk signifikant lavere enn øvrige stasjoner, bestemt gjennom en trinnvis analyse). PROREF er ikke en endelig fastsatt verdi, men en indeks som oppdateres når nye data er tilgjengelig. Nåværende verdier (ved siste måling) er basert på MILKYS data i perioden 1992-2016. Programmet omfatter prøver fra både antatt forurensede steder og fra steder langs kysten langt fra kjente punktkilder. Formålet med systemet er å kunne skille mellom stasjoner med lite forurensning og forholdsvis lave nivåer og stasjoner påvirket av lokale kilder. Fremgangsmåte og resultatene er først beskrevet i MILKYS-rapporten for 2017 (Green m.fl., 2017), og er sist oppdatert i Schøyen m.fl. (2025). PROREF-verdiene som gjelder for blåskjell og torsk og som er benyttet i denne rapporten, er oppsummert i Tabell 35 i vedlegget (Kap. 9.2).

1.3.3 Grenseverdier for mattrygghet

For å vurdere om de målte miljøgiftnivåene påvirker mattryggheten vurderes de opp mot EUs grenseverdier for mattrygghet (EU, 2023), som også er implementert i Norge (FOR-2015-07-03-870 Forskrift om visse forurensende stoffer i næringsmidler). Disse grenseverdiene angir den maksimale konsentrasjonen av en gitt miljøgift tillatt i sjømat som omsettes for salg. Grenseverdiene for mattrygghet er forskjellig for ulike typer sjømat

og er satt for å beskytte befolkningen med et normalt inntak av sjømat mot for stort inntak av de farligste miljøgiftene. Spiser man svært mye av en bestemt type fisk eller annen sjømat som inneholder miljøgifter vil man kunne overstige anbefalt inntak av disse. Relevante grenseverdier for mattrygghet som gjelder for miljøgifter i fisk og annen sjømat er oppsummert i Tabell 36 i vedlegget (Kap. 9.2).

1.3.4 Miljøkvalitetsstandarder for organismer, EQS_{biota}

For å vurdere mulige effekter på økosystemet av forurensende stoffer benyttes Miljøkvalitetsstandarder: Vannforskriften har definert et sett med EU-definerte grenseverdier for organismer som kalles miljøkvalitetsstandarder eller EQS_{biota} (Environmental Quality Standard; Miljødirektoratet, 2025, Forskrift om rammer for vannforvaltningen - Lovdata). Norge har i tillegg definert sine egne miljøkvalitetsstandarder for stoffer og prøvemedier som ikke er dekket av EUs liste. Begrepet «miljøkvalitetsstandarder» er brukt i denne rapporten som en felles betegnelse for begge kilder. Miljøkvalitetsstandarder er satt for å beskytte de mest sårbare delene av økosystemet. Selv om det er målt miljøgiftnivåer over miljøkvalitetsstandarden, behøver ikke det å bety at organismene selv tar skade, men det viser at nivået er såpass høyt at andre deler av økosystemet kan ta skade, for eksempel sjøpattedyr. Miljøkvalitetsstandardene er ikke arts- og vevsspesifikke. For arter som er lavt i næringskjeden og er byttedyr for andre, vil enkelte stoffer kunne øke i konsentrasjon videre oppover i næringskjeden og potensielt påvirke toppredatorer som sjøfugl og sjøpattedyr. Ved å vurdere om nivåene av persistente miljøgifter i disse artene er over eller under miljøkvalitetsstandardene, kan man få en indikasjon på om nivåene i miljøet er høye nok til å kunne påvirke økosystemet. Miljøkvalitetsstandardene for biota som er benyttet i denne rapporten, er oppsummert i Tabell 37 i vedlegget (Kap. 9.2).

1.4 Forkortelser

AMAP – Arctic Monitoring and Assessment Programme | AMAP En av seks arbeidsgrupper under Arktisk Råd
As – Arsen
Ba - Barium
Bq - Bequerel
Cd – Kadmium
Cr – Krom
Cs - Cesium
Cu – Kobber
DDD - Diklordifenyldikloretan
DDE – Diklordifenyldikloreten
DDT – Diklordifenyltrikloretan
dl-PCB – Dioksinlignende polyklorerte bifenyler
DP – dekloran pluss
EFSA – European Food Safety Authority
EMEP - European Monitoring and Evaluation Programme - The co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe
EU – European Union
EQS – Environmental Quality Standard, miljøkvalitetsstandard
FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations
Fe – jern
FTIR - Fourier-transformert infrarød spektroskopi
HBCD – Heksabromsyklododekan
HCB – Heksaklorbenzen

HCH – Heksaklorsykloheksan
Hg – Kvikksølv
LB – Lower bound: Ved konsentrasjoner under LOQ settes verdien lik 0
LOQ – kvantifiseringsgrense, bestemmelsesgrense, målegrense. Den laveste konsentrasjonen av et stoff som en analysemetode kan måle med en gitt måleusikkerhet
µg – mikrogram (1/1000 gram)
MCCP – mellomkjedede klorparafiner
MOSJ – Miljøovervåkning Svalbard og Jan Mayen
MP - mikroplastpartikler
MU – måleusikkerhet
ng – nanogram (1/1 000 000 g)
Ni – Nikkel
NPD - Summen av naftalen, fenantren, dibenzotiofen og deres alkylerte homologer
NVG-sild – Norsk vårgytende sild
OSPAR – Oslo-Paris kommisjonen
Pb – Bly
PAH – Polyaromatiske hydrokarboner
PAH16 – Sum av 16 PAH (naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benzo(a)antracen, krysen, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, dibenzo(a,h)antracen, benzo(g,h,i)perylen, indeno(1,2,3-c,d)pyren)
PBDE – Polybromerte difenyletere PBDE7 – Sum av syv PBDE (PBDE-28, -47,-99, -100,- 153, -154 og -183)
PCB – Polyklorerte bifenyler
PCB6 – Sum av seks ikke-dioksinlignende PCB (PCB-28, -52, 101, -138, -153 og -180)
PCB7 – Sum av seks ikke-dioksinlignende PCB (PCB-28, -52, 101, -138, -153 og -180) + PCB-118
PCDD – Polyklorerte dibenzodioksiner
PCDF – Polyklorerte dibenzofuraner
PCDD/F – Sum av PCDD og PCDF
PCDD/F+dl-PCB – Sum av PCDD/F og dl-PCB
PFAS – Per- og polyfluorerte alkylstoffer
PFCA - Perfluoralkyl karboksylsyrer
PFDA – Perfluordekansyre
PFDoDA – Perfluordodekansyre
PFHxS – Perfluorheksansulfonsyre
PFOA – Perfluoroktansyre
PFOS – Perfluoroktansulfonsyre
PFOSA – Perfluoroktansulfonamid
PFTeDA – Perfluortetradekansyre
PFTrDA – Perfluortridekansyre
PFUdA – Perfluorundekansyre
POP – Persistent Organic Pollutant – persistent organisk miljøgift
p,p’-DDE – Para-para-diklordifenyldikloreten
PROREF - Norwegian Provisional High Reference Contaminant Concentration, eller provisorisk høy referansekonsentrasjon)
SCCP – Kortkjedede klorerte parafiner
SD – Standard deviation - standardavvik
TE – Toksikologiske ekvivalenter; engelsk TEQ – Toxic equivalents

TEF – Toksikologiske ekvivalentfaktorer
THC – Totalt hydrokarboninnhold
TWI – Tolerabelt ukentlig inntak
UB – Upper bound: Ved konsentrasjoner under LOQ settes verdien lik LOQ
VKM – Vitenskapskomiteen for mat og miljø
vv – våtvekt
WHO – World Health Organization – Verdens helseorganisasjon
Zn – Sink

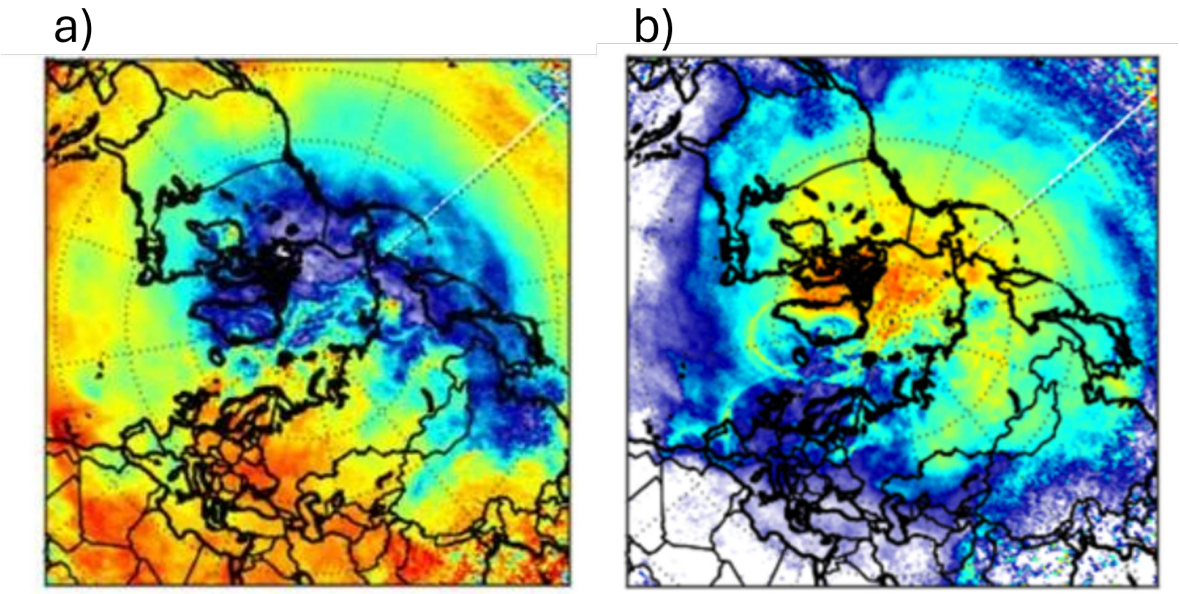
2 - Barentshavet

2.1 Tilførsler av forurensende stoffer til Barentshavet

Tilførsler av miljøgifter til Barentshavet skjer med luft- og havstrømmer, fra elver, avrenning fra land, og transport med is. Luft- og havstrømmer står for hovedmengden av tilførslene, mens for kvikksølv er tilførsel fra elver også en betydelig kilde (Albretsen m.fl., 2023; Sonke m.fl., 2018; Green m.fl., 2013).

2.1.1 Lufttilførsler av miljøgifter til Barentshavet

Gjennom måleprogrammet «Atmosfæriske miljøgifter» overvåkes hvor mye tungmetaller og organiske miljøgifter som transportertes via luft til Svalbard (Zeppelin-observatoriet, Ny-Ålesund). Dette gir en indikasjon på tilførselen til Barentshavet via luft. Sentral- og Øst-Europa og Asia kan være viktige kilder til tilførsler av organiske miljøgifter på Svalbard. For eksempel har transportmodellering av PCB-153 med FLEXPART (se Kap. 6) vist at disse områdene bidrar mest når det måles høye konsentrasjoner ved Zeppelin (Figur 1a), mens lave konsentrasjoner måles når luftmassene er lokale (Figur 1b). Til tross for regulering, fortsetter PCB-er å slippes ut i miljøet på grunn av tilstedeværelsen i gamle produkter og materialer. Primære utslipp av andre miljøgifter, som PAH, eksisterer fortsatt blant annet fra forbrenning, vedfyring og skogbranner. I tillegg er mange organiske miljøgifter kjent for å kunne re-fordampe fra tidligere avsatte forurensninger, fra overflater som jord, vann eller snø (dvs. sekundære kilder).



Figur 1. Transportmodellering av PCB-153 ved Zeppelinobservatoriet med FLEXPART (kap. 6) når det måles a) høye nivåer (>80. persentil) og b) lave nivåer (<20. persentil) i vinterperioden (oktober til april) i perioden 2012 til 2024. Modellen gir en kvalitativ beskrivelse av kilderegionene til PCB-153, der rødt indikerer de kilderegionene som bidrar mest til høye PCB-nivåer i (a) og til lave PCB-nivåer i (b). Kilde: NILU/ Sabine Eckhardt (pers. komm.).

Overvåkningsprogrammet ved Zeppelin startet målinger på begynnelsen av 1990-tallet og har hatt generelt nedadgående trender for både tungmetaller og regulerte organiske miljøgifter (POP-er) i luft siden. Indikatorene på Miljøstatus viser årlig gjennomsnitt over tid. Dette snittet kan påvirkes av enkelthendelser med høye konsentrasjoner. For å vurdere endring over tid gjøres en statistisk tidstrendanalyse der alle målingene i løpet av perioden inngår, men de høyeste konsentrasjonene som ikke er representative for årssnittet, utelates. For POP-ene brukes en såkalt «Digital Filtration» metode (Hung m.fl., 2016). For flere av POP-ene er nedgangen de siste 10 årene mindre enn det den var i starten av målingene. Utflatingen reflekterer utfasing av stoffene og

indikerer at luftkonsentrasjonene i større grad kontrolleres av nedbrytning og sekundær utslipp (Bohlin-Nizzetto m.fl., 2021). Et eksempel er PCB-153 ved Zeppelin der trendanalysen viser større reduksjon de første årene målingene ble gjort (i perioden 2001-2012), sammenliknet med de senere årene (2013-2023) (Halvorsen m.fl., 2024). Halveringstiden er 11 år, og sum PCB-7 konsentrasjonen er redusert 51 % de siste 10 årene. Nedgangen er begrenset av utslipp fra gamle produkter og materialer som fortsatt eksisterer. I motsetning til PCB-ene, viser trendanalysen for heksaklorbenzen (HCB) ingen tydelig trend (og 72 år halveringstid). HCB ble tidligere brukt som et plantevernmiddel; fram til forbudet i 2004 var trenden nedadgående, deretter svakt økende fram til 2016, før nivået igjen gikk ned (35 % reduksjon siste 10 år). I motsetning til de andre regulerte miljøgiftene, finnes utilsiktet utslipp av HCB fortsatt. Den uregelmessige utviklingen som observeres for HCB kan skyldes at det enda finnes utilsiktede utslipp eller at det er en økt avdamping fra tidligere avsetninger. PAHer er en annen gruppe miljøgifter som fortsatt slippes ut til luft og finnes i betydelige konsentrasjoner. Disse dannes ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale inklusive biologisk materiale, kull og olje. Tilførsel av PAHer til Barentshavet er derfor fortsatt forventet, selv om utslipp av PAH er regulert gjennom EU's luftkvalitetsdirektiv (2004/107/EF og EU 2024/2881). Nivåene av PAH ved Zeppelin har vært relativt stabile siden 2004, med noe variasjon fra år til år. Årlig gjennomsnitt for sum PAH16 er likevel redusert 53 % fra 2013 til 2023. For plantevernmidlene HCH, DDT og klordaner viser målingene en signifikant reduksjon i konsentrasjonene på henholdsvis 97 %, 93 % og 80 % siden målingene startet i 1993, men nedgangen ser ut til å være mindre i årene etter at regulering trådte i kraft (hhv. 49 %, 44 % og 40 % siste 10 årene). Konsentrasjonene til et flertall av PBDE-ene samt HBCD (begge målt siden 2006) har i stor grad vært under det analytiske deteksjonsnivået, det vil si lavere enn verdier det er mulig å måle. Årlig gjennomsnittskonsentrasjon av PBDE-47, en av de mest detekterte PBDE-ene, har i tillegg avtatt 75 % de siste 10 årene. De fleste målingene av de perfluorerte stoffene (PFAS) er også under den analytiske deteksjonsgrensen. Perfluoralkylsyrene, som PFOA, detekteres imidlertid, og nivåene har generelt gått ned siden 2006 (87 % nedgang de siste 10 årene).

Nye organiske miljøgifter introduseres kontinuerlig, enten som erstatningsstoffer eller på grunn av nye behov som dukker opp. Siloksaner og klorparafiner er eksempler på slike stoffer. Ettersom disse stoffene ikke er regulert eller er nylig regulert, dominerer de ofte i luft sammenliknet med de regulerte organiske miljøgiftene som typisk måles i lave konsentrasjonene etter mange år med nedgang (f.eks PCB-ene). Konsentrasjonen av de nye miljøgiftene er også forventet å avta over tid, ettersom bruk og produksjon av disse avtar. Dekloraner er en annen gruppe som regnes som nye miljøgifter, som har vært målt på Zeppelin siden 2019. De fleste målingene av disse er imidlertid under det analytiske deteksjonsnivået. Dette skyldes at dekloranene er partikkelbundne og transporteres i mindre grad til Arktis.

Kildeområdene for tungmetaller i luft målt ved Zeppelinobservatoriet er mye av det samme som for organiske miljøgifter, og spesielt Sentral- og Øst-Europa er viktige kilder (Platt m.fl., 2022). Siden 1994 har det vært en reduksjon av bly på 85 %, kadmium på 50 % og 17 % for elementært kvikksølv i luft på Zeppelin. Til sammenlikning er europeiske utslipp til luft redusert med henholdsvis 89 %, 59 % og 68 % for bly, kadmium og kvikksølv (EEA, Sept. 2025 Heavy metal emissions in Europe | Indicators | European Environment Agency (EEA)). Det er en god sammenheng mellom utslipp og målte konsentrasjoner for bly og kadmium. Begge disse metallene er assosiert til partikler når de slippes ut, transporteres og avsettes. Dette tilsier at det meste av bly og kadmium som måles i luft er fra menneskeskapte kilder (Platt m.fl., 2022). Kvikksølv viser mye svakere nedgang i målte konsentrasjoner enn det som rapporteres av utslippsreduksjoner i Europa. Årsaken til det er blant annet at kvikksølv er en gass som lever lenge i atmosfæren, den transporteres langt og så snart den er avsatt på bakken kan den re-emitteres tilbake til atmosfæren og kan således være målbar lenge etter at den er sluppet ut. Fordi kvikksølv lever lenge i atmosfæren bidrar globale utslipp betydelig til nivåene som måles på

Zeppelin (Braaten m.fl., 2022). Globale antropogene kvikksølvutslipp har økt jevnt fra 1960 og frem til i dag (Qiu m.fl., 2025). I tillegg finnes betydelige naturlige kilder til kvikksølv i luft og alle disse prosessene er med på å dempe signalet fra reduserte utslipp.

Til tross for betydelige reduksjoner i konsentrasjonen av tungmetaller i luft på Zeppelin er det kun bly og kvikksølv som viser en signifikant trend siden 1994, mens for kadmium er det en ikke-signifikant nedgang. Det skyldes at de største utslippskuttene for kadmium ble gjort før målingene startet (Berg m.fl., 2004). I løpet av de siste ti årene er det en tendens til økende konsentrasjoner av kadmium og kvikksølv, og for bly har nedgangen stagnert, skjønt det er store variasjoner fra år til år.

Lenke til indikatoren: Lufttilførsler av miljøgifter til Barentshavet

2.1.2 Tilførsler av forurensinger fra elver og kystnære landområder til Barentshavet

Indikatoren viser tilførslene fra land til kystsonen ved forvaltningsplanområdet. Hvert år overvåkes utslipp til norskekysten av næringsstoffer, tungmetaller og organiske miljøgifter. Dataene er basert på målte verdier fra stasjoner under Elvetilførselsprogrammet og nåværende Elveovervåkingsprogrammet, innrapporterte direkteutslipp fra industri, avløpsrenseanlegg, beregnet utslipp fra fiskeoppdrett og modellering.

Elveovervåkingsprogrammet er en del av Norges forpliktelser i OSPAR-avtalen, som omfatter tilførsler og utslipp til Nord-Atlanteren. Overvåkingen har pågått siden 1990. Fra 2017 har denne overvåkingen omfattet månedlig prøvetaking i 20 norske elver. Elver med utløp til Barentshavet som inngår i programmet er Målselva, Altaelva, Tanaelva og Pasvikelva. I tillegg beregnes tilførsler fra umålte felt, og direkteutslipp fra industri, kloakkrenseanlegg og akvakultur (Kaste m.fl., 2024). Tilførslene av fosfor og nitrogen har økt betydelig i perioden fra 1990 til 2022. Konsentrasjonen av næringssalter som fraktes med elvene ut i dette havområdet, har vært relativt uforandret i perioden. Den store økningen i tilførslene av næringssalter skyldes derfor utslipp fra kilder i havet, og da hovedsakelig fra akvakultur. God spredning og fortynning av løste næringssalter fra oppdrett gjør at risikoen vurderes som lav for "Overgjødsling av kystvann på grunn av utslipp av næringssalter fra fiskeoppdrett" (Grefsrud m.fl., 2025).

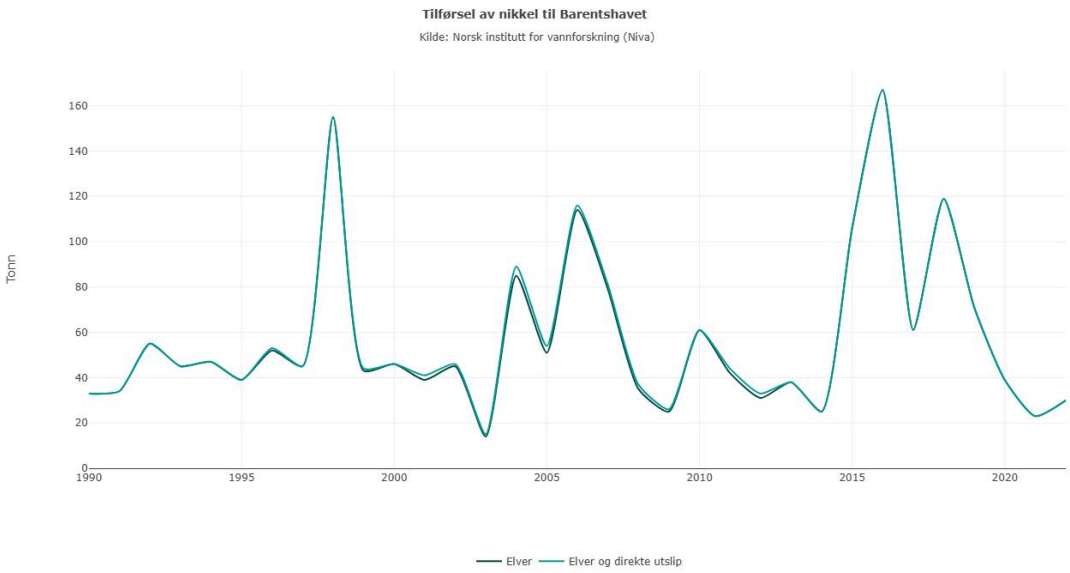
Utslipp fra russisk smelteverksindustri har ført til forhøyete konsentrasjoner av nikkel og kobber samt kadmium og bly i Pasvikelva. Det har vært store variasjoner i elvetilførsler av nikkel og kobber fra år til år (Figur 2, Figur 3), blant annet som følge av variasjon mellom år i frekvens og intensitet av flommer. Gradvis reduksjon av produksjonen og til slutt nedstenging av smelteverkene i Nikel og Zapolyarni på russisk side i desember 2020 har vært medvirkende til den observerte reduksjonen i elvetilførslene av nikkel og kobber (Figur 2, Figur 3, Kaste m.fl., 2024). Også tilførslene av bly, kadmium og arsen i Pasvikelva var lavere i 2023 sammenlignet med 2018-2022.

Direkte utslipp av kobber til kystvann har også økt mye siden 1990 med en topp i 2018 (Figur 3). Mye av økningen skyldes økte utslipp fra oppdrettsnæringen som følge av bruk av Cu_2O som antibegroingsmiddel på nøtene. Forbruket av kobber som antibegroingsmiddel hadde en topp på landsbasis i 2019 (1700 tonn) som ble redusert til 440 tonn i 2022. Hvor mye som blir tilført miljøet er avhengig av om nøtene blir spylt, men det er estimert at opptil 85 % av kobberet kan bli tilført miljøet (Skarbøvik m.fl., 2017). Direkte utslipp og utslipp fra elver påvirker også transporten fra land til den østlige delen av Barentshavet. Det er imidlertid uklart hvor mye av disse utslippene som transporteres fra kystsonen og inn i selve forvaltningsplanområdet.

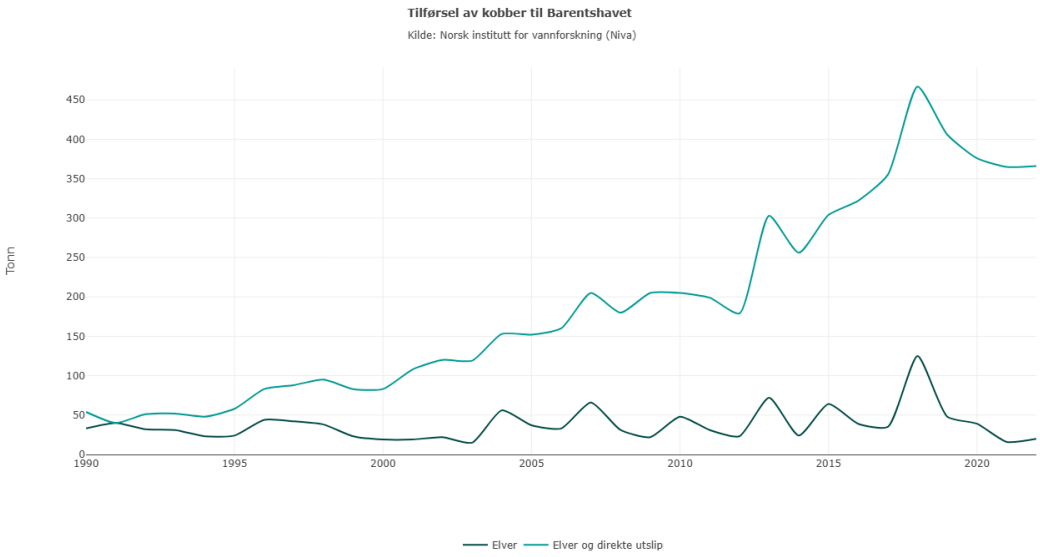
Konsentrasjonene av arsen, bly, kadmium og kvikksølv målt i elver som munner ut i Barentshavet, er stort sett på nivå med eller lavere enn i elver som munner ut i Norskehavet, og betydelig lavere enn i elvene som munner ut i til Skagerrak og Nordsjøen (Kaste m.fl., 2024). År-til år variasjon i tilførsler av metaller er i stor grad knyttet til variasjon i tilførsel av partikler, som er styrt av hydrologiske hendelser. Tidstrender er imidlertid beregnet for

bly og kadmium i Altaelva for perioden 2004-2023, og det var signifikant nedgang for kadmium og ingen endring for bly. I alle elvene som overvåkes og som munner ut i Barentshavet, var det gjennomsnittlig konsentrasjon av kvikksølv lavere i 2023 enn samlet for 2018-2022.

Lenke til indikatoren: Tilførsel av forurensninger fra elver og kystnære landområder til Barentshavet



Figur 2. Årlig tilførsel av nikkel fra elver og direkte utslipp til den delen av kysten som grenser til Barentshavet. Kilde: NILU/ Miljøstatus.



Figur 3. Årlig tilførsel av kobber fra elver og direkte utslipp til den delen av kysten som grenser til Barentshavet. Kilde: NILU/ Miljøstatus.

2.1.3 Annen kunnskap om tilførsler av forurensning til Barentshavet

I prosjektet Tilførselsprogrammet, som pågikk i perioden 2009 til og med 2012, var målet å beregne tilførsler av miljøgifter til norske havområder fra ulike kilder ved hjelp av modeller og målinger i biota, sedimenter og vann. Den siste rapporten gjaldt tilførsler til Barentshavet og Lofoten-området (Green m.fl., 2010). Beregningene viste at lufttransport utgjorde den største kilden for tilførsel av PCB, PAH, kvikksølv, bly, krom og kadmium til Barentshavet. Den beregnede tilførselen av PCB og PAH var større enn tidligere beregnet. Tilførsler fra land var generelt mindre enn tilførsler fra luft, men ble likevel beregnet å ha relativt sett størst betydning for nivåer av krom og kadmium. Skipstrafikk var største kilde for tilførsel av olje.

Selv om luft- og havstrømmer står for hovedmengden av tilførslene til arktiske områder, er det vist at tilførsel fra elver også en betydelig kilde for kvikksølv (Gundersen m.fl., 2023; Sonke m.fl., 2018) .

I den senere tid er det kartlagt naturlig utsiving av olje og gass i Barentshavet. Blant annet i forbindelse med MAREANO-kartlegging har en vist til at olje har lekket ut i tusenvis av år, og at mengde olje som lekker ut fra et tilfeldig valgt utslippspunkt tilsvarer fra 3,7 til 22,5 fat med olje i døgnet (Boitsov m.fl., 2022).

2.2 Nivåer av forurensende stoffer i Barentshavet

2.2.1 Strandsøppel på Svalbard

Innsamlingen av strandsøppel i Brucebukta gjennomføres en gang pr år (sommer) på en fastsatt strekning. Det ryddes 2 x 100 meter og all søppel veies på stedet. Indikatoren viser at det årlig tilføres ny søppel til stranden. Nivået ligger mellom 1,5-78 kg/år.

Strandsøppel har vært overvåket i Brucebukta siden 2001 og presenteres i første omgang på MOSJ (Miljøovervåking Svalbard og Jan Mayen). Indikatoren viser ikke noen klar positiv eller negativ trend over tid i total mengde søppel som er samlet inn hvert år. Indikatoren er sensitiv for effekten av at store enkeltobjekter tidvis finnes på stranden. Siden innsamlingen kun foretas på én strand, er det vanskelig å vurdere om den totale mengden søppel er stor eller liten. Ut fra en vurdering av det søppelet som samles på Svalbard, er hovedkilden fiskeriaktivitet, men det finnes også en del husholdningsavfall i det strandsøppelet som er samlet inn.

Marint søppel, og da særlig plast, har fått økt fokus de senere år. Dyr kan påføres betydelige skader og lidelser på grunn av søppel. Det er vist at plastfragmenter blir spist av både sjøfugl, fisk og hval som forveksler bitene med mat, og filtrerende organismer kan ikke nødvendigvis skille mellom mikroplast og mat. Forsøpling kan forårsake annen fysisk skade på dyrelivet i havet og på land ved at pattedyr, fugl og fisk kan sette seg fast i gamle liner, garnrester og annen søppel. Videre er det kjent at søppel i form av plast kan akkumulere og transportere miljøgifter i miljøet samt at fremmede arter kan vokse på søppel og transporteres over store avstander som passasjerer på denne. For befolkningen har plastsøppel negative økonomiske og sosiale konsekvenser som kostnader til opprydding, skader på båter, tapt fiskeutstyr og reduksjon av kystens estetiske verdi.

Overvåkingen av strandsøppel i norske kystområder har blitt styrket de senere år med nyetableringer av overvåkingsstrender under OSPARs strandovervåking. Det er derfor ventet at man om noen år har bedre grunnlag for å konkludere på utviklingen. Les mer om dette i Kapittel 5.2 Overvåking av marin forsøpling.

Lenke til indikatoren: Strandsøppel på Svalbard

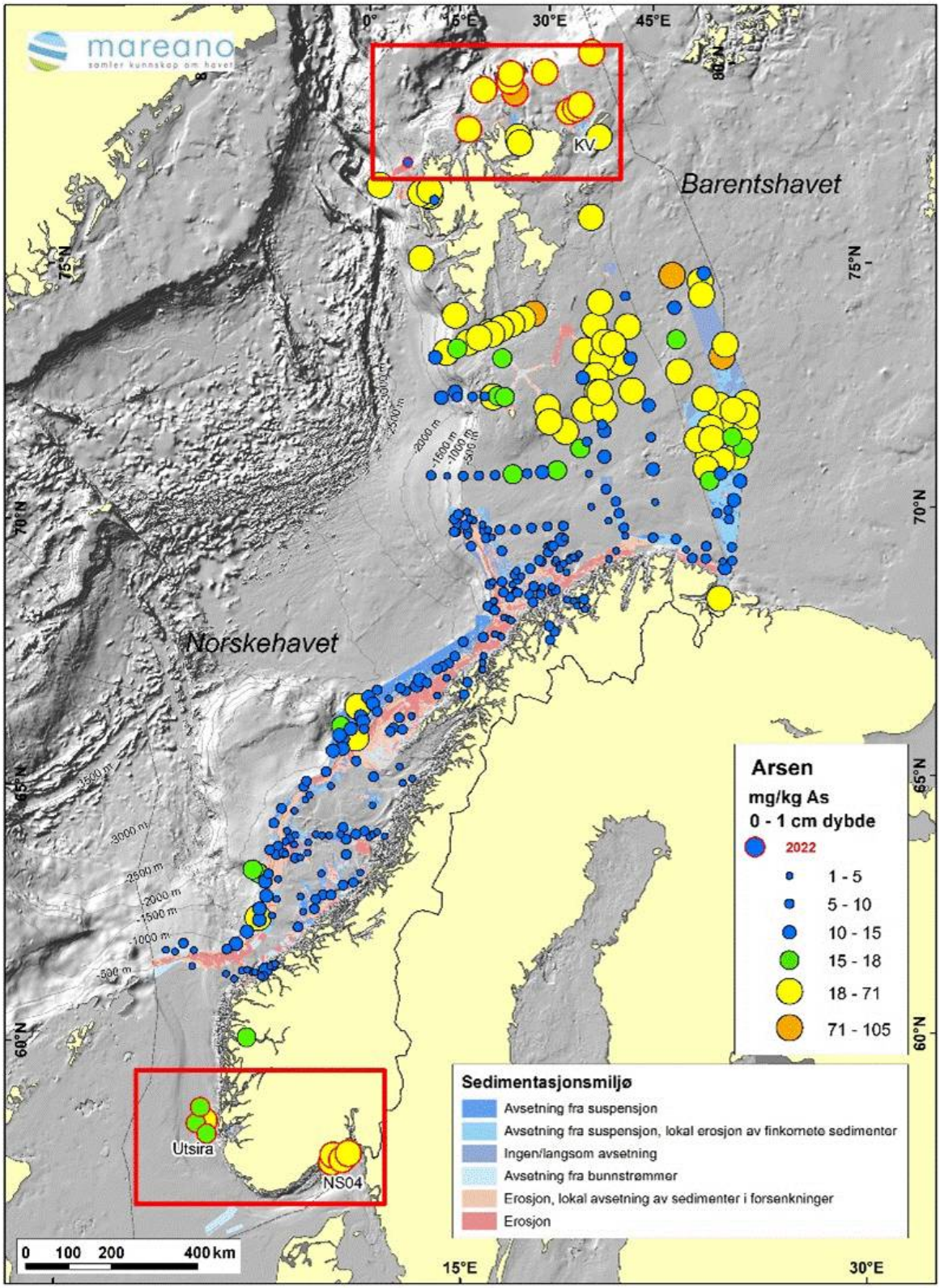
2.2.2 Forurensning i sedimenter i Barentshavet

Målinger av hydrokarboner (totalt hydrokarboninnhold, THC, og polysykliske aromatiske hydrokarboner, PAH) i sedimenter utført gjennom MAREANO-programmet i 2006–2023, viste lavest nivå nordvest for Finnmarkskysten (Miljødirektoratets Klasse I, «bakgrunn», for PAH16). Den sørlige delen, vest for Lofoten, hadde noe høyere nivåer, tilsvarende Klasse II enkelte steder («god tilstand» ifølge Miljødirektoratets klassifiseringer). Det er også funnet noe høyere nivåer av PAH i den østlige delen av Barentshavet, som kan skyldes både naturlige forekomster av enkelte PAH-forbindelser (perylen) og oppkonsentrering av langtransporterte tilførsler i is-nedsmeltingssonen. De høyeste nivåene av PAH er målt i områdene rundt Svalbard, hvor naturlige forekomster av kull og olje fører til naturlig høye bakgrunnsnivåer av petrogene PAH (PAH som stammer fra fossile brensler). Dette bekreftes av målinger i sedimentkjerner, som viser stabilt høyt nivå av petrogene PAH gjennom kjernen, inkludert i mer enn 200 år gamle sedimenter.

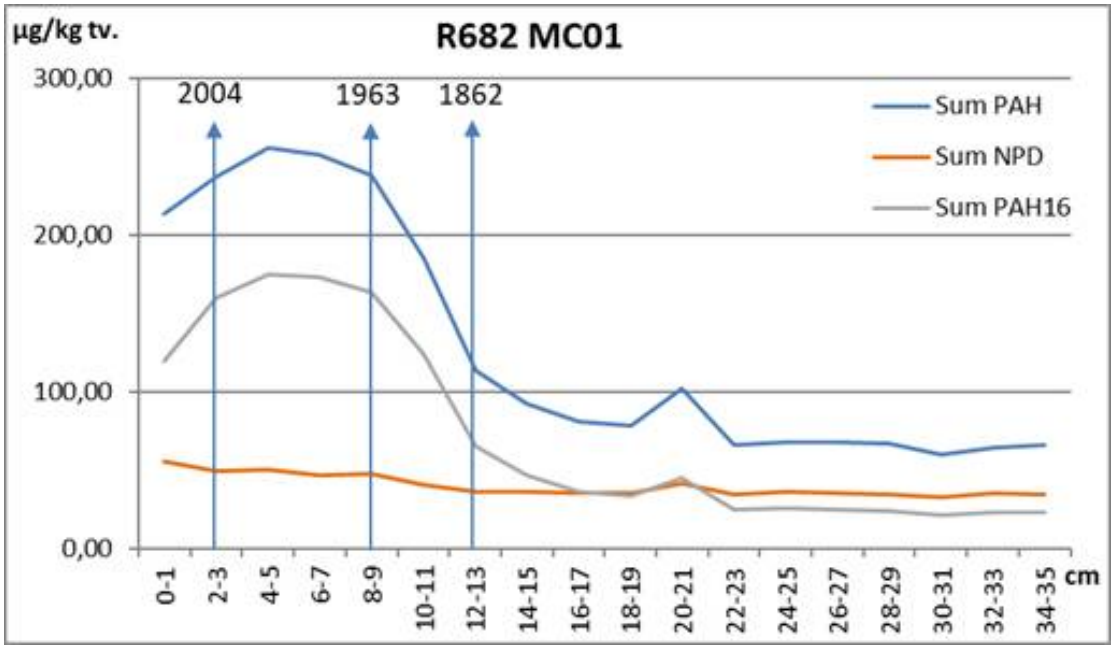
Også persistente organiske miljøgifter (POPs) som bromerte flammehemmere (PBDE), PCB og klorerte pesticider, alkylfenoler og nyere organiske miljøgifter (PFAS, dekloraner, siloksaner, fosforganiske flammehemmere og klorparafiner) undersøkes i sedimenter i Barentshavet under Mareano-programmet. Nivåene som er målt er som regel meget lave, like over eller under målegrensene. Nivåene av disse stoffene ligger dermed nesten alle i Klasse II, den laveste tilstandsklassen etablert for disse menneskeskapte miljøgiftene som ikke har noe naturlig bakgrunnsnivå. For enkelte forbindelser, som γ-HCH og PFOS, finnes det noen lokaliteter hvor nivåene kommer rett over grensen til klasse III, «moderat forurenset».

Analyser av sedimentprøver for metaller og arsen i perioden 2006 – 2022 utført i regi av Mareano, viser at arsen finnes i høye konsentrasjoner i sedimentoverflaten i Barentshavet, svarende til klasse III og IV på flere lokaliteter på Spitsbergenbanken, nord for Svalbard og i Kvitøyrenna (Jensen m.fl., 2023, 2024, Figur 4). De høye arsenkonsentrasjonene kan skyldes flere ting: naturlig høye nivåer i berggrunnen i deler av Barentshavet eller prosesser i sedimentene som fører til anrikning av arsen i de øverste sedimentene. Blant de øvrige metallene er kvikksølv, bly og nikkel til stede i overflatesedimenter i konsentrasjoner som tilsvarer klasse I og II for kvikksølv og bly, mens nikkel er til stede i konsentrasjoner som svarer til klasse I – III. Øvrige metaller, kadmium, krom og sink er til stede i konsentrasjoner som svarer til Klasse I (bakgrunn).

Studier av hydrokarboninnhold i sedimentkjerner har påvist økte nivåer av forbrenningsrelaterte PAH i øverste sedimentlag avsatt de siste ca. 150 årene mange steder, spesielt i den sørvestlige delen av Barentshavet (se eksempel fra MAREANO stasjon R682 ved Finnmarkskysten i Figur 5 under). Dette knyttes til menneskelig aktivitet (forbrenning av kull med mer). Det er videre observert nedgang i nivåene i de nyeste sedimentlagene flere steder, sannsynligvis knyttet til redusert bruk av kull de siste tiårene. Dette kommer fram som en topp i dybdeprofiler av Sum PAH og PAH16 i Figur 5, mens oljerelaterte (petrogene) PAH, utrykt her som NPD, ligger stabilt lavt gjennom hele kjernen. POPs måles ikke i sedimentkjerner og man kan dermed ikke si noe om tidstrender.



Figur 4. Arsen i overflatesedimenter. Fargesymbolene angir Miljødirektoratets klasseinndeling av forurensing i sedimenter. Fra Jensen m.fl. (2023).

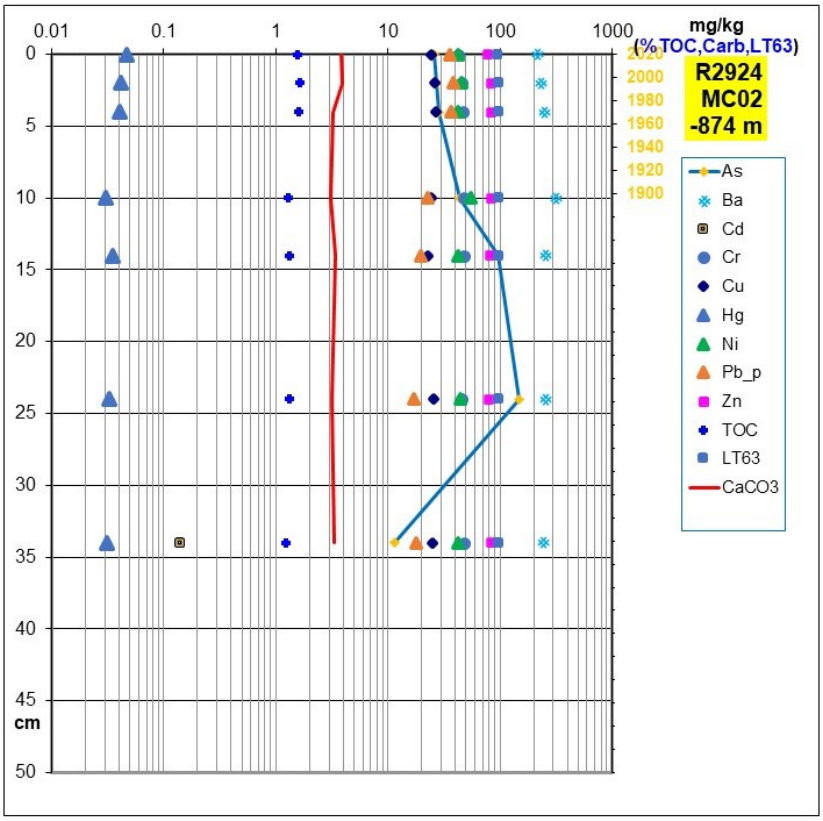


Figur 5. Dybdeprofiler av PAH-konsentrasjoner målt i en representativ sedimentkjerne fra den sørlige delen av Barentshavet, nord for Finnmark. Summerte nivåer av 49 PAH (Sum PAH, blå linje), nivåer av PAH16 (grå linje) og nivåer av petrogene PAH (NPD, oransje linje) er vist. Resultater av dateringer er også vist for utvalgte kjernesnitt som ca. årstall. Kilde: Boitsov og Klungsøyr (2012).

Analyser av metaller i prøver fra dypere lag i daterte sedimentkjerner viser at kvikksølv og bly har økt i konsentrasjon i de siste 100 – 150 årene, noe som tilskrives langtransportert forurensing med hav- og luftstrømmer (Figur 6). Kildene har vært forbrenning av fossile energikilder (kull) for kvikksølv sitt vedkommende mens økning i blynivåene tilskrives bruk av bly i blyholdig bensin frem til 1970-tallet. Mens kvikksølvkonsentrasjonen fortsetter å øke helt frem til de yngste sedimentene svarende til 2022 så skjer det en gradvis reduksjon i blynivåene, som avtar i de øverste sedimentlagene. Denne reduksjonen kan sannsynligvis knyttes til forbud mot å bruke blyholdig bensin fra tidlig på 1970-tallet i en rekke industrialiserte land. Økning i arsennivåer mot toppen av sedimentene kan ha flere årsaker, både tilførsel av arsen fra naturlige og menneskeskapte kilder eller økt arsenkonsentrasjon som følge av prosesser i de øverste centimeterne av sedimentene.

Radioaktiv forurensning i sedimenter i området kommer stort sett langveis fra. Konsentrasjonene av cesium-137 er høyest i fjorder som ligger i områder som mottok mye radioaktivt nedfall etter Tsjernobyl-ulykken. Nivåene har vært ganske stabile de siste ti årene.

Lenke til indikatoren: Forurensning i sedimenter i Barentshavet



Figur 6. Datert sedimentkjerne nord for Svalbard med metaller og arsen. Målbar Cd er bare til stede i den dypeste prøven i sedimentkjernen (Jensen m. fl., 2023). Pb_p er partiell oppslutning av bly i sedimentene med bruk av Norsk Standard 4770. TOC: total organic carbon, dvs. totalt innhold av organisk karbon i sedimentene. LT63: sedimentene mindre enn 63 µm (0,0063 mm), også kalt andel slam i sedimentene. Kilde: Jensen m.fl. (2023).

2.2.3 Radioaktivitet i sjøvann i Barentshavet

Radioaktiv forurensning i sjøvann overvåkes langs norskekysten og i havområdene, og nivåene av menneskeskapte radioaktive stoffer er lave. Det er høyere nivåer av cesium-137 langs kysten enn i åpent hav, på grunn av avrenning fra land og nivåene er lavere i Barentshavet enn lenger sør.

Stabile eller minkende tilførsler og radioaktiv nedbryting fører til at nivåene er stabile eller synkende.

Lenke til indikatoren: Radioaktiv forurensning i sjøvann i Barentshavet, Norskehavet, Nordsjøen og Skagerrak

2.2.4 Radioaktivitet i tang langs kysten av Barentshavet

Blæretang (*Fucus vesiculosus*) er en god indikator for utviklingen av technetium-99-nivåene i miljøet, siden technetium-99 oppkonsentreres i blæretang. Nivåene i sjøvann er for tiden så lave at de som regel er under deteksjonsgrensen, mens nivåene i blæretang er lave, men målbare. Nivået av technetium-99 som måles i tang langs kysten av Barentshavet er på samme nivå som langs kysten av Nordsjøen.

Nivåene av technetium-99 i blæretang langs norskekysten har variert over tid og gjenspeiler i stor grad utslippene fra Sellafield, det britiske gjenvinningsanlegget for brukt kjernebrensel.

Det måles også cesium-137 i blæretang. En generell trend er at nivåene i sør er høyere enn i nord på grunn av utstrømming av Tsjernobyl-relatert cesium-137 fra Østersjøen.

Etter en økning på 1990-tallet har det vært en nedgang i technetium-99 i blæretang, de høyeste nivåene i tang

ble målt rundt årtusenskiftet. Nivåene av cesium-137 i blæretang er også synkende.

Lenke til indikatoren: Radioaktivitet i tang langs norskekysten

2.2.5 Miljøgifter i blåskjell langs norskekysten mot Barentshavet og Lofoten

De tre blåskjellstasjonene ligger inne i fjorder og litt utenfor forvaltningsplanområdet Barentshavet og Lofoten. Stasjonene kan allikevel ha en overføringsverdi til forvaltningsplanområdet i og med at de ligger langt fra kjente forurensningskilder som industri og havneområder. Dermed kan de gi en indikasjon på nivåer av miljøgifter i vannmassene som grenser til forvaltningsområdet.

I Barentshavet overvåkes nivåer av miljøgifter i blåskjell langs deler av kysten fra Nordland til Finnmark. I MILKYS-programmet som NIVA årlig utfører for Miljødirektoratet startet noen av målingene på faste stasjoner fra 1994, mens de siste rapporterte data er fra 2024 (Schøyen m.fl., 2024, 2025). Data til og med 2023 er inkludert her. Lange tidsserier på miljøgifter i blåskjell har gitt grunnlag for beregning av PROREF (se Kap. 1.3.2) og kortidstrender (de siste 10 årene, se Statistisk analyse for tidsseriene forurensning/miljøgifter i torsk og blåskjell). Tre stasjoner ble undersøkt; én i Lofoten (Svolvær) og to i Varangerfjorden (Skallneset og Brashavn). Miljøgiftene som ble undersøkt var blant annet kvikksølv, kadmium, bly, kobber, sink, HCB, DDT (p,p'-DDE), PCB (PCB-118 og PCB-153), PBDE (PBDE47) og PFAS (PFOS, PFOA, PFNA og PFHxS).

I 2023 hadde blåskjell langs kysten mot Barentshavet generelt sett lavere miljøgiftnivåer enn blåskjell lenger sør. Det var generelt få overskridelser av PROREF, men det var noen overskridelser for kvikksølv, kadmium, PCB-118 og PCB-153, hvor PROREF ble overskredet med en faktor mindre enn 2 (Tabell 1). Det var mest stabile nivåer, det vil si at det ikke kunne påvises noen tidstrend de siste ti årene (2014-2023), men også mange unntak. Det var nedadgående trender ved enkelte stasjoner for kvikksølv, kadmium, kobber, bly, sink og PBDE, mens det var oppadgående trender for PCB-153 ved alle de tre stasjonene.

Kun ett av de målte stoffene hadde konsentrasjoner over miljøkvalitetsstandarden. Det var PBDE, som kun ble målt i blåskjell fra Lofoten og ikke på de andre stasjonene. PBDE-47 representerer sum PBDE6 som miljøkvalitetsstandarden gjelder for.

Nivåene av metaller (kvikksølv, kadmium, bly), PFAS-forbindelser (PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS og summen av disse 4 PFAS) og PCB6 var under grenseverdiene for mattrygghet.

Det måles også klorparafiner (SCCP og MCCP) i blåskjell fra Lofoten (Svolvær), og konsentrasjonene var under EQS i 2023.

Lenke til indikatoren: Miljøgifter i blåskjell langs norskekysten

*Tabell 1. Oppsummering av konsentrasjoner av ulike miljøgifter i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra faste stasjoner langs norskekysten som grenser til Barentshavet. Resultater fra siste års overvåking er sammenlignet med grenseverdi for mattrygghet (grønn/rød), miljøkvalitetsstandarder (EQS, blå/rød) og PROREF (under/over). Grå farge på cellen indikerer at grenseverdier ikke finnes eller PROREF ikke er beregnet. Korttidstrender for perioden 2014-2023 er vist med symboler som beskrevet. Tallene i cellene markerer antall stasjoner i hver kategori.*

Stoff	**Grenseverdi mattrygghet under over antall stasjoner**	**EQS under over antall stasjoner**	**PROREF antall stasjoner**		**Utvikling 2014-2023 synkende ↘ stigende ↗ uendret ○ ukjent ☐ antall stasjoner**			
			under	**over**	↘	↗	○	☐
Kvikksølv (Hg)	3	3	2	1	2		1	
Kadmium (Cd)	3		1	2	1		2	
Bly (Pb)	3		3		1		2	
Kobber (Cu)			3		1		2	
Sink (Zn)			3		2		1	
HCB		2	kons.<LOQ og LOQ>PROREF				2	
DDT (p,p'-DDE)		2	2				2	
PBDE (PBDE-47)		1	1		1			
PBDE6		1[2]	ikke beregnet					1[1]
PCB (PCB-118)			1	2			3	
PCB (PCB-153)			2	1		3		
PCB6/PCB7	3	3[2]	ikke beregnet					3[1]
PFOS	1	1					1	
PFOA	1	1					1	

PBDE-47 representerer sum PBDE6 som EQS gjelder for. [1]Upper bound (UB); [2]Lower bound (LB).

2.2.6 Imposex hos purpursnegl langs norskekysten mot Barentshavet

Tributyltinn (TBT) har blitt brukt som begroingshindrende tilsetning i skipsmaling siden 1960-årene. Purpursnegl (*Nucella lapillus*) lever på bølgeeksponerte hardbunnsområder i tidevannssonen og arten er meget følsom for TBT, som er en hormonforstyrrende miljøgift. Begynnende tegn på kjønnsforstyrrelse (imposex) hos hunner forekommer ved så lave konsentrasjoner som 1 ng TBT per liter sjøvann. Bestander av purpursnegl ble sterkt redusert på grunn av imposex i flere områder langs kysten i 1980- og 1990-årene. I 1990 kom det første forbudet mot TBT. Dette gjaldt for båter som var kortere enn 25 meter. I 2003 kom et nytt forbud mot påføring av TBT-holdig bunnstoff på skip over 25 meter. I 2008 kom det et globalt totalforbud mot slike bunnstoffer som ytterlag på skip.

Purpursnegl langs norskekysten overvåkes for nivåer av TBT og dens biologiske effekter som forårsaker en irreversibel kjønnsforstyrrelse og kalles imposex. I MILKYS-programmet, som NIVA utfører for Miljødirektoratet, startet noen av målingene i 1991 (Schøyen m.fl. 2024). Dette var første gang fenomenet ble påvist i Norge. Graden av imposex måles som sædlederindeksen (Vas Deference Sequence Index, VDSI). Hunnen utvikler

mannlige kjønnskarakterer (sædleder og pseudopenis), som kan føre til sterilitet. VDSI er et mål på hvor påvirket sneglen er, og er en gjennomsnittsverdi for sædlederstadiene (VDS) på én lokalitet. Det er syv sædlederstadier hvor stadium null er friske individer og stadium seks har maksimal imposex effekt. Sterilitet forekommer i stadiene fem og seks. I stadium seks er penisen og sædlederen fullt utviklet, og aborterte eggkapsler kan observeres. Purpursnegl i siste stadium dør ofte av skadene som påføres når dyret sprekker opp langs ryggsiden for å abortere eggkapslene.

De to purpursneglestasjonene Brashavn i Varangerfjorden og Svolvær i Lofoten ble undersøkt i 2024 (Schøyen m.fl., 2025). TBT-konsentrasjonene var langt under miljøkvalitetsstandarden for organismer (150 µg TBT/kg våtvekt), og provisorisk høy referansekonsentrasjon (PROREF på 23,54 µg TBT/kg våtvekt for purpursnegl) i både Varangerfjorden (0,5 µg TBT/kg våtvekt) og Lofoten (0,58 µg TBT/kg våtvekt) (Tabell 2). I Lofoten var det synkende langtidstrender (hele perioden) for både TBT-konsentrasjon og imposex, mens det ikke ble påvist noen korttidstrend for perioden 2015 til 2024. I Brashavn ble det ikke påvist noen trender og verdiene har vært stabilt lave.

Lenke til indikatoren: Imposex hos purpursnegl langs norskekysten

*Tabell 2. Konsentrasjoner av tributyltinn (TBT) og forekomst av imposex (VDSI) hos purpursnegl (*Nucella lapillus*) fra to faste stasjoner langs norskekysten som grenser til Barentshavet. Resultater fra siste års overvåking er sammenlignet med miljøkvalitetsstandarder (EQS, blå/rød) og PROREF (under/over). Grå farge på cellen indikerer at EQS ikke finnes. Korttidstrender for perioden 2015-2024 er vist med symboler som beskrevet. Tallene i cellene markerer antall stasjoner i hver kategori.*

Stoff	**EQS** **under** **over** **antall stasjoner**	**PROREF** **antall stasjoner**		**Utvikling 2015-2024** **synkende ↘** **stigende ↗** **uendret ○** **ukjent ☐** **antall stasjoner**			
		under	**over**	**↘**	**↗**	**○**	**☐**
Tributyltinn, TBT	2	2				1	1
Imposex, VDSI	2	2				2	

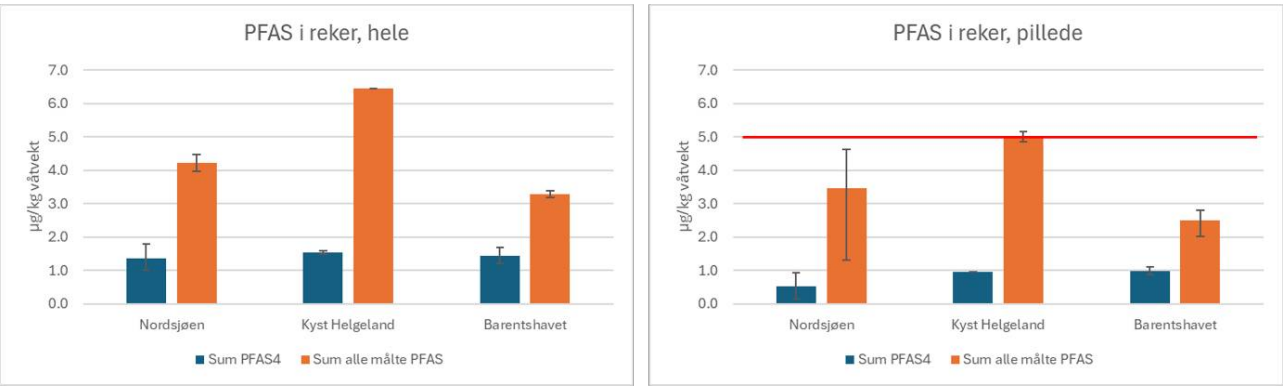
2.2.7 Forurensning i reker i Barentshavet

I Barentshavet måles miljøgifter og radioaktiv forurensning i reker fra åpent hav. Nivåene av kadmium og arsen i reker (*Pandalus borealis*) fra Barentshavet er høyere enn i reker fra både Norskehavet og Nordsjøen. Gjennomsnittlig kvikksølvnivå var i 2022-2024 lavere i reker fra Barentshavet enn i reker fra Nordsjøen, men både høyere og lavere enn det som er målt i reker fra kysten av Norskehavet. Nivået av sink i reker fra Barentshavet på nivå med Nordsjøen, men lavere enn Norskehavet, mens kobbernivået i reker er lavere i Barentshavet enn i begge de andre havområdene.

Siden reker inneholder relativt lite fett (rundt 2-5 g/100 g), er nivået av fettløselige organiske miljøgifter forholdsvis lavt. Nivået er høyere i hele reker enn i pillede reker. Gjennomsnittskonsentrasjonene i 2018-2023 av persistente organiske miljøgifter som dioksiner og dioksinlignende PCB, ikke-dioksinlignende PCB, DDT og PBDE var lavere i reker fra Barentshavet enn i reker fra både Nordsjøen og Norskehavet. For mange plantevernmidler er nivåene så lave at de ikke lar seg måle (<LOQ).

Av PFAS-forbindelser var det målbare nivåer av PFOS i hele reker i 2021–2022, med 11 µg/kg våtvekt som

høyeste målte verdi. Nivået av PFOS var lavere i reker fra Barentshavet enn i reker fra de andre havområdene. I 2023 ble reker fra alle tre havområdene analysert for PFAS med en mer sensitiv analysemetode, og disse viste at summen av alle målte PFAS var lavest i reker fra Barentshavet (Figur 7). For summen av 4 PFAS som gjelder ved vurdering av mattrygghet, var det imidlertid ikke forskjell mellom de tre havområdene. Nivåene av PFAS er relativt høye i reker sammenlignet med fisk av mange arter som ble analysert for Mattilsynet i 2023 (Frantzen m.fl., 2024c).



Figur 7. Konsentrasjon av Sum PFAS4 (Lower bound (LB) summen av PFOS, PFOA, PFHxS og PFNA) og sum alle målte PFAS i kokte reker prøvetatt i ulike områder, hele (venstre) og pillede (høyre). Grenseverdien for sum PFAS4 som gjelder for rekemuskel (her: reker, pillede) er 5,0 µg/kg. Kilde: Frantzen m.fl. (2024c).

Det er lave nivåer av radioaktiv forurensning i reker fra Barentshavet. Nivåene av cesium-137 i reker er i stor grad stabile og har generelt vært under 1 Bq per kilo våtvekt siden 1993.

I løpet av 2015-2025 har nivåene av kvikksølv, PCB, dioksiner og PBDE avtatt noe, mens andre metaller og plantevernmidlene DDT (p,p'-DDE) og HCB er uendret i perioden (Tabell 3).

Reker er populær mat som det fiskes mye av i Barentshavet, og denne indikatoren er særlig godt egnet til å overvåke mattrygghet. Kokte, pillede reker (muskel) har konsentrasjoner langt under grenseverdiene for mattrygghet for de stoffene der grenseverdier finnes (kvikksølv, bly, arsen, sum dioksiner, sum dioksiner og dioksinlignende PCB og PCB6). Fra 2023 er det fastsatt nye grenseverdier for mattrygghet for PFAS. Grenseverdier er satt for hvert av stoffene PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS samt for summen av disse (sum 4PFAS). Nivåene i hele reker analysert i 2021 - 2023 var alle under de nye grenseverdiene som gjelder for muskelkjøtt av krepsdyr. Også analyser av pillede reker gjort for Mattilsynet i 2023, viste nivåer under grenseverdiene (Frantzen m.fl., 2024c).

Gjennomsnittlig kvikksølvnivå i hele reker er de fleste år like over miljøkvalitetsstandarden på 0,02 mg/kg våtvekt. Nivåene av PCB7 og PBDE6 i hele reker er gjennomgående over miljøkvalitetsstandardene satt for biota, mens nivåene av dioksiner og dioksinlignende PCB, DDT, HCB, PFOS, PFOA og PAH (benzo(a)pyren) er under de respektive miljøkvalitetsstandardene. Siden det er kokte reker som analyseres, er ikke nivåene som vi måler i reker helt representative for det som overføres i næringskjeden, avhengig av hvordan nivåene av de ulike stoffene påvirkes av koking. De fleste stoffene som overvåkes er imidlertid fettløselige og persistente og derfor sterkt bundet, og det totale innholdet i rekene vil derfor stort sett være det samme før og etter koking.

Lenke til indikatoren: Forurensning i reker i Barentshavet

*Tabell 3. Oppsummering av konsentrasjoner av ulike miljøgifter i reker (*Pandalus borealis*) i Barentshavet. Resultater fra siste års overvåking (totalt gjennomsnitt hele havområdet) er sammenlignet med grenseverdi for mattrygghet (grønn/rød) og miljøkvalitetsstandarder (EQS, blå/rød). Grå farge på cellen indikerer at grenseverdier ikke finnes. Korttidstrender for perioden 2015-2025 er vist med symboler som beskrevet.*

Stoff	Grenseverdi for mattrygghet under over	EQS under over	Utvikling 2015-2025 synkende ↘ stigende ↗ uendret ○ ukjent ☐
Kvikksølv			↘
Kadmium			○
Bly			○
Arsen			○
Kobber			○
PCB6/PCB7			↘
Dioksiner og dl-PCB			↘
Dioksiner og furaner			↘
HCB			○
DDT			○
PBDE			↘
Sum PFAS4			☐[1]
PFOS			☐[1]
PFOA			☐[1]
PFNA			☐[1]
PFHxS			☐[1]
Cesium-137			○[2]

[1]Mange resultater <LOQ; [2]2012-2021

2.2.8 Forurensning i lodde i Barentshavet

Lodde (*Mallotus villosus*) er en liten, planktonspisende fisk som i norske havområder kun finnes i Barentshavet. Den er et viktig bytte for større fisk for eksempel torsk, og et viktig ledd for transport av både energi og miljøgifter oppover i næringskjeden. Siden lodde i norske farvann bare finnes i Barentshavet, har vi ikke data på miljøgifter fra andre norske områder til å sammenligne med. Nivået av miljøgifter i lodde er på nivå med eller noe høyere enn i polartorsk (*Boreogadus saida*), som også er en liten planktonspisende fisk lavt i næringskjeden. Stoffer som kun er menneskeskapte, slik som PCB, PBDE, PFAS og ulike plantevernmidler, finnes i målbare nivåer i lodde. Det bekrefter at Barentshavet er påvirket av menneskeskapt forurensning. Nivåene av cesium-137 i lodde er lave, og har vært stabile siden rundt 2009.

Nivåene av dioksiner, PCB og PBDE har avtatt i perioden overvåkingen har foregått, fra 2007 og fremover, og for dioksiner og PCB har det også vært en nedgang i perioden 2015-2025 (Tabell 4). PBDE har imidlertid vært uendret de siste ti årene. Nivåene av metaller i lodde har også vært uendret de siste ti årene, med unntak av arsen. Også nivåene av de klorerte plantevernmidlene HCB og DDT er stabile. Det er for lite målbare data til å si noe om utvikling for PFAS.

*Tabell 4. Oppsummering av konsentrasjoner av ulike miljøgifter i lodde (*Mallotus villosus*) i Barentshavet. Resultater fra siste års overvåking (totalt gjennomsnitt hele havområdet) er sammenlignet med grenseverdi for mattrygghet (grønn/rød) og miljøkvalitetsstandarder (EQS, blå/rød). Grå farge på cellen indikerer at grenseverdier ikke finnes. Korttidstrender for perioden 2015-2025 er vist med symboler som beskrevet.*

Stoff	Grenseverdi mattrygghet under over	EQS under over	Utvikling 2015-2025 synkende↘ stigende ↗ uendret ○ ukjent ☐
Kvikksølv			○
Arsen			↘
Kadmium			○
Bly			☐[1]
Kobber			○
PCB6/PCB7			↘
Dioksiner og dl-PCB			↘
Dioksiner og furaner			↘
HCB			○
DDT			○
PBDE			○
PFAS			☐[1]
Cesium-137			○[2]

[1]Mange resultater <LOQ; [2]2009-2021

Lodde benyttes ikke som mat for mennesker. Lodde fiskes ved god bestandsstørrelse til industriell bruk som råvare til fiskefôr. Nivåene av målte miljøgifter ligger under de grenseverdiene som gjelder for råvarer til fiskefôr. Disse grenseverdiene har som mål å sikre at innhold av miljøgifter i fôret ikke skal ha negativ effekt på oppdrettsfisken eller mennesker som spiser oppdrettsfisken.

Kvikksølvnivået i lodde er godt under miljøkvalitetsstandarden på 0,02 mg/kg våtvekt. Nivåene av PBDE6 i lodde er gjennomgående over miljøkvalitetsstandarden som er på bare 0,0085 µg/kg, og PCB7 er noe over miljøkvalitetsstandarden som gjelder for Norge på 0,6 µg/kg. De målte nivåene er ikke forventet å gi noen direkte effekter på lodde, men siden lodde er et viktig bytte for annen fisk i Barentshavet, vil man forvente høyere nivåer av noen av de fettbundne miljøgiftene i arter som er høyere i næringskjeden, på grunn av biomagnifisering.

Lenke til indikatoren: Forurensning i lodde i Barentshavet

2.2.9 Forurensning i polartorsk i Barentshavet

Polartorsk er en liten, planktonspisende fisk som i norske havområder kun finnes i arktisk del av Barentshavet. Den er viktig bytte for større fisk og et viktig ledd for transport av både energi og miljøgifter oppover i næringskjeden i den islagte delen av Barentshavet. Siden polartorsk i norske farvann bare finnes i Barentshavet, har vi ikke data på miljøgifter fra andre norske områder til å sammenligne med. For stoffer som også forekommer naturlig, slik som metaller, er det vanskelig å vite om nivået er forhøyet eller rundt naturlig bakgrunnsnivå. For stoffer som kun er menneskeskapte (slik som PCB, PBDE, PFAS og ulike plantevernmidler) viser det at de finnes i målbare nivåer i polartorsk i Barentshavet tydelig at havområdet ikke er uberørt av menneskelig forurensning. Nivåene av radioaktiv forurensning i polartorsk er lave og har avtatt siden 1990-tallet.

Nivåene av tungmetaller i polartorsk er relativt stabile, men nivåene av kvikksølv og kobber har avtatt noe i løpet av 2015-2025 (Tabell 5). Nivåene av PCB, dioksiner og PBDE har avtatt i perioden overvåkingen har foregått, fra 2006 og fremover. De siste ti årene har nedgangen fortsatt for PCB og dioksiner, men ikke for PBDE. Nivået av HCB i polartorsk var betydelig høyere mellom 2017 - 2020 enn tidligere, men nivåene avtok igjen etter dette. Alt i alt var nivåene av HCB og DDT (p,p'-DDE) uendret i perioden 2015-2025.

Nivåene av de miljøgiftene som det er satt grenseverdier for mattrygghet for, var godt under disse grenseverdiene. Dette er i liten grad relevant siden polartorsk ikke utnyttes kommersielt, hverken på norsk eller russisk side.

Kvikksølvnivået i polartorsk er godt under miljøkvalitetsstandarden på 0,02 mg/kg våtvekt. Nivåene av PBDE6 i lodde er gjennomgående over miljøkvalitetsstandarden som er på bare 0,0085 µg/kg, mens PCB7 har vekslet mellom like under og like over miljøkvalitetsstandarden og gjennomsnittskonsentrasjonen var like over denne i 2022 og 2023. Polartorsk er en viktig art i økosystemet i den isdekte delen av Barentshavet, og er viktig mat for mange arter høyere i næringskjeden. Selv om nivåene av miljøgifter i polartorsk ikke forventes å påvirke polartorsken, kan biomagnifisering medføre at arter på toppen av næringskjeden får høye konsentrasjoner med potensielt negative effekter.

Lenke til indikatoren: Forurensning i polartorsk i Barentshavet

*Tabell 5. Oppsummering av konsentrasjoner av ulike miljøgifter i polartorsk (*Boreogadus saida*) i Barentshavet. Resultater fra siste års overvåking (totalt gjennomsnitt hele havområdet) er sammenlignet med grenseverdi for mattrygghet (grønn/rød) og miljøkvalitetsstandarder (EQS, blå/rød). Grå farge på cellen indikerer at grenseverdier ikke finnes. Korttidstrender for perioden 2015-2025 er vist med symboler som beskrevet.*

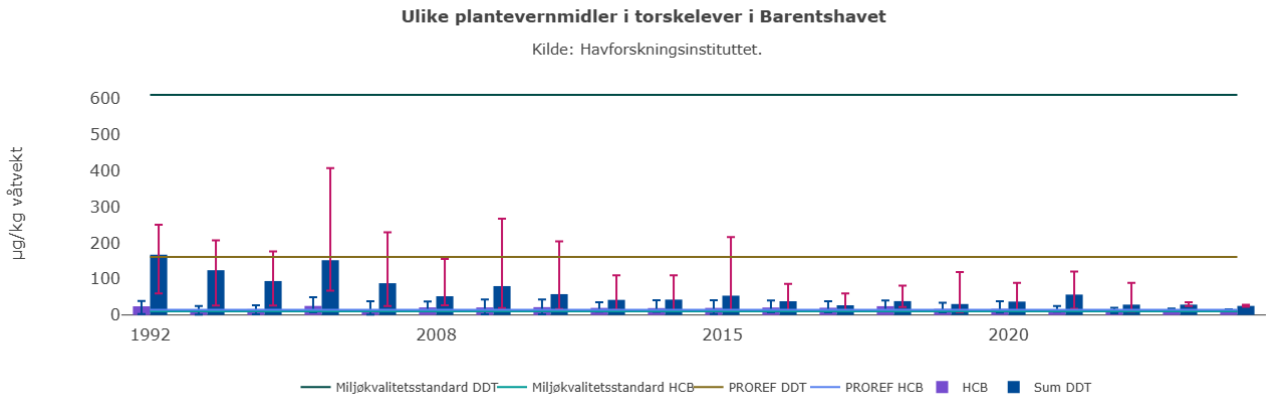
Stoff	Grenseverdi mattrygghet under over	EQS under over	Utvikling 2015-2025 synkende ↘ stigende ↗ uendret ○ ukjent □
Kvikksølv			↘
Kadmium			○
Arsen			○
Bly			○
Kobber			↘
PCB6/PCB7			↘
Dioksiner og dl-PCB			↘
Dioksiner og furaner			↘
HCB			○
DDT (p,p'-DDE)			○
PBDE			○
PFAS			□[1]
Cesium-137			↘[2]

[1]Mange resultater <LOQ; [2]2012-2021

2.2.10 Forurensning i torsk i åpent hav i Barentshavet

Kvikksølv i filet og organiske miljøgifter i lever av torsk er gode indikatorer på forurensningsnivå, og i Barentshavet overvåkes miljøgifter i torsk både fra kysten (MILKYS, NIVA) og ute i åpent hav (HI). Resultater for torsk som fiskes langs kysten rapporteres for seg i Kap. 2.2.11.

Nordøstarktisk torsk (skrei) i Barentshavet har lavere konsentrasjoner av de fleste stoffer enn torsk i Norskehavet og Nordsjøen. Nivåene er også under PROREF for de fleste stoffer der en slik referanseverdi er satt (beregnet for kysten). Unntakene er kadmium og HCB, der nivåene i lever av torsk fra Barentshavet er til dels over PROREF og høyere i Barentshavet enn i havområdene lenger sør.



Figur 8. Konsentrasjoner (µg/kg våtvekt) av heksaklorbenzen (HCB) og DDT (summen av p,p'-DDE, p,p'-DDD og p,p'-DDT) i lever av torsk fra Barentshavet. Gjennomsnitt og minste og største verdi er gitt per år. Linjene markerer miljøkvalitetsstandarder for DDT (mørk farge 610 µg/kg) og HCB (10 µg/kg, lys grønn) og PROREF for DDT (160 µg/kg, brun) og HCB (14 µg/kg, lys blå). Kilde: Havforskningsinstituttet/Miljøstatus.

Miljøgifter i nordøstarktisk torsk har vært analysert siden 1990-tallet, med faste årlige prøver siden 2006, så tidsserien er forholdsvis lang. Nivået av kvikksølv i filet av torsk er stabilt rundt 0,03-0,04 mg/kg våtvekt, se også (Bank m.fl., 2023a) . Kadmiumnivået i torskelever øker nordover i Barentshavet. Nivåene av dioksiner og dioksinlignende PCB og PCB7 viser en svakt nedadgående trend i løpet av 2015-2025, mens nedgangen til PBDE, som avtok i perioden fra 2006 og fremover, ikke har fortsatt de siste ti årene (Tabell 6). Nivået av DDT har avtatt siden 1990-tallet og nedgangen har fortsatt de siste ti årene, mens nivået av HCB er stabilt.

Nivåene av cesium-137 i torsk har hatt en nedadgående trend, og det var en generell nedgang i nivåene av radioaktiv forurensning i det marine miljøet siden tidlig på 1990-tallet. Nivåene har imidlertid vært uendret og stabilt lave fra rundt 2010 og fremover.

Nordøstarktisk torsk er en av Norges viktigste kommersielle fiskebestander, og nivåene av miljøgifter i filet av torsk er av stor betydning for mattrygghet. Alle miljøgifter er godt under grenseverdier for mattrygghet som gjelder den magre fileten. I 2022 kom nye grenseverdier for PFAS. Det er lite gode data for perfluorerte stoffer i torskefilet, men i 2023 ble filet av 20 torsk prøvetatt i Barentshavet, analysert for PFAS med en mer følsom metode på oppdrag fra Mattilsynet (Frantzen m.fl., 2024c). Resultatene viste at nivåene av PFAS var langt under de nye grenseverdiene satt for mattrygghet. Nivåene var ikke lavere i torsk fra Barentshavet enn i torsk fra Nordsjøen eller Norskehavet.

Leveren av torsk fra Barentshavet benyttes også som mat av en del mennesker. Egne og høyere grenseverdier er satt for organiske miljøgifter i lever, som spises i mindre grad enn filet. I 2020-2023 hadde bare noen få individ av torsk fra Barentshavet nivåer av dioksiner og dioksinlignende PCB eller PCB6 i lever over grenseverdiene på henholdsvis 20 ng TE/kg og 200 µg/kg som gjelder disse stoffene i fiskelever. Siden nivåene likevel er relativt høye i torskelever, kan de tolerable inntaksgrensene for dioksiner og dioksinlignende PCB overskrides ved selv nokså lavt inntak, og gravide og ammende og små barn advares mot å spise fiskelever generelt (Barn, gravide og ammende bør ikke spise fiskelever og rognleverpostei | Mattilsynet).

Lenke til indikatoren: Forurensning i torsk i Barentshavet

*Tabell 6. Oppsummering av konsentrasjoner av ulike miljøgifter i atlantisk torsk (*Gadus morhua*) i åpent hav i Barentshavet. Resultater fra siste års overvåking (totalt gjennomsnitt hele havområdet) er sammenlignet med grenseverdi for mattrygghet (grønn/rød), miljøkvalitetsstandarder (EQS, blå/rød) og PROREF som er beregnet for kysten (under/over). Grå farge på cellen indikerer at grenseverdier ikke finnes. Korttidstrender for perioden 2015-2025 er vist med symboler som beskrevet. Forklaring PROREF: X: gjennomsnittsverdi over PROREF, (x): en eller flere enkeltfisk over PROREF, men gjennomsnitt under. –: ingen fisk over PROREF.*

Stoff	Grenseverdi for mattrygghet under over	EQS under over	PROREF X - over (x) – enkeltfisk over - alle under	Utvikling 2015-2025 synkende ↘ stigende ↗ uendret ○ ukjent ☐
Torskefilet				
Kvikksølv (Hg)			(x)	↘
Kadmium (Cd)				☐[1]
Bly (Pb)				☐[1]
Arsen (As)				↗
PFOS				☐[2]
PFOA				☐[2]
PFNA				☐[2]
PFHxS				☐[2]
Sum PFAS4				☐[2]
Cesium-137				○[3]
Torskelever				
Kadmium (Cd)			-	○
Arsen (As)			(x)	○
Bly (Pb)			-	☐[1]
Kobber (Cu)			-	○
Sink (Zn)			-	○
HCB			(x)	○
DDT (p,p'-DDE)			-	↘
Dioksiner + dl-PCB		(x)		↘
PCB6/PCB7			-	↘
PBDE			-	○
PFOS			-	☐[1]
PFOA			-	☐[1]

[1]Mange resultater <LOQ; [2]For få år med prøver; [3]2014-2023

2.2.11 Miljøgifter i torsk langs kysten mot Barentshavet og Svalbard

I Barentshavet overvåkes nivåer av miljøgifter i torsk langs deler av kysten fra Nordland til Finnmark og på Svalbard. I MILKYS-programmet som NIVA utfører for Miljødirektoratet, startet noen av målingene årlig på faste stasjoner fra 1994, og siste rapporterte undersøkelse var i 2024. Data frem til og med 2023 er inkludert her. Seks stasjoner ble undersøkt; Lofoten, Tromsø, Hammerfest, Varangerfjorden, Longyearbyen og Isfjorden på Svalbard. Miljøgiftene som ble undersøkt var blant annet kvikksølv i torskefilet, og kadmium, bly, kobber, sink, HCB, DDT (p,p'-DDE), siloksaner (D5), PCB (PCB-118 og PCB-153), PBDE (PBDE-47) og PFAS (PFOS og PFOA) i lever. Lange tidsserier på miljøgifter i torsk fra faste stasjoner har gitt grunnlag for beregning av PROREF (se Kap. 1.3.2) og kortidstrender (de siste 10 årene, 2014-2023, se Statistisk analyse for tidsseriene forurensning/miljøgifter i torsk og blåskjell).

Torsk fanget langs kysten mot Barentshavet hadde generelt lavere miljøgiftnivåer enn torsk fanget langs kysten lenger sør. For PROREF var de høyeste overskridelsene (opptil to ganger PROREF) for kadmium på Svalbard og i Varangerfjorden, for kvikksølv i Lofoten, og for HCB i Lofoten (2020).

Det var stort sett stabile nivåer, det vil si at det ikke kunne påvises noen tidstrend, med noen unntak (Tabell 7). Det var nedadgående tidstrender for kvikksølv og siloksaner i Varangerfjorden, PCB 118, PCB 153 og PBDE-47 ved Tromsø, og for PFOS i Lofoten. Det var oppadgående tidstrender for PFOS i Isfjorden på Svalbard, for kadmium og kobber i Varangerfjorden, og for HCB og DDT i Lofoten.

Det var overskridelser av miljøkvalitetsstandarden for kvikksølv på alle stasjonene, unntatt for én stasjon ved Longyearbyen på Svalbard. Det var også overskridelser av miljøkvalitetsstandarden for PBDE i torsk på alle stasjonene, og for HCB på de to undersøkte stasjonene i Lofoten og Varangerfjorden hvor HCB ble målt.

Nivået av kvikksølv i filet er godt under grenseverdier som gjelder for mattrygghet (for omsetning av sjømat). Lever av torsk fra kysten har ofte nivåer av organiske miljøgifter over grenseverdier som gjelder ved omsetning av lever som mat, og Mattilsynet advarer befolkningen generelt mot å spise lever av fisk tatt i skjærgården (Mattilsynet). Nivåene av PCB6 i torskelever fra kysten mot Barentshavet var ved siste måling i 2023 under grenseverdiene for mattrygghet (for omsetning av sjømat).

Det måles også klorparafiner (SCCP og MCCP) i torskelever fra Lofoten, Tromsø, Longyearbyen og Isfjorden på Svalbard, og konsentrasjonen var under EQS på alle de fire stasjonene i 2023.

Lenke til indikatoren: Miljøgifter i torsk langs norskekysten og Svalbard

*Tabell 7. Oppsummering av konsentrasjoner av ulike miljøgifter i atlantisk torsk (*Gadus morhua*) ved faste overvåkingsstasjoner langs norskekysten som grenser til Barentshavet. Resultater fra siste års overvåking er sammenlignet med grenseverdi for mattrygghet (grønn/rød), miljøkvalitetsstandarder (EQS, blå/rød) og PROREF (under/over). Grå farge på cellen indikerer at grenseverdier ikke finnes eller PROREF ikke er beregnet. Korttidstrender for perioden 2014-2023 er vist med symboler som beskrevet. Tallene i cellene markerer antall stasjoner i hver kategori.*

Stoff	Grenseverdi mattrygghet under over antall stasjoner	EQS under over antall stasjoner		PROREF antall stasjoner		Utvikling 2014-2023 (korttidstrend) synkende ↘ stigende ↗ uendret ○ ukjent ☐ antall stasjoner			
		under	over	under	over	↘	↗	○	☐
Torskefilet									
Kvikksølv (Hg)	6	1	5	5	1	1		4	1
Torskelever									
Kadmium (Cd)				3	3		1	4	1
Bly (Pb)				6				5	1
Kobber (Cu)				6			1	4	1
Sink (Zn)				6				5	1
HCB		2		1	1		1	1	
DDT (p,p'-DDE)		2		2			1	1	
Siloksaner (D5)		5				1		2	2
PBDE (PBDE-47)		4		4		1		2	1
PBDE6		4[2]		ikke beregnet					4[1]
PCB (PCB-118)				6		1		4	1
PCB (PCB-153)				6		1		4	1
PCB6/PCB7	6	6[2]		ikke beregnet		1[1]	1[1]	3[1]	1[1]
PFOS		4		4		1	1	1	1
PFOA		4		4					4

PBDE-47 representerer sum PBDE6 som EQS gjelder for. [1]Upper bound (UB). [2]Lower bound (LB).

2.2.12 Forurensning i blåkveite i Barentshavet

Forurensning i blåkveite (*Reinhardtius hippoglossoides*) er ny som indikator for Barentshavet (tidligere kun indikator for Norskehavet), men det finnes data på miljøgifter i blåkveite fisket i Barentshavet tilbake til 2006.

Nivåene av miljøgifter i blåkveite er relativt høyt i forhold til mange andre arter, men blåkveite i Barentshavet har lavere konsentrasjoner av de fleste stoffer enn blåkveite som er fisket i Norskehavet. Nivåene i blåkveite fra forvaltningsplanområdet Barentshavet er generelt høyere i blåkveite fisket langs eggakanten (området Tromsøflaket til Svalbard) enn i blåkveite fisket utenfor Øst-Finnmark, og forskjellene kan ikke forklares med ulik størrelse på fisken (Nilsen m.fl., 2010). Mulige forklaringer på forskjellene kan være ulik diett, eller at nivået av forurensning er ulikt i de to områdene.

Miljøgifter i blåkveite har vært analysert siden 2006, med prøver fra ulike områder i ulike år. Langs eggakanten ser det ut til at nivåene av både kvikksølv og organiske miljøgifter i perioden 2011-2023/2024 har vært på et lavere nivå enn tidligere år, med de aller laveste gjennomsnittskonsentrasjonene ved siste måling. Ved eggakanten, der det er tatt prøver årlig fra 2017-2024/2025, har det vært en nedadgående trend i denne perioden for de alle fleste stoffene som er analysert for. I Øst-Finnmark er det i det siste tiåret kun tatt prøver fra 2020 og fremover, og her er det større usikkerhet rundt utviklingen. Det ser likevel ut til å være en synkende trend for både kvikksølv, kobber, PCB, dioksiner og PBDE (Tabell 8).

Perfluorerte alkylstoffer og plantevernmidler har ikke vært analysert i alle år, og analysemetoden for disse stoffene har dessuten endret seg i perioden, og det er derfor foreløpig ikke mulig å vurdere om det har vært noen reell endring i innholdet av disse stoffene over tid.

Blåkveite er en viktig fiskeressurs i Norskehavet og Barentshavet, og innholdet av miljøgifter er derfor av betydning for mattrygghet. De siste årene har gjennomsnittsnivåene av alle miljøgifter i blåkveite vært godt under grenseverdiene for mattrygghet som gjelder for fiskefilet. Fra 2021 og utover har heller ingen enkeltindivider fisket utenfor Øst-Finnmark vært over grenseverdier for mattrygghet. Blant blåkveite fisket langs eggakanten har noen få individer fisket langs eggakanten vært over grenseverdien som gjelder kvikksølv. Målinger i blåkveite samlet inn i 2022 og 2023 utenfor Øst-Finnmark, viste nivåer av PFOS, PFOA, PFNA og PFHxS samt summen av disse langt under grenseverdiene for mattrygghet som gjelder for disse forbindelsene (Frantzen m.fl., 2024c).

Nivåene av kvikksølv, PCB7 og PBDE6 i filet av blåkveite ligger langt over miljøkvalitetsstandardene for disse stoffene, men nivået av dioksiner og dioksinlignende PCB har de siste årene ligget godt under miljøkvalitetsstandarden. Også nivåene av perfluorerte alkylstoffer og plantevernmidler ligger under miljøkvalitetsstandardene for de fleste stoffer der en slik miljøkvalitetsstandard er satt. Unntakene er plantevernmidlene heptaklor/heptaklorepoksid der gjennomsnittsnivået ligger langt over miljøkvalitetsstandarden og HCB som ligger over miljøkvalitetsstandarden i noen få enkeltfisk. Høyeste målte verdi for PFOS var 0,35 µg/kg og nivået av PFOA var under analysemetodens målegrense. Begge disse forbindelsene var dermed også langt under de respektive miljøkvalitetsstandardene på 9,1 og 91 µg/kg våtvekt.

Lenke til indikatoren: Miljøgifter i blåkveite i Norskehavet og Barentshavet

*Tabell 8. Oppsummering av konsentrasjoner av ulike miljøgifter i filet av blåkveite (*Reinhardtius hippoglossoides*) fra to ulike områder i Barentshavet. Resultater fra siste års overvåking (totalt gjennomsnitt hele havområdet) er sammenlignet med grenseverdi for mattrygghet (grønn/rød) og miljøkvalitetsstandarder (EQS, blå/rød). Grå farge på cellen indikerer at grenseverdier ikke finnes. Korttidstrender for perioden 2017 (2020) - 2024 er vist med symboler som beskrevet.*

Stoff	Grenseverdi mattrygghet under over	EQS under over	Utvikling 2017-2024 synkende ↘ stigende ↗ uendret ○ ukjent □	
			Øst-Finnmark[1]	Tromsøflaket-Svalbard
Kvikksølv (Hg)			↘	↘
Kadmium (Cd)			□[2]	↘
Bly (Pb)			□[2]	□[2]
Arsen (As)			○	○
Uorg. As			□[3]	□
Kobber (Cu)			↘	↘
Sink (Zn)			○	↗
Dioksiner			↘	↘
Dioksiner + dl-PCB			↘	↘
PCB6/PCB7			↘	↘
PBDE			↘	↘
HCB			□[3]	↘
DDT			□[3]	↘
Sum PFAS4			□[3]	
PFOS			□[3]	
PFOA			□[3]	
PFNA			□[3]	
PFHxS			□[3]	

[1]Kun 2020-2024; [2]Mange resultater <LOQ; [3]For lite data til tidstrendanalyse

2.2.13 Forurensning i polarlomvi i Barentshavet

De organiske miljøgiftene PCB, oksyklordan, HCH, DDE og HCB, samt PFOS, overvåkes i egg fra polarlomvi (*Uria lomvia*) både fra Kongsfjorden på Spitsbergen samt på Bjørnøya. Resultatene rapporteres både på MOSJ og på Miljøstatus. Overvåkingen har pågått siden henholdsvis 1993 og 2003 og vi har i dag data frem til henholdsvis 2022 og 2018. De fleste av disse stoffene så ut til å fortsette å avta noe fra 2014 og fremover.

For alle de overvåkede miljøgiftene ser vi en nedadgående trend siden overvåkingen startet opp, med kraftigst reduksjoner i starten av overvåkingsperioden. Nedgangen skyldes at dette er stoffer som er regulert under Stockholmkonvensjonen og videre utslipp derfor er redusert.

Det er ikke grunn til å anta at de konsentrasjonene vi i dag finner av organiske miljøgifter i polarlomvi skal ha

negative effekter på helse eller reproduksjon.

Det er ikke tillatt å jakte eller å sanke egg fra polarlomvi. Miljøgiftnivåer fra denne arten har derfor ikke vært et tema i forhold til mattrygghet.

Lenke til indikatoren: Miljøstatus: Forurensning i polarlomvi i Barentshavet MOSJ: Miljøgifter i polarlomvi | MOSJ

2.2.14 Plast i havhestmager i Barentshavet

Plast i havet vil fort få dannet en biofilm på overflaten som gjør at plasten kan utskille samme type luktstoff som mat (Savoca m.fl., 2016). Havhest (*Fulmarus glacialis*) beiter på eller like under havoverflaten og er derfor spesielt utsatt for å få i seg plast som flyter i overflaten. I tillegg har den en anatomi som vanskeliggjør utskillelse av plast, og arten er kjent for å akkumulere plast i magen over tid. Mengde plast i havhestmager er vurdert å være en rimelig representativ indikator for omfanget av havforsøpling, og arten blir brukt som indikatorart for overvåkingen til Oslo-Paris konvensjonen (OSPAR). Mens overvåking av plast i havhestmager i Nordsjøen har pågått i regi av OSPAR siden 2003, ble en systematisk overvåking av plast i de nordlige havområdene, som tilhører OSPAR område I (Arktis) først etablert i 2022. Det finnes allikevel noen eldre data fra enkeltstudier. Av 43 havhest (2 år og eldre) samlet inn i Kongsfjorden, Svalbard i 1997, inneholdt 91 % plast, og 12 % hadde mer enn 0,1 g plast (Collard m.fl., 2022). I 2013 hadde 88 % av havhest samlet fra Isfjorden, Svalbard plast i magesekken og hos 23 % oversteg mengden av plast grenseverdien på 0,1 g plast satt av OSPAR (Trevail m.fl., 2015). En nyere studie fra Svalbard fant mye høyere plastmengder i ungfugler som nettopp hadde forlatt reirene sine i 2020 (66,7 % inneholdt mer en 0,1 g plast) sammenliknet med voksne og minst 1 år gamle fugler (22,2 % hadde mer enn 0,1 g plast i magesekken; Tulatz m.fl., 2023). Blant havhest som ble tatt som bifangst i 2012 og 2013 i nordlige Norskehavet og i Barentshavet hadde 35 % mer enn 0,1 g plast i magen (Herzke m.fl., 2016). Flere bifangstfugler fra samme områder som ble tatt i 2017 og 2018 viste et sammenlignbart nivå av forurensing (Dehnhard m.fl., 2021). Siden 2022 har 200 havhest fra bifangst blitt analysert for plast. Av disse hadde 92,5 % plast i magesekken, og 29 % oversteg grenseverdien på 0,1 g plast (Dehnhard m.fl., 2025).

Det bemerkes at påvirkning av 0,1 g plast i magen til havhest og eventuelle effekter på fuglenes helse ikke er kjent, men sannsynligvis avhenger mulige effekter av type og form på plasten. Plastbiter i magen kan påvirke helsen negativt og være dødelig, for eksempel hvis magen og tarmen blir blokkert. I tillegg kan plastbiter inneholde miljøgifter som lekker ut og overføres til blodet. Havhest med høyt innhold av plast i magen har vært påvist å ha høyere nivåer av PBDE-209 i lever (Neumann m.fl., 2021). Denne sammenhengen gjelder ikke for andre persistente organiske miljøgifter (Herzke m.fl., 2016) og bare svake korrelasjoner er funnet for unge individer (Collard m.fl., 2024b).

Lenke til indikatoren: Plast i havhestmager

2.2.15 Forurensning i ringsel i Barentshavet

Miljøgiftbelastingen i ringsel (*Pusa hispida*) i Barentshavet er dominert av fettløselige organiske miljøgifter, deres nedbrytningsprodukter (metabolitter) og perfluorerte forbindelser. Nivåer av PCB, klorerte plantevernmidler og PFAS hos ringsel er lave i forhold til isbjørn. Det er avdekket moderate nivåer av miljøgifter i ringsel fra Svalbard. Nivåene av PCB, plantevernmidler og bromerte flammehemmere er betydelig lavere i ringsel fra Svalbard enn i ringsel fra Østersjøen (Routti m.fl., 2008, 2009a,b), og ligner nivåer målt i ringsel fra Canada (Houde m.fl., 2019).

Tidstrender av miljøgifter hos ringsel er basert på innsamling av prøver med 3-10 års mellomrom. Prøvemateriale består av hanner, hunner og ungdyr som har vært samlet fra vestsiden av Spitsbergen.

Konsentrasjonene av fettløselige organiske miljøgifter (PCB-153, DDE, klordaner) ble redusert mellom 1992 og 2020. Nivåene av HCB, α-HCH og toksafener i ringsel fra Svalbard viste også en nedgang i denne perioden. Nivåene av PBDE-47 viste ingen trend hos ringsel fra Svalbard fra 2004 til 2014, og ble ikke målt i prøver fra 2020. Nivåene av PFOS varierte i perioden 1990-2010, men uten noen signifikant trend. De høyeste PFOS-nivåene ble målt i 2004, og i 2010 var nivåene halvert. Det er ikke analysert prøver av ringsel for PFOS siden 2010.

Studier viser at terskelgrenser for nivåer av miljøgifter, hvor endringer i genuttrykk kan oppstå, er svært lave hos ringsel (Brown m.fl., 2014). Nivåene av miljøgifter i ringsel fra Svalbard er imidlertid betydelig lavere enn terskelgrenser for skadelige effekter av miljøgifter definert av AMAP (AMAP, 2018).

Det er ikke satt grenseverdier for mattrygghet som gjelder for sjøpattedyr som mat.

Lenke til indikatoren: Forurensning i ringsel i Barentshavet

2.2.16 Forurensning i isbjørn i Barentshavet

Miljøgiftbelastingen i isbjørn (*Ursus maritimus*) i Barentshavet er dominert av fettløselige organiske miljøgifter (PCBer og klorete plantevernmidler), deres nedbrytningsprodukter (metabolitter) og perfluorerte forbindelser. Isbjørn er utsatt for høye nivåer av miljøgifter som er tungt nedbrytbare og øker i konsentrasjon oppover i næringskjeden. Isbjørnunger har vist seg å ha over dobbelt så høye nivåer av fettløselige miljøgifter sammenlignet med isbjørnbinner på grunn av overføring av miljøgifter via melk. Konsentrasjonene av de forskjellige miljøgiftene varierer mellom de ulike isbjørnpopulasjonene i Arktis (Routti m.fl., 2019a,b). Isbjørn fra Barentshavet viser høyere nivåer av perfluorerte stoffer enn isbjørn fra øst-Grønland eller Canada. Nivåer av PCBer og klorerte plantevernmidler i isbjørn er i noen områder høyere og i andre områder lavere sammenlignet med Barentshavet. Nivåer av kvikksølv er generelt lave i isbjørn fra Barentshavet sammenlignet med isbjørn fra andre områder. Nivåer av nye miljøgifter som ftalater, ftalatmetabolitter og nye bromerte forbindelser er generelt lave hos isbjørn (Routti m.fl., 2021).

Studier viser at isbjørn rundt Svalbard har to forskjellige livsstrategier; de som følger isen mot øst når isen rundt Svalbard smelter på sommeren (pelagisk isbjørn fra Barentshavet) og de som blir rundt kysten av Svalbard gjennom hele året (kystisbjørn). De forskjellige strategiene har betydning for miljøgiftinntaket da det viser seg at pelagiske isbjørn har høyere inntak av organiske miljøgifter sammenlignet med kystisbjørn (Blévin m.fl., 2020). Det er flere årsaker til disse forskjellene. For eksempel spiser pelagisk isbjørn en høyere andel marine byttedyr, og på et høyere trofisk nivå enn kystisbjørnene. De har også høyere energikrav og dermed et høyere inntak av byttedyr. I tillegg spiser pelagisk isbjørn en høyere andel byttedyr som de fanger i iskantsonen og byttedyr som ligger nærmere forurensende utslippskilder/transportveier. Til tross for høyere energiforbruk var pelagisk isbjørn fetere sammenlignet med kystbjørnene (Blanchet m.fl., 2020). Dette skyldes mest sannsynlig høyt inntak av sel gjennom hele året. Selv om inntaket av miljøgifter er høyere hos pelagisk isbjørn enn hos kystisbjørn, har de like konsentrasjoner av fettløselige miljøgifter (Tartu m.fl., 2018). Dette er fordi pelagiske individer har en større mengde fett hvor fettløselige forbindelser lagres.

Tidstrender av miljøgifter hos isbjørn er basert på 8-33 årlige prøver fra voksne binner samlet på Svalbard. Trendstudiene inneholder prøver fra samme individer over flere år. Det er tatt hensyn til i de statistiske analysene, og gjør at variasjon mellom individene er mindre. Prøver brukt for tidsseriene er hovedsakelig prøver fra kystisbjørn som blir på Svalbard gjennom hele året. Konsentrasjonene av PCB, β-HCH, HCB, p,p'-DDE og oksyklordan har avtatt siden begynnelsen av 1990-tallet (Lippold m.fl., 2019), men nivået av HCB har stabilisert seg siden 2010. I perioden frem til 2024 ble nivået av PCB-153, oksyklordan og p,p'-DDE redusert med 5,1-5,6 %. Nivået av PBDE-47 hadde en gjennomsnittlig årlig nedgang på 4.7 % i perioden 1997-2021. Nivået av PFOS

avtok med 5 % per år i perioden 2000-2022, mens sum av de langkjedete perfluorerte karboksylsyrene (PFCA) hadde en økende trend i første halvdelen av perioden og gikk deretter nedover. Nivåer av kvikksølv blir målt i hår av voksne isbjørnbinner og vi har data for perioden 1995-2023. I denne perioden var kvikksølvnivåene (totalkvikksølv) stabile. Isbjørnens diett har endret seg over tid; de spiser mindre av marine byttedyr høyt oppe i næringskjeden i dag enn før, noe som trolig delvis har påvirket kvikksølvnivåene (Lippold m.fl., 2020). Disse endringene påvirket imidlertid ikke de observerte tidstrendene for organiske miljøgifter i isbjørn (Lippold m.fl., 2019, 2020, Routti m.fl., 2017).

Fra studier av isbjørn i Barentshavet er det rapportert en sammenheng mellom konsentrasjoner av miljøgifter og helseindikatorer som signaliserer en potensiell forstyrrelse av fettmetabolismen. Disse helseindikatorene inkluderer konsentrasjoner av skjoldbruskhormoner, gener som er involvert i fettmetabolismen og kliniske parametere (for eksempel kolesterol, triglyserider) (Bourgeon m.fl., 2017, Tartu m.fl., 2017a). Endringer i funksjon av gener som er involvert i energimetabolisme, har også vært relatert til høye nivåer av miljøgifter hos isbjørnunger fra Barentshavet (Herst m.fl., 2020).

Eksperimentelle effektstudier har vist at miljøgiftbelastningen også har evne til å forstyrre fettlagrings- og fettforbrenningsprosesser hos isbjørn samt aktiviteten av viktige molekylær i hjernen, immunforsvaret og hormoner som er viktige for utviklingsprosesser og energimetabolisme (Desforges m.fl., 2017, Krey m.fl., 2014, Routti m.fl., 2016, 2019). Perioder med sult og tæring på kroppsfettet er naturlig for isbjørnen, men kan være kritisk fordi miljøgifter som er lagret i fettvevet, blir mer konsentrert (i fett) og frigjøres til blodet når fett forbrennes (Tartu m.fl., 2017b). Miljøgiftene blir da tilgjengelige og tas opp i organer som lever og hjerne.

Sammenligning av nivåer av miljøgifter hos isbjørn med terskelgrenser for effekter hos andre dyr indikerer at helsen hos isbjørn fra Barentshavet kan være påvirket av miljøgifter (Dietz m.fl., 2015). Nivåer av miljøgifter i isbjørn fra Barentshavet er imidlertid lavere enn konservative grenseverdier for skadelige helseeffekter av miljøgifter definert av AMAP (Dietz m.fl., 2019). De motstridende resultatene viser at det er svært utfordrende å definere en grenseverdi for effekter av miljøgifter hos isbjørn. Sammenligning av nivåer av kvikksølv hos isbjørn med terskelgrenser for effekter hos mink indikerer at helsen hos isbjørn fra Svalbard ikke er påvirket av kvikksølv (Dietz m.fl., 2022).

Lenke til indikatoren: Forurensning i isbjørn i Barentshavet

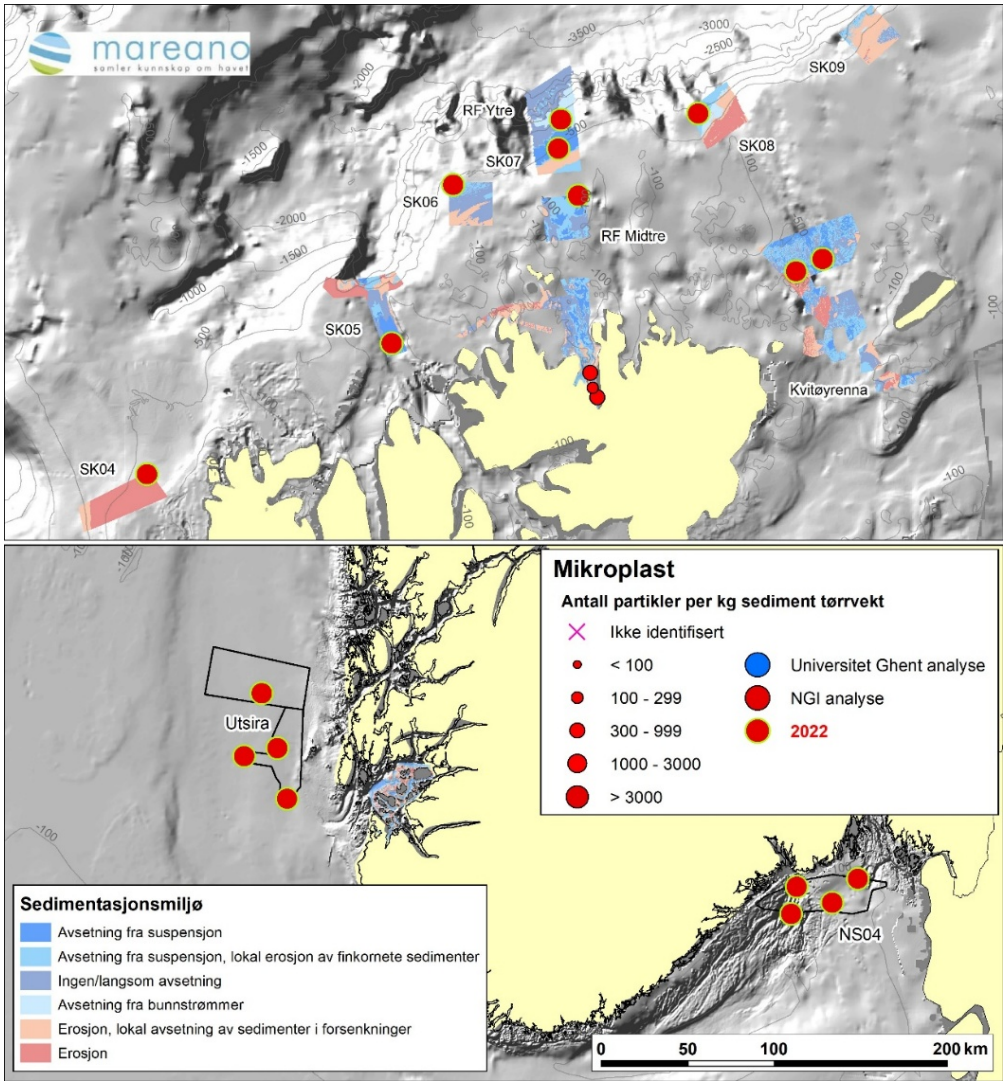
2.2.17 Annen kunnskap om nivåer og effekter av forurensning i Barentshavet

2.2.17.1 Mikroplast i sedimenter

Gjennom Mareano er mikroplast i sedimenter kartlagt på i alt 22 stasjoner i Barentshavet – nord for Svalbard, Kongsfjorden, Rijpfjorden, Bjørnøytransektet og Spitsbergenbanken i perioden 2018 – 2022 (Figur 9; Jensen og Bellec, 2019, 2020, 2022, Jensen m.fl., 2023, 2024). Resultatene varierer fra ingen registrerte mikroplastpartikler (MP) i en prøve fra Kongsfjorden opp til 14 779 MP pr. kg sediment nord for Svalbard. Forskjellene i antall MP pr. kg sediment må i noen grad tilskrives forskjellige opparbeidingsmetoder og størrelse på filter brukt til å skille ut mikroplast. På havbunnen et stykke vest av Svalbard (HAUSGARTEN-observatoriet) er det registrert opp til 6595 MP per kg sediment (Bergmann m.fl., 2017), som er lavere enn det som ble målt i prøver tatt nord for Svalbard. De to prøvesettene har sammenlignbare MP-fraksjoner med nedre grense på 10 µm.

En nyere undersøkelse av mikroplast i sedimenter fra Barentshavet øst og sør for Spitsbergen og i Isfjorden, fant lavere konsentrasjoner enn studiene nevnt over (Collard m.fl., 2025). I denne studien ble det tatt tre replikater på hver stasjon og resultatene ble korrigert mot feltblanker. Plastpartikler over 50 µm ble inkludert og det ble funnet mellom 11 og 64,4 MP pr kg tørrvekt sediment, høyest fra en stasjon som lå under sjøis øst for

Spitsbergen.



Figur 9. Mikroplast i overflatesedimenter på stasjoner nord for Svalbard prøvetatt i 2022 (øverst). Nedre grense for mikroplastpartiklene er 10 µm i prøvene for prøvene med gul ring rundt. De 3 prøvene tatt i Rijpfjorden nord på Svalbard i 2018 hadde minste størrelse på 43 µm . Det nedre kartet viser stasjoner i Nordsjøen og Skagerrak i 2022. Fra Jensen m.fl. (2023).

2.2.17.2 Flere undersøkelser av miljøgifter i sjøfugl

Nivåer av miljøgifter i ulike sjøfuglarter fra Barentshavet viser stor variasjon mellom artene (Bustnes m.fl., 2012, 2024). Ikke minst arter som er åtseletere og utnytter rester av marine pattedyr, som for eksempel polarmåker (*Larus hyperboreus*), svartbak (*L. marinus*) og ismåker (*Pagophila eburnea*), har høyere nivåer av miljøgifter sammenlignet med krykkje (*Rissa tridactyla*) og alkefugler som spiser mest fisk på lavere trofisk nivå. I en analyse om kvikksølv i sjøfuglarter i hele Arktis, skilte måker seg også ut som gruppen av sjøfugler med høyest forurensningsnivå (Albert m.fl., 2019). Polarmåker fra Bjørnøya viser særlig høye nivåer av miljøgifter (Erikstad m.fl., 2011). Nivåer av PCB og klorerte plantevernmidler er 2-4 ganger høyere, og PFAS >25 ganger høyere hos polarmåker fra Bjørnøya enn hos polarmåker fra Kongsfjorden.

Også polarlomvi fra Isfjorden (Svalbard) hadde gjennomsnittlige kvikksølvnivåer som var over terskelen som

antas som skadelig for helse og reproduksjon (Albert m.fl., 2021a). Det ser imidlertid ut til å være lavere konsentrasjoner av kvikksølv i sjøfugl i de europeiske og russiske delene av Arktis enn i kanadisk Arktis, Vest-Canada og Vest-Grønland (Chastel m.fl., 2022, Albert m.fl., 2021b).

Bustnes m.fl. (2024) viste at median HCB og p,p′-DDE konsentrasjoner i ærfugl på Svalbard økte rundt 75 % i løpet av 2007-2017, mens klordankonsentrasjoner doblet seg (ikke oxychlordane). PCB holdt seg imidlertid stabilt gjennom perioden. PFAS-nivåer har blitt redusert i polarmåker fra Bjørnøya i perioden 2010-2019. I samme periode har nivåene av HCB og PCB økt (Neumann m.fl., upublisert). Variasjon mellom år kan henge sammen med temperaturvariasjon (Bustnes m.fl., 2012, 2024).

De høye nivåene av miljøgifter hos polarmåker og svartbak på Bjørnøya svekker antakelig fuglenes helse, reproduksjon og overlevelse (Erikstad m.fl., 2013; Bustnes m.fl., 2015). Når det gjelder kvikksølv er nivåene fortsatt relativt høye og i en sirkumpolar studie ble 2,5 % av sjøfuglartene klassifisert som å ha høy risiko for skader som følge av kvikksølvnivåer (Chastel m.fl., 2022; Albert m.fl., 2021b)

Ved siden av havhest, som er behandlet i kapittel 2.2.14, er også mange andre sjøfuglarter utsatt for plastforurensing gjennom plastinntak, og dette gjelder også arter som forekommer i Barentshavet som krykkje, alkekonge (*Alle alle*), lomvi (*Uria aalge*), lunde (*Fratercula arctica*) og toppskarv (*Gulosus aristotelis*) (Baak m.fl., 2020; Dehnhard m.fl., 2019; O'Hanlon m.fl., 2017). Overordnet mangler dessverre kvantitativ kunnskap om hvor mange individer som er negativt påvirket og hva slags effekter plastinntaket har for sjøfuglenes bestandsutvikling (Dehnhard m.fl. 2019).

2.2.17.3 Flere undersøkelser av miljøgifter i sjøpattedyr

Nivåer av miljøgifter har vært studert i flere arter av marine sjøpattedyr fra Svalbard/Barentshavet og Nord Norge. Generelt viser fettløselige organiske miljøgifter (POPs) stor variasjon hos hvalross (*Odobenus rosmarus*), og sammenlignet med tidligere studier har nivåene gått nedover i løpet av de siste tiårene (Scotter m.fl., 2019). POPs-nivåer hos hvalross er høyere enn hos ringsel og steinkobbe (*Phoca vitulina*), men noe lavere enn hos isbjørn (Scotter m.fl., 2019). En studie som sammenlignet PFAS-nivåer i prøver av hvithval samlet i 2013-2014 og 1996-2001, viste at nivåene av perfluoroktan sulfonat (PFOS) var lavere i den siste perioden mens flere perfluoralkyl karboksylater (PFCAs) derimot var høyere i den siste perioden. Blant marine sjøpattedyr fra Barentshavet er PFAS-nivåene generelt høyest hos isbjørn, fulgt av sel, hvithval (*Delphinapterus leucas*) og hvalross (Villanger m.fl., 2020).

Nivåene av miljøgifter i finnhval (*Balaenoptera physalus*) og blåhval (*B. musculus*) fra Svalbard var generelt lavere enn hos artsfrender fra Middelhavet eller Gulf of California, men høyere enn hva som er rapportert fra Antarktis (Tartu m.fl., 2020). Nivåer av miljøgifter i hval er sammenlignbare med nivåer i ringsel og lavere enn hos isbjørn, men sammensetning varierer. Hval har nye miljøgifter som vi ikke finner hos isbjørn, fordi hval har dårligere evne enn isbjørn til å bryte ned miljøgifter. Plastmykneren DEHP er funnet i blå- og finnhvalspekk i like høye nivåer som andre kjente miljøgifter som PCB og organiske plantevernmidler (Routti m.fl., 2021). DEHP kan forstyrre funksjonen til hormonreseptorer, men da i høyere nivåer enn de som ble målt i hval- og isbjørnprøver fra norsk Arktis.

Tannhvaler (for eksempel spekkhoggere, delfiner, niser og spermhvaler) kan generelt forventes å ha høyere miljøgiftnivåer enn bardehvaler og sel, da de er høyere plassert i næringskjeden og dårligere til å nedbryte miljøgifter. Spekkhoggere langs kysten utenfor Nord-Norge er vist å ha PCB-nivåer som er mye høyere enn hos noen annen sjøpattedyrart i Barentshavområdet (Andvik m.fl. 2020; Wolkers m.fl. 2009). Nivåene hos spekkhoggere som spiser sel, er særlig høye og antas å medføre høy risiko for helseskadelige effekter (Andvik m.fl. 2020).

2.2.17.4 Effekter av plastforurensning på arktiske dyr - AMAP

AMAP (Arctic Monitoring and Assessment Programme) ekspertgruppen LMEG (Litter and Microplastic Expert group) har i den siste tiden jobbet med en systematisk analyse av kunnskap om effekter av plastforurensing på arktiske dyr (AMAP, 2025). Oversikten inneholder også en oppdatering av data på forekomst av plast i arktiske dyr som bygger på arbeidet publisert i det det forrige produktet fra gruppen, en omfattende overvåkingsveileder (AMAP Litter and Microplastics Monitoring Guidelines; AMAP, 2021), som også ble brukt som utgangspunkt for en overvåkingsplan (Monitoring Plan), og førte til en rekke publikasjoner (Grøsvik m.fl., 2023a,b; Kögel m.fl., 2023; Martin m.fl., 2023; Pollet m.fl., 2023; Primpke m.fl., 2023; Provencher m.fl., 2022, 2023; Hamilton m.fl., 2022, Lusher m.fl., 2022). Det nye arbeidet har identifisert og sammenfattet data og kunnskapshull som gjelder effekter, og gitt anbefalinger for å lukke disse kunnskapshullene. Plastforurensning er utbredt i Arktis og påvirker dyrelivet gjennom at dyr vikler seg inn i plast, inkludert fiskeriutstyr som garn og liner, samt inntak av plast og mikroplast med fysiske og fysiologiske konsekvenser. Kjemiske tilsetningsstoffer kan lekke ut og potensielt skade marine organismer, enten ved at de får i seg stoffene fra miljøet eller direkte fra plastpartikler som de har spist.

Det har blitt rapportert om minst 12 marine pattedyrarter, 3 landlevende pattedyrarter og 24 sjøfuglarter som har blitt viklet inn i plastavfall i Arktis. Det finnes også observasjoner av koraller, krepsdyr og fisk som har blitt viklet inn i plastsøppel på havbunnen. Innvikling kan føre til kuttskader, infeksjoner, tap av lemmer, redusert bevegelighet og økt energibehov. Dyr som er viklet inn har redusert evne til å finne mat og er mer utsatt for rovdyr og drukning. Bunnlevende arter som krabber og bunnfisk risikerer å sulte. Sjøfugler kan bygge reir med plast, noe som kan føre at både voksne og unger vikler seg inn. Data om dyr som er viklet inn i plast er hovedsakelig basert på tilfeldige observasjoner. Det finnes ingen felles eller standardiserte databaser, og manglende harmonisering og systematisk overvåking hindrer kvantitative analyser.

Selv om de fleste arktiske dyrearter ennå ikke er undersøkt for plastinntak, er plastpartikler funnet i mange av de studerte artene. Plast som er blitt inntatt i stedet for eller sammen med mat eller vann, kan blokkere fordøyelsessystemet og føre til fysiologiske effekter som påvirker overlevelse, vekst, reproduksjon, metabolisme, tarmflora, atferd og oksidativt stress. Plast er funnet i marine pattedyr, fugler, fisk og virvelløse dyr. På land er isbjørn, fjellrev og ulv observert med plast i magen, mens det mangler data på mikroplast for landlevende arter. Mikroplast kan overføres i næringskjeden når byttedyr spises av rovdyr, og er funnet i andre vev enn fordøyelsessystemet i laboratoriestudier av fisk og krabber, samt hos villfanget arktisk fisk. Det mangler kunnskap om plastforekomst i ulike arter, om bioakkumulering av mikroplast, og om hvilke arter som egner seg som indikatorer på økosystemforurensning. Mikroplast er funnet i hvalspekk, noe som kan utgjøre en risiko for urfolk som spiser dette. I områder utenfor Arktis er mikroplast påvist i menneskelig blod, morsmelk, lungevev og avføring, men i Arktis er det ikke undersøkt. Fysiske skader av mikroplast er sjeldne, men laboratoriestudier viser fysiologiske effekter hos fisk og virvelløse dyr med arktisk habitat. Effektstudier er begrenset og geografisk spredt, og det mangler data for samvirkende effekter av flere stressfaktorer med plastforurensing samt en felles database for mikroplastens effekter. Det er også kunnskapsmangler om effektene av realistiske konsentrasjoner og sammensetninger av mikroplast (plasttyper, partikkelstørrelser og -former) som er målt i miljøet, med andre ord er det behov for realistiske eksponeringsstudier og bedre metadata.

Plasttilsetningsstoffer er kjemikalier som tilsettes plast for å gi egenskaper som fleksibilitet og holdbarhet. Eksempler er ftalater, bisfenol A, UV-filtre og antioksidanter. Disse stoffene kan lekke ut i miljøet og tas opp av dyr direkte eller via næringskjeden. Bare 6 % av over 16 000 identifiserte plastkjemikalier er internasjonalt regulert (Wagner m.fl., 2025). Over 4 200 av disse er bekymringsverdige på grunn av deres persistens, evne til bioakkumulering, mobilitet og/eller toksisitet. Plasttilsetningsstoffer er funnet i pattedyr, fugler, fisk og virvelløse dyr i Arktis. Kilden til eksponering er ofte uklar. Høyere konsentrasjoner av visse tilsetningsstoffer i noen arter og

ikke i andre antyder forskjeller i eksponering, opptak og evnen til å metabolisere kjemikaliene. En studie på hvalross og ringsel viste at konsentrasjonen av UV-absorbenter og industrielle antioksidanter varierte mellom vevstyper som spekk, muskel og lever. Mulige effekter av plastrelaterte kjemikalier inkluderer hormonforstyrrelser, reproduksjonsproblemer og oksidativt stress. Effektene er lite dokumentert i Arktis, og antas å variere mellom arter og vevstyper. Det er behov for bedre forståelse av kildene til disse stoffene, inkludert å skille mellom kjemikalier fra lokale kilder og langtransporterte kjemikalier. Kjemiske egenskaper og mengder av tilsetningsstoffer i ulike plasttyper er lite kjent, og lekkasjemekanismer krever mer forskning. Det mangler også data om arts-spesifikk bioakkumulering og kjemisk og metabolsk omdanning av plasttilsetningsstoffer.

Ekspertgruppen anbefaler å støtte utviklingen av en internasjonal, juridisk bindende avtale om plastforurensning som inkluderer regulering av kjemiske tilsetningsstoffer. Det ble gitt en rekke vitenskapelige anbefalinger om økt forskning og overvåking for å øke kunnskapsgrunnlaget om både metodikk, tilførsler, nivåer og effekter av plastforurensning, inkludert samvirkende effekter av flere stressfaktorer.

2.3 Tilførsler fra aktiviteter i Barentshavet

Der er i dag ingen indikatorer som beskriver menneskelig aktivitet i Barentshavet som påvirker forurensningssituasjonen i området.

2.3.1 Utslipp fra petroleumsvirksomhet

I Barentshavet er tre olje- og gassfelt i produksjon på nåværende tidspunkt, Goliat, Snøhvit og Johan Castberg, hvor sistnevnte startet produksjon og drift i 2025. I tillegg har det foregått leteaktivitet i en rekke tiår i Barentshavet.

Fram til 2025 har det ikke vært utslipp av produsert vann i Barentshavet, og tilførsel av olje fra petroleumsvirksomhet til havs kommer derfor i hovedsak fra drenasjevann, og noe fra utilsiktede utslipp.

Utslipp av tilsatte kjemikalier i gul, rød og svart fargekategori (ihht. Aktivitetsforskriften, FOR-2010-04-29-613) i Barentshavet har variert fra noen titalls tonn til rundt 700 tonn årlig i perioden fra 2010 til 2024. Dette utgjør mellom en til to prosent av totale utslipp på norsk sokkel. Hovedandelen er stoff i gul kategori, stoffer som er minst miljøfarlige, mens de mer miljøfarlige kjemikaliene i rød og svart kategori utgjorde rundt fire prosent av utslippene i 2024. Utslipp av stoffer på prioritetslista kommer fra forurensning i produkter som hovedsakelig brukes som vektmateriale i borevæsker (arsen, bly, kadmium og kvikksølv). Utslippene vil derfor variere med boreaktiviteten i området. Årlig utslipp av metaller på prioritetslisten har variert mellom et ti-talls kg og 680 kg.

Lenke til indikatoren: Tilførsler fra petroleumsvirksomhet i Barentshavet

2.3.1 Annen kunnskap om tilførsel fra aktiviteter i Barentshavet

Hoveddelen av tilførslene av miljøgifter og andre forurensende stoffer til Barentshavet skyldes påvirkning fra områder utenfor forvaltningsplanområdet, i hovedsak langtransportert forurensning via luft (Green m.fl., 2010, 2013). Det foregår imidlertid også aktiviteter i området som bidrar med både forurensning, forsøpling og støyforurensning. Det arbeides med å utvikle en metode for å beregne samlet påvirkning av ulike aktiviteter på det marine miljøet. Rapporten som har modellert «Samlet påvirkning i foreslåtte verdifulle og sårbare områder i norske havområder» på oppdrag fra Faglig Forum (Hansen m.fl., 2022), oppsummerte fiskeri, transport, olje og gass som de sektorene med størst potensiale for påvirkning i foreslåtte sårbare og verdifulle områder i forvaltningsplanområdet Barentshavet og områdene utenfor Lofoten.

3 - Norskehavet

3.1 Tilførsler av forurensende stoffer til Norskehavet

Tilførsler av miljøgifter og annen forurensning til Norskehavet skjer via luft- og havstrømmer, utstrømmende vann fra elvemunninger og avrenning fra land. Luft- og havstrømmer står for hovedmengden av tilførslene (Green m.fl., 2012, 2013).

3.1.1 Lufttilførsler av miljøgifter til Norskehavet

Måleprogrammet for tungmetaller og organiske miljøgifter i luft på Andøya startet opp i 2010 og varte frem til 2022.

Siden oppstarten ved Andøya-observatoriet i 2010 frem til nedleggelse av stasjonen i 2022, har konsentrasjonene av bly, kadmium og kvikksølv i lufta på Andøya vært minkende, henholdsvis 50 % for bly, 51 % for kadmium og 17 % for kvikksølv. For bly og kadmium har konsentrasjonene vært omtrent på samme nivå som på Svalbard, men lavere enn nivåene som måles på Birkenes i Sør-Norge. Nivåene av kvikksølv på Andøya har derimot vært sammenlignbare med nivåene på Birkenes, og fra 2014 har konsentrasjonene av kvikksølv vært nokså like på alle de tre stedene. Kvikksølv i gassform transporteres over større avstander enn partikkelbundne tungmetaller, som bly og kadmium. Det betyr at kvikksølvnivåene kan være like høye over lange avstander, mens bly og kadmium normalt finnes i høyere konsentrasjoner nærmere utslippskildene. Enkelte organiske miljøgifter ble målt i lavere nivåer på Andøya enn på Svalbard. Det gjelder for eksempel det tidligere plantevernmiddelet HCB men også PCB og bromerte flammehemmere (PBDE) i den perioden de ble målt (2009-2016). For perfluorerte stoffer (PFAS-er) er nivåene like høye på Andøya som på Svalbard. Tilsvarende ble også observert for plantevernmidlene HCH og DDT i perioden de ble målt (2009-2016).

Vi vet ikke hvorfor HCB-, PCB- og PBDE-nivåene på Andøya er lavere enn på Svalbard, men det er kjent at relativt flyktige miljøgifter, som HCB, transporteres lett til Arktis. Videre kan det derfor tenkes at kildeområdene for de to stasjonene er ulike. HCB-nivåene var også høyere ved Birkenes målestasjon enn på Andøya. Dette kan skyldes at Birkenes ligger nærmere eventuelle utslippskilder i Europa. For HCB har det vært liten endring av nivåene i luft på Andøya i perioden 2009 til 2021. Heller ikke for PCB, HCH, DDT eller PBDE ser man noen tydelig trend i perioden 2009-2016. For PFOA, derimot, var det en nedadgående trend (80 % reduksjon), i samsvar med utviklingen en har sett på Zeppelin og Birkenes. I perioden 2013-2021 var imidlertid nedgangen mindre (56 %). Siden de fleste organiske miljøgifter i luft ikke har blitt målt ved Andøya siden 2016, er det ikke kjent hvordan utviklingen har vært de siste ti årene for disse.

Lenke til indikatoren: Lufttilførsler av miljøgifter til Norskehavet

3.1.2 Tilførsel av forurensninger fra elver og kystnære landområder til Norskehavet

Indikatoren "Tilførsel av forurensninger fra elver og kystnære landområder til Norskehavet" viser tilførsler fra land til kystsonen fra elver, akvakultur, jordbruk, befolkning, og industri. Dataene er basert på målte verdier fra stasjoner under Elvetilførselsprogrammet og nåværende Elveovervåkingsprogrammet, innrapporterte direkteutslipp fra industri, avløpsrenseanlegg, beregnet utslipp fra fiskeoppdrett og modellering. Overvåkingen har pågått siden 1990. Etter 2017 har overvåkingen omfattet månedlig prøvetaking i 20 elver. Elvene Orkla og Vefsna har inngått i beregning av elvetilførsler til Norskehavet. Hyppigere flommer øker tilførslene fra land via elvene. Dette vil ha betydning for miljøtilstanden i kystområdene, i tillegg til næringsaktiviteten lang kysten (Kaste m.fl., 2024).

Tilførsler via elvene og direkte utslipp av fosfor og nitrogen har økt mye. Tilførsler av fosfor har økt med om lag

2000 tonn for hvert tiår i perioden 2000 til 2020. Tilførsler av nitrogen har vist en lignende tendens med en tilnærmet tredobling siden begynnelsen av 1990-tallet. Økningen i tilførsel av fosfor, nitrogen og kobber skyldes i hovedsak økte utslipp fra akvakulturnæringen.

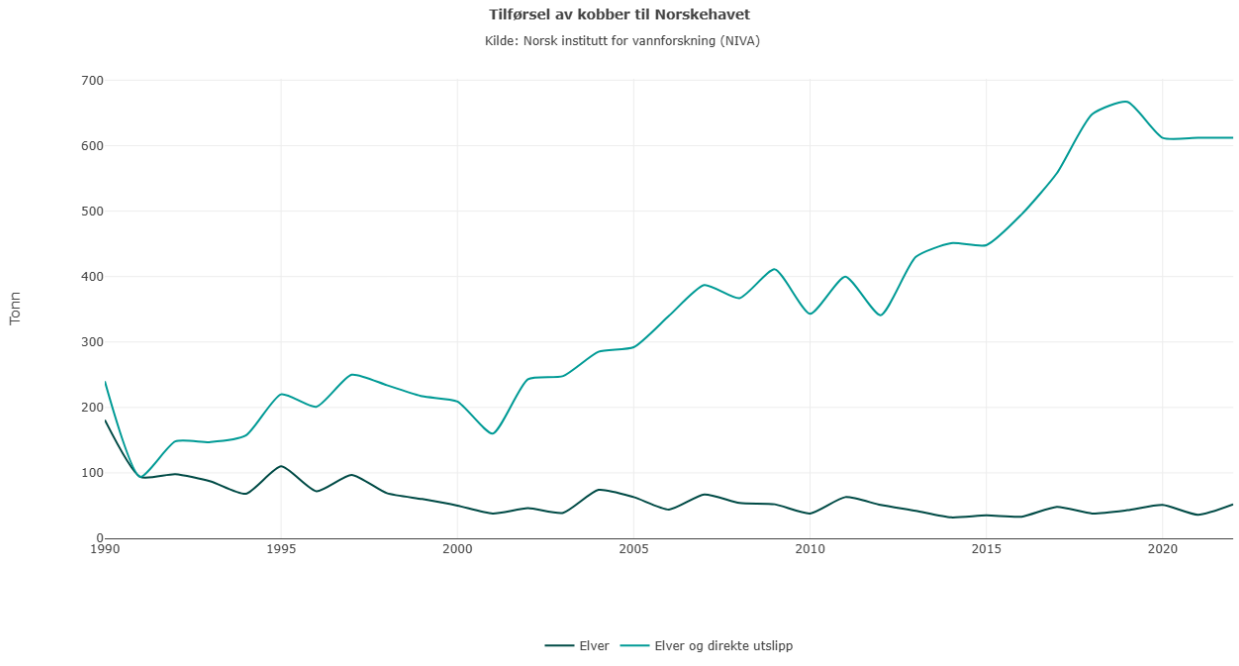
Tilførslene av tungmetallet kobber viste tegn til stabilisering i perioden 2008-2013, men ble etterfulgt av en markant økning fram til 2019 (Figur 10). Etter dette har det vært en svak reduksjon/utflating på grunn av redusert bruk av kobber i akvakulturnæringen.

Konsentrasjonene av bly, kadmium, arsen og kvikksølv i elvene som munner ut i Norskehavet var i 2023 stort sett lavere enn i elver som munner ut i Nordsjøen og Skagerrak, og på nivå med eller litt høyere enn i elvene som munner ut i Barentshavet (Kaste m.fl., 2024). Konsentrasjonene av kadmium i Orkla er særlig høyt, og antas å skyldes tidligere gruvedrift.

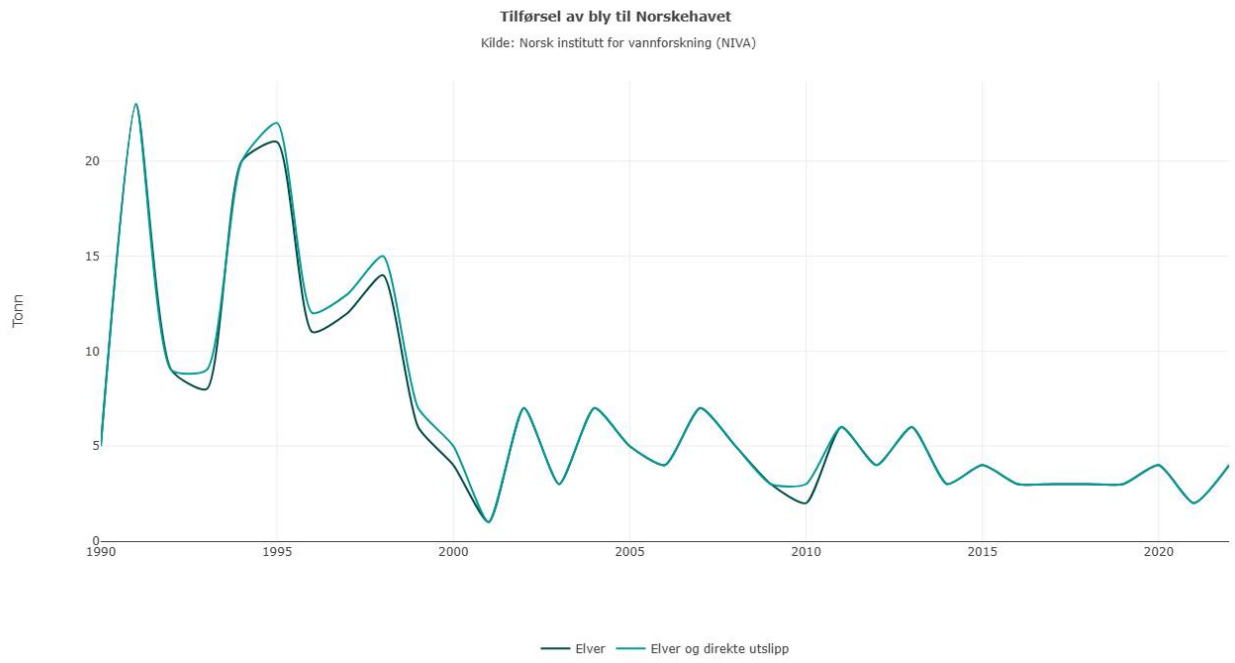
Beregninger av årlige tilførsler til kystsonen viser at bly generelt har hatt en nedadgående trend siden siste halvdel av 1990-tallet og en utflating siden 2015 (Figur 11). Kadmium hadde en nedadgående trend i perioden 2004-2023 i Vefsna, men ingen signifikant endring i Orkla.

Det er uklart hvor mye av disse utslippene som transporteres fra kystsonen og inn i selve forvaltningsplanområdet.

Lenke til indikatoren: Tilførsel av forurensninger fra elver og kystnære landområder til Norskehavet



Figur 10. Årlig tilførsel av kobber fra elver og direkteutslipp til den delen av kysten som grenser til Norskehavet. Kilde: NIVA/ Miljøstatus.



Figur 11. Årlig tilførsel av bly fra elver og direkteutslipp til den delen av kysten som grenser til Norskehavet. Kilde: NIVA/ Miljøstatus.

3.1.3 Annen kunnskap om tilførsler av forurensning til Norskehavet

I prosjektet Tilførselsprogrammet, som pågikk i perioden 2009 til og med 2012, var formålet å beregne tilførsler av miljøgifter til norske havområder fra ulike kilder ved hjelp av modeller og målinger i biota, sedimenter og vann. Rapporten som gjaldt Norskehavet kom i 2012 (Green m.fl., 2012). Her ble det konkludert med at det er relativ liten tilførsel av miljøfarlige stoffer til forvaltningsområdet Norskehavet, som skyldes de store havvolumene i Norskehavet. Tilførslene via luften dominerer for de fleste miljøgifter. Tilførsel via utlekking fra havbunnen er dominerende for bly og krom i Norskehavet (64-67°N) utenfor kyststrømmen. For olje (THC) var tilførsel fra skip hovedbidraget. For de radioaktive stoffene strontium-90 og plutonium-239+240 var hovedkildene utstrømmende vann fra Kattegat og atmosfærisk nedfall.

3.2 Nivåer av forurensende stoffer i Norskehavet

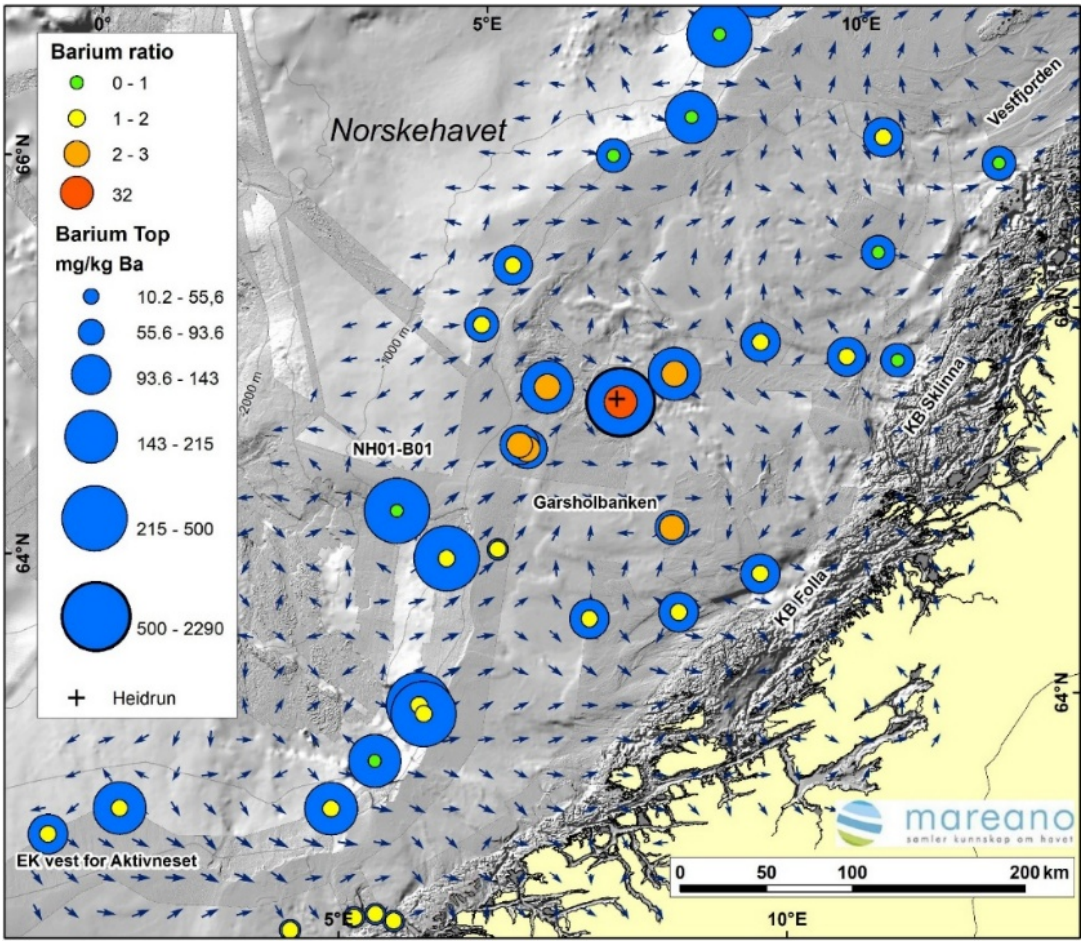
3.2.1 Forurensning i sedimenter i Norskehavet

Målinger av hydrokarboner (THC, PAH) i sedimenter utført gjennom Mareano-programmet i 2006–2021, viste lave nivåer på sokkelen og kontinentalskråningen i Norskehavet (Miljødirektoratets Klasse I, «bakgrunn», eller Klasse II, «god tilstand», for PAH16). Nivåene er mye lavere enn det som er funnet i Svalbard-området, se kap. 2.2.2.

Persistente organiske miljøgifter (POPs) som bromerte flammehemmere (PBDE), PCB og klorerte pesticider, alkylfenoler og nye organiske miljøgifter (PFAS, dekloraner, siloksaner, fosfororganiske flammehemmere og klorparafiner) undersøkes i sedimenter i Norskehavet under Mareano-programmet. Nivåene som er målt er som regel meget lave, like over eller under målegrensene, og ligger dermed nesten alle i Klasse II. For enkelte forbindelser, som γ-HCH og PFOS, finnes det noen lokaliteter hvor nivåene kommer rett over grensen til klasse III, «moderat forurenset». Det er funnet en del forurensning med PBDE i fjordene rundt Ålesund, som er kjent fra før (SFT, 2008), men denne har ikke spredt seg målbart til åpent hav. PBDE-forurensningen ved Ålesund ble

undersøkt på nytt av «Marine Grunnkart i Kystsonen»-prosjektet i 2020, og det ble funnet litt lavere nivåer enn før i samme området, men nivået var fortsatt høyere enn i åpent hav (Knies m.fl., 2021; SFT, 2008).

Analyser av metaller (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) i Mareano-programmet viser at det generelt er lave nivåer på sokkelen og skråningen i Norskehavet, svarende til Klasse I («bakgrunn») og II («god tilstand»). Nivåene er lavere enn i Barentshavet, og sannsynligvis skyldes forskjellene forskjeller i naturlig bakgrunnsnivå knyttet til geologi. Det er registrert forhøyede konsentrasjoner av barium i overflatesedimenter i deler av Norskehavet, og med høyest konsentrasjon nær Heidrunfeltet. Anrikning av barium i overflaten estimeres gjennom forholdstallet mellom barium-konsentrasjonen i overflatesediment mot bariumkonsentrasjon dypere i analyserte sedimentkjerner, som er aldersdaterte med Pb-210 analyser. Forholdstallet er 32 i prøve nær Heidrunfeltet og avtar med avstanden fra Heidrunfeltet. Anrikning av bariumi sediment i norske havområder er publisert i Haanes m. fl. (2023).

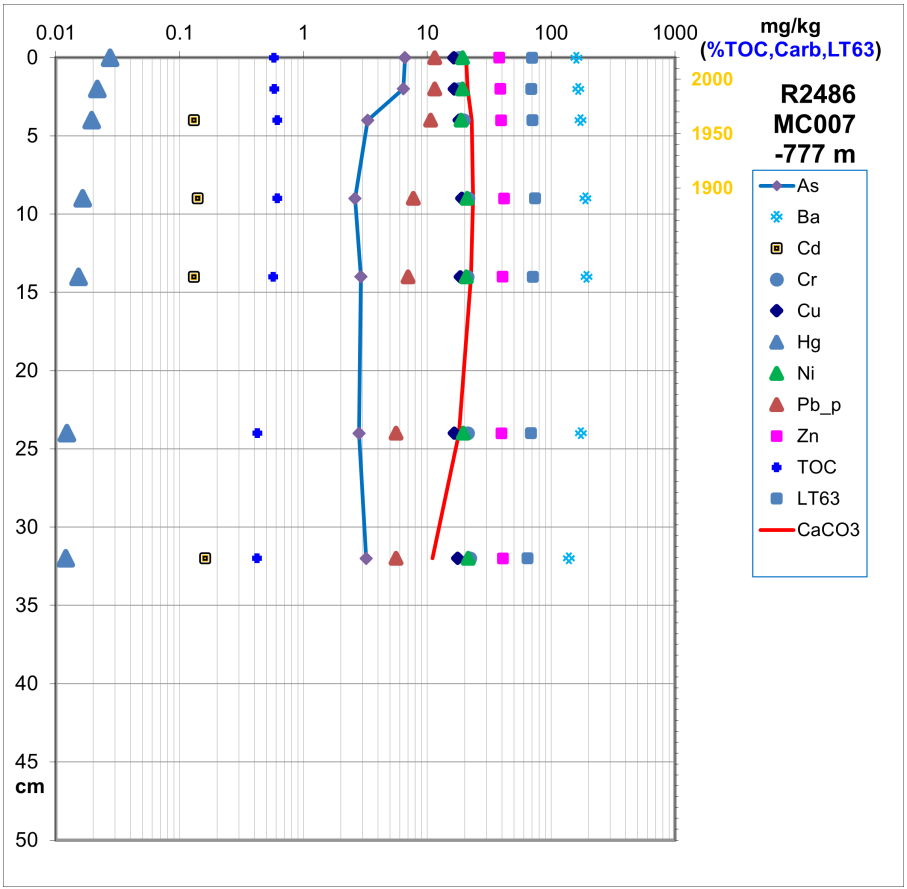


Figur 12. Kart med deler av Norskehavet som viser Ba-konsentrasjon i overflateprøver og bariumratio (Batopp:Babunn) i sedimentkjerner, med markant anrikning i overflatesedimenter nær Heidrun-feltet angitt med "+" omtrent midt i kartet. Kilde: Jensen og Bellec (2022).

Studier av hydrokarboninnhold i sedimentkjerner har påvist økte nivåer av forbrenningsrelaterte PAH i øverste sedimentlag avsatt de siste ca. 150 årene mange steder. Dette kommer enda mer tydelig fram i Norskehavet enn i Barentshavet, se seksjon 2.2.2. Det er imidlertid observert nedgang i nivåene i de nyeste sedimentlagene flere steder, sannsynligvis knyttet til redusert bruk av kull de siste tiårene. POPs måles ikke i sedimentkjerner og

man kan dermed ikke si noe om tidstrender. Måling av metaller i sedimentkjerner viser at nivåene av bly og kvikksølv øker opp mot nyere tid. Denne økningen har skjedd de siste 100 – 150 år. For bly sin del ses et stabilt høyere nivå i de øverste lagene, avsatt de siste 30 – 40 år. Kvikksølv øker noe også i de øverste lagene. Konsentrasjonene av bly og kvikksølv i de øverste sedimentene svarer fremdeles til "bakgrunn" i henhold til Miljødirektoratets klassifiseringssystem for sedimenter. Nivået av arsen er høyere øverst i sedimentene sammenliknet med dypere lag med lavere bakgrunnsnivåer. De øvrige metallene er på stabilt lave bakgrunnsnivåer i alle lagene fra bunn til topp.

Lenke til indikatoren: Forurensning i sedimenter i Norskehavet



Figur 13. Aldersdatert sedimentkjerne fra Norskehavet med konsentrasjoner av metaller (enhet: mg/kg sediment tørrvekt). skala med konsentrasjoner er logaritmisk. Hg og Pb øker fra naturlig bakgrunnsnivåer dypere i sedimentkjernen til høyere verdier øverst i kjernen. Konsentrasjonene er fremdeles lave, også med økningen i nyere tid. Dataene er rapportert i Jensen og Bellec (2022).

3.2.2 Radioaktiv forurensning i sjøvann i Norskehavet

Radioaktiv forurensning i sjøvann overvåkes langs norskekysten og i havområdene, og nivåene av både menneskeskapte og naturlig forekommende radioaktive stoffer er lave. Det er høyere nivåer av cesium-137 langs kysten enn i åpent hav, på grunn av avrenning fra land. Østersjøen inneholder fortsatt forurensning fra Tsjernobyl-ulykken, og nivåene i Kattegat og Skagerrak er høyere enn nivåene nordover i de andre norske havområdene. Stabile eller minkende tilførsler og radioaktiv nedbryting fører til at nivåene er stabile eller synkende.

Lenke til indikatoren: Radioaktiv forurensning i sjøvann i Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen-Skagerrak

3.2.3 Radioaktivitet i tang langs kysten av Norskehavet

Blæretang er en god indikator for utviklingen av technetium-99-nivåene i miljøet, siden technetium-99 oppkonsentreres i blæretang. Nivåene i sjøvann er for tiden så lave at de som regel er under deteksjonsgrensen, mens nivåene i blæretang er lave, men målbare.

Det måles også cesium-137 i blæretang. En generell trend er at nivåene i sør er høyere enn i nord på grunn av utstrømming av Tsjernobyl-relatert cesium-137 fra Østersjøen.

Det var en økning i nivåene av technetium-99 på 1990-tallet grunnet økte utslipp fra Sellafieldanlegget i Storbritannia. De siste par tiårene har det vært en betydelig nedgang i utslippet, og dermed også en nedgang i nivåene av tecnetium-99 i blæretang. Nivåene av cesium-137 i blæretang er også synkende.

Lenke til indikatoren: Radioaktivitet i tang langs norskekysten

3.2.4 Miljøgifter i blåskjell langs norskekysten mot Norskehavet

Blåskjellstasjonene i Ålesund og Bodø havn er ikke direkte relevante for forholdene i forvaltningsplanområdet Norskehavet. De to andre stasjonene, Ørland i ytre Trondheimsfjorden og Mjelle ved Bodø, ligger imidlertid nærmere åpent hav og kan gi en indikasjon på hvor mye som tilføres havområdet fra kysten.

I Norskehavet overvåkes nivåer av miljøgifter i blåskjell langs deler av kysten fra Møre og Romsdal til Nordland. I MILKYS-programmet som NIVA utfører for Miljødirektoratet, startet noen av målingene årlig på faste stasjoner fra 1992 og siste rapporterte undersøkelse var i 2024 (Schøyen m.fl., 2024, 2025). Data frem til og med 2023 er tatt med her. Fire blåskjellstasjoner ble undersøkt; Ålesund havn, Ørlandet i ytre Trondheimsfjorden, Bodø havn og Mjelle ved Bodø. Miljøgiftene som ble undersøkt var blant annet kvikksølv, kadmium, bly, kobber, sink, HCB, DDT (p,p'-DDE), PCB (PCB-118 og PCB-153), PBDE (PBDE-47) og PFAS (PFOS, PFOA, PFNA og PFHxS).

Blåskjell langs kysten mot Norskehavet hadde miljøgiftkonsentrasjoner på nivå med Nordsjøen, Barentshavet, eller et sted imellom. De høyeste overskridelsene av PROREF var for PCB-118 og PCB-153, målt i blåskjell fra Ålesund havn.

Det var stort sett stabile nivåer, det vil si at det ikke kunne påvises noen tidstrend, med enkelte unntak (Tabell 9). Det var nedadgående tidstrender for kvikksølv og kadmium ved Ålesund, for PCB-118 ved Trondheim og for PBDE-47 ved Bodø og Trondheim.

Nivået av kvikksølv var over miljøkvalitetsstandarden på én stasjon (Bodø), og PBDE-47 var over miljøkvalitetsstandarden på alle stasjonene. PBDE-47 representerer sum PBDE6 som miljøkvalitetsstandarden gjelder for.

Nivåene av metaller (kvikksølv, kadmium, bly), PFAS-forbindelser (PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS og summen av disse 4 PFAS) og PCB6 var under grenseverdiene som gjelder ved omsetning av sjømat.

Det måles også klorparafiner (SCCP og MCCP) i blåskjell, og konsentrasjonene var under EQS ved alle de fire stasjonene i 2023.

Lenke til indikatoren: Forurensning i blåskjell langs norskekysten

*Tabell 9. Oppsummering av konsentrasjoner av ulike miljøgifter i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra faste stasjoner langs norskekysten som grenser til Norskehavet. Resultater fra siste års overvåking er sammenlignet med grenseverdi for mattrygghet (grønn/rød), miljøkvalitetsstandarder (EQS, blå/rød) og PROREF (under/over). Grå farge på cellen indikerer at grenseverdier ikke finnes eller PROREF ikke er beregnet. Korttidstrender for perioden 2014-2023 er vist med symboler som beskrevet. Tallene i cellene markerer antall stasjoner i hver kategori.*

Stoff	Grenseverdi mattrygghet under over antall stasjoner	EQS under over antall stasjoner		PROREF antall stasjoner		Utvikling 2014-2023 synkende ↘ stigende ↗ uendret ○ ukjent ☐ antall stasjoner			
		under	over	under	over	↘	↗	○	☐
Kvikksølv (Hg)	4	3	1	2	2	1		3	
Kadmium (Cd)	4			4		1		3	
Bly (Pb)	4			1	3			4	
Kobber (Cu)				3	1			4	
Sink (Zn)				2	2			4	
HCB									
DDT (p,p'-DDE)									
PBDE (PBDE-47)		4		4		2		2	
PBDE6		4[2]		ikke beregnet					4[1]
PCB (PCB-118)				1	3	1		3	
PCB (PCB-153)				1	3			4	
PCB6/PCB7	4	2[2]	2[2]	ikke beregnet					4[1]
PFOS	1	1							1
PFOA	1	1							1

PBDE-47 representerer sum PBDE6 som EQS gjelder for. [1]Upper bound (UB), [2]Lower bound (LB).

3.2.5 Imposex hos purpursnegl langs norskekysten mot Norskehavet

Én purpursneglestasjon (Svolvær i Lofoten) ble undersøkt langs kysten mot Norskehavet, og den er omtalt under havområde Barentshavet (Kap. 2.2.6).

Lenke til indikatoren: Imposex hos purpursnegl langs norskekysten

3.2.6 Forurensning i reker i Norskehavet

I Norskehavet overvåkes nivået av miljøgifter i reker langs kysten. Nivået av kadmium i kystreker fra Norskehavet målt i perioden 2022-2024 er betydelig lavere enn i reker fra åpent hav i både Nordsjøen og Barentshavet. Kvikksølvnivået er betydelig lavere enn i Nordsjøen, og på nivå med eller litt lavere enn i Barentshavet. Arsennivået målt i reker fra kysten av Norskehavet er på nivå med Nordsjøen, men lavere enn i Barentshavet.

I 2019 og 2020 var kobbernivået høyere i kystreker fra Norskehavet enn i reker fra åpent hav i Barentshavet og Nordsjøen, men i 2022-2024 var gjennomsnittsnivået lavere i kystreker fra Norskehavet enn i reker fra

Nordsjøen, men litt høyere enn i Barentshavet. Gjennomsnittsnivået av sink i kystreker fra Norskehavet var noe høyere enn i reker fra både Nordsjøen og Barentshavet.

Siden reker inneholder relativt lite fett (rundt 2-5 g/100 g), er nivået av fettløselige organiske miljøgifter forholdsvis lavt. Nivået er høyere i hele reker enn i pillede reker. I perioden 2021-2023 var nivået av PCB (sum PCB7 og sum dl-PCB) og PBDE høyere i hele reker fra kysten av Norskehavet enn i reker fra Barentshavet og Nordsjøen. Innholdet av dioksiner i hele kystreker fra Norskehavet var imidlertid på nivå med reker fra Nordsjøen og betydelig høyere enn i reker fra Barentshavet.

Nivåene av de fleste klorerte plantevernmidler i reker er så lave at de ikke er målbare (<LOQ). Plantevernmidlene HCB, trans-nonaklor og dieldrin var imidlertid stort sett målbare i hele reker, og nivåene av disse stoffene i kystreker fra Norskehavet var høyere enn i reker fra Nordsjøen og lavere enn i reker fra Barentshavet. DDT (p,p'-DDE) viste et målbart nivå som var høyere enn i Barentshavet.

Av per- og polyfluorerte stoffer (PFAS) målt i perioden 2021-2024 var nivået av PFOS målbart i flest prøver, med opp til 2,4 µg/kg våtvekt i hele reker fra 2022. Andre PFAS-er med målbart nivå i flere prøver i 2021-2024 var PFUdA, PFTrDA, og PFHxS. Gjennomsnittsnivået av PFOS var noe høyere i kystreker fra Norskehavet enn i reker fra Barentshavet og Nordsjøen, men med stor variasjon.

I 2023 ble reker fra alle tre havområdene analysert for PFAS med en mer sensitiv analysemetode, og disse viste at summen av alle målte PFAS var høyest i reker prøvetatt langs kysten i Norskehavet (se figur i kap. 2.2.7). For summen av 4 PFAS som gjelder ved vurdering av mattrygghet, var det imidlertid ikke forskjell mellom de tre havområdene. Nivåene av PFAS er relativt høye i reker sammenlignet med fisk av mange arter som ble analysert for Mattilsynet i 2023 (Frantzen m.fl., 2024c).

Det er generelt lave nivåer av cesium-137 i reker fra Norskehavet og Vestfjorden.

I perioden 2015-2025 har det vært en svak nedgang for arsen, kvikksølv, dioksiner og PCB, mens andre metaller, PBDE, HCB og DDT har vært uendret de siste ti årene (Tabell 10).

Kokte, pillede reker (muskel) har konsentrasjoner langt under grenseverdiene for mattrygghet for de stoffene der grenseverdier finnes (kvikksølv, bly, arsen, sum dioksiner, sum dioksiner og dioksinlignende PCB og PCB6). PFAS-nivået er også under de nye grenseverdiene som er satt for PFOS, PFOA, PFNA og PFHxS og summen av disse og som gjelder for muskel av krepsdyr.

Gjennomsnittlig kvikksølvnivå i hele kystreker fra Norskehavet var de fleste år litt over miljøkvalitetsstandarden på 0,02 mg/kg våtvekt, med gjennomsnitt 0,026 og 0,022 mg/kg våtvekt i 2021 og 2022. I 2024 var nivået imidlertid litt under denne grensen. Nivåene av PCB7 og PBDE6 i hele reker var gjennomgående over miljøkvalitetsstandardene satt for biota, mens dioksiner og dioksinlignende PCB, DDT, HCB, PFOS, PFOA og PAH (benzo(a)pyren) er under de respektive miljøkvalitetsstandardene. Siden det er kokte reker som analyseres, er ikke nivåene som vi måler i reker helt representative for det som overføres i næringskjeden, avhengig av hvordan nivåene av de ulike stoffene påvirkes av koking. De fleste stoffene som overvåkes er imidlertid persistente og derfor sterkt bundet, og det totale innholdet i rekene vil derfor stort sett være det samme før og etter koking.

Lenke til indikatoren: Forurensning i reker i Norskehavet

*Tabell 10. Oppsummering av konsentrasjoner av ulike miljøgifter i reker (*Pandalus borealis*) i Norskehavet. Resultater fra siste års overvåking (totalt gjennomsnitt hele havområdet) er sammenlignet med grenseverdi for mattrygghet (grønn/rød) og miljøkvalitetsstandarder (EQS, blå/rød). Grå farge på cellen indikerer at grenseverdier ikke finnes. Korttidstrender for perioden 2015-2025 er vist med symboler som beskrevet.*

Stoff	Grenseverdi mattrygghet under over	EQS under over	Utvikling 2015-2025 synkende ↘ stigende ↗ uendret ○ ukjent ☐
Arsen			↘
Kvikksølv			↘
Kadmium			○
Bly			○
Kobber			○
Dioksiner og dl-PCB			↘
Dioksiner og furaner			↘
PCB6/PCB7			↘
HCB			○
DDT			○
PBDE			○
Sum PFAS4			☐
PFOS			☐
PFOA			☐
PFNA			☐
PFHxS			☐
Cesium-137			○

3.2.7 Miljøgifter i kolmule i Norskehavet

For miljøgifter i hel kolmule (*Micromesistius poutassou*) i Norskehavet har vi ikke referanseverdier eller egne data fra andre områder å sammenligne med, og det finnes bare noen få publiserte studier av miljøgifter i hel kolmule. Nivået av kvikksølv, bly og kadmium i hel kolmule fra Norskehavet er imidlertid noe lavere enn i hel kolmule fisket nordvest av Irland (Egerton m.fl., 2020), mens nivået av arsen er noe høyere. Nivået av dioksiner og dioksinlignende PCB i hel kolmule fra Norskehavet var svært likt det som ble registrert i analyser av muskel av kolmule fisket i Norskehavet, Færøysk farvann, Islandsk farvann og Nordsjøen i 2019, rapportert fra offisiell kontroll på Færøyene (Mikkelsen, 2020). Det er generelt høyere nivåer av miljøgifter i hel kolmule enn i hel lodde og polartorsk fra Barentshavet og tobis fra Nordsjøen.

Overvåking av miljøgifter i hel kolmule har bare pågått siden 2012, og en del år har det ikke vært tatt prøver, slik at vi mangler data. Nivåene av kvikksølv, dioksiner, PCB og PBDE var lavere i perioden 2014 til 2020 enn i 2012 og 2013. Nivået av HCB var på sin side høyere i 2017-2023 enn i 2012-2014. Datagrunnlaget er imidlertid for lite og variasjonen for stor til å si noe sikkert om utviklingen de siste ti årene (Tabell 11).

I 2013 ble filet av kolmule analysert i tillegg til hel fisk, og ingen stoffer var over gjeldende grenseverdier for

mattrygghet. Det betyr at miljøgiftnivået ikke skal påvirke mattryggheten dersom kolmule nyttes som mat. Ellers er det hel kolmule som analyseres regelmessig. Dersom hel fisk omsettes som mat (som f.eks. i Sør-Europa), vil de fleste stoffene være under grenseverdiene for mattrygghet, med unntak av kadmium, der gjennomsnittskonsentrasjonene enkelte år er litt høyere enn grenseverdien på 0,05 mg/kg våtvekt. Årsaken til det er at hel fisk inneholder organer som lever og nyrer, der kadmium akkumuleres, mens ren muskel generelt inneholder svært lite kadmium.

Lenke til indikatoren: Miljøgifter i kolmule i Norskehavet

*Tabell 11. Oppsummering av konsentrasjoner av ulike miljøgifter i kolmule (*Micromesistius poutassou*) i Norskehavet. Resultater fra siste års overvåking (totalt gjennomsnitt hele havområdet) er sammenlignet med grenseverdi for mattrygghet (grønn/rød) og miljøkvalitetsstandarder (EQS, blå/rød). Grå farge på cellen indikerer at grenseverdier ikke finnes. Korttidstrender for perioden 2015-2025 er vist med symboler som beskrevet.*

Stoff	**Grenseverdi mattrygghet** **under** **over**	**EQS** **under** **over**	**Utvikling 2017-2025[1]** **synkende ↘** **stigende ↗** **uendret ○** **ukjent ☐**
Arsen			↘
Kvikksølv			○
Kadmium			○
Bly			☐[2]
Kobber			↘
Dioksiner og dl-PCB			○
Dioksiner og furaner			○
PCB6/PCB7			○
HCB			↘
DDT			○
PBDE			○
Sum PFAS4	ukjent		☐
PFOS	(x)		☐
PFOA	(x)		☐
PFNA	ukjent		☐
PFHxS	ukjent		☐

[1]Usikre trender pga. lite data. [2]Mange resultater under LOQ

Kolmule som fiskes i Norskehavet blir i stor grad benyttet som råstoff til produksjon av fiskefôr, ved at den først blir videreforedlet til fiskemel og fiskeolje. Nivået av målte miljøgifter var under grenseverdier som gjelder råstoff til fiskefôr, så dersom kolmule brukes direkte som råstoff til fiskefôr er innholdet av miljøgifter så lavt at de ikke forventes å gi skadelige effekter på oppdrettsfisk, mennesker som spiser oppdrettsfisken eller miljøet. I noen tilfeller var dioksinnivået omregnet til fettvekt over grenseverdien som gjelder for dioksiner i fiskeolje. Det betyr at dersom olje fra kolmule brukes som fôringrediens, kan dioksinnivået i noen tilfeller være så høyt at det er

ulovlig å omsette på grunn av potensielt skadelige effekter.

I 2023, som i 2019, 2012 og 2013, var gjennomsnittlig kvikksølvnivå i kolmule over miljøkvalitetsstandarden på 0,02 mg/kg våtvekt. Ellers var også PCB7 og PBDE over miljøkvalitetsstandardene som er satt for disse miljøgiftene, noe som indikerer at arter lenger oppe i næringskjeden kan være påvirket. Øvrige stoffer som det er satt miljøkvalitetsstandarder for, var godt innenfor disse grensene.

3.2.8 Forurensning i norsk vårgytende sild i Norskehavet

Måling av miljøgifter i filet av norsk vårgytende (NVG-) sild (*Clupea harengus*) er gjort helt tilbake til 1995, men i starten var det bare sporadisk stikkprøvebasert overvåking og noe ujevne intervaller. Først etter basisundersøkelsen i 2006-2007 har det pågått systematisk overvåking hvert tredje år. I 2020 og 2023 var kvikksølvnivået litt høyere enn i nordsjøsild, men dette skyldtes at NVG-silden var både større og eldre. Også for organiske miljøgifter som dioksiner og dioksinlignende PCB og PCB7, var konsentrasjonene i NVG-sild noe høyere enn i nordsjøsild, men når fisk av samme alder ble sammenlignet, var nivåene lavere i NVG-sild enn i nordsjøsild. Siden NVG-sild generelt er eldre og større enn nordsjøsild, er det vanskelig å sammenligne de to artene direkte for å kunne si noe om forurensningsnivå i de to havområdene der de to artene lever. Nivået av PBDE i NVG-sild var litt lavere enn i Nordsjøsild, og dette ble enda tydeligere når fisk av samme alder ble sammenlignet.

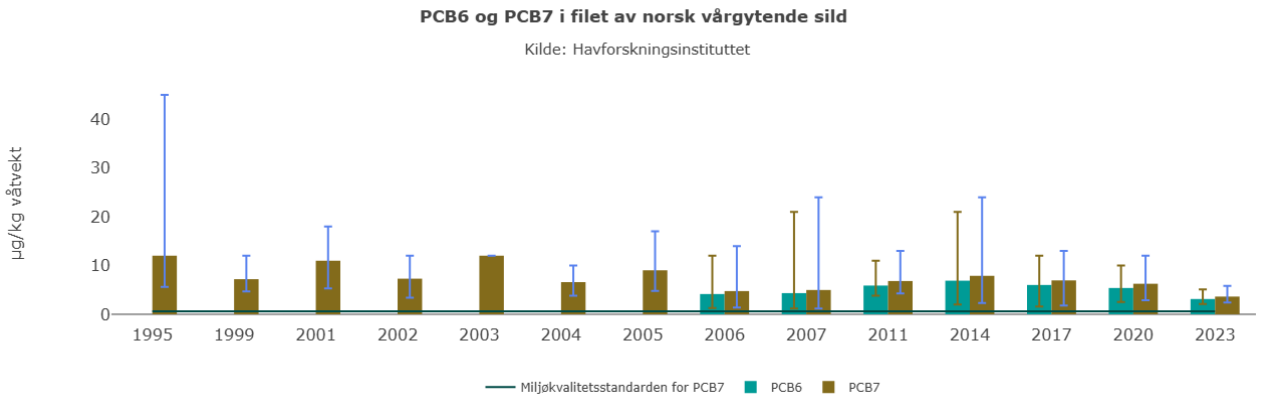
Av klorerte plantevernmidler analysert i 2017-2023 var de fleste stoffene under målegrensene. Stoffer hvor de fleste prøvene hadde målbare verdier var cis-klordan, cis-heptaklorepoksid, trans-nonaklor, dieldrin, HCB, p,p'-DDT og metabolitter og toksafener.

I 2017 og 2020 ble det analysert for PFAS, og alle stoffene var under bestemmelsesgrensene. Det er ikke gjort nye målinger av PFAS i NVG-sild gjennom denne overvåkingen etter 2020.

Nivåene av cesium-137 i sild i Norskehavet er lave, med noe høyere nivåer i kystnære områder enn i åpne havområder.

I et eget treårig miljøovervåkningsprogram er det funnet meget lave gjennomsnittligekonsentrasjoner av miljøgifteri lever av norsk vårgytende sild. HI samler inn prøver fra to ulike posisjoner i Norskehavet, som analyseres for pesticider, PCB og PBDE. De siste resultatene er fra 2023 og viser like nivåer eller lavere enn det som var funnet tidligere i sildelever fra Norskehavet, med nivåene i den nordlige delen marginalt lavere enn det som er funnet i den sørlige delen (vest for kysten av Møre).

I den siste tiårsperioden ble det tatt prøver av filet av NVG-sild hvert tredje år, i 2014, 2017, 2020 og 2023. I denne perioden var det nedgang i nivåene av kvikksølv, kadmium, sink og de organiske miljøgiftene PCB, dioksiner og PBDE, mens nivået av arsen og kobber så ut til å være stigende (Tabell 12). For bly, HCB, DDT og PFAS er det ikke mulig å si noe om utviklingen.



Figur 14. Konsentrasjoner av PCB7 og PCB6 (µg/kg våtvekt) målt i filet av norsk vårgytende sild. For hvert år er gjennomsnitt, minste og største verdi vist. Miljøkvalitetsstandarden for PCB7, på 0,7 µg/kg, er vist. Mattrygghetsgrensen på 75 µg/kg våtvekt er utenfor skalaen for y-aksen. Kilde: Havforskningsinstituttet/Miljøstatus.

NVG-sild er en av fiskebestandene som det fiskes mest av i norske havområder, og størsteparten eksporteres til humant konsum i andre land. Nivåene av miljøgifter i filet av NVG-sild er derfor av stor relevans for å vurdere mattrygghet. Nivåene av uønskede stoffer i filet av NVG-sild er godt under grenseverdier for mattrygghet, for alle stoffer der slike grenser er satt. Fra 2022 gjelder grenseverdier for mattrygghet for fire PFAS-forbindelser og summen av disse. For to av stoffene, PFOA og PFHxS, var bestemmelsesgrensene i målemetoden ved siste måling for høye til å fastslå om konsentrasjonene var under eller over grenseverdiene som for begge var 0,2 µg/kg våtvekt. Nivåene av PFOS og PFNA og sum PFAS4 var under grenseverdiene.

Gjennomsnittsnivå av kvikksølv, PCB7 og PBDE er gjennomgående høyere enn de respektive miljøkvalitetsstandardene. Nivåene av dioksiner og dioksinlignende PCB, PFOS og PFOA og HCB og sum DDT var imidlertid godt under miljøkvalitetsstandardene satt for disse stoffene.

Lenke til indikatoren: Forurensning i norsk vårgytende sild i Norskehavet

*Tabell 12. Oppsummering av konsentrasjoner av ulike miljøgifter i norsk vårgytende sild (*Clupea harengus*) i Norskehavet. Resultater fra siste års overvåking (totalt gjennomsnitt hele havområdet) er sammenlignet med grenseverdi for mattrygghet (grønn/rød) og miljøkvalitetsstandarder (EQS, blå/rød). Grå farge på cellen indikerer at grenseverdier ikke finnes. Korttidstrender for perioden 2014-2023 er vist med symboler som beskrevet.*

Stoff	Grenseverdi mattrygghet under over	EQS under over	Utvikling 2014-2023 synkende ↘ stigende ↗ uendret ○ ukjent ☐
Kvikksølv			↘
Kadmium			↘
Bly			☐[1]
Arsen			↗
Kobber			↗
Sink			↘
Dioksiner og dl-PCB			↘
Dioksiner og furaner			↘
PCB6/PCB7			↘
HCB			☐[2]
DDT			☐[2]
PBDE			↘
Sum PFAS4			☐[2]
PFOS			☐[2]
PFOA			☐[2]
PFNA			☐[2]
PFHxS			☐[2]
Cesium-137			Siste 10 år: ○ Langtidstrend: ↘

[1]Mange resultater <LOQ. [2]For få år til trendanalyse (2017, 2020, 2023)

3.2.9 Miljøgifter i torsk langs norskekysten mot Norskehavet

I Norskehavet overvåkes miljøgifter i kysttorsk langs kysten fra Ålesund til Sandnessjøen. I MILKYS-programmet som NIVA utfører for Miljødirektoratet, startet noen av de årlige målingene på faste stasjoner i 1981, og siste rapporterte undersøkelse var i 2024 (Schøyen m.fl., 2024, 2025). Data frem til 2023 er inkludert her. Tre stasjoner ble undersøkt; Ålesund, Trondheim og Sandnessjøen. Miljøgiftene som ble undersøkt var blant annet kvikksølv i torskefilet, og kadmium, bly, kobber, sink, HCB, DDT (p,p'-DDE), siloksaner (D5), PCB (PCB-118 og PCB-153), PBDE (PBDE-47) og PFAS (PFOS og PFOA) i lever.

*Tabell 13. Oppsummering av konsentrasjoner av ulike miljøgifter i atlantisk torsk (*Gadus morhua*) ved faste overvåkingsstasjoner langs norskekysten som grenser til Norskehavet. Resultater fra siste års overvåking er sammenlignet med grenseverdi for mattrygghet (grønn/rød), miljøkvalitetsstandarder (EQS, blå/rød) og PROREF (under/over). Grå farge på cellen indikerer at grenseverdier ikke finnes eller PROREF ikke er beregnet. Korttidstrender for perioden 2014-2023 er vist med symboler som beskrevet. Tallene i cellene markerer antall stasjoner i hver kategori.*

Stoff	Grenseverdi mattrygghet under / over antall stasjoner		EQS under / over antall stasjoner	PROREF antall stasjoner		Utvikling 2014-2023 synkende ↘ stigende ↗ uendret ○ ukjent ☐ antall stasjoner			
	under	over		under	over	↘	↗	○	☐
Torskefilet									
Kvikksølv (Hg)	3		3		3			3	
Torskelever									
Kadmium (Cd)				2	1	1	2		
Bly (Pb)				3		1		2	
Kobber (Cu)				3				3	
Sink (Zn)				3				3	
HCB									
DDT (p,p'-DDE)									
Siloksaner (D5)			2						2
PBDE (PBDE-47)			2	2		1		1	
PBDE6			2[2]	ikke beregnet					2[1]
PCB (PCB-118)				2	1		1	2	
PCB (PCB-153)				1	2		1	2	
PCB6/PCB7			3[2]	ikke beregnet				3[1]	
PFOS			1	1				1	
PFOA			1	1					1

PBDE-47 representerer sum PBDE6 som EQS gjelder for. [1]Upper bound (UB). [2]Lower bound (LB).

Torsk fanget langs kysten mot Norskehavet hadde miljøgiftkonsentrasjoner på nivå med Barentshavet, med noen unntak som høyere nivåer av PCB-118 og PCB-153 i Ålesund. Kvikksølvnivået var stort sett høyere langs hele kysten mot Norskehavet enn langs kysten mot Barentshavet.

For torsk var det høyest overskridelser av PROREF i Ålesund havn (kvikksølv og PCB-153).

Det var stort sett stabile nivåer, det vil si at det ikke kunne påvises noen tidstrender, med noen unntak (Tabell 13). Det var nedadgående tidstrender for bly i Sandnessjøen, PBDE47 i Trondheim og kadmium i Ålesund. Det var oppadgående tidstrender for kadmium i Sandnessjøen og Trondheim, PCB-118 i Ålesund og PCB-153 i Trondheim.

Det var overskridelser av EQS for kvikksølv og PBDE på alle stasjonene.

Nivåene av kvikksølv i torskefilet var under grenseverdien for mattrygghet (for omsetning av sjømat), men for PCB6 i torskelever (200 µg/kg vv) var torskestasjonene i Ålesund og Trondheim over denne grensen.

Det måles også klorparafiner (SCCP og MCCP) i torskelever fra Trondheim og Ålesund, og konsentrasjonen var under EQS på de to stasjonene i 2023.

Lenke til indikatoren: Miljøgifter i torsk langs norskekysten og Svalbard

3.2.10 Miljøgifter i blåkveite i Norskehavet

Nivåene av miljøgifter i blåkveite er relativt høyt i forhold til mange andre fiskearter, og blåkveite i Norskehavet har høyere konsentrasjoner av de fleste stoffer enn blåkveite i Barentshavet. I Norskehavet var nivåene av kvikksølv og organiske miljøgifter målt i 2021 - 2024, noe høyere sør for Vesterålen enn lenger nord.

Miljøgifter i blåkveite har vært analysert siden 2006, med prøver fra ulike områder i ulike år. Prøver fra området Storegga-Vesterålen ble analysert i 2006-2008, 2011-2015, 2021 og 2024, mens prøver fra området Tromsøflaket-Svalbard ble undersøkt i 2006-2008 og 2017-2024. Både nord og sør i Norskehavet ser det ut til at nivåene av både kvikksølv og organiske miljøgifter i perioden 2011-2023/2024 har vært på et lavere nivå enn tidligere år, med de aller laveste gjennomsnittskonsentrasjonene ved siste måling. Ved eggakanten nord i Norskehavet, der det er tatt prøver årlig fra 2017-2024/2025, har det vært en nedadgående trend i denne perioden for de alle fleste stoffene som er analysert for (Tabell 14). Sør i Norskehavet er det i det siste tiåret kun tatt prøver tre ganger, i 2015, 2021 og 2024, og eventuelle tidstrender er usikre. Nivåene ser ut til å være stigende for mange av tungmetallene, uendret for dioksiner og PCB og nedadgående bare for PBDE.

Perfluorerte alkylstoffer og plantevernmidler har ikke vært analysert i alle år, og analysemetodene for disse stoffene har dessuten endret seg i perioden, og det er derfor foreløpig ikke mulig å vurdere om det har vært noen reell endring i innholdet av disse stoffene over tid.

Blåkveite er en viktig fiskeressurs i Norskehavet og Barentshavet, og innholdet av miljøgifter er derfor av betydning for mattrygghet. De siste årene har gjennomsnittsnivåene av alle miljøgifter i blåkveite vært godt under grenseverdiene for mattrygghet som gjelder for fiskefilet. Noen få enkeltfisk har likevel nivåer over grenseverdiene for både kvikksølv, dioksiner og dioksinlignende PCB og PCB6 de fleste år. Målinger i blåkveite samlet inn i 2022 og 2023 fra områdene Tromsøflaket–Vesterålen, viste nivåer av PFOS, PFOA, PFNA og PFHxS samt summen av disse langt under grenseverdiene for mattrygghet som gjelder for disse forbindelsene (Frantzen mfl. 2024).

Nivåene av kvikksølv, PCB7 og PBDE6 i filet ligger langt over miljøkvalitetsstandardene for disse stoffene, men nivået av dioksiner og dioksinlignende PCB har de siste årene ligget godt under miljøkvalitetsstandarden. Også nivåene av perfluorerte alkylstoffer og plantevernmidler ligger under miljøkvalitetsstandardene for de fleste stoffer der en slik miljøkvalitetsstandard er satt. Unntakene er plantevernmidlene heptaklor/heptaklorepoksid der gjennomsnittsnivået ligger langt over miljøkvalitetsstandarden og HCB som ligger over miljøkvalitetsstandarden i noen få enkeltfisk. Høyeste målte verdi for PFOS var 0,35 µg/kg og nivået av PFOA var under analysemetodens målegrense. Begge disse forbindelsene var dermed også langt under de respektive miljøkvalitetsstandardene på 9,1 og 91 µg/kg våtvekt.

Lenke til indikatoren: Miljøgifter i blåkveite i Norskehavet

*Tabell 14. Oppsummering av konsentrasjoner av ulike miljøgifter i blåkveite (*Reinhardtius hippoglossoides*) i to ulike områder i Norskehavet. Resultater fra siste års overvåking (totalt gjennomsnitt hele området) er sammenlignet med grenseverdi for mattrygghet (grønn/rød) og miljøkvalitetsstandarder (EQS, blå/rød). Grå farge på cellen indikerer at grenseverdier ikke finnes. Korttidstrender for perioden 2013 (2015)- 2023 er vist med symboler som beskrevet.*

Stoff	Grenseverdi mattrygghet under over	EQS under over	Utvikling 2013-2023 synkende ↘ stigende ↗ uendret ○ ukjent □	
			Storegga-Vesterålen[1]	Tromsøflaket-Svalbard
Kvikksølv (Hg)			↗	: ↘
Kadmium (Cd)			↗	↘
Bly (Pb)			□[3]	
Arsen (As)			○	○
Uorg. As			□[2]	
Kobber (Cu)			↗	↘
Sink (Zn)			↗	↗
Dioksiner			○	↘
Dioksiner + dl-PCB			○	↘
PCB6/PCB7			○	↘
PBDE			↘	↘
HCB			□[2]	↘
DDT			□[2]	↘
Sum PFAS4			□[2]	
PFOS			□[2]	
PFOA			□[2]	
PFNA			□[2]	
PFHxS			□[2]	

[1]Data kun fra 2015, 2021 og 2024 – usikre trender. [2]For lite data. [3]Resultater <LOQ

3.2.11 Miljøgifter i brosme i Norskehavet

Brosme (*Brosme brosme*) har en særlig evne til å akkumulere kvikksølv, og i en basisundersøkelse i 2013-2015 var det i Norskehavet særlig høye konsentrasjoner i brosme fra Vestfjorden (Frantzen og Maage, 2016). Overvåking av brosme i Vestfjorden og områdene lenger sør i Norskehavet fra 2019 og fremover, har imidlertid vist svært varierende kvikksølvkonsentrasjoner, noen ganger høyest i Norskehavet sør for Vestfjorden og noen ganger høyest i Vestfjorden. Variasjonen skyldes i stor grad variasjon i størrelsen på fisken som er analysert. Konsentrasjonene i Norskehavet er på nivå med brosme fra Nordsjøen, men lavere enn i brosme fra Skagerrak, målt i 2024. Fra 2019 og fremover er det ikke utført overvåking i Barentshavet eller i Norskehavet nord for Lofoten fordi basisundersøkelsen viste særlig lave nivåer der.

Nivået av dioksiner og PCB målt i lever av brosme i basisundersøkelsen, var gjennomsnittlig høyere i

Norskehavet enn i Barentshavet, men lavere enn i Nordsjøen. I overvåkingen fra 2019 og fremover har nivåene av dioksiner og dl-PCB generelt vært høyere i Norskehavet enn i Nordsjøen, mens PCB7 var rundt samme nivå i begge havområdene.

Fra 2019 og fremover har leverprøver av brosme blitt analysert for klorerte plantevernmidler. klordaner, trans-nonaklor, heptaklorepoksid, HCB, dieldrin, mirex, DDT og -metabolitter, oktaklorstyren og toksafener. DDT hadde høyest konsentrasjoner. Det var ingen tydelige forskjeller i konsentrasjon av DDT eller HCB mellom de ulike områdene. I basisundersøkelsen i 2013-2015 ble PFAS bestemt i filet og lever av brosme (Frantzen og Måge, 2016). Nivåene av alle de målte forbindelsene var under analysemetodens målegrenser. PFAS er ikke analysert i overvåkingen av brosme fra 2019 og fremover.

Målingene av miljøgifter i brosme går tilbake til 2013 for organiske miljøgifter og for metaller fra 2008 og 2012. Gjennomsnittskonsentrasjonene av kvikksølv i brosme prøvetatt i Norskehavet sør for Vestfjorden økte noe i perioden 2014 til 2024 (når størrelse var korrigert for; Tabell 15), men det er stor variasjon i hvor prøvene er tatt hvert år. For brosme fra Vestfjorden var det en avtakende trend for kvikksølv. For organiske miljøgifter i lever var det heller ingen klar trend for brosme tatt sør for Vestfjorden, mens i Vestfjorden var det en avtakende trend.

I basisundersøkelsen i 2013-2015 var gjennomsnittskonsentrasjonen av kvikksølv i filet av brosme prøvetatt i Vestfjorden over grenseverdien for mattrygghet på 0,5 mg/kg våtvekt. Senere har enkeltfisk hatt konsentrasjoner over denne grenseverdien, mens gjennomsnittskonsentrasjonene målt i 2020-2024 var under. Bare enkeltfisk har vært over grenseverdien for kvikksølv i denne perioden, og i 2024 var ingen over. Sør for Vestfjorden hadde noen enkeltfisk kvikksølvnivå over grenseverdien i 2022-2023, men ingen var over i 2024.

Nivået av dioksiner og dioksinlignende PCB i lever av brosme er ofte over grenseverdien for mattrygghet som gjelder fiskelever og som er høyere enn for annen sjømat. Gjennomsnittsverdiene var imidlertid under grenseverdien i Norskehavet sør for Vestfjorden i 2023 og 2024. Nivået av PCB6 var over eller på grenseverdien i 2019-2021 både i Vestfjorden og i Norskehavet sør for Vestfjorden. Etter det har gjennomsnittskonsentrasjonene i stor grad vært under grenseverdien. Unntaket var Vestfjorden i 2023, da PCB6-nivået var langt over grenseverdien. Det antas at lever av brosme i liten grad benyttes som mat.

Nivåene av organiske miljøgifter i filet av brosme, analysert i basisundersøkelsen, var langt under grenseverdier som gjelder for mattrygghet. Det mangler data på PFAS i filet av brosme som er gode nok til å kunne fastslå at PFAS er under alle de nye grenseverdiene for mattrygghet.

Lenke til indikatoren: Miljøgifter i brosme i Norskehavet

*Tabell 15. Oppsummering av konsentrasjoner av ulike miljøgifter i brosme (*Brosme brosme*) i to ulike områder i Norskehavet. Resultater fra siste års overvåking (totalt gjennomsnitt hele havområdet) er sammenlignet med grenseverdi for mattrygghet (grønn/rød) og miljøkvalitetsstandarder (EQS, blå/rød). Grå farge på cellen indikerer at grenseverdier ikke finnes. Korttidstrender for perioden 2013-2024 er vist med symboler som beskrevet.*

Stoff	Grenseverdi mattrygghet under over	EQS under over	Utvikling 2013-2024 synkende ↘ stigende ↗ uendret ○ ukjent ☐	
Brosmefilet			**Vestfjorden**	**Norskehavet sør for Vestfjorden**
Kvikksølv (Hg)			↘	↗
Kadmium (Cd)			☐[1]	
Bly (Pb)			☐[1]	
Arsen (As)			↗	○
Kobber (Cu)			↗	↘
Sink (Zn)			○	↗
Brosmelever				
Dioksiner + dl-PCB	(x)		↘	○
PCB6/PCB7			↘	○
PBDE			↘	○
HCB			☐[2]	
DDT			☐[2]	

[1]Høy andel av resultater <LOQ. [2]For lite data til tidstrendanalyse

3.2.12 Miljøgifter i toppskarvegg i Norskehavet

Målinger av miljøgifter i egg av toppskarv (*Phalacrocorax aristotelis*) fra Sklinna frem til 2012 viste at konsentrasjonene av DDT, PCB og HCB i toppskarvegg ble redusert med mellom 50 og 75 % fra 1984 til 2004, men de siste målingene viste en tendens til utflating. Kvikksølvnivåene så imidlertid ut til å holde seg stabile frem til de siste målingene i 2012. Det er ikke ny informasjon om miljøgifter i toppskarvegg siden statusrapporten for Norskehavet i 2016, og vi viser til denne rapporten og indikatoren for flere detaljer (Arneberg og van der Meeren, 2016). Det er prøver i Miljøprøvebanken som kunne ha vært tatt ut og analysert for å oppdatere tidsseriene for miljøgifter i toppskarvegg, dersom det var midler til dette.

Lenke til indikatoren: Miljøgifter i toppskarvegg i Norskehavet

3.2.13 Plast i havhestmager i Norskehavet

Mens overvåking av plast i havhestmager i Nordsjøen har pågått i regi av OSPAR siden 2003, ble en systematisk overvåking av plast i de nordlige havområdene, som tilhører OSPARs område I (Arktis) først etablert i 2022. Det meste av overvåking pågår i Barentshavet, men i 2023 ble også 48 havhest fra utilsiktet bifangst i Norskehavet analysert. Av disse hadde 41 (85,4 %) plast i magesekken, og 22,9 % av fuglene inneholdt mer enn 0,1 g plast i magesekken, og dermed mer enn OSPAR grenseverdien (Dehnhard m.fl., 2025). Dataene indikerer at fugler i både Norskehavet og Barentshavet har lavere nivåer av plast i magesekkene enn fugler i Nordsjøen, mens mulige regionale forskjeller i plast-nivåene mellom Norskehavet og Barentshavet er

små og kan være en effekt av lavt prøveantall.

Lenke til indikatoren: Plast i havhestmager

3.2.14 Annen kunnskap om nivåer av forurensning i Norskehavet

3.2.14.1 Mikroplast i sedimenter

Mikroplast er analysert i sedimenter på 25 stasjoner i Norskehavet 2020 og 2021 (Jensen og Bellec, 2021, 2022). Resultatene viser at det finnes mikroplast på alle de prøvetatte stasjonene med unntak av én stasjon i den ytre delen av Vestfjorden. Det er stor variasjon i antall MP partikler pr. kg sediment på de 25 stasjonene, fra 0 til 2187 partikler/kg sediment på Frøyabanken. Selv om prøvene fra henholdsvis 2020 og 2021 er analysert for mikroplast ved to ulike norske laboratorier, er resultatene sammenlignbare da metodene for opparbeiding og analyse er ganske like.

3.2.14.2 Høye nivåer av miljøgifter i atlantisk kveite fra ytre Sklinnadjupet

Funn av høye konsentrasjoner av kvikksølv og organiske miljøgifter i atlantisk kveite (*Hippoglossus hippoglossus*) i 2013-2016 (Nilsen m.fl., 2016) resulterte i at Fiskeridirektoratet, etter anmodning fra Mattilsynet, innførte forbud mot fiske av atlantisk kveite ved ytre Sklinnadjupet fra oktober 2017 (Lovdata, Forskrift om utøvelse av fisket i sjøen, §35b). Samtidig ble det også innført et generelt utkastpåbud for kveite større enn 100 kg fordi de største kveitene hadde svært høye konsentrasjoner av både kvikksølv og dioksiner og dioksinlignende PCB, uavhengig av område.

Nye målinger i 2017 -2019 bekreftet de høye nivåene, og det er ikke foretatt nye analyser etter 2019. Fiskefeltet ved ytre Sklinnadjupet er fortsatt stengt for kveitefiske i 2025, og årsaken til de høye nivåene er fortsatt ikke kjent.

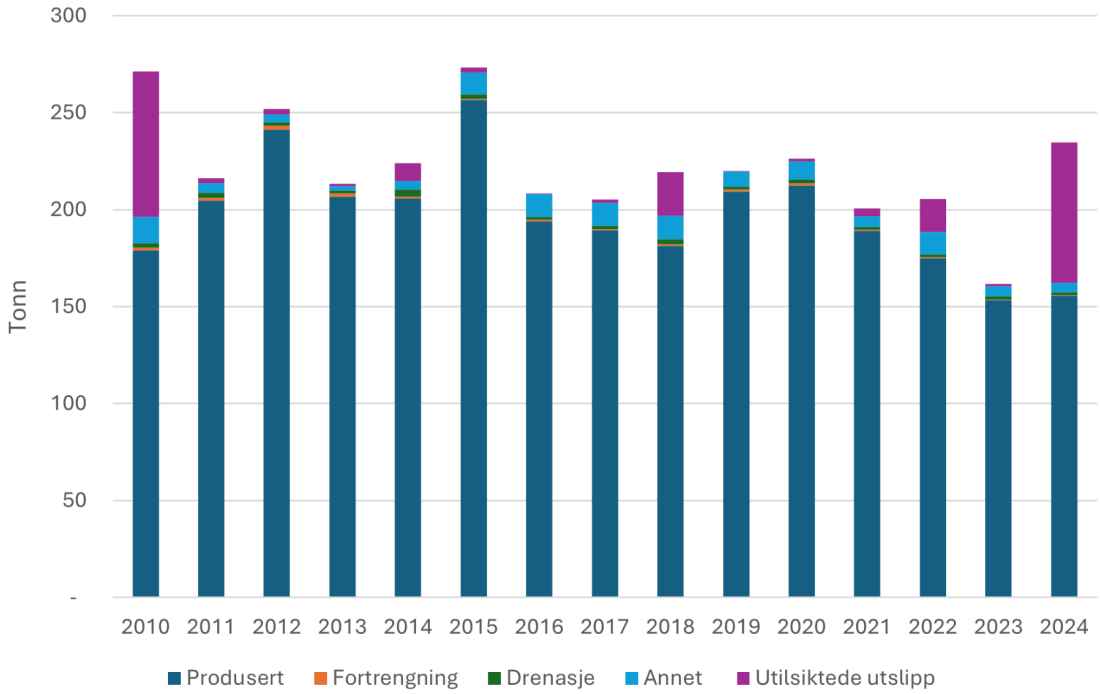
3.3 Tilførsler fra aktiviteter i Norskehavet

3.3.1 Tilførsler fra petroleumsvirksomhet i Norskehavet

Det er 97 felt i produksjon på norsk sokkel per 31. desember 2025, og 23 av disse er lokalisert i Norskehavet. Det er færre og nyere felt i produksjon i Norskehavet sammenlignet med Nordsjøen.

De største utslippene fra petroleumsvirksomhet på norsk sokkel kommer fra oljeholdig vann og kjemikaliebruk i forbindelse med produksjon og bore- og brønnoperasjoner. I tillegg til utslipp fra ordinær drift vil det være noe utilsiktede utslipp av olje og kjemikalier. Dette er utslipp som ikke er planlagt eller tillatt gjennom tillatelse eller forskrift.

Rundt 10 % av de totale mengdene olje som slippes ut med oljeholdig vann på norsk sokkel, slippes ut i Norskehavet. Det synes å være en nedadgående trend fra 2020 til 2023, mens totale utslipp var relativt høye i 2024 på grunn av stort bidrag fra utilsiktede utslipp (Figur 15).



Figur 15. Grafen viser utslipp av olje fra oljeholdig vann og utilsiktede utslipp til sjø av olje fra petroleumsinstallasjoner i Norskehavet. Kilde: Footprint (Offshore Norges database for årlig rapportering av utslippstall til Miljødirektoratet fra petroleumsvirksomhet til havs).

Produsert vann står for rundt 95 % av oljeutslippene i oljeholdig vann i Norskehavet. Produsert vann kommer opp fra reservoaret sammen med oljen og gassen som produseres, og inneholder dispergert olje, naturlig forekommende komponenter fra reservoaret, inkludert tungmetaller og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og tilsatte kjemikalier fra prosessen. Produsert vann renses før utslipp eller injiseres. Operatørene kan reinjisere vannet i reservoaret, eller de kan rense vannet og slippe det ut. Utslipp av olje fra produsert vann har variert mellom ca. 150 tonn/år til 260 tonn per år i perioden 2010-2024, og utslippene i 2024 var fordelt på åtte felt i Norskehavet, med størst bidrag fra Draugen og Norne.

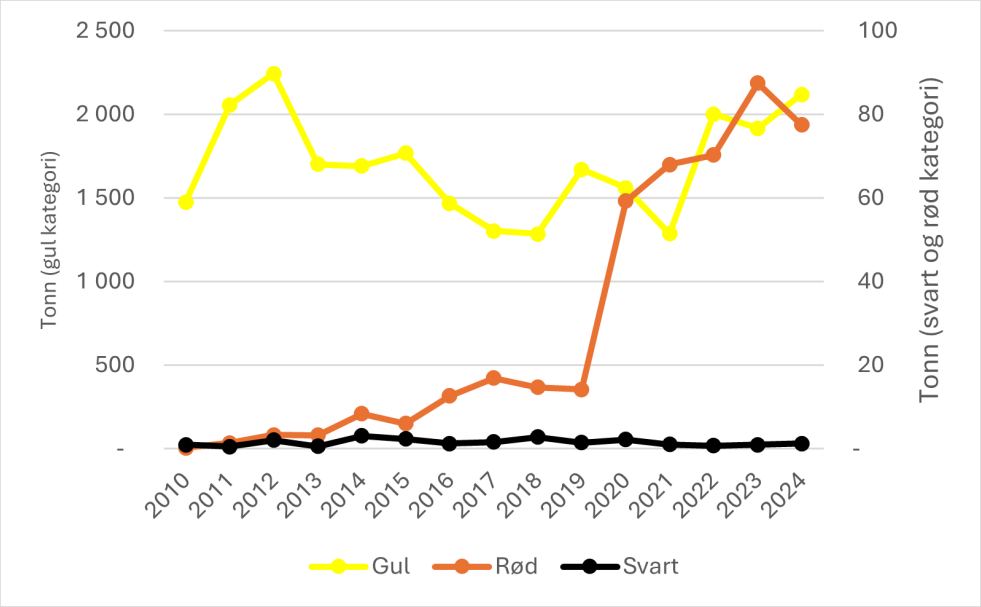
Kjemikalier brukes i petroleumsvirksomhet i forbindelse med bore- og brønnoperasjoner og i produksjon av olje og gass. Kjemikaliene slippes enten ut til sjø, injiseres til grunnen sammen med produsert vann, løser seg i olje og følger oljeeksporten, eller blir behandlet som farlig avfall.

Rundt ti prosent av kjemikalieutslipp fra petroleumsvirksomhet på norsk sokkel i gul, rød og svart fargekategori (Aktivitetsforskriften, FOR-2010-04-29-613) slippes ut i Norskehavet. Dette har variert mellom ca. 1300 og 2300 tonn årlig i perioden 2010-2024. Hovedandelen er stoff i gul kategori (minst miljøfarlig), mens de mer miljøfarlige kjemikaliene i rød og svart kategori (ca. 78 tonn) utgjorde i underkant av fire prosent av utslippene i Norskehavet i 2024.

Utslipp av rapporterte stoff i rød kategori har hatt en økning i perioden fra 2014 til 2021, men er siden redusert noe. Økningen fra 2014 til 2021 skyldes i hovedsak at nye bruksområder ble tatt inn i rapporteringen. Dette gjelder hovedsakelig hypokloritt produsert på innretningene og er derfor ikke en reell økning i utslippene. Reduksjonen fra 2021 skyldes redusert utslipp av egenprodusert hypokloritt. Smøreoljer fra neddykkede sjøvannspumper utgjør en stor andel av utslippene av stoff i svart kategori.

Årlige utslipp av tungmetaller (arsen, bly, kadmium, krom og kvikksølv) med produsert vann og som sporstoff i kjemikalieprodukter varierer mellom ca. 450 og 1600 kg pr år. Bly er største bidragsyter.

Lenke til indikatoren: Tilførsel fra petroleumsvirksomhet i Norskehavet



Figur 16. Grafen viser de årlige utslippene av offshorekjemikalier i miljøkategoriene svart, rød og gul. Offshorekjemikalier kategoriseres i ulike fargekategorier basert på tester av stoffenes nedbrytbarhet, giftighet og bioakkumulerbarhet. Utslippene kommer fra arbeidsprosesser knyttet opp mot normal drift, men omfatter også utilsiktede utslipp. Det vil si utslipp som ikke er planlagt eller tillatt gjennom tillatelse eller forskrift. Kilde: Footprint (Offshore Norges database for årlig rapportering av utslippstall til Miljødirektoratet fra petroleumsvirksomhet til havs).

3.3.2 Annen kunnskap om tilførsler fra aktiviteter

Det antas at hoveddelen av tilførslene av miljøgifter og andre forurensende stoffer til Norskehavet tilføres langveisfra via lufttransport (Green m.fl., 2010, 2012). Det foregår imidlertid også aktiviteter i området som bidrar med både forurensning, forsøpling og støyforurensning. Rapporten som har modellert «Samlet påvirkning i foreslåtte verdifulle og sårbare områder i norske havområder» på oppdrag fra Faglig Forum (Hansen m.fl., 2022), oppsummerte fiskeri, landbasert industri, olje og gass, transport og landbruk som sektorene med størst påvirkning i foreslåtte sårbare og verdifulle områder i Norskehavet. Arbeidet med samlet påvirkning er under utvikling.

3.3.2.1 Overvåking rundt vraket av atomubåten Komsomolets

Atomubåten Komsomolets sank i 1989, og ligger på omtrent 1700 meters dyp sørvest av Bjørnøya. Vann og sedimenter rundt vraket har vært overvåket for radioaktive stoffer årlig siden 1990-tallet. I 2019 var det et felles norsk-russisk tokt til Komsomolets, og det ble gjort grundigere undersøkelser rundt ubåten (Gwynn m.fl., 2024, 2026). Det ble målt forhøyede nivåer av radioaktivt cesium fra et ventilasjonsrør, men lave nivåer få meter unna vraket.

Sovjet og senere Russland har gjort undersøkelser ved vraket tidligere, og det har vært avdekket lekkasje på samme sted. Forurensningen fortynnes raskt i vannmassene, og er ikke på et nivå som kan gi negative konsekvenser for omgivelsene. Modellering viser at heller ikke store utslipp av cesium-137 fra Komsomolets vil føre til at fisk i Barentshavet overskrider grenseverdien for cesium-137 i sjømat som gjaldt frem til 2025 (Heldal m.fl., 2013).

4 - Nordsjøen

4.1 Tilførsler av forurensende stoffer til Nordsjøen

Tilførsler av miljøgifter og annen forurensning til Nordsjøen og Skagerrak skjer via luft- og havstrømmer, fra elver og ved avrenning fra land. Undersøkelser viser at avstanden fra land har betydning for hvor stort bidraget fra atmosfæren blir (Green m.fl., 2011). Det ser ut til at lufttilførsler er viktigst for de største delene av Nordsjøen for de fleste miljøgifter som er undersøkt; det vil si kvikksølv, de fleste andre tungmetaller, PAH og PCB, mens i Skagerrak er situasjonen en annen, her er tilførsler fra land, via elver, viktigst (Green m.fl., 2011, 2013).

4.1.1 Lufttilførsler av forurensninger til Nordsjøen og Skagerrak

På Birkenes i Agder utfører NILU målinger i luft gjennom programmet «Atmosfæriske miljøgifter», som indikerer tilførslene til Nordsjøen og Skagerak. Tungmetallkonsentrasjonen i nedbør har hatt en signifikant nedgang siden målingene startet i 1979. Det har vært en signifikant reduksjon i kvikksølvkonsentrasjonen i nedbør på 59 % fra 1990 til 2024. For konsentrasjoner av kadmium, bly og sink i nedbør var nedgangen sterkest fram til ca. 2000. Etter det er konsentrasjonene nær uendret og er nå blant de laveste nivåene som er målt.

Konsentrasjonene av flere tungmetaller, målt i luft på stasjonen på Birkenes er to til tre ganger høyere enn på Andøya. For kvikksølv er det målt sammenlignbare konsentrasjoner på Birkenes, Andøya og Zeppelin. Det betyr at kvikksølvnivåene kan være like høye over lange avstander, mens bly og kadmium normalt finnes i høyere konsentrasjoner nærmere utslippskildene. Bly og kadmium har hatt en reduksjon på 95 % i nedbør og 75-86 % i luft på Birkenes siden 1980. Disse reduksjonene er i overensstemmelse med andre målestasjoner i Europa og kan forklares av store utslippsreduksjoner i Europa. Mengden kvikksølv i nedbør har minket med 59 % siden 1990, mens det er en svakere nedadgående trend for kvikksølv i luft (26 %). Tidstrendene i luft og nedbør er ikke direkte sammenlignbare siden kvikksølv i gassfase er en global spredt miljøgift med lang levetid i atmosfæren, mens våtavsetning via nedbør først og fremst gjelder kvikksølv som partikkel eller i oksidert gassform. De siste ti årene er nedgangen i konsentrasjonen stagnert for kvikksølv og kadmium mens det er fortsatt nedgang for bly.

For de organiske miljøgiftene, måles det generelt lavere luftkonsentrasjoner for de regulerte miljøgiftene (dvs. PCB, DDT, HCH, HCB, PBDE, HBCD), enn for de ikke-regulerte/mer nylig regulerte (dvs. siloksaner og klorparafiner). Målingene viser en signifikant reduksjon av HCH-konsentrasjonene, med 98 % nedgang, og nedgangen ser ut til å være mindre de siste 10 årene (37 % reduksjon). HCB-konsentrasjonene er redusert med 59 % siden 1996, men det er en mindre tydelig trend; fram til 2001 var trenden nedadgående, deretter svært varierende fram til 2016, før nivået igjen gikk ned (27 % reduksjon siste 10 år). Som nevnt finnes utilsiktet utslipp i tillegg til sekundære utslipp fortsatt for HCB, og dette er en mulig forklaring på den uregelmessige utviklingen som observeres for HCB. Videre kan våtavsetning være et viktig bidrag til tilførsel av HCB og HCH. Målinger av HCB og HCH i nedbør på Birkenes har derfor blitt utført siden 1992. Målingene viser en signifikant reduksjon av HCH-konsentrasjonene (97 %) og en mindre reduksjon av HCB (50 %) siden 1990-tallet. Konsentrasjonene ser ut til å ha flatet ut, det vil si 24 % og 0 % for henholdsvis HCH og HCB de siste ti årene. Også PCB i luft har vært målt over flere år på Birkenes, og det har vært en klar nedadgående trend siden målingene startet i 2004 (halveringstid 11 år tilsvarende Zeppelin), med noen variasjoner fra år til år. Sett bort i fra 2014, hvor målingene var påvirket av høye blindnivåer, kan det se ut til at trenden har stagnert også for PCB de siste 10 årene, men sum PCB-7 konsentrasjonen har fortsatt gått ned 25 %. Ingen signifikant trend kan ses for DDT i luft, som har vært målt siden henholdsvis 2010. Årlig gjennomsnittskonsentrasjon har imidlertid sunket med 27 % for sum DDT. Helt siden målingene for PBDE og HBCD startet i henholdsvis 2008 og 2006, har konsentrasjonene til et flertall av PBDE-ene samt HBCD i stor grad vært under det analytiske deteksjonsnivået,

det vil si lavere enn verdier det er mulig å måle. Årlig gjennomsnittskonsentrasjon av PBDE-47, en av de mest detekterte PBDE-ene, har imidlertid sunket med 42 % siden målingene startet.

Tilsvarende er de fleste av PFAS-forbindelsene som måles på Birkenes under det analytiske deteksjonsnivået. Unntakene er perfluoralkylsyrene, som PFOA, som til tross for variasjoner, generelt har gått ned siden 2006, og 73 % de siste ti årene. PAH dannes ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale, og tilførsler via luft til havområdene er derfor fortsatt forventet. Utslippet av PAH er regulert gjennom EUs luftkvalitetsdirektiv (2004/107/EF), men PAH-nivåene som måles ved Birkenes er høyere enn de andre regulerte miljøgiftene. Nivåene har vært relativt stabile siden 2006, med noen variasjoner fra år til år. Årlig gjennomsnitt for sum PAH16 er likevel redusert 21 % fra 2013 til 2023.

Lenke til indikatoren: Lufttilførsler av forurensninger til Nordsjøen og Skagerrak

4.1.2 Tilførsler av forurensing fra elver og kystnære områder til Nordsjøen og Skagerrak

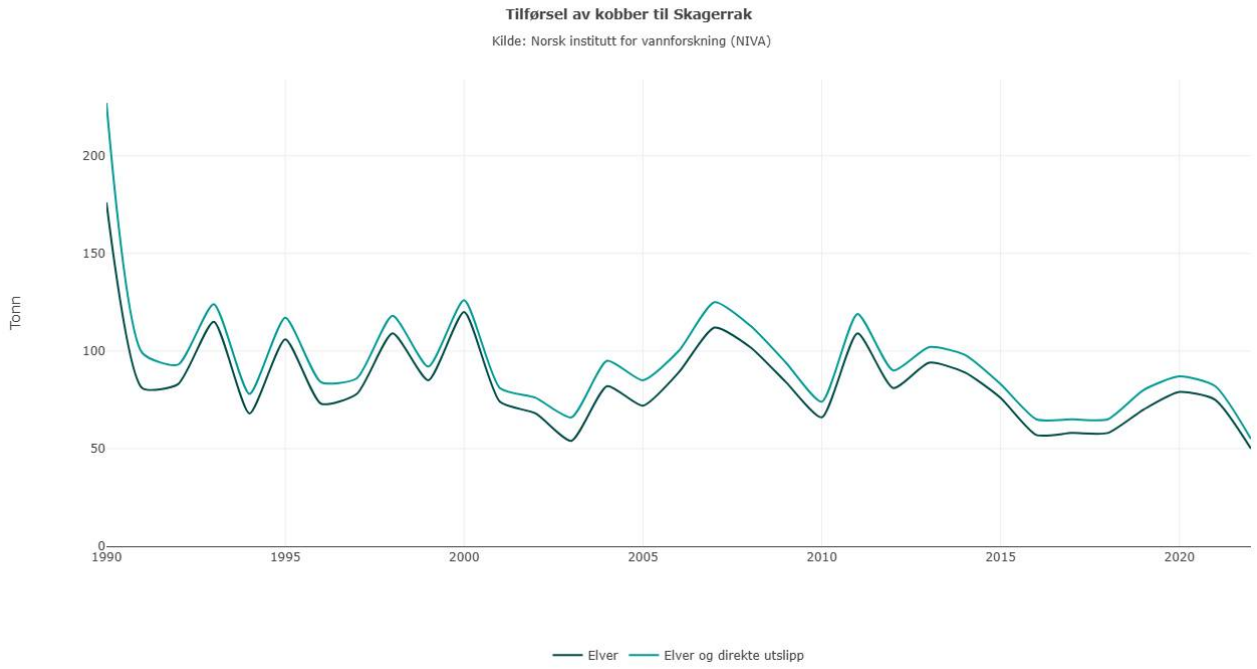
Overvåking av tilførsel fra elver og kystnære områder har pågått siden 1990. Fra 2017 har det pågått månedlig overvåking i 20 elver. Elvene Glomma, Alna, Drammenselva, Numedalslågen, Skienselva og Otra har inngått i elvetilførsler til Skagerrak, mens målinger fra Orreelva og Vosso er brukt i beregningene av elvetilførsler til Nordsjøen (Kaste m.fl., 2024). Dataene er basert på målte verdier fra stasjoner under Elvetilførselsprogrammet og nåværende Elveovervåkingsprogrammet, innrapporterte direkteutslipp fra industri, avløpsrenseanlegg, beregnet utslipp fra fiskeoppdrett og modellering.

Tilførslene av fosfor, nitrogen, organisk karbon og tungmetaller beskrives i det følgende avsnittet separat for Skagerrak og Nordsjøen.

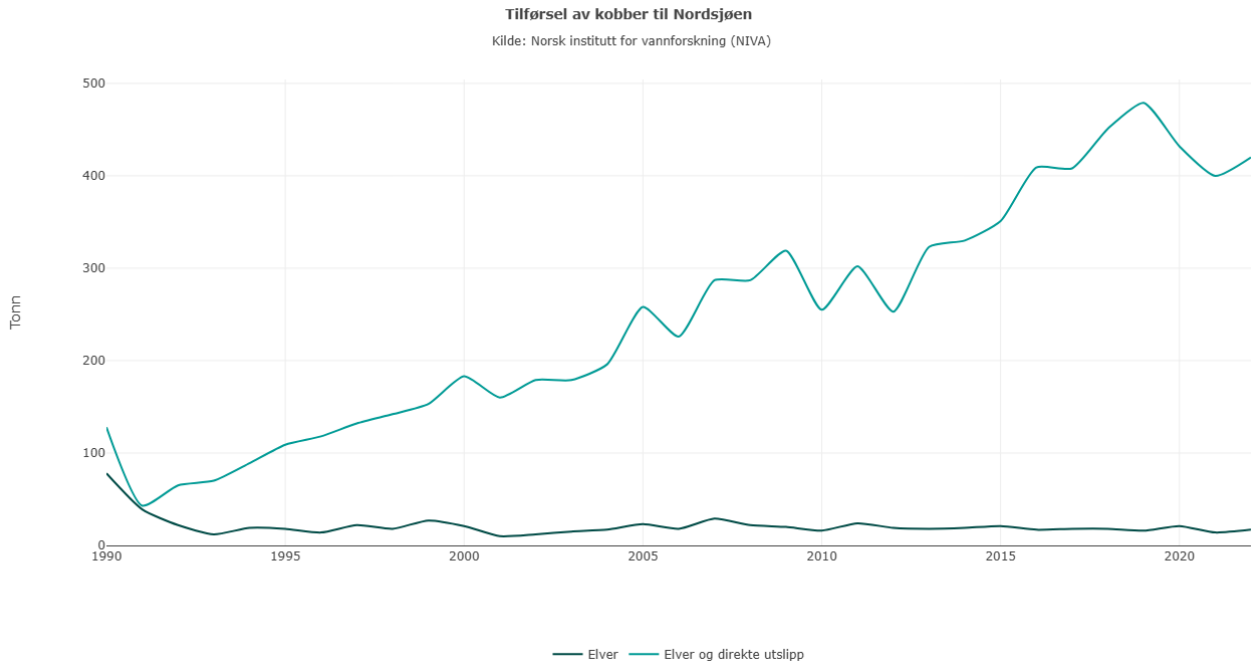
For Skagerrak viser verdiene for fosfor og nitrogen år-til-år variasjoner uten en tydelig trend over tid. Kobberverdiene falt i begynnelsen av måleperioden. Tilførslene har siden blitt ytterligere redusert, og verdiene har flatet ut de siste årene (Figur 17). Forholdet mellom tilførslene fra elvene og det totale bidraget til kystområdene, virker relativt stabilt for disse parameterne.

Elvetilførslene av fosfor og nitrogen til kysten av Nordsjøen er markert lavere enn til Skagerrak. I tillegg har verdiene vært relativt stabile fra år til år. De totale tilførslene (elver + direkte utslipp) viser derimot en stor økning gjennom hele måleperioden fra begynnelsen av 1990-tallet til 2022. Beregnede data for nitrogen viser en markant økning fra 2000 til 2015, men at tilførslene har stabilisert seg siden dette. Kobbertilførslene til Nordsjøen har vist en økende trend gjennom måleperioden, fra litt under 100 tonn tidlig på 1990-tallet til 480 tonn i 2019 for deretter å avta til 420 tonn i 2022 (Figur 18). Økningen i næringssalter og kobber knyttes i stor grad til utslipp fra fiskeoppdrett.

Tilførslene av tungmetallet bly falt mye på begynnelsen av 1990-tallet, og har senere flatet ut. Nivået for bly er noe lavere og variasjonene mellom år er mindre i Nordsjøen enn i Skagerrak.Det var generelt høyere konsentrasjoner av arsen, kadmium, bly og kvikksølv i elvene som munner ut i Nordsjøen og Skagerrak enn i elvene som munner ut i Norskehavet og Barentshavet (Kaste m.fl., 2024). Konsentrasjonene av arsen, bly og kvikksølv i elvevann i 2023 så ut i store trekk ut til å avta fra sør til nord i Nordsjøen og fra øst mot vest i Skagerrak. Kadmiumnivået avtok fra sør til nord i Nordsjøen, men i Skagerrak var det ikke en slik klar geografisk trend.



Figur 17. Tilførsel av kobber til Skagerrak. Kilde: NIVA/ Miljøstatus.



Figur 18. Tilførsel av kobber til Nordsjøen. Kilde: NIVA/ Miljøstatus.

År-til år variasjon i tilførsler av metaller fra elver er i stor grad knyttet til variasjon i tilførsel av partikler, som er styrt av hydrologiske hendelser (Kaste m.fl., 2024). Tidstrender (2004-2023) er likevel beregnet for bly og kadmium i Orreelva i Nordsjøen og i flere av elvene i Skagerrak. Bly viste en signifikant økende trend i Orreelva,

nedgang i Drammenselva og ingen endring i de øvrige elvene. Kadmium viste signifikant nedgang i tre av elevene i Skagerrak og ingen endring i Orreelva.

Lenke til indikatoren: Tilførsler av forurensning fra elver og kystnære områder til Nordsjøen og Skagerrak

4.1.3 Annen kunnskap om tilførsler av forurensning til Nordsjøen

I Tilførselsprogrammet, som pågikk i perioden 2009 til og med 2012, var formålet å beregne tilførsler av miljøgifter til norske havområder fra ulike kilder ved hjelp av modeller og målinger i biota, sedimenter og vann. Rapporten som gjaldt Nordsjøen og Skagerrak kom i 2011 (Green m.fl., 2011). Hovedinntrykket var at det er relativt liten tilførsel av miljøfarlige stoffer til forvaltningsplanområdet Nordsjøen. Avsetning fra luften utgjør den største kilden for tilførsel av PCB, PAH, kvikksølv, bly og kadmium, spesielt for Nordsjøen utenom Skagerrak. Beregninger viste vesentlig større tilførsel av PCB og PAH enn beregnet tidligere. Utlekking fra havbunnen er den største kilden for tilførsel av arsen til Nordsjøen utenom Skagerrak og krom i den regionen av Nordsjøen som er nærmest kysten. I Skagerrak er tilførsler av kadmium, krom, arsen og PCB fra land større enn fra luft, og tilførslene fra land har relativt sett størst betydning for kadmium, krom og arsen. Skipstrafikk er den største kilden for tilførsel av olje, bortsett fra for olje i Skagerrak hvor tilførsler fra land er størst. For radioaktive stoffer er hovedkildene utstrømmende vann fra Kattegat (strontium-90), gjenvinningsanlegget Sellafield ved Irskesjøen (plutonium-239 og -240), atmosfærisk nedfall og i mindre grad gjenvinningsanlegget La Hague i Normandie.

Daterte sedimentkjerner fra Utsira området viser stabile eller litt økende kvikksølvkonsentrasjon i de yngste sedimentene (2020) (Jensen m.fl., 2023). Daterte sedimentkjerner fra Skagerrak viser generelt markant høyere kvikksølvkonsentrasjoner enn fra Utsira. I Skagerrak minker kvikksølvkonsentrasjonene i øverste lagene, sannsynligvis pga. mindre tilførsel fra land i disse områdene (Jensen m.fl., 2024).

4.2 Nivåer av forurensende stoffer i Nordsjøen

4.2.1 Sjøbunn i Nordsjøen påvirket av hydrokarboner (THC) og barium

Oljeforurenset sjøbunn rundt petroleumsfeltene i Nordsjøen er i dag i hovedsak mindre enn 1 km^2. Høye konsentrasjoner av totalt hydrokarboninnhold (THC) er ofte forbundet med tidligere lekkasjer fra oppsprukne reservoarer. Operatørene på norsk sokkel er pålagt å utføre miljøovervåking. Overvåkingen alternerer slik at hver region undersøkes hvert tredje år. Gjennom overvåkingen skal operatørene følge med på hvordan utslipp fra oljeboring påvirker sjøbunnen og bunnfaunaen.

Overvåkingen kan også avdekke eventuelle langsiktige endringer som kan knyttes til olje- og gassvirksomheten, og skal kunne brukes til å gi prognoser for utviklingen i økosystemet. Resultatene fra overvåkingen brukes som beslutningsgrunnlag både for operatørene og myndighetene.

Sjøbunnen rundt oljeinstallasjonene har blitt undersøkt årlig helt siden slutten av 1970-årene, men den regionale tilnærmingen ble startet på nittitallet. Da ble Nordsjøen delt inn i følgende fire regioner: Region 1 Ekofiskområdet, region 2 Sleipnerområdet, region 3 Osebergområdet og region 4 Statfjordområdet.

Overvåking av bunnhabitater består i hovedsak i å ta prøver av sjøbunnen med godkjent prøvetaker og analysere sedimentet for oljeforbindelser, tungmetaller, naturlige forekommende radioaktive stoffer (NORM) og andre relevante stoffer, samt å beskrive sammensetning og tilstand for bløtbunnsfauna.

Tidligere har et beregnet areal rundt hvert felt påvirket av THC vært utgangspunktet for denne indikatoren. Et område regnes som kontaminert dersom THC-nivåene er høyere enn forventet bakgrunnsnivå i den enkelte

regionen. Bakgrunnsverdien beregnes for hver undersøkelse basert på resultater fra de regionale stasjonene i en region, både for året og for flere år samlet. I tillegg er også areal med høyere konsentrasjon av THC enn 50 mg/kg (areal med THC>50 mg/kg) beregnet, og arealet med forstyrret bløtbunnsfauna.

Metodikken for å beregne kontaminert areal er under revisjon. På grunn av stor usikkerhet i beregnet THC-kontaminert areal, er det derfor ikke lagt stor vekt på dette i denne indikatoren nå. Isteden er relevante resultater fra gjennomførte sedimentundersøkelser i de ulike regionene, hovedsakelig THC og fauna, oppsummert under. 2023 var det første året at ny risikobasert tilnærming ble testet ut på sokkelen. Utvalget av innretninger som ble inkludert i undersøkelsen var som følge av dette betydelig redusert i forhold til tidligere år. Denne tilnærmingen er beskrevet i retningslinjer for miljøovervåking av petroleumsvirksomhet til havs Miljødirektoratet: Miljøovervåking av petroleumsvirksomheten til havs Veileder M-300.

Region 1, Ekofiskområdet 56-58°N, 2023

Siste undersøkelse i region 1 ble gjennomført i 2023. 39 av 144 feltstasjoner ved 6 av 12 innretninger hadde THC-konsentrasjoner over bakgrunnsverdi. Av disse hadde seks stasjoner THC-konsentrasjoner over 50 mg/kg, og ni stasjoner hadde forstyrret fauna. Disse stasjonene var i hovedsak lokalisert på Ekofisk, Valhall og Gyda. De fleste av disse lå nær eksisterende eller tidligere feltsenter, det vil si de sentrale områdene på feltene der plattformer, brønnhoder og annen infrastruktur har stått, og hvor påvirkningen på sjøbunnen normalt er størst.

Samlet kontaminert THC-areal ble beregnet til 20 km^2, hvor det største arealet på 13,3 km^2 var relatert til Ekofisk. Kontaminert areal med høyere verdi enn 50 mg THC per kg ble i 2023 estimert til 0,74 km^2.

Region 2, Sleipnerområdet 58-60°N, 2024

Region 2 ble sist undersøkt i 2024. Det ble registrert THC-kontaminering ved 8 av 20 innretninger; Ringhorne, Johan Sverdrup, Jotun, Grane, Ivar Aasen, Vale, Bøyla og Symra. De fleste av disse hadde THC-verdier rett over bakgrunnsverdi, mens THC-verdier over 50 mg/kg ble registrert på Ringhorne og Johan Sverdrup. Ringhorne hadde svært høye THC-verdier som er knyttet til tidligere lekkasje av injisert oljeholdig borekaks. THC-verdiene på Johan Sverdrup kan sannsynligvis knyttes til utslipp av renset oljebasert borekaks.

Det har vært utslipp av renset kaks boret med oljebasert borevæske på tre av feltene i regionen siden foregående undersøkelse. På Johan Sverdrup har det vært utslipp av renset kaks over flere år. Det er totalt rapportert om utslipp av rundt 40 tonn olje i forbindelse med boring med oljebasert borevæske fra 2020 til og med 2024. På Johan Sverdrup ble det registrert økte THC-nivåer i sedimentene på de fleste av stasjonene og påvirkning av faunaen nærmest sentrum. Dette kan tyde på at utslippsmengden av renset kaks fra oljebasert borevæske har påvirket forholdene i sedimentene.

På Ivar Aasen og Edvard Grieg har det blitt sluppet ut betydelig mindre mengder med renset kaks fra oljebasert borevæske. På disse feltene var THC-nivåene i sedimentene stort sett lave, under eller rett over bakgrunnsverdi. Fauna var også upåvirket på disse feltene. I tillegg til faunaforstyrrelser på Johan Sverdrup, ble det registrert faunforstyrrelse på Ringhorne, Jotun, Grane og Solveig. Sistnevnte var en grunnlagsundersøkelse, men kan være påvirket av tidligere leteboring i nærheten.

Totalt ble det beregnet et THC-kontaminert maksimumsareal på 7,39 km^2 basert på færre undersøkte innretninger i 2024. Johan Sverdrup var det eneste feltet hvor arealet med THC-nivåer over 50 mg/kg ble beregnet (~0,39 km^2). Kontaminering av barium ble påvist på 15 felt. De høyeste verdiene ble funnet på Vale Bøyla og Johan Sverdrup.

Region 3, Osebergområdet 60-61°N, 2022

Siste undersøkelse i region 3 ble gjennomført i 2022. Høyeste THC-konsentrasjoner ble registrert på Veslefrikk og Oseberg Sør. Her ble også fauna vurdert å være sterkt og moderat påvirket. De høye verdiene er knyttet til lekkasje av injisert oljeholdig borekaks. THC-nivåer over 50 mg/kg ble også funnet på stasjoner ved flere Oseberg-innretninger, Brage og Troll. I tillegg ble det funnet tre stasjoner med lett forstyrret fauna på Brage, Oseberg C og Oseberg feltsenter. På Brage og Oseberg feltsenter ble det registrert THC-verdier rundt 80 mg/kg, mens THC-nivåene på Oseberg C ble registrert å være rundt 18 mg/kg.

Totalt ble det beregnet et THC-kontaminert maksimumsareal på 37,5 km^2 i regionen. Høyeste bariumverdier ble funnet på Troll W2, en ny utbygging mellom Troll B og Troll C, Fram øst, Oseberg Sør og Veslefrikk.

Region 4, Statfjordområdet 61-62°N, 2023

Sist undersøkelse i region 4 ble gjennomført i 2023. Det ble funnet THC-kontaminering ved åtte av innretningene: Statfjord A, B, Snorre B og TLP, Gullfaks A, B og C og Kvitebjørn. Nivåer over 50 mg/kg ble funnet på Gullfaks A, Gullfaks C, Snorre TLP, Statfjord B og Snorre B. Faunaforstyrrelser ble funnet på 12 stasjoner på Statfjord B, Snorre TLP og Snorre B, Gullfaks C og Kvitebjørn. De høyeste THC-konsentrasjonene ble påvist på Statfjord B og Snorre B.

Totalt ble det beregnet et THC-kontaminert maksimumsareal på 55 km^2 i regionen. De høyeste verdiene av barium ble funnet på Visund, Snorre TLP og Snorre B.

Generelt

THC finnes i store mengder i oljebasert borekaks som tidligere ble dumpet direkte på sjøbunnen. Fra 1993 ble utslipp av oljebasert borekaks forbudt, og operatørene har krav om å ta oljebasert borekaks til land I tiden fram mot forbudet, ble det påvist høye konsentrasjoner av olje på grunn av forurensning ut til 3–4 kilometer fra feltene, og i noen tilfeller til 6–7 kilometer fra feltene. Oljeforurenset sjøbunn ble rundt enkelte felt beregnet til 38 km^2. Etter 1993 har forurensningen gradvis blitt redusert.

Oljeforurenset sjøbunn rundt feltene er i hovedsak mindre enn 1 km^2. Høye konsentrasjoner av THC er generelt forbundet med tidligere lekkasjer fra oppsprukne reservoarer og rester av gammel oljebasert borekaks. Mange stasjoner har THC-verdier over bakgrunnsverdi, men det er generelt få stasjoner med THC-verdier over 50 mg/kg. Det samlede arealet med forurenset sediment rundt installasjonene på norsk sokkel utgjør i dag en liten andel dersom en sammenligner med det totale sokkelarealet. Tallene for kontaminert areal i regionen er også beheftet med stor usikkerhet, og er avhengig av hvilke innretninger og stasjoner som inkluderes i de årlige undersøkelsene.

I perioden fram til 1993 var det klare negative effekter av utslipp av oljebasert borekaks på dyr som lever på sjøbunnen, og de verste tilfellene hadde en utstrekning på 3 kilometer fra feltene. I dag er det bare få tilfeller der det er vist effekter på bunnfaunaen lenger ut enn 250 meter fra feltene.

Endringer i forurenset areal, høye konsentrasjoner av THC og forstyrret fauna, kan skyldes flere forhold. Det dreier seg hovedsakelig om:

- lekkasjer fra oppsprukne reservoarer (som for eksempel er tilfelle ved feltet Veslefrikk med flere)
- mudring i gamle kakshauger på sjøbunnen i forbindelse med fjerning av installasjoner etter avsluttet aktivitet (som for eksempel er tilfelle ved feltet Ekofisk med flere)
- nye felt har nylig fått aktivitet og deretter blitt inkludert i overvåkingen
- spredning fra kakshaugene nærmere utslippspunktet på grunn av havstrømmer

- usikkerhet med tanke på prøvepunktene
- potensielle uhellsutslipp

Vi ser også en økning i THC-konsentrasjon og forstyrret fauna på Johan Sverdrup, som har hatt betydelig utslipp av renset kaks boret med oljebasert borevæske.

Hovedmengden av barium på sjøbunnen kommer fra borevæske. Forurensning av barium har sammenheng med boreaktiviteten på sokkelen og utslipp av vannbasert borevæske og kaks.

Lenke til indikatoren: Sjøbunn i Nordsjøen påvirket av hydrokarboner (THC) og barium

4.2.2 Radioaktivitet i sjøvann i Nordsjøen

Radioaktiv forurensning i sjøvann overvåkes langs norskekysten og i havområdene, og nivåene av menneskeskapte radioaktive stoffer er lave. Det er også naturlig forekommende radionuklider i sjøvann, og petroleumsvirksomheten oppkonsentrerer og slipper ut disse sammen med det produserte vannet. Nivået av radioaktiv forurensning i sjøvann er høyere i Nordsjøen enn i Norskehavet og Barentshavet. De høyeste nivåene måles i Skagerrak. Det er høyere nivåer av cesium-137 langs kysten enn i åpent hav, på grunn av avrenning fra land. Nivåene av cesium-137 er stabile eller synkende.

Lenke til indikatoren: Radioaktiv forurensning i sjøvann i Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen-Skagerrak

4.2.3 Radioaktivitet i tang i Nordsjøen

Blæretang er en god indikator for utviklingen av nivåene av technetium-99 i miljøet, siden technetium-99 oppkonsentreres i blæretang. Nivåene i sjøvann er for tiden så lave at de som regel er under deteksjonsgrensen, mens nivåene i blæretang er lave, men målbare.

Det måles også cesium-137 i blæretang, og nivåene er lave. En generell trend er at nivåene er høyere i sør enn i nord på grunn av utstrømming av Tsjernobyl-relatert cesium-137 fra Østersjøen.

Det var en økning i nivåene av radioaktivitet i tang i Nordsjøen på 1990-tallet grunnet økte utslipp fra Sellafieldanlegget i Storbritannia. Det har vært en betydelig nedgang i utslippet de siste par tiårene, og dermed også en nedgang i technetium-99 i blæretang. Nivåene av cesium-137 i blæretang er også synkende.

Lenke til indikatoren: Radioaktivitet i tang langs norskekysten

4.2.4 Miljøgifter i blåskjell langs norskekysten mot Nordsjøen og Skagerrak

De fleste blåskjellstasjonene ligger inne i fjorder eller nær punktkilder som f.eks. havneområder. Resultatene herfra er derfor ikke direkte relevante for forholdene i forvaltningsplanområdet Nordsjøen og Skagerrak. Fem av stasjonene (Færder, Risør, Søgne, Farsund og Espevær (Bømlo) ligger imidlertid nær åpent hav og kan gi en indikasjon på hvor mye som tilføres havområdet fra kysten.

I Nordsjøen og Skagerrak overvåkes nivåer av miljøgifter i blåskjell langs deler av kysten fra Østfold til Vestland. I MILKYS-programmet som NIVA utfører for Miljødirektoratet, startet noen av de årlige målingene på faste stasjoner i 1981, og siste rapporterte undersøkelse var i 2024 (Schøyen m.fl., 2025). Data frem til og med 2023 er inkludert her. Det er 17 blåskjellstasjoner i dette området; Akershuskaia, Gressholmen, Gåsøya, Solbergstrand, Færder, Kirkøy, Singlekalven i Oslofjorden, Bjørkøya, Risør, Søgne og Farsund på Sørlandet, Kvalnes, Utne, Vikingneset, Espevær (Bømlo), Bergen og Måløy. Miljøgiftene som ble undersøkt var blant annet kvikksølv, kadmium, bly, kobber, sink, HCB, DDT (p,p'-DDE), PCB (PCB-118 og PCB-153), PBDE (PBDE-47) og PFAS (PFOS, PFOA, PFNA og PFHxS).

I 2023 var blåskjell langs kysten mot Nordsjøen og Skagerrak generelt mer forurenset enn de andre havområdene. Blåskjellstasjoner i indre Oslofjord hadde mange overskridelser av PROREF, og blant disse hadde Gressholmen og Akershuskaia i Oslo havneområde de fleste og høyeste overskridelsene. De høyeste overskridelsene av PROREF ble funnet for PCB-118 og PCB-153 i blåskjell fra Gressholmen, hvor PROREF ble overskredet med en faktor på henholdsvis over 20, og mellom 10 og 20. For metaller var det høyest overskridelse av PROREF (10-20 ganger) for bly i blåskjell på Kvalnes i Sørfjorden.

For kvikksølv, kadmium, bly, kobber og sink var det både nedadgående og oppadgående tidstrender (Tabell 16). De oppadgående trendene gjaldt kun enkeltstasjoner i Oslofjorden, ved Hvaler og i Langesundsfjorden, mens flest stabile og noen nedadgående trender ble observert ved stasjoner på Vestlandet og Sørlandet. Det var nedadgående trender for BDE47 ved alle stasjoner bortsett fra den nordligste (ytre Nordfjord). Nivåene av p,p'-DDE var stort sett stabile, men nedadgående ved to stasjoner, i Sørfjorden og innerst i Oslofjorden. Det var stort sett stabile eller nedadgående trender for PCB-118 og PCB-153, men begge var oppadgående ved fire ulike stasjoner.

Nivåene av metaller (kvikksølv, kadmium, bly), PFAS-forbindelser (PFOS, PFOA PFNA og PFHxS og summen av disse 4 PFAS) og PCB6 var under grenseverdiene for mattrygghet (for omsetning av sjømat).

Det var overskridelser av EQS for kvikksølv på seks stasjoner (indre Oslofjord, to stasjoner på Hvaler, Langesundsfjorden, Risør og Sørfjorden), og for PBDE på fire (indre Oslofjord, Hvaler, Bergen og ytre Nordfjord) av de seks undersøkte stasjonene. De to stasjonene ved Færder og Langesundsfjorden hadde lave konsentrasjoner i 2023, og var under den lave EQS-verdien.

Det måles også klorparafiner (SCCP og MCCP) i blåskjell fra Gressholmen, Færder, Singlekalven, Bjørkøya, Bergen og Måløy, og konsentrasjonene var under EQS ved alle de seks stasjonene i 2023.

Lenke til indikatoren: Miljøgifter i blåskjell langs norskekysten

*Tabell 16. Oppsummering av konsentrasjoner av ulike miljøgifter i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra faste stasjoner langs norskekysten som grenser til Nordsjøen. Resultater fra siste års overvåking er sammenlignet med grenseverdi for mattrygghet (grønn/rød), miljøkvalitetsstandarder (EQS, blå/rød) og PROREF (under/over). Grå farge på cellen indikerer at grenseverdier ikke finnes eller PROREF ikke er beregnet. Korttidstrender for perioden 2014-2023 er vist med symboler som beskrevet. Tallene i cellene markerer antall stasjoner i hver kategori.*

Stoff	Grenseverdi mattrygghet under over antall stasjoner	EQS under over antall stasjoner		PROREF antall stasjoner		Utvikling 2014-2023 synkende ↘ stigende ↗ uendret ○ ukjent ☐ antall stasjoner			
		under	over	under	over	↘	↗	○	☐
Kvikksølv (Hg)	17	11	6	5	12	4	1	12	
Kadmium (Cd)	17			10	7	2	2	12	1
Bly (Pb)	17			7	10	3	4	9	1
Kobber (Cu)				14	3	1	2	13	1
Sink (Zn)				6	11	3	4	9	1
HCB		11		kons. <LOQ og LOQ> PROREF				7	4
DDT (p,p'-DDE)		11		3	8	2		9	
PBDE (PBDE-47)		2	4	6		5		1	
PBDE6		6^2		ikke beregnet					6^1
PCB (PCB-118)				2	14	5	4	7	
PCB (PCB-153)				5	11	2	4	9	1
PCB6/PCB7*	16	6^2	10^2	ikke beregnet		1^1			15^1
PFOS	4	4		ikke beregnet					4
PFOA	4	4		ikke beregnet					4
PFNA	4								4
PFHxS	4								4

PBDE-47 representerer sum PBDE6 som EQS gjelder for. [1]Upper bound (UB). [2]Lower bound (LB).

4.2.5 Imposex hos purpursnegl langs norskekysten mot Nordsjøen

De seks purpursneglestasjonene Færder, Risør, Mandal, Farsund, Karmsundet og Espevær ble undersøkt langs kysten mot Nordsjøen og Skagerrak i 2024 (Schøyen m.fl., 2025). TBT-konsentrasjonene var langt under miljøkvalitetsstandarden for organismer (150 µg TBT/kg våtvekt), og provisorisk høy referansekonsentrasjon (PROREF på 23,54 µg TBT/kg våtvekt for purpursnegl) ved Færder (0,64 µg TBT/kg våtvekt), Risør (0,49 µg TBT/kg våtvekt), Mandal (0,5 µg TBT/kg våtvekt), Farsund (0,52 µg TBT/kg våtvekt), Karmsundet (2,3 µg TBT/kg våtvekt) og Espevær (0,59 µg TBT/kg våtvekt). Det var synkende langtidstrender (hele perioden) for både TBT-konsentrasjon og imposex ved Færder, Risør, Karmsundet og Espevær, og for TBT-konsentrasjon ved Mandal og Farsund. I Karmsundet var det også synkende korttidstrend for imposex for perioden 2015 til 2024 (Tabell 17).

Lenke til indikatoren: Imposex hos purpursnegl langs norskekysten

*Tabell 17. Konsentrasjoner av tributyltinn (TBT) og forekomst av imposex (VDSI) hos purpursnegl (*Nucella lapillus*) fra 6 faste stasjoner langs norskekysten som grenser til Nordsjøen. Resultater fra siste års overvåking er sammenlignet med miljøkvalitetsstandarder (EQS, blå/rød) og PROREF (under/over). Grå farge på cellen indikerer at EQS ikke finnes. Korttidstrender for perioden 2015-2024 er vist med symboler som beskrevet. Tallene i cellene markerer antall stasjoner i hver kategori.*

Stoff	EQS under over antall stasjoner	PROREF antall stasjoner		Utvikling 2015-2024 synkende ↘ stigende ↗ uendret ○ ukjent ☐ antall stasjoner			
		under	over	↘	↗	○	☐
Tributyltinn, TBT	6	6				4	2
Imposex, VDSI	6	6		1		5	

4.2.6 Forurensning i reker i Nordsjøen

I Nordsjøen og Skagerrak overvåkes miljøgifter i hele og pillede kokte reker fra åpent hav. Av stoffene som analyseres er nivåene av kvikksølv og arsen høyere i pillede enn i hele reker, ellers er nivåene av de fleste stoffer høyest i hele reker. Nivåene av tungmetallene kvikksølv og bly er høyere i reker fra Nordsjøen enn i reker fra Norskehavet og Barentshavet. For hele reker i perioden 2019-2024 var nivået av kobber høyere i reker fra Nordsjøen enn i reker fra de andre to havområdene, mens i hele reker var nivået i Nordsjøen på nivå med Norskehavet. Nivået av kadmium i reker fra Nordsjøen er lavere enn i reker fra Barentshavet, men høyere enn i kystreker fra Norskehavet.

Nivået av dioksiner og dioksinlignende PCB i reker fra Nordsjøen (nyeste måling 2023) er på nivå med kystreker fra Norskehavet og høyere enn i reker fra Barentshavet. For ikke-dioksinlignende PCB (PCB6 eller PCB7) var nivået i reker fra Nordsjøen høyere enn nivået i Barentshavet og lavere enn i kystreker fra Norskehavet. For PBDE i reker var nivået i Nordsjøen på nivå med Norskehavet og høyere enn i Barentshavet.

Både hele og pillede reker fra 2022-2023 er blitt analysert med en mer følsom metode enn tidligere, og da ble det funnet målbare konsentrasjoner av mange ulike PFAS-forbindelser (Frantzen m.fl., 2024c). PFOS hadde høyest konsentrasjon, med opp til 1,5 µg/kg, fulgt av PFTrDA med opp til 1,4 µg/kg og PFTA med opp til 0,63 µg/kg. Sum alle målte PFAS i reker fra Nordsjøen var i gjennomsnitt høyere enn i reker fra Barentshavet, men lavere enn i kystreker fra Norskehavet (Se figur i Kap. 2.2.7).

Nivåene av cesium-137 i reker fra Nordsjøen og Skagerrak var lave ved siste måling som ble gjort i 2013.

Nivåene i hele reker av kvikksølv, dioksiner, PCB og PBDE viser en svakt nedadgående trend for perioden 2015-2025 (Tabell 18). Andre metaller samt de klorerte plantevernmidlene HCB og DDT viser ingen endring de siste ti årene.

Kokte, pillede reker (muskel) har konsentrasjoner langt under grenseverdiene for mattrygghet for de stoffene der grenseverdier finnes (kvikksølv, bly, arsen, sum dioksiner, sum dioksiner og dioksinlignende PCB og PCB6). PFAS-nivået er også under de nye grenseverdiene som er satt for PFOS, PFOA, PFNA og PFHxS og summen av disse og som gjelder for muskel av krepsdyr.

Nivåene av kvikksølv, PCB7 og PBDE i hele reker er over miljøkvalitetsstandardene satt for disse stoffene. Det

betyr at nivåene er så høye at de potensielt kan påvirke arter høyt i næringskjeden, slik som sjøfugl og sjøpattedyr. Nivåene av dioksiner og dioksinlignende PCB, DDT, HCB, PFOS, PFOA og PAH (benzo(a)pyren) er under de respektive miljøkvalitetsstandardene. Siden det er kokte reker som analyseres, er ikke nivåene som vi måler i reker helt representativ for det som overføres i næringskjeden, avhengig av hvordan nivåene av de ulike stoffene påvirkes av koking. De fleste stoffene som overvåkes er imidlertid persistente og sterkt bundet, og det totale innholdet i rekene vil derfor stort sett være det samme før og etter koking.

Lenke til indikatoren: Forurensning i reker i Nordsjøen

*Tabell 18. Oppsummering av konsentrasjoner av ulike miljøgifter i dypvannsreke (*Pandalus borealis*) i Nordsjøen. Resultater fra siste års overvåking (totalt gjennomsnitt hele havområdet) er sammenlignet med grenseverdi for mattrygghet (grønn/rød) og miljøkvalitetsstandarder (EQS, blå/rød). Grå farge på cellen indikerer at grenseverdier ikke finnes. Korttidstrender for perioden 2015-2025 er vist med symboler som beskrevet.*

Stoff	Grenseverdi mattrygghet under over	EQS under over	Utvikling 2015-2025 synkende ↘ stigende ↗ uendret ○ ukjent ☐
Kvikksølv			↘
Kadmium			○
Bly			○
Arsen			○
Kobber			○
Dioksiner og dl-PCB			↘
Dioksiner og furaner			↘
PCB6/PCB7			↘
HCB			○
DDT (DDE)			○
PBDE			↘
Sum PFAS4			☐
PFOS			☐
PFOA			☐
PFNA			☐
PFHxS			☐
Cesium-137			↘ til 2013 (siste måling)

4.2.7 Forurensning i tobis i Nordsjøen

Nivåene av mange av miljøgiftene som analyseres i tobis (havsil, *Ammodytes marinus*) fra Nordsjøen er høyere enn lodde og polartorsk fra Barentshavet. Det gjelder for eksempel kvikksølv, dioksiner og dioksinlignende PCB, PCB7, PBDE og p,p'-DDE. Nivået av HCB var imidlertid klart lavere i tobis enn i både lodde og polartorsk. For tobis er det lite data fra andre områder enn Nordsjøen til å sammenligne med. For andre metaller enn kvikksølv var det enten ikke betydelige forskjeller mellom de ulike artene eller så var nivået i tobis et sted mellom lodde og polartorsk, for eksempel kobber, kadmium, bly og arsen.

I perioden 2015-2025 hadde tobis avtakende konsentrasjoner av kvikksølv, sum dioksiner og dioksinlignende PCB og HCB (Tabell 19). Nivåene av PCB7, PBDE, DDT og andre metaller enn kvikksølv var imidlertid stabile.

Tobis nyttes ikke som mat for mennesker, men fiskes som industrifisk og benyttes som råstoff til produksjon av fiskefôr. Nivåene av de målte miljøgiftene var under grenseverdier som gjelder for fiskefôr, for stoffer der det finnes slike grenseverdier. Disse grenseverdiene har som mål å sikre at innhold av miljøgifter i fôret ikke skal ha negativ effekt på oppdrettsfisken eller mennesker som spiser oppdrettsfisken.

Nivået av de fleste miljøgifter inkludert kvikksølv i tobis er under miljøkvalitetsstandardene, mens PCB7 og PBDE er over de miljøkvalitetsstandardene som gjelder for disse stoffene. Med unntak av PCB7 og PBDE er nivåene så lave at de ikke forventes å påvirke arter høyere oppe i næringskjeden.

Lenke til indikatoren: Forurensning i tobis i Nordsjøen

Tabell 19. Oppsummering av konsentrasjoner av ulike miljøgifter i tobis (havsil, Ammodytes marinus*) i Nordsjøen. Resultater fra siste års overvåking (totalt gjennomsnitt hele havområdet) er sammenlignet med grenseverdi for mattrygghet (grønn/rød) og miljøkvalitetsstandarder (EQS, blå/rød). Grå farge på cellen indikerer at grenseverdier ikke finnes. Korttidstrender for perioden 2015-2025 er vist med symboler som beskrevet.*

Stoff	Grenseverdi mattrygghet under over	EQS under over	Utvikling 2015-2025 synkende ↘ stigende ↗ uendret ○ ukjent ☐
Kvikksølv			↘
Kadmium			○
Bly			○
Arsen			○
Kobber			○
PCB6/PCB7			○
Dioksiner og dl-PCB			↘
Dioksiner og furaner			↘
HCB			↘
DDT (DDE)			○
PBDE			○
PFOS	<LOQ, LOQ > grenseverdi		☐
PFOA	<LOQ, LOQ > grenseverdi		☐

4.2.8 Forurensning i nordsjøsild

Filet av Nordsjø-bestanden av sild, nordsjøsild, i overvåkes for miljøgifter hvert tredje år. Konsentrasjonene av både kvikksølv og kadmium i filet av nordsjøsild var i 2020 og 2023 litt lavere enn i NVG-sild, som i hovedsak lever i Norskehavet og Barentshavet, men for kvikksølv skyldtes dette at NVG-sild var større og eldre enn nordsjøsild. Også for organiske miljøgifter som dioksiner og dioksinlignende PCB og PCB7, var konsentrasjonene lavere i nordsjøsild enn i NVG-sild, men når fisk av samme alder ble sammenlignet, var nivåene i nordsjøsild høyest. Siden nordsjøsild generelt er mindre og yngre enn nordsjøsild, er det vanskelig å sammenligne de to artene direkte for å kunne si noe om forurensningsnivå i de to havområdene der de to artene lever. Nivået av PBDE i nordsjøsild var litt høyere enn i Nordsjøsild, og dette ble enda tydeligere når fisk av samme alder ble sammenlignet. Det bør nevnes at denne prøvetakingen hvert tredje år gjøres på «worst case» prøver for kadmium og dioksiner og PCB i forhold til årstid og geografi og ikke er representativ for typisk nordsjøsild.

*Tabell 20. Oppsummering av konsentrasjoner av ulike miljøgifter i nordsjøsild (*Clupea harengus*) i Nordsjøen. Resultater fra siste års overvåking (totalt gjennomsnitt hele havområdet) er sammenlignet med grenseverdi for mattrygghet (grønn/rød) og miljøkvalitetsstandarder (EQS, blå/rød). Grå farge på cellen indikerer at grenseverdier ikke finnes. Korttidstrender for perioden 2014-2023 er vist med symboler som beskrevet.*

Stoff	Grenseverdi for mattrygghet under over	EQS under over	Utvikling 2014-2023 synkende ↘ stigende ↗ uendret ○ ukjent ☐
Kvikksølv			↘
Kadmium			○
Arsen			↘
Bly			☐[1]
Kobber			↘
Sink			○
Dioksiner og dl-PCB			↘
Dioksiner og furaner			↘
PCB6/PCB7			↘
HCB			☐[2]
DDT			☐[2]
PBDE			↘
Sum PFAS4			☐[2]
PFOS			☐[2]
PFOA			☐[2]
PFNA			☐[2]
PFHxS			☐[2]

[1]Mange resultater <LOQ. [2]For få år til trendanalyse (2017, 2020, 2023)

Nivåene av organiske miljøgifter er lavere i nordsjøsild enn i sild fra Østersjøen, som er kjent for høye konsentrasjoner av organiske miljøgifter på grunn av tidligere forurensning (Airaksinen m.fl., 2014).

I den siste tiårsperioden ble det tatt prøver av nordsjøsild i 2014, 2017, 2020 og 2023. I denne perioden var det nedgang i nivåene av kvikksølv, arsen, kobber og de organiske miljøgiftene PCB, dioksiner og PBDE (Tabell 20). For bly, HCB, DDT og PFAS er det ikke mulig å si noe om utviklingen.

Filet av sild er viktig mat for mange mennesker, og indikatoren Forurensning i nordsjøsild er en viktig indikator for mattrygghet. Nivåene av kvikksølv, kadmium, bly, sum dioksiner, sum dioksiner og dioksinlignende PCB og PCB6 i filet av nordsjøsild er alle godt innenfor grenseverdiene som gjelder for fisk som mat til mennesker. I prøver av nordsjøsild analysert for PFAS i perioden 2014-2023 var de aller fleste verdier under bestemmelsesgrensene. I 2023 var konsentrasjonene av PFOS, PFOA, PFNA og PFHxS og summen av disse under bestemmelsesgrensene, og også under grenseverdiene for mattrygghet som gjelder fra 2022.

Gjennomsnittsnivå av kvikksølv, PCB7 og PBDE i nordsjøsild fra 2023 var gjennomgående høyere enn de respektive miljøkvalitetsstandardene (Tabell 20). Nivåene av dioksiner og dioksinlignende PCB, PFOS og PFOA og HCB var imidlertid godt under miljøkvalitetsstandardene som gjelder for disse stoffene.

Lenke til indikatoren: Forurensning i nordsjøsild

4.2.9 Forurensning i rødspette i Nordsjøen

Det er ikke gjort nye analyser av rødspette (*Pleuronectes platessa*) etter 2021, og denne indikatoren vil utgå (se Skern-Mauritzen m.fl., 2025). For informasjon om målte nivåer av miljøgifter i denne arten, se tidligere rapporter (Frantzen m.fl., 2020, 2022). Det ble i 2023 gjort noen nye analyser av PFAS i filet av rødspette på oppdrag for Mattilsynet, se Kapittel 5.4.4.

Lenke til indikatoren: Forurensning i rødspette i Nordsjøen

4.2.10 Forurensning i torsk i Nordsjøen

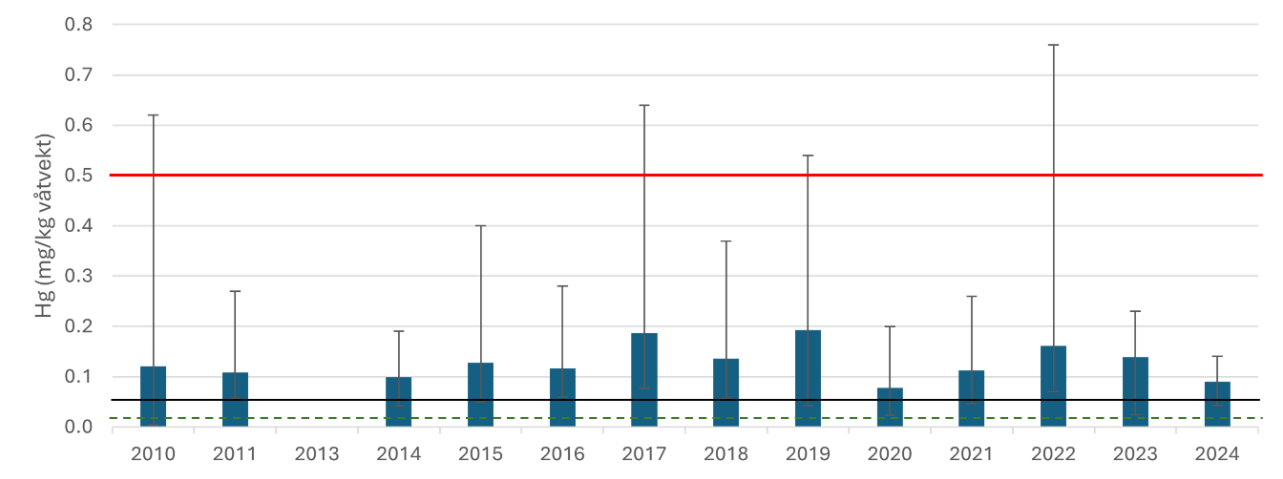
Det gjennomsnittlige innholdet av kvikksølv i filet av torsk som prøvetas i åpent hav i Nordsjøen er noe forhøyet, med inntil to ganger PROREF. Nivået er høyere enn i torsk fra Barentshavet, men lavere enn i torsk fisket langs kysten. I lever av torsk fra Nordsjøen er nivåene av tungmetallene bly og kvikksølv lave og under PROREF. I 2024 var gjennomsnittsnivået av kadmium i torskelever over PROREF. Tidligere har kun enkeltfisk vært over denne grensen.

Nivåene av organiske miljøgifter i torskelever er høyere i nordsjøtorsk enn i torsk fra Barentshavet. Nivået av PCB7 og PBDE i torskelever var likevel under PROREF (Tabell 21).

De klorerte plantevernmidlene klordaner, HCB, DDT, HCH, dieldrin, heptaklorepoksider, nonaklor, pentaklorbenzen, oktaklorstyren, mirex og toksafen ble funnet i målbare nivåer i mange prøver av torskelever. DDT-metabolitten p,p'-DDE hadde de høyeste konsentrasjonene, men sum DDT var likevel under PROREF. Gjennomsnittsnivået av HCB var like under PROREF.

Fra og med 2014 har torskelever også blitt analysert for perfluorerte alkylstoffer, PFAS. De aller fleste PFAS-forbindelser var under analysemetodens bestemmelsesgrenser. Etter en forbedring av analysemetoden i 2017, har det vært funnet målbare nivåer av PFOSA, PFTrDA og PFUdA i mange prøver, og i noen få prøver også målbart nivå av PFNA. De høyeste konsentrasjonene ble funnet for PFOSA med opp til 5,0 µg/kg våtvekt, og alle PFAS var under PROREF, der slike grenser finnes (Tabell 21). Ti prøver av torskemuskel prøvetatt i Nordsjøen i 2022 er analysert for PFAS. Disse hadde lavere konsentrasjoner enn torsk fra kysten av Norskehavet og Barentshavet, men kun et lavt antall prøver ble analysert og forskjellene var ikke signifikante.

Nivåene av PFAS-forbindelser er generelt mye lavere i filet enn i lever av torsk og annen fisk.



Figur 19. Kvikksølvkonsentrasjoner (mg/kg våtvekt) i filet av torsk fra Nordsjøen. Gjennomsnitt, minste og største verdi er vist for hvert år. Rød linje markerer grenseverdi for mattrygghet (0,5 mg/kg), Svart linje markerer PROREF på 0,056 mg/kg og grønn stiplet linje markerer miljøkvalitetsstandarden for kvikksølv på 0,02 mg/kg. Kilde: Havforskningsinstituttet/ MIljøstatus

Kvikksølvnivået i torskefilet ser ut til å være svært stabilt i perioden 2010-2024 (Figur 19), men analyser viser at nivået avtok svakt i perioden 2015-2025 (Tabell 21). Gjennomsnittsnivåene av PCB7 og PBDE i torskelever var gjennomgående noe lavere i 2020-2023 enn tidligere, men bare PBDE viste betydelig nedgang i perioden 2015-2025. HCB viste også nedgang, mens DDT, sum dioksiner og dioksinlignende PCB og andre metaller var uendret i perioden.

Kvikksølv i filet og dioksiner og dioksinlignende PCB, PCB7 og sum PBDE i lever av torsk er gjennomgående langt over miljøkvalitetsstandardene som gjelder disse stoffene. Nivået av DDT var imidlertid godt under miljøkvalitetsstandarden på 610 µg/kg. Gjennomsnittsnivået av HCB var over miljøkvalitetsstandarden enkelte år og senest i 2022. Nivået av alle PFAS som har miljøkvalitetsstandarder var under disse.

For mattrygghet er filet av torsk av stor betydning, og kvikksølv i torskefilet var i 2023-2024 under grenseverdien for mattrygghet i alle analyserte prøver (Figur 19). Kadmium og bly i filet, som det også finnes grenseverdier for, er alltid langt under grenseverdiene. De ti prøvene av torskefilet analysert i 2023, hadde lave nivåer av PFAS, godt under grenseverdiene for mattrygghet for PFOS, PFOA, PFHxS og PFNA samt summen av disse (Frantzen m.fl., 2024c).

Fettløselige organiske miljøgifter akkumuleres i liten grad i filet av mager fisk som torsk. Målinger av dioksiner og PCB i ti filetprøver av nordsjøtorsk prøvetatt i 2022 og 2023, viste at både summen av dioksiner og dioksinlignende PCB og PCB6 i torskefilet var langt under de respektive mattrygghets-grenseverdiene som gjelder for filet.

Siden torskelever i noen grad nyttes som mat, er det også egne grenseverdier for sum dioksiner og dioksinlignende PCB og sum PCB6 som gjelder torskelever, som er satt mye høyere enn for filet (Tabell 36). I 2020-2023 var gjennomsnittskonsentrasjonene i lever av sum dioksiner og dioksinlignende PCB under eller lik grenseverdien, og sum PCB6 var i gjennomsnitt godt under grenseverdien. På grunn av relativt høye nivåer av dioksiner og PCB dioksinlignende PCB, advarer imidlertid Mattilsynet barn, gravide og ammende mot å spise fiskelever og rognleverpostei uavhengig av hvor den er fisket (https://www.mattilsynet.no/mat-og-drikke/forbrukere/barn-gravide-og-ammende-bor-ikke-spise-fiskelever-og-rognleverpostei).

Lenke til indikatoren: Forurensning i torsk i Nordsjøen

*Tabell 21. Oppsummering av konsentrasjoner av ulike miljøgifter i atlantisk torsk (*Gadus morhua*) i Nordsjøen. Resultater fra siste års overvåking (totalt gjennomsnitt hele havområdet) er sammenlignet med grenseverdi for mattrygghet (grønn/rød) og miljøkvalitetsstandarder (EQS, blå/rød) og PROREF for kysten (under/over). Grå farge på cellen indikerer at grenseverdier ikke finnes. Korttidstrender for perioden 2015-2025 er vist med symboler som beskrevet.*

Stoff	Grenseverdi mattrygghet under over	EQS under over	PROREF		Utvikling 2015-2025 ↘ synkende ↗ stigende ○ uendret ☐ ukjent
			under	over	
Torskefilet					
Kvikksølv (Hg)				X	↘
Kadmium (Cd)					☐[1]
Bly (Pb)					☐[1]
Arsen (As)					○
Uorg. As					☐[2]
Sum PFAS4					☐[1]
PFOS					☐[1]
PFOA					☐[1]
PFNA					☐[1]
PFHxS					☐[1]
Cesium-137					↘ (2011-2022)
Torskelever					
Kadmium (Cd)			X	(x)	○
Bly (Pb)			X		☐[1]
Kobber (Cu)			X		○
Arsen (As)			X		○
Sink (Zn)			X		○
HCB			X		↘
DDT (p,p'-DDE)			X		○
Dioksiner + dl-PCB	(x)				○
PCB6/PCB7			X		○
PBDE			X		↘
PFOS			X		☐[1]
PFOA			X		☐[1]

[1]Mange resultater < LOQ. [2]For lite data til tidstrendanalyse

4.2.11 Miljøgifter i torsk langs norskekysten mot Nordsjøen og Skagerrak

I Nordsjøen og Skagerrak overvåkes miljøgifter i kysttorsk langs kysten fra Hvaler til Bergen. I MILKYS-programmet som NIVA utfører for Miljødirektoratet startet noen av de årlige målingene på faste stasjoner i 1981, og siste rapporterte undersøkelse var i 2024 (Schøyen m.fl., 2024, 2025). Data frem til og med 2023 er inkludert her. Ni stasjoner ble undersøkt; indre Oslofjord, Tjøme, Hvaler, Langesundsfjorden, Kristiansand, Lista, Bømlo, indre Sørfjorden og Bergen. Miljøgiftene som ble undersøkt var blant annet kvikksølv i torskefilet, og kadmium, bly, kobber, sink, HCB, DDT (p,p'-DDE), siloksaner (D5), PCB (PCB-118 og PCB-153), PBDE (PBDE-47) og PFAS (PFOS og PFOA) i lever.

Torsk fanget langs kysten mot Nordsjøen og Skagerrak var generelt mer forurenset enn de andre havområdene.

For torsk var det flest overskridelser av PROREF i indre Oslofjord, indre Sørfjord og i Bergen havn. De høyeste overskridelsene av PROREF ble funnet for PCB-153 i torsk fra indre Oslofjord, hvor PROREF ble overskredet med en faktor mellom 5 og 10.

Det var stort sett stabile nivåer, det vil si at det hovedsakelig ikke kunne påvises noen tidstrend, men de nedadgående tidstrendene dominerte på lokaliteter hvor tidstrender kunne påvises (Tabell 22). Det var nedadgående tidstrender for kvikksølv (ytre Oslofjord, Hvaler og indre Sørfjorden), kadmium (indre Oslofjord), bly (indre Oslofjord, Hvaler, Kristiansandsfjorden, indre Sørfjorden og Bergen), kobber (indre Oslofjord, ytre Oslofjord og Langesundsfjorden), HCB (Lista), p,p'-DDE (Lista, Sørfjorden og Bømlo), PCB-118 (indre Oslofjord, Hvaler, Kristiansandsfjorden og Lista), PCB-153 (indre Oslofjord, ytre Oslofjord, Hvaler, Kristiansandsfjorden og Bømlo), siloksaner (indre Oslofjord), PFOS (ytre Oslofjord, Sørfjorden og Bømlo) og PBDE-47 (alle stasjoner). Det var oppadgående tidstrender for kadmium (ytre Oslofjord) og HCB (ytre Oslofjord og Bømlo).

Det var overskridelser av EQS for kvikksølv og PBDE-47 på alle stasjonene.

Nivåene av kvikksølv i torskefilet var under grenseverdien for mattrygghet (for omsetning av sjømat), men for PCB6 i torskelever (200 µg/kg vv) var stasjonene i indre Oslofjord, Langesundsfjorden, indre Sørfjord og Bergen over denne grensen.

Det måles også klorparafiner (SCCP og MCCP) i torskelever fra indre Oslofjord, Tjøme, Hvaler, Langesundsfjorden, Kristiansand, Bømlo, indre Sørfjorden og Bergen, og konsentrasjonen var under EQS på alle de åtte stasjonene i 2023.

Lenke til indikatoren: Miljøgifter i torsk langs norskekysten og Svalbard

*Tabell 22. Oppsummering av konsentrasjoner av ulike miljøgifter i atlantisk torsk (*Gadus morhua*) ved faste overvåkingsstasjoner langs norskekysten som grenser til Nordsjøen. Resultater fra siste års overvåking er sammenlignet med grenseverdi for mattrygghet (grønn/rød), miljøkvalitetsstandarder (EQS, blå/rød) og PROREF (under/over). Grå farge på cellen indikerer at grenseverdier ikke finnes eller PROREF ikke er beregnet. Korttidstrender for perioden 2014-2023 er vist med symboler som beskrevet. Tallene i cellene markerer antall stasjoner i hver kategori.*

Stoff	Grenseverdi mattrygghet under over antall stasjoner		EQS under over antall stasjoner	PROREF antall stasjoner		Utvikling 2014-2023 synkende ↘ stigende ↗ uendret ○ ukjent ☐ antall stasjoner			
	under	over		under	over	↘	↗	○	☐
Torskefilet									
Kvikksølv (Hg)	9		9	1	8	3		6	
Torskelever									
Kadmium (Cd)				9		1	1	7	
Bly (Pb)				8	1	5		4	
Kobber (Cu)				8	1	3		6	
Sink (Zn)				8	1			9	
HCB			5	5		1	2	2	
DDT (p,p'-DDE)			5	3	2	3		2	
Siloksaner (D5)			6			1		1	4
PBDE (PBDE-47)			6	5	1	6			
BDE6			6[2]	ikke beregnet					6[1]
PCB (PCB-118)				5	4	4		4	1
PCB (PCB-153)				5	4	5		3	1
PCB6/PCB7	5	4	9[2]	ikke beregnet		3[1]		5[1]	1[1]
PFOS			6	6		3		3	
PFOA			6	6					6

PBDE-47 representerer sum PBDE6 som EQS gjelder for. [1]Upper bound (UB). [2]Lower bound (LB).

4.2.12 Forurensning i brosme i Nordsjøen

Nivået av kvikksølv i brosme er høyt sammenlignet med andre torskefisk (Frantzen og Maage, 2016). Nivåene er høyest inne i fjorder i Sør-Norge, lavere langs kysten og lavest ute i åpent hav. Dette gjelder brosme fisket i åpent hav og åpne kystområder i Skagerrak og i Nordsjøen. Brosme fra Skagerrak, der det ble tatt prøver i 2008, 2013 og 2024, hadde generelt nokså høye kvikksølvkonsentrasjoner både i 2013 og 2024, sammenlignet med brosme fra åpent hav i Nordsjøen, og både høyere og lavere enn brosme fra Norskehavet. Noe av variasjonen mellom områder og år skyldes ulik størrelse på fisken som ble analysert.

Lever av brosme akkumulerer generelt mer organiske miljøgifter enn lever av torsk (Frantzen og Maage, 2016). Nivået av dioksiner og dioksinlignede PCB i lever av brosme fra åpent Nordsjøen er på nivå med eller lavere enn det som er målt i brosme fra Norskehavet, mens nivået av PCB6 er generelt litt høyere i brosme fra Nordsjøen enn i brosme fra Norskehavet. Også nivået av disse stoffene varierer etter størrelsen på fisken, i tillegg til at fettinnhold i leveren kan ha betydning. Også nivåene av klorerte plantevernmidler som DDT er relativt høyt i brosmelever, men ikke høyere i Nordsjøen enn i Norskehavet. Nivået av HCB i lever av brosme fra Nordsjøen var på nivå med eller litt lavere enn i brosme fra Norskehavet.

I perioden 2013 til 2025 var det en nedadgående trend i Nordsjøen for kvikksølv i filet av brosme og for organiske miljøgifter (PCB, dioksiner og dioksinlignende PCB og PBDE) i lever av brosme (Tabell 23). For brosme fra Skagerrak var det for få datapunkter til å kunne si noe om utviklingen.

Brosme fra Skagerrak hadde gjennomsnittlig kvikksølvnivå i filet over grenseverdien for mattrygghet i 2013 og 2024. I Nordsjøen var gjennomsnittlig kvikksølvnivå under grenseverdien hvert år det har vært målt i perioden 2008-2021 og 2025. Nivåene av bly og kadmium i filet av brosme er generelt lave og langt under grenseverdiene.

Lever av brosme fra Nordsjøen hadde gjennomsnittlige konsentrasjoner av sum dioksiner og dioksinlignende PCB over grenseverdien for mattrygghet til og med 2019, men ikke i 2020, 2021 og 2025. Lever av brosme fra Skagerrak hadde på sin side gjennomsnittsnivå over grenseverdien for sum dioksiner og dioksinlignende PCB både i 2013 og 2024, mens PCB6 var over grenseverdien alle årene.

Gjennomsnittskonsentrasjonene av kvikksølv i brosmefilet og sum dioksiner og dioksinlignende PCB, PCB7 og PBDE i brosmelever er gjennomgående langt over miljøkvalitetsstandardene for disse stoffene på henholdsvis 0,02 mg/kg, 6,5 ng TE/kg, 0,6 µg/kg og 0,0085 µg/kg. HCB var litt over miljøkvalitetsstandarden på 10 µg/kg våtvekt. DDT i lever av brosme var på sin side godt under miljøkvalitetsstandarden på 610 µg/kg.

Lenke til indikatoren: Miljøgifter i brosme i Norskehavet og Nordsjøen

*Tabell 23. Oppsummering av konsentrasjoner av ulike miljøgifter i brosme (*Brosme brosme*) i Nordsjøen og Skagerrak. Resultater fra siste års overvåking (totalt gjennomsnitt hele havområdet) er sammenlignet med grenseverdi for mattrygghet (grønn/rød) og miljøkvalitetsstandarder (EQS, blå/rød). Grå farge på cellen indikerer at grenseverdier ikke finnes. Korttidstrender for perioden 2013-2025 er vist med symboler som beskrevet.*

Stoff	Grenseverdi mattrygghet under over	EQS under over	Utvikling 2013-2025 ↘ synkende ↗ stigende ○ uendret ☐ ukjent
Brosmefilet			
Kvikksølv (Hg), Nordsjøen	(x)		↘
Kvikksølv (Hg), Skagerrak			☐[1]
Kadmium (Cd)			☐[2]
Bly (Pb)			☐[2]
Arsen (As)			○[3]
Kobber (Cu)			↘[3]
Sink (Zn)			↗[3]
Brosmelever			
Dioksiner+dl-PCB, Nordsjøen	(x)		↘
Dioksiner+dl-PCB, Skagerrak			☐[2]
PCB6/PCB7, Nordsjøen	(x)		↘
PCB6/PCB7, Skagerrak			☐[2]
PBDE			↘[3]
HCB			☐[1]
DDT			☐[1]

[1]For lite data til tidstrendanalyse. [2]Stor andel data <LOQ. [3]Tidstrend kun for Nordsjøen

4.2.13 Plast i havhestmager i Nordsjøen

Plast i havhestmager er en av OSPARs EcoQO-indikatorer. Det meste av overvåkingen har foregått i Nordsjøområdet, men siden 202 2 blir plast i havhestmager også analysert i OSPAR område I (Arktis), og dermed Norskehavet og Barentshavet . Norge har deltatt i overvåkingen i Nordsjøen siden 2003, med innsamling av strandede havhester i hovedsak i Rogaland og Lista-området gjennom vinteren, og siden 2023 også ved bruk av fugler fra utilsiktet bifangst i fiskeredskap. I den norske delen av Nordsjøområdet hadde 95,5 % av undersøkte havhester (N = 176) i perioden 2003-2025 plast i magen. Andelen av havhester med mer enn 0,1 g plast i magen (dvs. OSPARs grenseverdi) har vært nokså konstant, og ligger i dag på 46,6 % (Dehnhard m.fl., 2025). Havhest i Nordsjøen ser altså ut til å være mer utsatt for plastinntak enn havhester fra områder lenger nord (Norskehavet og Barentshavet / Svalbard).

Lenke til indikatoren: Plast i havhestmager

4.2.14 Oljetilsølt lomvi i Sørvest-Norge

Lomvi er en sjøfuglart som er veldig følsom for oljeforurensninger, og andelen av ilanddrevne lomvier (døde

eller døende) som er tilsølt med olje vil indikere graden av oljeforurensninger i det tilstøtende havområdet. I regi av ICES og OSPAR ble det satt miljømål om at andelen av ilanddrevne lomvier som er oljetilsølte gjennom en femårsperiode skal være mindre enn 20 % innen 2020 og mindre enn 10 % innen 2030.

Andelen oljetilsølte lomvier som er funnet døde, eller døende, på strender i Rogaland om vinteren har avtatt kraftig siden denne overvåkingen ble etablert i 2008, og det er registrert svært få oljetilsølte lomvier det siste tiåret. Tidligere lå gjennomsnittet som ble registrert i løpet av en femårsperiode opp mot 50 %. Denne andelen sank til 25 % og er nå ytterligere redusert til 0,4 % (materialet inkludert vinteren 2024/25). Grunnet to massedød-episoder som i hovedsak skyldes matmangel, har antall døde lomvi vært svært høy i vinterne 2021/22 og 2023/24. Datagrunnlaget er derfor svært godt (>1200 lomvi i de siste 5 årene), og tyder på at olje-forurensing ikke lengre er en stor trussel for lomviene, mens endringer i økosystemet utgjør per i dag et større problem. OSPARs miljømål for < 10 % oljetilsølte lomvi er ikke bare nådd i Norge, men også i andre land som grenser mot Nordsjøen (Camphuysen, 2022).

Lenke til indikator: Oljetilsølt lomvi i Sørvest-Norge

4.2.15 Oljepåvirket fisk i Nordsjøen

Kjemiske nivåer av forurensende stoffer sammen med biomarkører kan gi en tidlig indikasjon på endringer som kan oppstå hos en organisme, som følge av en bestemt påvirkning. Når omfanget av påvirkninger fra oljeindustrien skal vurderes i marine økosystemer, brukes biomarkører.

Ved å måle konsentrasjoner av PAH i fiskelever og i vev fra blåskjell plassert ut i bur og passive prøvetakere, kan vi få informasjon om forurensningsbelastningen ved en oljeinstallasjon på sokkelen. Ved å måle ulike biomarkører (DNA-addukter, komet-assay, mikrokjerner, CYP1A, PAH-metabolitter og endringer i histologiske parametere) i fisk, kan man finne ut om fisken er påvirket av forurensningen. Ved sammenligning av flere biomarkører brukes gjerne en integrert biomarkørrespons (IBR) som sammenfatter svar fra flere biomarkører til en enkelt score som viser samlet biologisk påvirkning. IBR/n er IBR delt på antall biomarkører n.

Siden tidlig på 2000-tallet har det blitt gjennomført undersøkelser i Nordsjøen, enten feltspesifikt med fisk og blåskjell plassert ut i bur, eller regionbaserte ved tråling av fisk. Fra 2017 har disse undersøkelsene blitt slått sammen til treårige feltundersøkelser (Vannsøyleovervåkingen eller Water Column Monitoring (WCM)) fra utvalgte installasjoner med kombinasjon av blåskjell plassert ut i bur og villfanget fisk. Siden 2021 har også passive prøvetakere blitt inkludert for å måle forurensningsnivået i vannet (Beyer m.fl., 2025).

Vannsøyleundersøkelse 2024 – Snorre A og B

Siste vannsøyleundersøkelse ble gjennomført i 2024 ved Snorre A og B feltene i Nordsjøen for å vurdere potensielle effekter av Snorre A- og B-installasjonene på det lokale havmiljøet. Årlig slippes ca. 12,5 millioner m^3 produsert vann kontinuerlig ut fra Snorre A og noe mindre fra Snorre B, mens historisk forurensning av havbunnen er kjent rundt Snorre B installasjonen. Havdypet i området er ca. 200 m.

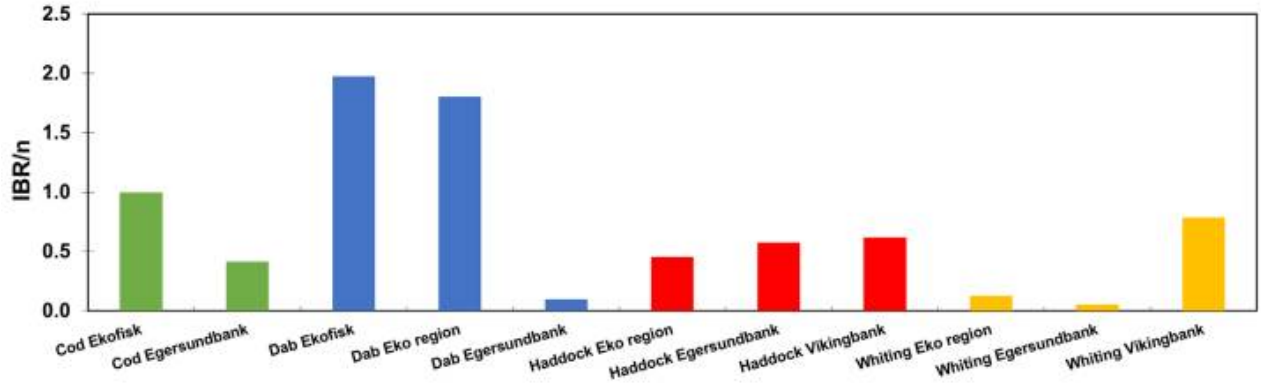
Samlet sett, basert på kjemisk akkumulering og biologiske effektresponser i blåskjell plassert ut i bur og ville fiskepopulasjoner, ble det ikke funnet tydelig påvirkning av utslipp fra Snorre A eller Snorre B på det lokale marine miljøet i 2024 (Brooks m.fl., 2025).

Vannsøyleundersøkelse 2021 – Ekofisk og Eldfisk

I 2021 ble vannsøyleovervåkingen utformet for å bestemme mulig påvirkning av Ekofisk og Eldfisk olje- og gassinstallasjoner. Betydelige utslippsvolumer av produsert vann slippes kontinuerlig ut fra Ekofisk- og Eldfisk-installasjonene etter delvis rensing for å holde oljekonsentrasjonen i vann under utslippsgrensene.

Konsentrasjonene av PAH-NPD (summen av naftalen, fenantren og dibenzotiofen og deres alkylerte homologer) målt i blåskjell fra stasjonene nærmest installasjonene var rundt 140 ng/g våtvekt. Dette er mindre enn halvparten av konsentrasjonen som er målt i tidligere undersøkelser på Ekofisk (Brooks m.fl., 2011). Høyere PAH-konsentrasjoner i lever ble funnet i sandflyndre (*Limanda limanda*) fra sikkerhetssonen på Ekofisk, sammenlignet med sandflyndre fra Ekofiskregionen og Egersundbanken. Tidligere ble PAH-nivå målt i muskel for å dokumentere at PAH ikke ble tatt opp i fiskefilet. Fordi nivåene i filet har vært svært lave ble det fra 2021 bestemt å bare bestemme PAH-nivå i lever.

Samlet sett viste de integrerte biomarkørdataene (IBR/n) at sandflyndre samlet inn fra Ekofisk-sikkerhetssonen og fra Ekofisk-regionen var forskjellig fra de andre populasjonene (Figur 20). Det var også høyere nivå i torsk fra Ekofiskområdet sammenlignet med torsk fra Egersundbanken, men mindre tydelige responser i hyse (*Melanogrammus aeglefinus*) og hvitting (*Merlangius merlangus*). Kjemiske konsentrasjoner av PAH i lever og av PAH-metabolitter i galle viste at disse sandflyndrepopulasjonene nylig ble eksponert for PAH-forbindelser, og det ble også målt forhøyede EROD-aktiviteter og CYP1A-nivåer. Til tross for den målbare PAH-eksponeringen og klare cellulære responser, ble det ikke observert responser som representerer høyere nivåer av biologiske responser, slik som histologiske vevsendringer (Brooks m.fl., 2022).



Figur 20. Integrert biologisk respons (IBR/n) beregnet fra stjerneplott av gjennomsnittlige normaliserte biomarkørdata i fisk samlet inn i Ekofisk 500 m sikkerhetssone og tre regioner i Nordsjøen; Ekofisk, Egersundbanken og Vikingbanken, for fire fiskearter (torsk, sandflyndre (dab), hyse og hvitting). Biomarkører brukt for å integrere IBR/n: Inhibering av acetylkolinesterase (AChE), ethoxyresorufin O-deetylase (EROD), cytokrom P4501A (CYP1A), PAH-metabolitter og leverhistologi. Kilde: Miljøstatus.

Vannsøyleundersøkelse 2017 – Statfjord A og B

I 2017 ble det undersøkt hvordan oljeinstallasjonene Statfjord A og B i Tampenregionen påvirket havmiljøet. Det ble funnet høyere integrert biologisk respons i fisk fra Tampen- og Statfjord-områdene sammenlignet med Egersundbanken. PAH-metabolitter ga det største bidraget i alle arter samlet i Tampenområdet.

Villfisk samlet inn ved Tampen viste tegn til genskade, spesielt hos hyse, hvor DNA-adduktnivåene var høyere enn tidligere år og over de miljøvurderingskriterier som ICES anbefaler. Dette tyder på at det fantes forbindelser med gentoksisk potensiale i vannet. I tillegg indikerte acetylkolinesterase-analysene en mulig tilstedeværelse av forbindelser som kan gi nerveskader (Pampanin m.fl., 2019a).

Lenke til indikatoren: Oljepåvirket fisk i Nordsjøen

4.2.16 Annen kunnskap om nivåer av forurensning i Nordsjøen

4.2.16.1 Forurensning i sedimenter i Nordsjøen

Det er per i dag ikke en indikator for miljøgifter i sedimenter i Nordsjøen, men det finnes likevel data og det er gjennom indikatorrevisjon besluttet at det vil bli opprettet en slik indikator (Skern-Mauritzen m.fl., 2025). Havforskningsinstituttet har gjennom sitt overvåkningsprogram av organiske miljøgifter i norske havområder utført målinger av hydrokarboner og POPs (PBDE, PCB, klorerte pesticider) i overflatesedimenter fra åpent hav i Nordsjøen sporadisk fra 1990-tallet og regelmessig hvert 3. år siden 2010 (Boitsov m.fl., 2016). Siden det er finkornete sedimenter (silt og leire) som passer best til studier av organiske miljøgifter, og disse forekommer lite i Nordsjøen utenom Norskerenna, er de fleste sedimentprøvene hentet fra forskjellige steder i Norskerenna og kun få andre lokaliteter i Nordsjøen. Alle POPs er funnet i lave nivåer, under målegrensen for heksaklorsykloheksan (HCH) og trans-nonaklor, og ellers i Klasse II. De få prøvene tatt utenfor Norskerenna viste meget lave bakgrunnsnivåer. Det gjøres ikke studier av sedimentkjerner under overvåkningsprogrammet på HI, men målinger av overflatesediment utført i løpet av de siste 15 årene viser relativt stabilt lavt nivå av organiske miljøgifter i sedimenter.

Mareano sedimentprøver innsamlet i 2022, 2023 og 2024 fra Utsira Nord i nord til indre Skagerrak i øst og sør ble analysert for uorganiske kjemiske elementer (As, Ba, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn), organiske miljøgifter (hydrokarboner, POPs - PBDE, PCB, klorerte pesticider, alkylfenoler og bisfenol A, og nye miljøgifter - PFAS, PFR, klorparafiner, siloksaner, dekloraner) samt støtteparametere inkl. kornstørrelse og organisk karbon (Jensen m.fl., 2024; Banica m.fl., 2025; Boitsov m.fl., 2024a, 2025). Arsen hadde nivåer varierende fra klasse I i kystbeltet øst for Utsira Nord til klasse III i Skagerrak. Kvikksølv og sink varierte fra klasse I i Utsira-området til Klasse II i Skagerrak. Bly var i klasse II både ved Utsira og i Skagerrak, mens kobber, krom og kadmium alle var i klasse I (Jensen m.fl., 2024). Nikkel var i klasse II i Skagerrak og klasse I og Klasse II i Utsira området.

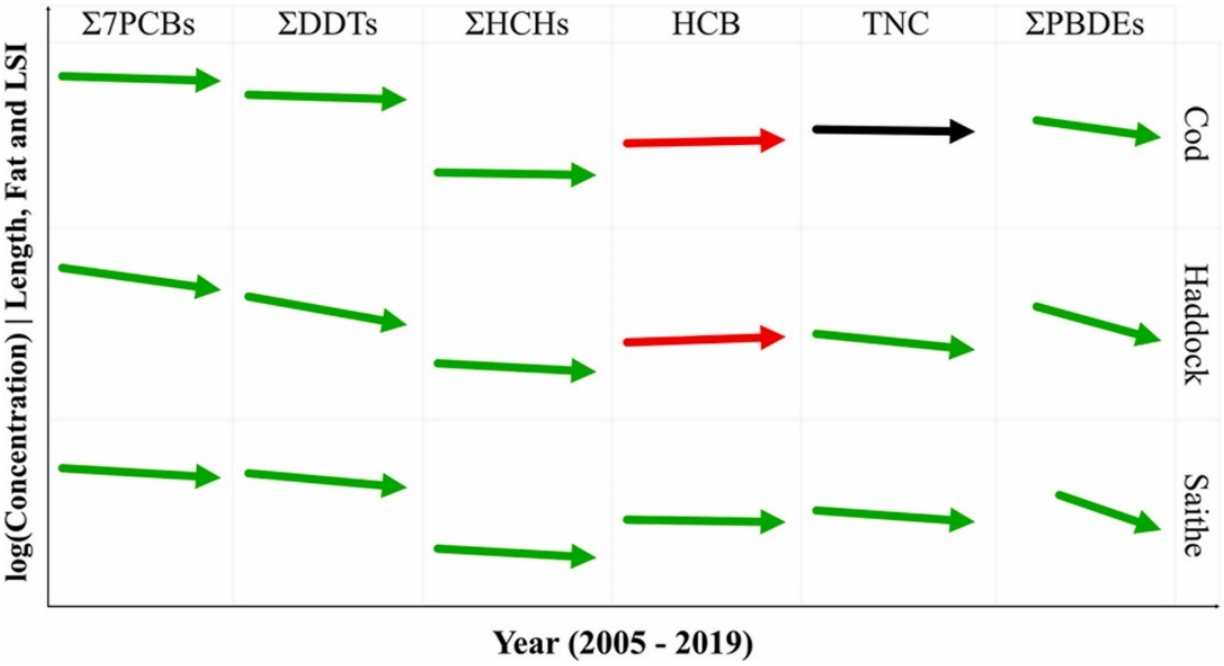
Daterte sedimentkjerner fra Utsira-området viste stabile eller litt økende kvikksølvkonsentrasjon i de yngste sedimentene (2020) (Jensen m.fl., 2023). Daterte sedimentkjerner fra Skagerrak viste generelt markant høyere kvikksølvkonsentrasjoner enn fra Utsira. I Skagerrak minker kvikksølvkonsentrasjonene i de øverste lagene, sannsynligvis pga. redusert tilførsel fra land i disse områdene (Jensen m.fl., 2024).

Nivået av organiske miljøgifter ligger noe høyere i Skagerrak enn i Norskerenna i Nordsjøen, og meget lavt i sandholdige sedimenter i sentrale og sørlige deler av Nordsjøen utenfor Norskerenna. I Skagerrak og Norskerenna er PAH16 og benzo(a)pyren i tilstandsklasse II, med økte nivåer av forbrenningsrelaterte PAH i øverste sedimentlag i sedimentkjerner. I den sentrale delen av Nordsjøen er nivåene i tilstandsklasse I, som tilsvarer bakgrunnsnivå. Klorerte og bromerte organiske miljøgifter (PCB, pesticider og PBDE) ligger i tilstandsklasse II. Også nye organiske miljøgifter er klasse II, med unntak av PFOS som ligger i tilstandsklasse III ved enkelte lokaliteter.

Mareano-programmet har de siste årene også utført studier av mikroplast i sedimenter fra Nordsjøen og Skagerrak (Bienfait m.fl., 2025, 2026). Resultatene viser tilstedeværelse av mikroplast ved alle lokaliteter som ble undersøkt. I Norskerenna og Skagerrak er det funnet omtrent samme nivåer som det som tidligere er funnet i andre havområder (mellom ca. 100 og >1000 mikroplastpartikler (MP) per kg sediment tørrvekt for partikler i størrelsen 45 µm - 5 mm, og massekonsentrasjoner mellom ca. <100 – 700 µg/kg tv). I sentrale deler av Nordsjøen med grove, sandholdige sedimenter er det funnet lavere nivåer av mikroplast, ned til ca. 50 MP/kg tørrvekt og 9 µg/kg tørrvekt. Målinger av partikler av lavere størrelse, ned til 20 µm, viser betydelig høyere partikkelinnhold. Analyser av sedimentkjerner viser at det også finnes mikroplast i dypere sedimentlag, i flere tilfeller også fra sedimentlag avsatt i tiden før plastproduksjon. Dette har vært observert tidligere og skyldes transport av mikroplast til gamle sedimentlag som et resultat av blant annet bioturbasjon.

4.2.16.2 Tidstrender for organiske miljøgifter i torskefisk fra Nordsjøen 2005 - 2019

I 2023 ble det publisert en artikkel med data fra overvåking av organiske miljøgifter i lever av torsk, sei og hyse fra 2005 til 2019 (Boitsov m.fl., 2023). Prøvene var tatt av Havforskningsinstituttet i Nordsjøen om lag hvert tredje år. Stoffene som ble analysert var PCB, DDT og metabolitter, HCHer, HCB, trans-nonaklor (TNC) og PBDE. Noen av de høyeste gjennomsnittskonsentrasjonene ble funnet i torsk, og ellers var nivåene relativt like mellom de tre artene. Gjennomsnittskonsentrasjonene var stort sett under grenseverdier for mattrygghet (PCB6), bare enkeltfisk var over. Miljøkvalitetsstandarden for HCB ble så vidt overskredet i 2005 og 2010 for seilever. Nivåene av alle de undersøkte miljøgiftene bortsett fra HCB og TNC, var høyere enn tidligere rapportert for torsk og hyse i Barentshavet (Boitsov m.fl., 2019). Resultatene viste signifikant nedadgående trender i alle de tre artene for PCB7, sum DDT, sum HCH og summen av 15 PBDE, der fiskens størrelse, kondisjon og fettinnhold var korrigert for (Figur 21). For TNC var det signifikant nedgang i hyse og sei, men ingen signifikant endring i torsk. HCB-nivåene økte signifikant i torsk og hyse og viste en svak nedgang hos sei. Den stoffgruppen som ble forbudt senest, PBDE, viste sterkest nedgang. Forskjellene mellom artene i tidstrender skyldes trolig forskjeller i diett og adferd.



Figur 21. Resultat av tidstrendanalyse for ulike organiske miljøgifter i lever av torsk, hyse og sei for perioden 2005-2019 (PBDE fra 2008). Grønn pil betyr signifikant nedadgående trend, rød pil betyr signifikant oppadgående trend, mens svart pil indikerer ingen endring. Kilde: Boitsov m.fl. (2023).

4.3 Tilførsler fra aktiviteter i Nordsjøen

4.3.1 Tilførsel fra petroleumsvirksomhet i Nordsjøen

Det var 94 felt i produksjon på norsk sokkel per 31. desember 2024, og 68 av disse er lokalisert i Nordsjøen, hvorav mange er modne felt som har vært i drift lenge .

Rundt 90 % av de totale mengdene olje som slippes ut med oljeholdig vann på norsk sokkel, slippes ut i Nordsjøen. Produsert vann står for rundt 95 % av dette, og er den største kilden til utslipp av olje i Nordsjøen. I

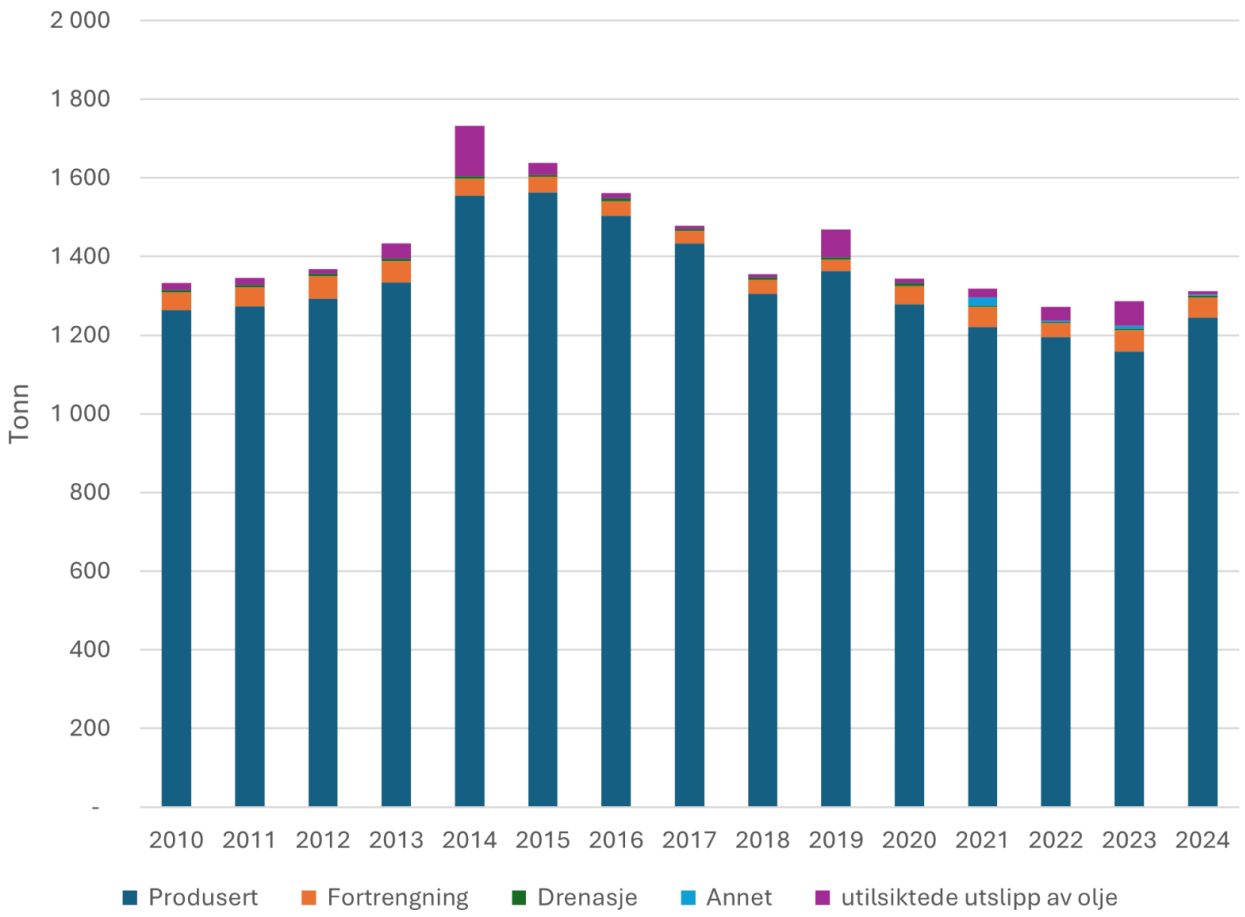
tillegg vil det være utslipp av olje fra blant annet drenasjevann og fortrengningsvann, og utslipp i forbindelse med utilsiktede hendelser.

Produsert vann kommer opp fra reservoaret sammen med oljen og gassen som produseres og inneholder dispergert olje, naturlig forekommende komponenter fra reservoaret, inkludert tungmetaller og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og tilsatte kjemikalier fra prosessen.

Den generelle trenden er at oljetilførselen fra produsert vann i Nordsjøen har vært relativt stabil de siste 15 årene. Tilførselen har vært på rundt 1300 tonn, med en topp i 2014 og 2015 på rundt 1600 tonn (Figur 22). Endringene i utslipp av olje fra produsert vann kan hovedsakelig tilskrives endringer i mengde produsert vann, men også varierende rensegrad og injeksjon.

Fire felt står for rundt 70 % av utslippene av olje fra produsert vann i Nordsjøen. Dette er store og modne felt med høy vannproduksjon og ingen eller lite injeksjon

.



Figur 22. Grafen viser utslipp av olje med oljeholdig vann og utilsiktede utslipp til sjø av olje fra petroleumsinstallasjoner i Nordsjøen. Kilde: Footprint (Offshore Norges database for årlig rapportering av utslippstall til Miljødirektoratet fra petroleumsvirksomhet til havs).

Årlige utslipp av tungmetaller (arsen, bly, kadmium, krom og kvikksølv) med produsert vann og som sporstoff i kjemikalieprodukter varierer mellom 1400 og 4400 kg. Bly er største bidragsyter.

Kjemikalier brukes i forbindelse med bore- og brønnoperasjoner og i produksjon av olje og gass. Kjemikaliene

slippes enten ut i sjøen, injiseres til grunnen sammen med produsert vann, løser seg i olje og følger oljeeksporten, eller blir behandlet som farlig avfall. I underkant av 90 % av kjemikalieutslipp fra petroleumsvirksomhet på norsk sokkel i gul, rød og svart kategori (se Aktivitetsforskriften, FOR-2010-04-29-613) slippes ut i Nordsjøen. Årlige utslipp av disse stoffene har økt fra rundt 10 000 tonn i 2010 til rundt 15 000 tonn i 2024. Hovedandelen er stoff i gul kategori, mens de mer miljøfarlige kjemikaliene i rød og svart kategori utgjør ca. to prosent av utslippene. Økning i utslipp skyldes i hovedsak økt utslipp av H_2S-fjerner fra Gullfaks, Ekofisk og Statfjord. Dette er et stoff som brukes for å fjerne eller nøytralisere hydrogensulfid (H_2S). De fleste stoffene i gul kategori er biologisk nedbrytbare, har lav sannsynlighet for bioakkumulering og moderat til lav akutt toksisitet for marine organismer.

Lenke til indikatoren: Tilførsler fra petroleumsvirksomhet i Nordsjøen

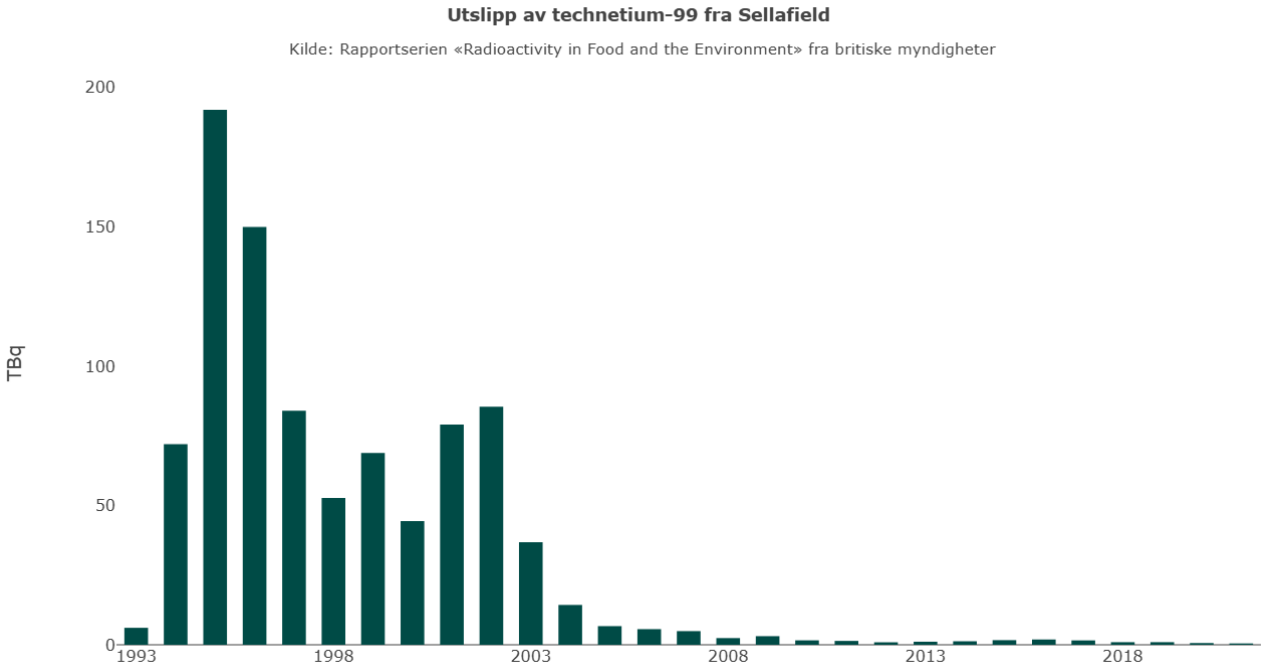
4.3.2 Utslipp av radioaktive stoffer fra olje og gass til Nordsjøen

Ved produksjon av olje og gass følger det med produsert vann fra reservoaret som inneholder forhøyede konsentrasjoner av naturlig forekommende radioaktive stoffer. Målinger av radium i produsert vann fra olje- og gassproduksjonen i Norge viser konsentrasjoner som er ca. 1000 ganger høyere enn det man finner i sjøvann. Utslippene har holdt seg på omtrent samme nivå de siste årene og påvirkes av aktiviteten på feltet og alderen på reservoaret.

Lenke til indikator: Utslipp av radioaktive stoffer fra olje og gass til Nordsjøen

4.3.3 Utslipp fra kjernekraftindustri til Nordsjøen og Skagerrak

Det er utslipp av radioaktive stoffer fra europeiske kjernekraftverk og reprosesseringsanlegg, og utslippene fra reprosesseringsanleggene er større enn fra kjernekraftverkene. De radioaktive stoffene vil følge havstrømmene til norske havområder. Utslipp fra kjernekraftindustri til Østersjøen vil også kunne komme til norske havområder.



Figur 23. Utslipp av technetium-99 fra Sellafield. Kilde: Rapportserien «Radioactivity in Food and the Environment» fra britiske myndigheter/ Miljøstatus.

De høyeste konsentrasjonene av radioaktivitet ble registrert i norske havområder i 1970- og 80-årene. Dette skyldtes høye utslipp av blant annet cesium-137 og plutonium-239 og -240 fra Sellafield, det britiske gjenvinningsanlegget for brukt kjernebrensel. En annen Sellafield-relatert kilde er remobilisering av plutonium-239 og -240 fra forurensede sedimenter i Irskesjøen.

Nivået av menneskeskapte radioaktive stoffer i Nordsjøen og Skagerrak påvirkes av utslippene fra kjernekraftindustrien. Overvåkningsdata viser en sammenheng mellom utslipp fra Sellafield og technetium-99 i miljøet. Utslippene fra Sellafield har blitt sterkt redusert de siste tiårene (Figur 23), noe vi også kan se i miljøovervåkningen som gjøres langs norskekysten. Det er et mål at konsentrasjonen av radioaktive stoffer i miljøet ikke skal overskride bakgrunnsnivåene for naturlig forekommende stoffer, og at den skal være tilnærmet null for menneskeskapte forbindelser.

Lenke til indikator: Utslipp fra kjernekraftindustri til Nordsjøen og Skagerrak

4.3.4 Annen kunnskap om tilførsler fra aktivitet i Nordsjøen og Skagerrak

Rapporten «Samlet påvirkning i foreslåtte verdifulle og sårbare områder i norske havområder» (Hansen m.fl., 2022), oppsummerte fiskeri, transport, kloakk og avløp, landbruk, olje og gass og landbasert industri som sektorene som bidrar mest til påvirkning i foreslåtte sårbare og verdifulle områder i Nordsjøen og Skagerrak. Arbeidet med samlet påvirkning er under utvikling.

Petroleumsvirksomheten er mer omfattende i Nordsjøen sammenlignet med de andre havområdene, og kan påvirke miljøet gjennom utslipp til luft, driftsutslipp og akutte utslipp til sjø. Se indikatorene «Tilførsel av olje fra petroleumsindustrien» (Kap. 4.3.1) og «Utslipp av radioaktive stoffer fra olje og gass til Nordsjøen» (Kap. 4.3.2) for oppdatert informasjon om driftsutslippene.

5 - Annen kunnskap som gjelder alle havområdene

5.1 Nye publikasjoner om forurensning i sedimenter fra Mareano

5.1.1 Økte bariumnivåer i nyere marine sedimenter fra Norskehavet og Barentshavet

Barium i nyere marine sedimenter kan stamme fra naturlige og menneskeskapte kilder, inkludert utslipp fra olje- og gassindustrien. I studien av Haanes m.fl. (2023), ble data fra Norskehavet og Barentshavet benyttet for å vurdere om nivåene av barium i nyere marine sedimenter har økt på grunn av disse utslippene. Resultatene tydet på økte bariumnivåer i nyere sedimenter som sammenfalt med tidspunktet for boring og produksjon av olje eller gass. Dette ble støttet av geografiske forskjeller på stor skala, relatert til nærhet til områder med olje/gass-utvinning og -produksjon. Blant 243 prøvetakingsstasjoner ble 73 steder identifisert som anriket med barium i de øvre seks sedimentlagene (øverste 6 cm). På disse stedene var barium 1,55 til 3,55 ganger høyere enn forventet bakgrunnsnivå. Overskudd av barium ble rapportert i sedimentoverflateprøver i områder som er viktige for fiskerier, som Lofoten og det vestlige Barentshavet.

5.1.2 PFAS i overflatesedimenter

Bestemmelse av de 20 vanligste PFAS i overflatesedimenter fra fem norske havområder østlige delen av Nordsjøen i sør til Polhavet nord for Svalbard i nord, viste at ni perfluoralkylsyrer var til stede i hele området (Boitsov m.fl., 2024b). Etter korrigering for sedimentegenskaper ble det ikke funnet noen vesentlig forskjell mellom de fem områdene i nivået av summen av de ni PFAS-ene (Σ9PFAS). Blant forbindelsene dominerte PFOS, PFOA og PFNA i prøvene. Bare to forbindelser, PFOS og PFUnDA, viste en statistisk signifikant forskjell, der nivåene var noe høyere i det sørligste området enn i de andre områdene. Dette kan skyldes lokale tilførsler i fjordene i dette området. Sedimenter i åpent hav og kystnære områder i det nordøstlige Atlanterhavet utenfor steder med betydelige lokale kilder ser ut til å dele en felles, menneskeskapt "PFAS-bakgrunn", som kan være en del av et større, globalt mønster.

5.2 Overvåking av marin forsøpling

I revisjonen av indikatorer for tilstandsvurdering av miljø og økosystem i norske havområder under Overvåkingsgruppen i 2025 (Skern-Mauritzen m.fl., 2025) ble det klart anbefalt å styrke indikatorene på marin forsøpling. Indikatorsettet inkluderer i dag to indikatorer på marin forsøpling og plast, en for mengde strandsøppel på Svalbard (Kap. 2.2.1) og en for plast i havhestmager i fugler fra alle de norske havområdene (Kap. 2.2.14, 3.2.14 og 4.2.13). I revisjonsrapporten anbefales det å utvikle nye indikatorer basert på allerede pågående overvåking for å utnytte tilgjengelige data best mulig. Det er ønsket å utvikle et indikatorsett med en bedre dekning når det gjelder geografi, størrelsesfraksjoner og kilder. I avsnittet her beskrives pågående overvåking av marin forsøpling, samt overvåkingsinitiativer under utvikling, som en støtte for å utvikle et oppdatert indikatorsett.

5.2.1 Overvåking av mikroplast

Miljødirektoratets overvåking av mikroplast, MIKRONOR, har pågått siden 2021. Resultatene fra programmet ligger åpent tilgjengelig for alle (se Mikronor: Mikroplast i norsk miljø - miljodirektoratet.no). Resultatene fra årene 2021-2025 viser at mikroplast finnes i alle undersøkte norske miljøer, men med ulike nivåer og med ulik sammensetning . Det er ikke uventet mest mikroplast i urbane strøk og nær antropogene kilder, som for eksempel mer mikroplast i byluft enn i luft i mer rurale strøk. MIKRONOR ble startet opp i 2021, før prøvetakingsmetodikk for ulike medier var utviklet, og i de første årene har arbeidet derfor vært konsentrert om å teste ut metoder. De første årene ble mikroplast undersøkt i overflatevann, i vannmassene og i sediment fra både marint og ferskvannsmiljø, i utslippsvann fra renseanlegg, urbant overvann, sandfang,

luftavsetningsprøver, marine skjell og børstemark. Noen prøvetakingsmetoder har vist seg å være uegnet, enten fordi det er nivåer under deteksjonsgrener eller for krevende matriks per dags dato, mens andre er mer egnet for å inkludere i videre overvåking. For eksempel har vertikale planktontrekk vist seg å være lite egnet på grunn av lave nivåer, mens mikroplast i sediment ser ut til å være en egnet indikator. Mikroplast i sediment er også en mulig ny OSPAR-indikator for mikroplast som det for tiden jobbes med (se under).

Overordnet viser resultatene at det er høyere nivå av mikroplast i urbane områder, som Oslofjorden, enn i mindre urbane områder. Bildekkpartikler dominerer i mange av prøvetypene som sediment, urban avrenning, sandfang og luft. I indre Oslofjord utgjorde mikroplast fra bildekk opptil 3 % av sedimentene på vektbasis (Alling m.fl., 2025). Bildekkpartikler blir også spredd over lengre avstander. De er funnet i blåskjell fra alle stasjoner langs kysten, og det er påvist langtransport av bildekkpartikler via luft til Svalbard over flere år. Det er ikke kjent hvilke økologiske konsekvenser der er av bildekkpartikler i miljøet.

Miljødirektoratet finner stor forvaltningsrelevans i å overvåke mikroplast og det er et stort behov for kunnskap om sammensetning og mengde mikroplast i miljøet, både nasjonalt og internasjonalt. Regionalt og internasjonalt samarbeid er viktig i arbeidet for å bedre regulering av de største og viktigste kildene, i tillegg til økt sektorsamarbeid nasjonalt. MIKRONOR vil fortsette videre med en ny programperiode fra 2026- 2030.

Mikroplast i sediment er foreløpig en kandidatindikator i OSPAR-systemet. Det betyr at det jobbes med å etablere og bli enige om gode protokoller som sørger for at resultatene er sammenlignbare på tvers av landene, slik at OSPAR kan inkludere indikatoren fast. Sediment er ansett som en egnet miljømatriks for å overvåke mikroplast, i og med at plast og mikroplast ofte ender på havbunnen. Mikroplast akkumulerer i sedimentene over tid ved ny tilførsel og brytes i liten grad ned, og derfor vil nivåene trolig bare øke over tid. Selv lette polymere som polyetylen og polypropylen som normalt flyter i sjøvann, finnes igjen i sediment på grunn av begroing og fysiske prosesser. Det er mulig, i alle fall for urbane områder, å analysere relativt små mengder sediment og fortsatt komme over analytiske deteksjonsgrenser, både ved bruk av Fourier-transformert infrarød spektroskopi (FTIR) som gir partikkelidentifisering, og pyrolyse som gir masse-informasjon.

5.2.2 Overvåking av strandsøppel – flytende plastforsøpling

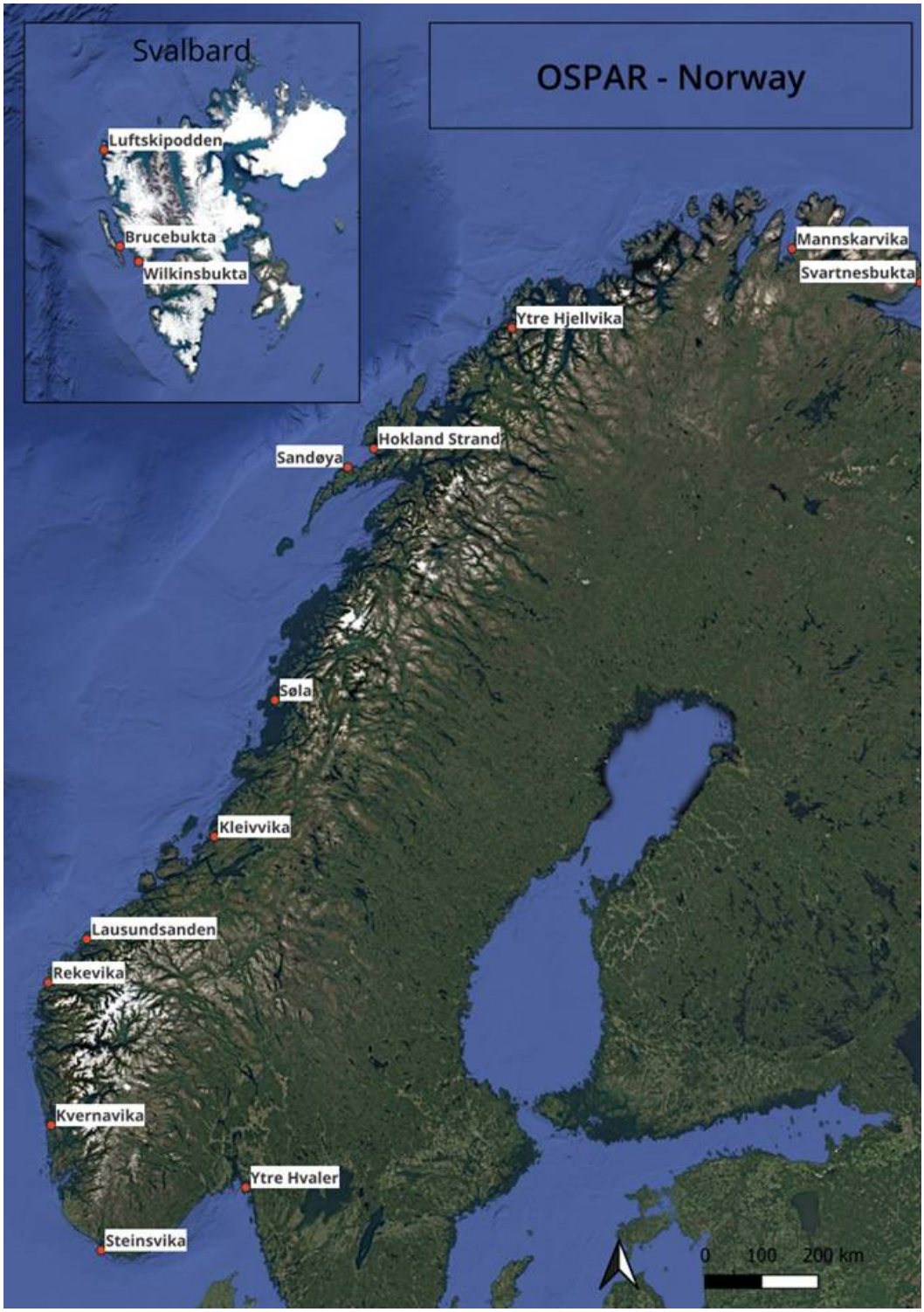
OSPAR har en strandsøppelindikator som alle medlemslandene bidrar med data til. Fra 2024 utvidet Norge antall OSPAR-strender som inngår under strandsøppelindikatoren, fra sju til totalt 15 strender. Disse er fordelt på 12 strender på fastlandet og tre på Svalbard (Figur 24).

Utvelgelse av lokaliteter og innsamling av data følger OSPAR-protokollen for strandsøppelovervåking (heretter bare OSPAR-protokollen). Strandsøppelindikatoren fanger i hovedsak opp mengden og sammensetningen av flytende marinforsøpling som kommer inn fra Nordøst-Atlanteren (havområde dekket av OSPAR). OSPAR-protokollen definerer en rekke kriterier for utvelgelsen av strendene, slik at strendene skal kunne være sammenlignbare mellom land og fange opp rett tilførsel av strandsøppel. De viktigste kriteriene for strendene er følgende:

- Består av sand, grus eller rullestein
- Er eksponert mot åpent hav
- Er tilgjengelig for registrering hele året
- Det skal være praktisk gjennomførbart å rydde og fjerne søppelet
- Minimumslengde 100 meter
- Er fri for bygninger hele året
- Minst mulig utsatt for rydding av andre

Ved utvidelsen av norske OSPAR-strender i 2024 var det også en viktig føring at strendene skulle fordeles langs

hele kystlinjen.



Figur 24. Oversikt over OSPAR-strender i Norge og på Svalbard hvor strandsøppel overvåkes. Kilde: Miljødirektoratet.

Forsøpling ved alle OSPAR-strender på fastlandet registreres nå gjennom hele året, med minimum tre registeringer. Overvåkingen gjennomføres på samme tidspunkt og alle følger OSPAR-protokollen. Dataene rapporteres inn til OSPAR og inngår i deres trendanalyser. Datainnsamling vil over tid gi oss bedre innsikt i mengde, sammensetning og trender av forsøpling, både på et lokalt (stranden) og et regionalt nivå (OSPAR maritime områder). På den måten bidrar dataene til å gi oss en bedre forståelse av hvordan forsøplingen

fordeler seg geografisk og hvilke tiltak som bør iverksettes for å redusere tilførsler. Strandsøppeldataene er for eksempel tidligere blitt brukt under EUs direktiv om plastprodukter i 2019 (EU, 2019) for å sette i gang målrettede tiltak på de søppelobjektene man ofte finner igjen på strender som engangsbestikk og sugerør.

Utvidelsen av norske OSPAR-strender i 2024 har bidratt til å styrke overvåkingen av marin forsøpling i OSPARs område «Arctic waters». Likevel er det fortsatt spesielle utfordringer knyttet til strandsøppelovervåkning i Arktis. Snødekke, krevende værforhold, manglende infrastruktur, store avstander og lav befolkningstetthet gjør overvåking vanskelig og ressurskrevende.

I tillegg er det ofte andre typer søppel som er vanligst på arktiske strender sammenlignet med hva man finner på strender lenger sør, og det er kjent at den typen søppel som i dag ofte forekommer på arktiske strender ikke er godt nok representert i OSPARs registreringsskjema. Det gjør at nødvendig kunnskap mangler for å iverksette tiltak. For å imøtekomme utfordringene i Arktis, og sikre et fremtidig datagrunnlag som er robust, er det viktig å gjøre tilpasninger av OSPAR-metoden.

I perioden 2024-2025 har derfor Norsk Polarinstitutt og Miljødirektoratet samarbeidet om prosjektet «Bruk OSPAR i Arktis». Prosjektets målsetting har vært å styrke innsamling og bruk av OSPAR-data i Arktis. Området som er omfattet i prosjektet inkluderer OSPAR-strendene nord for Polarsirkelen. For å styrke datainnsamling har prosjektet undersøkt hvilke kategorier av forsøpling som burde legges til i OSPAR-protokollen for å sikre at forekomst av liknende gjenstander registreres samlet. Et eksempel på dette er «brente gjenstander (plast)» som i dag ikke har en egen kategori i OSPAR-protokollen, men som ofte forekommer på arktiske strender. Prosjektet konkluderte med å foreslå å legge til 26 kategorier av norsk-arktisk interesse i den norske OSPAR-protokollen.

Videre i prosjektet analyserte Norsk Polarinstitutt og Miljødirektoratet tilgjengelige OSPAR-data fra arktiske strender og knyttet resultatene opp mot forvaltningsrelevante spørsmål. Datagrunnlaget fra de arktiske strendene er tynt, siden de ikke har vært overvåket med samme frekvens som strender lengere sør, så resultatene må vurderes med forsiktighet. Formålet i denne delen av prosjektet var å demonstrere hvordan OSPAR-data kan analyseres på en praktisk og relevant måte, samt å vurdere hvordan datamaterialet fra OSPAR-strender kan brukes til å iverksette og følge opp tiltak mot marin forsøpling. De to viktigste resultatene i analysen for Arctic Waters viser at: 1) mengden forsøpling på norsk-arktiske strender (134,5 gjenstander/100 m) oppfyller ikke OSPARs mål om maks 20 gjenstander per 100 m og 2) det er signifikant nedgang i totalmengden og antall gjenstander knyttet til SUP-direktivet. Kvaliteten til de norsk-arktiske OSPAR-dataene vurderes slik at de kan bidra til for eksempel å evaluere måloppnåelse av innførte tiltak, som for eksempel fastsittende kork på drikkeflasker. I konklusjonene til prosjektet anbefales det likevel å styrke datagrunnlaget og sikre forvaltningsmessig bruk av dataene fremover ved å:

1. Sikre tilstrekkelig registrering av arktiske OSPAR-strender slik at robuste trendanalyser kan utføres og at data fra disse strendene inkluderes i OSPAR sine trendanalyser.
2. Knytte OSPAR-kategorier tydeligere til nasjonale handlingsplaner og strategier mot marin forsøpling.
3. Innlemme nasjonale kategorier i OSPARs analyseverktøy for marin forsøpling, *LitteR*.
4. Sikre kontinuitet og kompetanse hos personellet som registrerer OSPAR-strendene.

Ut over overvåkingen av OSPAR-strender, pågår det også annen overvåking av marin forsøpling. I 2025 har Miljødirektoratet med bistand fra NIVA identifisert mulige urbane overvåkningsstrender, samt egnede områder for overvåkning av pellets og mesoplast (Lusher m.fl., 2025). Bakgrunnen for dette er ønsket om å overvåke også lokale, urbane kilder som et tillegg til det som i hovedsak kommer fra havstrømmene. Prosjektet identifiserte mulige egnede overvåkingsstrender i Oslofjorden. Prosjektet hadde også som et mål å undersøke hvordan vi kan dekke behovet vårt for å se mer nøyaktig på visse fraksjoner av strandsøppelet som er store og viktige kategorier, som mesoplast (plastbiter mellom 5 mm og 25 mm) og plastpellets. Resultatene fra

uttestingen viser at plast dominerer de urbane strendene, og at typiske kilder er fiskeri-, industri- og husholdningsavfall, avhengig av plassering i fjorden. Enkelte strender har ekstremt høye nivåer av mesoplast og pellets (Lusher m.fl., 2025). Miljødirektoratet vil i 2026 følge opp dette arbeidet.

Overvåking av plast i magesekken til sjøfuglen havhest er også en godt etablert OSPAR-indikator på flytende plast, her har overvåkingsgruppen en indikator som nå er utvidet til å gjelde alle tre havområdene, se Kapittel 2.2.14, 3.2.14 og 4.2.13.

5.2.3 Overvåking av forsøpling i elver

OSPAR har som mål å utvikle metoder for å overvåke og redusere forsøpling langs elvebanker innen 2026, slik at disse dataene kan brukes sammen med strandsøppelovervåkning for å forhindre at avfall når havet. Miljødirektoratet har i 2025 utført et pilot-prosjekt i 8 utvalgte norske elver, for både å kunne komme med innspill til utviklingen av metoder og retningslinjer i OSPAR for elveovervåkning, og for å kunne skaffe oss oversikt over elver som egner seg for overvåkning nasjonalt (Haave og Velle, 2025). Miljødirektoratet jobber videre i 2026 med å undersøke hvordan vi skal følge med på plastbidraget fra elver i overvåkingssammenheng.

5.2.4 Søppel på havbunnen

MAREANO-programmet har kartlagt søppel på havbunn siden 2006, og observasjoner viser at plast utgjør 64 % av alt søppel, og at tettheten av søppel er høyest mellom 400–1000 meters dyp (Bienfait m.fl., 2025, 2026). I tillegg er det på visse steder oppsamling av søppel på dypt vann slik som i marine daler, trau og marine gjel.

Gjennom det årlige økotoktet registrerer Havforskningsinstituttet også søppel som bifangst i bunntrål i Barentshavet og Nordsjøen. Observasjonene har blitt registrert etter protokoll anbefalt av OSPAR. Dette søppelet utgjøres hovedsakelig av fiskerirelatert avfall, som garn og nylontau. På grunn av begrensninger ved OSPAR-protokollen for registrering av marin forsøpling ved tråling, er det et ønske om å teste ut andre metoder. Derfor har Miljødirektoratet testet ut kamerabasert overvåking av havbunnen ved kystnære lokasjoner (Buhl-Mortensen m.fl., 2025). Anbefalingen fra dette arbeidet er å overvåke faste transekt der det tidligere har vært observert mer enn tre søppelenheter. Arbeidet med å teste kamerabasert overvåking ble videreført i 2025 (Reamon m.fl., 2025). Prosjektet konkluderte at slept videorigg er godt egnet for kartlegging av bunnsøppel i kystsonen og representerer et praktisk alternativ til tråL-baserte metoder. Miljødirektoratet vil følge opp dette arbeidet også i 2026 og fremover.

Fiskeridirektoratets årlige tokt for rydding av tapte fiskeriredskaper er ikke et overvåkingsprosjekt, men har de senere årene rapportert inn store mengder oppfiskede redskaper, med rekordstor fangst i 2025. I tillegg til fiskeriaktiviteten selv, pekes det både på økende mengde havbunnskabler og økende lagring av redskaper på havbunn som utfordringer (https://www.fiskeridir.no/nyheter/opprenskingstokt-med-nok-en-rekord-av-tapte-fiskeredskaper).

5.2.5 Utredning av overvåking av flytende plastforsøpling – Miljødirektoratets pilotprosjekter 2024

For å styrke kunnskapsgrunnlaget om marin forsøpling gjennomførte Miljødirektoratet i 2024 to pilotprosjekter og en utredning som så på muligheter til å opprette nasjonal overvåking av flytende makroplast, utover OSPAR indikatorene på strandsøppel og havhest. Formålet var å vurdere om automatiserte og fjernbaserte teknologier kan supplere eller erstatte dagens manuelle observasjoner og bidra til mer systematisk og kostnadseffektiv datainnsamling.

NIVA utredet på oppdrag fra Miljødirektoratet de internasjonale retningslinjene og anbefalingene for et overvåkingsprogram for flytende makroplast for å se om disse var tilpasset den norske konteksten (Collard m.fl., 2024a). Rådene er særlig basert på anbefalinger fra EU sin JRCs ekspertgruppe. NIVA sin rapport gir

anbefalinger for oppstart og tilpasning av et overvåkingsprogram i Norges territorialfarvann (Skagerrak, Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet).

Å etablere et nasjonalt overvåkingsprogram er en stor utfordring der mange aspekter skal tas hensyn til, for eksempel geografi, befolkningstetthet, kostnader, tilgjengelige metoder osv. Det vil også være en relativt lav tetthet av flytende søppel i forhold til andre områder med mer flytende plastsøppel, slik at det i flere områder ville være mange 0-observasjoner og vil dermed kreve mange flere undersøkelser for å oppdage trender over tid.

Det ble konkludert at det finnes ingen «one size fits all»-løsning, og at programmet kunne bygges opp gradvis. Det ble foreslått å starte med å undersøke muligheten for overvåking og bruk av eksisterende skipsruter («ships of opportunities»). Miljødirektoratet har foreløpig konkludert med at en slik overvåking av flytende plast, som ikke har strandet eller blitt inntatt av havhest, per i dag ville være svært kostnadskrevende og flere utredninger har ikke blitt igangsatt i 2025.

Det ble i 2024 også gjennomført to pilotstudier som undersøkte blant annet bruken av fjernmålingsteknologier for overvåkingen av marin forsøpling (The Ocean Cleanup, 2024, Collard m.fl., 2024a).

Pilotene bekrefter at automatisert og fjernbasert overvåking kan bli viktige verktøy i arbeidet mot marin forsøpling i fremtiden, men at metodene må modnes før disse kan tas i bruk i forvaltningen. Teknologiene gir mulighet for bedre geografisk dekning og hyppigere datainnsamling, men krever videre utvikling, validering og integrasjon med eksisterende overvåkingsprogrammer.

I samarbeid med The Ocean Cleanup ble et automatisert kamerasystem (*Automated Debris Imaging System, ADIS*) installert på Hurtigruten som seilte mellom Bergen og Svalbard. Systemet benyttet kunstig intelligens til å identifisere plastobjekter (>50 cm) på havoverflaten. Over fire tokt sommeren 2024 ble det validert 732 plastobservasjoner, hvorav 181 var harde plastfragmenter, 82 fibertyper (tau og nett) og 522 flytebøyer. Tettheten av plast var generelt lav (maksimalt 2 objekter/km²), men med lokale ansamlinger ved Lofoten, Bjørnøya og Svalbard. Metoden viste potensial for storskala overvåking, men krever manuell kvalitetssikring og videre utvikling for å redusere falske positive, særlig i fjorder. Rapporten anbefalte å øke antall transekter per sesong for å få robuste tidsserier.

En annen foreslått indikator er å registrere flytende plastansamlinger over 10 meter ved bruk av satellittovervåking. Derfor ble det satt i gang en pilot for å undersøke dette i norske forhold. Piloten, som ble gjennomført av SALT, testet bruken av satellittbilder for å kartlegge flytende plastansamlinger over 10 meter for norske forhold. Prosjektet viste at fjernmåling kan gi god oversikt over større objekter og områder som er vanskelig tilgjengelige, men metodene er foreløpig begrenset av oppløsning, værforhold og behov for standardiserte analyseprotokoller. Det ble også indentifisert flere viktig særnorske forhold som er viktig å ta hensyn til, som høye bølger og mørketid i store deler av året. Kombinasjon med feltobservasjoner ble vurdert som nødvendig for å sikre datakvalitet. Miljødirektoratet vil foreløpig ikke gå videre med denne overvåkingen gitt begrensningene diskutert over.

5.3 Støyforurensning

I tillegg til naturlig støy i havet, finnes det en rekke menneskeskapte kilder til støyforurensing, som skipstrafikk, fiskeriaktivitet, sonarer, seismiske undersøkelser, vindturbiner, sprengning og konstruksjonsarbeid i eller ved sjø (Skern-Mauritzen m.fl., 2025). Støy kan forstyrre atferd (parring, gyting, beiting) og kommunikasjon hos marine organismer som sjøpattedyr og fisk, og kan også medføre direkte fysisk skade ved nærhet til kraftig støykilde (Forland m.fl., 2024, Hansen m.fl., 2022).

Norge leverer i dag data for impulsiv støy til OSPAR sitt overvåkingsprogram. Det er data for gjennomførte seismiske undersøkelser (puls pr blokk pr døgn) som leveres, dette hentes fra Diskosdatabasen. FFI har modellert utbredelsen i tid og rom av naturlig bakgrunnsstøy og skipsstøy i norske havområder (Ødegaard, 2025). Prosjektet ble utført som en pilotstudie for Barentshavet på oppdrag fra Miljødirektoratet, og resulterte i detaljerte støykart og statistikk for å vurdere det relative bidraget av menneskeskapt støy samt identifisere trender over tid. Modelleringsarbeidet er utført etter lignende metodikk som Interreg-prosjektet JOMOPANS, og som brukes også i OSPAR-samarbeidet for å vise utviklingen av bakgrunnsstøy i norske havområder. I indikatorrevisjonsrapporten anbefalte OVG å inkludere OSPAR-indikatoren på impulsiv støy som en indikator (Skern-Mauritzen m.fl., 2025). OVG anbefalte også å utvikle indikatorer på bakgrunnsstøy, basert på støymodellering.

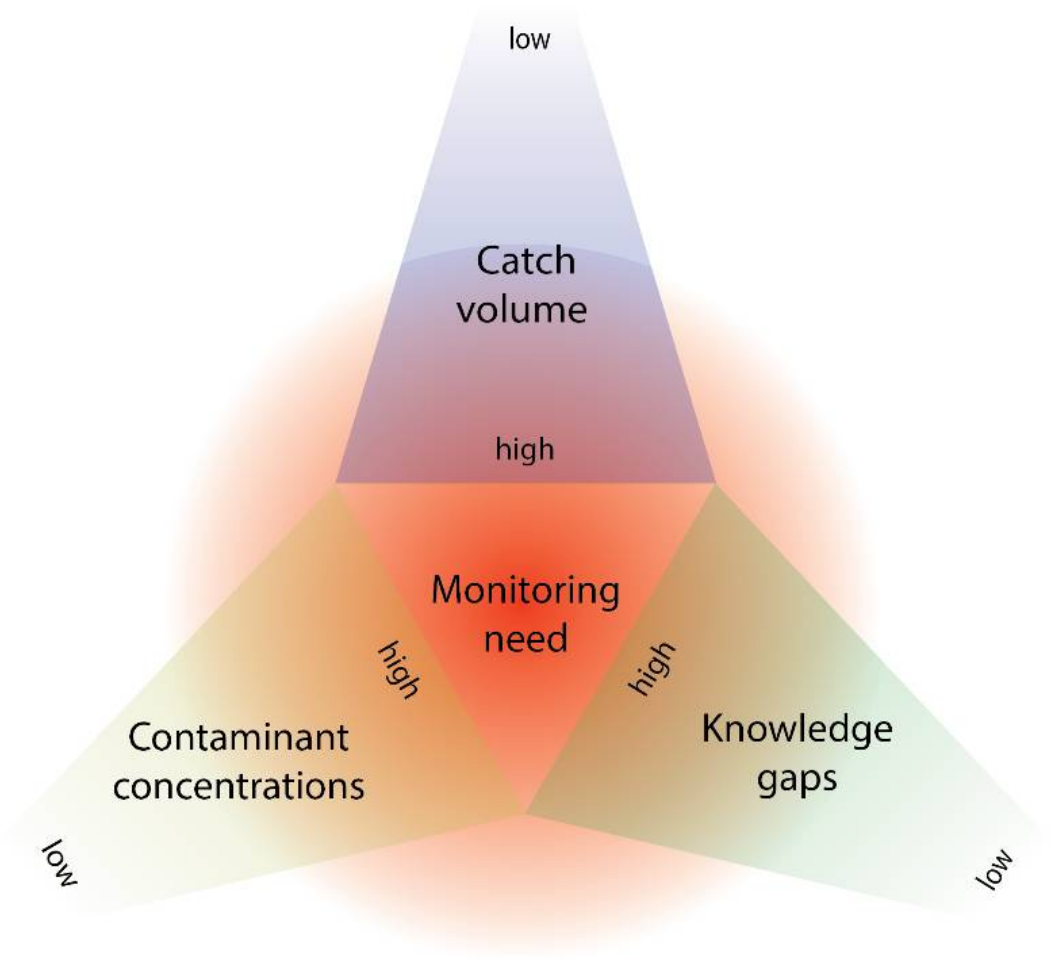
5.4 Nye publikasjoner om miljøgifter i sjømat

5.4.1 Evaluering av fremmedstoffer i villfanget norsk sjømat – prioritering av arter for risikobasert overvåkning

Offentlig overvåking og kontroll av mat for å sikre helsen til forbrukerne er regulert gjennom EU og norsk lov. I henhold til nye reguleringer, skal overvåking av villfanget sjømat gjennomføres risikobasert (regulations (EU) 2022/931 and 2022/932). Det ble i 2022-2025 gjennomført et arbeid for Mattilsynet med mål om å skaffe en oversikt over eksisterende kunnskap om fremmedstoffer i villfanget fisk og annen sjømat og gjennomføre en risikobasert prioritering for overvåking av arter som et grunnlag for Mattilsynet til å implementere risikobaserte kontrollplaner for villfanget norsk sjømat (Nilsen m.fl., 2025).

Data på miljøgifter samlet inn av HI i løpet av årene 2006-2023 ble sammenstilt for en lang rekke av sjømatarter og inkluderte både veldokumenterte miljøgifter og sjømatarter og miljøgifter og arter som mangler data. Flere potensielle risikofaktorer ble vurdert, inkludert potensiale for høy eksponering på grunn av høyt konsum (høyt fangstvolum), potensiale for å overskride grenseverdier (høye nivåer av miljøgifter), potensiale for overskridelse av tolerabelt ukentlig inntak (TWI) (høye miljøgiftnivåer) og potensiell risiko som skyldes kunnskapshull (for lite data) (Figur 25). En samlet evaluering av alle risikofaktorene ble gjennomført for til sammen 43 sjømatarter, og sjømataratene ble gitt høy, middels eller lavere prioritet for inkludering i risikobaserte kontrollplaner.

Arter med høyt fangstvolum, sild, makrell, torsk, sei og hyse, fikk høy prioritet siden de bidrar betydelig til den samlede eksponeringen for befolkningen til miljøgifter fra sjømat. I tillegg fikk makrellstørje høy prioritet fordi en stor andel fisk over grenseverdier for mattrygghet for både kvikksølv og dioksiner og dioksinlignende PCB.



Figur 25. Oppsummering av risikoevalueringen av miljøgifter i villfanget norsk sjømat. Tre ulike faktorer ble identifisert å bidra til potensiell helserisiko, og dermed øke behovet for overvåking: 1) høyt fangstvolum, 2) høye konsentrasjoner av fremmedstoffer og 3) kunnskapsmangler. Kilde: Nilsen m.fl. (2025).

Blåkveite fikk middels prioritet på grunn av en liten andel av fisk som overskred grenseverdier for både kvikksølv og dioksiner og dioksinlignende PCB. Atlantisk kveite fikk høy prioritet på grunn av en liten andel fisk over grenseverdiene for både kvikksølv, dioksiner og dioksinlignende PCB og PFAS. Brosme, breiflabb og blålange fikk høy prioritet på grunn av en høy andel individer over grenseverdien for kvikksølv, men ikke for andre miljøgifter. Brunmat av taskekrabbe fikk middels prioritet på grunn av risiko for overskridelse av TWI for kadmium og dioksiner og dioksinlignende PCB, mens klokjøtt av krabbe fikk en lavere prioritet på grunn av en liten andel over grenseverdien for kadmium.

Lange, rødspette, lyr, gråsteinbit, sjøkreps og hummer fikk lavere prioritet på grunn av en lav andel individer som overskred grenseverdien for en enkelt kontaminant (kvikksølv eller PFAS). Av disse var sjøkreps og hummer i tillegg datafattige. Brisling, hestmakrell, villaks, lysing, vassild, flekksteinbit og snabeluer fikk også lavere prioritet på grunn av overskridelse av TWI for en enkel gruppe av stoffer (dioksiner og dioksinlignende PCB). Av disse er brisling og hestmakrell i tillegg datafattige og for villaks er dataene gamle, noe som øker behovet for overvåking av disse artene.

For uer og reker ble ingen risikoer identifisert, og for resten av artene som ble evaluert er dataene gamle, utilstrekkelige og/eller de er «nye» ressurser (nye til bruk som sjømat).

Til slutt ble det påpekt at fremtidig overvåking også burde fokusere på regioner med høye nivåer av miljøgifter i visse arter, slik som fjorder og kystområder og områder med datamangel. Selv med begrenset kommersielt fiske i fjorder og kystområder, er overvåking viktig for å vurdere hvordan fritidsfiskere og de som fisker til eget forbruk påvirkes. Det er også behov for data for alle arter på PFAS og nye kontaminanter som mikroplast, noe som krever betydelig innsats innen metodeutvikling.

Lenke til rapporten: Evaluation of contaminants in wild-caught Norwegian seafood

5.4.2 Fremmedstoffer i flekksteinbit, gråsteinbit og vassild/strømsild

I løpet av 2019-2022 ble det, på oppdrag fra Mattilsynet, gjennomført en kartlegging av en rekke fremmedstoffer i flekksteinbit (*Anarhichas minor*), gråsteinbit (*A. lupus*), vassild (*Argentina silus*) og strømsild (*A. sphyraena*) fra norske farvann. 250 flekksteinbit, 176 gråsteinbit, 325 vassild og 18 strømsild i kommersiell størrelse ble undersøkt. Konsentrasjonene av tungmetaller i filet var lave. Nivåene av kvikksølv var høyest i gråsteinbit fulgt av flekksteinbit, vassild og strømsild. Mens gjennomsnittskonsentrasjonene av kvikksølv lå langt lavere, var filetprøver fra fem individer av gråsteinbit fra forskjellige områder over grenseverdien på 0,5 mg/kg våtvekt som gjelder humant konsum i Norge og EU.

Også konsentrasjonene av organiske miljøgifter var generelt lave med gjennomsnittskonsentrasjoner langt under grenseverdiene. Filetprøver av én flekksteinbit fra Barentshavsområdet og tre vassild fisket i en fjord på Vestlandet som trolig er påvirket av forurensing, hadde konsentrasjoner av sum dioksiner og dioksinlignende PCB som var over grenseverdien på 6,5 ng TE/kg våtvekt. Vassild fra områder som er mer relevant for kommersielt fiske hadde mye lavere konsentrasjoner. Konsentrasjonene av organiske miljøgifter var høyest og på omtrent samme nivå i flekksteinbit og vassild, og en del lavere i gråsteinbit. Konsentrasjonen i lever var høyere enn i filet i alle de undersøkte artene. Nivåene av PFAS var lave i alle artene, med nivåer under de nylig fastsatte grenseverdiene der metoden var sensitiv nok til å måle dette, og ellers konsentrasjoner under bestemmelsesgrensene i de fleste filetprøver som ble analysert.

Lenke til rapporten: Fremmedstoffer i flekksteinbit, gråsteinbit og vassild/strømsild

5.4.3 Miljøgifter i lysing

En omfattende undersøkelse av miljøgifter i lysing (*Merluccius merluccius*) ble gjennomført av Havforskningsinstituttet på vegne av Mattilsynet i årene 2019-2022 (Bank m.fl., 2023b). Konsentrasjonene av tungmetaller og flere ulike organiske miljøgifter i filet (n = 788) og lever (n = 31) av lysing var generelt lave. Konsentrasjonene var stort sett godt under EU og Norges øvre grenseverdier som gjelder ved omsetning til humant konsum. Konsentrasjonene av miljøgifter varierte litt med geografisk område og kroppsstørrelse, stort sett på samme måte for alle stoffene. Det var ingen klare geografiske trender, bortsett for en «hotspot» ved et tidligere avfallsdeponeringsanlegg ved Askøy. Denne undersøkelsen viste at selv om lysing er en langlivet marin topp-predator, har denne arten likevel et lavt eksponeringsregime for forurensning.

Lenke til rapporten: Contaminants in European Hake (*Merluccius merluccius*) from the Northeast Atlantic Ocean

5.4.4 Mattilsynets overvåkingsprogram for miljøgifter i villfisk i 2023 – PFAS, uorganisk arsen og metylkvikksølv i utvalgte sjømatprøver

I dette prosjektet, utført ved Havforskningsinstituttet på vegne av Mattilsynet, ble det gjennomført analyser for uorganisk arsen, metylkvikksølv og PFAS i ti ulike fiskearter samt reker fra norske havområder. Prøvematerialet var samlet inn gjennom ulike tidligere undersøkelser og hentet fra Havforskningsinstituttets lager av backup-

prøver. Filetprøver av snabeluer (*Sebastes mentella*), breiflabb (*Lophius piscatorius*), lyr (*Pollachius pollachius*), rødspette (*Pleuronectes platessa*), blåkveite, brosme, sei (*Pollachius virens*), torsk, lysing, hyse (*Melanogrammus aeglefinus*) og atlantisk kveite, samt hele og pillede reker ble analysert, og prøvene hadde opprinnelse fra ulike deler av norske havområder.

Uorganisk arsen er den giftigste formen av arsen, og resultatene fra analyser av til sammen 459 prøver bekreftet det som tidligere har vært vist for noen av artene, at konsentrasjonen av uorganisk arsen er svært lav i norske fiskearter, selv når den totale arsenkonsentrasjonen er relativt høy. Den høyeste målte konsentrasjonen av uorganisk arsen i fiskemuskel var 4,1 µg/kg våtvekt, og andelen uorganisk arsen av totalarsen varierte fra <0,0006 % til <0,59 %. Reker hadde høyere konsentrasjoner av uorganisk arsen enn fisk, og hele reker hadde høyere konsentrasjon av uorganisk arsen enn pillede reker med gjennomsnittsverdier på henholdsvis 43,8 og 15,5 µg/kg. Andelen uorganisk arsen av totalarsen var likevel lav, med gjennomsnitt på henholdsvis 0,244 % og 0,072 % i hele og pillede reker. Det finnes ikke grenseverdier i EU og Norge for hverken totalarsen eller uorganisk arsen i sjømat, men det pågår et arbeid i EU med å utvikle grenseverdier for uorganisk arsen i sjømat, og derfor er det viktig å hente inn data til bruk i dette arbeidet.

Metylkvikksølv er den giftigste formen av kvikksølv og den som er kjent for å akkumuleres mest i næringskjeden, og også den man typisk finner mest av i fiskemuskel. Det er imidlertid begrenset med data på dette, særlig i fisk fra norske havområder som ikke har punktkilder til kvikksølvforurensning. I dette prosjektet ble det benyttet en analysemetode der konsentrasjonen av metylkvikksølv og totalkvikksølv blir bestemt samtidig. Analyse av 459 prøver viste at metylkvikksølv utgjør en stor andel av totalkvikksølvkonsentrasjonen i fiskemuskel og pillede reker, som også er ren muskel, med gjennomsnitt blant artene fra 95,7 % i brosme til 98,9 % i hyse. Hele reker, som også inneholder kroppens fordøyelsesorgan og andre organer, hadde et gjennomsnitt på bare 61,5 % metylkvikksølv (0,025 mg/kg våtvekt). Enkelte av prøvene analysert her (breiflabb, kveite, brosme og torsk) hadde konsentrasjoner over grenseverdien for mattrygghet som gjelder totalkvikksølv. Det er per i dag ingen grenseverdi som gjelder metylkvikksølv, men disse dataene viser at analyser for totalkvikksølv gir en god representasjon også av metylkvikksølvinnholdet for filet av fisk og pillede reker.

I 2023 kom det grenseverdier for mattrygghet for fire PFAS (perfluoroktansulfonat, PFOS, perfluoroktansyre, PFOA, perfluornonansyre, PFNA og perfluorheksansulfonat, PFHxS) samt summen av disse (EU, 2023). For å møte regelverket og samle inn data på disse stoffene i norsk fisk, ble det analysert for disse fire forbindelsene og 46 flere PFAS i til sammen 206 prøver. Blant fiskeartene hadde rødspette de høyeste konsentrasjonene av sum PFAS4, med gjennomsnitt på 1,73 µg/kg, fulgt av atlantisk kveite med 0,74 µg/kg. Hele og pillede reker hadde også relativt høye konsentrasjoner med gjennomsnittlig sum PFAS4 på henholdsvis 1,44 og 0,83 µg/kg. To prøver av atlantisk kveite og en rødspette var over grenseverdien for sum PFAS4 og noen av disse var også over grenseverdiene for PFNA og PFHxS. Av de ulike PFAS-forbindelsene var det PFOS som dominerte hos de fleste artene, mens andre av forbindelsene som det var mye av var PFNA, PFTrDA, PFUnDA og FOSA, og hvilke stoffer det var mest av varierte fra art til art. Konsentrasjonene av 23 av de 50 PFAS-forbindelsene som var inkludert i analysen, var under målbart nivå. Konsentrasjonene av sum PFAS4 og summen av alle de 50 målte PFAS varierte mellom områder på ulike måter i de ulike artene uten noe sammenfallende mønster.

Lenke til rapporten: Fremmedstoffer i villfisk 2023

5.4.5 Mattilsynets kontrollprogram for fremmedstoffer i norsk sjømat 2024

I 2024 gjennomførte Mattilsynet for første gang et offisielt kontrollprogram for uønskede stoffer i sjømat fra norske havområder, der inspektører fra Mattilsynet tok ut prøver på fiskemottak, mens HI utførte analysene (Frantzen m.fl., 2025). Dette gjøres nå årlig for å oppfylle kravene i EUs kontrollforordning. Til sammen 195 filetprøver fra 15 ulike fiskearter ble analysert for de stoffene som er regulert med grenseverdier for omsetning

som mat (EU, 915/2023); Kvikksølv, kadmium, bly, sum dioksiner, sum dioksiner og dioksinlignende PCB, sum PCB6, PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS samt sum PFAS4. De fleste stoffene i de fleste prøvene var under grenseverdiene, med unntak av to prøver som hadde kvikksølvnivå over grenseverdien på 0,5 mg/kg våtvekt. Det var en samleprøve av brosme og en samleprøve av lange, begge fisket nær kysten. Brosme er fra før kjent for å kunne akkumulere relativt høye kvikksølvnivåer, mens lange har generelt lavere nivåer. Årsaken til de uvanlig høye kvikksølvnivåene funnet her var trolig at langene var svært store.

Prøvene tatt i kontrollprogrammet ble også analysert for noen stoffer som ikke var en del av den offisielle kontrollen, men som ble analysert for å samle mer data. Det var uorganisk arsen, organisk arsen (vannløselige organiske arsenformer), PBDE, HBCD og TBBP-A. Nivået av uorganisk arsen var svært lavt i alle artene, som også har blitt rapportert tidligere (Julshamn m.fl., 2012a, Frantzen m.fl., 2024c). Av organiske arsenformer er den ikke-giftige forbindelsen arsenobetain forventet å bidra mest til det totale arsennivået i fisk), og mange av fiskeartene som ble analysert for dette, hadde høyest andel arsenobetain. Unntaket var de fete fiskeartene sild og makrell, som hadde en lav andel arsenobetain, og der ingen av de andre vannløselige organiske arsenformene heller hadde høyt nivå. Sannsynligvis var det fettløselige arsenforbindelser, arsenolipider, som utgjorde den uidentifiserte andelen av arsen i disse sild og makrell. Mens arsenobetain er en ikke-giftig forbindelse, er giftigheten til arsenolipider mindre kjent.

Lenke til rapporten: Fremmedstoffer i villfisk 2024

5.4.6 Publikasjon om metaller i makrell

Filetprøver fra til sammen 1245 individuelle makrell (*Scomber scombrus*) prøvetatt i ulike områder av Nordøstatlanteren i perioden 2007-2016 gjennom en basisundersøkelse (2007-2009) og oppfølgende overvåking (2012-2016), ble analysert for kvikksølv, kadmium, arsen og bly (Frantzen m.fl., 2024a). Kvikksølvnivåene varierte fra <0,01 til 0,36 mg/kg våtvekt med et totalgjennomsnitt av 0,046 mg/kg våtvekt, og nivåene var signifikant høyere i Skagerrak enn i Nordsjøen, Norskehavet og vest av Skottland. Makrell fra Nordsjøen og Norskehavet hadde gjennomsnittlige kvikksølvkonsentrasjoner lavere enn miljøkvalitetsstandarden, mens makrell fra Skagerrak overskred miljøkvalitetsstandarden. Konsentrasjonene av kvikksølv var generelt lavere enn det som har vært funnet i ulike undersøkelser av makrell fra Middelhavet.

Kadmiumkonsentrasjonene varierte fra <0,002 til 0,16 mg/kg våtvekt med et gjennomsnitt på 0,015 mg/kg våtvekt. Nivåene varierte med årstiden og geografisk. Innenfor samme årstid var det høyest kadmiumkonsentrasjoner i makrell fra Norskehavet, fulgt av Nordsjøen, og lavest i Skagerrak. Kadmiumnivåene var lavere eller høyere enn det som har vært funnet i makrell fra Middelhavet.

Det var ikke noen signifikant endring i nivåene av kvikksølv eller kadmium fra 2007 til 2016.

Bare 0,24 % og 0,16 % av fisken overskred EUs øvre grenseverdier for mattrygghet for henholdsvis kadmium (0,1 mg/kg), kvikksølv (0,3 mg/kg) og bly (0,03 mg/kg). Blykonsentrasjonene var lave og under målegrensen for metoden i 97 % av prøvene.

Arsennivåene varierte mellom 0,43 og 6,9 mg/kg våtvekt med et gjennomsnitt på 2,2 mg/kg og viste variasjon med årstid, områder og år som fulgte variasjoner i fettinnhold. Det ser ut til at arsennivået påvirkes mest av fødestatusen til fisken, der god fødestatus innebærer høyere arsenkonsentrasjoner.

5.4.7 Kongenersammensetning av organiske miljøgifter i fisk fra norske havområder

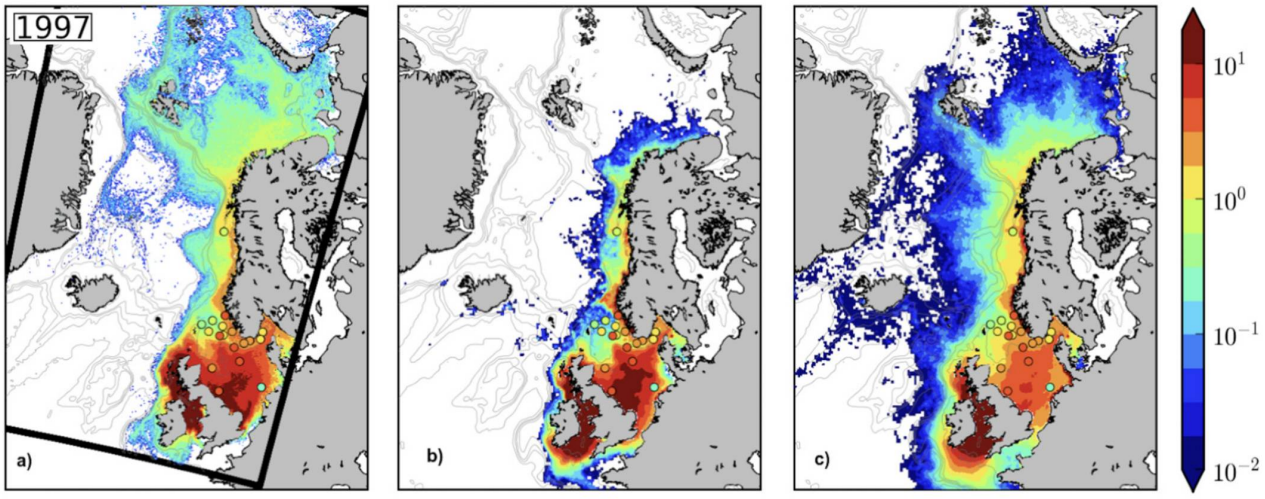
En artikkel publisert i 2023 sammenstilte resultater fra mange ulike basisundersøkelser og overvåking av organiske miljøgifter i filet av 15 ulike fiskearter fra norske havområder, til sammen 8400 prøver analysert ved HI fra 2005 til 2021 (Ho m.fl., 2023). Konsentrasjonene av individuelle kongenere (ulike forbindelser med

lignende struktur) av dioksiner, PCB og PBDE ble studert og resultatene viste at sammensetningen av kongenere var mer avhengig av fiskeart enn geografi. Det var likevel også noen geografiske forskjeller. Lette kongenere utgjorde et større bidrag til de samlede konsentrasjonene i de nordligste områdene sammenlignet med områder lenger sør, og konsentrasjonene av disse lette kongenerne varierte også mindre geografisk enn tyngre kongenere. Det skyldes at lette kongenere transporteres lengre gjennom luften enn tyngre kongenere som det er mest av nærmere kildene. Makrell og sild fra Skagerrak hadde dioksin-profiler som skilte seg fra makrell og sild fra andre havområder, noe som kan forklares med historisk forurensning i Skagerrakområdet. Det ble utviklet en modell som viste at variasjon i miljøgiftkonsentrasjon blant arter og innen artene var påvirket av både fettinnhold, fiskens størrelse, trofisk nivå og breddegrad. Modellen viste at konsentrasjonen av sum PBDE varierte mest med breddegrad, fulgt av summen av ikke-dioksinlignende PCB (PCB6) og sum dioksiner, mens summen av dioksinlignende PCB varierte minst med breddegrad. Konsentrasjonene økte ikke-lineært med fettinnhold, der et asymptotisk nivå ble nådd når fettinnholdet nådde ca. 10 %.

6 - Transportmodellering av miljøgifter

Estimater av langtransportert forurensing baseres på numeriske modeller for luft- og havstrømmer, samt beskrivelser av endringer i det forurensende materialets tilstand på grunn av interaksjoner med omgivelsene, inklusive opptak i biota. Et eksempel er utslipp av olje til hav, der en kombinasjon av vind, bølger, havtemperatur og andre fysiske miljøvariabler leder til raske endringer i oljens egenskaper som viskositet og tetthet. Disse endringene påvirker igjen hvordan oljen fordeler seg i vannsøylen samt driver med havstrømmene (f.eks. Frøysa m.fl., 2025; Zeinstra-Helfrich m.fl., 2017).

Vår evne til å beskrive luft- og havstrømmer har blitt betydelig forbedret de siste tiårene, og numeriske modeller gjenskaper nå detaljerte strømningsmønstre med en romlig skala på en kilometer eller grovere. Videre har vi fått bedre forståelse av viktige prosesser som beskriver koblingene mellom forurensingen og miljøet, f.eks. for radionuklider (Simonsen m.fl., 2025, se Figur 26). Med forbedrede modellverktøy åpner det seg nye muligheter for å gjøre systematisk kartlegging av langtransportert forurensing samt estimering av økosystemeffekter. For at slikt arbeid skal ha størst mulig effekt må det settes i sammenheng med overvåkningsprogrammene og kunnskap om kildene, og en kort oppsummering av status er gitt her.



Figur 26. Modellert havtransport av technetium-99 fra Sellafield samt overflateobservasjoner (fargede prikker). Fargeskalaen viser aktivitetskonsentrasjon i Bq/m^3 i overflatelaget (øverste 50 m). Delfigurene viser resultater fra et år (1997) med simuleringer der det er benyttet ulike parametere eller sirkulasjonsmodeller som grunnlag for å beskrive havstrømmene. Havmodell med (a) 4 km oppløsning og uten ekstra horisontaldiffusjon, (b) 14 km oppløsning og horisontaldiffusjon på 50 m^2/s, (c) samme modell som i (b), men med horisontaldiffusjon på 500 m^2/s. Mer grovoppløste havmodeller har ikke en god representasjon av virvelaktiviteten i havet, og økt horisontaldiffusjon kan brukes for å parameterisere spredningen på grunn av virvlene. I praksis varierer virvelaktiviteten kraftig mellom ulike havområder, og selv om transportveiene i hovedsak er de samme så er sirkulasjonsmodellenes horisontale og vertikale oppløsning samt parametrisering av turbulente prosesser avgjørende for detaljene. Fra Simonsen m.fl. (2017).

6.1 Metoder for transportmodellering

Numeriske modeller som gir informasjon om luft- og havstrømmene, er i praksis utelukkende basert på sirkulasjonsmodeller med en såkalt eulersk beskrivelse av dynamikken. I denne beskrivelsen er modelldomenet delt opp i et gitter med gitt romlig oppløsning horisontalt og vertikalt (som kan variere fra sted til sted og nedover i vannsøylen), og modellen beregner hastighetene i hvert gitterpunkt som en funksjon av tid. I slike modeller kan

man legge til ligninger som beskriver en tidsutvikling av konsentrasjonen til ulike typer forurensing, og man får da en **eulersk** transportmodell (f.eks. Blaas m.fl., 2007).

Det er også vanlig med såkalte **lagrangske** transportmodeller (f.eks. Dagestad m.fl., 2018), som i stedet for å beskrive tidsutviklingen i faste punkter, følger det forurensende materialet mens det transporteres med strømmene. Kort oppsummert kan man si at en eulersk modell beskriver tilstanden i et fast punkt og gjengir den forurensingen som til enhver tid passerer forbi, mens i en lagrangsk modell følger man en viss mengde forurensing som spres over tid på sin reise.

I begge typer modeller utnytter man kunnskap om forurensingens egenskaper gjennom å modellere interaksjon med miljøet (parametriseringer). Lagrangske modeller er som regel mindre ressurskrevende, men det er viktig å ha i bakhodet at de krever inngangsdata fra eulerske sirkulasjonsmodeller ettersom de ikke selv beregner hav- eller luftstrømmene. Økt kvalitet i transportmodelleringen kan derfor ha to ulike opphav: en bedre beskrivelse av luft- og havstrømmene gjennom forbedrede sirkulasjonsmodeller, eller en bedre beskrivelse av forurensingens interaksjoner med miljøet gjennom forbedrede parametriseringer.

6.2 Prosesser og parametriseringer med relevans for marine økosystemer

Parametriseringene må tilpasses ulike typer forurensning. For eksempel kan plast i forenklede modeller betraktes som inerte partikler av ulike størrelser som gjennom oppdrift samler seg i havets overflatelag. En mer realistisk parametrisering tar hensyn til at det over tid dannes et komplekst lag med biologisk materiale på plastoverflaten, noe som kan få plasten til å synke til havbunnen. På lignende måte må en modell som beskriver transport og skjebne av miljøgifter beregne hvordan kjemiske stoffer fordeler seg i ulike faser, for eksempel i den oppløste fasen eller bundet til suspenderte partikler. Kjemikalier i den oppløste fasen transporteres med havstrømmene og spres gjennom turbulent blanding, mens kjemikalier bundet til partikler også vil påvirkes av partiklenes oppdrift og bevege seg vertikalt i henhold til det. Fasefordelingen påvirkes av stoffets kjemiske egenskaper og miljøparametere som temperatur, salinitet og konsentrasjon av suspenderte partikler. For eksempel, når saliniteten øker, fører det til flere oppløste ioner i vannet. Dette kan redusere bindingen av metallioner til partikler, ettersom de konkurrerer om binding til partikkeloverflater. Den motsatte effekten kan observeres for ikke-polare organiske forbindelser som PAHer, der bindingens kraft øker med saliniteten fordi den styres av hydrofobiske krefter. Organiske forbindelser er også påvirket av nedbrytning og fordamping, som ofte parametriseres som eksponentielt minkende miljøkonsentrasjoner.

Det er stor variasjon i hastigheten til disse prosessene, og for best mulig modellering trenger man mest mulig kunnskap om egenskapene til de stoffene som modelleres og miljøet rundt. Der for eksempel halveringstiden for nedbrytning av naftalen eller fenantren er av størrelsesorden timer eller dager kan halveringstiden være flere år for persistente organiske miljøgifter. Parametriseringene bør også ta hensyn til at nedbrytningsprosessene generelt er mye langsommere i sedimentlaget enn i vannsøylen. Transportmodellenes design bør vurdere balansen mellom kompleksitet og brukervennlighet, slik at den er tilstrekkelig generell og anvendbar på forskjellige forbindelser og havområder med ulike miljøforhold, samtidig som antallet parametere holdes lavt. Avsetning av miljøgifter i marine sedimenter avhenger av flere faktorer: Egenskapene til miljøgiftene (hydrofil eller hydrofob, binding til organisk materiale, organofil eller organofob), fordampning versus utfelling, det marine miljøet (energinivå, marin produktivitet/plankton, sediment/mineralogi, salinitet). Noen metaller og organiske forbindelser er også naturlig forekommende i geologisk materiale (sedimenter, bergarter), slik at det da bør tas hensyn til et naturlig bakgrunnsnivå.

6.3 Transport i luft og hav, og opptak i økosystemer

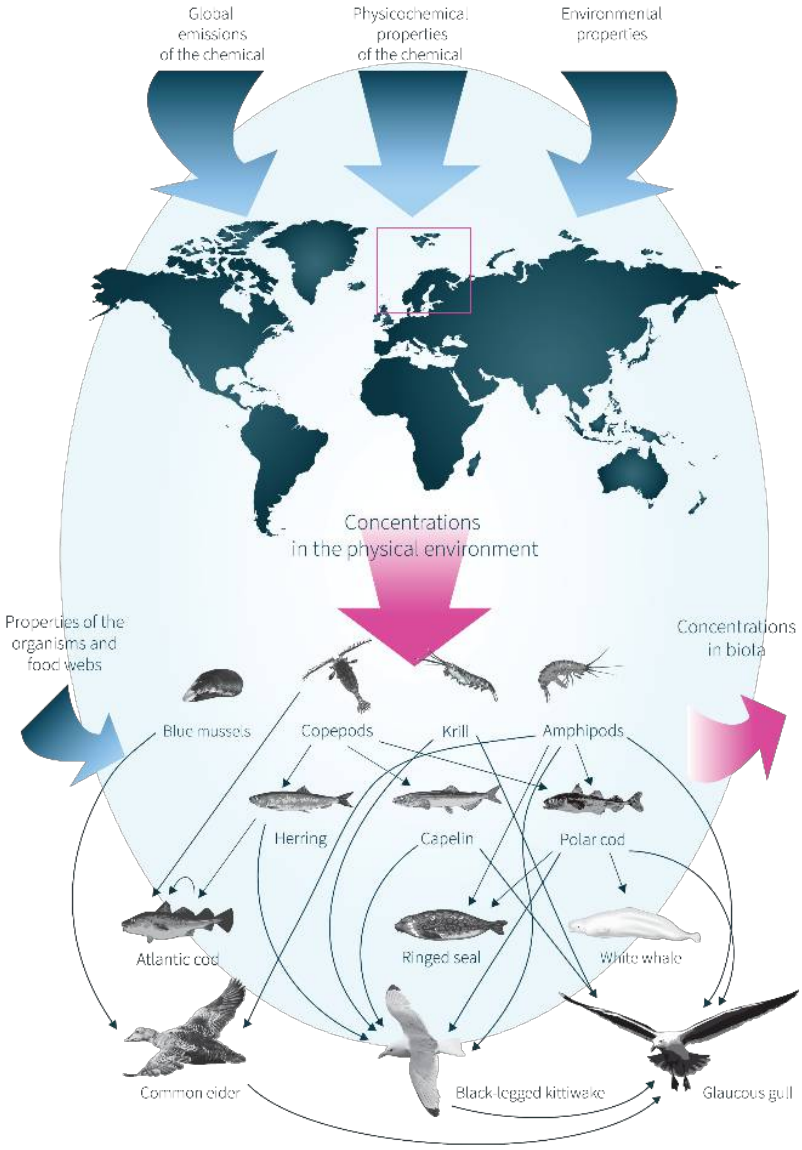
Luft- og havstrømmer utgjør betydelige transportveier for miljøgifter til og i norske havområder, spesielt for semiflyktige og vannløselige organiske miljøgifter. Partikler, metaller som ikke er i gassform, og radionuklider transporteres til sammenligning over kortere avstander. Det finnes flere typer modeller for transport av miljøgifter.

Et eksempel er Nested Exposure-modellen (NEM) som er en eulersk mekanistisk multimediamodell (Breivik m.fl., 2021, Krogseth m.fl., 2023, Skogeng m.fl., 2025) for nøytrale organiske miljøgifter (f.eks. PCB). NEM består av en global modul for det fysiske miljøet og en bioakkumuleringsmodul for utvalgte nøkkelarter i norske havområder (Figur 27). NEM beskriver hvordan miljøgiftene transporteres i fysisk miljø (luft, ferskvann og havstrømmer) og næringsnettene utfra en mekanistisk forståelse for hvordan miljøgiftene oppfører seg. NEM kan simulere hele prosessen fra en miljøgift slippes ut et sted i verden og til den når økosystemer i de norske farvann (Krogseth m.fl., 2023, Skogeng m.fl., 2025). Modellen viser dette med oppløsning i både tid og rom. NEM-modellen kan kjøres for et stort geografisk område, for eksempel hele kloden, med grov romlig oppløsning, for deretter å zoomes inn på stadig mindre områder for mer detaljerte analyser.

NEM har blitt brukt til å gjenskape og forklare målte konsentrasjoner av PCB-153 i atmosfæren ved europeiske målestasjoner (Breivik m.fl. 2021), og i sild og torsk i norske havområder. For sistnevnte, ble modellen også brukt til å belyse kildeområder for PCB-153 i norsk fisk, basert på globale utslippsdata, og viste hvor viktig kontinentale og globale utslipp er for PCB i norsk fisk i åpne havområder (Krogseth m.fl., 2023). I tillegg har NEM blitt brukt til å øke forståelsen vår av den relative betydningen av utslipp av miljøgifter og klimadrevne endringer i biodiversitet og fysiologi på miljøgiftkonsentrasjoner i sjøfugl på Svalbard (Skogeng m.fl. 2025). NEM viste at forventet effekt av klimadrevne endringer på miljøgiftkonsentrasjonene var betydelig mindre enn effekten av reduserte utslipp, noe som understreker betydningen av internasjonal miljøgiftregulering.

En annen type atmosfærisk sprednings- og dispersjonsmodell er FLEXPART, som beregner spredning av partikler/gass basert på meteorologiske data fra en værvarslingsmodell. Modellen brukes av forskere i mange land for å beregne hvordan blant annet drivhusgasser, radioaktivt materiale, industrielle forurensninger og mikroplast sprer seg i atmosfæren (Evangeliou m.fl., 2022; Pisso m.fl., 2019; Eckhardt m.fl., 2017). Det er også eksempler der modellen har blitt anvendt bakover i tid for å finne utslippskildene til forurensninger målt i bakgrunnsområder (Mayer m.fl., 2024; Eckhardt m.fl., 2009).

EMEP MSC-W-modellen (base i Norge: EMEP, 2024; Simpson m.fl., 2012) er en kjemisk transportmodell som anvendes for å overvåke og beregne grenseoverskridende transport og avsetning av fotokjemiske komponenter, partikler (PM), og kjemiske forbindelser som gir sur nedbør og overgjødsling. Modellen er en eulersk spredningsmodell utviklet av Meteorologisk Institutt som en del av arbeidet under konvensjonen om langtransporterte luftforurensninger (se The Convention and its achievements | UNECE). En viktig del av beregningene i modellen er kildeallokering fra land-til-land og gridrute-til-gridrute for ulike forurensningskomponenter (EMEP, 2024). Kildeallokeringer inngår når landene tilsluttet konvensjonen skal forhandle og vurdere effekten av utslippsreduksjonene. Beregninger som støtter arbeidet under langtransportkonvensjonen fornyes hvert år. Mange av komponentene som transporteres i atmosfæren avsettes til havområder og resultatene fra EMEP-MSC W anvendes også i OSPARs og Helcom's overvåking og analyser av avsetning av NO_X, nitrater, ammoniakk og ammonium. Arbeidet i OSPAR dekker avsetninger til Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen (se Gauss og Klein, 2022). En viktig del av overvåkingen i EMEP, Helcom og OSPAR er å beregne trender i avsetningene. Den nyeste rapporten (EMEP, 2025) viser trender for perioden 1990 til 2023. Konvensjonen har også et senter (EMEP MSC-E, i Slovenia) som beregner transport, avsetning og kildeallokering av tungmetaller og persistente organiske forbindelser. Alle beregninger og



Figur 27. Nested Exposure-modellen, NEM, består av en global modul for det fysiske miljøet og en bioakkumuleringsmodul for utvalgte nøkkelarter i norske havområder. Input-data til modellen (blå piler) brukes sammen med et sett av matematiske ligninger for å forutsi kjemiske konsentrasjoner i både det fysiske miljøet og biota (rosa piler). Illustrasjon: NILU.

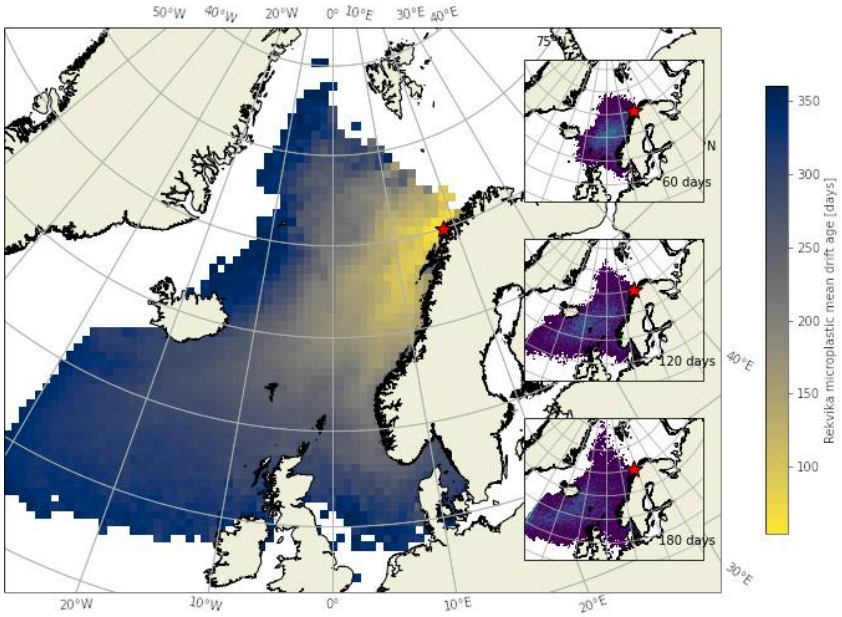
kildeallokeringer fra EMEP MSC-W og EMEP MSC-E er åpent tilgjengelige for videre bruk og analyser. Meteorologisk Institutt har også en Lagrangsk spredningsmodell SNAP (Ulimoen m.fl., 2025; Berge m.fl., 2024) for radionuklider i atmosfæren. SNAP er en del av Norges atomberedskap. Modellen er operasjonell og kan anvendes ved atomhendelser inkludert atombombesprenginger. Modellen kan eksempelvis brukes til å beregne avsetningen av radionuklider til havområder etter en atomhendelse eller som en del av et forskningsprosjekt der hypotetiske kilder inngår.

For transport i havet er modellverktøyet OpenDrift mye brukt (Dagestad m.fl., 2018). OpenDrift er et Python-programbibliotek utviklet ved Meteorologisk institutt, og som brukes til instituttets beredskapstjenester (søk-og-redning, akutte oljeutslipp, skipsdrift, osv.), men kildekoden er åpen og det finnes mange brukere og anvendelser. For ulike typer forurensing er det laget programtillegg som inneholder de nødvendige parametriseringene, f.eks. er det utviklet en egen modul for kjemikalier (Aghito m.fl., 2023). Andre relevante anvendelser er transport av plast (Strand m.fl., 2021), metaller (Simonsen m.fl., 2023) og radionuklider (Simonsen m.fl., 2025). OpenDrift er en lagrangsk modell som trenger inngangsdata fra havsirkulasjonsmodeller. Koden er strukturert slik at OpenDrift kan benytte et hierarki med en prioritert liste av

inngangsdata fra ulike modeller. Slike lister benyttes når man har en kombinasjon av høyoppløste og grovoppløste inngangsdata i ulike områder for å sikre at de beste sirkulasjonsdataene som er tilgjengelige, benyttes i simuleringen. Et lignende verktøy som er mye brukt for å modellere transport av biologisk materiale, er LaDiM som er utviklet ved Havforskningsinstituttet (https://github.com/bjornaa/ladim). Dette er også et åpent Python programbibliotek med fleksible anvendelser, som f.eks. transport av gyteprodukter (f.eks. Röhrs m.fl., 2014) eller transport av lakseluslarver (Sandvik m.fl., 2020). LaDiM har også vært benyttet for transportmodellering av forurensing (Huserbråten m.fl., 2022).

6.4 Kildesporing og inversmodellering

Mens forurensingen fortsatt aktivt transporteres i luft eller hav er det mulig å bruke transportmodellene for å spore tilbake til kilden (invers modellering bakover i tid, f.eks FLEXPART for lufttransport eller OpenDrift for transport i havet (se Figur 28). Dette er vanlig praksis i akutte situasjoner, for eksempel for å finne ulykkessted ved observasjoner av flytende vrakrester, eller for å spore et oljeutslipp til et skip. Når forurensing opplagres i sedimenter eller biota vil ikke strømmene ha noen betydning lengre, og man mister muligheten til å gjøre en direkte kobling mellom målte konsentrasjoner og kildene. Det er allikevel hensiktsmessig å bruke transportmodellering for å sannsynliggjøre hvilke transportveier som er dominerende gjennom å utføre statistiske analyser av et større antall simuleringer. Noe arbeid på å systematisere informasjon om utslippskilder er allerede gjort for persistente organiske miljøgifter, for eksempel oppsummerer Li m.fl. (2023) tilgjengelige globale utslippsestimater for POPs.



Figur 28. Inversmodellering av transport av plastpartikler til Rekvika i Nord-Norge (markert med en rød stjerne). Modellverktøyet OpenDrift er her benyttet til både å estimere hvor plasten kommer fra og hvor lenge plasten har drevet med havstrømmene før stranding. Rekvika er en såkalt OSPAR-strand med regelmessig overvåking av plastforurensing. Fra Strand m.fl. (2021).

6.5 Avsetning til hav, bioakkumulering og biomagnifisering

Avsetning til hav, opptak i økosystemet og bioakkumulering er først og fremst en funksjon av de fysisk-kjemiske egenskapene til de ulike miljøgiftene og miljøforholdene. Direkte avsetning til havet fra luften kan skje gjennom ulike prosesser og hovedsakelig via nedbør og tørr avsetning, i gassfase eller partikler, eller adsorbert til

partikler/aerosoler; og indirekte via avrenning fra land. De mest flyktige miljøgiftene vil ha lavere potensiale for å avsettes enn de mer semi-flyktige som også ofte er adsorbert til partikler.

Opptak og bioakkumulering av miljøgifter i organismer og i næringskjeden er avhengig av biotilgjengeligheten og de fysisk-kjemiske egenskapene av miljøgiftene. Persistente (lite nedbrytbare) og hydrofobe organiske miljøgifter følger fettet i næringskjeden og næringsnettet, og hvis disse, og metabolitter av disse, ikke skilles ut av dyrene på de ulike leddene i næringskjeden så biomagnifiseres de slik at man finner de høyeste konsentrasjonene hos topp-predatorer. I tillegg fører bioakkumulering i enkeltindivider ofte, men ikke alltid, til at konsentrasjonene øker med økende alder (Binnington og Wania, 2014).

Den nevnte NEM modellen har moduler som kobler abiotiske og biotiske prosesser - fra utslipp til luft til f.eks. hav og opptak i næringsnettet av organiske miljøgifter. Quantitative-Structure-Activity-Relationship (QSAR) er en teoretisk metode som kan predikere bioakkumulering ved å korrelere teoretiske beregnete egenskaper til observerte egenskaper. QSAR modellene kan i noen tilfeller utvides til å være relevant for mange miljøgifter med ulike egenskaper. Trofisk magnifiseringfaktor (TMF) er en empirisk metode som har fått mye oppmerksomhet i de senere årene. TMF beregnes basert på trofisk nivå (ofte fra målte δ^{15}N-verdier i prøvene) og målte konsentrasjoner av miljøgifter i arter på ulike trofisk nivå i samme næringskjede. TMF beskriver hvor mye konsentrasjonen av en miljøgift øker for hvert nivå i næringskjeden, og varierer mellom ulike miljøgifter og områder. For mer detaljert informasjon om de ulike metodene, se Arnot m.fl. (2023).

6.6 Observasjonsgrunnlaget

For å kunne undersøke hvordan modellene stemmer med virkeligheten må alle modellkomponentene valideres med observasjoner. Det er viktig å skille mellom validering av de underliggende sirkulasjonsmodellene og validering av transportmodellene. For sirkulasjonsmodellene er det viktig å sikre at det fysiske miljøet er godt beskrevet, mens for transportmodellene er det avgjørende med en riktig beskrivelse av forurensingens *interaksjon* med det fysiske miljøet.

I sirkulasjonsmodellene må spesielt hydrografi og strøm være godt representert. Fjernmålingsdata kan gi en god oversikt over hvordan vannmassene er fordelt over større områder, f.eks. overflatetemperatur eller høyfrekvens-radarobservasjoner av overflatestrøm. Utveksling av energi og bevegelsesmengde med atmosfæren kan føre til svært raske endringer i strømmene, spesielt nær overflaten, og strømstyrke og –retning kan også variere kraftig over korte avstander i dypet (Christensen m.fl., 2018). For validering av sirkulasjonsmodellene er det derfor nødvendig å ha *in situ*-observasjoner som gir informasjon om variasjon av hydrografi og strøm nedover i dypet i tillegg til fjernmålingsdata. Operasjonelle sirkulasjonsmodeller sammenlignes løpende med observasjoner i nær sanntid som en del av produksjonsprosessen og gjennomgår grundig validering i forbindelse med større oppgraderinger (f.eks. Christensen m.fl., 2025).

Observasjoner som er relevante for transportmodellene er de fysikalsk-kjemiske egenskapene til kjemikaliet (f.eks. flyktighet, vannløselighet, nedbrytningshastigheter i luft og vann osv.) og organismene (f.eks. levetid, størrelse, lipidinnhold, diett osv.). I tillegg kreves det god informasjon om tid og størrelse for utslipp av forurensningen. Målte konsentrasjoner av forurensningen i luft, vann eller fisk kan deretter brukes til validering av transportmodellene. Sammenlikning av modeller og målinger gir økt innsikt i mekanismene bak de målte konsentrasjonene, og kan belyse transportveier i fysisk miljø og mekanismer for opptak/eliminering i biota som det er vanskelig å utlede på basis av målinger alene.

Observasjonsgrunnlaget som er relevant for transportmodelleringen består altså i hovedsak av to deler: (i) et observasjonsnettverk for havets fysiske miljø som er basert på fjernmålingsdata og *in situ*-data fra tokt og

autonome instrumenter (gjerne med dataoverføring i nær sanntid), og (ii) mer spesialiserte observasjoner enten av det forurensende materialet direkte eller prosesser som er relevante for fordelingen av forurensingen (f.eks. overflatebølger og/eller turbulens). For observasjoner relatert til transportmodellene benyttes til dels målestasjoner og etablerte lokaliteter for regelmessig overvåking. Dette gjelder for atmosfærisk transport og biota som er stedbundet. Tilførsler av luftforurensninger har vært målt over flere tiår både på Svalbard og fastlandet, og dataene fra disse stasjonene er tilgjengelige i EBAS databasen (NILU). Det tas få prøver av miljøgifter fra vannsøylen, og regelmessig prøvetaking skjer primært i forbindelse med petroleumsutvinning (lenke hos Miljødirektoratet: Petroleumsovervåking: Miljøovervåking på norsk sokkel - miljodirektoratet.no) og overvåking av radioaktivitet (Skjerdal m.fl., 2025).

Sedimentprøvetaking på lokaliteter med dokumentert avsetning over lengre tid (stabil sedimentasjon de siste 100 – 150 år) kan fungere som viktige kontrollpunkter for avsetning av forurensende stoffer. Slike lokaliteter hvor avsetningen dokumenteres som stabil (Pb-210 datering, sediment sammensetning med primært finkornete sedimenter og stabilt innhold av organisk materiale) vil være viktige for kunnskap om hvor forurensende stoffer blir avsatt. Slike lokaliteter må finnes/etableres i alle de norske havområdene. For en del stoffer, inkl. metaller, noen radioaktive stoffer og noen organiske forbindelser, er det viktig å ha kunnskap om det naturlige bakgrunnsnivået. Det naturlige bakgrunnsnivået er det naturen, dvs. geologien bidrar med i et bestemt geografisk område. Derfor må det brukes sedimentkjerner som har sedimenter avsatt før forurensing satte inn. Slike lokaliteter fra samtlige havområder må finnes/etableres. Det foreligger allerede en del slike målinger av sedimentkjerner i alle de norske havområdene som er tatt gjennom Mareano (se Kap. 2.2.2, 3.2.1 og 4.2.16.1, samt Jensen m.fl., (2015, 2016) og Banica m.fl., (2025)). MOD-databasen har også data på miljøgifter i sedimentkjerner.

Målinger av miljøgifter i organismer, som blir utført i utstrakt grad som beskrevet andre steder i denne rapporten, kan også være en del av observasjonsgrunnlaget. Modellen som ble brukt til å belyse kildeområder for PCB-153 i norsk fisk, basert på globale utslippsdata (Krogseth m.fl., 2023), ble validert med målinger av PCB-153 i sildefilet og torskelever fra norske havområder overvåket over mange år. Dette er noen av de målingene som inngår i indikator-rapporteringen i forvaltningsarbeidet, og som presenteres i denne rapporten.

6.7 Oppsummering

Det har vært en betydelig utvikling av numeriske sirkulasjonsmodeller for hav og atmosfære de siste tiårene, og transportveier i både luft og vann kan nå beskrives med et detaljnivå som gjør slike modeller svært relevante for norsk havforvaltning. Det har også vært en omfattende utvikling av metodikk som beskriver fysiske-biologiske koblinger i form av parametriseringer for kjemiske og biokjemiske prosesser samt opptak i biota av ulike typer forurensing. Det gjenstår fremdeles endel arbeid for å undersøke hvordan transportmodellene kan benyttes på best mulig måte innenfor havforvaltningen, og her vil vi spesielt peke på følgende:

- **Kombinert transport i luft og hav:** Visse typer forurensing transporteres først i atmosfæren, og etter avsetning på havets overflate transporteres forurensingen videre med havstrømmene. Svært lite har vært gjort for å koble transportmodellene for henholdsvis atmosfære og hav, og det bør gjøres en faglig og teknisk innsats for å etablere et system for modellering av kombinert transport.
- **Modeller og parametriseringer:** Vi anbefaler at man går gjennom de siste årenes utvikling av parametriseringer og identifiserer de som har mest relevans for forvaltningen, f.eks. ved å ta utgangspunkt i gjeldende indikatorsett. Det bør også gjøres en vurdering av hvordan modeller for luft- og havtransport av ulik design og kompleksitet kan komplettere hverandre i arbeidet med langtransportert forurensing.

- **Kilder, opplagring og resuspensjon:** Kvaliteten på modellresultatene er helt avhengig av en god beskrivelse av kilder og hvordan forurensningen kan opplagres og resuspenderes, for eksempel på havbunnen. Informasjon om kildene bør systematiseres og tilrettelegges for bruk i transportmodellene. Modellerings- og observasjonsstrategiene bør også utarbeides i fellesskap for å sikre at målinger og modeller understøtter hverandre. Et eksempel er modellering av avsetning til og prøvetaking av forurensing i sedimentene.

7 - Diskusjon

7.1 Nivåer og utvikling av ulike helse- og miljøfarlige kjemikalier og radioaktive stoffer i de ulike havområdene

Overvåkingsgruppens indikatorer for miljøgifter angir nivåer av en rekke forskjellige miljøgifter i utvalgte medier (f.eks. luft, sedimenter eller enkeltarter). Noen av mediene finnes i alle havområdene, mens andre er spesifikke for et enkelt havområde. Det er imidlertid også nyttig å vurdere hvordan forekomst og utvikling er for hvert stoff eller stoffgruppe i de ulike havområdene. For hvert stoff eller stoffgruppe er det derfor i dette kapitlet gjort en sammenstilling av nivåer målt i abiotiske og biotiske medier i de ulike havområdene. Nivåene i organismer varierer svært mye og er i stor grad påvirket av biologiske faktorer som alder, vekstrate og ikke minst trofisk nivå, faktorer som også kan variere mellom de samme artene prøvetatt i ulike områder. Men selv om ikke de samme artene finnes og overvåkes i alle havområdene, er det gjort et forsøk på sammenligning av konsentrasjoner mellom arter på tilsvarende trofisk nivå, i samme vevstype (f.eks. filet, lever eller helfisk), og nivåene i alle de undersøkte artene er vurdert sammen.

Tilførsel av de forskjellige stoffene eller stoffgruppene vurderes ut fra målinger i sedimenter, luft og kystnære arter. Målinger av sedimentkjerner gir informasjon om hvilke stoffer som har blitt avsatt på havbunnen siden førindustriell tid, og kan dermed gi informasjon om naturlig bakgrunnsnivå for naturlig forekommende stoffer. Målinger av lufttilførsler kan fortelle oss i hvilken grad stoffer med potensiale for langtransport fortsatt tilføres til havområdene, og indikere om det er pågående utslipp av stoffene. Nivåene i blåskjell og torsk som overvåkes langs kysten kan, sammen med målinger og modellering av tilførsler fra elver og kystvann, si noe om hvor mye som tilføres havområdet fra kysten, enten fra naturlige tilførsler, forurensning fra gamle utslipp som lekker ut eller ny forurensning.

Utvikling over tid er vurdert med hovedvekt på de siste ti årene.

7.1.1 Kvikksølv

Kvikksølv tilføres langtransportert via luften til både Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet. Ettersom også målinger i sedimentkjerner viser forhøyede nivåer sammenlignet med førindustriell tid, viser dette at nivåene vi måler i alle de tre havområdene er klart høyere enn bakgrunnsnivå.

Det at vi finner høyere nivå av kvikksølv i organismer som overvåkes i Nordsjøen og Norskehavet sammenlignet med Barentshavet, tyder på at bakgrunnsnivået for kvikksølv i større grad er overskredet i Nordsjøen og Norskehavet enn i Barentshavet.

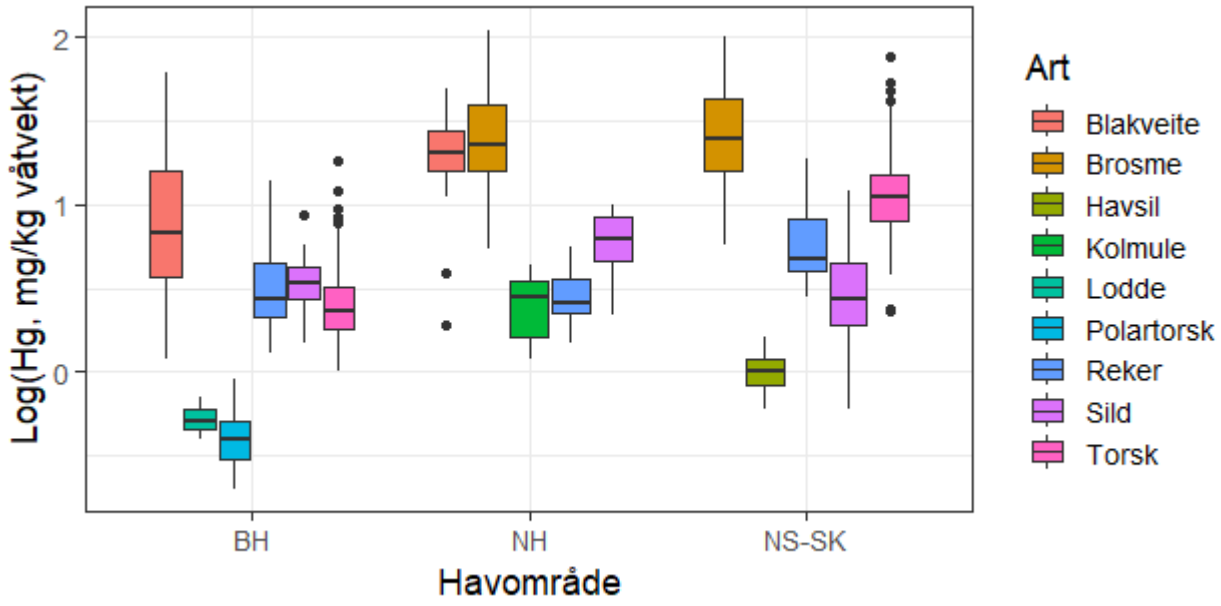
Nivåene av kvikksølv i organismer ser ut til å ha avtatt noe de siste ti årene, selv om nedgangen i lufttilførslene i stor grad har stagnert.

7.1.1.1 Nivåer av kvikksølv i de ulike havområdene

For kvikksølv målt i marine organismer i åpent hav, viser både indikatorer og andre undersøkelser at nivåene stort sett er høyest i Nordsjøen og Skagerrak og lavest i Barentshavet (Figur 30). Nivået i Norskehavet er mer varierende mellom ulike indikatorarter. For torsk fra åpent hav er det betydelig høyere kvikksølvnivåer i Nordsjøen enn i Barentshavet. Reker fra Nordsjøen har de høyeste konsentrasjonene av kvikksølv, mens reker fra kysten av Norskehavet har omtrent samme nivå som reker fra Barentshavet. For sild er det indikatorer både for Norskehavet (NVG-sild) og i Nordsjøen (nordsjøsild), og noen prøver av NVG-sild er også tatt i forvaltningsplanområdet Barentshavet. Det er vanskelig å sammenligne sild fra de to bestandene, siden de er så ulike i størrelse og alder, der nordsjøsild generelt er mindre og yngre enn NVG-sild. Siden

kvikksølvkonsentrasjoner øker med økende alder og størrelse på fisken, har dette stor betydning for resultatene. Selv om sild fra Norskehavet totalt sett har høyere kvikksølvnivå enn nordsjøsild, skyldes det trolig at de er både større og eldre. Når vi sammenligner sild av samme størrelse, har sild fra Nordsjøen noe høyere kvikksølvkonsentrasjoner enn sild fra Norskehavet, mens sild fra Barentshavet har de laveste kvikksølvkonsentrasjonene.

Blåkveite ble prøvetatt i Norskehavet og Barentshavet inkludert eggakanten nord for 70°N (Tromsøflaket-Svalbard, representerer Barentshavet i Figur 29), og det var betydelig høyere kvikksølvkonsentrasjoner i Norskehavet enn i Barentshavet. Det er imidlertid stor variasjon i kvikksølvnivå i blåkveite fra Barentshavet, med betydelig høyere konsentrasjoner i blåkveite tatt langs eggakanten enn i blåkveite tatt utenfor Øst-Finnmark, noe som også var svært tydelig i basisundersøkelsen for blåkveite (Nilsen m.fl., 2010). Brosme ble prøvetatt i åpent hav både i Norskehavet og i Nordsjøen, og kvikksølvnivåene var svært like i de to havområdene. Det skiller seg fra resultatene fra basisundersøkelsen for brosme (Frantzen og Maage, 2016), der det var en tydelig avtakende trend fra sør til nord. Men det klareste skillet gikk da mellom Norskehavet sør for Lofoten og Norskehavet nord for Lofoten, og i indikatoren er det kun brosme sør for Lofoten som overvåkes. I Nordsjøen og Skagerrak er det på sin side klart høyere kvikksølvnivå i brosme fra Skagerrak enn i brosme fra selve Nordsjøen.



Figur 29. Boksplott som viser kvikksølvkonsentrasjoner (mg/kg våtvekt) i de ulike indikatorartene prøvetatt i åpent hav i de tre forvaltningsplanområdene Barentshavet (BH), Norskehavet (NH) og Nordsjøen og Skagerrak (NS-SK) fra 2019 til og med 2024/2025. Median, persentiler (25 % og 75 %) og minste og største verdi av log10-transformerte konsentrasjoner (Log10(Hg x 100)) er vist, samt uteliggere.

For små fiskearter på lavt trofisk nivå som analyseres hele, er det ulike arter som er indikatorer i de tre havområdene. I Barentshavet er det lodde og polartorsk, i Norskehavet kolmule og i Nordsjøen er det tobis. Kolmule hadde klart høyere konsentrasjoner enn de tre andre artene, men denne arten er også betydelig større, slik at den trolig har høyere nivå av den grunn. Tobis (havsil) fra Nordsjøen hadde betydelig høyere kvikksølvnivå enn lodde og polartorsk fra Barentshavet, og dette skyldes ikke størrelse. Polartorsk, som prøvetas lengst nord, har de aller laveste kvikksølvnivåene av alle indikatorartene som prøvetas i åpent hav. Samlet sett tyder målinger av kvikksølv i organismer som prøvetas i de ulike havområdene, at kvikksølvnivået i

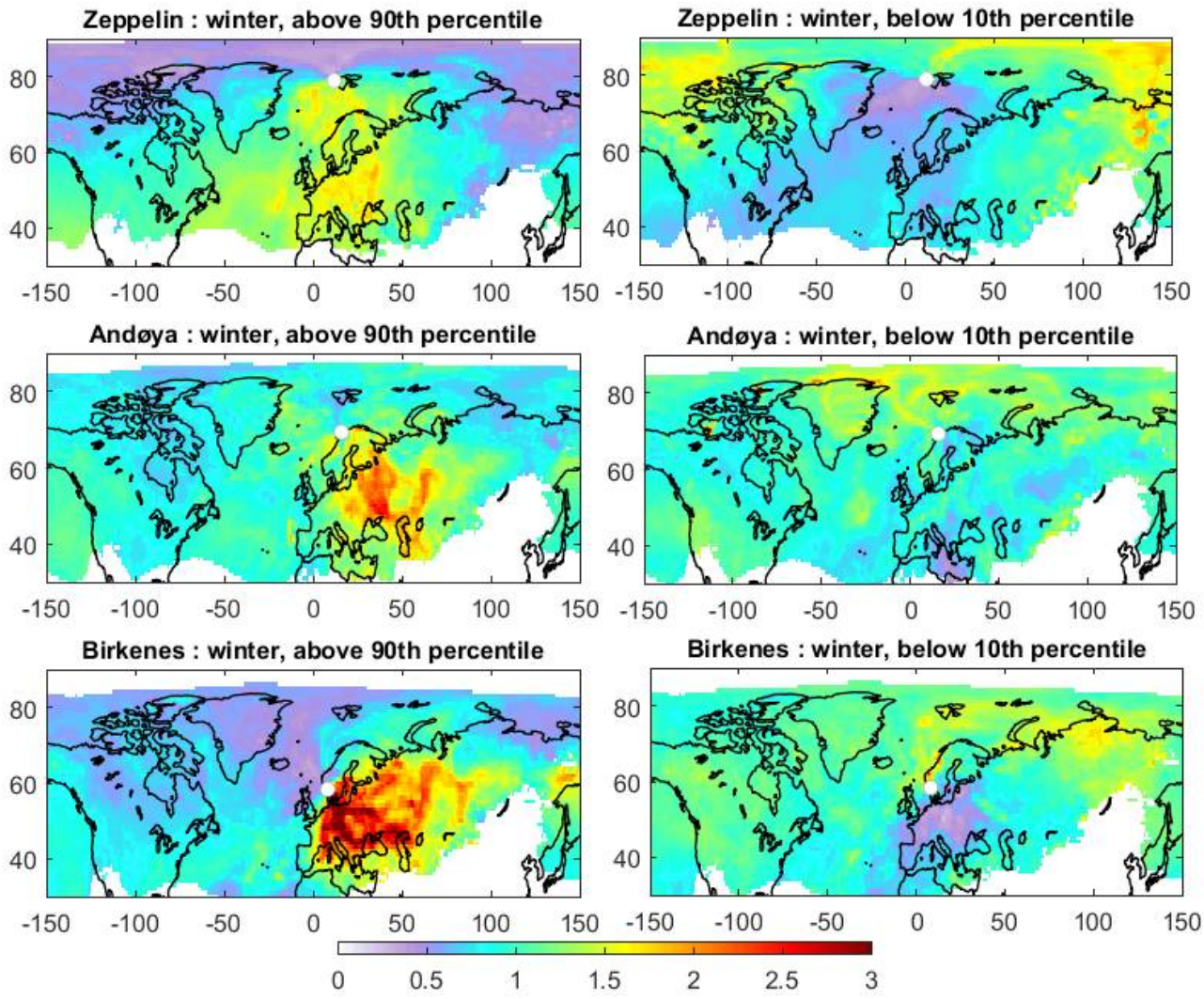
miljøet er høyest lengst sør og avtar nordover.

Andre undersøkelser viser også at kvikksølvnivået i organismer er høyere i havområdene i sør enn lengst nord. For hyse er det vist en avtakende trend for kvikksølv fra sør til nord (Kögel m.fl., 2021). Avtakende kvikksølvnivå i fisk fra sør mot nord har dessuten blitt vist gjennom ulike publikasjoner der data for mange ulike fiskearter fra ulike områder har blitt sammenstilt (Azad, 2021, Ho m.fl., 2021). Der ble det også vist at fisk fra Skagerrak har de aller høyeste kvikksølvnivåene. For makrell er det vist at det er signifikant høyere kvikksølvnivå i makrell fra Skagerrak enn i makrell fra andre havområder, mens det var liten forskjell mellom makrell fra Nordsjøen og Norskehavet, kanskje fordi makrellen vandrer så mye mellom ulike havområder (Frantzen m.fl., 2024a).

Nivåene av kvikksølv som måles i torsk og blåskjell ved faste stasjoner langs kysten, er ikke representative for forvaltningsplanområdet, men kan gi en indikasjon på hvor mye kvikksølv som tilføres fra kysten og ut i havet. De høyeste konsentrasjonene av kvikksølv i torsk prøvetatt langs åpen kyst (ikke i fjorder), ble målt i torsk fra Bømlo (Nordsjøen), Lista (Skagerrak) og Ålesund havn (sør i Norskehavet). I torsk prøvetatt langs kysten mot Barentshavet inkludert på Svalbard, var nivåene lavest, og her var det ingen overskridelser av PROREF for kvikksølv. I blåskjell ble også de høyeste nivåene målt i fjorder, men noen lokaliteter ved åpen kyst mot Nordsjøen og Norskehavet hadde også nivåer litt over PROREF. Det var ikke tilfelle i de to stasjonene langs kysten mot Barentshavet, her var konsentrasjonene godt under PROREF.

Indikatorene for forurensning i sedimenter i Norskehavet og i Barentshavet viser at konsentrasjonene av kvikksølv i overflatesediment er høyere i Barentshavet enn Norskehavet, noe som trolig skyldes forskjeller i naturlig bakgrunnsnivå. I hvilken grad kvikksølv fra sedimentene tas opp i næringskjeden er avhengig av mange ulike faktorer, der biotilgjengelighet i form av grad av metylering, er en viktig faktor. Nivåene i de enkelte marine organismer vil også være avhengig av mange ulike faktorer som varierer både mellom arter og geografisk. Det er derfor ikke overraskende at vi ikke for alle organismer finner en positiv sammenheng mellom kvikksølvnivå i sedimentene og nivåene målt i organismer fra de to forskjellige havområder. Mangel på positiv korrelasjon mellom nivåer av kvikksølv i sedimenter og fisk er blant annet vist i områder med høy kvikksølvforurensning i sjøbunnen, der det likevel ikke er høyt kvikksølvnivå i fisk (Rua-Ibarz m.fl., 2019, Frantzen m.fl., 2024b), og i områder med lite forurensning i sedimentet der det likevel er høyt kvikksølvnivå i fisk (Azad, 2021). Mareano-prøvetaking i 2022, 2023 og 2024 i Nordsjøen og Skagerrak viste at nivåene av kvikksølv varierte fra klasse I i Utsira-området til Klasse II i Skagerrak. Det at en finner høyere kvikksølvnivå i sedimenter i Skagerrak enn i Nordsjøen, sammenfaller med det at vi også finner høyere nivåer av kvikksølv i fisk i Skagerrak enn i Nordsjøen, og kanskje skyldes dette at Skagerrak generelt er mer forurenset med kvikksølv enn Nordsjøen.

Indikatorene for lufttilførsler av forurensning viser imidlertid at årsmiddelkonsentrasjonen til kvikksølv målt i luft er omtrent lik på Zeppelin (Barentshavet), Andøya (Norskehavet) og Birkenes (Nordsjøen og Skagerrak), og det har vært en nedgang i tilførsler målt ved alle de tre stasjonene. Men den nedadgående trenden har vært raskere ved Birkenes i Sør-Norge sammenliknet med Zeppelin i Arktis. Grunnen til det er at Birkenes ligger nærmere det europeiske kontinent og kildeområdene der enn Zeppelin, som vist i Figur 30. Figuren viser hvor luften kommer fra når det observeres lave og høye konsentrasjoner av kvikksølv i luft. Det er tydelig at det kontinentale Europa er kildeområde for alle tre stasjonene, og at signalet er tydeligere ved Birkenes enn Zeppelin fordi Birkenes ligger nærmere kildene. Tilsvarende viser figuren at lave konsentrasjoner observeres når luften kommer fra Nordishavet og Grønland.



Figur 30. Kart som viser kildeområder for de høyeste (til venstre) og laveste (til høyre) konsentrasjon av Hg i luft ved Birkenes (nederst), Andøya (i midten) og Zeppelin (øverste). Kilde: Braaten m.fl. (2022).

De høyere nivåene av kvikksølv i biota fra Nordsjøen og Skagerrak enn i Norskehavet og Barentshavet skyldes trolig at det er større grad av tilførsel via andre transportveier enn luft. Det har vært vist gjennom modeller at tilførsler av kvikksølv til Skagerrak i større grad kommer fra land (Green m.fl., 2011), mens tilførslene til Norskehavet og Barentshavet i hovedsak kommer via luft og/eller havstrømmer (Green m.fl., 2012). Kvikksølv kan også tilføres havområdene fra elver (Skarbøvik m.fl., 2017; Sonke m.fl., 2018), og overvåking av elver viser at det er høyere kvikksølvnivå i elvene som munner ut i Skagerrak og Nordsjøen, sammenlignet med elvene som munner ut i Norskehavet og Barentshavet (Kaste m.fl., 2024). Variasjon i kvikksølvtilførsel fra elver anses å ha sammenheng med variasjon i organisk materiale som tilføres. Det at det er høyere konsentrasjoner av kvikksølv i blåskjell og torsk som overvåkes langs kysten i sør, tyder også på at det er mer lokal forurensning der som også kan føres ut i havområdene over tid.

Sekundær forurensning i form av at forurensning som har ligget begravet i sjøbunnen eller på land, blir spredt, kan også være en mulig kilde til forhøyede kvikksølvnivåer i enkelte områder.

7.1.1.2 Endringer over tid for kvikksølv

Lufttilførsler av elementært kvikksølv til Barentshavet har avtatt med 17 % siden 1994 og i Nordsjøen har mengden kvikksølv i luft avtatt med 26 % siden 1990. Også i Norskehavet (Andøya) har det vært nedgang i lufttilførslene siden målingene startet i 2010. I Nordsjøen har kvikksølv i nedbør avtatt med hele 59 % siden 1990. De siste ti årene har imidlertid nedgangen stagnert ved Birkenes, og ved Zeppelin, mens det var en svak nedgang ved Andøya fra 2010 til siste måling i 2022.

Analyser av metaller i prøver fra dypere lag i daterte sedimentkjerner i Barentshavet og Norskehavet viser at kvikksølv økte i konsentrasjon de siste 100 – 150 årene, noe som i hovedsak tilskrives forbrenning av kull og langtransportert forurensing. Kvikksølvkonsentrasjonene forblir imidlertid på omtrent samme nivå i de øverste lagene. I Nordsjøen viste også daterte sedimentkjerner fra Utsira-området stabile eller litt økende kvikksølvkonsentrasjoner i de yngste sedimentene (Jensen m.fl., 2023), mens i Skagerrak minker kvikksølvkonsentrasjonene i de øverste lagene (Jensen m.fl., 2024). De stabile nivåene i de øverste lagene i Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen kan skyldes at nedgangen i lufttilførsler har avtatt eller vært stabil, mens i Skagerrak kan avtakende nivåer i de øverste lagene være et resultat av redusert tilførsel av kvikksølv fra land.

For kvikksølv i organismer (biota) er det en svakt avtakende trend i den siste tiårsperioden for mange av artene som overvåkes i åpent hav (Tabell 24). Dette gjelder reker i alle havområdene, polartorsk i Barentshavet, NVG-sild i Norskehavet, nordsjøsild i Nordsjøen, torsk i Barentshavet og i Nordsjøen, blåkveite i Barentshavet utenfor Øst-Finnmark og langs eggakanten Tromsøflaket-Svalbard (på grensen mellom Barentshavet og Norskehavet), samt brosme i Vestfjorden og i Nordsjøen. Stigende trender ble funnet for brosme og blåkveite i områdene i Norskehavet sør for Vesterålen/Vestfjorden, men siden det ikke er faste stasjoner kan kanskje den tilsynelatende økningen være knyttet til hvor prøvene ble tatt i de ulike årene. For blåskjell og torsk som overvåkes langs kysten, og som trolig er mer påvirket av lokale tilførsler, var det ulike trender ved ulike stasjoner, og flertallet av stasjoner (14 av 18 for torsk og 16 av 24 for blåskjell) viste ingen endring for kvikksølv i den siste tiårsperioden.

I toppredatoren isbjørn i Barentshavet, måles nivåer av kvikksølv i hår av voksne isbjørnbinner og vi har data for perioden 1995-2023. I denne perioden var kvikksølvnivåene stabile. Polarlomvi viste avtakende trend for kvikksølv i perioden 1994-2014, men det er ikke kjent hvordan utviklingen har vært etter dette. Indikatoren Forurensning i polarlomvi inkluderer ikke data for kvikksølv.

Tabell 24. Nivå av kvikksølv i indikatorarter i forhold til grenseverdier for mattrygghet (se Tabell 36), miljøkvalitetsstandarden for biota (EQS: 0,02 mg/kg, se Tabell 37), PROREF (blåskjell og torsk, se Tabell 35). Utviklingstrender for kvikksølv i siste tiårsperiode er også vist for hver indikator. For blåskjell og torsk som overvåkes langs kysten, representerer tallene antall stasjoner innenfor hver av kategoriene. For de øvrige indikatorartene som er fra åpent hav, er det gjennomsnittet for hele havområdet ved siste måling som er vurdert. For torsk fra åpent hav markerer X om gjennomsnittsverdien er over eller under PROREF, mens (x) betyr at noen enkeltfisk er over.

Stoff	Hav	Grenseverdi mattrygghet under over	EQS under over antall stasjoner		PROREF antall stasjoner		Utvikling siste 10 år* synkende ↘ stigende ↗ uendret ○ ukjent ☐ antall stasjoner			
			under	over	under	over	↘	↗	○	☐
Blåskjell	BH		3		2	1	2		1	
	NH		3	1	2	2	1		3	
	NS		11	6	5	12	4	1	12	
Torsk, kyst	BH		1	5	5	1	1		4	1
	NH		3			3			3	
	NS		9		1	8	3		6	
Torsk, hav	BH				X	(x)	↘			
	NS					X	↘			
Reker	BH						↘			
	NH						↘			
	NS						↘			
Lodde	BH						○			
Polartorsk	BH						↘			
Kolmule	NH						○ (Usikkert)			
NVG-sild	NH						↘			
Nordsjøsild	NS						↘			
Blåkveite, Øst-Finnmark	BH						↘			
Blåkveite, Tromsøflaket-Svalbard	BH/NH						↘			
Blåkveite Storegga-Vesterålen	NH						↗			
Brosme, Norskehavet	NH						Vestfjorden: ↘ Norskeh. sør for V: ↗			
Brosme, Nordsjøen	NS	(x)					↘			
Brosme, Skagerrak		X					☐			

*Ulike tidsperioder for ulike overvåkningsserier

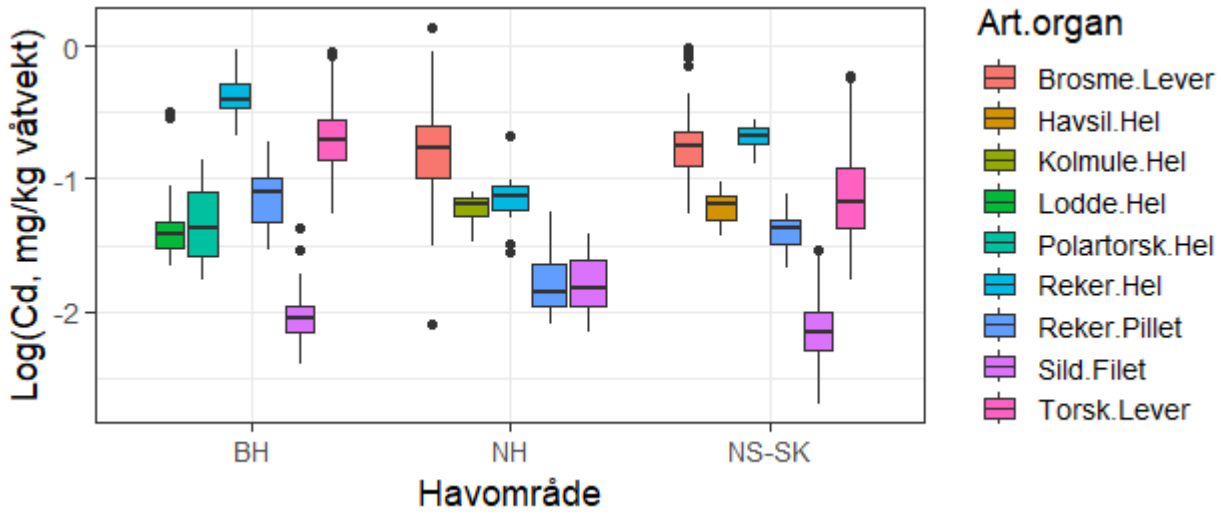
7.1.2 Kadmium

Kadmiumnivåene i mange organismer er høyere i Barentshavet enn i Nordsjøen og Norskehavet, mens tilførselen fra luften og fra elver ser ut til å være lavest i Barentshavet og nivåene målt i sedimenter er lave og på bakgrunnsnivå i alle områdene. Den geografiske variasjonen for biota antas å skyldes hittil ukjente, naturlige årsaker.

De aller fleste biologiske indikatorene viser ingen endring i kadmiumnivå de siste ti årene, og for luft er det ikke lenger entydig nedgang slik det var fra 1990-tallet og fremover.

7.1.2.1 Nivåer av kadmium i de ulike havområdene

Kadmium akkumuleres i indre organer som lever og nyrer av fisk og fordøyelseskjertelen hos krepsdyr og bløtdyr. For de biologiske indikatorene ser vi derfor primært på nivåene i hel fisk eller lever av fisk, samt hele og pillede reker, og kun for sild er filet også tatt med (Figur 31). For noen av indikatorene var kadmiumnivåene høyest lengst nord, men ikke nødvendigvis avtakende fra nord til sør. For torsk som overvåkes i åpent hav, var kadmiumnivåene høyest i Barentshavet og lavest i Nordsjøen, men for reker var kadmiumnivåene høyest i Barentshavet, lavest i Norskehavet og middels i Nordsjøen. Sild fra Norskehavet hadde på sin side høyere kadmiumnivå enn sild fra både Barentshavet og Nordsjøen, mens det ikke var betydelig forskjell mellom sild fra Barentshavet og sild fra Nordsjøen. For brosme var det ikke forskjell i kadmiumnivå mellom Norskehavet og Nordsjøen.



Figur 31. Boksplott som viser kadmiumkonsentrasjoner (mg/kg våtvekt) i de ulike indikatorartene prøvetatt i åpent hav i de tre forvaltningsplanområdene Barentshavet (BH), Norskehavet (NH) og Nordsjøen og Skagerrak (NS-SK) fra 2019 til og med 2024/2025. Median, persentiler (25 % og 75 %) og minste og største verdi av log10-transformerte konsentrasjoner er vist, samt uteliggere.

Nivåene av kadmium som måles i torsk og blåskjell ved faste stasjoner langs kysten er ikke representative for forvaltningsplanområdet, men kan gi en indikasjon på hvor mye kadmium som tilføres fra kysten og ut i havet. Også her ser nivåene ut til å være høyest lengst nord. I lever av torsk prøvetatt langs kysten, er det målt kadmiumnivåer over PROREF ved halvparten av stasjonene som grenser til Barentshavet, en av tre som grenser mot Norskehavet og ingen av stasjonene mot Nordsjøen (Tabell 25). I blåskjell prøvetatt ved åpen kyst var det høyest nivå og overskridelser av PROREF lengst nordøst, i Varangerfjorden, og lengst sørøst, ved Hvaler.

Fra tidligere undersøkelser har taskekrabbe fisket langs kysten fra Saltfjorden og nordover, vist betydelig høyere konsentrasjoner av kadmium i fordøyelseskjertel/brunmat enn taskekrabbe fisket sør for Saltfjorden (Wiech m.fl., 2020; Julshamn m.fl., 2012b). For makrell er også de høyeste kadmiumnivåene målt i makrellen som fiskes lengst nord, i Norskehavet (Frantzen m.fl., 2024a), og også for hyselever er det klart høyere kadmiumnivå i Barentshavet enn i både Nordsjøen og Norskehavet (Kögel m.fl., 2021). For artene breiflabb, rødspette, lyr og snabeluer er det ikke påvist noen tydelig nord-sør gradient i kadmiumnivå (Frantzen m.fl., 2020, Nilsen m.fl., 2020), mens i lever fra vanlig uer var det, som eneste art, en klart avtakende trend fra sør til nord.

Målinger av lufttilførsler i de ulike havområdene viser høyest avsetning av kadmium ved Birkenes, den sørligste av målestasjonene. Målinger i elver viser også høyere nivå i Nordsjøen- og Skagerrakområdet enn i Norskehavet og Barentshavet (Kaste m.fl. 2024). Målinger i sedimenter i alle havområdene viser lave nivåer av kadmium, tilsvarende klasse I, bakgrunn, og ingen geografiske forskjeller. Selv om det tilføres kadmium via luften, ser det altså ut til å være liten sammenheng mellom tilførslene og det vi finner i marine dyr og særlig krepsdyr som reker og krabbe. Dette tyder på at de høyere nivåene som vi finner i enkelte arter i nord, ikke skyldes forurensning, men heller naturlige forhold som ennå ikke er kjent.

7.1.2.2 Endringer over tid for kadmium

Europeiske utslipp av kadmium har avtatt jevnt og trutt siden 2005 (Heavy metal emissions in Europe | Indicators | European Environment Agency (EEA)). I Barentshavet (Zeppelin) var det en nedgang i konsentrasjoner av kadmium i luft på 50 % mellom 1994 og 2016, men de siste ti årene er det en tendens til økende luftkonsentrasjoner. Det har også vært minkende nivåer av kadmium i lufta både i Norskehavet (Andøya) og Nordsjøen (Birkenes), med en reduksjon på mer enn 95 % i nedbør og 75-86 % i luft på Birkenes fra 1980 og fremover. De siste ti årene har imidlertid kadmiumtilførslene ved Birkenes vært stabile, mens nedgangen fortsatte ved Andøya frem til siste måling i 2022.

For kadmium i torsk som prøvetas langs kysten, var det nedadgående korttidstrender i torskelever fra indre Oslofjord og Ålesund havneområde, og økende korttidstrender i ytre Oslofjord (Tjøme), Trondheim havn, Sandnessjøen og Varangerfjorden. For blåskjell var det nedadgående korttidstrender for kadmium ved en lokalitet langs kysten av Barentshavet (Svolvær i Lofoten), en lokalitet i Norskehavet (Ålesund havn), samt ved to lokaliteter i Nordsjøen-området (Søgne og Langesundsfjorden). For mange av stasjonene langs kysten var det imidlertid ingen endring for kadmium de siste ti årene (Tabell 25).

De fleste biologiske indikatorene som overvåkes i åpent hav, som reker, lodde, polartorsk, kolmule, nordsjøsild eller torsk fra de tre havområdene, viser ingen endring for kadmium de siste ti årene. Unntak er NVG-sild fra Norskehavet og blåkveite fra området mellom Tromsøflaket og Svalbard, som viser avtakende kadmiumnivåer, og blåkveite fra Storegga-Vesterålen, som viser økning. Tidstrender for prøver som er tatt i åpent hav kan være påvirket av at prøvene er tatt ulike steder.

Dersom det er naturlige forhold som gir geografisk variasjon i kadmiumnivå hos organismer, kan man forvente at utvikling over tid ikke er styrt av utslipp, men av eventuelle endringer i de naturlige forholdene.

Tabell 25. Nivå av kadmium i indikatorarter i forhold til grenseverdier for mattrygghet (se Tabell 36) og PROREF (blåskjell og torsk, se Tabell 35). Utviklingstrender for kadmium i siste tiårsperiode er også vist for hver indikator. For blåskjell og torsk som overvåkes langs kysten, er antall stasjoner gitt. For de øvrige indikatorartene som er fra åpent hav, er det gjennomsnittet for hele havområdet ved siste måling som er vurdert. (x) betyr at enkeltfisk er over grensen, mens snittet er under.

Indikator	**Hav**	**Grenseverdi mattrygghet** **under** **over**	**PROREF** **under** **over** **antall stasjoner**		**Utvikling siste 10 år** **synkende ↘** **stigende ↗** **uendret ○** **ukjent ☐** **antall stasjoner**			
			under	**over**	**↘**	**↗**	**○**	**☐**
Blåskjell	BH	3	1	2	1		2	
	NH	4	4		1		3	
	NS	17	10	7	2	2	12	1
Torsk, kyst	BH	Ikke målt	3	3		1	4	1
	NH	Ikke målt	2	1	1	2		
	NS	Ikke målt	9		1	1	7	
Torsk, hav	BH	Filet	X	(x)			○	
	NS	Filet	X	(x)			○	
Reker	BH						○	
	NH						○	
	NS						○	
Lodde	BH						○	
Polartorsk	BH						○	
Kolmule	NH						○	
NVG-sild	NH						↘	
Nordsjøsild	NS						○	
Blåkveite, Øst-Finnmark	BH						☐	
Blåkveite, Tromsøflaket-Svalbard	BH/NH						↘	
Blåkveite, Storegga-Vesterålen	NH						↗	
Brosme	NH						☐	
	NS						☐	
	SK						☐	

7.1.3 Bly

Det er fortsatt forhøyet nivå av bly i organismer i Nordsjøen og Norskehavet sammenlignet med Barentshavet, og høyere nivå i Nordsjøen enn i Norskehavet, og dette stemmer overens med målinger både i sedimenter og i lufttilførsler. I sedimentene i alle havområdene viser konsentrasjonene økning siden førindustriell tid, og nivåene er altså høyere enn naturlig bakgrunnsnivå.

Nivåene som måles i organismer i åpent hav er imidlertid generelt lave, og det er ikke mulig å se noen endring over tid de siste ti årene selv om lufttilførslene til Nordsjøen og til Norskehavet har fortsatt å avta og konsentrasjonene i de øverste lag av sedimentene har avtatt etter forbudet mot blyholdig bensin.

I luft måles det i dag høyere nivåer ved Birkenes sammenlignet med Andøya og Zeppelin. Barentshavet har hatt en klar nedgang i tilførselen av bly i luft på 85 % siden 1994 frem til 2016, men nedgangen har stagnert de siste ti årene. Det har også vært minkende nivåer av bly i lufta både i Norskehavet og Nordsjøen, og her har nedgangen fortsatt de siste ti årene samtidig som også utslippene i Europa har avtatt (Heavy metal emissions in Europe | Indicators | European Environment Agency (EEA). Bly har hatt en reduksjon på mer enn 95 % i nedbør og 75-86 % i luft på Birkenes siden 1980.

Analyser av bly i overflatesedimenter fra de tre havområdene viser at det er høyest konsentrasjon av bly i Nordsjøen og Skagerrak samt i prøver tatt vest og nord for Svalbard. Disse prøvene har nivåer svarende til Klasse II, mens konsentrasjonene er generelt lavere i Norskehavet, sørlige og sentrale deler av Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (overveiende på bakgrunnsnivå (Klasse I) og enkelte prøver i Klasse II) (Jensen m.fl., 2024). Analyser av prøver fra dypere lag i daterte sedimentkjerner viser at konsentrasjonene av bly har økt siden siste del av 1800-tallet. Det er imidlertid en nedgang i de øverste sedimentlagene som tilsvarer de siste 30 årene, og dette stemmer godt med de reduserte lufttilførslene i samme periode. Tidligere bruk av blyholdig bensin og senere forbud er ansett å være en viktig årsak til reduksjonene.

I biologiske prøver er blynivåene svært lave og ofte under målegrensene. Blant indikatorartene som overvåkes i åpent hav var nivået høyest i hele reker fra Nordsjøen-Skagerrak, mens nivåene var lavere i reker fra Norskehavet og lavest i Barentshavet. Blynivåene i reker ser altså ut til å reflektere lufttilførslene og konsentrasjoner målt i sedimentene. Blynivåene i blåskjell fra kyststasjonene var forhøyet over PROREF i fjorder og havneområder med kjent forurensning, og de aller laveste nivåene ble målt lengst nordøst, i Varangerfjorden.

Blant biologiske indikatorer som overvåkes i åpent hav, og hvor blynivåer er over deteksjonsgrensen (reker og polartorsk), har det ikke vært endring i den siste tiårsperioden. Øvrige arter hadde konsentrasjoner av bly under målbart nivå i de fleste prøvene slik at det ikke var mulig å fastslå tidstrender (Tabell 26). For de biologiske indikatorene som overvåkes langs kysten, viser blåskjell fra fire av de 24 stasjonene langs kysten en nedadgående korttidstrend (siste 10 år) i blykonsentrasjoner. Blåskjell fra fire stasjoner i Oslofjorden viste økning, hvilket kan skyldes lokale forurensningskilder, mens for de resterende 16 stasjoner var der ingen endring. Torskelever fra seks av 18 stasjoner langs kysten viste nedadgående trender for bly i den siste tiårsperioden, mens øvrige stasjoner stort sett ikke viste noen endring.

Tabell 26. Nivå av bly i indikatorarter i forhold til grenseverdien for mattrygghet (se Tabell 36) og PROREF (blåskjell og torsk, se Tabell 35). Utviklingstrender for bly i siste tiårsperiode er også vist for hver indikator. For blåskjell og torsk som overvåkes langs kysten, er antall stasjoner gitt i parentes. For de øvrige indikatorartene som er fra åpent hav, er det gjennomsnittet for hele havområdet ved siste måling som er vurdert.

Indikator	**Hav**	**Grenseverdi mattrygghet** **under** **over**	**PROREF** **antall stasjoner**		**Utvikling siste 10 år** **synkende ↘** **stigende ↗** **uendret ○** **ukjent ☐** **antall stasjoner**			
			under	**over**	↘	↗	○	☐
Blåskjell	BH	3	3		1		2	
	NH	4	1	3			4	
	NS	17	7	10	3	4	9	1
Torsk, kyst	BH	ikke målt	6				5	1
	NH	ikke målt	3		1		2	
	NS	ikke målt	8	1	5		4	
Torsk, hav	BH		X		☐[1]			
	NS		X		☐[1]			
Reker	BH				○			
	NH				○			
	NS				○			
Lodde	BH				☐[1]			
Polartorsk	BH				○			
Kolmule	NH				☐[1]			
NVG-sild	NH				☐[1]			
Nordsjøsild	NS				☐[1]			
Blåkveite	BH				☐[1]			
	NH				☐[1]			
Brosme	NH				☐[1]			
	NS				☐[1]			

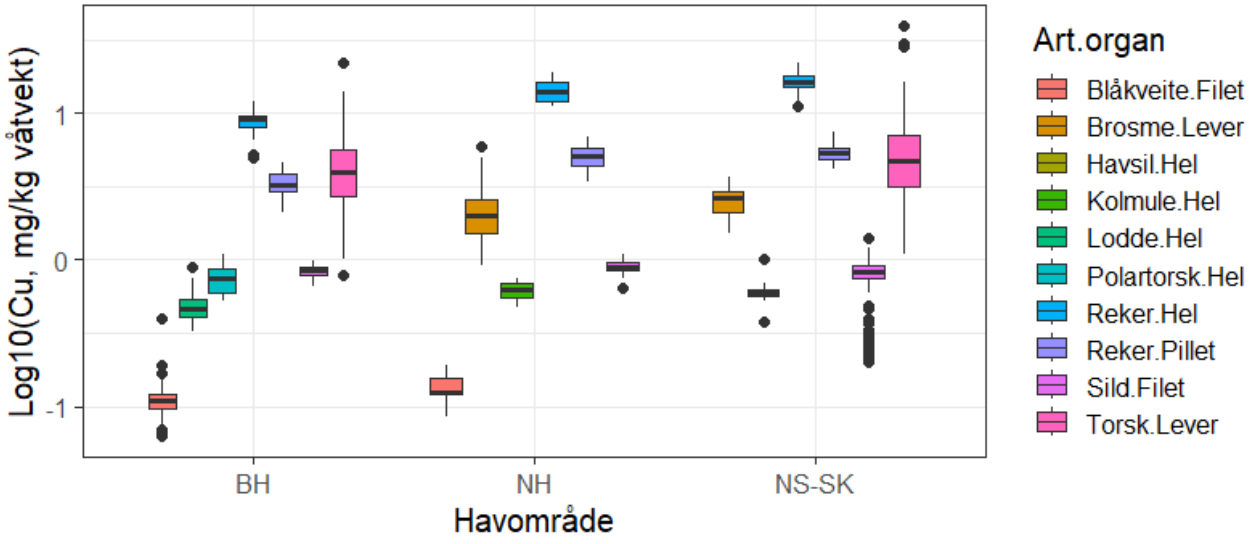
[1]Mange prøver med resultat < LOQ

7.1.4 Kobber

Tilførslene av kobber til alle tre havområdene som skyldes bruk av kobberholdig antibegroingsmiddel i oppdrettsnæringen, økte svært mye frem mot 2018/2019 for siden å avta noe. De økte kobbertilførslene ser ikke ut til å reflekteres i indikatorartene som overvåkes eller i sedimentmålinger i havområdene.

Som beskrevet i kapitlene som beskriver resultater i indikatorene for tilførsler fra elver og kystnære farvann, var det fra 1990-tallet og frem til 2018-2019 en stor økning i tilførselen av kobber til kystvann som følge av utslipp fra oppdrettsnæringen, før tilførslene avtok noe igjen frem til 2022. Dette skyldtes i hovedsak bruk av kobberholdig antibegroingsmiddel på nøtene. Forbruket av kobber som antibegroingsmiddel hadde en topp på landsbasis i 2019 (1900 tonn) og ble redusert til 440 tonn i 2022. Den beregnede tilførselen var størst i Norskehavet-området, med en topp på rundt 700 tonn, og i kystområdene mot Nordsjøen og Barentshavet var tilførselen rundt 450-480 tonn. I Skagerrak var det ikke en tilsvarende økning i tilførselen av kobber. Det er ikke kjent hvor mye av disse utslippene som transporteres fra kystsonen og inn i selve forvaltningsplanområdet.

De økte tilførslene av kobber ser i liten grad ut til å reflekteres i organismene som overvåkes langs kysten og i åpent hav. For de fleste av overvåkingsstasjonene for blåskjell og torsk langs kysten var kobbernivået under PROREF og få stasjoner viste noen endring for kobber de siste ti årene (Tabell 27; Schøyen m.fl., 2025). For torsk som overvåkes langs kysten, var det nedadgående korttidstrender i torskelever fra indre Oslofjord, ytre Oslofjord (Tjøme) og Langesundsfjorden, og økende korttidstrend i Varangerfjorden. For blåskjell var det nedadgående kortidstrender på stasjonene i Farsund og i Lofoten (Svolvær), og økende kortidstrender på én stasjon i indre Oslofjord (Gåsøya) og én stasjon i ytre Oslofjord (Hvaler).



Figur 32. Boksplott som viser kobberkonsentrasjoner (mg/kg våtvekt) i de ulike indikatorartene prøvetatt i åpent hav i de tre forvaltningsplanområdene Barentshavet (BH), Norskehavet (NH) og Nordsjøen og Skagerrak (NS-SK) fra 2019 til og med 2024/2025. Median, persentiler (25 % og 75 %) og minste og største verdi av log10-transformerte konsentrasjoner er vist, samt uteliggere.

For arter som overvåkes i åpent hav, var det høyest kobberkonsentrasjoner i hele reker, og konsentrasjonene var høyere i reker fra Norskehavet og fra Nordsjøen/Skagerrak enn i reker fra Barentshavet (Figur 32). Ellers var det for de fleste indikatorene små forskjeller mellom områdene. Lever av torsk hadde stor variasjon i kobberkonsentrasjoner, og nivået var under PROREF og omtrent det samme i Nordsjøen og Barentshavet. De fleste artene viste ingen endring eller nedgang i kobbernivå de siste ti årene, med unntak av sild fra Norskehavet, blåkveite fra Storegga-Vesterålen og brosmelever fra Vestfjorden, som viste svak økning (Tabell

27). Det er ikke mulig å vite om økningen skyldes de økte tilførslene fra oppdrettsnæringen, eller ikke.

Målinger av sedimenter i de tre havområdene ser heller ikke ut til å reflektere de økte kobbertilførslene, da konsentrasjonene i alle områdene var lave, og målinger i sedimentkjerner viste ingen eller små endringer over tid.

Tabell 27. Nivå av kobber i indikatorarter i forhold PROREF (blåskjell og torsk, se Tabell 35). Utviklingstrender for kobber i siste tiårsperiode er også vist for hver indikator. For blåskjell og torsk som overvåkes langs kysten, er antall stasjoner gitt. Hvilke år som er inkludert i «siste 10 år» varierer mellom indikatorartene.

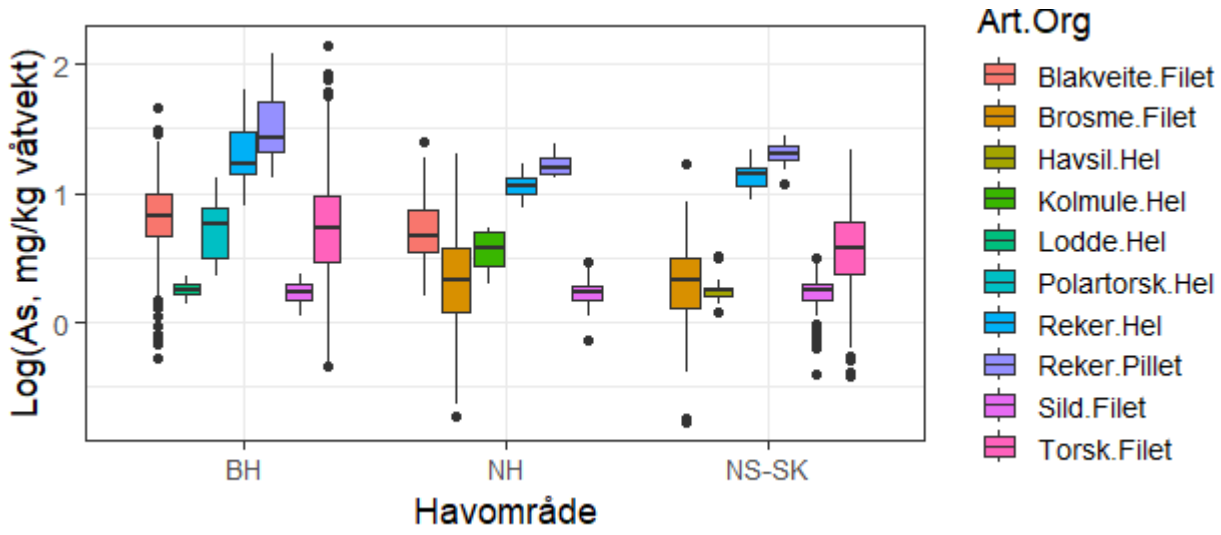
Indikator	Hav	PROREF under over antall stasjoner		Utvikling siste 10 år synkende ↘ stigende ↗ uendret ○ ukjent ☐ antall stasjoner			
		under	over	↘	↗	○	☐
Blåskjell	BH	3		1		2	
	NH	3	1			4	
	NS	14	3	1	2	13	1
Torsk, kyst	BH	6			1	4	1
	NH	3				3	
	NS	8	1	3		6	
Torsk, hav	BH	X		○			
	NS	X		○			
Reker	BH			○			
	NH			○			
	NS			○			
Lodde	BH			○			
Polartorsk	BH			↘			
Kolmule	NH			↘			
Tobis	NS			○			
NVG-sild	NH			↗			
Nordsjøsild	NS			↘			
Blåkveite, Øst-Finnmark	BH			↘			
Blåkveite, Tromsøflaket-Svalbard	BH/NH			↘			
Blåkveite, Storegga-Vesterålen	NH			↗			
Brosme	NH			Vestfjorden:↗ Sør for Vestfjorden:↘			
	NS			↘			
	SK			☐			

7.1.5 Arsen

Konsentrasjoner av arsen målt i sedimenter og enkelte fiskearter og reker er forhøyet i Barentshavet sammenlignet med de andre havområdene og kysten, og det antas at dette skyldes naturlig høyt bakgrunnsnivå.

Det er ingen tydelige utviklingstrender for arsen og variasjon i organismer over tid kan skyldes biologiske forhold.

Noen av de biologiske indikatorene prøvetatt i åpent hav viser høyere arsennivåer i Barentshavet enn lenger sør (Figur 33). Dette gjelder reker, torsk og blåkveite, mens sild, som har relativt lave arsennivåer, ikke viser noen forskjeller mellom de tre havområdene. Det var ingen forskjeller mellom havområdene i arsennivåene i reker eller brosme fra Norskehavet og Nordsjøen. Blant de relativt lavtrofiske indikatorartene som analyseres hele, var det høyest arsennivå i polartorsk fra Barentshavet, fulgt av kolmule fra Norskehavet, og lavest i tobis fra Nordsjøen.



Figur 33. Boksplott som viser arsenkonsentrasjoner (mg/kg våtvekt) i de ulike indikatorartene prøvetatt i åpent hav i de tre forvaltningsplanområdene Barentshavet (BH), Norskehavet (NH) og Nordsjøen og Skagerrak (NS-SK) fra 2019 til og med 2024/2025. Median, persentiler (25 % og 75 %) og minste og største verdi av log10-transformerte konsentrasjoner er vist, samt uteliggere.

Indikatorene for blåskjell og torsk som overvåkes langs kysten, viser ingen trend for arsen fra nord til sør på kysten. Det er også flere undersøkelser som ikke har vist høyere arsennivåer i nord enn i sør. I filet av hyse var det ikke høyere nivå i nord enn i sør, og heller ikke i breiflabb, rødspette, lyr, snabeluer, vanlig uer, atlantisk kveite eller makrell (Frantzen m.fl., 2020, 2024a; Kögel m.fl., 2021; Nilsen m.fl., 2016, 2020). Flere av disse artene er i hovedsak prøvetatt langs kysten og ikke ute i det åpne Barentshavet.

Arter som lever og finner føde ved bunnen ser ut til å ha høyere arsenkonsentrasjoner enn pelagiske arter, og man skulle da forvente at arsennivået i fisken og rekene reflekterer nivåene i sedimentet. Høyere konsentrasjoner av arsen i fisk og reker i Barentshavet enn i Norskehavet og høyere nivåer ute i Barentshavet enn nær kysten, stemmer overens med det som er målt i sedimenter gjennom Mareano-programmet (http://www.mareano.no/kart/mareano.html#maps/3250). Det er høyere konsentrasjoner av arsen i sedimenter i Barentshavet sammenlignet med Norskehavet, og høyere lenger nord i Barentshavet enn utenfor norskekysten.

Lufttilførslene av arsen til Birkenes var på sin side klart høyere enn til Zeppelin i 2023.

Mye tyder altså på at bakgrunnsnivået av arsen er høyere i Barentshavet enn i de andre havområdene, noe som er årsaken til forhøyet arsennivå i enkelte indikatorarter. En kilde til arsen kan være olje og gass (Miljøindikator 4.2.5 - Miljøstatus - Norges klima- og miljømål), og ettersom det lekker ut naturlig forekommende olje og gass i Barentshavet (Boitsov m.fl., 2022) , kan det muligens forklare hvorfor det er et forhøyet bakgrunnsnivå av arsen i Barentshavet.

Variasjon i arsennivået i organismene ser i liten grad ut til å skyldes variasjon i forurensning fra menneskelig aktivitet. Utviklingstrender for arsen i ulike indikatorer går i ulike retninger (Tabell 28) og en forklaring kan være variasjon over tid i mattilgang eller type mat som er tilgjengelig. For eksempel er det vist for sild og makrell at nivået av arsen, i form av organiske forbindelser, følger fettinnholdet gjennom året, og det er trolig fordi arsenforbindelsene tas opp med maten når mattilgangen er god og blir skilt ut igjen etter en viss tid med liten mattilgang (Frantzen m.fl., 2015, 2024a). Med andre ord ser ernæringsstatus ut til å i stor grad påvirke variasjon i arseninnholdet hos fisk.

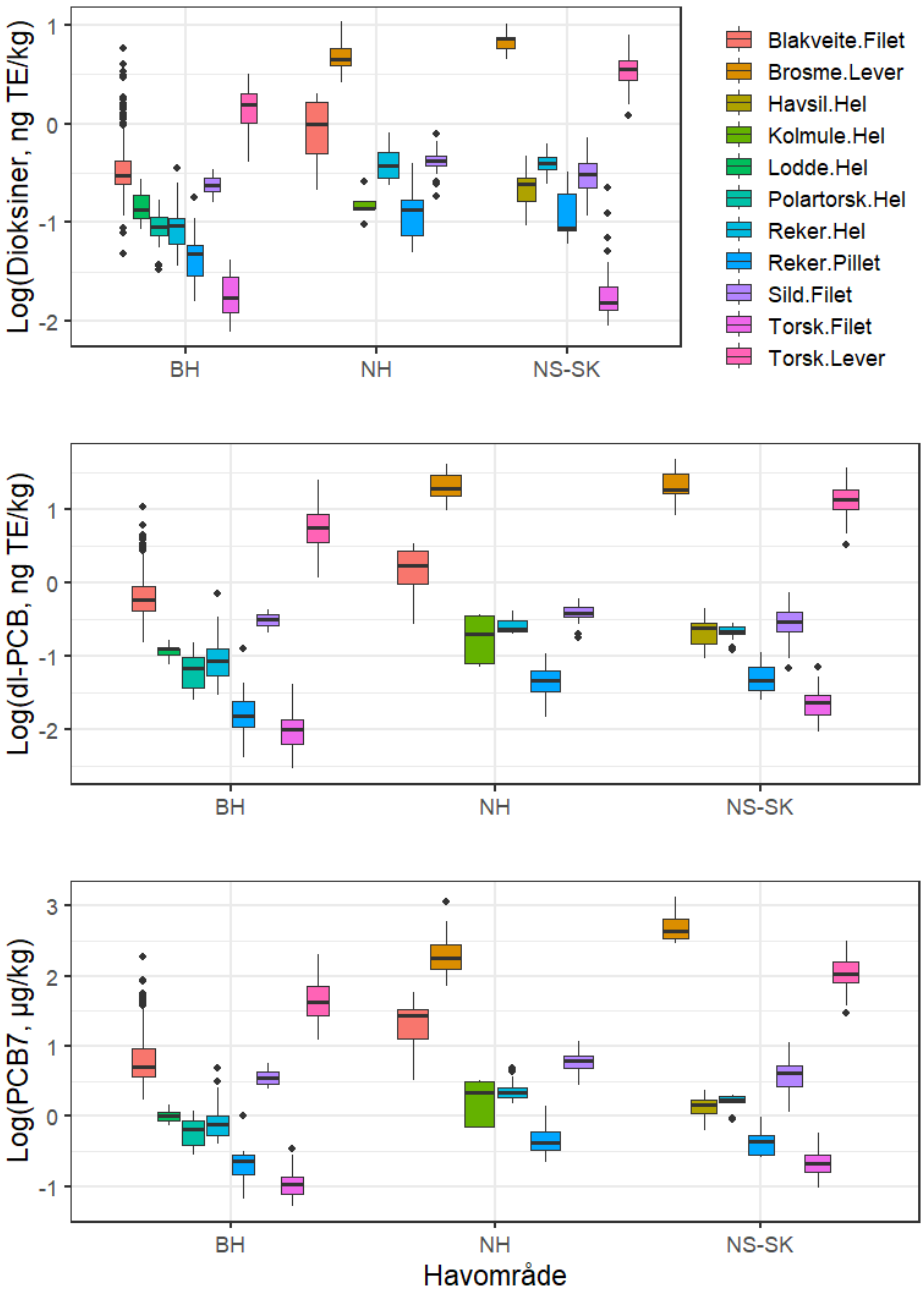
Tabell 28. Konsentrasjoner av arsen i indikatorarter i forhold til PROREF (torsk, se Tabell 35). Gjennomsnittet for hele havområdet ved siste måling er vurdert. Grå celler betyr at PROREF ikke er beregnet. Utviklingstrender for arsen i siste tiårsperiode er gitt for hver indikator ved symboler som vist.

Indikator	Hav	PROREF Under - Over X Enkeltprøver over (x)	Utvikling siste 10 år synkende ↘ stigende ↗ uendret ○ ukjent ☐
Torsk, hav	BH	(x)	↗/○
	NS	-	○
Reker	BH		○
	NH		↘
	NS		○
Lodde	BH		↘
Polartorsk	BH		○
Kolmule	NH		↘
NVG-sild	NH		○
Nordsjøsild	NS		↘
Blåkveite, Øst-Finnmark	BH		○
Blåkveite, Tromsøflaket-Svalbard	BH/NH		○
Blåkveite Storegga-Vesterålen	NH		☐[1]
Brosme, Vestfjorden	NH		↗
Brosme, Norskehavet S.	NH		○
Brosme, Nordsjøen	NS		○
Brosme, Skagerrak	NS		☐

7.1.6 Dioksiner, PCB og PBDE

Dioksiner, PCB og PBDE er til stede i målbare nivåer i alle tre havområdene, og det er høyere grad av forurensning i sør, i Nordsjøen og Skagerrak, enn lengst nord, i Barentshavet. Langs kysten er det særlig høye nivåer i enkelte områder preget av tidligere utslipp.

De aller fleste av indikatorene for organismer som overvåkes i åpent hav, viser nedgang i nivåene av dioksiner og PCB og PBDE de siste ti årene og reflekterer nedgang i forurensning tilført med lufttransport. Langs kysten er det større variasjon mellom stasjoner, særlig for PCB, trolig fordi lokal forurensning har større betydning.

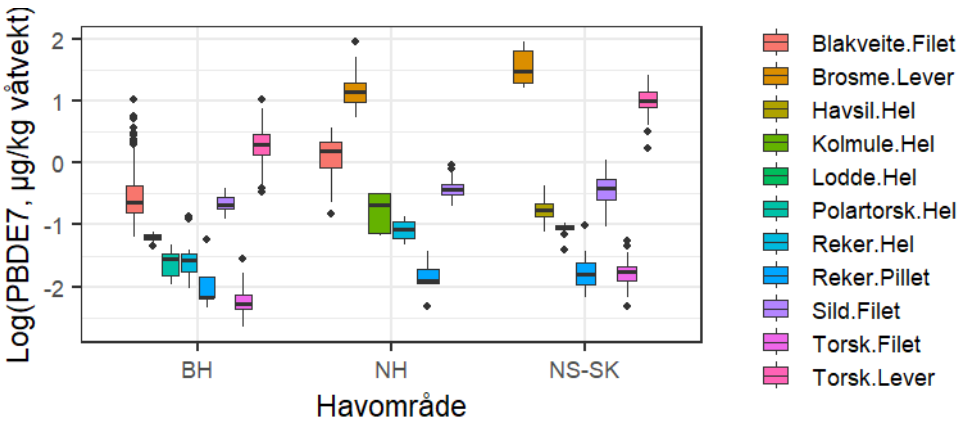


Figur 34. Konsentrasjoner av sum dioksiner og sum dioksinlignende PCB (dl-PCB) (ng TE/kg våtvekt) og PCB7 (µg/kg våtvekt), målt i ulike indikatororganismer fra de tre forvaltningsplanområdene Barentshavet (BH), Norskehavet (NH) og Nordsjøen/Skagerrak (NS-SK) i 2020-2024. Median, persentiler (25 % og 75 %) og minste og største verdi av log10-transformerte konsentrasjoner er vist, samt uteliggere.

7.1.6.1 Nivåer av dioksiner, PCB og PBDE i de ulike havområdene

For de fleste biologiske indikatorene prøvetatt i åpent hav, er det lavere nivåer av dioksiner, PCB og PBDE i Barentshavet enn i både Nordsjøen/Skagerrak og Norskehavet (2020-2024, Figur 34 og 35). Det var imidlertid få forskjeller mellom Nordsjøen og Norskehavet. For dioksiner og PCB7 var konsentrasjonen i brosmelever høyere i Nordsjøen enn i Norskehavet, mens dioksinlignende PCB ikke viste noen forskjell. Sum PBDE7 viste det samme mønsteret som dioksiner og PCB7, der kun brosmelever hadde høyere nivå i Nordsjøen enn i Norskehavet (Figur 35).

Nivåene av dioksiner, dioksinlignende PCB og PCB7 i filet av nordsjøsild fra Nordsjøen og NVG-sild fra Norskehavet er nokså like, også når vi sammenligner sild av samme størrelse og alder. Konsentrasjonen av PBDE7 var klart høyere i Nordsjøsild enn i NVG-sild fra Norskehavet når fisk av samme alder ble sammenlignet. NVG-sild prøvetatt lengst nord, i forvaltningsplanområdet Barentshavet, hadde generelt lavere nivåer av både dioksiner, PCBer og PBDE enn NVG-sild fra Norskehavet og Nordsjøsild.



Figur 35. Konsentrasjoner av PBDE (summen av 7 PBDE, PBDE7, µg/kg våtvekt) målt i ulike indikatorarter fra de tre forvaltningsplanområdene Barentshavet (BH), Norskehavet (NH) og Nordsjøen/Skagerrak (NS-SK). Data fra overvåkning i 2020-2024 er inkludert. Median, persentiler (25 % og 75 %) og minste og største verdi av log10-transformerte konsentrasjoner er vist, samt uteliggere.

En sammenligning av resultater av analyse av de «lavtrofiske» indikatorartene som analyseres hel, tobis (havsil) (Nordsjøen), kolmule (Norskehavet), lodde og polartorsk (Barentshavet) viser at lodde og polartorsk hadde klart lavere konsentrasjoner enn kolmule og tobis, mens det var stor usikkerhet og ikke signifikant forskjell mellom kolmule og tobis. Kolmule var generelt mye større sammenlignet med de andre av disse artene. Men korrigert for fiskens størrelse, hadde tobis høyere konsentrasjoner av både dioksiner, PCB og PBDE enn kolmule. Det er ikke kjent om disse forskjellene skyldes forurensningsnivået i de ulike havområdene eller andre biologiske forskjeller mellom artene.

Resultatene som indikatorene for åpent hav viser, stemmer med en studie publisert i 2023 som viste med modellering at konsentrasjonene i fisk fra norske farvann av dioksiner, PCBer og PBDE avtar fra sør til nord. Videre viste studien at sum PBDE varierer mest med breddegrad, fulgt summen av ikke-dioksinlignende PCB (PCB6) og sum dioksiner, mens summen av dioksinlignende PCB avtar minst fra sør mot nord (Ho m.fl., 2023). Variasjonen antas å skyldes forskjeller i de ulike stoffenes egenskaper knyttet til lufttransport og i hvilken grad de fraktes over lange avstander.

Noe av tilførselen av miljøgifter til havområdene antas å komme fra land, og nivåene som måles i torsk og blåskjell langs kysten kan gi en indikasjon på hvor mye denne tilførselen utgjør av totalen. Torsk som overvåkes langs kysten hadde konsentrasjoner av PCB-118 og PCB-138 over PROREF stort sett bare i særlig forurensede fjorder og havner langs kysten i Sør-Norge. For blåskjell var det overskridelser av PROREF for disse stoffene langs hele kysten (Tabell 29), men de høyeste nivåene og de største overskridelsene ble målt i forurensede havner og fjorder i Sør-Norge, som Oslofjorden, Byfjorden i Bergen og Sørfjorden i Hardanger. For PBDE var det ikke en like tydelig nord-sør gradient i nivåene målt i blåskjell og torsk langs kysten, med unntak av at det var aller høyest konsentrasjoner i Oslofjorden, der også PROREF ble overskredet.

Det kan se ut til å være en viss samvariasjon mellom konsentrasjoner som måles i sedimenter og det som måles i fisk og andre organismer i havområdene. Det er generelt høyest konsentrasjoner av PCBer og PBDE i sedimenter i Nordsjøen og Skagerrak og avtakende fra sør til nord langs norskekysten. Nivåene er lavest i Norskehavet og sørvestlige deler av Barentshavet, blant annet under målegrensen for mange av PBDE-kongenere, mens i det sentrale Barentshavet er nivåene litt høyere, muligens på grunn av effekter knyttet til isnedsmeltingssonen og noe høyere innhold av organisk materiale i sedimenter. Nivåene av både PCB og PBDE i åpent hav ligger uansett relativt lavt overalt, og det er kun i visse kystnære områder at man finner et markant forhøyet nivå knyttet til lokal forurensning, for eksempel i fjordområdene ved Ålesund i tilfellet PBDE. Everaert m.fl. (2017) presenterte en oversikt over kilder til forurensning av organiske miljøgifter og konkluderte med at den viktigste tilførselskilden per i dag i alle havområdene er lufttilførsler, og at forurensningen som ligger i sedimentet er det som har hopet seg opp over tid.

I tilførselsprogrammene for Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet (Green m.fl., 2010, 2011, 2012), oppsummert for alle havområdene i Green m.fl. (2013), ble totale tilførsler av ulike miljøgifter beregnet. Det ble beregnet at Skagerrak hadde størst tilførsel av PCB, og at tilførslene her var dominert av tilførsel fra land. I alle andre områder ble lufttilførsler antatt å være dominerende. Havstrømmer ble ikke tatt med i beregningene.

Trendene med lavere konsentrasjoner av organiske miljøgifter i fisk og reker i Barentshavet enn i Nordsjøen gjenspeiles også i de målte lufttilførslene. Overvåking i 2023 viste at konsentrasjonene av PCB målt i luft ved Zeppelin-observatoriet på Svalbard var noe lavere enn ved Birkenes i Sør-Norge (sum PCB7 hhv. 1,3 og 2,1 pg/m^3). For PBDE var imidlertid årsgjennomsnittet noe høyere ved Zeppelin enn ved Birkenes (sum PBDE25 hhv. 1,5 og 0,2 pg/m^3), men mulig lokal påvirkning for enkelte PBDEer har vært antydet ved Zeppelin. Det er ikke en enkel og direkte kobling mellom konsentrasjoner i luft og hav, noe som ble diskutert inngående i rapporten fra Tilførselsprogrammet for Barentshavet (Green m.fl., 2010). Eventuelle uoverensstemmelser mellom mengde lufttilførsler og det som måles i biologiske prøver, kan skyldes at det i Nordsjøen og ved kysten av Norskehavet er mer lokale forurensningskilder, særlig historisk, som bidrar til høyere oppsamlede konsentrasjoner i sedimentene og i organismene.

7.1.6.2 Endringer over tid for dioksiner, PCB og PBDE

Lufttilførslene av PCBer har avtatt i Barentshavet og Nordsjøen etter at forbudet trådte i kraft tidlig på 2000-tallet, men reduksjonen har de siste ti årene stagnert i Nordsjøen og blitt svakere i Barentshavet. I Norskehavet var det ikke noen tydelig trend for PCB i perioden fra 2009 til og med de siste målingene i 2016. Reduksjonen, og tilførselen, av PCB har avtatt både i Barentshavet og Nordsjøen de siste ti årene. Dette skyldes at produkter og materialer som inneholder PCB fortsatt er i omløp, samt at utslipp fra sekundære kilder fortsatt er mulig (Bohlin-Nizzetto m.fl., 2021) .

For PBDE er konsentrasjonene av mange av kongenerne som måles i luft, under målbart nivå, men for PBDE-47 har det vært en betydelig reduksjon i Barentshavet de siste ti årene og i Nordsjøen fra 2009 til 2023. I Norskehavet var det ingen tydelig trend i perioden fra 2009 til 2016, da målingene pågikk.

Nedgangen i lufttilførsler fra nittitallet og fremover ser ut til å reflekteres i nivåene som måles i toppredatorer i Barentshavet, men her er det mangel på nyere data som kan si noe om utviklingen for de siste ti årene. Målingene av PCB-153 i polarlomviegg startet i 1993 i Kongsfjorden og i årene frem mot 2007 var nedgangen tydelige enn fra 2007 og fremover. Nedgangen av konsentrasjonen i egg samlet på Bjørnøya har fulgt samme trend siden overvåkingen startet her i 2003. I ringsel gikk nivået av PCB (PCB-153) ned 6-8 % per år mellom 1992 og 2014, mens nivåene av PBDE-47 ikke viste noen nedadgående trend fra 2004 til 2014. Overvåking av isbjørn på Svalbard viser en gjennomsnittlig nedgang i konsentrasjonene av PCBer og BDE-47 i perioden mellom 1991 og 2017. Selv om det er stor variasjon i nivåer mellom år, er nivåene gjennomsnittlig gått ned hvis man sammenligner konsentrasjonen i isbjørn fra 1990-tallet og fram til i dag. I Norskehavet viste miljøgifter i toppskarvegg en nedgang mellom 1984 og 2004 og tendens til utflating frem mot 2012. Dessverre finnes det ikke nyere data for denne indikatoren, men det ligger toppskarveggprøver fra samme lokalitet i Miljøprøvebanken fra senere år. I Nordsjøen mangler tidsserier for miljøgifter i sjøfugl og sjøpattedyr som kan si noe om eventuell utvikling for disse toppredatorene i dette havområdet der de høyeste nivåene er målt.

Lenger nede i næringskjeden i Barentshavet viser utviklingen for de siste ti årene synkende trender for PCB og dioksiner i reker fra alle havområdene, lodde og polartorsk fra Barentshavet, sild fra Norskehavet og Nordsjøen, torsk fra åpent hav i Barentshavet og Nordsjøen, brosme fra Vestfjorden og Nordsjøen og blåkveite fra eggakanten Tromsøflaket-Svalbard (Tabell 30). For PBDE var det synkende trender for reker fra Barentshavet og Nordsjøen, men ikke for reker fra kysten av Norskehavet (Tabell 31). Det var ingen endring i PBDE-nivå for lodde, polartorsk eller torsk fra åpent hav i Barentshavet, men nedgang for både NVG-sild og nordsjøsild, torsk fra åpent hav i Nordsjøen, brosme fra Nordsjøen og Vestfjorden og blåkveite fra Tromsøflaket-Svalbard.

For kysttorsk var det avtagende/nedadgående tidstrender de siste 10 årene for PCB-118 i lever på fem av 18 stasjoner (Tabell 29). For PCB-153 i torskelever var det nedadgående tidstrender ved seks av stasjonene. For PBDE i lever var det nedadgående tidstrender for åtte av 12 stasjoner (Tabell 31). For blåskjell var det nedadgående tidstrender de siste ti årene for PCB-118 på seks av 23 stasjoner, mens det var økende/oppadgående tidstrender på fire stasjoner. For PCB-153 i blåskjell var det nedadgående tidstrender på to stasjoner, og økende på syv stasjoner. PBDE-nivået var avtakende i blåskjell fra åtte av elleve stasjoner og uendret ved tre. Utvikling i PCB- og PBDE-nivåene i kysttorsk og blåskjell reflekterer trolig lokale prosesser, men kan også si noe om hvor mye av disse stoffene som tilføres havområdet fra kysten.

I overvåkingen av miljøgifter i sedimenter måles organiske miljøgifter som PCB og PBDE bare i overflatesediment og ikke i sedimentkjerner. I Nordsjøen viser imidlertid målinger av overflatesediment utført i løpet av de siste 15 årene relativt stabile lave nivåer av organiske miljøgifter i sedimenter.

Tabell 29. Sammenligning av konsentrasjoner av PCB i blåskjell og torsk fra faste stasjoner langs kysten, med grenseverdier for mattrygghet (PCB6, se Tabell 36), miljøkvalitetsstandarden EQS (PCB7; 0,6 µg/kg vv; Tabell 37) og PROREF (hhv. PCB-118 og PCB-153, se Tabell 35). Utviklingstrender for siste tiårsperiode er også gitt for hver indikator ved symboler som vist. Tallene i cellene angir antall stasjoner med konsentrasjoner under eller over grenseverdiene. Grå celler betyr at PROREF ikke er beregnet.

Indikator	Hav	Stoff	Grenseverdi mattrygghet (PCB6[1]) under over antall stasjoner			EQS under over antall stasjoner		PROREF antall stasjoner		Utvikling siste 10 år synkende ↘ stigende ↗ uendret ○ ukjent ☐ antall stasjoner			
			under	over	under	over		under	over	↘	↗	○	☐
Blåskjell	BH	PCB-118						1	2			3	
	BH	PCB-153						2	1		3		
	BH	PCB7	3			3^2		ikke beregnet					3^1
	NH	PCB-118						1	3	1		3	
	NH	PCB-153						1	3			4	
	NH	PCB7	4			2^2	2^2	ikke beregnet					4^1
	NS	PCB-118						2	14	5	4	7	
	NS	PCB-153						5	11	2	4	9	1
	NS	PCB7	16			6^2	10^2	ikke beregnet		1^1			15^1
Torsk, kyst (lever)	BH	PCB-118						6		1		4	1
	BH	PCB-153						6		1		4	1
	BH	PCB7	6			6^2		ikke beregnet		1^1	1^1	3^1	1^1
	NH	PCB-118						2	1		1	2	
	NH	PCB-153						1	2		1	2	
	NH	PCB7	1	2		3^2		ikke beregnet				3^1	
	NS	PCB-118						5	4	4		4	1
	NS	PCB-153						5	4	5		3	1
	NS	PCB7	5	4		9^2		ikke beregnet		3^1		5^1	1^1

[1]Upper bound (UB). [2]Lower bound (LB).

Tabell 30. Sammenligning av konsentrasjoner av PCB og dioksiner (PCB6, PCB7, sum dioksiner og sum dioksiner+dioksinlignende PCB) i indikatorarter fra åpne havområder, med grenseverdier for mattrygghet (se Tabell 36) og miljøkvalitetsstandarder (EQS, se Tabell 37), Gjennomsnittet for hele havområdet ved siste måling er vurdert. Grå celler betyr at grenseverdi ikke finnes. Utviklingstrender for siste tiårsperiode er også gitt for hver indikator ved symboler som vist. (x) indikerer at enkeltfisk var over selv om gjennomsnittet var under.

		Grenseverdi mattrygghet under over			**EQS** under over		**Utvikling siste 10 år** **synkende ↘** **stigende ↗** **uendret ○** **ukjent ☐**		
Indikator	**Hav**	**PCB6**	**Dioksiner**	**Dioksiner + dl-PCB**	**PCB7**	**Dioksiner + dl-PCB**	**PCB7**	**Dioksiner**	**Dioksiner+ dl-PCB**
Torsk, hav	BH					**(x)**	↘	↘	↘
(lever)	NS			(x)			○	↘	○
Reker	BH						↘	↘	↘
	NH						↘	↘	↘
	NS						↘	↘	↘
Lodde	BH						↘	↘	↘
Polartorsk	BH						↘	↘	↘
Kolmule	NH						○[1]	○[1]	○[1]
Sild filet	NH						↘	↘	↘
	NS						↘	↘	↘
Blåkveite	BH						ØF: ↘[1]	ØF: ↘[1]	ØF: ↘[1]
	BH/NH						TF: ↘	TF: ↘	TF: ↘
	NH						SV: ○[1]	SV: ○[1]	SV: ○[1]
Brosme (lever)	NH			(x)			VF: ↘ NH s for VF: ○		VF: ↘ NH s for VF: ○
	NS	(x)		(x)			↘		↘
	SK	X					☐[1]		☐[1]

BH: Barentshavet; NH: Norskehavet; NS: Nordsjøen, SK: Skagerrak. ØF: Barentshavet utenfor Øst-Finnmark; TF: Eggakanten Tromsøflaket – Svalbard; SV: Sør for Vestfjorden; VF: Vestfjorden; NH sør for Vestfjorden

[1]For få år med overvåking eller for lite data – trend usikker eller ukjent.

Tabell 31. Konsentrasjoner av PBDE i indikatorarter overvåket i åpne havområder og ved faste stasjoner langs kysten, i forhold til miljøkvalitetsstandarden (EQS, Tabell 37) og PROREF (Tabell 35). For blåskjell og torsk langs kysten er antall stasjoner under og over EQS eller PROREF gitt. For prøver fra åpent hav er gjennomsnittet for hele havområdet ved siste måling vurdert. Grå celler betyr at PROREF ikke finnes. Utviklingstrender for siste tiårsperiode er også gitt for hver indikator ved symboler som vist.

Indikator	**Hav**	**EQS under over antall stasjoner**		**PROREF antall stasjoner**		**Utvikling siste 10 år Synkende ↘ Stigende ↗ Uendret ○ Ukjent ☐ antall stasjoner**			
		under	**over**	**under**	**over**	↘	↗	○	☐
Blåskjell	BH	1		1		1			
	NH	4		4		2		2	
	NS	2	4	6		5		1	
Torsk, kyst	BH	4		4		1		2	1
(lever)	NH	2		2		1		1	
	NS	6		5	1	6			
Torsk, hav	BH			X		○			
(lever)	NS			X		↘			
Reker	BH					↘			
	NH					○			
	NS					↘			
Lodde	BH					○			
Polartorsk	BH					○			
Kolmule	NH					○[1]			
NVG-sild filet	NH					↘			
Nordsjøsild filet	NS					↘			
Blåkveite filet	BH					ØF: ↘[1] TF: ↘			
	NH					SV: ↘[1]			
Brosme lever	NH					VF: ↘ NH sør for VF: ○			
	NS					↘			
	SK					☐[1]			

BH: Barentshavet; NH: Norskehavet; NS: Nordsjøen, SK: Skagerrak. ØF: Barentshavet utenfor Øst-Finnmark; TF: Eggakanten Tromsøflaket – Svalbard; SV: Sør for Vestfjorden; VF: Vestfjorden; NH sør for Vestfjorden

[1]For få år med overvåking eller for lite data – trend usikker eller ukjent.

7.1.7 Klorerte plantevernmidler

Flere tidligere brukte klorerte plantevernmidler, som DDT, HCB, HCH og klordaner, finnes i alle tre havområdene i målbare konsentrasjoner både i luft, sedimenter og i arter på ulike nivåer i næringskjeden. Det finnes ikke noe naturlig bakgrunnsnivå for disse stoffene da de kun er menneskeskapte.

Tilførsler og konsentrasjoner i organismer av klorerte plantevernmidler har avtatt siden tidlig 1990-tall, men nedgangen har vært svakere de siste ti årene enn tidligere. For DDT har det ikke vært noen nedgang i fisk og reker fra åpent hav de siste ti årene.

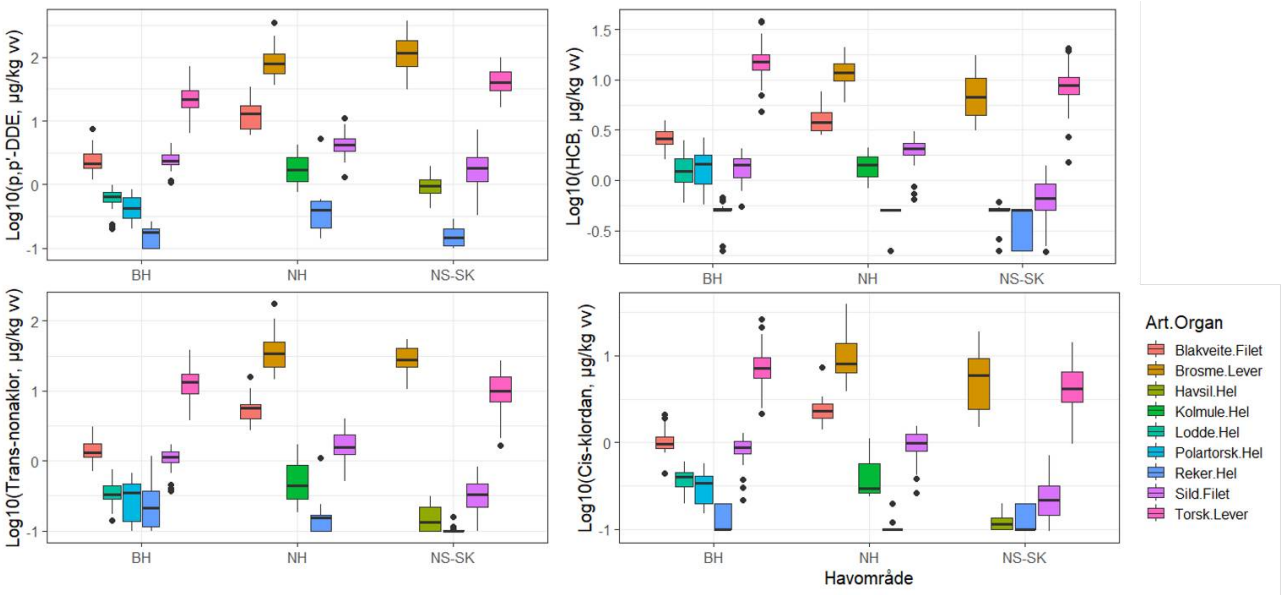
7.1.7.1 Nivåer av klorerte plantevernmidler i de ulike havområdene

Av de biologiske indikatorene der det måles klorerte plantevernmidler, har lever av torsk og brosme de høyeste konsentrasjonene (Figur 36). En del stoffer har mange prøver under målegrensene, mens noen stoffer finnes i nokså høye nivåer, og de aller høyeste konsentrasjonene har DDT-metabolitten p,p'-DDE. Nivåene av ulike klorerte plantevernmidler i lever av torsk og brosme varierte i 2020-2024 på ulik måte mellom havområdene. Mens for eksempel p,p'-DDE hadde høyest nivå i Nordsjøen og lavest i Barentshavet på samme måte som PCB og PBDE (se Figur 34 og 35), viste flere andre stoffer motsatt geografisk trend, med lavest nivå i Nordsjøen og høyere i Barentshavet (torsk) eller Norskehavet (brosme). Blant sistnevnte er cis-klordan og HCB. Andre stoffer, som trans-nonaklor, viste ingen eller liten forskjell mellom områdene.

I fisk på lavere trofisk nivå ble noenlunde det samme geografiske mønsteret registrert som for torsk: For p,p'-DDE ble lavest nivå målt i lodde og polartorsk fra Barentshavet og høyest i kolmule fra Norskehavet, mens havsil fra Nordsjøen hadde middels nivå. Nivåene av HCB, cis-klordan og trans-nonaklor var imidlertid på samme nivå i lodde og polartorsk fra Barentshavet og kolmule fra Norskehavet, mens nivået i havsil fra Nordsjøen var betydelig lavere. For filet av blåkveite var nivåene av alle de klorerte pesticidene høyere i Norskehavet enn i Barentshavet, mens filet av NVG-sild fra Norskehavet og Barentshavet hadde generelt høyere nivåer enn filet av nordsjøsild fra Nordsjøen. For sild skyldes trolig forskjellene at NVG-sild er eldre enn nordsjøsild ved samme størrelse, og nivåene av persistente miljøgifter øker generelt med økende alder. For reker var nivåene lave og i stor grad under målegrensene i 2020-2024.

For sedimenter gjelder omtrent samme diskusjon her for klorerte pesticider som for PCB. Nivåene var stort sett lave, men noe høyere i issmeltingssonen i Barentshavet, hvor blant annet nivåer av lindan (gamma-HCH) overskred grensen for Miljødirektoratets tilstandsklasse III (moderat forurenset) enkelte steder. Nivåer av DDT og HCB ligger som regel litt høyere enn HCH, men tilsvarer Miljødirektoratets tilstandsklasse II (god tilstand), som er den laveste tilstandsklassen for menneskeskapte stoffer som ikke har et naturlig bakgrunnsnivå. Plantevernmiddelet trans-nonaklor (del av klordan-blanding) ble knapt funnet i sedimenter i åpent hav.

Det at ulike plantevernmidler viser ulike geografiske trender, kan skyldes ulike fysikalsk-kjemiske egenskaper og spredningsmåte. Disse stoffene langtransporteres via luft, og fenomenet «global distillation» (Wania og MacKay, 1996) kan ha medført at enkelte av stoffene finnes mer i miljøet jo lenger nord man kommer. Luftkonsentrasjonene av de mest flyktige stoffene, HCB og HCH, er høyere sammenliknet DDT og klordaner, i alle områdene. Samtidig er luftkonsentrasjonen av DDT ved Birkenes (dvs. Nordsjøen) betydelig høyere enn ved Zeppelin (dvs. Barentshavet). DDT kan i tillegg ha blitt tilført i stor grad ved avrenning fra landområdene i Nordsjøområdet, siden dette stoffet ble benyttet mye som plantevernmiddel frem til forbudet i 1970. Vi vet blant annet at for eksempel Sørfjorden i Hardanger er sterkt forurenset av DDT på grunn av utbredt bruk av DDT ved fruktdyrking (Ruus m.fl., 2010). Tidligere bruk av DDT som plantevernmiddel i Sør-Norge gjenspeiles også i målte konsentrasjoner av DDT (p,p'-DDE) over PROREF ved 8 av 11 blåskjellstasjoner og 2 av 5 torskestasjoner i Nordsjøområdet.



Figur 36. Konsentrasjoner av fire ulike klorerte pesticider (p,p'-DDE, HCB, trans-nonaklor og cis-klordan, µg/kg våtvekt) målt i ulike indikatorarter fra de tre forvaltningsplanområdene Barentshavet (BH), Norskehavet (NH) og Nordsjøen/Skagerrak (NS-SK). Data fra overvåkning i 2020-2024 er inkludert. Median, persentiler (25-75 %), minste og største verdi samt uteliggere av log10-konsentrasjoner er gitt.

7.1.7.2 Endringer over tid for klorerte plantevernmidler

Det er generelt nedadgående trender for lufttilførslene av plantevernmidlene HCB, HCHer, DDTer og klordaner siden målingene startet på begynnelsen av 1990-tallet, og nedgangen skyldes forbud mot bruk av stoffene. For de fleste stoffene har nedgangen avtatt. HCB har imidlertid vist en mer varierende utvikling, med blant annet økende nivåer i luft i 2004-2015 på Zeppelin og i 2011-2015 på Birkenes, før tilførslene igjen gikk nedover. HCB skiller seg fra de andre plantevernmidlene ved at det også kan finnes utilsiktet utslipp for eksempel ved at det dannes i forbrenningsprosesser.

Nedgangen i lufttilførsler av klorerte plantevernmidler gjenspeiles i nedgang i sjøfugl og sjøpattedyr. Nivåene av DDT/DDE, oksyklordan, HCH og HCB avtok i polarlomvi i perioden 1993-2022, dog med en svakere nedgang i det siste tiåret enn tidligere. Konsentrasjonene av både DDE, klordaner, HCB og α-HCH og i ringsel gikk også ned mellom 1992 og 2020. Også i isbjørn har konsentrasjoner av β-HCH, p,p'-DDE og oksyklordan avtatt siden slutten av 1990-tallet (Lippold m.fl., 2019), men det mangler nye data etter 2017. For egg av toppskarv i Norskehavet var det en nedgang for DDT og HCB mellom 1984 og 2004, med en tendens til utflating frem mot 2012. Det finnes dessverre ikke nyere data for miljøgifter i toppskarvegg.

Nivået av HCB har vært uendret de siste ti årene i mange av de artene som overvåkes i åpent hav (Tabell 32). Torsk og havsil fra Nordsjøen, kolmule fra Norskehavet og blåkveite fra eggakanten mellom Tromsøflaket og Svalbard, viser imidlertid avtakende trender for HCB de siste ti årene, og gjenspeiler dermed nedgangen i lufttilførslene. Blant indikatorene for kysten var det kun nedgang for HCB i torsk fra én av stasjonene langs kysten mot Nordsjøen, mens nivået økte ved to av stasjonene som grenser til Nordsjøen og ved en av stasjonene som grenser til Barentshavet. Nivået av DDT i torsk i Barentshavet har avtatt siden 1990-tallet, men har vært uendret de siste ti årene. Heller ikke noen av de andre artene som overvåkes i åpent hav viste nedgang for DDT de siste ti årene (Tabell 33). Langs kysten av Nordsjøen var det imidlertid nedgang for DDT

(p,p'-DDE) ved to av de 11 blåskjellstasjonene (Oslofjorden og Sørfjorden) og tre av fem torskestasjoner, noe som kan skyldes lokale prosesser.

Tabell 32. Sammenligning av konsentrasjoner av HCB i indikatorarter overvåket i åpne havområder og ved faste stasjoner langs kysten, med PROREF (se Tabell 35) og miljøkvalitetsstandarden (EQS, se Tabell 37), For blåskjell og torsk langs kysten er antall stasjoner under og over EQS eller PROREF gitt. For prøver fra åpent hav er gjennomsnittet for hele havområdet ved siste måling vurdert. (x) betyr at enkeltfisk er over grenseverdi. Grå celler betyr at PROREF ikke finnes. Utviklingstrender for siste tiårsperiode er også gitt for hver indikator ved symboler som vist.

Indikator	**Hav**	**EQS HCB under over antall stasjoner**		**PROREF HCB antall stasjoner**		**Utvikling siste 10 år synkende ↘ stigende ↗ uendret ○ ukjent ☐ antall stasjoner**			
		under	**over**	**under**	**over**	**↘**	**↗**	**○**	**☐**
Blåskjell	BH	2		kons.<LOQ og LOQ>PROREF				2	
	NH								
	NS	11		kons.<LOQ og LOQ>PROREF				7	4
Torsk, kyst	BH	2		1	1		1	1	
(lever)	NH								
	NS	5		5		1	2	2	
Torsk, hav	BH			X	(x)	○			
(lever)	NS			X		↘			
Reker	BH					○			
	NH					○			
	NS					○			
Lodde	BH					○			
Polartorsk	BH					○			
Kolmule	NH					↘			
NVG-sild filet	NH					☐[1]			
Nordsjøsild filet	NS					☐[1]			
Tobis	NS					↘			
Blåkveite filet	BH					☐[1]			
	NH/BH					↘			
	NH					☐[1]			
Brosme lever	NH					☐[1]			
	NS/SK					☐[1]			

[1]For lite data til tidstrendanalyse

Tabell 33. Sammenligning av konsentrasjoner av DDT-metabolitter i indikatorarter overvåket i åpne havområder og ved faste stasjoner langs kysten, med PROREF (beregnet for p,p'-DDE, se Tabell 35) og miljøkvalitetsstandarden (EQS beregnet for sum DDE, 610 µg/kg vv, Tabell 37), For blåskjell og torsk langs kysten er antall stasjoner under og over EQS eller PROREF gitt. For prøver fra åpent hav er gjennomsnittet for hele havområdet ved siste måling vurdert. Grå celler betyr at PROREF ikke finnes. Utviklingstrender for siste tiårsperiode er også gitt for hver indikator ved symboler som vist.

Indikator	**Hav**	**EQS Sum DDE under over**	**PROREF p,p'-DDE antall stasjoner**		**Utvikling siste 10 år synkende ↘ stigende ↗ uendret ○ ukjent ☐ antall stasjoner**			
		antall stasjoner	**under**	**over**	**↘**	**↗**	**○**	**☐**
Blåskjell	BH	2	2				2	
	NH							
	NS	11	3	8	2		9	
Torsk, kyst	BH	2	2			1	1	
(lever)	NH							
	NS	5	3	2	3		2	
Torsk, hav	BH		X		○			
(lever)	NS		X		○			
Reker	BH				○			
	NH				○			
	NS				○			
Lodde	BH				○			
Polartorsk	BH				○			
Kolmule	NH				○			
NVG-sild filet	NH				☐[1]			
Nordsjøsild filet	NS				☐[1]			
Tobis	NS				○			
Blåkveite filet	BH				☐[1]			
	NH				☐[1]			
Brosme lever	NH				☐[1]			
	NS/SK				☐[1]			

[1]For lite data til tidstrendanalyse

7.1.8 Per- og polyfluorerte alkylstoffer

Per- og polyfluorerte alkylstoffer, PFAS finnes i målbare nivåer i alle havområdene, både i luft, sedimenter og biota. Det er per i dag ikke mulig å se noen forskjeller i tilførsler og målte nivåer mellom de ulike havområdene. Nivåene er høyest i isbjørn på Svalbard, med betydelig høyere konsentrasjoner av PFOS og perfluorerte karboksylsyrer (PFCA) enn det som er målt isbjørn i andre arktiske områder.

Lufttilførselene av PFOA har avtatt det siste tiåret og også nivåene av PFOS og PFCA i isbjørn avtar gradvis. I polarlomvi har nivået av PFOS vært stabilt etter 2007. Det er ikke nok målbare resultater per i dag til å si noe om utvikling over tid i fisk og reker som overvåkes i åpent hav. Det finnes svært mange ulike PFAS-forbindelser som det ikke er regelmessig overvåking av i dag og som vi vet svært lite om.

7.1.8.1 Nivåer av PFAS i de ulike havområdene

Per- og polyfluorerte alkylstoffer, PFAS, er en gruppe av svært mange ulike fluorerte forbindelser som har vært brukt i mange produkter. Det er kun et fåtall av disse som er inkludert i overvåkningen i dag.

Lufttilførslene av PFOA har de siste årene vært på samme nivå ved alle de tre målestasjonene Birkenes, Andøya og Zeppelin (Bohlin-Nizzetto m.fl., 2021, Halvorsen m.fl., 2024). I sedimenter finner man PFAS (i hovedsak PFOS og PFOA) overalt i Norskehavet og Barentshavet, uten noen tydelig geografisk trend. Nivåene ligger i Miljødirektoratets tilstandsklasse II (god tilstand) overalt for PFOA, men kommer rett over grensen til tilstandsklasse III (moderat forurenset) for PFOS enkelte steder. Målinger gjort i kystsonen av Marine Grunnkart-prosjektet viste noe høyere nivåer av PFAS i fjordene i Nordsjøen enn i åpent hav og i fjordområdene lenger nord, men det er stor variasjon fra sted til sted (Boitsov m.fl., 2024b). I åpent hav i Nordsjøen ligger nivåene stort sett rundt det samme nivået som i Norskehavet og Barentshavet.

Isbjørn fra Svalbard har omtrent tre ganger høyere nivåer av perfluorerte stoffer (PFOS og perfluorerte karboksylsyrer (sum PFCA)) i blodet enn isbjørn fra øst-Grønland eller Canada. Diett kan forklare forskjellene, da isbjørn med høyt inntak av marine byttedyr har høyere nivåer av PFAS sammenlignet med isbjørn som spiser landdyr. I egg av polarlomvi er nivået av PFOS høyere ved Bjørnøya enn i Kongsfjorden på Svalbard.

Det finnes begrenset med data på PFAS i marine organismer analysert med sensitive nok metoder til å tallfeste de lave konsentrasjonene og dermed kunne sammenligne nivåene. I 2023 ble det analysert prøver av fisk og reker fra de ulike norske havområdene med betydelig mer sensitive metoder på oppdrag fra Mattilsynet (Frantzen m.fl., 2024c). Resultatene viste imidlertid ikke noen klare forskjeller mellom havområdene.

7.1.8.2 Endringer over tid for PFAS

Lufttilførslene av PFOA til alle tre havområdene har gått ned med over 80 % de siste ti årene. Det er nedgang i PFOS og sum PFCA-er i isbjørn i denne perioden, mens polarlomvi ikke ser ut til å vise tilsvarende nedgang etter 2007. For fisk og reker som prøvetas i åpent hav er det for få resultater over målegrensene til at det er mulig å si noe om utviklingen for disse stoffene. I blåskjell og torsk som prøvetas ved kysten, er PFAS bestemt ved et begrenset antall stasjoner, og ved de fleste av disse er utviklingen for PFOS og PFOA uendret eller ukjent.

PFOA og PFOS er blant stoffer som er regulerte og som ikke lenger er lov å bruke i EU (Per- og polyfluorerte stoffer (PFAS) - miljodirektoratet.no), og det er som forventet at nivåene av disse stoffene avtar. Det er imidlertid svært mange PFAS-forbindelser og PFAS «precursors» som fortsatt er i bruk og som blir tatt i bruk som erstatning for de forbudte stoffene. Disse er det ingen regelmessig overvåking av i dag. Norge, Danmark, Sverige, Tyskland og Nederland har foreslått et forbud i EU mot hele stoffklassen PFAS som inkluderer flere tusen ulike forbindelser (Per- og polyfluorerte stoffer (PFAS) - miljodirektoratet.no).

7.1.9 Polyaromatiske hydrokarboner

Nord i Barentshavet lekker det ut olje fra havbunnen som medfører et relativt høyt naturlig bakgrunnsnivå av PAH i sedimentene. I alle havområdene er det også forhøyet nivå av forbrenningsrelaterte PAH i de øverste sedimentlagene som tilsvarer de siste 100-150 år, mer tydelig i sørlige enn i nordlige områder. Tilførselen av PAH i luft er noe høyere i Nordsjøen-området enn i Barentshavet-området, og tilførslene har vært relativt stabile de siste ti årene. PAH-forbindelser akkumuleres i liten grad i fisk, men man kan finne forhøyede konsentrasjoner i lever av fisk nær oljeinstallasjoner i Nordsjøen.

7.1.9.1 Utlekking av naturlig forekommende PAH og lufttilførsler av PAH fra forbrenning

Polyaromatiske hydrokarboner (PAH) er en gruppe forbindelser som kan komme fra olje (petrogene PAH), forbrenningsprosesser (pyrogene PAH), med mer.

Nord i Barentshavet, nær Svalbard, er det målt forhøyede forekomster av petrogene PAH i sedimenter som trolig først og fremst skyldes naturlig utlekking av olje og tilførsler av kullholdige bergarter fra Svalbard, i tillegg til andre mulige kilder som langtransport, transport med isen og annet. Ellers ligger nivåene av oljerelaterte PAH meget lavt i alle havområdene, mens nivåer av forbrenningsrelaterte (pyrogene) PAH er forhøyet i forhold til det naturlige bakgrunnsnivået i sedimenter fra de siste ca. 100-150 år. Dette er desto mer tydelig jo lengre sør man kommer, men man ser tegn til det også i sørlige deler av Barentshavet. Tilførselen av PAH i luft i 2023 var noe høyere ved Birkenes enn ved Zeppelin (Halvorsen m.fl., 2024) .

PAHer i luft har vært overvåket ukentlig ved Zeppelin siden 1994, ved Birkenes siden 2009, og ved Andøya mellom 2009 og 2012 (Bohlin-Nizzetto m.fl., 2021; Halvorsen m.fl., 2024). Lufttilførslene av sum PAH16 har avtatt, men har vært relativt stabile siden 2004 ved Zeppelin, og med noen variasjoner fra år til år ved både Zeppelin og Birkenes.

PAH akkumuleres i svært liten grad i fisk. Konsentrasjonene i fisk fra havområdene er stort sett så lave at de er under bestemmelsesgrensene for analysemetoden. I reker som analyseres hele finner vi flere prøver med målbare nivåer i alle tre havområdene, men ingen nye prøver har blitt analysert etter 2021. Blåskjell er en vanlig indikator for forurensning av PAH langs kysten. PAH har vært undersøkt i blåskjell siden 1992 i MILKYS-programmet som NIVA utfører for Miljødirektoratet. Ingen av de syv blåskjellstasjonene hadde i 2024 konsentrasjoner som overskred miljøkvalitetsstandarden for PAH-forbindelsene antracen, fluoranten, benzo(a)pyren, naftalen eller benzo(a)antracen (Schøyen m.fl., 2024).

7.1.9.2 PAH i fisk nær oljeinstallasjoner

I vannsøyleovervåkingen i Nordsjøen har undersøkelser av PAH-metabolitter vist at fisk som lever ved oljeinstallasjoner er mer eksponert for PAH enn fisk som lever på et referanseområde (for eksempel Egersundbanken). Overvåking fra 2001 til 2021 har vist at fisken blir eksponert for PAH i områder nær oljeplattformer. Eksponeringen måles i form av akkumulering, eller som økt konsentrasjon av PAH-metabolitter i galle fra torsk. Akkumulering av PAH, eller annen påvirkning, har blitt sett opptil 10 km fra oljeplattformene. For hyse synes det å være en gradient i påvirkning fra områder med høy oljeaktivitet (Tampen) til områder uten oljeaktivitet.

I de fleste undersøkelsene fra 2001 til 2017 ble det analysert for PAH i fiskefilet for å dokumentere at fisk fra Nordsjøen var trygg å spise. Det ble ikke funnet økte nivåer av PAH i fiskefilet i denne tidsperioden og fra og med 2021 ble det valgt å analysere PAH i lever i stedet. PAH-forbindelser metaboliseres effektivt i fisk og eksponeringen må derfor være høy før slike stoffer kan måles i betydelige mengder i fiskefilet.

Oppsummert ser en at det er tegn til PAH-belastning i lever av fisk i hele Nordsjøen. Det er en utfordring å si

hvor stor andel av PAH-belastningen som skyldes tidligere utslipp av oljebasert borevæske, og hvor mye som skyldes operasjonelle utslipp av produsertvann og olje i forbindelse med pågående aktiviteter som kan påvirke organismer i vannsøylen, men også binde seg til partikler og sedimentere til sediment og bidra til opptak i næringskjeden. Tilførsler av olje fra produsert vann har variert rundt 1400 tonn per år siden 2010, men sannsynligvis over en enda lengre periode (se Kap. 4.3.1), samtidig som at olje tilført som oljebasert borevæske fram til 1993 har vært utsatt for naturlig nedbryting. Dokumentasjon på slik nedbryting fra MOD-databasen vil være viktig for å kunne avklare dette, selv om tilførsler av olje fra produsert vann er vurdert til å være mest sannsynlige årsaken.

7.1.10 Radioaktive stoffer

Nivået av cesium-137 i sjøvann, tang, blåskjell, reker og ulike fiskeslag, er høyest lengst sør og avtar nordover. Nivåene er også høyere nært kysten enn ute i havet, på grunn av avrenning fra land, og nivåene av radioaktiv forurensning i miljøet er lave og har vært synkende, men nedgangen ser ut til å ha flatet ut de siste ti årene.

I hovedsak er det cesium-137 som analyseres i fisk og reker, nivåer av andre nuklider overvåkes i sjøvann og til dels i sedimenter. Det gjøres også kartlegginger av andre nuklider i fisk, reker og blåskjell.

Radioaktive stoffer har ulike halveringstider, det vil si den tiden det tar før halvparten av stoffet er omdannet til en annen nuklide. Cesium-137 har en halveringstid på 30 år, mens den er 211 000 år for technetium-99. Balansen mellom tilførsler av radioaktiv forurensning, uttynning i vannmassene, sedimentering og naturlig nedbrytning er med på å bestemme nivåene i miljøet. Cesium-137 og technetium-99 er antropogene nuklider, men det finnes også naturlige radioaktive stoffer i miljøet. I forbindelse med petroleumsvirksomhet oppkonsentreres naturlige nuklider som slippes ut igjen i havet. Dette bidraget er vanskelig å skille fra den naturlige bakgrunnen, men det pågår prosjekter som ser på dette.

Nivåene av radioaktiv forurensning i havmiljøet går ned i alle indikatorene der det måles. Stabile eller minkende tilførsler og radioaktiv nedbryting fører til at nivåene er stabile eller synkende. 40 år etter Tsjernobyl-ulykken er utstrømming av Tsjernobyl-relatert cesium-137 fra Østersjøen et betydelig bidrag til forurensning i norske havområder.

Det var en økning i nivåene av technetium-99 i tang på 1990-tallet grunnet økte utslipp fra Sellafieldanlegget i Storbritannia. Det har vært en betydelig nedgang i utslippet av technetium-99 de siste par tiårene årene, som gjør at også nivåene av technetium-99 i tang avtar.

7.1.11 Forsøpling og plast

Søppel og plast finnes i alle havområdene, men det er få overvåkingsserier av forsøpling som har gått lenge nok til å si noe om trender.

Det jobbes med å få på plass gode overvåkingssystemer for forsøpling og plastforurensning både langs kysten og i havområdene, og dette arbeidet er det gjort rede for i kapittel 5.2.

Overvåking av mikroplast i MIKRONOR prosjektet (2021-2025) har vist at det er høyere nivå av mikroplast i urbane områder enn i mindre urbane områder. Bildekkpartikler dominerer og blir spredd over lengre avstander, da det er påvist langtransport av bildekkpartikler via luft til Svalbard over flere år. Det er også funnet bildekkpartikler i blåskjell fra alle stasjoner langs kysten.

Nye data fra sedimentanalyser utført i Mareano-programmet viser at det er høye konsentrasjoner av mikroplast i nord, og nivåene i sedimentprøver nord for Svalbard er like høye som lengre sør i Nordsjøen og Norskehavet (Jensen og Bellec, 2022; Jensen m.fl., 2024). Sediment er ansett som en egnet matriks for å overvåke

mikroplast, i og med at plast og mikroplast ofte ender på havbunnen. Mikroplast akkumulerer i sedimentene over tid ved ny tilførsel og brytes i liten grad ned, og derfor vil nivåene trolig bare øke over tid. Mikroplast i sediment er foreløpig en kandidatindikator i OSPAR-systemet.

Indikatoren *Plast i havhestmager* har nå blitt utvidet til å inkludere alle tre havområdene. Andelen av havhester fra Nordsjøområdet med mer enn 0,1 g plast i magen har vært nokså konstant, og ligger i dag på 46,6 %, mens nivået er betydelig lavere i Norskehavet og Barentshavet (Dehnhard m.fl., 2025). Dette korresponderer med internasjonale tall som viser at havhest i den kanadiske delen av Arktis har mindre plast enn havhest i Nordsjøen, med et nivå rundt 0,1 g plast (van Franeker m.fl., 2021).

Søppel på strendene overvåkes langs hele norskekysten og på Svalbard i regi av OSPAR. Fra 2024 utvidet Norge antall OSPAR-strender som inngår under OSPARs strandsøppelindikator fra sju til totalt 15 strender. I 2025 sammenstilte SALT en kort rapport over tidligere data fra OSPAR-strendene på oppdrag fra Miljødirektoratet (Solbakken og Rydsaa, 2025). Her ble det blant annet vist at mengden søppel registrert på OSPAR-strender på fastlandet har blitt redusert over tid mellom 2011 og 2023, mens mengden søppel øker på strendene på Svalbard.

Registreringer av søppel fra ulike andre ryddeaksjoner og målrettet kartlegging viser at forbruksrelatert avfall dominerer helt i sør, mens fiskerirelatert avfall dominerer nordover langs Norskekysten og på Svalbard (Haarr m.fl., 2022).

På havbunnen viser videotransekter utført av Mareano-programmet at både antall søppelenheter og vekt av søppel på havbunnen er høyere i Norskehavet sammenlignet med Barentshavet (Buhl-Mortensen og Buhl-Mortensen, 2017; Buhl-Mortensen m.fl., 2024).

Gjennom det årlige økotoktet registrerer Havforskningsinstituttet også søppel som bifangst i bunntrål i Barentshavet og Nordsjøen. Observasjonene har blitt registrert etter protokoll anbefalt av OSPAR. Dette søppelet utgjøres hovedsakelig av fiskerirelatert avfall, som garn og nylontau.

7.1.12 Nye miljøgifter

Ikke-regulerte miljøgifter som siloksaner og klorparafiner tilføres i betydelige mengder til havområdene, og finnes i sedimenter samt i blåskjell og torskelever langs norskekysten.

«Nye miljøgifter», eller «contaminants of emerging concern» er stoffer som ennå ikke er regulert, men som antas å kunne ha skadelige effekter på miljø eller helse (Sauve og Desrosiers, 2014). Gjennom Miljødirektoratets screeningprogram (Screening av nye miljøgifter - miljodirektoratet.no) kartlegges forekomst, tilførsel og miljøkonsekvenser av nye miljøgifter i norsk og arktisk miljø. Resultatene fra screeningen benyttes til å vurdere gjennomføring av lokale, nasjonale og internasjonale tiltak, og til å avgjøre om det undersøkte stoffet skal inn i løpende overvåkning. Stoffene som undersøkes varierer fra år til år. Eksempler på stoffer som har vært inkludert er bromerte flammehemmere (PBDE, HBCDD, TBBPA), bisfenoler, nonyl- og oktylfenoler, klorerte parafiner, siloksaner, rottegifter, lusemidler og forbindelser i legemidler og kosmetikk. I 2024 ble det undersøkt for antibegroingsmidler, lusemidler og metaller nær oppdrettsanlegg (Gundersen m.fl., 2025).

Det er utført målinger av flere stoffgrupper klassifisert som "nye miljøgifter" i sedimenter fra Norskehavet, Barentshavet og Nordsjøen under Mareano-programmet. Det er funnet lave nivåer av kortkjedete og mellomkjedete, men ikke langkjedete klorparafiner i de sørligste delene av området dekket av Mareano, dvs. stort sett i Norskehavet. For gruppen dekloraner ble det funnet spormengder (lave nivåer rett over målegrensen) av dekloran pluss (DP) i sedimenter fra Nordsjøen, Norskehavet og sørlige deler av Barentshavet, men ikke fra nord i Barentshavet eller Svalbard-området. Det ble også funnet meget lave nivåer av enkelte siloksaner og

fosfororganiske flammehemmere (PFR) noen få steder.

Kortkjedede og mellomkjedede klorparafiner (SCCP og MCCP) måles i blåskjell og torskelever på flere stasjoner langs norskekysten i MILKYS-programmet, og alle konsentrasjonene var under bestemmelsesgrensene i 2023. Det analyseres også for siloksaner (D5) i torskelever, og alle konsentrasjonene var under deteksjonsgrensene.

Klorparafiner og siloksaner måles også i luft ved Zeppelin- og Birkenes observatoriene. Mens mellomkjedete klorparafiner sjelden er over målegrensen, er nivåene av kortkjedete klorparafiner høyere enn de regulerte miljøgiftene som PCB. Nivåene ved Zeppelin og Birkenes er tilnærmet like, noe som indikerer tilnærmet lik tilførsel til henholdsvis Barentshavet og Nordsjøen. Konsentrasjonene av siloksaner er høyere enn de øvrige miljøgiftene både ved Zeppelin og Birkenes. Dette indikerer at tilførslene av siloksaner via luft til havområdene er betydelige. Siloksaner er imidlertid så flyktige og så lite vannløselige, at de i liten grad forventes å avsettes fra luft til hav (Nipen m.fl., 2025). For øvrig måles også dekloran i luft ved Zeppelin, men detekteres sjelden (dvs. nivåer under målegrensen).

Nye analysemetoder gir muligheter for «non-target screening», der man kan lete etter stoffer man ikke vet om ennå.

7.2 Er sjømat fra norske havområder trygg mat for mennesker?

Sjømat fra norske havområder er i all hovedsak under grenseverdier for mattrygghet og er trygg å spise. Fiskelever akkumulerer mye miljøgifter, og gravide, ammende og barn advares mot å spise fiskelever.

Av indikatorene som overvåkes i norske havområder, og der spiselige deler blir analysert, er alle under grenseverdiene for mattrygghet de siste årene, med noen få unntak. Brosme fra Skagerrak hadde gjennomsnittlig kvikksølvnivå i filet over grenseverdien i 2024, og i lever var dioksiner og dioksinlignende PCB og PCB6 over grenseverdiene. For lever av torsk fra åpent hav hadde enkeltfisk i Nordsjøen dioksiner og dl-PCB over grenseverdien, mens gjennomsnittsverdiene var over i lever av torsk fra mange av kyststasjonene. Mattilsynet advarer mot å spise fiskelever fra selvfangst tatt langs kysten, og gravide, ammende og barn advares mot å spise fiskelever generelt (Ikke spis fiskelever fra selvfangst | Mattilsynet; Barn, gravide og ammende bør ikke spise fiskelever og rognleverpostei | Mattilsynet). Fiskelever akkumulerer også mange andre miljøgifter som det ikke finnes grenseverdier for, og vi vet lite om samvirkende effekter av ulike miljøgifter.

Tidligere er det funnet gjennomsnittskonsentrasjoner av kvikksølv over grenseverdien i brosme fra Norskehavet, i Vestfjorden, men kun enkeltfisk har vært over denne grensen de siste årene. Brosme som fiskes langs kysten og særlig inne i fjorder har ofte kvikksølvkonsentrasjoner over grenseverdien på 0,5 mg/kg våtvekt (Frantzen og Maage, 2016; Frantzen m.fl., 2025). En annen indikatorart som tidligere har hatt relativt høye kvikksølvnivåer, er blåkveite. Gjennomsnittsnivåene har likevel aldri vært over grenseverdien i denne arten, bare enkeltfisk. I 2023 og 2024 var ingen prøver over grenseverdien. Siden blåkveite er en fetere fiskeart, akkumulerer den også relativt høye nivåer i fileten av fettløselige organiske miljøgifter som dioksiner og PCB. Etter 2020 har imidlertid ingen prøver av blåkveite vært over grenseverdiene for sum dioksiner og dioksinlignende PCB eller PCB6. Nordsjøsild og NVG-sild, som også er fete fiskeslag, har lavere nivåer av disse miljøgiftene fordi de er på et lavere nivå i næringskjeden, og miljøgiftnivåene er da også langt under grenseverdiene.

Utenom artene som rapporteres som indikatorer i forvaltningsplanarbeidet, er det gjennomført omfattende kartlegginger og overvåking foregår for mange flere sjømatarter både ute i havet og langs kysten. Noe av dette arbeidet er oppsummert i kapittel 5.4. En gjennomgang av data på miljøgifter i sjømat samlet inn i perioden 2006-2021, ga en oversikt over hvilke arter som har risiko for overskridelser av grenseverdier og tolerable

inntaksgrenser og som derfor bør prioriteres for overvåking (Nilsen m.fl., 2025). Blant disse var makrellstørje, blåkveite, atlantisk kveite, brosme, breiflabb, blålange og brunmat av krabbe. Makrellstørje, som er tilbake i norske havområder, er utfordrende å få tatt prøver av, og det er derfor lite data for denne arten. Men en stor andel av de prøvene som er analysert, overskred grenseverdier både for kvikksølv og dioksiner og dioksinlignende PCB. Atlantisk kveite er også en utfordring i enkelte områder. Et område ved Ytre Sklinnadjupet i Norskehavet er fortsatt stengt for fiske av atlantisk kveite, og her er årsaken kvikksølvkonsentrasjoner over grenseverdien (Nilsen m.fl., 2016), selv om også nivået av dioksiner og dioksinlignende PCB var nokså høyt. For kveite er det også påbudt å slippe ut igjen individer over to meter, uavhengig av hvor den er fisket, på grunn av høye nivåer av dioksiner og dioksinlignende PCB. Blålange er en rødlistet art som ikke skal fiskes etter, og den overvåkes ikke per i dag, men prøver av blålange tatt som bifangst, viste at denne arten hadde kvikksølvnivåer tilsvarende det vi finner hos brosme (Frantzen og Maage, 2016). Lange har generelt lavere kvikksølvnivåer enn brosme og blålange, men store individer kan ha nivåer over grenseverdien, noe som blant annet ble funnet i Mattilsynets kontrollprogram for villfisk som ble gjennomført for første gang i 2024 (Frantzen m.fl., 2025).

I taskekrabber fisket ved kysten fra Saltfjorden i Nordland og nordover, er det målt høye nivåer av kadmium (Frantzen og Måge, 2015; Julshamn m.fl., 2012b; Wiech m.fl., 2020), og Mattilsynet advarer mot å fiske krabbe fra dette området (Salten/Lofoten - advarsel mot taskekrabber | Fisk og skalldyr | Matvaregrupper | matportalen.no - Informasjon om sunn og trygg mat fra offentlige myndigheter). Kadmiumet akkumuleres i krabbens fordøyelseskjertel, som er en betydelig del av brunmaten vi spiser, men når krabber kokes hele kan kadmium overføres til klokjøttet. Det finnes ikke grenseverdier som gjelder brunmat, men det var overskridelser av grenseverdien i klokjøtt av kokte krabber som i 2013 førte til den gjeldende advarselen. Nivået av kadmium er relativt høyt også i reker i Barentshavet. Hele reker har enkelte år hatt et nivå av kadmium over grenseverdien som gjelder for spiselige deler. I ren muskel (pillede reker), som er det som vanligvis spises, er konsentrasjonene imidlertid mye lavere og godt under grenseverdien.

Etter 2022 er det kommet nye grenseverdier for uønskede stoffer som gjelder ved omsetning av sjømat, med grenseverdier som gjelder for PFAS fra og med 2023 og for uorganisk arsen fra og med 2026. I tillegg er det endringer i grenseverdiene som gjelder for kvikksølv.

Grenseverdien som gjelder kvikksølv er satt ned fra 0,5 mg/kg til 0,3 mg/kg våtvekt for en rekke arter, som torsk, sild, makrell, skrubbe, rødspette, brisling, lyr, sei, laks, ørret og hvitting. For de artene som er nevnt over som naturlig akkumulerer høyere kvikksølvnivåer, er grenseverdien 0,5 mg/kg som før. For noen arter gjelder en enda høyere grenseverdi, på 1,0 mg/kg, som gjelder for blant annet tunfisk (som makrellstørje), atlantisk kveite og haier. Tidligere hadde også breiflabb en grenseverdi på 1,0 mg/kg, men den er nå blant artene med en grenseverdi på 0,5 mg/kg våtvekt. Den lavere grenseverdien på 0,3 mg/kg våtvekt gjør at det oftere kan forekomme enkeltfisk av for eksempel torsk, over grenseverdien for kvikksølv. I 2023 og 2024 var imidlertid ingen torsk fra åpent hav over 0,3 mg/kg våtvekt hverken i Nordsjøen eller Barentshavet.

De nye grenseverdiene som gjelder for PFAS, er satt for PFOS, PFOA, PFNA og PFHxS samt summen av disse, sum PFAS4. For de fleste fiskearter gjelder grenseverdier på henholdsvis 2,0, 0,2, 0,5, 0,2 og 2,0 µg/kg våtvekt, mens noen arter inkludert rødspette og brisling har fått høyere grenser. Krepsdyr og muslinger har egne grenseverdier på henholdsvis 3,0, 0,7, 1,0, 1,5 og 5,0 mg/kg våtvekt, som for krepsdyr gjelder for muskelkjøtt. Det er utfordrende å måle PFAS i sjømat, og mange av målingene som er gjort i tidligere år, hadde kvantifiseringsgrenser som var høyere enn de grenseverdiene som gjelder nå, særlig gjelder det for de laveste av grenseverdiene. Dette gjør at eldre data ofte ikke kan fastslå om nivåene ville ha vært under grenseverdiene eller ikke. Målinger ved hjelp av nye og bedre analysemetoder i 2023 og 2024, har imidlertid gitt noe økt

datagrunnlag for å vurdere nivåene av PFAS i norsk sjømat opp mot grenseverdiene (Frantzen m.fl., 2024c, 2025). Resultater fra analyser i 2023 viste at to prøver av atlantisk kveite (prøvetatt i 2019) og én rødspette (prøvetatt i 2017) var over grenseverdien for sum PFAS4 og noen av disse var også over grenseverdiene for PFNA og PFHxS. I Mattilsynets kontrollprogram for villfisk i 2024 var ingen av prøvene over grenseverdiene for PFAS.

Nivået av arsen er nokså høyt i enkelte av indikatorartene og i fiskeslag analysert i andre undersøkelser. Særlig høye nivåer er målt i blant annet reker, torsk og blåkveite fra Barentshavet, samt i arter som rødspette, breiflabb og hyse i alle områder. Dette er imidlertid ikke regnet som et mattrygghetsproblem, og det er ingen grenseverdi som gjelder totalmengde arsen. Arsen er et grunnstoff som finnes i mange ulike former, der uorganiske arsenformer er de giftigste mens den organiske forbindelsen arsenobetain, som er antatt å være hovedformen i sjømat, ikke er giftig (EFSA, 2009, 2024). Fra og med 2025 er det kommet nye grenseverdier for uorganisk arsen som gjelder for sjømat. Grenseverdiene varierer fra 0,1 til 1,5 mg/kg våtvekt avhengig av type sjømat og art. Nivåene av uorganisk arsen som er målt i norsk sjømat er mye lavere enn dette, og uorganisk arsen anses ikke som et problem i norsk sjømat.

Radioaktive stoffer har en annen virkemåte enn kjemisk toksisitet, men enkelte radioaktive stoffer kan også være kjemisk toksiske. Det har tidligere vært nasjonale grenseverdier for radioaktivt cesium i mat, men dette ble fjernet fra 2025. Det anbefales at man ikke får i seg mer enn 80 000 becquerel av cesium-137 per år, noe som tilsvarer en stråledose på 1 mSv (Komperød m.fl., 2015) Det er lave nivåer av antropogene radionuklider i sjømat, men samtidig er sjømat den næringsmiddelgruppen som bidrar mest til den radioaktive dosen mennesker mottar fra mat. Dette skyldes bidrag fra naturlige nuklider, som det finnes relativt mye av i sjømat (Komperød m.fl. 2015). Det er variasjoner mellom artene av både fisk og skalldyr, men særlig skalldyr kan inneholde forholdsvis mye polonium-210. Selv om dosen fra naturlige nuklider er større enn fra de menneskeskapte, er risikoen knyttet til naturlige radioaktive stoffer i sjømat fortsatt lav.

Når man skal vurdere i hvilken grad miljøgifter i mat kan gi helseeffekter, er det det totale inntaket av et stoff over tid, som vurderes. Ofte benyttes tolerabelt ukentlig inntak (TWI) som et mål på hvor mye av et stoff som kan inntas per uke, per kilo kroppsvekt. Når grenseverdier som gjelder ved omsetning fastsettes, benyttes prinsippet om at grenseverdiene skal være lavest mulig i forhold til hva som er oppnåelig. Derfor blir det satt høyere grenseverdier for noen arter som naturlig akkumulerer høyere nivåer, og lavere grenseverdier for arter med lavere nivåer. Grenseverdiene er også fastsatt med tanke på normalt inntak av sjømat (2-3 måltider per uke) for den vanlige forbrukeren som spiser kommersielt omsatt fisk. Et særlig høyt inntak av fisk eller høyt inntak av fisk fra visse områder vil kunne medføre overskridelse av TWI selv om konsentrasjonene er under grenseverdiene, og advarsler, for eksempel for gravide og ammende, er et verktøy som blir brukt for å hindre at dette skjer.

I 2018 kom det en ny risikovurdering fra det europeiske mattrygghetsorganet, EFSA, for dioksiner og dioksinlignende PCB (Knutsen m.fl., 2018), og enda en ny «scientific opinion» er for tiden under arbeid. I 2018 ble TWI for dioksiner og dioksinlignende PCB satt ned fra 14 til 2 ng TE/kg våtvekt, og det forventes at den vil bli ytterligere senket. Grenseverdiene som gjelder for dioksiner og dioksinlignende PCB er ikke endret på bakgrunn av dette, på tross av at selv et lite inntak av fet fisk som sild og makrell nå vil kunne medføre overskridelser av TWI. Fordi de positive helseeffektene ved å spise fet fisk anses å være mye større enn de potensielt negative effektene som dioksiner og dioksinlignende PCB kan ha, anbefales det fortsatt å spise fet fisk minst en gang i uken (Dette bør du spise – nye nasjonale kostråd fra Helsedirektoratet - Helsedirektoratet; VKM m.fl., 2022; WHO, 2024b). Det bør nevnes at studiene som lå til grunn for den senkede TWI-verdien ikke var basert på undersøkelser der dioksiner og dioksinlignende PCB ble inntatt gjennom sjømat, og det er generelt svært få

studier som kan vise til negative helseeffekter av miljøgifter via sjømatinntak (WHO, 2024a).

7.3 Er miljøgiftnivåene så høye at de kan ha effekter på økosystemet?

I henhold til miljøkvalitetsstandardene, er nivåene av kvikksølv, PCB og PBDE som måles i arter på lavt nivå i næringskjeden, i stor grad fortsatt så høye at de potensielt kan påvirke sjøpattedyr og sjøfugl som er på toppen av næringskjeden. Isbjørn og noen sjøfuglarter i Barentshavet viser tegn til direkte negative effekter av miljøgifter, mens det mangler kunnskap om nivåer i og effekter på toppredatorer i Nordsjøen og Norskehavet. Det utføres jevnlig undersøkelser av påvirkning av oljeforurensning fra petroleumsindustrien i Nordsjøen på fisk, og i noen av områdene er det registrert biologiske effekter på cellenivå.

7.3.1 Overskridelser av miljøkvalitetsstandarder for biota, EQS_{biota}

Det kan være vanskelig er utfordrende å måleundersøke om de nivåene av miljøgifter vi finner i miljøet kan har effekter på økosystemet, eller ikke. Fordi mange av miljøgiftene øker i konsentrasjon for hvert nivå oppover i næringskjeden (biomagnifiserer), er det toppredatorene som antas å være mest sårbare for påvirkning av persistente miljøgifter.

Miljøkvalitetsstandarder (EQS) for prioriterte stoffer i biota er fastsatt i vannrammedirektivet og vannforskriften (EU, 2008, FOR-2006-12-15-1446), der formålet er å vurdere om et vannområde har god kjemisk tilstand eller ikke. Det samlede settet av miljøkvalitetsstandarder er ment å skulle beskytte både human helse og toppredatorer som sjøfugl og sjøpattedyr (EU, 2011, Commission, 2014). Det er derfor ulike vurderinger som ligger til grunn for ulike miljøkvalitetsstandarder, noen er basert på effekter på mennesker ($QS_{biota\ –\ human\ health}$) og andre er basert på effekter på predatorer ($QS_{biota\ -\ secondary\ poisoning}$). For noen av EQS-ene ble det beregnet to ulike verdier, en for humane effekter og en for predatorer, og av disse ble den strengeste valgt. Det er derfor ikke alle som er like godt egnet til å vurdere om det er effekter på økosystemet direkte, og det vil alltid være usikkerheter i vurderingene (OSPAR Commission, 2019). Miljøkvalitetsstandardene er de samme uansett hvilke organismer som overvåkes, men gir mest mening hvis man vurderer nivåene i arter som analyseres hele og som er bytte for andre arter, fordi de tar høyde for at stoffene vil biomagnifisere. I denne vurderingen har vi kun sammenlignet med EQS-verdiene direkte. I tillegg til de EU-bestemte EQS-verdiene for prioriterte stoffer, er det fastsatt noen såkalte vannregionspesifikke miljøkvalitetsstandarder, blant annet den som gjelder for PCB7 i Norge.

For noen av stoffene, som kvikksølv, PBDE og PCB, overskrides standardene i en stor del av prøvene som analyseres, og standardene fremstår derfor som svært lave. Mange av indikatorartene, også de som er lavt i næringskjeden, er ofte over disse miljøkvalitetsstandardene. For kvikksølv er det bare lodde og polartorsk i Barentshavet og blåskjell langs kysten som ikke gjennomgående overskrider miljøkvalitetsstandarden (Tabell 24). For blåskjell langs kysten av Norskehavet og Nordsjøen var kvikksølvnivået over miljøkvalitetsstandarden ved en tredjedel av stasjonene. For PBDE (summen av 6 PBDE) er nesten alle indikatorene over miljøkvalitetsstandarden, som er på 0,0085 µg/kg våtvekt. Unntaket er fire blåskjellstasjoner som grenser til Nordsjøen (Tabell 31). Miljøkvalitetsstandarden for PCB7, som er vannregionspesifikk for Norge og ikke gjelder generelt i EU, er også overskredet av alle indikatorene, med unntak av blåskjell ved to av stasjonene som grenser til Norskehavet og seks av stasjonene som grenser mot Nordsjøen og Skagerrak (Tabell 29 og 30).

Overskridelse av miljøkvalitetsstandardardene for PCB7 og PBDE i alle havområdene og kvikksølv i Nordsjøen og Norskehavet kan altså indikere at forurensningsnivået kan ha negative effekter på økosystemet ved å skade arter høyt i næringskjeden. Det er en viktig grunn til at man må fortsette å forsøke å redusere utslippene av disse stoffene både globalt og regionalt.

Det er også en miljøkvalitetsstandard for sum dioksiner og dioksinlignende PCB, som er den samme som grenseverdien for mattrygghet for fisk generelt på 6,5 TE/kg våtvekt (og lavere enn grenseverdien for mattrygghet for inntak av fiskelever som er på 20 ng TE/kg). Denne miljøkvalitetsstandarden er primært satt for å beskytte mennesker, og blant indikatorene overskrides den bare for lever av torsk i Nordsjøen og lever av brosme fra alle havområdene. Grenseverdien for mattrygghet har som utgangspunkt at vi mennesker spiser 1-2 måltider fisk i uken, mens predatorer i det marine miljøet gjerne bare spiser fisk. Det kan derfor ikke utelukkes at dioksiner og dioksinlignende PCB kan ha negative effekter på predatorer i det marine miljøet, selv om denne EQS-verdien ikke overskrides.

Miljøkvalitetsstandarden for HCB er også basert på human helse, selv om det ikke er en grenseverdi for mattrygghet som gjelder for HCB. Denne er overskredet for lever av torsk fra Barentshavet, både åpent hav og kyst. Miljøkvalitetsstandarden som gjelder for DDT (vannregionspesifikk for Norge) fremstår som svært høy i forhold til de verdiene vi vanligvis finner i organismene, og den er det ingen av indikatorene som overskrider.

7.3.2 Nivåer og effekter av miljøgifter i sjøfugl og sjøpattedyr

For å vite om miljøgiftbelastningen reelt har negative effekter på økosystemet, bør en også vurdere kunnskapen som finnes om målte effekter på de mest sårbare delene av økosystemet, topp-predatorene. Det måles gjerne på ulike biomarkører for toksiske effekter, men en utfordring er at det er vanskelig å fastslå hvilke stoffer det er som faktisk gir effekt, og hvordan ulike stoffer virker sammen.

På Bjørnøya antas det at miljøgiftnivåene i polarmåke og svartbak påvirker helse, reproduksjon og overlevelse hos fuglene (Erikstad m.fl., 2013; Bustnes m.fl., 2015). Hos isbjørn på Svalbard viser nivåene av miljøgifter sammenhenger med helseindikatorer. Effekter av miljøgifter påvist hos isbjørn er blant annet effekter på fett- og energimetabolisme, og særlig i perioder av sult kan isbjørn være sårbar for høye miljøgiftnivåer.. For spekkhoggere fra kysten utenfor Nord-Norge er det vist at nivåene av PCB i individer som spiser sel, er høyere enn terskelverdier for helseeffekter (Andvik m.fl., 2021). Det mangler oppdaterte data på nivåer og effekter av miljøgifter i disse toppredatorartene.

Det er manglende kunnskap om effekter av miljøgifter på sjøfugl og sjøpattedyr i andre havområder enn Barentshavet. I og med at nivåene av mange av miljøgiftene generelt er høyere i byttedyr som fisk og skalldyr i Nordsjøen og Norskehavet-området enn i Barentshavet, skulle man forventes det større effekter der. Samtidig trekker mange sjøfugl og sjøpattedyr over store avstander, noe som også kan påvirke miljøgiftnivåer. Mange sjøfuglbestander fra Norskehavet-området migrerer om sommeren og høsten til Barentshavet og kommer tilbake til hekkeområdene først flere måneder senere (Fauchald m.fl., 2021, Merkel m.fl., 2021). Individuelle forskjeller i migrasjonsatferd og bruk av vinterområder bidrar til å forklare individuelle forskjeller i miljøgiftbelastninger (Albert m.fl., 2021a). Temperaturøkning og klimaendringer har stor påvirkning i Arktis som kan endre habitat og mattilgang for fisk, sjøfugl og pattedyr i Barentshavet, som både kan endre miljøgifteksponeringen og gjøre artene mer sårbare for lave konsentrasjoner av miljøgifter (Borgå m.fl., 2022, Vorkamp m.fl., 2022). Det er fortsatt manglende kunnskap om hvordan miljøgiftkonsentrasjoner påvirkes av klimaendringer i Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet.

7.3.3 Effekter av oljekomponenter på fisk og tidlige livsstadier

I vannsøyleovervåkingen som gjennomføres i tilknytning til petroleumsinstallasjoner i Nordsjøen undersøkes nivåer av PAH og PAH-metabolitter i fisk sammen med ulike biomarkører som kan si noe om effekter på fisken. I 2024, 2021 og 2017 ble det gjort undersøkelser ved henholdsvis Snorre A og B, Ekofisk og Eldfisk og Statfjord A og B (Tampen). Ved Ekofisk ble det vist at sandflyndre som var nylig utsatt for PAH-forurensning hadde forhøyet EROD-aktivitet og CYP1A-aktivitet. Dette tyder på cellulære effekter, men det ble ikke vist at det var et høyere

nivå av biologisk respons, som histologiske endringer. I lever fra hyse, torsk og sei fra Tampen i 2017 ble det rapportert om forhøyet nivå av PAH-metabolitter og DNA-addukter i lever (Pampanin m.fl., 2019b). Nivåer høyere enn EAC indikerte miljørisiko og at oppfølgende studier burde gjennomføres (Davies og Vethaak, 2012). Ved Snorre A og B i 2024 ble det ikke funnet noen effekter av oljeforurensning på fisk.

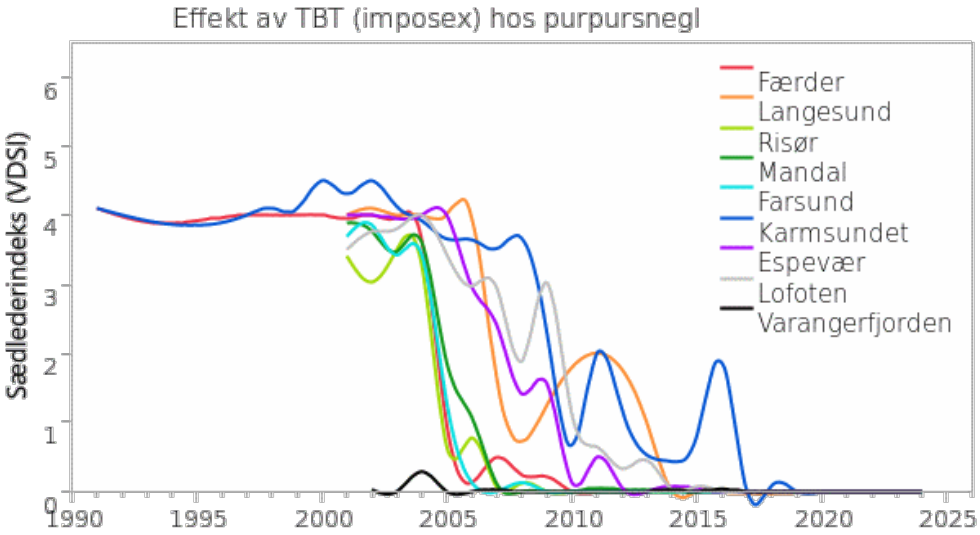
Konsekvensene av PAH-eksponering på juvenil eller voksen fisk er sannsynligvis ikke alvorlige fordi fisk har god evne til å metabolisere PAH-forbindelser og unngår gjerne miljø forurenset med oljeforbindelser. Tidlige livsstadier av fisk, som for eksempel på egg- og larvestadiet, er imidlertid svært følsomme for PAH-forurensning. Når fiskeegg og -larver blir eksponert for PAH gir dette både høy akutt dødelighet og seinskader som gir redusert vekst og dødelighet på sikt (Meier m.fl., 2020, Sørhus m.fl., 2023, 2026).

Det er vanskelig å overvåke nivå av PAH-opptak i fiskelarver i havet og vi bruker derfor påvirkning på voksen fisk som indikator for å dokumentere om slik eksponering er tilstrekkelig stor til at det kan påvirke tidlige livsstadier av fisk i det samme området. Slike vurderinger kan også støttes opp med modelleringsstudier. Modelleringsstudier viser for eksempel at produsert vann fra olje- og gassplattformer i flere regioner i Nordsjøen kan overstige et PAH-nivå på 20 ng/L (ppt) (Nepstad m.fl., 2021). Slike modellerte forhøyete nivåer er også vist av Aghito m.fl. (2024). Modellerte verdier er lavere enn oppgitte terskelverdier for effekter og indikerer at forurensningen ikke skal ha effekt på tidlige livsstadier, men dette kan påvirkes av modellenes oppløsning og eventuell ny kunnskap. Det er viktig å ha en overvåking støttet av modellering og laboratorieforsøk som kan validere at slike lave, men kronisk forhøyete, nivåer ikke er skadelige for følsomme utviklingsstadier av fisk.

7.3.4 Nedgang i effekter av TBT-forurensning på purpursnegler langs kysten

En av få indikatorer som direkte overvåker effekter av forurensning på populasjonsnivå, men som hovedsakelig gjelder kysten, er indikatoren «Imposex hos purpursnegl langs norskekysten», som nå har blitt utvidet til å gjelde hele norskekysten. Dette handler om at miljøgiften TBT, som tidligere ble brukt som antibegroingsmiddel i bunnstoff på båter og lignende, har påvirket sneglebestander langs kysten ved direkte å hemme reproduksjonen. Før TBT-forbudet som kom i 2003, var graden av imposex høy, og sædlederindeksen, som beskriver grad av kjønnsforstyrrelse, var stort sett på nivå fire (Figur 37). Etter forbudet har noen av de tidligere påvirkede purpursneglepopulasjonene reetablert seg (Schøyen m.fl., 2019), og i 2024 var det ingen effekter av TBT (imposex) hos hunner av purpursnegl og sædlederindeksen var null ved alle stasjonene. Det var en klar nedgang i imposex og TBT-konsentrasjoner ved omtrent alle stasjonene fra 2003 til 2008, mens det ikke ble påvist noen korttidstrender for perioden 2015 til 2024, med unntak av Karmsundet hvor det fortsatt var nedadgående trend for imposex (Schøyen m.fl., 2025). De nedadgående langtidstrendene for TBT og imposex i purpursnegl viser at forbudet mot TBT har hatt en svært positiv effekt.

Selv om TBT er forbudt, er utfordringene likevel ikke borte. Langvarig bruk har ført til en oppkonsentrering av miljøgiften i sedimenter på sjøbunnen i fjorder og havner langs kysten. Miljøgiften vil fortsatt være et problem i marine miljøer. Selv om vi ikke finner kjønnsforstyrrelse i purpursnegl (imposex) som lever utaskjærs og i strandsnegl (intersex) som lever i fjæra på de undersøkte stasjonene, kan kjønnsforstyrrelse finnes i andre sneglearter som lever nedgravd i sedimentene.



Figur 37. Effekten av miljøgiften TBT (kjønnsforstyrrelse/imposex) hos hunner av purpursnegl i perioden 1991 til 2024 (kun til 2016 for Langesund). Graden av imposex er vist som sædlederindeks (VDSI). Dette er en indeks som angir graden av imposex på en skala fra 0-6. En indeksverdi lik 0 tilsvarer en upåvirket hunn, mens verdier over 4 medfører sterilitet. Det ble siste gang påvist imposex i purpursnegl i Karmsundet i 2018. Kilde: TBT og andre organiske tinnforbindelser - stoffer på den norske prioritetslista - miljodirektoratet.no.

7.3.5 Begrenset kunnskap om effekter av radioaktive stoffer og plastforurensning

Radioaktive stoffer akkumuleres i ulik grad i marine organismer og i næringskjeden. Generelt for havområdene våre er det ikke er forventet å finne effekter på økosystemet, men disse konklusjonene er basert på et begrenset kunnskapsgrunnlag. Det er et stort behov for å se nærmere på opptak, akkumulering og mulige effekter av radioaktiv forurensning i havmiljøet.

AMAP har nylig gjort en gjennomgang av kunnskapsgrunnlaget for effekter av plastforurensning på arktiske dyr (AMAP, 2025), og dette er grundig gjennomgått i kapittel 2.2.17. Hovedbudskapet er at det er behov for mer kunnskap om dette temaet.

7.4 Kunnskapsmangler

Målinger av miljøgifter i sjøvann er mangelfullt i alle områder. Per i dag er det bare regelmessige målinger av radioaktivitet i sjøvann. Målinger av miljøgifter i vann er krevende på grunn av lave konsentrasjoner.

Siden 1996 har miljødata fra miljøovervåking fra blokkene på norsk sokkel blitt samlet i miljøovervåkingsdatabasen MOD (Miljødirektoratet - Kartkatalog). Her er blant annet data på THC, PAH, barium og kvikksølv i sedimenter tilgjengelig, men de har så langt ikke blitt inkludert i Overvåkingsgruppens indikatorer. Ved å inkludere disse dataene fremover vil en få et bedre grunnlag for vurdering av miljøtilstanden i de norske havområdene.

Det er for liten kunnskap om konsentrasjoner av miljøgifter på de laveste nivåene i næringskjeden, som i plante- og dyreplankton. Dette er vesentlig kunnskap som kan si noe om hvordan stoffene overføres oppover i næringskjeden. Dette er krevende analyser fordi nivåene som oftest er svært lave, og fordi hvert individ er så lite er det en utfordring å skaffe den mengden prøvemateriale som er nødvendig til flere ulike analyser.

Klimaet er i endring, og økende temperaturer kan påvirke tilførsel og spredning av miljøgifter til havmiljøet, for eksempel ved tining av permafrost eller havis eller ved økt nedbør og avrenning. Samtidig medfører økte

temperaturer at arter forflytter seg og økosystemene endrer seg, med medfølgende endringer i dietten til mange arter (Fossheim m.fl., 2015). Det er behov for økt kunnskap og forståelse av hvordan pågående og fremtidige klimaendringer påvirker og vil påvirke nivåer og effekter av miljøgifter i økosystemene. Et pågående prosjekt, CLIMESEAFOOD (Climeseafood | Institute of Marine Research), søker å integrere miljøgiftnivåer inn i økosystemmodeller, som så kan brukes til å predikere endringer i miljøgiftnivåene når miljøet endrer seg.

Det er et stort behov for å se nærmere på opptak, akkumulering og mulige effekter av radioaktiv forurensning i havmiljøet.

Vi har fortsatt for lite kunnskap om nivåer og effekter av miljøgifter hos marine pattedyr og sjøfugl. På grunn av praktiske og etiske grunner kan vi ikke studere effekter av miljøgifter i disse høyt utviklede organismegruppene gjennom kontrollerte laboratorieforsøk hvor grupper av dyr får ulike doser av miljøgifter. Dagens kunnskap på effekter av miljøgifter hos marine pattedyr og sjøfugl er basert på sammenhenger mellom miljøgiftnivåer og fysiologiske parametere, for eksempel hormonnivåer. Disse er målt i blodprøver (marine pattedyr og sjøfugl) eller fettbiopsier (bare marine pattedyr). Imidlertid er det ofte vanskelig å tolke slike sammenhenger som ikke er et bevis på en årsak-virkningssammenheng. En alternativ tilnærming er å bruke modellorganismer, men en utfordring er at artsspesifikke forskjeller kan føre til feilaktige fortolkninger. Moderne teknikker som cellekulturer og funksjonelle genstudier gir muligheter for å etablere årsak-virkningssammenhenger, men gir ikke informasjon om effekter av miljøgifter på populasjonsnivå. Ville dyr er utsatt for en cocktail av titalls eller hundrevis av forskjellige miljøgifter og deres omdanningsprodukter, noe som gjør det vanskeligere å finne ut hvilke miljøgifter som har størst potensiale for å svekke helsen.

Det er også for liten kunnskap om effekter av de lave nivåene av miljøgifter som vi finner i fisk og andre marine organismer.

Det er behov for mer kunnskap om PFAS-forbindelser i miljøer, der det brukes sensitive nok analysemetoder til å gi gode svar på hvordan nivåene varierer mellom områder og over tid. Det er særlig behov for økt kunnskap om giftigheten til mange flere av disse stoffene og hvordan de påvirker marine organismer.

Det har de senere år blitt større og større fokus på marin forsøpling og mikroplast. Det arbeides både med å få overblikk over problemets omfang, utvikling av standardiserte analysemetoder for mikro- og, nanoplast og plasttilsettingsstoffer samt å se på hvilke effekter dette kan ha for marine organismer. Det bør utvikles gode, omforente indikatorer for marin forsøpling og mikroplast for alle norske havområder og iverksettes overvåkingsserier med standardisert metodikk.

Det er også for liten kunnskap om nivåer og effekter av andre «nye» miljøgifter i havmiljøet.

Faglig forum har tidligere laget en oversikt over kunnskapsbehov som har kommet frem i tidligere rapporter fra Overvåkingsgruppen eller Faglig forum. I tillegg til kunnskapsbehov som allerede er nevnt her, nevnes en rekke kunnskapsbehov for hvert av havområdene. Blant annet for Norskehavet «Nivåer av forurensning i forskjellige bunndyrsarter i åpent hav» og «Miljøskade av påvirkninger, for eksempel skade på svampsamfunn fra utslipp av borekaks». For Nordsjøen nevnes blant annet «Enkelte stoffer kan foreligge i forskjellige former med varierende grad av biotilgjengelighet. Kunnskap om hvilken form de aktuelle stoffene som måles foreligger i er mangelfull». Og for Barentshavet «Modellering av hydrokjemiske og biologiske transportprosesser for å få bedre viten om hvor det er størst risiko for miljøet fra miljøgifter og forurensende stoffer». Mange av kunnskapsbehovene som er nevnt for ett av havområdene er overførbare også til de andre havområdene.

8 - Referanser

Aghito, M., L. Calgaro, K.F. Dagestad, C. Ferrarin, A. Marcomini, Ø. Breivik og L.R. Hole (2023). ChemicalDrift 1.0: an open-source Lagrangian chemical-fate and transport model for organic aquatic pollutants. Geosci. Model Dev. 16(9): 2477–2494. DOI: 10.5194/gmd-16-2477-2023

Aghito, M., D.M. Pampanin, R. Nepstad, L.R. Hole og Ø. Breivik (2024). Modelling and validation of polycyclic aromatic hydrocarbons emissions from offshore oil production facilities. Science of the Total Environment 933: 173043.

Airaksinen, R., A. Hallikainen, P. Rantakokko, P. Ruokojärvi, P.J. Vuorinen, R. Parmanne, M. Verta, J. Mannio og H. Kiviranta (2014). Time trends and congener profiles of PCDD/Fs, PCBs, and PBDEs in Baltic herring off the coast of Finland during 1978–2009. Chemosphere 114: 165–171.

Albert, C., V.S. Bråthen, S. Descamps,... og J. Fort (2021a). Inter-annual variation in winter distribution affects individual seabird contamination with mercury. Marine Ecology Progress Series 676: 243–254.

Albert, C., H.H. Helgason, M. Brault-Favrou, ... og J. Fort (2021b). Seasonal variation of mercury contamination in Arctic seabirds: A pan-Arctic assessment. Science of the Total Environment 750: 142201.

Albert, C., M. Renedo, P. Bustamante og J. Fort (2019). Using blood and feathers to investigate large-scale Hg contamination in Arctic seabirds: A review. Environmental Research 177: 108588.

Albretsen, J., P. Arneberg, K. Assmann,... og C.H. von Quillfeldt (2023). Satus for miljøet i norske havområder - rapport fra Overvåkingsgruppen 2023. Rapport fra havforskningen, Overvåkingsgruppen, Havforskningsinstituttet. 2023-24.

Alling, V., E. Lund, A. Lusher,... og V.K. Snekkevik (2025). MIKRONOR 2024. Monitoring of microplastics and tyre wear particles in the Norwegian environment. NIVA-rapport, NIVA, for Miljødirektoratet (M-3032/2025). 8131-2025: 59 s. + vedlegg.

AMAP (2018). AMAP Assessment 2018: Biological Effects of Contaminants on Arctic Wildlife and Fish, Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP).

AMAP (2021). AMAP Litter and Microplastics Monitoring Guidelines, version 1.0. Tromsø, Norway, Arctic Monitoring and Assessment Programme. 257 s.

AMAP (2025). The Effects of Plastic Pollution on Arctic Biota. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Tromsø, Norway 92 s.

Andvik, C., E. Jourdain, J.L. Lyche, R. Karoliussen og K. Borga (2021). High Levels of Legacy and Emerging Contaminants in Killer Whales (*Orcinus orca*) from Norway, 2015 to 2017. Environmental Toxicology and Chemistry 40(7): 1850–1860. DOI: 10.1002/etc.5064

Arneberg, P., B. Husson, A. Siwertsson,... og G.I. van der Meeren (2023). Panel-based Assessment of Ecosystem Condition of the North Sea shelf ecosystem. Rapport fra havforskningen 2023-17.

Arneberg, P. og G.E. van der Meeren (2016). Status for miljøet i Norskehavet - rapport fra Overvåkingsgruppen 2016. Fisken og havet, særnummer1b-2016: 37 s.

Arnot, J.A., L. Toose, J.M. Armitage, M. Embry, A. Sangion og L. Hughes (2023). A weight of evidence

approach for bioaccumulation assessment. Integrated Environmental Assessment and Management 19(5): 1235–1253.

Azad, A.M., S. Frantzen, M. Bank og A. Maage (2021). Mercury bioaccumulation pathways in tusk (*Brosme brosme*) from Sognefjord, Norway: Insights from C and N isotopes. Environmental Pollution 269: 115997.

Baak, J.E., J.F. Linnebjerg, T. Barry, M.V. Gavrilo, M.L. Mallory, C. Price og J.F. Provencher (2020). Plastic ingestion by seabirds in the circumpolar Arctic: a review. Environmental Reviews 28(4): 506–516. DOI: 10.1139/er-2020-0029

Banica, A., H.K.B. Jensen og C. Golda (2025). Mareano - sedimentegenskaper, uorganiske miljøgifter og dateringsresultater fra sedimentkjerner tatt i 2024 i områdene Kvitøyrenna, Vestavind B, Vestavind F, Sørvest F, Lista (Nordsjøen) og Fedafjorden. NGU rapport, NGU/ Mareano. 2025.026: 111 s.

Bank, M.S., Q.T. Ho, R.B. Ingvaldsen, A. Duinker, B.M. Nilsen, A. Maage og S. Frantzen (2023a). Climate change dynamics and mercury temporal trends in Northeast Arctic cod (*Gadus morhua*) from the Barents Sea ecosystem. Environmental Pollution 338: 122706.

Bank, M.S., M.Z. Yiou og A. Staby (2023b). Contaminants in European Hake (*Merluccius merluccius*) from the Northeast Atlantic Ocean. Rapport fra havforskningen 2023-43.

Berg, T., R. Kallenborn og S. Manø (2004). Temporal Trends in Atmospheric Heavy Metal and Organochlorine Concentrations at Zeppelin, Svalbard. Arctic, Antarctic, and Alpine Research 36(3): 284–291

Berge, E., M. Ulimoen, A. Dobler, V.A. Kashparov, H. Klein og O.C. Lind (2024). A study of particle dry deposition parameterizations in an atmospheric radioactive preparedness model: Application to the Chernobyl case. Journal of Hazardous Materials 474: 134638.

Bergmann, M., V. Wirzberger, T. Krumpen, C. Lorenz, S. Primpke, M.B. Tekman og G. Gerdts (2017). High Quantities of Microplastic in Arctic Deep-Sea Sediments from the HAUSGARTEN Observatory. Environmental Science & Technology 51(19): 11000–11010. DOI: 10.1021/acs.est.7b03331

Beyer, J., K.E. Ellingsen, N.G. Yoccoz, P. Buhl-Mortensen og T. Bakke (2025). Environmental effects monitoring of offshore oil and gas activities on the Norwegian continental shelf: A review. Marine Environmental Research 209: 107166.

Bienfait, A.M., F.O. Libnau, J. Gjerde, H.K.B. Jensen, A. Banica og S. Boitsov (2025). Analyse av mikroplast i sedimenter fra deler av Nordsjøen og Skagerrak — Mareano-undersøkelser i 2023. Rapport fra havforskningen 2025-3

Bienfait, A.M., F.O. Libnau, J. Gjerde, H.K.B. Jensen, A. Banica og S. Boitsov (2026). Mikroplast i sedimenter fra Mareano-området - Mareano-undersøkelser i 2024. Rapport fra havforskningen 2026-1

Binnington, M.J. og F. Wania (2014). Clarifying relationships between persistent organic pollutant concentrations and age in wildlife biomonitoring: individuals, cross-sections, and the roles of lifespan and sex. Environmental Toxicology and Chemistry 33(6): 1415–1426. DOI: 10.1002/etc.2576

Blaas, M., C. Dong, P. Marchesiello, J.C. McWilliams og K.D. Stolzenbach (2007). Sediment-transport modeling on Southern Californian shelves: A ROMS case study. Continental Shelf Research 27(6): 832–853.

Blanchet, M.A., J. Aars, M. Andersen og H. Routti (2020). Space-use strategy affects energy requirements in Barents Sea polar bears. Marine Ecology Progress Series 639: 1–19. DOI: 10.3354/meps13290

Blévin, P., J. Aars, M. Andersen,... og H. Routti (2020). Pelagic vs Coastal—Key Drivers of Pollutant Levels in Barents Sea Polar Bears with Contrasted Space-Use Strategies. Environmental Science & Technology 54(2): 985–995. DOI: 10.1021/acs.est.9b04626

Bohlin-Nizzetto, P., W. Aas, H.L. Halvorsen, V. Nikiforov og K.A. Pfaffhuber (2021). Monitoring of environmental contaminants in air and precipitation. Annual report 2020. NILU-report, NILU. 12/2021: 148 s.

Boitsov, S., A. Ali og M. Sanden (2024a). Undersøkelser av hydrokarboner og organiske miljøgifter i sedimenter fra Mareano-området i 2023. Nytt fra havforskningen 2024-59.

Boitsov, S., A. Ali og M. Sanden (2025). Undersøkelser av hydrokarboner og organiske miljøgifter i sedimenter fra Mareano-området i 2024. Nytt fra havforskningen 2025-81.

Boitsov, S., A. Bruvold, L. Hanssen, H.K.B. Jensen og A. Ali (2024b). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in surface sediments of the North-east Atlantic Ocean: A non-natural PFAS background. Environmental Advances 16: 100545.

Boitsov, S., S. Frantzen, A. Bruvold og B.E. Grøsvik (2023). Varying temporal trends in the levels of six groups of legacy persistent organic pollutants (POPs) in liver of three gadoid species from the North Sea. Chemosphere: 140939.

Boitsov, S., B.E. Grøsvik, G. Nesje, K. Malde og J. Klungsøyr (2019). Levels and temporal trends of persistent organic pollutants (POPs) in Atlantic cod (*Gadus morhua*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) from the southern Barents Sea. Environ Res 172: 89–97. DOI: 10.1016/j.envres.2019.02.008

Boitsov, S., B.E. Grøsvik, G. Nesje, G. Tveit og J. Klungsøyr (2016). Undersøkelser av organiske miljøgifter i fisk, skalldyr og sedimenter fra norske havområder de siste 20 årene. Rapport fra havforskningen 29-2016: 132 s.

Boitsov, S., H.K.B. Jensen, J. Knies og R. Mattingsdal (2022). Undersøkelse av naturlige kilder for hydrokarboner i en sedimentkjerne fra Storfjordrenna. Rapport fra havforskningen, HI/MAREANO og Oljedirektoratet. 2022-42.

Boitsov, S. og J. Klungsøyr (2012), Undersøkelser av organiske miljøgifter i sedimenter fra MAREANO-området 2011. Rapport fra Havforskningen Nr. 1 2013. 42 s.

Borgå, K., M.A. McKinney, H. Routti, K.J. Fernie, J. Giebichenstein, I. Hallanger og D.C.G. Muir (2022). The influence of global climate change on accumulation and toxicity of persistent organic pollutants and chemicals of emerging concern in Arctic food webs. Environmental Science: Processes & Impacts 24(10): 1544–1576. DOI: 10.1039/D1EM00469G

Bourgeon, S., A.K. Riemer, S. Tartu, J. Aars, A. Polder, B.M. Jenssen og H. Routti (2017). Potentiation of ecological factors on the disruption of thyroid hormones by organo-halogenated contaminants in female polar bears (*Ursus maritimus*) from the Barents Sea. Environmental Research 158: 94–104. DOI: 10.1016/j.envres.2017.05.034

Braaten, H.F.V., K.A. Pfaffhuber, H. Routti,... og A.-L. Brantsæter (2022). National Mercury Assessment – An Evaluation of the Effectiveness of Norwegian Mercury Regulations and Policies, Norwegian Environment Agency. M-2281: 139 s.

Breivik, K., S. Eckhardt, M.S. McLachlan og F. Wania (2021). Introducing a nested multimedia fate and transport model for organic contaminants (NEM). Environmental Science: Processes & Impacts 23(8): 1146–1157. DOI: 10.1039/D1EM00084E

Brooks, B.A., B.E. Grøsvik, H. Hauss, A.,... og R. Nepstad (2025). Water Column Monitoring 2024. NIVA-rapport, NIVA. 8143-2025

Brooks, S., S.D. Bamber, B.E. Grøsvik, D.M. Pampanin, A. Gomiero, S.E. Martins og M. Vitale (2022). The Norwegian Water Column Monitoring programme 2021: Assessing the impacts of Ekofisk and Eldfisk offshore oil and gas installations on the marine environment. NIVA-rapport 7878-2023

Brooks, S.J., C. Harman, M. Grung,... og R.C. Sundt (2011). Water Column Monitoring of the Biological Effects of Produced Water from the Ekofisk Offshore Oil Installation from 2006 to 2009. Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A 74(7-9): 582–604. DOI: 10.1080/15287394.2011.550566

Brown, T.M., P.S. Ross, K.J. Reimer, N. Veldhoen, N.J. Dangerfield, A.T. Fisk og C.C. Helbing (2014). PCB Related Effects Thresholds As Derived through Gene Transcript Profiles in Locally Contaminated Ringed Seals (*Pusa hispida*). Environmental Science & Technology 48(21): 12952–12961. DOI: 10.1021/es5032294

Buhl-Mortensen, L. og P. Buhl-Mortensen (2017). Marine litter in the Nordic Seas: Distribution composition and abundance. Marine Pollution Bulletin 125(1): 260–270.

Buhl-Mortensen, L., M.L. Harr, Ø.S. Vabø, S.H. Thorbjørnsen, J. Rydsaa, P. Buhl-Mortensen, G. Vickery, E. Smedbold og B.E. Grøsvik (2025). Forslag til nasjonal overvåking av søppelenheter på havbunnen, M-2897/2024. Rapport fra Havforskningen, Havforskningsinstituttet, for Miljødirektoratet. 2025-7: 73 s.

Buhl-Mortensen, P., K. Bakkeplass og L. Buhl-Mortensen (2024). Plastsøppel på havbunnen kartlagt av Mareano. Rapport fra havforskningen, Mareano/Havforskningsinstituttet, for Miljødirektoratet. 2024-12

Bustnes, J.O., S. Bourgeon, E.H.K. Leat,... og R.W. Furness (2015). Multiple Stressors in a Top Predator Seabird: Potential Ecological Consequences of Environmental Contaminants, Population Health and Breeding Conditions. Plos One 10(7). DOI: 10.1371/journal.pone.0131769

Bustnes, J.O., B.-J. Bårdsen, B. Moe,... og S.-A. Hanssen (2024). Impacts of a warming climate on concentrations of organochlorines in a fasting high arctic marine bird: Direct vs. indirect effects? Science of the Total Environment 908: 168096.

Bustnes, J.O., B. Moe, S.A. Hanssen, D. Herzke, A.A. Fenstad, T. Nordstad, K. Borgå og G.W. Gabrielsen (2012). Temporal Dynamics of Circulating Persistent Organic Pollutants in a Fasting Seabird under Different Environmental Conditions. Environmental Science & Technology 46(18): 10287–10294. DOI: 10.1021/es301746j

Camphuysen, K.C.J. (2022). Mission accomplished: chronic North Sea oil pollution now at acceptable levels, with Common guillemots *Uriaa alge* as sentinels. Seabird 34: 1–32.

Chastel, O., J. Fort, J.T. Ackerman,... og G. Yannic (2022). Mercury contamination and potential health risks to Arctic seabirds and shorebirds. Science of the Total Environment 844: 156944.

Christensen, K.H., J. Albretsen, L. Asplin,... og M. Trodahl (2025). "Norkyst" version 3: the coastal ocean forecasting system for Norway. EGUsphere 2025: 1–22. DOI: 10.5194/egusphere-2025-3986

Christensen, K.H., Ø. Breivik, K.F. Dagestad, J. Röhrs og B. Ward (2018). Short-Term Predictions of Oceanic Drift. Oceanography 31(3): 59–67. DOI: 10.5670/oceanog.2018.310

Cleanup, T.O. (2024). Automated Floating Plastics Monitoring Pilot 2024 Miljødirektoratet-rapport, MIljødirektoratet. M-2866 ! 2024: 27 s + vedlegg

Collard, F., G. Bangjord, D. Herzke og G.W. Gabrielsen (2022). Plastic burdens in northern fulmars from Svalbard: Looking back 25 years. Marine Pollution Bulletin 185: 114333.

Collard, F., A. Berezina, J. Falk-Andersson, M.L. Haarr, A. Lusher, R. Pettersen, J. Rydsaa og E. Yakushev (2024a). Forslag til nasjonal overvåking av flytende makroplast. NIVA-rapport, NIVA, for Miljødirektoratet (M-2869!2024). 8023-2024: 60 s. + vedlegg

Collard, F., I.G. Hallanger, C. Philipp,... og K. Husum (2025). Microplastic pellets in Arctic marine sediments: a common source or a common process? Environmental Research 279: 121770.

Collard, F., F. Tulatz, M. Harju, D. Herzke, S. Bourgeon og G.W. Gabrielsen (2024b). Can plastic related chemicals be indicators of plastic ingestion in an Arctic seabird? Chemosphere 355: 141721.

Eurpean Commission (2014). Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 32 on biota monitoring (the implementation of EQSbiota) under the Water Framework directive, European Commission. 75 s.

OSPAR Commision (2019). MIME's considerations of using EQSbiota for OSPAR assessments. Monitoring and assessment series, OSPAR. 8 s.

Dagestad, K.F., J. Röhrs, Ø. Breivik og B. Ådlandsvik (2018). OpenDrift v1.0: a generic framework for trajectory modelling. Geosci. Model Dev. 11(4): 1405–1420.DOI: 10.5194/gmd-11-1405-2018

Davies, I.M. og D. Vethaak (2012). Integrated marine environmental monitoring of chemicals and their effects. ICES Cooperative Research Report, ICES. 315: 277 s.

Dehnhard, N., S. Christensen-Dalsgaard, M. Langset, M.W. Furnes, T. Verpe, V.J. Oddvik, I.W. Myran og T. Anker-Nilssen (2025). Short report from the EcoQO monitoring of plastic particles in stomachs of fulmars beached on the coast of Southern Norway in 2003-2025 or taken as unintentional bycatch in fisheries 2013-2025, NINA, for OSPAR. Submitted to OSPAR 28 Nov 2025.

Dehnhard, N., D. Herzke, G.W. Gabrielsen,... og H. Strøm (2019). Seabirds as indicators of distribution, trends and population level effects of plastics in the Arctic marine environment. Workshop Report. NINA Rapport, Norsk institutt for naturforskning. 1719: 33.

Dehnhard, N., M. Langset og T. Anker-Nilssen (2021). Short report from the EcoQO monitoring of plastic particles in stomachs of fulmars beached on the coast of Southern Norway in 2002-2021. Submitted to the OSPAR Secretariat on 02 November 2021.

Desforges, J.P., M. Levin, L. Jasperse,... og R. Dietz (2017). Effects of Polar Bear and Killer Whale Derived Contaminant Cocktails on Marine Mammal Immunity. Environmental Science & Technology 51(19): 11431–11439. DOI: 10.1021/acs.est.7b03532

Dietz, R., K. Gustayson, C. Sonne, J.P. Desforges, F.F. Riget, V. Pavlova, M.A. McKinney og R.J. Letcher (2015). Physiologically-based pharmacokinetic modelling of immune, reproductive and carcinogenic effects from

contaminant exposure in polar bears (*Ursus maritimus*) across the Arctic. Environmental Research 140: 45–55. DOI: 10.1016/j.envres.2015.03.011

Dietz, R., R.J. Letcher, J. Aars,... og C. Sonne (2022). A risk assessment review of mercury exposure in Arctic marine and terrestrial mammals. Science of the Total Environment 829: 154445.

Dietz, R., R.J. Letcher, J.-P. Desforges,... og G. Víkingsson (2019). Current state of knowledge on biological effects from contaminants on arctic wildlife and fish. Science of the Total Environment 696: 133792.

Eckhardt, S., K. Breivik, Y.F. Li, S. Manø og A. Stohl (2009). Source regions of some persistent organic pollutants measured in the atmosphere at Birkenes, Norway. Atmos. Chem. Phys. 9(17): 6597–6610. DOI: 10.5194/acp-9-6597-2009

Eckhardt, S., M. Cassiani, N. Evangeliou, E. Sollum, I. Pisso og A. Stohl (2017). Source–receptor matrix calculation for deposited mass with the Lagrangian particle dispersion model FLEXPART v10.2 in backward mode. Geosci. Model Dev. 10(12): 4605–4618. DOI: 10.5194/gmd-10-4605-2017

EFSA (2009). EFSA panel on contaminants in the food chain (CONTAM); Scientific opinion on arsenic in food. EFSA Journal 2009 7(10): 199 s.

EFSA (2024). EFSA panel on contaminants in the food chain (CONTAM); Update of the risk assessment of inorganic arsenic in food. Efsa Journal 22(1).

Egerton, S., D. Mannion, S. Culloty, J. Whooley, C. Stanton og R.P. Ross (2020). The proximate composition of three marine pelagic fish: blue whiting (*Micromesistius poutassou*), boarfish (*Capros aper*) and Atlantic herring (*Clupea harengus*). Irish Journal of Agricultural and Food Research 59(1): 185–200.DOI: 10.15212/ijafr-2020-0112

EMEP (2024). Transboundary particulate matter, photo-oxidants, acidifying and eutrophying components. EMEP Status Report, Meteorologisk institutt. 1/2024: 170 s.

EMEP (2025). Transboundary particulate matter, photo-oxidants, acidifying and eutrophying components. EMEP Status Report, Meteorologisk institutt. 1/2025: 213 s. + vedlegg

Erikstad, K.E., T. Moum, J.O. Bustnes og T.K. Reiertsen (2011). High levels of organochlorines may affect hatching sex ratio and hatchling body mass in arctic glaucous gulls. Functional Ecology 25(1): 289–296.

Erikstad, K.E., H. Sandvik, T.K. Reiertsen, J.O. Bustnes og H. Strom (2013). Persistent organic pollution in a high-Arctic top predator: sex-dependent thresholds in adult survival. Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences 280(1769). DOI: 10.1098/rspb.2013.1483

EU (2008). Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives 82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC, 86/280/EEC and amending Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council. Official Journal of the European Union. L 348/84.

EU (2011). PBDE EQS Dossier. Brussels, EU. 13 s.

EU (2019). Directive (EU) 2019/904 of the EUropean parliament and of the Council of 5 June 2019 on the reduction of the impact of certain plastic products on the environment (Text with EEA relevance). Official Journal of the European Union. L 155/1.

EU (2023). Commission Regulation (EU) 2023/915 of 25 April 2023 on maximum levels for certain contaminants in food and repealing Regulation (EC) No 1881/2006 (Text with EEA relevance). Official Journal of the European Union. L119/103.

Evangeliou, N., O. Tichý, S. Eckhardt, C.G. Zwaaftink og J. Brahney (2022). Sources and fate of atmospheric microplastics revealed from inverse and dispersion modelling: From global emissions to deposition. J Hazard Mater 432: 128585. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2022.128585

Everaert, G., A. Ruus, D.O. Hjermann, K. Borga, N. Green, S. Boitsov, H.K.B. Jensen og A. Poste (2017). Additive Models Reveal Sources of Metals and Organic Pollutants in Norwegian Marine Sediments. Environmental Science & Technology 51(21): 12764–12773. DOI: 10.1021/acs.est.7b02964

FAO og WHO (2024a). FAO/WHO background document on the risks and benfits of fish consumption. Food Safety and Quality Series No. 27. DOI: 10.4060/cd2394en

FAO og WHO (2024b). Joint FAO/WHO Expert Consultation on the Risks and Benefits of Fish Consumption: Meeting report, Rome, 9–13 October 2023. Food Safety and Quality Series No. 28. DOI: 10.4060/cd2394en

Fauchald, P., A. Tarroux, F. Amelineau,... og H. Strom (2021). Year-round distribution of Northeast Atlantic seabird populations: applications for population management and marine spatial planning. Marine Ecology Progress Series 676: 255–276. DOI: 10.3354/meps13854

Forland, T.N., L.D. Sivle, K. de Jong, G. Pedersen, M.L. Strømme, T. Kutti, C.M.F. Durif, K. McQueen, E. Grimsbø og H. Wehde (2024). Havforskningsinstituttets rådgivning for menneskeskapt støy i havet — Kunnskapsgrunnlag, vurderinger og råd for 2024. Rapport fra havforskningen 2023-63

Forskrift om visse forurensende stoffer i næringsmidler (2015). Forskrift om visse forurensende stoffer i næringsmidler. FOR-2015-07-03-870. Lovdata. URL: lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2015-07-03-870

Fossheim, M., R. Primicerio, E. Johannesen, R.B. Ingvaldsen, M.M. Aschan og A.V. Dolgov (2015). Recent warming leads to a rapid borealization of fish communities in the Arctic. Nature Climate Change 5(7): 673–677. DOI: 10.1038/nclimate2647

Frantzen, S., S. Boitsov, N. Dehnhard,... og H.K. Skjerdal (2022). Forurensning i de norske havområdene - Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen - Rapport fra Overvåkingsgruppen 2021. Rapport fra havforskningen2022-3: 87 s.

Frantzen, S., A. Duinker, K. Julshamn, L. Nøttestad og A. Maage (2024a). Levels of mercury, arsenic, cadmium and lead in Northeast Atlantic mackerel (*Scomber scombrus*) from northern European waters. Marine Pollution Bulletin 200: 116060.

Frantzen, S. og A. Maage (2016). Fremmedstoffer i villfisk med vekt på kystnære farvann. Brosme, lange og bifangstarter. Gjelder tall for prøver samlet inn i 2013-2015. Bergen, NIFES. 116 s.

Frantzen, S., A. Maage, A. Duinker, K. Julshamn og S.A. Iversen (2015). A baseline study of metals in herring (*Clupea harengus*) from the Norwegian Sea, with focus on mercury, cadmium, arsenic and lead. Chemosphere 127: 164–170

Frantzen, S. og A. Måge (2015). Kadmiumanalyser i taskekrabbe fra Nordland høsten/vinteren 2013-2014. Bergen, NIFES. 18 s.

Frantzen, S., A. Måge og M. Sanden (2024b). Kvikksølv i sjømat ved U-864 - Resultater fra overvåkning i 2022 og 2023. Rapport fra havforskningen, Havforskningsinstituttet. 2024-25: 33 s.

Frantzen, S., B.M. Nilsen og M. Sanden (2020). Fremmedstoffer i rødspette, breiflabb og lyr - Sluttrapport for kartleggingsprogrammet "Fremmedstoffer i villfisk med vekt på kystnære farvann" 2016-2018. Rapport fra Havforskningen 2020-20: 75 s.

Frantzen, S., S. Valdersnes, M. Wiech og M. Sanden (2024c). Fremmedstoffer i villfisk 2023. Bestemmelse av uorganisk arsen, metylkvikksølv og PFAS i utvalgte sjømatprøver. Rapport fra havforskningen 2024-27

Frantzen, S., M. Wiech, V. Sele og B.M. Nilsen (2025). Fremmedstoffer i villfisk 2024. Mattilsynets kontrollprogram for villfisk og kartlegging av brosme fra Nordfjord, Storfjorden og Romsdalsfjorden. Rapport fra havforskningen 2025-55.

Frøysa, H.G., R. Nepstad, E. Sørhus, C.E. Donald, S. Meier og F.B. Vikebø (2025). Oil droplets are severely overlooked in risk assessments. Communications Earth & Environment 6(1): 837. DOI: 10.1038/s43247-025-02805-0

Gauss, M. og H. Klein (2022). Nitrogen Depositions to the OSPAR Maritime Area in the period 1990-2020. EMEP MSC-W TECHNICAL REPORT3/2022

Green, N., J. Molvær, K. Ø., C. Schrum, E.,... og A.L. Brungot (2010). Tilførselsprogrammet 2009. Overvåking av tilførsler og miljøtilstand i Barentshavet og Lofotenområdet. NIVA-rapport, NIVA, for Klif TA 2660/2010. 5980-2010: 243 s.

Green, N., M. Schøyen, S. Øxnevad, A.,... og K. Bæk (2017). Contaminants in coastal waters of Norway 2016. Miljøgifter i norske kystområder 2016., NIVA. Miljødirektoratet rapport M-856

Green, N., M. Skogen, W. Aas,... og S. Frantzen (2013). Tilførselsprogrammet 2012. Overvåking av tilførsler og miljøtilstand i Barentshavet og Lofotenområdet. NIVA-rapport, TA-3042. 6544-2013: 149 s.

Green, N.W., H.E. Heldal, A. Maage,... og E. Debloskaya (2011). Tilførselsprogrammet 2010. Overvåking av tilførsler og miljøtilstand i Nordsjøen. Statlig program for forurensningsovervåking, Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif). 1097/2011: 261 s.

Green, N.W., H.E. Heldal, A. Måge,... og P.F. Jaccard (2012). Tilførselsprogrammet 2011. Overvåking av tilførsler og miljøtilstand i Norskehavet, Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif). TA 2935/2012: 219

Grefsrud, E.S., L.B. Andersen, A.-L. Agnalt,... og L.H. Stien (2025). Risikorapport norsk fiskeoppdrett 2025 — Produksjonsdødelighet hos oppdrettsfisk og miljøeffekter av norsk fiskeoppdrett. Rapport fra havforskningen 2025-14.

Grøsvik, B.E., L. Buhl-Mortensen, M. Bergmann, A.M. Booth, A. Gomiero og F. Galgani (2023a). Status and future recommendations for recording and monitoring litter on the Arctic seafloor. Arctic Science 9(2): 345–355. DOI: 10.1139/as-2022-0017

Grøsvik, B.E., M.E. Granberg, T. Kögel, A.L. Lusher, A. Gomiero, H.P. Halldorsson, A.K. Madsen, J.E. Baak, H.D. Guls og K. Magnusson (2023b). Microplastics in Arctic invertebrates: status on occurrence and recommendations for future monitoring. Arctic Science 9(1): 165–175. DOI: 10.1139/as-2022-0004

Gundersen, C.B., M. Reid, T. Rundberget, K. Bæk, T. Dale, F.S. Svendsen, H.Ø. Åsnes og K. Ndungu (2025).

Screening programme 2024. NIVA-rapport 8133-2025/ M-3033/2025: 32 s. + appendix

Gundersen, C.B., E. Yakushev, P. Terentjev,... og H.F. Veiteberg Braaten (2023). Mercury in the Barents region – River fluxes, sources, and environmental concentrations. Environmental Pollution 333: 122055.

Gwynn, J.P., H.E. Heldal, H.-C. Teien, A. Volynkin, S.M. Jerome og O.C. Lind (2026). Status of the sunken nuclear submarine Komsomolets in the Norwegian Sea. Proceedings of the National Academy of Sciences 123(13): e2520144123.DOI: doi:10.1073/pnas.2520144123

Gwynn, J.P., H.E. Heldal, H.C. Teien, A. Volynkin, S.M. Jerome og O.C. Lind (2024). Investigation into the radioecological status of the sunken nuclear submarine Komsomolets in the Norwegian Sea. Results from the 2019 Norwegian research cruise. DSA repport Østerås, Norge, Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet. 2024:3

Haanes, H., H.K.B. Jensen, A. Lepland og H.E. Heldal (2023). Increased barium levels in recent marine sediments from the Norwegian and Barents Seas suggest impact of hydrocarbon drilling and production. Marine Pollution Bulletin 186, 114478.

Haarr, M.L., C. Höjman, K. Martinussen, J.B. Cyvin, V.S. Solbakken, R. Pires og J. Falk-Andersson (2022). Marin forsøpling i norske fylker. Mengder, kilder og veivalg videre i forvaltningsøyemed. Sluttrapport for prosjektet Kvantesprang. SALT rapport 1060: 133 s. + vedlegg

Haave, M. og G. Velle (2025). Adapting a Riverine Litter Indicator for OSPAR Monitoring: A Framework for Norwegian Conditions. SALT rapport M-3080 2025. 1098: 70 s.

Halvorsen, H.L., K.A. Pfaffhuber, M. Nipen, P. Bohlin-Nizzetto, T.F. Berglen, V. Nikiforov og W.F. Hartz (2024). Monitoring of environmental contaminants in air and precipitation. Annual report 2023. NILU-rapport 18/2024: 69 s.

Hamilton, B.M., L. Jantunen, M. Bergmann,... og I. Peeken (2022). Microplastics in the atmosphere and cryosphere in the circumpolar North: a case for multicompartment monitoring. Arctic Science 8(4): 1116–1126. DOI: 10.1139/as-2021-0054

Hansen, C., J.M. Aarflot, E. Eriksen,... og M. Skern-Mauritzen (2022). Samlet påvirkning i foreslåtte særlig verdifulle og sårbare områder i norske havområder. Rapport fra havforskningen 2022-46

Faglig forum for norske havområder (2022). Vurdering av måloppnåelse. Faggrunnlag for helhetlige forvaltningsplaner for norske havområder M-2410/2022: 106 pp

Heldal, H.E., F. Vikebø og G.O. Johansen (2013). Dispersal of the radionuclide caesium-137 (137Cs) from point sources in the Barents and Norwegian Seas and its potential contamination of the Arctic marine food chain: Coupling numerical ocean models with geographical fish distribution data. Environmental Pollution 180: 190–198.

Herst, P.M., J. Aars, C.J. Beauparlant, A. Bodein, M. Dalvai, D. Gagne, A. Droit, J.L. Bailey og H. Routti (2020). Adipose Tissue Transcriptome Is Related to Pollutant Exposure in Polar Bear Mother-Cub Pairs from Svalbard, Norway. Environmental Science & Technology 54(18): 11365–11375. DOI: 10.1021/acs.est.0c01920

Herzke, D., T. Anker-Nilssen, T.H. Nøst, A. Götsch, S. Christensen-Dalsgaard, M. Langset, K. Fangel og A.A. Koelmans (2016). Negligible Impact of Ingested Microplastics on Tissue Concentrations of Persistent Organic Pollutants in Northern Fulmars off Coastal Norway. Environmental Science & Technology 50(4): 1924–1933.

DOI: 10.1021/acs.est.5b04663

Ho, Q.T., M.S. Bank, A.M. Azad,... og L. Madsen (2021). Co-occurrence of contaminants in marine fish from the North East Atlantic Ocean: Implications for human risk assessment. Environment International 157: 106858

Ho, Q.T., S. Frantzen, B.M. Nilsen, O.J. Nøstbakken, A.M. Azad, A. Duinker, L. Madsen og M.S. Bank (2023). Congener-specific accumulation of persistent organic pollutants in marine fish from the Northeast Atlantic Ocean. Journal of Hazardous Materials 457: 131758.

Houde, M., X. Wang, T.L.L. Colson, P. Gagnon, S.H. Ferguson, M.G. Ikonomou, C. Dubetz, R.F. Addison og D.C.G. Muir (2019). Trends of persistent organic pollutants in ringed seals (*Phoca hispida*) from the Canadian Arctic. Science of the Total Environment 665: 1135–1146. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.138

Hung, H., A.A. Katsoyiannis, E. Brorström-Lundén,... og S. Wilson (2016). Temporal trends of Persistent Organic Pollutants (POPs) in arctic air: 20 years of monitoring under the Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP). Environmental Pollution 217: 52–61.

Huserbråten, M.B.O., T. Hattermann, C. Broms og J. Albretsen (2022). Trans-polar drift-pathways of riverine European microplastic. Scientific Reports 12(1): 3016. DOI: 10.1038/s41598-022-07080-z

Jensen, H.K.B., A. Banica og V. Bellec (2023). Miljøgeokjemiske data og dateringsresultater fra områdene SK04, SK05, SK06, SK07, SK08, SK09, Kvitøyrenna, Rijpfjorden midtre, Rijpfjorden ytre, Utsira nord og NS04 (Skagerrak) - Mareano. NGU-rapport 2023.020: 129 s.

Jensen, H.K.B., A. Banica og V. Bellec (2024). Sedimentkaratkeristikk, uorganiske miljøgifter og dateringsresultater i områdene Kystbeltet øst for Utsira Nord, NSJ-1 (sørlige Nordsjø) og Skagerrak - Mareano. NGU-rapport 2024.027: 84 s.

Jensen, H.K.B. og V. Bellec (2019). Miljøgeokjemiske data og dateringsresultater fra indre Kongsfjorden og indre Rijpfjorden samt områdene SK01 og SK02 vest for Svalbard - Mareano. NGU-rapport 2019.027: 193 s.

Jensen, H.K.B. og V. Bellec (2020). Miljøgeokjemiske data og dateringsresultater fra Bjørnøya-transektet, Kvitøyrenna, indre Kongsfjorden, ytre Kongsfjorden og SK03 - MAREANO. NGU-rapport 2020.024

Jensen, H.K.B. og V. Bellec (2021). Miljøgeokjemiske data og dateringsresultater fra Norskehavet: MAREANO. NGU-rapport, 70 s.

Jensen, H.K.B. og V. Bellec (2022). Miljøgeokjemiske data og dateringsresultater fra bunnsedimenter i områdene Garsholbanken, Eggekanten vest for Aktivneset, NH01-BO1, KB Folla, KB Sklinna - Vestfjorden, Vestfjorden Ytre, Spitsbergenbanken, Kirkegården og Kratere N - MAREANO. NGU-rapport 2022.023

Jensen, H.K.B., A. Seither og J. Knies (2016). Miljøgeokjemiske data og dateringsresultater fra Norskehavet og Barentshavet Øst - MAREANO. NGU-rapport, Norges Geologiske Undersøkelser. 2016.025

Jensen, H.K.B., A. Seither, J. Knies og T. Thorsnes (2015). Mijøgeokjemiske data og dateringsresultater fra Norskehavet, Finnmark og Barentshavet Øst - MAREANO. NGU rapport, NGU/ Mareano. 2015.038: 65 s.

Julshamn, K., B.M. Nilsen, S. Frantzen, S. Valdersnes, A. Maage, K. Nedreaas og J.J. Sloth (2012a). Total and inorganic arsenic in fish samples from Norwegian waters. Food Additives & Contaminants Part B-Surveillance 5(4): 229–235.

Julshamn, K., B.M. Nilsen, S. Valdersnes og S. Frantzen (2012b). Årsrapport 2011. Mattilsynets program:

Fremmedstoffer i villfisk med vekt på kystnære farvann: Delrapport I: Undersøkelser av miljøgifter i taskekrabbe. Bergen, NIFES. 52 s.

Kaste, Ø., C.B. Gundersen, J. Sample, M. McGovern, L.B. Skancke, I. Allan, M.T.S. Jenssen, K. Bæk og O.A. Skogan (2024). The Norwegian River Monitoring Programme 2023. Water quality status and trends. NIVA-rapport 2008-2024: 52 s. + appendiks

Knies, J., S. Boitsov, N.J. Baeten, S. Elvenes og R. Bøe (2021). Sedimentasjonsmiljø og historisk utivkling i forurensningsstatus i sjøområdene i kommunene Ålesund og Giske. . NGU-rapport 2021.018: 67 s.

Knutsen, H.K., J. Alexander, L. Barregard,... og EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (2018). Risk for animal and human health related to the presence of dioxins and dioxin-like PCBs in feed and food. Efsa Journal 16(11).

Komperød, M., A.L. Rudjord, L. Skuterud og J.E. Dyve (2015). Stråledoser fra miljøet. Beregninger av befolkningens eksponering for stråling fra omgivelsene i Norge. StrålevernRapport 2015:11: 72 s.

Krey, A., M. Kwan og H.M. Chan (2014). In vivo and in vitro changes in neurochemical parameters related to mercury concentrations from specific brain regions of polar bears (*Ursus maritimus*). Environmental Toxicology and Chemistry 33(11): 2463–2471. DOI: 10.1002/etc.2685

Krogseth, I.S., K. Breivik, S. Frantzen, B.M. Nilsen, S. Eckhardt, T.H. Nøst og F. Wania (2023). Modelling PCB-153 in northern ecosystems across time, space, and species using the nested exposure model. Environmental Science: Processes & Impacts. DOI: 10.1039/D2EM00439A

Kögel, T., S. Frantzen, J.A. Bakkejord, M. Kjellevold og A. Maage (2021). Basisundersøkelse av fremmedstoffer i hyse - Tungmetaller, sporelementer og organiske miljøgifter i hyse (*Melanogrammus aeglefinus*) fra Skagerrak, Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet. Rapport fra Havforskningen, Havforskningsinstituttet. 2021-35: 60 s.

Kögel, T., B.M. Hamilton, M.E. Granberg, J. Provencher, S. Hammer, A. Gomiero, K. Magnusson og A. Lusher (2023). Current efforts on microplastic monitoring in Arctic fish and how to proceed. Arctic Science 9: 266–283.

Li, L., C. Chen, D. Li, K. Breivik, G. Abbasi og Y.-F. Li (2023). What do we know about the production and release of persistent organic pollutants in the global environment? Environmental Science: Advances 2(1): 55–68. DOI: 10.1039/D2VA00145D

Lippold, A., J. Aars, M. Andersen,... og H. Routti (2020). Two Decades of Mercury Concentrations in Barents Sea Polar Bears (*Ursus maritimus*) in Relation to Dietary Carbon, Sulfur, and Nitrogen. Environmental Science & Technology 54(12): 7388–7397. DOI: 10.1021/acs.est.0c01848

Lippold, A., S. Bourgeon, J. Aars,... og H. Routti (2019). Temporal Trends of Persistent Organic Pollutants in Barents Sea Polar Bears (*Ursus maritimus*) in Relation to Changes in Feeding Habits and Body Condition. Environmental Science & Technology 53(2): 984–995. DOI: 10.1021/acs.est.8b05416

Lusher, A., F. Collard, V.K. Snekkevik, A. Staalstrøm, L.M.H. Toverud og A.L. Bekken (2025). Beach litter on urban beaches and methodology for mesoplastic and pellets. NIVA-rapport 8145-2025: 39 s. + appendix

Lusher, A.L., J.F. Provencher, J.E. Baak,... og G.W. Gabrielsen (2022). Monitoring litter and microplastics in Arctic mammals and birds. Arctic Science 8(4): 1217–1235. DOI: 10.1139/as-2021-0058

Martin, J., M. Granberg, J.F. Provencher,... og A.L. Lusher (2023). The power of multi-matrix monitoring in the Pan-Arctic region: plastics in water and sediment. Arctic Science 9(1): 146–164. DOI: 10.1139/as-2021-0056

Mayer, L., C. Degrendele, P. Šenk,... og G. Lammel (2024). Widespread Pesticide Distribution in the European Atmosphere Questions their Degradability in Air. Environmental Science & Technology 58(7): 3342–3352. DOI: 10.1021/acs.est.3c08488

Meier, S., Ø. Karlsen, J. Le Goff,... og B.E. Grøsvik (2020). DNA damage and health effects in juvenile haddock (Melanogrammus aeglefinus) exposed to PAHs associated with oil-polluted sediment or produced water. Plos One 15(10): e0240307. DOI: 10.1371/journal.pone.0240307

Merkel, B., S. Descamps, N.G. Yoccoz,... og H. Strom (2021). Strong migratory connectivity across meta-populations of sympatric North Atlantic seabirds. Marine Ecology Progress Series 676: 173–188. DOI: 10.3354/meps13580

Mikkelsen, B. (2020). Report on official control of contaminants in mackerel, herring and blue whiting, year 2019. Torshavn, Faroese Islands, Faroese Food and Veterinary Authority. 4 pp.

Miljødirektoratet (2020). Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 30.10.2020. Miljødirektoratets veileder M608: 13 s.

Miljødirektoratet (2025). Veileder for klassifisering av miljøtilstand i kyst- og ferskvann. Retrieved 28.01.2025, 2025

Nepstad, R., B.H. Hansen og J. Skancke (2021). North sea produced water PAH exposure and uptake in early life stages of Atlantic Cod. Mar Environ Res 163: 105203. DOI: 10.1016/j.marenvres.2020.105203

Neumann, S., M. Harju, D. Herzke, T. Anker-Nilssen, S. Christensen-Dalsgaard, M. Langset og G.W. Gabrielsen (2021). Ingested plastics in northern fulmars (*Fulmarus glacialis*): A pathway for polybrominated diphenyl ether (PBDE) exposure? Science of the Total Environment 778. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.146313

Nilsen, B.M., A. Duinker, S. Frantzen, T. Kögel, A. Måge, M. Sanden og M. Wiech (2025). Evaluation of contaminants in wild-caught Norwegian seafood — Prioritization of species for risk-based monitoring. Rapport fra havforskningen, Havforskningsinstituttet. 2025-49

Nilsen, B.M., S. Frantzen, K. Nedreaas og K. Julshamn (2010). Basisundersøkelse av fremmedstoffer i blåkveite (*Reinhardtius hippoglossoides*). Bergen, NIFES. 42 s.

Nilsen, B.M., S. Frantzen og M. Sanden (2020). Fremmedstoffer i snabeluer (*Sebastes mentella*) og vanlig uer (*Sebastes norvegicus*) - Sluttrapport for kartleggingsprogrammet "Miljøgifter i fisk og fiskevarer" 2016-2018. Rapprt fra Havforskningen 2020-11: 63 s.

Nilsen, B.M., K. Nedreaas og A. Måge (2016). Kartlegging av fremmedstoffer i Atlantisk kveite (*Hippoglossus hippoglossus*). Sluttrapport for programmet "Miljøgifter i fisk og fiskevarer" 2013-2015. Bergen, NIFES 82 s.

Nipen, M., W.F. Hartz, D. Schulze, G. Christensen, O.S. Løge, V. Nikiforov og P. Bohlin-Nizzetto (2025). Cyclic volatile methyl siloxanes in the terrestrial and aquatic environment at remote Arctic sites NILU-rapport 3/2025: 30 s.

O'Hanlon, N.J., N.A. James, E.A. Masden og A.L. Bond (2017). Seabirds and marine plastic debris in the northeastern Atlantic: A synthesis and recommendations for monitoring and research. Environmental Pollution 231: 1291–1301.

Pampanin, D.M., S. Brooks, B.E. Grøsvik og S. Sanni (2019a). Water Colum Monitoring 2017. Enviromental

monitoring of petroleum activities on the Norwegian continental shelf 2017. NORCE Environment, NORCE, NIVA, IMR, SINTEF. 007-2019: 92 s.

Pampanin, D.M., S. Brooks, B.E. Grøsvik og S. Sanni (2019b). Water Column Monitoring 2017. Environmental monitoring of petroleum activities on the Norwegian continental shelf 2017. NORCE-Environment REPORT 007 - 2019: 92 s.

Pisso, I., E. Sollum, H. Grythe,... og A. Stohl (2019). The Lagrangian particle dispersion model FLEXPART version 10.4. Geosci. Model Dev. 12(12): 4955–4997. DOI: 10.5194/gmd-12-4955-2019

Platt, S.M., Ø. Hov, T. Berg,... og K. Tørseth (2022). Atmospheric composition in the European Arctic and 30 years of the Zeppelin Observatory, Ny-Ålesund. Atmos. Chem. Phys. 22(5): 3321–3369. DOI: 10.5194/acp-22-3321-2022

Pollet, I.L., J.E. Baak, L. Feld, B.E. Grøsvik, M. Liboiron, M.L. Mallory, J.F. Provencher og J. Strand (2023). Monitoring litter on Arctic and subarctic shorelines: current status and next steps for monitoring programs. Arctic Science 9(4): 807–824.DOI: 10.1139/as-2022-0047

Primpke, S., A.M. Booth, G. Gerdts,... og K. Vorkamp (2023). Monitoring of microplastic pollution in the Arctic: recent developments in polymer identification, quality assurance and control, and data reporting. Arctic Science 9(1): 176–197. DOI: 10.1139/as-2022-0006

Provencher, J., T. Kögel, A. Lusher,... og E. Farmen (2022). An ecosystem-scale litter and microplastics monitoring plan under the Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP). Arctic Science 8(4): 1067–1081. DOI: 10.1139/as-2021-0059

Provencher, J.F., S. Aliani, M. Bergmann,... og K. Vorkamp (2023). Future monitoring of litter and microplastics in the Arctic—challenges, opportunities, and strategies. Arctic Science 9(1): 209–226. DOI: 10.1139/as-2022-0011

Qiu, X., M. Liu, Y. Zhang,... og S. Tao (2025). Declines in anthropogenic mercury emissions in the Global North and China offset by the Global South. Nature Communications 16(1): 1179. DOI: 10.1038/s41467-025-56274-2

Reamon, M., J. Rydsaa, M.L. Haarr og C. Höjman (2025). Mapping of seafloor litter at coastal sites. SALT rapport 1097: 36 s.

Routti, H., J. Aars, E. Fuglei, L. Hanssen, K. Lone, A. Polder, A.O. Pedersen, S. Tartu, J.M. Welker og N.G. Yoccoz (2017). Emission Changes Dwarf the Influence of Feeding Habits on Temporal Trends of Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Two Arctic Top Predators. Environmental Science & Technology 51(20): 11996–12006. DOI: 10.1021/acs.est.7b03585

Routti, H., T.C. Atwood, T. Bechshoft,... og S. Tartu (2019a). State of knowledge on current exposure, fate and potential health effects of contaminants in polar bears from the circumpolar Arctic. Science of the Total Environment 664: 1063–1083. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.030

Routti, H., M.K. Berg, R. Lille-Langoy, L. Oygarden, M. Harju, R. Dietz, C. Sonne og A. Goksoyr (2019b). Environmental contaminants modulate the transcriptional activity of polar bear (*Ursus maritimus*) and human peroxisome proliferator-activated receptor alpha (PPARA). Scientific Reports 9. DOI: 10.1038/s41598-019-43337-w

Routti, H., M. Harju, K. Luhmann, J. Aars, A. Ask, A. Goksoyr, K.M. Kovacs og C. Lydersen (2021).

Concentrations and endocrine disruptive potential of phthalates in marine mammals from the Norwegian Arctic. Environment International 152. DOI: 10.1016/j.envint.2021.106458

Routti, H., R.J. Letcher, A. Arukwe, B. van Bavel, N.G. Yoccoz, S. Chu og G.W. Gabrielsen (2008). Biotransformation of PCBs in Relation to Phase I and II Xenobiotic-Metabolizing Enzyme Activities in Ringed Seals (*Phoca hispida*) from Svalbard and the Baltic Sea. Environmental Science & Technology 42(23): 8952–8958. DOI: 10.1021/es801682f

Routti, H., R.J. Letcher, S. Chu, B. van Bavel og G.W. Gabrielsen (2009a). Polybrominated Diphenyl Ethers and Their Hydroxylated Analogues in Ringed Seals (*Phoca hispida*) from Svalbard and the Baltic Sea. Environmental Science & Technology 43(10): 3494–3499. DOI: 10.1021/es900211u

Routti, H., R. Lille-Langoy, M.K. Berg,... og A. Goksoyr (2016). Environmental Chemicals Modulate Polar Bear (*Ursus maritimus*) Peroxisome Proliferator-Activated Receptor Gamma (PPARG) and Adipogenesis in Vitro. Environmental Science & Technology 50(19): 10708–10720. DOI: 10.1021/acs.est.6b03020

Routti, H., B. van Bavel, R.J. Letcher, A. Arukwe, S. Chu og G.W. Gabrielsen (2009b). Concentrations, patterns and metabolites of organochlorine pesticides in relation to xenobiotic phase I and II enzyme activities in ringed seals (*Phoca hispida*) from Svalbard and the Baltic Sea. Environmental Pollution 157(8): 2428–2434.

Rua-Ibarz, A., E. Bolea-Fernandez, A. Måge, S. Frantzen, M. Sanden og F. Vanhaecke (2019). Tracing Mercury Pollution along the Norwegian Coast via Elemental, Speciation, and Isotopic Analysis of Liver and Muscle Tissue of Deep-Water Marine Fish (*Brosme brosme*). Environmental Science and Technology 53(4): 1776–1785.

Ruus, A., N.W. Green, A. Maage, C.E. Amundsen, M. Schoyen og J. Skei (2010). Post World War II orcharding creates present day DDT-problems in The Sorfjord (Western Norway) - A case study. Marine Pollution Bulletin 60(10): 1856–1861. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2010.06.048

Röhrs, J., K.H. Christensen, F. Vikebø, S. Sundby, Ø. Saetra og G. Broström (2014). Wave-induced transport and vertical mixing of pelagic eggs and larvae. Limnology and Oceanography 59(4): 1213–1227.

Sandvik, A.D., I.A. Johnsen, M.S. Myksvoll, P.N. Sævik og M.D. Skogen (2020). Prediction of the salmon lice infestation pressure in a Norwegian fjord. ICES Journal of Marine Science 77(2): 746–756. DOI: 10.1093/icesjms/fsz256

Sauve, S. og M. Desrosiers (2014). A review of what is an emerging contaminant. Chemistry Central Journal 8. DOI: 10.1186/1752-153x-8-15

Savoca, M.S., M.E. Wohlfeil, S.E. Ebeler og G.A. Nevitt (2016). Marine plastic debris emits a keystone infochemical for olfactory foraging seabirds. Sci Adv 2(11): e1600395. DOI: 10.1126/sciadv.1600395

Schøyen, M., N.W. Green, D.Ø. Hjermann, L. Tveiten, B. Beylich, S. Øxnevad og J. Beyer (2019). Levels and trends of tributyltin (TBT) and imposex in dogwhelk (Nucella lapillus) along the Norwegian coastline from 1991 to 2017. Marine Environmental Research 144: 1–8.

Schøyen, M., M. Grung, E. Lund,... og K. Bæk (2024). Contaminants in coastal waters 2023. Miljøgifter i kystområdene 2023. M rapportnr. 2854/2024. NIVA-rapport 8022-2024.

Schøyen, M., M. Grung, E. Lund,... og K. Bæk (2025). Contaminants in coastal waters 2024. Miljøgifter i kystområdene 2024. Norwegian Environment Agency/Miljødirektoratet. NIVA-rapport (M-3096/2025) 8158-2025:

100 s.

Scotter, S.E., M. Tryland, I.H. Nymo, L. Hanssen, M. Harju, C. Lydersen, K.M. Kovacs, J. Klein, A.T. Fisk og H. Routti (2019). Contaminants in Atlantic walruses in Svalbard part 1: Relationships between exposure, diet and pathogen prevalence. Environmental Pollution 244: 9–18. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.10.001

SFT (2008). Kildesporing av bromerte flammehemmere i Ålesundsområdet, Statens forurensningstilsyn/NILU/NIVA. TA-2441/2008: 94 s.

Simonsen, M., J. Albretsen, Ø. Saetra, L. Asplin, O.C. Lind og H.-C. Teien (2023). High resolution modeling of aluminium transport in a fjord estuary with focus on mean circulation and irregular flow events. Science of the Total Environment 867: 161399.

Simonsen, M., E. Berge, H. Klein, J. Brown, M. Ulimoen, Ø. Saetra, A. Hosseini og O.C. Lind (2025). Marine and atmospheric transport modeling supporting nuclear preparedness in Norway: Recent achievements and remaining challenges. Science of the Total Environment 961: 178161.

Simpson, D., A. Benedictow, H. Berge,... og P. Wind (2012). The EMEP MSC-W chemical transport model – technical description. Atmos. Chem. Phys. 12(16): 7825–7865. DOI: 10.5194/acp-12-7825-2012

Skarbøvik, E., I. Allan, J.E. Sample, I. Greipsland, J.R. Selvik, L.B. Schanke, S. Beldring, P. Stålnacke og Ø. Kaste (2017). Elvetilførsler og direkte tilførsler til norske kystområder – 2016. Riverine Inputs and Direct Discharges to Norwegian Coastal Waters - 2016. NIVA-rapport M 832-2017: 85 s. + vedlegg

Skern-Mauritzen, M., S. Frantzen og G. van der Meeren (red.) (2025). Revisjon av indikatorer for tilstandsvurdering av miljø og økosystem i norske havområder - Gruppen for overvåking av de marine økosystemene. Rapport fra havforskningen 2025-8.

Skjerdal, H.K., H.E. Heldal, A. Rand, J. Gwynn, L.K. Jensen, A. Volynkin, H. Haanes, B. Møller og T. Gäfvert (2025). Radioactivity in the Marine Environment 2018, 2019 and 2020. Results from the Norwegian Marine Monitoring Programme RAME. DSA-rapport, Direktoratet for strålevern og atomsikkerhet (DSA). 2025:07: 35 s.

Skogeng, L.P., P. Blévin, K. Breivik, J.O. Bustnes, I. Eulaers, K. Sagerup og I.S. Krogseth (2025). Investigating the impact of climate change on PCB-153 exposure in Arctic seabirds with the nested exposure model. Environmental Science: Processes & Impacts 27(5): 1317–1330. DOI: 10.1039/D4EM00584H

Solbakken, V.S. og J. Rydsaa (2025). Historiske OSPAR data fra 2011-2023. SALT rapport 10274/ M-3098/2025: 25 s.

Sonke, J.E., R. Teisserenc, L.E. Heimburger-Boavida,... og O.S. Pokrovsky (2018). Eurasian river spring flood observations support net Arctic Ocean mercury export to the atmosphere and Atlantic Ocean. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 115(50): E11586–E11594. DOI: 10.1073/pnas.1811957115

Strand, K.O., M. Huserbråten, K.-F. Dagestad, C. Mauritzen, B.E. Grøsvik, L.A. Nogueira, A. Melsom og J. Röhrs (2021). Potential sources of marine plastic from survey beaches in the Arctic and Northeast Atlantic. Science of the Total Environment 790: 148009.

Sørhus, E., R. Bjelland, C. Durif, S. Meier, A. Bernhard, C.E. Donald, E. Johnsen og P. Perrichon (2026). Minimal oil exposure causes sublethal damage in early larval stages of a key prey species, lesser sandeel

(*Ammodytes marinus*). Ecotoxicology and Environmental Safety 310: 119785.

Sørhus, E., L. Sørensen, B.E. Grøsvik,... og S. Meier (2023). Crude oil exposure of early life stages of Atlantic haddock suggests threshold levels for developmental toxicity as low as 0.1 µg total polyaromatic hydrocarbon (TPAH)/L. Marine Pollution Bulletin 190: 114843.

Tartu, S., J. Aars, M. Andersen... og H. Routti (2018). Choose Your Poison-Space-Use Strategy Influences Pollutant Exposure in Barents Sea Polar Bears. Environmental Science & Technology 52(5): 3211–3221. DOI: 10.1021/acs.est.7b06137

Tartu, S., S. Bourgeon, J. Aars,... og H. Routti (2017a). Diet and metabolic state are the main factors determining concentrations of perfluoroalkyl substances in female polar bears from Svalbard. Environmental Pollution 229: 146–158. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.04.100

Tartu, S., S. Bourgeon, J. Aars, M. Andersen, A. Polder, G.W. Thiemann, J.M. Welker og H. Routti (2017b). Sea ice-associated decline in body condition leads to increased concentrations of lipophilic pollutants in polar bears (*Ursus maritimus*) from Svalbard, Norway. Science of the Total Environment 576: 409–419.DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.10.132

Tartu, S., A.T. Fisk, A. Gotsch, K.M. Kovacs, C. Lydersen og H. Routti (2020). First assessment of pollutant exposure in two balaenopterid whale populations sampled in the Svalbard Archipelago, Norway. Science of the Total Environment 718. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.137327

Trevail, A.M., G.W. Gabrielsen, S. Kuhn og J.A. Van Franeker (2015). Elevated levels of ingested plastic in a high Arctic seabird, the northern fulmar (*Fulmarus glacialis*). Polar Biology 38(7): 975–981. DOI: 10.1007/s00300-015-1657-4

Tulatz, F., G.W. Gabrielsen, S. Bourgeon, D. Herzke, R. Krapp, M. Langset, S. Neumann, A. Lippold og F. Collard (2023). Implications of Regurgitative Feeding on Plastic Loads in Northern Fulmars (*Fulmarus glacialis*): A Study from Svalbard. Environmental Science & Technology 57(9): 3562–3570.DOI: 10.1021/acs.est.2c05617

Ulimoen, M., E. Berge, H. Klein, A.L. Rudjord, V.C. Baranwal og O.C. Lind (2025). Parametrisation of wet deposition in the SNAP atmospheric dispersion model. Journal of Hazardous Materials 488: 137457. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2025.137457

van Franeker, J.A., S. Kühn,... og W.M.G.M. van Loon (2021). New tools to evaluate plastic ingestion by northern fulmars applied to North Sea monitoring data 2002–2018. Marine Pollution Bulletin 166: 112246.

Villanger, G.D., K.M. Kovacs, C. Lydersen, L.S. Haug, A. Sabaredzovic, B.M. Jenssen og H. Routti (2020). Perfluoroalkyl substances (PFASs) in white whales (*Delphinapterus leucas*) from Svalbard - A comparison of concentrations in plasma sampled 15 years apart. Environmental Pollution 263.DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114497

VKM, L.F. Andersen, P. Berstad,... og J. Alexander (2022). Benefit and risk assessment of fish in the Norwegian diet. Scientific Opinion of the Steering Committee of the Norwegian Scientific Committee for Food and Environment. VKM Report, VKM. Vitenskapskomiteen for mat og miljø. 17 s.

Vorkamp, K., P. Carlsson, S. Corsolini,... og D.C.G. Muir (2022). Influences of climate change on long-term time series of persistent organic pollutants (POPs) in Arctic and Antarctic biota. Environmental Science: Processes & Impacts 24(10): 1643–1660. DOI: 10.1039/D2EM00134A

Wagner, M., L. Monclüs, H.P.H. Arp, K.J. Groh, M.E. Løseth, J. Muncke, Z. Wang, R. Wolf og L. Zimmermann (2025). State of the science on plastic chemicals - Identifying and addressing chemicals and polymers of concern (1.01)

Wania, F. og D. MacKay (1996). Peer Reviewed: Tracking the Distribution of Persistent Organic Pollutants. Environmental Science & Technology 30(9): 390A–396A. DOI: 10.1021/es962399q

Wiech, M., S. Frantzen, A. Duinker, J.D. Rasinger og A. Maage (2020). Cadmium in brown crab *Cancer pagurus*. Effects of location, season, cooking and multiple physiological factors and consequences for food safety. Science of the Total Environment 703: 134922.

Zeinstra-Helfrich, M., W. Koops og A.J. Murk (2017). Predicting the consequence of natural and chemical dispersion for oil slick size over time. Journal of Geophysical Research: Oceans 122(9): 7312–7324.

Ødegaard, L.A. (2025). Modellering av støy i norske havområder. Presentasjon for Overvåkningsgruppen, 19.02.2025.

9 Vedlegg

9.1 Liste over alle indikatorene

Tabell 34. Oversikt over alle indikatorene knyttet til forurensning i forvaltningsplanarbeidet, for hvert av områdene. Hver indikatortittel er en klikkbar lenke direkte til indikatoren. Fargene på bakgrunnen representerer hvilken type indikator det er. Blå : Tilførselsindiktorer. Brun: Tilstandsindikatorer, abiotisk miljø. Grønn: Tilstandsindikatorer, biota. Rosa: Indikatorer som representerer tilførsler fra menneskelig aktivitet i havområdene. Kapitlene der resultatene er beskrevet i denne rapporten er gitt i parentes.

Barentshavet	Norskehavet	Nordsjøen og Skagerrak
Lufttilførsler av miljøgifter til Barentshavet (2.1.1)	Lufttilførsler av miljøgifter til Norskehavet (3.1.1)	Lufttilførsler av miljøgifter til Nordsjøen og Skagerrak (4.1.1)
Tilførsel av forurensinger fra elver og kystnære landområder til Barentshavet (2.1.2)	Tilførsel av forurensninger fra elver til Norskehavet (3.1.2)	Tilførsler av forurensing fra elver til Skagerak og Nordsjøen (4.1.2)
Strandsøppel på Svalbard (2.2.1)		
Forurensning i sedimenter i Barentshavet (2.2.2)	Forurensning i sedimenter i Norskehavet (3.2.1)	Sjøbunn i Nordsjøen påvirket av hydrokarboner (THC) og barium (4.2.1)
Radioaktiv forurensning i sjøvann i Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen (2.2.3, 3.2.2, 4.2.2)		
Radioaktivitet i tang langs norskekysten (2.2.4, 3.2.3, 4.2.3)		
Miljøgifter i blåskjell langs norskekysten (2.2.5, 3.2.4, 4.2.4)		
Imposex hos purpursnegl langs kysten (2.2.6, 3.2.5, 4.2.5)		
Forurensning i reker i Barentshavet (2.2.7)	Forurensning i reker i Norskehavet (3.2.6)	Forurensning i reker i Nordsjøen (4.2.6)
Forurensning i lodde i Barentshavet (2.2.8)	Miljøgifter i kolmule i Norskehavet (3.2.7)	Forurensning i tobis i Nordsjøen (4.2.7)
Forurensning i polartorsk i Barentshavet (2.2.9)	Forurensning i norsk vårgytende sild i Norskehavet (3.2.8)	Forurensning i nordsjøsild (4.2.8)
		Forurensning i rødspette i Nordsjøen (4.2.9)
Forurensning i torsk i Barentshavet (2.2.10)		Forurensning i torsk i Nordsjøen (4.2.10)
Miljøgifter i torsk langs norskekysten og Svalbard (2.2.11, 3.2.9, 4.2.11)		
Miljøgifter i blåkveite i Norskehavet og Barentshavet (2.2.12, 3.2.10)		
	Miljøgifter i brosme i Norskehavet og Nordsjøen (3.2.11, 4.2.12)	
Forurensning i polarlomvi i Barentshavet (2.2.13)	Miljøgifter i toppskarvegg i Norskehavet (3.2.12)	
Plast i havhestmager (2.2.14, 3.2.13, 4.2.13)		
		Oljetilsølt lomvi i Sørvest-Norge (4.2.14)
Forurensning i ringsel i Barentshavet (2.2.15)	Miljøgifter i klappmyss i Norskehavet (ikke med)	
Forurensning i isbjørn i Barentshavet (2.2.16)		
		Oljepåvirket fisk i Nordsjøen (4.2.15)
Tilførsler fra petroleumsvirksomhet i Barentshavet (2.3.1)	Tilførsel fra petroleumsvirksomhet i Norskehavet (3.3.1)	Tilførsler fra petroleumsvirksomhet i Nordsjøen (4.3.1)
		Utslipp av radioaktive stoffer fra olje og gass til Nordsjøen (4.3.2)
		Utslipp fra kjernekraftindustri til Nordsjøen og Skagerrak (4.3.3)

9.2 Oversikt over ulike grenseverdier benyttet i rapporten

Tabell 35. PROREF-verdier benyttet i denne rapporten for blåskjell og torsk, hentet fra Green m.fl. (2017) og Schøyen m.fl. (2025).

		PROREF	
Stoff	**Enhet**	**Blåskjell**	**Torsk***
Hg	mg/kg våtvekt	0,012	0,056 (muskel)
Cd	mg/kg våtvekt	0,18	0,14
Pb	mg/kg våtvekt	0,20	0,050
Cu	mg/kg våtvekt	1,4	14
As	mg/kg våtvekt	2,5	13
HCB	µg/kg våtvekt	0,10	14
DDT (p,p'-DDE)	µg/kg våtvekt		
PBDE (PBDE-47)	µg/kg våtvekt	0,17	16
PCB (PCB-118)	µg/kg våtvekt	0,070	100
PCB (PCB-153)	µg/kg våtvekt	0,26	190
PFOS	µg/kg våtvekt	Ikke utviklet ennå	10
PFOA	µg/kg våtvekt	Ikke utviklet ennå	10

*For alle andre stoffer enn Hg i torsk, gjelder PROREF for lever. For Hg gjelder PROREF for muskel.

Tabell 36. Grenseverdier som gjelder for miljøgifter ved omsetning av næringsmidler til humant konsum (EU 915/2023 og Forskrift om visse forurensende stoffer i næringsmidler FOR-2015-07-03-870). Kun grenseverdier relevante for denne rapporten, er tatt med. For eksempel der det finnes egne grenseverdier som gjelder ferskvannsfisk, er disse ikke inkludert.[1]Upper bound sum. [2]Lower bound sum.

Stoff (enhet), våtvekt	Enhet	Grenseverdi mattrygghet	
Hg	mg/kg	Fiskerivarer og muslinger	0,5
		En rekke arter, inkl. kveite, tunfisk, hai	1,0
		Mange arter inkl. torsk, sei, lyr, sild, makrell, rødspette, hvitting	0,3
Cd	mg/kg	Fisk, de fleste arter	0,05
		Enkelte fiskearter inkl. makrell og tunfisk	0,1
		Krepsdyr (muskelkjøtt)	0,5
		Muslinger:	1,0
Pb	mg/kg	Fisk (muskel), blekksprut	0,3
		Krepsdyr	0,5
		Muslinger, blekksprut	1,5
Sum dioksiner og dl-PCB[1]	ng TE/kg	Fiskerivarer og muslinger, med unntak	6,5
		Ål	10
		Fiskelever	20
Sum dioksiner og furaner[1]	ng TE/kg	Fiskerivarer og muslinger	3,5
PCB6[1]	µg/kg	Fiskerivarer og muslinger, med unntak	70
		Ål	300
		Fiskelever	200
Sum PFAS4[2]	µg/kg	Muskelkjøtt fra fisk, de fleste arter: 2,0	2,0
		Muskelkjøtt fra fisk, visse arter inkl. hestmakrell, rødspette	8,0
		Muskelkjøtt fra fisk, visse arter inkl. ål	45
		Krepsdyr og muslinger	5,0
PFOS	µg/kg	Muskelkjøtt fra fisk, de fleste arter: 2,0	2,0
		Muskelkjøtt fra fisk, visse arter inkl. hestmakrell, rødspette	7,0
		Muskelkjøtt fra fisk, visse arter inkl. ål	35
		Krepsdyr og muslinger	3,0
PFOA	µg/kg	Muskelkjøtt fra fisk, de fleste arter: 2,0	0,2
		Muskelkjøtt fra fisk, visse arter inkl. hestmakrell, rødspette	1,0
		Muskelkjøtt fra fisk, visse arter inkl. ål	8,0
		Krepsdyr og muslinger	0,7
PFNA	µg/kg	Muskelkjøtt fra fisk, de fleste arter: 2,0	0,5
		Muskelkjøtt fra fisk, visse arter inkl. hestmakrell, rødspette	2,5
		Muskelkjøtt fra fisk, visse arter inkl. ål	8,0
		Krepsdyr og muslinger	1,0
PFHxS	µg/kg	Muskelkjøtt fra fisk, de fleste arter: 2,0	0,2
		Muskelkjøtt fra fisk, visse arter inkl. hestmakrell, rødspette	0,2
		Muskelkjøtt fra fisk, visse arter inkl. ål	1,5
		Krepsdyr og muslinger	1,5

Tabell 37. Miljøkvalitetsstandarder (EQS_{biota}) som gjelder for miljøgifter i organismer ved klassifisering av kjemisk tilstand. Kun standarder relevante for denne rapporten, er tatt med. Kategori viser til prioriterte stoffer utvalgt av EU, andre EU-utvalgte stoffer og vannregionspesifikke stoffer som gjelder for Norge (Miljødirektoratet, 2025, Forskrift om rammer for vannforvaltningen - Lovdata).

Stoff	**Enhet**	**EQS_{biota}**	**Kategori**
Hg	mg/kg	0,02	Prioritert stoff (EU)
HCB	µg/kg	10	Prioritert stoff (EU)
HCH	µg/kg	61	Prioritert stoff (EU)
DDT totalt	µg/kg	610	Andre EU-utvalgte stoffer
PBDE6	µg/kg	0,0085	Prioritert stoff (EU)
PCB7	µg/kg	0,6	Vannregionspesifikk
PFOS	µg/kg	9,1	Prioritert stoff (EU)
PFOA	µg/kg	91	Vannregionspesifikk
Dioksiner og dl-PCB	ng TE/kg	6,5	Prioritert stoff (EU)
D5 siloksan	µg/kg	15000	Vannregionspesifikk
SCCP	µg/kg	6000	Prioritert stoff (EU)
MCCP	µg/kg	170	Vannregionspesifikk
TBT	µg/kg	150	Prioritert stoff

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

Postboks 1870 Nordnes
5817 Bergen
Tlf: 55 23 85 00
E-post: post@hi.no
www.hi.no