



N I F E S

NASJONALT INSTITUTT
FOR ERNÆRINGS- OG
SJØMATFORSKNING

Rapport

2017

Sjømat fra Årdalsfjorden

Overvåking av forurensede havner og fjorder 2016

Tanja Kögel, Sylvia Frantzen,

Atabak M. Azad og Amund Måge

**Nasjonalt institutt for ernærings- og
sjømatforskning**

(NIFES)

18.10.2017



på oppdrag fra **Mattilsynet**

Statens tilsyn for fisk, dyr og næringsmidler

FORORD

Denne studien er del av overvåkings- og kartleggingsprogrammet «Forurensede havner og fjorder» som har som formål å skaffe frem datagrunnlag om miljøgifter i fisk og sjømat som fangstes ved rekreasjonsfiske og til privat konsum i Norge. Prosjektet ble gjennomført med tanke på vurderinger for kostadvarsler. Kontaktperson ved Mattilsynet var seniorrådgiver Harald Nordås, seksjon sjømat. Faglig ansvarlig ved Nasjonalt institutt for ernærings- og sjømatforskning (NIFES) var Tanja Kögel og Amund Måge.

I 2016 ble krabbe, blåskjell, brosmme, torsk og flyndre fra Årdalsfjorden undersøkt for uønskede stoffer. Brosmene var allerede fanget og undersøkt for tungmetaller i 2015 for et tidligere prosjekt. Prøvetaking i 2016 ble organisert og utført av Vidar Åsen. Brosmene ble fanget av Torstein og Andreas Halstensen. Alle prøver ble registrert og opparbeidet for analyse ved NIFES' prøvemottak av Beate Vadseth Brodahl, Aina Bruvik, Vidar Fauskanger, Nawaraj Gautam, Siren Hatland, og Manfred Torsvik under ledelse av Anne Margrethe Åse, som var teknisk ansvarlig for prosjektet. Opparbeiding og analyse av organiske fremmedstoff ble utført ved NIFES' laboratorier for fremmedstoff av Jannicke Bakkejord Alling, Annette Bjordal, Ørjan Andre Bjorøy, Annie Fürstenberg, Agnethe Herzberg, Lene Hop Johannessen, Kjersti Kolås, Dagmar Nordgård, Franziska Randers, Per-Ola Rasmussen, Kari Breistein Sæle, Tore Tjensvoll, Andreas Lingen Tomre og Teclu Habtemariam Weldegebriel under ledelse av Bergitte Reiersen, og for grunnstoff av Tonja Lill Eidsvik, Vivian Krakeli, Nina Margrethe Steinsvik under ledelse av Marita Eide Kristoffersen.

Vi takker alle som har bidratt!

Bergen, 22. Juni 2017

Tanja Kögel

OPPSUMMERING NORSK

I dette prosjektet har vi undersøkt nivåer av arsen, bly, kadmium, kvikksølv, dioksiner, furaner, PCBer, bromerte flammehemmere, PFASer, PAHer og pesticider i prøver av krabbe, blåskjell, torsk og flyndrearten tungevar fra 2016 fra Årdalsfjorden. I tillegg presenterer vi resultater for brosme fra ytterst i Årdalsfjorden som ble fanget og analysert for arsen, bly, kadmium og kvikksølv i 2015, for et tidligere prosjekt [1]. I denne undersøkelsen ble lever fra brosmene analysert for organiske miljøgifter. **I skjell var nivåene av PAH₄ og benzo(a)pyren langt over EU og Norges grenseverdier ved den innerste stasjonen** ved Årdalstangens utløp, men ikke ved noen av de andre stasjonene. **I lever av torsk og brosme var nivåene av PCB₆ og sum dioksiner/furaner og dl-PCB i gjennomsnitt over grenseverdiene.** Analysene fra 2015 viste at gjennomsnittlig kvikksølvnivå i brosmefiletene var over grenseverdien på 0,5 mg/kg. I torskfilet, flyndrefilet og krabbe var kvikksølvkonsentrasjonene lave. Kadmiumkonsentrasjoner i klokjøtt av krabbe og blåskjell var relativt lave. Kadmiumkonsentrasjonene i brunmat ligger innenfor det man har funnet tidligere andre steder langs norskekysten. For kadmium var belastningen høyere i den ytre enn i den indre fjorden. Nivåene av PFOS i brosmelever var høyere enn det vi har målt i fiskeprøver før. En del klororganiske pesticider, men ingen organofosfater, var over LOQ i alle artene.

SUMMARY ENGLISH

In this project, we have analyzed arsenic, lead, cadmium, mercury, dioxins, furans, PCBs, brominated flame-retardants, PFAS, PAHs and pesticides in samples of brown crab, blue mussel, cod and the flounder species scaldfish from the Årdalsfjord. In addition, we present results for tusk from the outer Årdalsfjord, caught and analyzed for arsenic, lead, cadmium and mercury for a previous project in 2015 [1]. In this study, livers of these tusks were analyzed for organic contaminants. In mussel, **EU and Norway's maximum levels for PAH₄ and for Benzo[a]pyrene were exceeded by far at the innermost station** where Årdalstangen enters the Årdalsfjord, but not at any other station in the fjord. **In liver of tusk and cod, average concentrations of PCB₆ and the sum of dioxins/furans and dl-PCBs exceeded the maximum levels.** Analyses from 2015 showed that average mercury concentration in tusk fillet exceeded the maximum level of 0.5 mg/kg. In fillets of cod, flounder and claw meat of brown crab, mercury concentrations were low. Cadmium concentrations in claw meat of brown crab and blue mussel were also relatively low. Cadmium in brown meat was around the levels found earlier at other places along the Norwegian coast. For cadmium, the concentrations in brown meat were higher in the outer, as compared to the inner fjord. The levels of PFOS in the liver of tusk were higher than what we have measured in fish samples before. Several chlorinated pesticides, but no organophosphates, were above LOQ in all species.

INNHold

FORORD	3
OPPSUMMERING NORSK	4
SUMMARY ENGLISH	4
INNHold	5
INNLEDNING	6
OVERVÅKING AV UØNSKEDE STOFFER I VILTFANGET SJØMAT	6
ÅRDALSFJORDEN	6
EKSISTERENDE ADVARSLER.....	8
VALG AV ARTER	8
GRENSEVERDIER OG TOLERABELT INNTAK	10
MATERIALE OG METODER	13
PRØVEINNSAMLING	13
OPPARBEIDING	13
ANALYSER.....	15
RESULTATER	21
ORGANISKE MILJØGIFTER	21
<i>Polyaromatiske hydrokarboner (PAH)</i>	21
<i>Dioksiner, furaner og dioksinlignende-PCB og PCB₆</i>	22
<i>Polybromerte difenyletere (PBDE)</i>	24
<i>Perfluorerte alkylstoffer (PFAS)</i>	25
<i>Pesticider</i>	25
UØNSKEDE GRUNNSTOFF	27
<i>Kvikksølv</i>	27
<i>Bly</i>	27
<i>Kadmium</i>	27
<i>Arsen</i>	28
<i>I brosme</i>	28
DISKUSJON	29
KONKLUSJON	36
REFERANSER	37
TABELLER/ANNEX	37
ORDFORKLARING: STOFFER INKLUDERT I UNDERSØKELSEN	49
<i>Grunnstoff</i>	49
<i>Organiske miljøgifter</i>	50

INNLEDNING

Overvåking av uønskede stoffer i viltfanget sjømat

Nivåene av de fleste miljøgifter i norsk sjømat er stort sett lave. Noen stoffer finnes naturlig i høyere konsentrasjoner i sjømat enn i mat produsert på land, som for eksempel kvikksølv. I tillegg blir miljøgifter tilført hav, sjø og ferskvann fra blant annet industri, ved ulykker samt avrenning fra jordbruk, bostedsområder og avfallsdeponi, og konsentrasjonen av disse varierer derfor fra sted til sted. Tilførselen til norske havområder er i stor grad via langtransportert forurensning, men i enkelte kyst- og fjordområder kan det være et større bidrag fra lokale kilder. Det er stor forskjell på hvor mye av ulike stoffer ulike organismer tar opp, og innholdet av fremmedstoff i mange norske fiske- og skalldyrarter er overvåket og kartlagt gjennom en rekke undersøkelser og overvåkningsprogrammer. Konsumentene av kommersielt omsatt sjømat er godt beskyttet av regelverket, som setter grenseverdier for hvor høye nivåer av miljøgifter matvarer kan ha for å være lovlig å omsette. Grenseverdier som gjelder sjømat er satt i EU, og implementert i norsk lov, for kvikksølv, kadmium, bly, dioksiner, PCB og PAH. Når det gjelder fisk og sjømat fangstet gjennom fritidsfiske til eget bruk, må fisker og konsument selv ta ansvaret for at maten er trygg. For å gi fritidsfiskerne et grunnlag for vurderinger, gir Mattilsynet kostadvarsler dersom det blir vurdert å være risiko for helseskade ved inntak av sjømat. Alle advarslene er lagt ut på <http://www.matportalen.no/verktoy/advarsler/>.

Overvåknings og kartleggingsprogrammet «Forurensede havner og fjorder» har som formål å skaffe kunnskap om forurensende stoffer i fisk og sjømat som fangstes ved rekreasjonsfiske og til privat konsum langs Norges kyst og sikter seg inn mot områder med kjent eller potensiell forurensning.

Årdalsfjorden

Årdalsfjorden er en fjordarm av Sognefjorden i Årdal kommune. Den er den midterste av de tre innerste fjordarmene og strekker seg 16 km, med 1-2 km bredde, østover til Årdalstangen (**Figure 1**). Dybden i de østligste 5-6 km er ca. 100 m, så stort sett rundt 200 m, og øker etter hvert utover til samløpet med Lustrafjorden til 400-600 m. Fjorden utgjør den østligste delen av Sognefjorden. Fjordmunningen ligger mellom Asalneset i nord og Bermål i sør. Fjorden har ingen terskel. I fjordbunnen ved Årdalstangen renner elven fra Årdalsvannet ut i fjorden. Historisk har bunnsedimentene i den indre delen av fjorden vært meget sterkt påvirket av utslippene fra den lokale industrien.

Fjorden er resipient for avløpsvann fra aluminiumsverket Hydro Aluminium Årdal. Hovedproblemet er høye konsentrasjoner av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Årdalsfjorden har vært systematisk overvåket siden 1983 [2]. Den gangen var bunnen synlig forurenset med et tjærelignende stoff og uten bunnfauna [2]. Hele Årdalsfjorden fikk

Figure 1: Årdalsfjord



Figure 1: Map from <http://www.mareano.no>. The red ellipse highlights the Årdalsfjord.

kostadvarsel i 1987, med bakgrunn i høye konsentrasjoner av PAH i fjordsystemet [3]. Et nytt anlegg for rensing av utslipp til sjø ble startet i 1990 [4]. I 1992 var konsentrasjonen på benz[a]pyrene (B(a)P), som ble funnet i skjell ved de to innerste stasjonene 73 µg/kg v.v. og 20 µg/kg v.v. rett ved verket [4] (se også **Table 8**). Denne PAH-en, B(a)P, ble brukt som indikator for tilstanden i forhold til giftige PAH-er. Disse fortsatt veldig høye konsentrasjonene var tross alt under 1/20 del av konsentrasjonene funnet i 1987, og med en klar avtakende gradient utover i fjorden. Konsentrasjonene på B(a)P ved de ytre stasjonene var under den nå gjeldende grenseverdien på 5 µg/kg v.v. [4, 5]. Mattilsynet flyttet grensen for kostadvarselen innover til mellom Resnes og Kolnosi. I året 2000 gjennomførte NIVA en undersøkelse av o-skjell, der det ikke ble tatt prøver så langt ute i fjorden fordi de forventet lave nivåer der. Mot forventningene fant de imidlertid en økning i PAH-nivåene akkurat i det området der grensen var satt, ved Seimdalstondi og Kolnosi [3]. B(a)P var over 3,5 µg/kg v.v. ved alle stasjoner unntatt en ved Offerdal. Derfor satte Mattilsynet grensen for kostadvarselen i 2002 tilbake til utgangspunktet, ut fra føre-var prinsippet. Senere undersøkte NIVA o-skjell fra Årdalsfjorden igjen i 2006, 2007 og 2011 [2]. Analysene viste at disse var markert til sterkt forurenset av PAH, tilsvarende Miljødirektoratet/Klifs tilstandsklasse III og IV (se også **Table 8**). O-skjellene fra de indre stasjonene hadde i 2011 lavere konsentrasjon enn i 2006, av både B(a)P alene og av summen av PAH-forbindelser som er potensielt kreftfremkallende overfor mennesker (IARC 1987; KPAH; benz(a)antracen, benzo(b)fluoranten, benzo(j,k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno

(1,2,3cd)pyren, dibenzo(a,c/a,h)antracen). O-skjell fra de ytre stasjonene hadde høyere konsentrasjoner enn i 2006, over 100 µg/kg B(a)P ved Kolnosi [2]. O-skjellene hadde også forhøyet innhold av kadmium, sink og bly. Videre ble det satt ut blåskjell på tre stasjoner som i løpet av de seks ukene ble forurenset til tilstandsklasse IV til V av KPAH og III til IV av B(a)P. Blåskjellene som var satt ut på den innerste stasjonen var mest forurenset av PAH [2]. Til sammenligning var o-skjell fra hele fjorden i klasse V for KPAH, og stasjonene innerst i fjorden, inklusive Kolnosi var i klasse V for B(a)P, mens stasjonen ved Offerdal var klasse IV [2].

Eksisterende advarsler

Siste vurdering av Mattilsynet av Årdalsfjorden var i 2002, da det ble konstatert forurensing med PAH, bly og kadmium. Det eksisterer per i dag advarsel mot å spise skjell plukket i Årdalsfjorden innenfor en linje mellom Bermål og Asalneset (**Figure 2**). Denne studien har som formål å samle inn et datagrunnlag til revurdering av denne advarselen.

Figure 2: Warning

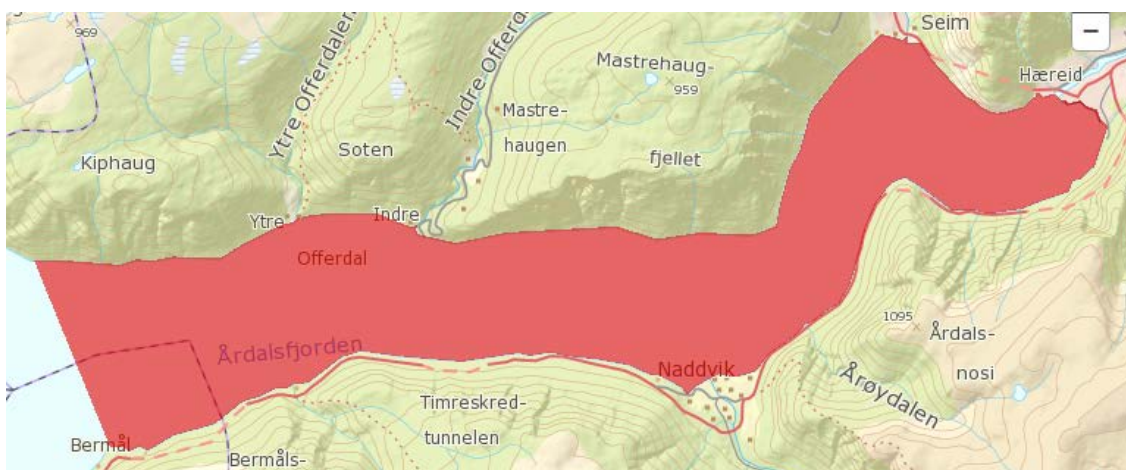


Figure 2: Map from <http://www.miljostatus.no/Ardal/>. The red area marks the area of the warning.

Valg av arter

Blåskjell (Blue mussel; *Mytilus edulis*; Linnaeus, 1758) ble valgt til dette studiet fordi fjorden har kostadvarsel basert på PAH i skjell. Tidligere var denne fjorden undersøkt både for blåskjell og o-skjell. Vi har valgt å bruke blåskjell, både fordi de er lettere å høste og fordi vi har større datamateriale til sammenligning. Blåskjell lever utbredt langs hele kysten. Den fester seg til fast underlag med byssustråder. Blåskjell gyter fra tidlig om våren til utpå sommeren. I produktive områder kan det være flere tusen individer per kvadratmeter. I fjorder med ferskvannstilførsel finnes de ned til 15-20 m, mens ved kysten holder de seg til grunnere vann (www.imr.no).

Blåskjell fra ikke-forurensede områder inneholder lave nivåer av de fleste miljøgifter, men fordi de lett akkumulerer ulike stoffer benyttes de ofte som forureningsindikator.

Taskekrabbe (Brown crab; *Cancer pagurus*; Linnaeus, 1758) har vi undersøkt fordi disse også kan ha høy belastning av PAH og det er en sjømatart som fiskes av lokalbefolkningen i Årdalsfjorden. Taskekrabbe er en tiftokrebs som forekommer i saltvann fra Spania til Nord-Norge og som unngår brakkvann. Den foretar sesongvandring. Om vinteren trekker den til dypere og varmere vann nedenfor 30-50 m, mens den vandrer opp til grunnere vann om sommeren. Hunnkrabber kan vandre lengre strekninger enn hannene. Kvaliteten på krabben i form av matfylde varierer i løpet av sesongen på grunn av beitesesong, gytesyklus og skallskifte, og krabber i Sør-Norge har best matfylde fra sen sommer til de gyter om høsten. Krabben beiter på forskjellige bunndyr og har magert klokjøtt og fettrik brunmat. Brunmaten er en blanding av gonader (rogn) og hepatopankreas (fordøyelseskjertel). Det er ikke kvote på fiske av taskekrabbe i Norge og det har vært fisket kommersielt om lag 5 000 tonn med krabbe i Norge per år. Dette har økt sterkt de siste to årene, og var over 10 000 tonn i 2016 (Statistikk på www.fiskeridir.no). Minstemålet er 13 cm skallbredde (www.imr.no). Brunmat av krabbe kan akkumulere svært høye nivåer av kadmium og høye nivåer av organiske miljøgifter som dioksiner, PCB og PAH [6, 7]. Klokjøtt av krabbe kan ha høye nivåer av metylkvikksølv, men sjelden så høyt at det utgjør et mattrygghetsproblem.

Torsk (Atlantic od; *Gadus morhua*; Linnaeus, 1758) er samlet med tanke på sammenligning med andre fjorder, men var vanskelig å få tak i. Torsk i fjorder (kysttorsk) har mer lokalt oppholdssted og er mindre (sjeldent over 20 kg og 1 m) enn de torskebestandene som finnes i åpent hav i Nordsjøen (nordsjøtorsk) eller Barentshavet (nordatlantisk torsk). Torsk spiser krepsdyr, skjell og fisk og har mager filet, rundt 1% fett. Det finnes ikke fangstkvote og sikre fangsttall for kysttorsk sør for 62° N, men minstemålet er blitt økt fra 30 cm til 40 cm. Dette gjelder også fritidsfisket (www.imr.no). Vi har fanget torsk utenom gytesesongen (januar-mars), fordi torsken under gyting kan ha mer varierende konsentrasjoner av miljøgifter. Den magre torskefileten har generelt lave nivåer av miljøgifter, men kan ha forhøyet kvikksølvnivå i forurensede områder [8]. Likevel skal det mye forurensning til, før kvikksølvnivåene i torskefilet er over grenseverdien for mattrygghet. Torsk lagrer fett i leveren, som derfor kan akkumulere høye nivåer av organiske miljøgifter. Både fileten og leveren av torsk er mye brukte forureningsindikatorer.

Brosme (Tusk; *Brosme brosme*; Ascanius, 1772) er en dypvannsfisk som ser ut til å være vanligere i denne fjorden enn torsk. Den lever nokså stasjonært ved bunnen på 100 – 1000 m dyp i Nordvest- og Nordøst Atlanteren, inklusive dype områder i Norskerenna, på eggakanten, langs kysten og i de norske fjordene. Den gyter fra april til august og spiser fisk og krepsdyr (www.imr.no). Brosme er i likhet med torsk mager fisk, og tidligere undersøkelser har vist at den

generelt har høyere nivåer av kvikksølv i fileten enn andre magre fiskeslag som torsk, sei og hyse [1]. Brosme har også generelt høyere nivåer av organiske miljøgifter i leveren enn torsk. I forbindelse med en annen undersøkelse (Frantzen m.fl. 2016) ble brosmen prøvetatt i 2015 og analysert for tungmetaller. Disse resultatene er tatt med her, i tillegg til nye analyser av organiske miljøgifter i lever av de samme brosmene.

Tungevar (Scaldfish; *Arnoglossus laterna*; Walbaum, 1792) ble undersøkt fordi lokalbefolkningen ved Årdalsfjorden spiser den, og den kan som bunnfisk være belastet av forurenset sediment. Tungevar er en flyndrefisk som lever på bløt bunn på 10 – 200 m dyp i Svartehavet, Middelhavet og Atlanterhavet fra Angola til Norge. Det er en forholdsvis liten fisk; i Norge blir den opp til 25 cm (Kilde: Den store norske leksikon og fishbase.org). Den lever av mindre bunndyr og småfisk, og gyter om sommeren. Den er sjeldent i Norge og det finnes hittil ikke noe data på nivåer av miljøgifter i tungevar.

Grenseverdier og tolerabelt inntak

Det er innført grenseverdier for fremmedstoffer i sjømat. Grenseverdiene er oppført i det norske lovverket under «Forskrift om visse forurensete stoffer i næringsmidler» (<https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2015-07-03-870?q=1881%2F2006>, LOV-2003-12-19-124-§9, LOV-2003-12-19-124-§16, LOV-2003-12-19-124-§33, FOR-2003-12-19-1790, FOR-2004-05-05-884). De norske grenseverdiene er vanligvis lik EU sitt lovverk for mat, oppført i henholdsvis FOR-2015-07-03-870 og EU-forordning 1881/2006. Det er forbudt å omsette produkt som inneholder nivå av et fremmedstoff over grenseverdien, for å beskytte forbrukerne. For å ikke undervurdere hvor mye av en skadelig stoff en matvare inneholder i gjennomsnittet eller median, velger man ofte å bruke LOQ (limit of quantification), den laveste konsentrasjonen som var kvantifiserbar, når prøver inngår i beregningen der det ikke var funnet konsentrasjoner over LOQ. Dette kalles for «upperbound». Lovfestede grenseverdier har stor relevans for omsetting, og det er grenseverdier for flere av de miljøgiftene som vi har undersøkt i denne studien (**Table 1**).

Table 1: Maximum levels for environmental contaminants in seafood					
	Unit	Fish fillet	Fish liver	Crab claw meat	Bivalve mollusks
Cadmium (Cd)	mg/kg	0.05	-	0.5	1
Mercury (Hg)		0.5	-	0.5	0.5
Lead (Pb)		0.3	-	0.5 (for crustaceans in general)	1.5
Sum of dioxins and furans ²	pg WHO-TEQ/g w.w.	3.5	-	3.5	3.5
Sum of dioxins, furans and dioxin-like PCBs ²		6.5	20	6.5	6.5
Sum of six non-dioxin-like PCBs (ICES-PCB ₆) ²	ng/g w.w.	75	200	75	75
PAH ₄ (benzo[a]pyrene, chrysene, benz[a]anthracene og benzo[b]fluoranthene) ³	ng/g w.w.	-	-	-	30
Benzo[a]pyrene ³					5

Table 1. Maximum levels for environmental toxicants in seafood, applying to the upperbound limit of quantification (LOQ) concentrations per wet weight (w.w.). Upperbound LOQ meaning concentrations <LOQ are given as =LOQ. Commonly, the «upperbound LOQ» principle is used for reporting environmental toxicants in food. The real, not quantifiable, concentration will usually be lower, the upperbound value representing the estimated worst case. 2) For dioxin and dl-PCB, the unit pg TEQ/g is used (TEQ (toxic equivalent quotient)). 3) Benzo(a)pyren, benzo(a)anthracen, benzo(b)fluoranthen and chrysene sum as “lower bound”: 0 replaces concentrations <LOQ.

Source: Forordning FOR-2015-07-03-870, «Forskrift om visse forurensende stoffer i næringsmidler» (<https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2015-07-03-870?q=1881%2F2006>), which follows the latest consolidated version of the «commission regulation (EC) No 1881/2006 of 19 December 2006, setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs (<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:02006R1881-20160401>).

Likevel er den langsiktige samlede belastningen av uønskede stoff mer relevant med hensyn til fritidsfiske. Ut ifra studier av mengden av et stoff som en kan få i seg over et lang tidsrom uten skade har det blitt fastsatt tolerable inntaksgrenser (**Table 2**). Tolerable inntaksgrenser sier noe om hvor mye av et stoff en kan få i seg over lengere tid uten skade. Verdiene er gitt på basis av dag, uke eller måned, men kan overskrides i et relativt kort tidsrom, for eksempel få uker, uten at man får følger. Enheter som er brukt er som regel **(P)TWI** ((provisional) tolerable weekly intake), **PTMI** (provisional tolerable monthly intake) og **ADI/(P)TDI** (acceptable daily intake/(provisional) tolerable daily intake). Konsumenter som spiser mye og ofte av enkelte typer mat som inneholder mye av et stoff kan overskride tolerable inntaksverdier på sikt, selv om de grenseverdiene som gjelder for lovlig omsetning ikke er overskredne. JECFA og EFSA

(CONTAM) og Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (JMPR) har utarbeidet risikovurderinger for inntak. Tolerable inntaksgrenser er viktige når advarsel skal vurderes.

Table 2: Guidance for tolerable intake				
	Organization (Unit)	Period	Per kg body weight	Person 70kg body weight
Lead	EFSA. Withdrawn because of lack of NOEL.			
Cadmium (Cd)	EFSA (TWI)	Week	2.5 µg	0.18 mg
Mercury (Hg)	EFSA (TWI)	Week	4 µg	0.28 mg
Methyl-mercury	EFSA (TWI)	Week	1.3 µg	91 µg
Dioxin and PCB: Sum of PCDD/F + dl-PCB	EU Scientific Committee on Food (TWI)	Week	14 pg TEQ	0.98 ng TEQ
DDT-sum6	JMPR (PTDI)	Day	0.01 mg	0.7 mg
Aldrine + dieldrine	JMPR (PTDI)	Day	0.1 µg	7 µg
Chlordane, sum of three isomers	JMPR (PTDI)	Day	0.5 µg	35 µg
Endosulfan, sum of alfa-, beta-sulphate	JMPR (ADI)	Day	6 µg	0.42 mg
Lindane (γ-HCH)	JMPR (ADI)	Day	5 µg	0, 35 mg
PFOS PFOA	EFSA (TDI)	Day	150 ng 1.5 µg	10.5 µg 105 µg

Table 2. Tolerable intake amounts of toxic substances have been recommended according to investigations about the amount of a substance that can be ingested over a long period without causing harm. The amounts, the respective period and source of the recommendations are listed in this table. Note that these amounts can be exceeded for shorter periods without acute harm. Sources: EFSA <http://www.efsa.europa.eu>, JMPR 1994 [1]; JMPR 2002 [2]; EU pesticide database [3].

MATERIALE OG METODER

Prøveinnsamling

Stasjonene for blåskjell (**Figure 3**; station numbers 1, 2, 4, 5 og 7) og taskekrabber (**Figure 3**; station numbers 1, 3, 6 og 8) ble valgt etter forekomst og for å dekke hele lengden på fjorden på omtrent like intervaller med en avstand på flere km, slik at stasjonene kan reflektere lokale tilstander. Fiskeprøvene (**Figure 3**; station numbers 1, 3 og 9) ble tatt etter forekomst. Blåskjell ble stort sett samlet fra tau, for stasjon 5 fra kaistolper, på en dybde på 2-5 m. Dette fordi blåskjell i Årdalsfjorden i liten grad finnes i fjæresonen, på grunn av brakkvann i overflaten. Krabbe ble fanget i ruser og teiner, flyndre og torsk i ruser. Fangstkoordinater og stedsnavn for de ulike stasjonene er gitt i **Table 3**. Prøvene ble tatt mellom 22. og 26. september 2016. Brosmene fanget for dette prosjektet var veldig små. Siden mange uønskede stoff akkumulerer med størrelsen på fisken, representerer disse små brosmene ikke godt nok en eventuell risiko forbundet med brosmekonsum. Derfor har vi ikke analysert disse små brosmene. I stedet presenterer vi resultat av metallanalyser for 25 brosmer som ble fanget 26. juni 2015 i området av stasjon 9 og analysert for et tidligere prosjekt [1]. Lever av disse brosmene har blitt analysert for organiske miljøgifter gjennom dette prosjektet. Analyseresultater på brosme beskrives i eget kapittel under «resultater». Fiskerne sendte prøvene til NIFES i frossen tilstand.

Opparbeiding

Blåskjell: Ved prøvemottaket til NIFES ble blåskjellene tint, innmaten tatt ut, og skall-lengde, totalvekt og vekten av innmat av 25 skjell per prøve ble bestemt. Det ble laget samleprøver av innmat av skjell av hver prøve, tre per stasjon. Samleprøvene ble homogenisert i en food processor og frysetørket.

Taskekrabbe: Ved prøvemottaket til NIFES ble bredde på ryggskjoldet, vekt og kjønn av hver enkelt krabbe bestemt. Taskekrabbene ble kokt, klo og krabbeskjell (carapax) hver for seg. Deretter ble klokjøttet tatt ut, homogenisert i en food processor og frysetørket. Krabbeskjellet ble åpnet og gjellene og paven ble fjernet, før brunmaten ble tatt ut, frysetørket og deretter homogenisert i en food processor. Forskjellige samleprøver ble laget, nærmere beskrevet under resultater.

Fisk (torsk, tungevar og brosme): Ved prøvemottaket til NIFES ble rund fisk tint, og lengde, vekt og kjønn ble bestemt. Fra hver fisk ble det tatt ut en filetprøve av den siden som har ligget øverst under tining av fisken, for å unngå kontaminasjon av filetprøven med innmaten, som ofte har høyere konsentrasjoner av miljøgifter en fileten. Fileten fra hver fisk ble homogenisert i en food

processor og frysetørket. Lever av torsk og brosme ble homogenisert i en food processor. Forskjellige prøver ble laget, nærmere beskrevet under resultater. For dette prosjektet ble det analysert brosmeliver av brosmer fanget til et tidligere prosjekt [1] i 2015, ved stasjon 9 i Årdalsfjorden. Leverne ble slått sammen som to samleprøver, en av 12 individer over 60 cm lengde (>60cm) og en av 13 individer under 60 cm lengde (<60cm).

Figure 3: Sampling areas

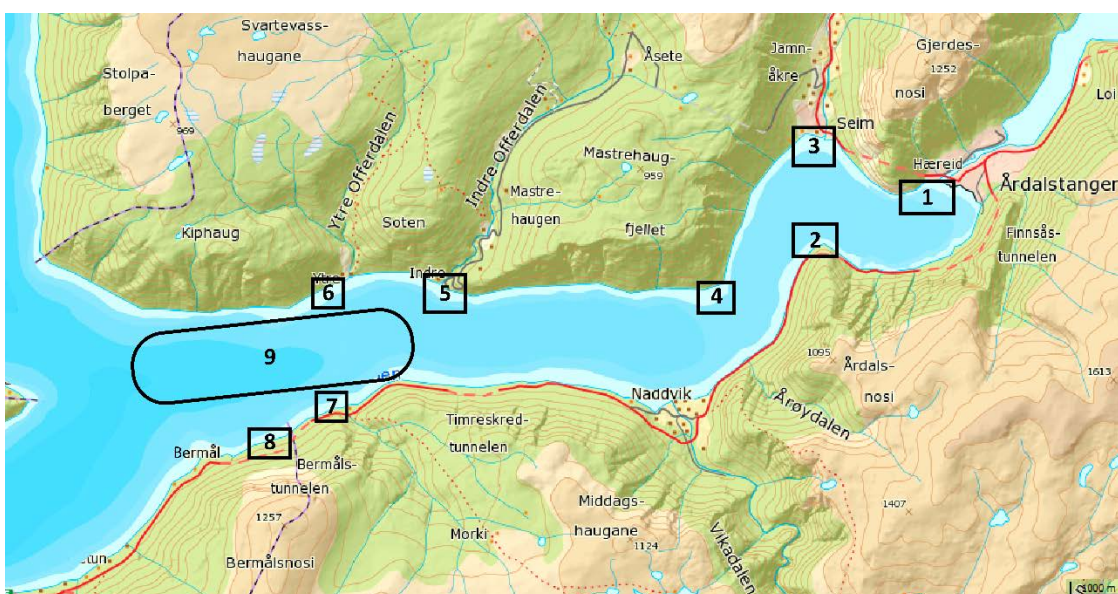


Figure 3: Sampling locations from the Årdalsfjord for this project. Numbers are indexed in table 3. Source for background map: mareano.no.

Station number	Location name	Latitude	Longitude	Samples
1	Båthavn Årdalstangen	61°14'70"	7°41'35"	12 brown crabs 3 blue mussel samples 1 scaldfish
2	Kolnosi	61°13'22'	7°39'24"	3 blue mussel samples
3	Seimsdalen	61°14'24"	7°39'0"	5 brown crabs 2 cod 3 scaldfish
4	Resnestangen	61°12'46"	7°37'34"	3 blue mussel samples
5	Indre Offerdal	61°12'28"	7°31'17"	3 blue mussel samples
6	Ytre Offerdal	61°12'18"	7°29'28"	7 brown crabs
7	Kvitingsagi	61°11'16"	7°29'60"	3 blue mussel samples
8	Saganeset	61°10'54"	7°29'30"	6 brown crabs
9	Cross point with Sognefjord	61°11'40"	7°28'00"	25 tusk (caught 2015 [1]) 10 tusk (not analyzed, small)

Table 3: Location name, coordinates and samples for this report are indicated according to the station numbers in the map in Figure 3.

Analyser

Praktisk analyse

Viktige element er kvantifiseringsgrense (limit of quantification, LOQ) og måleusikkerhet. LOQ er den laveste konsentrasjonen en metode kan måle nøyaktig av et stoff. Måleusikkerhet er et tall på feilmarginene til analyseresultatet, og for mange miljøgifter er denne i området 20-40 %. Ringtester, der prøver av det samme prøvematerialet blir målt av forskjellige laboratorier, sikrer at den brukte metoden gir mest mulig riktig resultat.

Oversikt

Table 4: Overview over which analyses were carried out for which samples						
	PAH	Dioxins/ PCB/ PBDE	Chlorinated pesticides	Organo- phosphates	PFAS	Hg, Cd, Pb, As
Blue mussel	x	x	x	x	x	x
Crab, brown meat	x	x	x	x	x	x
Crab, claw meat			x	x		x
Cod fillet						x
Cod liver		x			x	x
Scaldfish fillet		x	x	x	x	x
Tusk fillet ¹						x
Tusk liver ²	x	x	x	x	x	x

Table 4: The indicated samples have been analyzed, if marked (x), for polyaromatic hydrocarbons (PAH), dioxins and dioxin-like PCBs, non-dioxin-like PCB, polybrominated diphenyl ethers (PBDE), a number of chlorinated pesticides, organophosphate-pesticides, perfluorinated alkyl substances (PFAS) and undesired elements. Dry matter and fat content were also analyzed. Description of the methods are provided in this chapter. ¹Caught and analyzed for a previous project [1]. ²Caught for a previous project [1], analyzed in the scope of this project.

Bestemmelse av vanninnhold

Prøven homogeniseres, veies, fryses, og vannet trekkes ut ved vakuum ved at is går over direkte til damp. Metoden følger NMKL-prosedyre nr. 3, 4, 5 og 9, og NIFES valideringsdokument.

Akkrediterte metoder

Table 5: Analyses carried out for this study and their accreditation status					
Analyte	Method	Accreditation	LOQ	Measurement Uncertainty	
Fat content	Gravimetry	Yes	0.1% (LOD)	5%	
PAH	GC-MS	Yes*	0.5 - 1 ng/g	50%	
PCDDs and PCDFs	HRGC/ HRMS		0.008 – 0.4 pg/g	20 - 35%	
dl-PCBs, non-ortho PCBs: 77,81,126 and 169				25 - 40%	
dl-PCBs, mono- ortho PCBs: 118, 114, 105, 156, 157, 167 and 189	GC-MSMS EI		Yes*	4-75 pg/g	20 - 35%
PCB ₆ : 28, 52, 101, 138, 153 and 180				0.3 ng/g	25 - 45%
PBDE ₇ : 28, 47, 99, 100, 153, 154 and 183	GC-MS NCI		Yes*	0.05 ng/g - 0.1 ng/g	30 - 40% per kongener 15% for sum of PBDE ₇
Chlorinated pesticides	LRMS + HRMS			0.044- 0.35 ng/g	20 - 40%
Organo- phosphates	GC-FPD			0.01 – 0.03 mg/kg	50%
PFAS		Partially. Se Table 6.		1.8 - 60 ng/g	30 - 80%
Arsenic	ICP-MS	Yes	0.01 mg/kg	20%	
Cadmium			0.005 mg/kg	20%	
Lead			0.03 mg/kg	25%	
Mercury			0.005 mg/kg	20% (0.5 - 4.6 mg/kg) 25% (0.05- 0.5 mg/kg) 70% (0.005 - 0.05 mg/kg)	

*Table 5: Analyses carried out for this study and their accreditation status, LOQ and measurement uncertainty. All LOQs as w.w.. LOQs differ between congeners and are provided in detail in the result tables. Measurement uncertainty decreases with increasing concentration of the analyte. *Mono-ortho PCB-123 and PBDE 66, 119 and 138 analysis was not accredited.*

Bestemmelse av fettinnhold med etylacetat eller etter syrehydrolyse

For fiskelever er det brukt bestemmelse av fettinnhold med etylacetat. Prinsippet for metoden for fettbestemmelse er gravimetri. Innveid prøve ble ekstrahert med etylacetat, etylacetat ble dampet av og fettene ble veid. Det er kun ikke-polart fett som blir bestemt, og metoden vil derfor for magre prøver gi en underestimering av det totale fettinnholdet. Metoden er akkreditert, og laboratoriet har deltatt i ringtester med metoden siden 1998 med godt resultat (se **Table 5**).

For krabbebrunmat er det brukt bestemmelse av fettinnhold etter syrehydrolyse. Homogenat av prøven pre-ekstraheres med petroleumbensin på soxtec, dampes inn, hydrolyseres i HCl, og syren filtreres av. Tørket prøve ekstraheres, og inndampingsrest veies. Sum av de to inndampingsvektene utgjør % fettinnhold. Metoden følger NMKL-prosedyre nr. 3, 4, 5 og 9, og NIFES valideringsdokument. Referanser: EU kommisjonenes direktiv 84/4 EØF, De europeiske Fellesskapers Tidende, nr. L 15/28, 18.1.84, metode B. Kommisjonens direktiv 98/64/EF, De europeiske Fellesskapers Tidende, nr. L257/23, 19.9.98, del B Tecator application note AN 301, "Solvent Extraction using the Soxtec System".

Bestemmelse av elementer med ICPMS

For bestemmelse av elementer ble det veid inn 0,2-0,25 g frysetørket materiale. Prøvene ble dekomponert i ekstra ren salpetersyre og hydrogenperoksid og oppvarmet i mikrobølgeovn (Milestone-MLS-1200). Kvantitet av innhold bestemmes med ICPMS (induktivt koplet plasma massespektrometer) med ekstern kalibrering (standardkurve) til bestemmelse av arsen, bly, jern, kadmium, kopper, kobolt, kvikksølv, mangan, molybden, selen, sink, sølv og vanadium. Det ble tilsatt gull til standardløsningene for å stabilisere kvikksølvionene, og rhodium ble anvendt som intern standard for å korrigere for eventuell drift i instrumentet [9]. Riktighet og presisjon for metallbestemmelsene har blitt bestemt ved analyser av sertifisert referansemateriale og ved deltagelse i ringtester. Metoden er akkreditert for arsen, bly, kadmium, kobber, kvikksølv, selen og sink [9, 10]. Kun resultater for arsen, bly, kadmium og kvikksølv er vist her. Metodens usikkerhet er beregnet til rundt 40% (As, Cd, Pb) – 70% (Hg) for måleverdier mellom LOQ og 10 ganger LOQ, og til rundt 20% (As, Cd) eller 25 % (Hg, Pb) ved høyere konsentrasjoner. Validert målområde for det tørre materialet er for As (0,01 – 420), Cd (=,005 – 27), Hg (0,005 – 5) og Pb (0,03 – 11). Metoden er akkreditert i henhold til NS-ISO 17025 (**Table 5**). Metoden baserer seg på NMKL metode 186. Metoden følger NMKL-prosedyre nr. 3, 4, 5 og 9, og NIFES valideringsdokument, Nordisk metodikkomité for næringsmidler, 2007. NMKL 186, 2007: Tungmetaller – As, Cd, Hg, Pb og andre elementer. Bestemmelse med ICPMS etter syreoppløsning. Nordisk metodikkomité for næringsmidler, Oslo, Norge.

Bestemmelse av dioksiner, dioksinlignende PCB, ikke-dioksinlignende PCB og PBDE

For bestemmelse av dioksiner, dioksinlignende PCB og ikke-dioksinlignende PCB (PCB6) ble prøvene opparbeidet ved blanding med hydromatriks og tilsatt ¹³C-merkede internstandarder (27 standarder for dioksiner, furaner og dioksinlignende PCB og én standard for ikke-dioksinlignende PCB), overført til en «Accelerated Solvent Extractor» (ASE®) 300 eller «Pressurised Liquid Extraction» (PLE) med et lag av svovelsur kiselgel i bunnen for nedbrytning av fett og ekstrahert med heksan under hevet trykk og temperatur. Ekstraktet ble videre rensed kromatografisk over tre kolonner pakket med henholdsvis flerskiktet silica som fjerner rester av

fett fra prøven, basisk alumina og karbon (Power Prep). Dioxin og furan (tetra-octa klorerte dibenso-para-dioxiner (PCDD), tetra-octaklorerte dibenso-para-furaner (PCDF) og non-orto PCB (77, 81, 126, 169) bestemmes ved isotop fortyndelse på høyoppløsende GC-MS. Polybromerte difenyl etere (PBDE) (28, 47, 99, 100, 153, 154, 183) bestemmes på GC-MS. Mono-orto PCB (118, 114, 105, 156, 157, 167, 189) og seks ikke-dioksinlignende PCB (28, 52, 101, 138, 153, 180) som i sum utgjør PCB₆ bestemmes på GC-MSMS. PBDE 66, 119 og 138 bestemmes på GC-MS, og mono-orto PCB-123 bestemmes på GC-MSMS. Resultatene kvantifiseres vha. intern standard og PBDE vha. kalibreringskurve. Metoden følger NMKL-prosedyre nr. 3, 4, 5 og 9, og NIFES valideringsdokument. Toksiske ekvivalentverdier (TE) ble beregnet ved å multiplisere konsentrasjonene med kongenernes toksiske ekvivalensfaktorer (WHO-TEF 2005; [11]). Ved summering av dioksiner og dioksinlignende PCB ble konsentrasjoner mindre enn kvantifiseringsgrensen (LOQ) satt lik LOQ (upperbound LOQ). LOQ for de ulike kongenerne av dioksiner, furaner og non-orto PCB varierte mellom 0,008 og 0,4 µg/g, og for mono-orto PCB mellom 4 og 75 µg/g. Ikke dioksinlignende PCB ble analysert på GC-MS EI og kvantifisert ved hjelp av intern standard og ettpunkts kalibreringskurve gjennom origo. Kvantifiseringsgrensen for hver enkelt av kongenerne var 0,03 µg/kg våtvekt. Metoden er videreutviklet og tilpasset ved NIFES basert på [12, 13]; United States Environmental Protection Agency metode 1613: "Tetra-through Octa Chlorinated Dioxins and Furans by Isotope Dilution HRGC/HRMS", EPA no 821-B-94-005, October 1994; Metode 1668 rev. A: "Chlorinated Biphenyl Congeners in Water, Soil, Sediment and Tissue by HRGC/HRMS.": EPA no. 821-R-00-002 December 1999; SANCO/1562/01-rev 1 "Methods of analysis in feed and food"; Com.reg 252/2012 (food) og Com.reg 278/2012 (feed); Analytical Chemistry, Vol. 73, Nr. 16, 15., 4050-4053; SANCO/3116/99-rev1 European Commission. Simplified method for the determination of polychlorinated biphenyls (PCBs) in food and feedingstuffs samples by GC/MS – Working document; Dionex; Application Note ASE 322; Selective Extraction of PCBs From Fish Tissue Using Accelerated Solvent Extraction (ASE). Dionex Corporation: Sunnyvale, CA, 1996.

Homogenisert prøve ble opparbeidet som beskrevet over for dioksiner, dioksinlignende PCB og PCB7. Prøver ble tilsatt intern standard (PBDE-139) og ekstrahert med diklormetan:heksan (80:20) på ASE®. Fettet ble brutt ned ved hjelp av svovelsyreimpregnert kiselgel i cellene. Ekstraktet ble rensset videre med konsentrert svovelsyre. Rensset ekstrakt ble analysert på GC-MS i selected ion monitoring (SIM)-mode ved negativ kjemisk ionisering (NCI). Kvantifisering ble utført vha. intern standard og en 7-punkts kalibreringskurve. Det ble analysert for PBDE kongenere 28, 47, 100, 99, 154, 153, 183, 66, 119 og 138, hvorav de første syv er de mest vanlige i sjømat og utgjør PBDE7.

Bestemmelse av perfluorerte alkylstoffer (PFAS)

For PFAS analyse ble det veid inn 0,5 g prøve. Det ble tilsatt internstandardløsning og ekstrahert med metanol i ultralydbad. Etter sentrifugering ble prøven filtrert og vann tilsatt før opprensing med ASPEC. Ekstraktet fra ASPEC ble rensert videre ved filtrering gjennom 3K ultrafilter. Prøvene ble til slutt analysert på LC-MS/MS i ESI negativ modus og kvantifisert ved hjelp av intern standard og ekstern standard kurve. Metoden kvantifiserer følgende 15 PFAS-forbindelser, hvorav 8 er akkrediterte (**Table 6**). Kvantifiseringsgrensene varierer mellom 0,3 og 60 µg/kg og er forskjellige for analyttene og matrisene. Metoden ble prøvd ved ringtestdeltakelse i 2009 med fisk som prøvemateriale og Quasimeme som ringtestarrangør. Resultatene stemte bra overens med median verdiene i rapporten. Ringtestmaterialet benyttes som kontrollmateriale i hver analyseserie. Metoden er akkreditert for fet og mager fisk, og lever av disse.

Table 6: List of analyzed PFAS		
Abbreviation	Name	Accreditation status
PFBS	Perfluorobutanesulfonic acid	No
PFHxS	Perfluorohexanesulfonic acid	No
PFOS	Perfluorooctanesulfonic acid	Yes
PFDS	Perfluorodecanesulfonic acid	No
PFOSA	Perfluorooctanesulfonamide	No
PFBA	Perfluorobutanoic acid	No
PFPeA	Perfluoropentanoic acid	No
PFHxA	Perfluorohexanoic acid	No
PFHpA	Perfluoroheptanoic acid	Yes
PFOA	Perfluorooctanoic acid	Yes
PFNA	Perfluorononanoic acid	Yes
PFDA	Perfluorodecanoic acid	Yes
PFUdA	Perfluoroundecanoic acid	Yes
PFDoDA	Perfluorododecanoic acid	Yes
PFTTrDA	Perfluorotridecanoic acid	Yes

Table 6: List of poly- and perfluorinated alkyl substances determined by the PFAS method with accreditation status for each compound.

Bestemmelse av PAH, klororganiske pesticider og organofosfat pesticider

PAH ble analysert av EUROFINS med metode JC00V. Klorinerte pesticider ble analysert av EUROFINS med metode PGF19. Organofosfat pesticider ble analysert av EUROFINS med metode SP104.

Tallbehandling og statistiske tester

I denne rapporten er noen av de analyserte verdiene for stoffgruppene under kvantifiseringsgrensen (limit of quantification, **LOQ**). Det vil si at nivåene av det analyserte stoffet er så lave at man, med de brukte metodene, ikke kan kvantifisere mengden. Da blir resultatet gitt som lavere enn LOQ (<LOQ). Kvantifiseringsgrensen avhenger bl.a. av hvor mye prøvemengde som veies inn og tørrstoffinnholdet i prøven, og blir beregnet for hver enkelt analytt. For å kunne ta med alle resultatene i beregningene har vi satt konsentrasjoner som er mindre enn LOQ, lik LOQ. Dette prinsippet kalles for «upperbound LOQ». Man anvender upperbound summering på giftstoffer ut ifra et føre-var prinsipp når man vurderer mattrygghet (**Table 1**). På denne måten unngår man å undervurdere belastningen med en giftstoff. Det reelle tallet, som ikke er kvantifiserbart, vil da ved lave nivå være lavere enn LOQ. Man kan tenke seg at «upperbound LOQ» prinsippet estimerer den verst mulige situasjonen. I vår rapport er gjennomsnittsverdier og summerte verdier konsekvent gitt som upperbound, med det unntaket av PAH₄, siden grenseverdien for PAH₄ gjelder for lowerbound summeringer, der man regner konsentrasjoner lavere enn LOQ som 0.

Alle tallbehandlinger og statistiske analyser ble utført ved hjelp av programvaren Statistica™ 7 (StatSoft Inc., Tulsa, USA) og Excel (Office, Microsoft) som også ble brukt for å lage de grafiske fremstillingene. Alle tall er basert på våtvekt (v.v.).

RESULTATER

Organiske miljøgifter

Polyaromatiske hydrokarboner (PAH)

Blåskjell og brunmat av krabbe ble analysert for PAH, og alle resultatene er gitt med tall i **Table 12a** og **b**. Av **blåskjell** analyserte vi tre parallelle prøver fra hver av fem stasjoner. Det var en tydelig gradient for PAH i blåskjell fra den innerste stasjonen (1) og utover (se **Figure 3** og **4**).

Figure 4: PAH in mussel and brow crab brown meat

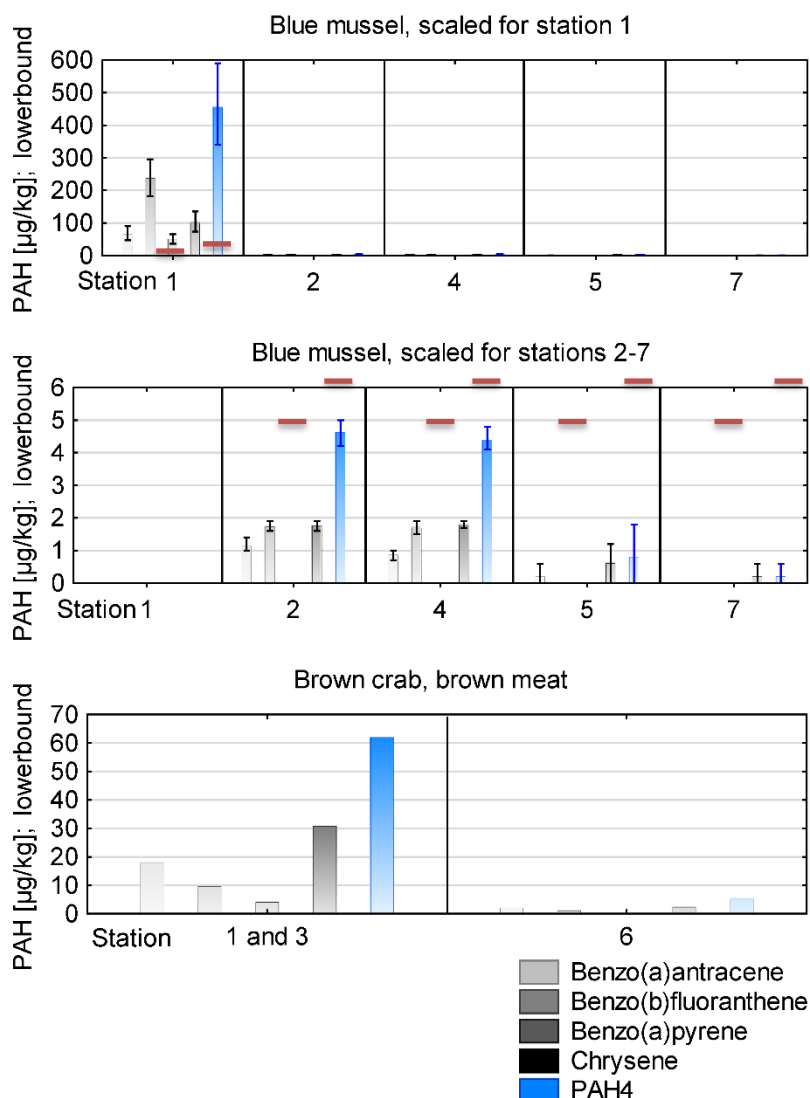


Figure 4: Concentrations of PAH₄ and the PAHs composing PAH₄ in µg/kg, lower bound. Bars: For brown crab, analysis result of single pooled samples, for blue mussels, mean of three biological parallels; whiskers, minimum and maximum. Upper panel: results with scaling appropriate for mussels from station 1; middle panel results with scaling appropriate for mussels from all other stations, results from station 1 are left out. Lower panel: results for brown crab. Red lines: Maximum limit (se **Table 1**).

Stasjon 1 hadde så høye konsentrasjoner at en særskilt skalering var nødvendig for at resultatene for de andre stasjonene skulle kunne skilles fra hverandre. For PAH er det satt to ulike grenseverdier i skjell, en for benzo(a)pyren på 5 µg/kg og en for summen av fire kreftfremkallende PAH (PAH₄) på 30 µg/kg (røde linjer, **Figure 4**). PAH₄ regnes for å være en bedre indikator for total belastning av kreftfremkallende PAH enn bare benzo(a)pyren [14]. **Ved stasjon 1 var gjennomsnittsnivået av PAH₄ i blåskjell 15 ganger høyere enn grenseverdien på 30 µg/kg, og gjennomsnittsnivået av benzo[a]pyrene i blåskjell var 10 ganger høyere enn grenseverdien på 5 µg/kg (Figure 4, upper panel).** Videre utover i fjorden fant vi at blåskjell fra stasjon 2 og 4 hadde høyere konsentrasjoner av PAH enn blåskjell fra stasjon 5 og 7 (se **Figure 3** og **4**). Alle prøver fra stasjonene 2 - 7 var under grenseverdiene. Av de målte PAH forbindelsene var den med høyest konsentrasjon på de tre innerste stasjonene var benzo[b]fluoranthren, etterfulgt av krysen (**Figure 4** og **Table 12a**). På de to ytterste stasjonene kunne ikke de ulike PAH-forbindelsene rangeres, fordi mange verdier var under LOQ.

Av **taskekrabber** over 13 cm bredde analyserte vi brunmaten for PAH i to samleprøver, A) av 17 taskekrabber over 13 cm fra de indre stasjonene 1 og 3 og B) av 6 taskekrabber over 13 cm fra den ytre stasjonen 6. Alle taskekrabber fra stasjon 8 var under minstemålet på 13 cm og har derfor ikke blitt tatt med i den samleprøven som skal representere taskekrabber egnet til mat fra den ytre fjorden. En rekke PAH-forbindelser hadde konsentrasjoner over LOQ (se **Table 12**). Konsentrasjonene var tydelig høyere ved de indre stasjonene (**Figure 4, lower panel**), der PAH₄ hadde en høy verdi på 62 µg/kg, mens taskekrabber fra den ytre stasjonen hadde under en tiendedel av konsentrasjonen, med 5,2 µg/kg PAH₄. Det finnes ikke grenseverdi for PAH som gjelder krabb brunmat. Den av de målte PAH-forbindelsene med høyest konsentrasjon på begge stasjonene var krysen, etterfulgt av benzo(a)antracen.

Det er altså forskjellige PAH som har høyest konsentrasjon i henholdsvis brunmat av taskekrabbe og blåskjell.

Brosmelever ble analysert for PAH-er i to samleprøver, en samleprøve av individer over 60 cm lengde og en samleprøve av fisk under 60 cm lengde. Alle konsentrasjoner var under LOQ. For alle analyseverdier se **Table 12**.

Dioksiner, furaner og dioksinlignende-PCB og PCB₆

Vi analyserte for dioksiner, furaner, dl-PCB og PCB₆ i 15 samleprøver av blåskjell fra fem stasjoner, to samleprøver av brunmat av taskekrabbe fra forskjellige stasjoner, to torskelever og en samleprøve av alle fire fileter av tungevar. I tillegg analyserte vi to samleprøver av lever av brosme fanget i 2015, i to forskjellige størrelseskategorier, over og under 60 cm lengde. Resultatene er oppsummert i **Figure 5** og **6** og i **Table 13**.

Figure 5: Dioxins, furans and dl-PCBs in seafood species

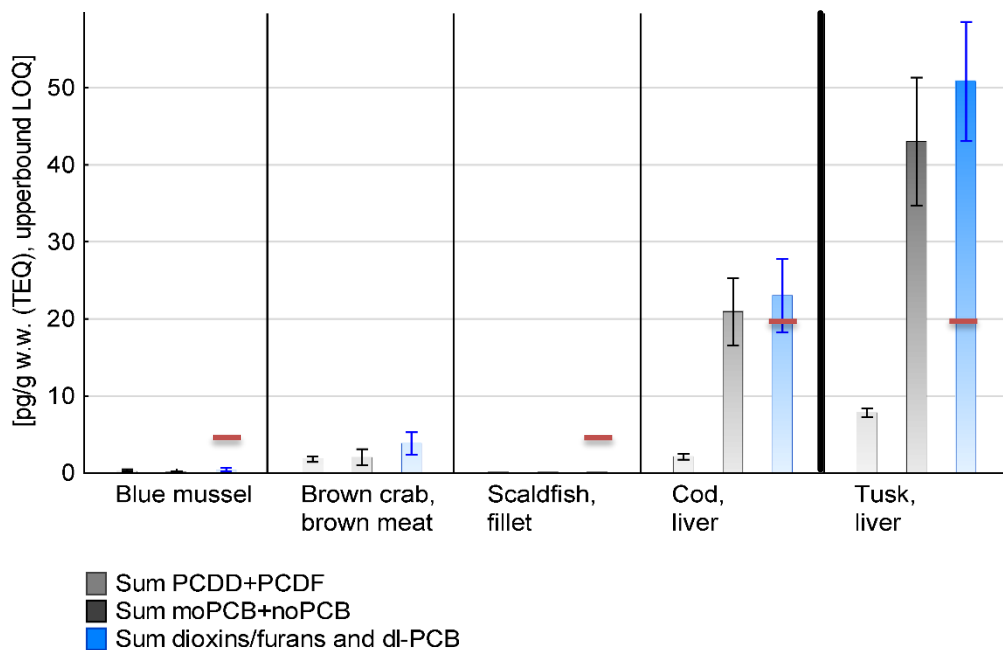


Figure 5: Concentrations of dioxins, furans and dl-PCB in pg TEQ/g, w.w. TEQ, upper bound. Bars: Blue mussels, mean of five stations, each with three biological parallels; brown crab, brown meat, two pooled samples, of 17 crabs for the inner stations 1 and 3, and of 6 crabs from the outer station 6. Crabs from station 8 were below 13 cm and therefore excluded; scaldfish, fillet, one pooled sample, 4 individuals; cod, liver, mean of two individual samples; tusk, caught in 2015; liver, mean of two pooled samples, N= 12 and 13. Whiskers, minimum and maximum. Red lines indicate maximum levels.

Figure 6: PCB₆ in seafood species

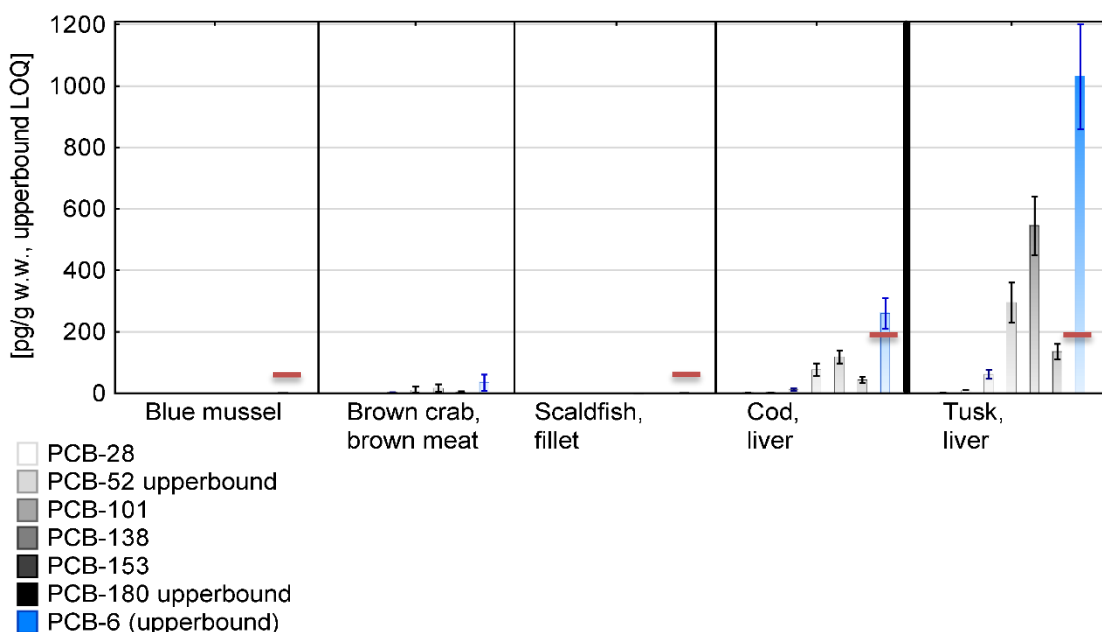


Figure 6: Concentrations of PCB₆ in pg/g, w.w. upper bound. Bars: Blue mussels, mean of five stations, each with three biological parallels; brown crab, brown meat, two pooled samples, of 17 crabs for the inner stations 1 and 3, and of 6 crabs from the outer station 6. Crabs from station 8 were below 13 cm and therefore excluded; scaldfish, fillet, one pooled sample, 4 individuals; cod, liver, mean of two individual samples; tusk, caught in 2015; liver, mean of two pooled samples, N= 12 and 13. Whiskers, minimum and maximum. Red lines, maximum levels.

Det var lave konsentrasjoner av dioksiner, furaner og dioksinlignende-PCB og PCB₆ i blåskjell og tungevarfilet, og noe høyere konsentrasjoner i brunmat av taskekrabbe. De høyeste konsentrasjonene ble målt i fiskelever (**Figures 5 og 6**). **Begge prøvene av brosmelever og en av to torskelever var over grenseverdien for sum dioksiner og dl-PCB på 20 pg TE/g v.v.. Alle prøvene av brosme- og torskelever var over grenseverdien for PCB₆ på 200 pg/g v.v. (Figures 5 and 6)**, og konsentrasjonene var høyere i brosmelever enn i torskelever. For fiskelever ble de høyeste verdiene funnet i samleprøven med de minste individene av brosme og i den største torsken (**Table 11 c, d og 13**). Siden det kun var to prøver av torsk, kan denne fordelingen i torsk skyldes variasjon av andre årsaker enn størrelse. For brunmat av taskekrabbe ble den høyeste konsentrasjonen målt i samleprøven fra de indre stasjonene (1 og 3), og den laveste konsentrasjonen i samleprøven fra de ytre stasjonene (6 og 8). Stasjonsforskjellen var tydelig, med konsentrasjoner av sum dioksiner og dl-PCB på henholdsvis 5,3 og 2,4 pg TE/g v.v. innerst og ytterst (**se Figures 5 og 6 og Table 13**). For torskelever var det dl-PCBene som bidro mest til den toksiske belastningen i denne stoffgruppen, mens det var lik fordelt mellom dioksiner/furaner og dl-PCB i brunmat av taskekrabbe. De forskjellige artene hadde litt forskjellige profiler på dioksiner og dl-PCB (**se Table 14**), mens profilene på PCB₆ var relativt like mellom artene.

Polybromerte difenyletere (PBDE)

Vi analyserte ti PBDE-kongenere i 15 prøver av blåskjell, to samleprøver av brunmat av taskekrabbe, to torskelever, en samleprøve av alle fileter av tungevar og to samleprøver av

Figure 7: PBDE in seafood species

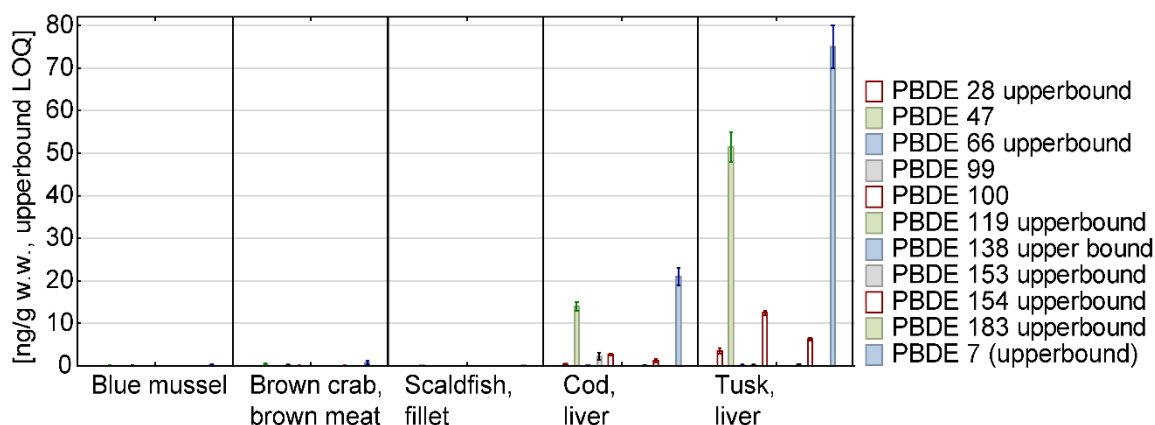


Figure 7: Concentrations of PBDE congeners and the sum of the seven PBDEs most commonly found in seafood (PBDE 7, see methods) in ng/g, w.w. upper bound. Bars: Blue mussels, mean of five stations, each with three biological parallels; brown crab, brown meat, two pooled samples, of 17 crabs for the inner stations 1 and 3, and of 6 crabs from the outer station 6. Crabs from station 8 were below 13 cm and therefore excluded; scaldfish, fillet, one pooled sample, 4 individuals; cod, liver, mean of two individual samples; tusk, caught in 2015, liver, mean of two pooled samples, N= 12 and 13. Whiskers, minimum and maximum.

lever av brosme fanget i 2015. Samleprøvene var delt etter størrelse på brosmene, men etter stasjoner på taskekrabbe. Det var lave konsentrasjoner av PBDE i blåskjell, taskekrabbebrunmat og tungevarfilet, noe høyere konsentrasjoner i torskelever. De høyeste konsentrasjonene var i brosmelever (**Figure 7**). For fiskelever hadde de større fiskene lavere konsentrasjoner av PBDE enn de mindre fiskene. Det var PBDE 47 som hadde høyest konsentrasjon og som bidro mest til summen PBDE7 (**Figure 7**). Selv om nivåene i blåskjell og krabbe var lave, var det klart høyere konsentrasjon av PBDE7 innerst i fjorden enn lengere ute i disse artene (**Table 15**).

Perfluorerte alkylstoffer (PFAS)

Vi analyserte 15 forskjellige PFAS i prøver fra Årdalsfjorden (**Table 16**). Det var ingen PFAS over LOQ for taskekrabbe, torsk og tungevar. PFOS-konsentrasjonene var 19 and 13 ng/g v.v. i samleprøver av brosmelever fanget i 2015 av fisk som var henholdsvis større og mindre enn 60 cm. Nivået av PFPeA konsentrasjoner i blåskjell var over LOQ på 4 av 5 stasjoner, der stasjon 1 var under LOQ på 42 ng/g, og de andre 4 stasjonene hadde konsentrasjoner mellom 58-180 ng/g, i gjennomsnittet 112 ± 44 ng/g. Metoden er ikke akkreditert for PFPeA og noe usikker (se diskusjon). For detaljerte analyseresultater, se **Table 16**.

Pesticider

Klororganiske pesticider ble analysert i en samleprøve av klør av alle krabber over 13 cm, en samleprøve av brunmat av alle taskekrabber over 13 cm, stasjonssamleprøver av blåskjell, to størrelsessorterte samleprøver av brosmelever som var fanget i 2015, og en samleprøve av tungevarfilet. Torskeleverne var for små til å ha nok materiale til å gjennomføre pesticidanalysene i tillegg til de andre analysene. Det var flere pesticider i konsentrasjoner over LOQ i alle prøver. Høyeste målte konsentrasjon var av p,p'-DDE, fulgt av p,p'-DDT, trans-nonachlor og Toxaphene Parlar 50 (**Table 7**). De fleste pesticidene viste kvantifiserbare konsentrasjoner i brosmelever, og brosmene under 60 cm hadde konsentrasjoner som var høyere enn eller lik de i de større brosmene, unntatt for o,p'-DDE og o,p'-DDT, der det var omvendt. Seks pesticider var over LOQ i brunmat av taskekrabbe, men i klokjøtt var kun p,p'-DDE over LOQ. Fire pesticider var over LOQ i filet av tungevar. Det var flere kvantifiserbare pesticider i blåskjell plukket i den ytre fjorden enn i blåskjell plukket innerst i fjorden, nemlig to over LOQ ved stasjon 1 og åtte over LOQ ved stasjon 7 (**Table 7**).

For organofosfat-pesticider analyserte vi en samleprøve av klør, en samleprøve av brunmat av alle taskekrabber over 13 cm, stasjonssamleprøver av blåskjell, to størrelsessorterte samleprøver av brosmelever og en samleprøve av tungevarfilet. Ingen av prøvene hadde konsentrasjoner over LOQ (**Table 17**).

Table 7: Chlororganic pesticides in seafood species										
Ng/g w.w.	Brown crab		Blue mussel, Station					Scald-fish	Tusk liver	
	Claw meat	Brown meat	1	2	4	5	7	Fillet	<60cm	>60cm
<i>Aldrin</i>	< 0.07		< 0.07					< 0.07	< 0.12	
<i>Dieldrin</i>	< 0.1	0.34	< 0.09	0.13	0.11	0.14	0.12	0.09	23.7	21.9
<i>Endrin</i>	< 0.21		< 0.21					< 0.21	0.80	0.78
Alpha-HCH, delta-HCH, gamma-HCH (Lindane)	< 0.17		< 0.17					< 0.17	< 0.29	
alpha-Endosulfan, beta-Endosulfan, Endosulfan sulfate	< 0.34		< 0.34					< 0.34	< 0.59	
<i>Beta-HCH</i>	< 0.17		< 0.17					< 0.17	0.39	0.39
<i>Hexachlorobenzene (HCB)</i>	< .34	0.75	< 0.34					< 0.34	13	8.8
<i>Pentachlorobenzene</i>	< 0.34		< 0.34					< 0.34	1.3	1.1
<i>Octachlorstyrene</i>	< 0.34		< 0.34					< 0.34	2.1	1.0
<i>Heptachlor</i>	< 0.66		< 0.66					< 0.66	< 0.12	
<i>cis-Heptachlor epoxide</i>	< 0.1	0.23	< 0.1					< 0.1	3.44	3.23
<i>trans-Heptachlor epoxide</i>	< 0.21		< 0.21					< 0.21	< 0.35	
<i>trans-Nonachlor</i>	< .044	0.76	< .044				0.08	0.05	149	86.3
<i>cis-Chlordane</i>	< .069		< .069					< .069	24	18.5
<i>trans-Chlordane</i>	< .069		< .069					< .069	0.69	0.49
<i>Oxychlordane</i>	< 0.34		< 0.34					< 0.34	13	8.7
<i>Mirex</i>	< .07	0.07	< .069					< .069	13.4	8.5
<i>o,p'-DDD</i>	< .069		< .069			0.22	0.06	< .069	5.8	3.4
<i>o,p'-DDE</i>	< .069		< .069					< .069	1.1	1.6
<i>o,p'-DDT</i>	< .069		< .069			0.65	0.08	< .069	10.6	12.4
<i>p,p'-DDD</i>	< .069		< .069			0.57	0.21	< .069	262	135
<i>p,p'-DDE</i>	0.17	14.7	0.17	0.29	0.27	0.67	0.40	0.73	1600	756
<i>p,p'-DDT</i>	< .069	< .069	0.12	0.17	0.17	1.32	0.30	0.12	876	297
<i>Toxaphene Parlar 26</i>	< 0.34		< 0.34					< 0.34	43.2	26.4
<i>Toxaphene Parlar 50</i>	< 0.34		< 0.34			0.40	0.37	< 0.34	89.2	50
<i>Toxaphene Parlar 62</i>	< .069		< .069					< .069	15.4	8.5

Table 7: Concentrations (ng/g) of all analyzed chlororganic pesticides in ng/g. The following samples were analyzed: Brown crab brown meat, two pooled samples, of 17 crabs for the inner stations 1 and 3, and of 6 crabs from the outer station 6. Crabs from station 8 were below 13 cm and therefore excluded. Mussels, pooled samples per station. Scaldfish, one pooled sample of fillets of four individuals. Tusk, pooled samples of livers of 13 individuals <60cm and 12 individuals >60cm. Pesticides with concentrations above LOQ and their concentrations are marked in brown.

Uønskede grunnstoff

Grunnstoffkonsentrasjonene i taskekrabbe ble analysert stasjonsvis i samleprøver av henholdsvis klokjøtt og brunmat per stasjon. Det ble analysert størrelsessorterte samleprøver per stasjon der det var nok taskekrabber til det (stasjon 1 og 6). Blåskjell ble analysert i tre biologiske paralleller per stasjon. For torsk ble filet og lever av to individer analysert. Tungevarfilet ble analysert som en samleprøve av fire individer.

Kvikksølv

I torskefilet var det lave konsentrasjoner av kvikksølv: 0,049 og 0,029 mg/kg. Det er viktig å legge merke til at dette var små individer på 32,5 og 38,5 cm (**Table 18b**). Torsken hadde høyere kvikksølvkonsentrasjoner i filet enn i lever (**Table 18b**). Taskekrabbe hadde kvikksølvkonsentrasjoner på 0,02 – 0,08 mg/kg i klokjøtt og 0,02 - 0,03 mg/kg i brunmat. Taskekrabbeprøvene fra stasjonene 1 og 3 hadde høyere konsentrasjoner i klokjøtt enn prøvene fra stasjonene 6 og 8, men de førstnevnte krabbene var også større og kvikksølv konsentrasjonen øker vanligvis med alderen (**Table 18a**). I blåskjell var alle kvikksølvkonsentrasjoner rundt 0.01 mg/kg, og det var ingen gradient langs fjorden (**Table 18b**).

Bly

Det var ingen overskridelser av grenseverdiene for bly, som for skjell er 1,5 mg/kg, for krabbeklo 0,5 mg/kg og for filet av fisk 0,3 mg/kg (**Table 18a og b**). I taskekrabbe var det en avtakende gradient for bly utover i fjorden, som for kvikksølv. Også for bly kan gradienten skyldes mindre størrelse på de taskekrabbene som ble fanget ved de ytre stasjonene (**Table 18a**). For bly var det imidlertid en antydning til gradient også for blåskjellene, selv om størrelsesfordelingen var avtakende i motsatt retning. Blåskjellene prøvetatt ved stasjon 1 var spesielt små (**Table 11b**). Stasjon 1 har noe høyere konsentrasjoner på bly i blåskjell enn de andre stasjonene, og stasjon 7 hadde noe lavere konsentrasjoner, mens stasjonene i mellom hadde nivå i mellom stasjon 1 og 7 og skilte seg ikke vesentlig fra hverandre (**Table 18b**).

Kadmium

Kadmiumkonsentrasjonene var mye høyere i brunmat av taskekrabbe enn i klokjøtt, mellom 1,2 og 6,6 mg/kg i brunmat og mellom 0,002 og 0,027 mg/kg i klokjøtt (**Table 18a**). Resultatene tyder på at taskekrabbene fra lengere ute i fjord kan ha høyere belastning med kadmium enn fra den innerste stasjonen: konsentrasjonene ved stasjon 1 er konsekvent lavere enn konsentrasjonene på stasjonene lengere ute på fjorden, og øker ikke mye med størrelsen på taskekrabbene. Ved stasjon 3, 6 og 8 har alle prøvene høyere konsentrasjon enn prøvene på stasjon 1, og

Figure 8: Cadmium concentrations according to carapace breadth and location

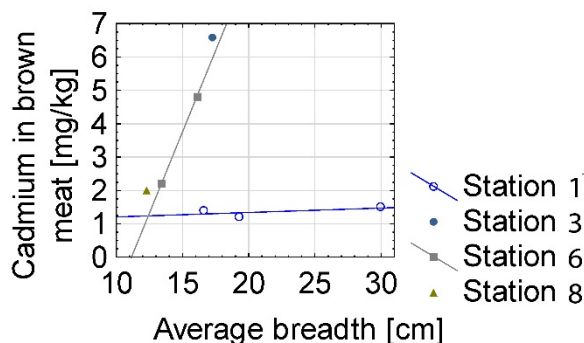


Figure 8: Concentrations of cadmium in samples pooled according to carapace breadth and station, upper bound, plotted against carapace breadth. Note the strong increase of cadmium concentration with breadth for station 6, as compared to the slight increase at station 1. Lines: Trendlines for cadmium concentrations for station 1 and station 6.

konsentrasjonen øker med størrelsen (Figure 8).

Blåskjell hadde kadmiumkonsentrasjoner på 0,13 - 0,21 mg/kg (Table 18b), ti ganger lavere enn krabbebrunmat. Konsentrasjonene var lavere på de to ytterste to stasjonene enn lenger inne (Table 18b).

Filet av torsk og tungevar hadde veldig lave konsentrasjoner av kadmium. Lever av torsk hadde konsentrasjoner i samme området som blåskjell (Table 18b).

Ingen prøver overskred grenseverdiene for kadmium, som for skjell, klokjøtt av krabbe og fiskefilet er på henholdsvis 1,0, 0,5 og

0,05 mg/kg v.v.. Det er ingen grenseverdier som gjelder brunmat av krabbe og fiskelever.

Arsen

Arsenkonsentrasjoner i klokjøtt av taskekrabbe var høye på de indre stasjonene med større individer, maksimum 28 mg/kg, og lavere på de ytre stasjonene, minimum 5,3 mg/kg. Konsentrasjonene i brunmat var lavere, mellom 4,4 og 11 mg/kg (Table 18a). Blåskjell hadde lavere arsenkonsentrasjoner enn krabbe, mellom 1,4 og 2,9 mg/kg. Her var det ingen tydelig trend, men lavest konsentrasjon hadde skjellene fra stasjon 1, som var særlig små (Table 18b). Av fiskene hadde tungevar lavest arsenkonsentrasjon i filet, med 2,2 mg/kg, torskfilet inneholdt 5,5 og 5,9 mg/kg arsen. For flere tallverdier, se Table 18b.

I brosme

For brosme ble grunnstoffkonsentrasjonene for filet og lever av hvert enkelt individ analysert i en tidligere studie [1]. Disse analyseresultatene ligger til grunn i de følgende beregningene.

I brosmefilet var kvikksølvkonsentrasjonen over grenseverdien på 0,5 mg/kg i 21 av 24 individer (Table 18b). Alle individene med konsentrasjoner under 0,5 mg/kg var under 60 cm lange (48,5 – 58,5 cm). Blant brosmene under 60 cm var imidlertid kun 33,3 % av individene under grenseverdien, og gjennomsnittlig kvikksølvkonsentrasjon var $0,63 \pm 0,26$ mg/kg. Konsentrasjonene i filet av brosmene over 60 cm var i gjennomsnitt $1,05 \pm 0,27$ mg/kg (Table

18b). Brosme hadde høyere kvikksølvkonsentrasjoner i lever enn i filet, mens det var omvendt for torsken (**Table 18b**).

Filet av brosme hadde veldig lave konsentrasjoner på kadmium. Lever av brosme under 60 cm og av torsk hadde kadmiumkonsentrasjoner i samme området som blåskjell, mens brosme over 60 cm hadde litt høyere kadmiumkonsentrasjoner i lever, men likevel under nivået i krabbebrunmat (**Table 19b**). Ingen prøver overskred grenseverdiene for kadmium, som for fiskefilet er på 0,05 mg/kg v.v.. Det er ingen grenseverdier som gjelder fiskelever.

Brosme hadde høyere arsennivå enn sjømatartene nevnt ovenfor. Gjennomsnittet var på 12,9 mg/kg i begge størrelseskategoriene. Brosme hadde noe høyere konsentrasjoner av arsen i lever sammenlignet med filet, der de største brosmene viste størst forskjell (se **Table 18b**).

DISKUSJON

Konsentrasjonen av **PAH₄** i blåskjell fra den innerste stasjonen i Årdalsfjorden, stasjon 1, var mye høyere enn vanlig andre steder ([https://sjomatdata.nifes.no; \[15\]](https://sjomatdata.nifes.no; [15])), og ca. 15 ganger over grenseverdien. De tre parallellene fra den innerste stasjonen hadde konsentrasjoner på PAH₄ mellom 340 og 590 µg/kg v.v. på PAH₄, hvorav mellom 37 og 66 µg/kg var B(a)P (**Table 12a**). Konsentrasjonene av PAH₄ i blåskjell fra stasjon 2 og 4 var mellom 4 og 5 µg/kg, og dermed også noe høyere enn gjennomsnittet, men ikke over grenseverdi. Her var B(a)P-konsentrasjonen under LOQ. Vurdert etter B(a)P-konsentrasjonene og KPAH, som har vært brukt i miljøtilstandsvurderinger [2, 5], (Miljødirektoratets/Klif/SFT tilstandsklasser) er den innerste stasjonen i tilstandsklasse V (meget sterkt forurenset), men alle andre stasjonene i tilstandsklasse I (ubetydelig forurenset).

I NIVA sin analyse av o-skjell fra Årdalsfjorden fra i 2011 [2] hadde o-skjellene ved den stasjonen nærmest vår innerste stasjon 1, båthavn Årdalstangen, konsentrasjoner på over 100 µg/kg B(a)P, ca. dobbelt så høyt som våre målinger i blåskjell (**Table 10a**). Stasjonen ved Kolnosi hadde også konsentrasjoner over 100 µg/kg B(a)P, og lenger ute i fjorden, ved Offerdal, var det fortsatt målt over 20 µg/kg i o-skjell i 2011 [2]. I kontrast til dette viste våre målinger fra 2016 av B(a)P i blåskjell ved Kolnosi og Offerdal konsentrasjoner under LOQ på 0,5µg/kg B(a)P. NIVA har i 2011 satt ut blåskjell, og analysert etter tre uker, men på lokaliteter som ikke faller sammen med stedene der vi har tatt prøver i 2016. Den innerste blåskjellstasjonen i NIVA rapporten viste en konsentrasjon på B(a)P på 210 µg/kg. Denne stasjonen tilsvarer den o-skjellstasjonen rett ved Aluminiumverkets vannutløp, med de aller høyeste konsentrasjonene i 2011, over 350 µg/kg på B(a)P. Denne stasjonen har vi ikke analysert i denne undersøkelsen. Den neste NIVA-stasjonen med utsatte blåskjell var ved Seimsdalen. Der ble det målt en konsentrasjon på B(a)P i blåskjell

på 13 µg/kg, som er mellom konsentrasjonene funnet i våre stasjoner 1 ved båthavnen og stasjon 2 ved Kolnosi. På den tredje NIVA-stasjonen med utsatte blåskjell, Kolnosi, var konsentrasjonene på 9,6 µg/kg B(a)P, og våre blåskjell plukket på denne stasjonen i 2016 hadde konsentrasjoner under LOQ på 0,5 µg/kg. Denne undersøkelsen indikerer at den store trenden mot bedring av tilstanden for PAH i Årdalsfjorden kan ha fortsatt. Sammenligner man med NIVA sine analyser fra 2000 [16], som var hovedsakelig på o-skjell og på noen stasjoner på blåskjell, peker utviklingen i samme retning. Våre nye analyser tyder på en omtrent uforandret tilstand ved den innerste stasjonen, og en markant nedgang på stasjonene utover. Nivåene på tilsvarende stasjoner var lavere i 1992 [4] – 1994 [17] enn i 2000 [16], mens konsentrasjonene var høyere i 2006 [18] enn i 2000 ved de indre stasjonene og høyre ved alle stasjoner i 2011 enn i 2000 (**Table 9**). Derfor ser forholdene ut til å være utsatt for store svingninger. Vi kan ikke helt utelukke at det av og til kan forekomme spredning fra den innerste del av fjorden, eller fra dypere sedimentlag utover, for eksempel ved forhold som virvler opp sedimenter, som vannutskifting eller storm.

Table 8: B(a)P (µg/kg) in mussels of the Årdalsfjord over time			
NIVA station	G2	G5	G6 (* G7)
NIFES station	1	2	5
Name/	Indre fjord	Kolnosi	Offerdal/ Paradisjuvet
B(a)P 1983[19]	>400 (horse mussel)	-	>100 (horse mussel)
B(a)P 1992 [4]	20 (horse mussel)	-	3 (horse mussel)
B(a)P 1994 [17]	22 (horse mussel)	7(horse mussel)	3 (horse mussel)
B(a)P 2000 [16]	56, 109, 84 (horse mussel)	13 (horse mussel)	4 (horse mussel)
B(a)P 2006[18]	230 (horse mussel)	5.6 (horse mussel)	7.8 (horse mussel)
B(a)P 2007[18]	42 (horse mussel)	11 (horse mussel)	2.9 (horse mussel)
B(a)P 2011 [2]	110 (horse mussel)	130 (horse mussel)	26 (horse mussel)
B(a)P 2016	50.5 (blue mussel)	<0.5 (blue mussel)	< 0.5 (blue mussel)

Table 8: History of B(a)P in mussels of the Årdalsfjord. Sources: [2, 5]. Color, Klif environmental classification: Violet: I, Little contamination; green: II, moderate contamination; yellow: III, marked contamination; orange: IV, strong contamination; red: V, very strong contamination.

Konsentrasjonene av PAH i krabbebrunmat var også veldig høye innerst, og fortsatt over LOQ på stasjon 7. Her har vi lite å sammenligne med. I 2007 ble det undersøkt 11 krabber fra byfjorden i Bergen, og der var det opp til 2,1 µg/kg B(a)P i brunmat [15], noe som er ca. halvparten så mye som i samleprøven fra den indre delen av Årdalsfjorden. Det er heller ikke grenseverdi for PAH

i krabbe. I og med at vi har slått sammen krabbeprøvene fra de innerste to stasjonene for analysene, kan krabbene innerst i fjorden teoretisk lokalt ha hatt like høye verdier som blåskjellene. Men i undersøkelsen fra Bergen byfjord hadde skjellene lokalt høyere nivå på PAH enn krabbene, med en maks konsentrasjon på 6,9 µg/kg B(a)P [15]. Dermed antar vi at nivåene på PAH i krabbebrunmat ligger muligens noe under nivåene i blåskjell.

Hva betyr dette for eventuelle konsumenter? Det er ikke satt tolerable inntaksgrenser for PAH, men EFSA satte i 2008 satt en BMDL₁₀ (Benchmark dose lower confidence limit₁₀) for PAH₄ på 0,34 mg/kg kroppsvekt per dag ((BMDL₁₀) for 10% økning av antallet forsøksdyr med tumordanning) [14]. BMD systemet gjelder som vitenskapelig mer avansert metode enn NOAL (no-observed adverse-effect level) [20]. Middels eksponering gjennom kostholdet i europeiske land ble beregnet for gjennomsnitts- og høykonsumenter og varierte mellom 19,5 og 34,5 ng/kg kroppsvekt per dag. Gjennomsnitts- og høykonsumenter av PAH holdige matvarer har dermed en MOE (margin of exposure) på respektive 17 000 og 9 900 for PAH₄ [14]. Jo høyere MOE, jo tryggere er konsumet. MOE ved 10 000 eller lavere er foreslått av EFSA til å medføre et mulig behov for regulerende tiltak [14]. Ved daglig konsum av 100 g av respektive blåskjell fra stasjon 1, taskekrabbe fra stasjon 1/3 og blåskjell fra stasjon 2 eller 4 kan en person som veier 70 kg som ellers er høykonsument (eller gjennomsnitts-konsument) av PAH₄ ende med en MOE på 505, 2800 og 8300 (eller 513, 3100, 12800), men det er totalbelastningen fra annen mat som utgjør mesteparten av PAH-inntaket (se spalte «Increase of MOE», **Table 9**). Belastningen som kommer i tillegg ved konsum av blåskjell eller taskekrabbe fra Årdalsfjorden vil være vesentlig for stasjon 1 for blåskjell og for krabbe fra stasjon 1/3.

Nesten alle prøvene av fiskelever overskred grenseverdiene for **dioksiner, dl-PCB og PCB₆**. Dette er vanlig langs hele norske-kysten og for brosme også i åpent hav [1]. Den torsken som hadde konsentrasjoner av sum dioksiner og dl-PCB under grenseverdien var liten, 32,5 cm, og konsentrasjonen var nær grenseverdien. Konsentrasjonene var høyere i brosmene enn i torskene, noe som stemmer med resultater fra basisundersøkelsene for torsk og brosme [1, 21]. Det er tidligere gitt en generell advarsel mot å spise fiskelever av selvfanget fisk tatt i kystområdene, og kvinner i fruktbar alder og barn frarådes generelt å spise fiskelever (www.matportalen.no). Målte konsentrasjoner av dioksiner, dl-PCB og PCB₆ i de to samleprøvene av brunmat fra taskekrabbe var omkring gjennomsnittet av taskekrabber over hele landet på 3,6 ng TE/kg [6], med et gjennomsnitt på ca. 4 ng TE/kg. Det er ikke grenseverdi for dioksiner og dl-PCB som gjelder brunmat av krabbe. TWI (tolerabelt ukentlig inntak) er satt til 0,98 ng TE, og man kan spise ca. 250 g brunmat fra Årdalsfjorden per uke før man når TWI for dioksiner og dl-PCB, hvis dette er den eneste kilden for dioksiner og dl-PCB. Andre matvarer som kan inneholde relevante mengder av dioksiner og dl-PCB er egg, melk, kjøtt og fisk.

Table 9: Calculation of MOE for added consumption of seafood from the Årdalsfjord and high-PAH₄ diet*

	A: Average amount of PAH ₄ in a 100 g meal	B: Average intake per day*	Sum A+B = C	D: BMDL ₁₀ /70 kg*	MOE (ratio BMDL ₁₀ /sum= D/C)*	Increase of MOE by consuming 100 g of the respective seafood daily in addition to normal diet* [times]
Blue mussel station 1	45 µg	2.4 (1.4) µg	47 (46) µg	23.8 mg	502 (513)	20 (33)
Blue mussel station 2	0.5 µg		2.9 (1.9) µg		8300 (12800)	1.2 (1.3)
Blue mussel station 4	0.4 µg		2.9 (1.8) µg		8300 (12900)	1.2 (1.3)
Blue mussel station 5	0.1 µg		2.5 (1.5) µg		9500 (16100)	1.0 (1.1)
Blue mussel station 7	0.02 µg		2.4 (1.4) µg		9800 (16800)	1.0 (1.0)
Brown meat inner fjord	6 µg		8.6 (7.6) µg		2800 (3100)	3.6 (5.4)
Brown meat outer fjord	0.5 µg		2.9 (1.9) µg		8200 (12400)	1.2 (1.4)

Table 9: Risk evaluation for the consumption of blue mussels and crabs from the Årdalsfjord. *Based on [14], for high (average) consumer of PAH₄. For MOE at 10 000 or lower, EFSA suggests a possible indication of regulations [14].

Men hva betyr dette for konsumenten? Det er ikke satt grenseverdier eller tolerable inntaksgrenser på PBDE, men EFSA har satt BMDL₁₀, basert på neurotoksisitet, for PBDE 47 til 309 µg/kg kroppsvekt og for PBDE 99 til 12 µg/kg kroppsvekt. I forhold til dette vil totaleksponeringen ved daglig inntak av 100 g brunmat av krabbe (som hadde høyere belastning enn blåskjell og tungevarfilet) ikke føre til en MOE under 10 000 for hverken PBDE 47 eller PBDE 99 (Table 10 og 15). For daglig inntak av 100 g brosmeliver derimot vil MOE for PBDE 47 være under 10 000 (Table 10 og 15).

Table 10: Calculation of MOE for added consume of seafood from the Årdalsfjord and high-PBDE diet*					
	A: Average amount of indicated PBDE in a 100g meal	B: Average intake 70 kg high consumer person per day*	Sum A+B = C	D: BMDL₁₀/70 kg*	MOE (ratio BMDL₁₀/sum = D/C)*
Brown meat brown cab PBDE 47	57 ng	316 ng	373 ng	21630 µg	58 000
Brown meat brown cab PBDE 99	32 ng	N.N.	32 ng	840 µg	26 000
Tusk liver PBDE 47	5 500 ng	316 ng	2.9 (1.8) µg	21630 µg	3 933
Tusk liver PBDE 99	32 µg	N.N.	2.5 (1.5) µg	840 µg	26 000

Table 10: Risk evaluation for PBD 47 and 99 for the consumption of brown crab brown meat and tusk liver from the Årdalsfjord. *Based on [22], for high consumers of PBDE 47 and 99.

Alle **PFAS** hadde konsentrasjoner under LOQ i alle undersøkte vev, bortsett fra PFOS i brosmelever og PFPeA i blåskjell. Konsentrasjonene på **PFOS** i lever av brosme var høyere enn det vi har målt tidligere i prøver av sjømat som var på maksimalt 6,5 µg/kg i torskelever (<https://sjomatdata.nifes.no/#/substance/263/-2>). Den høyeste konsentrasjonen vi har målt i denne undersøkelsen var 19 µg/kg v.v. i en samleprøve av brosmelever. Tolerabelt daglig inntak (TDI) for PFOS er satt til 150 ng/kg kroppsvekt. En person som veier 70 kg ville da overskride TDI med en daglig porsjon brosmelever på litt over 500 g.

Resultatene som viser høye PFPeA-konsentrasjoner i blåskjell er noe usikre av kjemisk-metodiske årsaker, sammenlignet med de krav en har til påvisning av f.eks. forbudte stoff. Det er derfor mulig at de reelle konsentrasjoner er høyere eller lavere. Usikkerheten ligger i at PFPeA er en kort PFAS, og kortere kjedelengder gir færre ion i massespektrometeret, mens lengere kjeder blir brutt til flere ioner, noe som øker sikkerheten i deteksjonen. Videre består standarden av lineære PFASer, og det finnes forgrenete isomerer i naturen. Forgrenete varianter har litt ulik retensjonstid i forhold til den lineære isomeren og blir ikke normalt ikke tatt med i integreringen, siden vi ikke har standard for forgrenede isomerer. Dessuten er PFPeA vannløselig, og PFAS metoden som er brukt opparbeider alle PFASer med bredt spekter av langkjedete og kortkjedete PFAS med ulik løselighet. Dette fører til relativt sett større tap av PFAS med veldig korte eller veldig lange kjeder, samt at internstandarder for flere av analyttene i metoden ikke har vært tilgjengelige tidligere.

Dermed er dioksiner og dl-PCB fortsatt den største kjente utfordringen i forhold til mattrygghet

for fiskelever, men man burde holde et øye med utviklingen av PFAS-belastningen, siden stoffgruppen er brukt i stor omfang i moderne produkter. Stoffgruppen blir fordelt globalt med vann på grunn av deres vannløselige – i tillegg til fettløslige - egenskaper og kan derfor også nå steder der det ikke er utslipp i store mengder. Selv om de vanligst forekommende PFAS, PFOS og PFOA, er faset ut av bruk, er de erstattet med nye produkter. Den lengre PFOA var på sikt mer toksisk enn de kortere substituttene, for sebrafisk, rotatorier og humane leverkreftceller [23-25]. Likevel hadde også de korte variantene negativ innvirkning på cellemetabolismen ved subletale doser [25], og populasjonsveksten av rotatoriene [24]. I og med at industrien har erstattet PFOA etter forbudet med mer kortkjedete PFASer, er det mulig at nivåene av disse i miljøet kommer til å stige etter hvert. Derfor bør man ikke utelate å analysere for disse.

Flere prøver hadde konsentrasjoner av **pesticider** over LOQ (**Table 7**). For noen av dem har JMPR fastsatt TDI (**Table 2**). De høyeste nivåene var i brosmelever, og alle konsentrasjoner av pesticider i brosmelever var slik at et 100 g måltid av prøven med den høyeste konsentrasjon ville medføre en belastning på halvparten av TDI, eller lavere enn dette. Alle andre undersøkte vev ville gi enda lavere belastning (**Table 7**). Sum DDT kom nærmest halv TDI på 0,01 mg/kg kroppsvekt. En person som veier 70 kg kan dermed innta 0,7 mg DDT per dag, og med 100 g brosmelever av den samleprøven med høyest belastning vil man innta ca. 0,3 mg av denne stoffgruppen. For dieldrin er forholdet mellom målt konsentrasjon i brosmelever og TDI i samme størrelsesorden, 2,4 µg/100 g versus 7 µg TDI, for sum klordan er dette forholdet ca. 2 µg /100 g versus 35 µg TDI. Endosulfan og lindan var under LOQ. Dermed er dioksiner og PCBer i brosmelever mer problematisk enn pesticidbelastningen, men likevel bør man følge med på pesticidbelastningen på sikt.

Den høye **kvikksølv**belastningen i brosmefilet, i gjennomsnittet over grenseverdien på 0,5 mg/kg for fisk under 60 cm, og i gjennomsnittet ved to ganger grenseverdi for fisk over 60 cm, kan utgjøre en helserisiko ved inntak av større mengder brosmefilet, men det er allerede diskutert i en annen rapport [1].

Konsentrasjoner av **bly, kadmium, kobber, krom, kvikksølv og sink i blåskjell var lave**, tilstandsklasse I etter SFT/Miljødirektoratet/Klif [5]. Tilstandsklassene er satt opp ut fra miljøkriterier og ikke nødvendigvis relevant i forhold til inntak, men de gir en god pekepinn på påvirkningen i området. For o-skjell fra Årdalsfjorden som ble analysert av NIVA i 2011 var konsentrasjonene av kobber i klasse II-III, for krom delvis i klasse II, for bly i klasse I-III og for sink i klasse III-IV (sterkt forurenset). Utsatte blåskjell i NIVA sin undersøkelse fra 2011 hadde tilstandsklasse I for alle disse grunnstoffene bortsett fra krom ved den innerste stasjonen, med tilstandsklasse II. Vi fant økende konsentrasjoner av **bly** i blåskjell utover i fjorden, som ikke korrelerte med størrelsen på organismen - blåskjellene var minst ved den innerste stasjonen.

Man kan jo spekulere om skjellene har forblitt små på grunn av den veldig høye forurensingen med PAH på dette stedet, siden redusert vekst i korrelasjon med PAH forurensing har blitt vist før [26, 27], men miljømessige forhold som ferskvannspåvirkning er også mulige årsaker.

Både foreliggende studie av blåskjell, og NIVA sin studie av o-skjell 2011 viser til **tilstandsklasse II for arsen**. For **nikkel** er blåskjell fra vår studie stort sett i **tilstandsklasse I-II**, mens NIVA i sin studie i 2011 også konkluderte med tilstandsklasse I-II for nikkel i o-skjell, men med tilstandsklasse I for nikkel i utsatte blåskjell. Flere mulige årsaker kan ligge til grunn: O-skjell vokser i dypere vann og kan akkumulere andre stoffer. De vil også ha vært utsatt for det omkringliggende miljøet i lengre tid enn blåskjell som er satt ut.

For **krabbebrunmat** var **kadmium** høyest i forhold til tolerabelt inntak av alle målte uønskede stoffer. Konsentrasjonene av kadmium i taskekrabbebrunmat i Årdalsfjorden, fra 1,2 til 6,6 mg/kg (**Table 18a**) var rundt det vi ellers finner sør for 67 - 68 ° N [6]. Nivåene av kadmium i brunmat er mye høyere nord for Saltenfjorden [6]. I Årdalsfjorden var kadmiumkonsentrasjonene i taskekrabbe lavere ved den innerste stasjonen enn fra midten av fjorden og utover, stasjon 3 og 6. Ved den ytterste stasjonen, 8, målte vi bare lavere konsentrasjoner, men her var også taskekrabbene veldig små. **En person på 70 kg kan overskride tolerabelt ukentlig inntak (TWI) på 0,18 mg kadmium med en liten porsjon taskekrabbebrunmat på 27 g** av taskekrabbene fra stasjon 3, som har en gjennomsnittskonsentrasjon på 6,6 mg/kg, eller med 130 g brunmat fra taskekrabber av samme størrelse fra stasjon 1, som har lavest gjennomsnittskonsentrasjon i denne studien, på 1,4 mg/kg. Likevel går man, i lys av VKM sin vurdering «Risikovurdering av kadmiuminntak av mat i den norske befolkningen», ikke ut fra at man spiser brunmat ofte, og at man kan se på kadmiuminntaket fra taskekrabbe på årsbasis. Selv av den brunmaten med de høyeste konsentrasjonene på kadmium vil da en person som veier 70 kg tåle litt mer enn **1 kg taskekrabbebrunmat per år**, dersom personen ikke har høy kadmiumbelastning ellers. Men den europeiske befolkningen har et kadmiuminntak som ligger nært opp til TWI-verdien. For små barn er inntaket høyere enn TWI. Ekspertene i EU og Norge har derfor konkludert med at inntaket av kadmium i befolkningen bør reduseres [28]. Dette samsvarer med den generelle advarselen Mattilsynet har uttalt for barn og kvinner i fruktbar alder mot å spise brunmat av krabbe. Når vi fastslår at kadmiumbelastningen er lav i brunmat av taskekrabber fra stasjon 1, må vi samtidig ta med i betraktning at nettopp disse krabbene har høyest PAH belastning i denne fjorden.

KONKLUSJON

Konsentrasjonen av **PAH₄** i blåskjell fra den innerste stasjonen var 15 ganger over grenseverdien. I taskekrabbebrunmat innerst i fjorden var PAH₄-konsentrasjonene også veldig høye. Konsentrasjonen av PAH₄ i blåskjell og taskekrabbebrunmat avtok brått utover i fjorden. Fisk hadde lave nivåer av PAH. **Kadmium**-belastningen var høyest i brunmat av taskekrabber fra stasjonene lengere ute, 3 og 6. Om stasjon 8 kan vi ikke konkludere, siden krabbeprovne derfra var under minstemålet. Det finnes ikke grenseverdi for kadmium i brunmat, men konsentrasjonene av kadmium i samleprøver av brunmat var opp til 6,6 mg/kg. (TWI for en person som veier 70 kg ville da overskrides med en måltid på 27 g.) Grenseverdiene for kadmium på 0,5 mg/kg, 1 mg/kg og 0,05 mg/kg i henholdsvis klokjøtt, blåskjell og fiskefilet var ikke overskredne. **Kvikksølv**belastningen var høyest i brosmefilet, etter analysetallene fra en tidligere rapport [1], i gjennomsnittet over grenseverdien på 0,5 mg/kg for fisk under 60 cm, og i gjennomsnittet to ganger grenseverdien for fisk over 60 cm. I alle andre undersøkte sjømatarter fra Årdalsfjorden var kvikksølvnivået lavt.

Lever av torsk og brosme hadde høye nivå av **dioksiner, PCB og PBDE, over grenseverdiene på henholdsvis 20 pg TE/kg og 200 ng/g for dioksiner og dl-PCB og PCB6**. Den høyeste konsentrasjonen i brosmeliver av summen av dioksiner, furaner og dl-PCB var 59 ng/kg, og tolerabelt ukentlig inntak er satt til 14 pg TE/kg kroppsvekt. (En person som veier 70 kg ville da overskride TWI med en ukentlig porsjon brosmeliver på ca. 17 g.) Slike overskridelser ser vi langs hele den norske kystlinjen, og dette datasettet bekrefter meningen med Mattilsynets gjeldende advarsel mot å spise fiskelever av fisk fanget i kystområder.

Det ble funnet klorerte pesticider og PFASer i prøvene, men de andre uønskede stoffene nevnt ovenfor i konklusjonen var de begrensende faktorene i forhold til mattrygghet.

Det er etter det vi kjenner til, første gang det er utført analyser for uønskede stoffer i tungevarfilet, og det ble ikke funnet høye konsentrasjoner.

REFERANSER

1. Frantzen, S. and A. Maage, *Fremmedstoffer i villfisk med vekt på kyst-nære farvann. Brosme, lange og bifangstarter*. NIFES rapport, 2016.
2. Øxnevad, S., et al., *Overvåking av Årdalsfjorden i 2011*. NIVA rapport, 2011.
3. Økland, T.E., *KOSTHOLDSRÅD i norske havner og fjorder*. Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM), 2005.
4. Knutzen, J., *Overvåking av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i o-skjell fra Årdalsfjorden*. NIVA rapport, 1992.
5. Molvær, J., et al., *Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning*. NIVA rapport på oppdrav fra Statens forurensingstilsyn, 1997.
6. Julshamn, K., et al., *Undersøkelser av miljøgifter i taskekrabbe*. NIFES rapport, 2012.
7. Julshamn, K., et al., *Årsrapport 2011, Mattilsynets program: Fremmedstoffer i villfisk med vekt på kystnære farvann; Delrapport I: Undersøkelser av miljøgifter i taskekrabbe*. 2011.
8. Julshamn, K., et al., *A baseline study of levels of mercury, arsenic, cadmium and lead in Northeast Arctic cod (Gadus morhua) from different parts of the Barents Sea*. Marine Pollution Bulletin, 2013. **67**(1-2): p. 187-195.
9. Julshamn, K., et al., *Determination of arsenic, cadmium, mercury, and lead by inductively coupled plasma/mass spectrometry in foods after pressure digestion: NMKL1 interlaboratory study*. Journal of Aoac International, 2007. **90**(3): p. 844-856.
10. Julshamn, K., et al., *Determination of Arsenic, Cadmium, Mercury, and Lead in Foods by Pressure Digestion and Inductively Coupled Plasma/Mass Spectrometry: First Action 2013.06*. Journal of Aoac International, 2013. **96**(5): p. 1101-1102.
11. Van den Berg, M., et al., *The 2005 World Health Organization reevaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds*. Toxicological Sciences, 2006. **93**(2): p. 223-241.
12. Muller, A., E. Bjorklund, and C. von Holst, *On-line clean-up of pressurized liquid extracts for the determination of polychlorinated biphenyls in feedingstuffs and food matrices using gas chromatography-mass spectrometry*. Journal of Chromatography A, 2001. **925**(1-2): p. 197-205.
13. Bjorklund, E., A. Muller, and C. von Holst, *Comparison of fat retainers in accelerated solvent extraction for the selective extraction of PCBs from fat-containing samples*. Analytical Chemistry, 2001. **73**(16): p. 4050-4053.
14. (CONTAM), E.P.o.C.i.t.F.C., *Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the European Commission on Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Food*. The EFSA Journal, 2008. **724**: p. 1-114.
15. Maage, A. and S. Frantzen, *Kostholdsrådsundersøkelse, Bergen Byfjord*. NIFES rapport, 2007.
16. Næs, K., et al., *Overvåking av Vefsnfjorden, Sunndalsfjorden og Årdalsfjorden 2000. PAH, klorerte forbindelser og metaller i organismer og sedimenter, sammensetning av bløtbunnsfauna*. NIVA rapport, 2001(4440-201).
17. Knutzen, J., *Overvåking av PAH i oskjell fra Årdalsfjorden 1994, med orienterende analyser av dioksiner og non-orto PCB*. 1995(O-899504).
18. Schøyen, M. and K. Næs, *Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i o-skjell fra Årdalsfjorden 2006 og 2007*. NIVA rapport, 2008(5553-2008).
19. Baalsrud, K., et al., *Overvåking av Årdalsfjorden 1983*. 1985(228/86).

20. Committee, E.S., *Update: use of the benchmark dose approach in risk assessment*. EFSA Journal, 2016. **15(1)**(4658).
21. Julshamn, K., et al., *A baseline study on levels of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans, non-ortho and mono-ortho PCBs, non-dioxin-like PCBs and polybrominated diphenyl ethers in Northeast Arctic cod (Gadus morhua) from different parts of the Barents Sea*. Marine Pollution Bulletin, 2013. **75(1-2)**: p. 250-258.
22. (CONTAM), E.p.o.C.i.t.F.C., *Scientific Opinion on Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Food*. EFSA Journal, 2011. **9(5)**: p. 2156.
23. Buhrke, T., A. Kibellus, and A. Lampen, *In vitro toxicological characterization of perfluorinated carboxylic acids with different carbon chain lengths*. Toxicology letters, 2013. **218(2)**: p. 97-104.
24. Wang, Y., et al., *Toxicity assessment of perfluorinated carboxylic acids (PFCAs) towards the rotifer Brachionus calyciflorus*. The Science of the total environment, 2014. **491-492**: p. 266-70.
25. Mahapatra, C.T., et al., *Comparative in vitro toxicity assessment of perfluorinated carboxylic acids*. Journal of applied toxicology : JAT, 2016.
26. Widdows, J. and D. Johnson, *Physiological Energetics of Mytilus edulis - Scope for Growth*. Marine Ecology Progress Series, 1988. **46(1-3)**: p. 113-121.
27. Verslycke, T., et al., *Cellular energy allocation and scope for growth in the estuarine mysid Neomysis integer (Crustacea : Mysidacea) following chlorpyrifos exposure: a method comparison*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 2004. **306(1)**: p. 1-16.
28. (CONTAM), E.P.o.C.i.t.F.C., *Cadmium dietary exposure in the European population*. EFSA Journal 2012, 2012. **10(1:2551)**: p. 37.
29. Vandermeersch, G., et al., *Environmental contaminants of emerging concern in seafood - European database on contaminant levels*. Environmental Research, 2015. **143**: p. 29-45.

TABELLER/ANNEX

Table 11a: Physical parameters brown crab					
	<i>n</i>	Breadth, average, [cm]	Weight whole animal, average [g]	Total fat in brown meat [%]	Sex
All >13 cm breadth	23	17.7±3.2	664±317		0.52
Inner Fjord (Station 1 og 3)	17	18.5±3.2	772±316	10.5	0.47
Outer Fjord (Station 6)	6	15.3±1.9	434±140	12	0.67
Station 1 30 cm	1	30	1769±0	6.1	1
Station 1 (19-30 cm)	5	19.3±0.1	893±144	9.5	0.4
Station 1 (16-19 cm)	6	16.6±0.5	528±114	10.8	0.33
Station 3 (16-19 cm)	4	17.3±0.6	742±128	11.9	0.75
Station 6 (14-19 cm)	4	16.1±1.8	474±156	11.1	0.5
Station 6 (13-14 cm)	3	13.4±0.6	306±70	13	0.67
Station 8 (12-13 cm)	6	12.3±0.2	224±22	7.9	0.5

Table 11a: Individuals have been measured and weighed, fat in brown meat has been analyzed (see methods) and sex has been determined. Carapace breadth and weight: mean ±stdev is given; fat percentage: result of one analysis per pooled sample; sex: average of sum, where 0= female, 1=male.

Table 11b: Physical parameters blue mussels						
Station	N	Breadth [cm]	Weight 25 whole animals [g]	Weight 25 soft parts [g]		
1	25	3.69, 3.65, 3.76 3.7±0.05	57.3, 46.4, 52.0 2.1±0.2	22.6, 18.0, 19.7 0.8±0.1		
2		6.98, 7.50, 6.98 7.2±0.3	374.1, 468.4, 354.9 16±2.0	161.7, 200.4, 137.9 6.7±1.0		
4		5.41, 5.42, 5.39 5.4±0.01	151.9, 142.5, 167.7 6.2±1.4	71.8, 70.7, 86.6 3.1±0.3		
5		5.72, 5.07, 6.05 5.6±0.4	182.0, 151.8, 209.6 7.2±0.9	74.8, 55.5, 78.8 2.8±0.4		
7		4.95, 5.03, 4.98 5.0±0.03	137.9, 147.8, 131.9 5.6±0.3	58.5, 65.4, 60.8 2.5±0.1		
Table 11c: Physical parameters cod						
	n	Length [cm]	Weight whole animal [g]	Liver weight [g]		
Individual 1	1	32.5	332	4.3		
Individual 2	1	38.5	530	10.9		
Table 11d: Physical parameters scaldfish						
	n	Length, average, [cm]	Weight whole animal, average [g]	Liver weight, average [g]		
Individual 1	1	19.5	73	0.3		
Individual 2	1	22	102	0.2		
Individual 3	1	23.5	166	0.8		
Individual 4	1	24.5	160	1.4		
Average ±stdev	4	22.4 ±1.9	125 ±39	0.7 ±0.5		
Table 11e: Physical parameters tusk						
Average ±stdev (median)	n	Length, average, [cm]	Weight whole fish, average [g]	Liver weight, average [g]	Sex	Gonad maturity
<60 cm length	12	54.5±3.4 (54.8)	1620±296 (1620)	37.6±14.4 (38.6)	0.5	2.3±0.6 (2)
>60 cm length	13	65.0±5.8 (62.0)	2952±920 (2618)	87.0±64.5 (53.4)	1	1.9±0.4 (2)
T-test		p<0.001	p<0.001	0.02		0.09
<p>Table 11b-e: Physical parameters of sample biota. Mussels: Average of 25 individuals in three parallels from each station, and average of parallels ± stdev. Cod and Scaldfish: Individuals. Sex: average of sum, where 0= female, 1= male. Gonade maturity: 1 = mature. Tusk, caught in 2015 for previous study [1]: Average of 13 individuals <60cm and 12 individuals >60cm ± stdev (median).</p>						

Table 12a: Concentrations of PAHs in seafood from the Årdalsfjord									
	Brown crab		Blue mussel					Tusk liver	
µg/kg	Sta- tion 6	Sta- tions 1, 3	Sta- tion 1	Sta- tion 2	Sta- tion 4	Sta- tion 5	Sta- - tion n 7	Fish length <60cm	Fish length >60cm
Benzo(a)- anthracene	2	17.8	58 47.2 90.1	1 1 1.4	0.7 1 0.9	<.5 0.6 <.5	<.5 <.5 <.5	<.5	<.5
Benzo(b)- fluoranthene	1	9.6	233 183 295	1.9 1.6 1.7	1.7 1.9 1.5	<.5 <.5 <.5	<.5 <.5 <.5	<.5	<.5
Benzo(j)- fluoranthene	0.9	6.1	77.4 60.3 96.1	0.6 0.6 0.7	<.5 0.6 0.7	<.5 <.5 <.5	<.5 <.5 <.5	<.5	<.5
Benzo(k)- fluoranthene	<.5	4.3	77.4 60.3 96.1	0.6 0.6 0.7	<.5 0.6 0.7	<.5 <.5 <.5	<.5 <.5 <.5	<.5	<.5
Benzo(c)- fluorene	<1	1.2	1.3 <1 1.4	<1 <1 <1	<1 <1 <1	<1 <1 <1	<1 <1 <1	<.1	<.1
Benzo(ghi)- perylene	1.4	3.9	58 45.3 81	0.8 0.7 0.9	<.5 <.5 0.7	<.5 <.5 <.5	<.5 <.5 <.5	<.5	<.5
Benzo(a)- pyrene	<.5	4.1	48.8 36.8 66	<.5 <.5 <.5	<.5 <.5 <.5	<.5 <.5 <.5	<.5 <.5 <.5	<.5	<.5
Chrysene	2.2	30.8	92.7 73.4 135	1.8 1.6 1.9	1.7 1.9 1.8	<.5 1.2 0.6	0.6 <.5 <.5	<.5	<.5
Cyclopenta-(c,d)- pyrene	<1	<1	<1 <1 <1	<1 <1 <1	<1 <1 <1	<1 <1 <1	<1 <1 <1	<.1	<.1
Dibenzo-(a,h)- anthracene	<.5	0.8	15.2 11.1 20.4	<.5 <.5 <.5	<.5 <.5 <.5	<.5 <.5 <.5	<.5 <.5 <.5	<.5	<.5
Dibenzo-(a,e)- pyrene	<1	<1	3.7 2.8 5.6	<1 <1 <1	<1 <1 <1	<1 <1 <1	<1 <1 <1	<.1	<.1
Dibenzo-(a,i)- pyrene	<1	<1	<1 <1 <1	<1 <1 <1	<1 <1 <1	<1 <1 <1	<1 <1 <1	<.1	<.1
Dibenzo-(a,h)- pyrene	<1	<1	<1 <1 <1	<1 <1 <1	<1 <1 <1	<1 <1 <1	<1 <1 <1	<.1	<.1
Dibenzo-(a,l)- pyrene	<1	<1	3.8 2.5 6	<1 <1 <1	<1 <1 <1	<1 <1 <1	<1 <1 <1	<.1	<.1
Indeno-(1,2,3- cd)- pyrene	<.5	2.4	39.6 31.8 71.5	<.5 <.5 <.5	<.5 <.5 <.5	<.5 <.5 <.5	<.5 <.5 <.5	<.5	<.5
5-methyl- chrysene	<1	<1	<1 <1 1.2	<1 <1 <1	<1 <1 <1	<1 <1 <1	<1 <1 <1	<.1	<.1

Table 12b: Concentrations of PAH₄ in seafood from the Årdalsfjord									
	Brown crab		Blue mussel					Tusk liver	
µg/kg	Sta- tion 6	Sta- tions 1, 3	Sta- tion 1	Sta- tion 2	Sta- tion 4	Sta- tion 5	Sta- - tion n 7	Fish length <60cm	Fish length >60cm
PAH₄ (lower bound)	5.2	62	430 340 590	4.7 4.2 5	4.1 4.8 4.2	0 1.8 0.6	0.6 0 0	0	0

Table 12: Concentrations of all analyzed PAHs (8a) and PAH₄ (8b) in µg/kg, PAH₄ as lowerbound. The following samples were analyzed: Brown crab brown meat, two pooled samples, of 17 crabs for the inner stations 1 and 3, and of 6 crabs from the outer station 6. Crabs from station 8 were below 13 cm and therefore excluded. Mussels, pooled samples per station. Tusk, caught for a previous study [1], pooled samples of livers of 13 individuals <60cm and 12 individuals >60cm. Concentrations exceeding maximum concentrations of 30 µg/kg, lowerbound, are in red typeset.

Table 13: Concentrations of dioxins, furans, and PCBs in seafood from the Årdalsfjord

	Brown crab		Blue mussel					Scald-fish fillet	Cod liver Station 9		Tusk liver Station 9	
	St. 6	St. 1 and 3	St. 1	St. 2	St. 4	St. 5	St. 7	Ind. 1	Ind. 2	Fish length <60cm	Fish length >60cm	
pg/g w.w. (TEQ), UB LOQ												
Sum PCDD	0.94	1.29	0.07	0.13 0.22 0.15	0.15 0.41 0.17	0.26 0.18 0.22	0.18 0.19 0.18	0.07	1.34	1.30	3.41	3.58
Sum PCDF	0.47	0.88	0.01	0.04 0.04 0.03	0.05 0.08 0.05	0.07 0.04 0.04	0.05 0.04 0.04	0.01	0.40	1.21	3.83	4.80
Sum PCDD+PCDF	1.41	2.17	0.08	0.17 0.26 0.18	0.20 0.49 0.22	0.33 0.23 0.26	0.23 0.23 0.22	0.08	1.74	2.51	7.23	8.38
Non-ortho PCBs	0.94	2.57	0.03	0.05 0.06 0.06	0.04 0.17 0.02	0.05 0.15 0.11	0.11 0.12 0.11	0.03	15.4	23.5	46.7	31.8
Mono-ortho PCBs	0.04	0.53	0.003	0.002 0.002 0.002	0.002 0.004 0.002	0.002 0.004 0.003	0.003 0.002 0.003	0.003	1.17	1.75	4.62	2.89
Sum moPCB + noPCB	0.98	3.10	0.04	0.05 0.06 0.06	0.04 0.17 0.02	0.05 0.15 0.12	0.11 0.12 0.11	0.04	16.6	25.3	51.3	34.7
Sum dioksiner/furaner og dl-PCB	2.39	5.27	0.11	0.22 0.32 0.24	0.24 0.66 0.24	0.38 0.38 0.38	0.34 0.35 0.33	0.11	18.3	27.8	58.6	43.1
PCB ₆	8	61	0.63	0.32 0.34 0.34	0.34 0.89 0.20	0.34 0.77 0.49	0.38 0.34 0.43	0.63	210	310	1200	860

Table 13: Concentrations of dioxins, furans, and PCBs in seafood from the Årdalsfjord in pg/g w.w. (TEQ), upperbound LOQ. The following samples were analyzed: Brown crab brown meat, two pooled samples, of 17 crabs for the inner stations 1 and 3, and of 6 crabs from the outer station 6. Crabs from station 8 were below 13 cm and therefore excluded. Mussels, pooled samples per station. Scaldfish, one pooled sample of fillets of four individuals. Cod, livers of 2 individuals. Tusk, caught for a previous study [1], pooled samples of livers of 13 individuals <60cm and 12 individuals >60cm. Concentrations exceeding maximum concentrations of 20 and 200 pg/g w.w. (TEQ), UB LOQ for sum dioxins/furans and dl-PCB and PCB₆, respectively, are highlighted in red.

Table 14: Concentrations of dioxins, furans, and PCBs in seafood from the Årdalsfjord

		Brown crab	Blue mussel	Scaldfish	Cod	Tusk
Dioxins	2378-TCDD					
	12378-PeCDD					
	123478-HxCDD					
	123678-HxCDD					
	123789-HxCDD					
	1234678-HpCDD					
	OCDD					
Furans	2378-TCDF					
	12378-PeCDF					
	23478-PeCDF					
	123478-HxCDF					
	123678-HxCDF					
	123789-HxCDF					
	234678-HxCDF					
	1234678-HpCDF					
	1234789-HpCDF					
	OCDF					
Non-ortho PCBs	77					
	81					
	126					
	169					
Mono-ortho PCBs	105					
	114					
	118					
	123					
	156					
	157					
	167					
	189					
PCB6	28					
	52					
	101					
	138					
	153					
	180					

Table 14: Dioxins, furans, and PCBs above LOQ. The following samples were analyzed: Brown crab brown meat, two pooled samples, of 17 crabs for the inner stations 1 and 3, and of 6 crabs from the outer station 6. Crabs from station 8 were below 13 cm and therefore excluded. Mussels, pooled samples per station. Scaldfish, one pooled sample of fillets of four individuals. Cod, livers of 2 individuals. Tusk, pooled samples of livers of 13 individuals <60cm and 12 individuals >60cm. Dark grey fields: Analysis results above LOQ.

Table 15: Concentrations of PBDEs in seafood from the Årdalsfjord												
	Brown crab brown meat		Blue mussel					Scald-fish fillet	Cod liver Station 9		Tusk liver Station 9	
PBDE ng/g w.w.	St. 6	St. 1 and 3	St. 1	St. 2	St. 4	St. 5	St. 7		Ind. 1	Ind. 2	Fish length <60cm	Fish length >60cm
28	< .02	< .02	< .003 < .002 < .002	< .001 < .001 < .001	< .002 < .002 < .002	< .002 < .003 < .001	< .003 < .002 < .002	0.003	0.19	0.51	4.2	2.9
47	0.11	0.57	0.2 0.1 0.1	0.02 0.02 0.01	0.02 0.05 0.01	0.02 0.04 0.03	0.02 0.02 0.02	0.16	15	13	55	48
66	< .02	< .02	0.005 0.003 0.002	< .001 < .001 < .001	< .002 0.003 < .002	< .002 < .003 0.002	< .003 < .002 < .002	0.002	0.09	0.09	0.33	0.17
99	0.06	0.32	0.12 0.074 0.07	0.006 0.005 0.007	0.007 0.028 0.003	0.005 0.024 0.017	0.008 0.008 0.009	0.015	3.1	1.4	0.32	0.23
100	0.035	0.1	0.047 0.027 0.024	0.003 0.004 0.004	0.004 0.011 0.003	0.004 0.009 0.006	0.004 0.004 0.005	0.013	2.9	2.5	13	12
119	< .02	< .02	< .003 < .002 < .002	< .001 < .001 < .001	< .002 < .002 < .002	< .002 < .003 < .001	< .003 < .002 < .002	< .0012	< .035	< .035	0.08	0.05
138	< .03	< .03	< .005 < .005 < .004	< .002 < .002 < .002	< .005 < .004 < .003	< .003 < .006 < .003	< .006 < .004 < .005	< .0024	< .07	< .07	< .07	< .07
153	< .02	0.07	0.01 0.006 0.00	< .001 < .001 < .001	< .002 < .002 < .002	< .002 < .003 < .001	< .003 < .002 < .002	0.003	0.23	0.11	0.39	0.39
154	0.034	0.09	0.01 0.006 0.007	0.002 0.002 < .001	< .002 0.005 < .002	< .002 0.004 0.003	< .003 0.002 < .002	0.006	1.6	0.75	6	6.6
183	< .03	< .03	0.006 < .005 < .004	< .002 < .002 < .002	< .005 < .004 < .003	< .003 < .006 < .003	< .006 < .004 < .005	< .0024	< .07	< .07	< .07	< .07
PBDE7 upper-bound	0.3	1.2	0.39 0.22 0.21	0.03 0.031 0.03	0.039 0.099 0.028	0.039 0.087 0.057	0.047 0.043 0.047	0.2	23	19	80	70

Table 15: Concentrations of PBDEs in seafood from the Årdalsfjord in ng/g w.w.. The following samples were analyzed: Brown crab brown meat, two pooled samples, of 17 crabs for the inner stations 1 and 3, and of 6 crabs from the outer station 6. Crabs from station 8 were below 13 cm and therefore excluded. Mussels, pooled samples per station. Scaldfish, one pooled sample of fillets of four individuals. Cod, livers of 2 individuals. Tusk, caught for a previous study [1], pooled samples of livers of 13 individuals <60cm and 12 individuals >60cm. Concentrations above LOQ are highlighted in brown.

Table 16: Concentrations of PFAS in seafood from the Årdalsfjord												
	Brown crab brown meat		Blue mussel					Scald- fish fillet	Cod liver Station 9		Tusk liver Station 9	
PFAS ng/g w.w.	St. 6	St. 1 and 3	St. 1	St. 2	St. 4	St. 5	St. 7		Ind. 1	Ind. 2	Fish length <60cm	Fish length >60cm
PFBS	< 3		< 3					< 3	< 3		< 4.5	
PFHxS	< 1.8		< 1.8					< 1.8	< 1.8		< 2.7	
PFOS	< 1.8		< 1.8					< 1.8	< 1.8		19	13
PFDS	< 1.8		< 1.8					< 1.8	< 1.8		< 2.7	
PFOSA	< 1.5		< 1.5					< 1.5	< 1.5		< 2.7	
PFBA	< 2.1		< 2.1					< 2.1	< 2.1		< 3	
PFPeA	< 42		< 42	58	110	180	100	< 42	< 42		< 60	
PFHxA	< 1.8		< 1.8					< 1.8	< 1.8		< 4.5	
PFHpA	< 2.4		< 2.4					< 2.4	< 2.4		< 6	
PFOA	< 2.4		< 2.4					< 2.4	< 2.4		< 7.2	
PFNA	< 1.8		< 1.8					< 1.8	< 1.8		< 4.5	
PFDA	< 1.2		< 1.2					< 1.2	< 1.2		< 1.8	
PFUdA	< 2.7		< 2.7					< 2.7	< 2.7		< 4.5	
PFDoDA	< 1.8		< 1.8					< 1.8	< 1.8		< 7.2	
PFTTrDA	< 3.6		< 3.6					< 3.6	< 3.6		< 9.6	

Table 16: Concentrations of PFAS in seafood from the Årdalsfjord in ng/g w.w.. The following samples were analyzed: Brown crab brown meat, two pooled samples, of 17 crabs for the inner stations 1 and 3, and of 6 crabs from the outer station 6. Crabs from station 8 were below 13 cm and therefore excluded. Mussels, pooled samples per station. Scaldfish, one pooled sample of fillets of four individuals. Cod, livers of 2 individuals. Tusk, caught for a previous study [1], pooled samples of livers of 13 individuals <60cm and 12 individuals >60cm. Concentrations above LOQ are highlighted in brown.

Table 17: List of analyzed organophosphate pesticides according to LOQ	
LOQ in mg/kg	
0.01	Acephate, Amidithion , Bomyl, Bromfenvinphos, Bromophos-ethyl, Bromophos-methyl, Butamifos, Cadusaphos, Carbophenothio,n Carbophenothion-methyl, Chlorfenvinphos, Chlormephos, Chlorpyrifos-ethyl, Chlorpyrifos-methyl, Chlorthion, Chlorthiophos, Crufomate, Cyanofenpho,s Cyanophos, Demeton-S-methyl, Demeton-S-methyl-sulfone, Diazinon, Dicapthon, Dichlofenthion, Dichlorvos, Dicrotophos, Dimefox, Dimethoate, Dimetylvinphos, Dioxabenzofos, Dioxanthion, Disulfoton, Disulfoton-sulfon, Ditalimfos, Edifenphos, EPN, Ethion, Ethoprophos, Etrimfos, Famophos, Fenamiphos, Fenchlorphos, Fenitrothion, Fensulfothion, Fenthion, Fenthion-sulfoxide, Fonofos, Formothion, Fosthiazat, Fosthietan, Heptenophos, Iodofenphos, Iprobenfos, Isocarbofos, Isofenphos, Isofenphos-methyl, Malaaxon, Malathion, Mecarbam, Mephosfolan, Methacrifos, Methamidophos, Methidathion, Mevinphos, Monocrotophos, N-Desethyl-pirimiphos-methyl, Omethoate, Paraoxon-ethyl, Paraoxon-methyl, Parathion, Parathion-methyl, Phenthoate, Phorate, Phorate-sulfone, Phorate-sulfoxide, Phosfolan, Phosphamidon, Pirimiphos-ethyl, Pirimiphos-methyl, Profenofos, Propaphos, Propetamphos, Prothiofos, Prothoate, Pyridaphenthion, Pyrimiate, Quinalphos, Quintiofos, Sulfotep, TEPP, Terbufos, Tetrachlorvinphos, Thiometon, Thionazin, Tolclofos-methyl, Triazophos, Trichloronat.
0.02	Azinphos-ethyl, Azinphos-methyl, Coumaphos, Fenthion-oxon-sulfone, Isoxathion, Leptophos, Morphothion, Oxydemeton-methyl, Phenkapton, Phosalone, Phosmet, Pyraclofos, Pyrazophos, Sulprofos, Triamiphos, Vamidothion.
0.03	Fensulfothion-oxon-sulfone, Trichlorfon.

Table 18b: Content of undesired elements in seafood from the Årdalsfjord								
Blue mussel								
Mg/kg	As in soft parts of mussels		Cd in soft parts of mussels		Hg in soft parts of mussels		Pb in soft parts of mussels	
Blue mussel station 1	1.7, 1.6, 1.4		0.19, 0.17, 0.18		0.012, 0.01, 0.009		0.16, 0.13, 0.12	
Blue mussel station 2	2.7, 2.8, 2.6		0.18, 0.17, 0.19		0.009, 0.009, 0.009		0.078, 0.081, 0.1	
Blue mussel station 4	2.9, 2.8, 3.2		0.21, 0.19, 0.22		0.008, 0.008, 0.009		0.1, 0.12, 0.11	
Blue mussel station 5	1.9, 1.9, 1.9		0.15, 0.16, 0.17		0.013, 0.014, 0.013		0.1, 0.11, 0.1	
Blue mussel station 7	2.6, 2.5, 2.9		0.13, 0.13, 0.13		0.01, 0.01, 0.01		0.072, 0.073, 0.082	
Fish								
Mg/kg	As in fillet	As in liver	Cd in fillet	Cd in liver	Hg in fillet	Hg in liver	Pb in fillet	Pb in liver
Cod								
Cod 1	5.5	8.3	<LOQ	0.029	0.049	0.037	<LOQ	1.1
Cod 2	5.9	4.4	0.001	0.16	0.029	0.027	<LOQ	0.16
Scaldfish								
Scaldfish	2.2	-	0.001	-	0.016	-	0.007	
Tusk caught and analyzed in previous study [1]								
<i>[mean± stdev (median) min-max]</i>								
Tusk <60cm	12.9 ±16.9 (7.4) 2.3- 71.5	13.5 ±9.6 (10) 6.9- 46.3	0.001 ±0.0004 (0.0009) <LOQ- 0.01	0.41 ±0.33 (0.27) 0.18- 1.34	0.63 ±0.26 (0.55) 0.48- 1.38	1.40 ±1.20 (0.64) 0.30- 4.04	0.006 ±0.001 (0.006) <LOQ- 0.011	0.049 ±0.051 (0.023) <LOQ- 0.10
Tusk >60 cm	12.9 ±10.2 (7.1) 1.9- 32.1	15.8 ±7.9 (13) 8.4- 35.8	0.001 ±0.0006 (0.0009) <LOQ- 0.02	0.16 ±0.06 (0.14) 0.09- 0.34	1.05 ±0.27 (1.1) 0.55- 1.56	1.59 ±0.74 (1.6) 0.46- 2.46	0.012 ±0.004 (0.01) <LOQ- 0.016	0.024 ±0.005 (0.020) <LOQ- 0.03
t-test vs. 60cm	> p=1	< p=0.5	< p=0.9	> p=0.02 *	> p=0.001 **	> p=0.6	> p<0.001 **	> p=0.2
Table 18b: Concentrations of undesired elements in seafood from the Årdalsfjord in mg/kg. The following samples were analyzed: Mussels, three pooled samples per station. Cod, livers and fillets of 2 individuals. Scaldfish, one pooled sample of fillets of four individuals. Tusk, pooled samples of livers and fillets of 13 individuals <60cm and 12 individuals >60cm. Exceeded maximum concentrations are highlighted in red. The concentrations for tusk fillet, including those exceeding the maximum limit of mercury have been reported before in the project "villfisk"[1]. These are the same fishes. Upperbound; -, not measured.								

ORDFORKLARING: STOFFER INKLUDERT I UNDERSØKELSEN

Grunnstoff	<p><i>Arsen</i> forekommer naturlig og er knyttet til gruvedrift. Det er brukt i trekonserveringsmidler, farger og mange industrielle prosesser, og har vært brukt som pesticid. Uorganisk arsen (arsenikk) er mer giftig enn organiske former og er kreftfremkallende og skader nervesystemet, huden, blodkar, hjerte og lunger. Fisk inneholder høye nivå av arsen, men mesteparten av arsenet i fisk er organisk arsenobetain, som er lite giftig. Klokjøtt av krabbe inneholder også lite uorganisk arsen. Det er antatt at 0,05% og 0,23% av arsen i henholdsvis klokjøtt og brunmat er uorganisk [29].</p>
	<p><i>Bly</i> fins naturlig i miljøet og i produkter som maling og batteri. Tidligere var det tilsatt i bensin. Gruvedrift og smelteverk har ført til høyere forekomster av bly i visse havner og fjordsystem. Mennesker blir eksponert for bly hovedsakelig gjennom mat og forurenset luft. Bly er skadelig for nerver og hjernen. Fiskefilet oppkonsentrerer lite bly og betyr lite for inntaket av bly gjennom kosten.</p>
	<p><i>Kadmium</i> fins naturlig i jordskorpen og er knyttet til sinkproduksjon fra metallindustri og gruvedrift. Kadmium blir også langtransportert via luft og havstrømmer. Typiske bruksområder er som stabilisator og pigment i plastprodukt, i galvanisering og i batteri. Kadmium er kreftfremkallende, forstyrrer hormonsystemet og kan gi nyreskade og beindeforvitninger[28]. Kadmium blir oppkonsentrert i lever og nyre hos fisk og i fordøyelseskjertel hos skaldyr. Vi finner stort sett lite kadmium i fiskefilet, men brunmat av krabbe kan ha høye nivå.</p>
	<p><i>Kvikksølv</i>: Kilder til kvikksølv er vulkansk aktivitet og annen avgassing fra jordens overflate, metallindustri, gullutvinning og forbrenningsprosesser. Det er observert en global økning av kvikksølv i havvann siden den industrielle revolusjonen. Hovedformen i fisk og annen sjømat er metylkvikksølv, som også er den mest giftige formen. Metylkvikksølv kan skade nervene, hjertet, blodkar og immunforsvaret.</p>

	<p>Spesielt er hjernen til foster utsatt. Inntak av fisk er den største kilden til metylkvikksølv for mennesket og klokjøtt av krabbe kan også ha høye verdier. Kvikksølvnivået øker som regel med alderen og størrelsen på organismen. Det er normalt totalkvikksølv som blir analysert.</p>
<p style="writing-mode: vertical-rl; transform: rotate(180deg);">Organiske miljøgifter</p>	<p><i>PCB</i> har vært fremstilt syntetisk og brukt i elektrisk utstyr, maling og plast. PCB er en gruppe syntetiske klororganiske forbindelser som skader immunforsvaret og nerve- og forplantningssystemet, kan gi leverkreft er tungt nedbrytbare og oppkonsentrerer i næringskjeden. <i>Dioksin og furan</i> blir dannet ved naturlige eller industrielle forbrenningsprosesser med klor og karbon. Noen PCB-forbindelser har dioksinliknende effekt (dl-PCB). Høyt inntak av dioksin og dl-PCB over lang tid kan føre til endringer i hormonbalansen og økt risiko for å utvikle kreft. Foster og spedbarn er mest følsomme for skader. Skadeevnen til dioksin og dl-PCB blir uttrykt som toksiske ekvivalensfaktorer (TEF), og total skadepotensiale i en prøve blir uttrykt i toksiske ekvivalenter (TE). På 1970-1980 tallet ble det innført forbud eller strenge restriksjoner mot bruk av PCB, men fortsatt slippes det ut PCB fra gamle produkter. Dioksin og PCB blir oppkonsentrert i fett. De høyeste nivåene i sjømat finner vi i fiskelever, fet fisk og brunmat av krabbe. En tidligere analyse har vist at filet av torsk med de høyeste nivå av dioksin og dl-PCB i lever, mer enn 1000 ng TE/kg våtvekt, viste så vidt over 8 ng TE/kg våtvekt (NIFES, personlig kommunikasjon med Bente Nilsen). Disse resultatene tyder på at nivået av dioksin og dl-PCB i torskefilet ikke representerer noen helsefare. Ofte analyserer en seks ikke-dl-PCB, omtalt som PCB₆, som er de som en finner i høyest nivå i sjømat med høyt fettinnhold.</p>
	<p><i>Bromerte flammehemmere</i> er menneskeskapte, og blir brukt i plast, elektronisk utstyr, tekstil og bygningsmaterialer, ofte med en vektandel på 5-30%. De er ikke kjemisk bundet til polymerene og kan lekke ut. De er lite nedbrytbare, kan bli oppkonsentrert i næringskjeda, og blir langtransportert til arktiske strøk. Stoffgruppen som er analysert i denne rapporten er polybromerte difenyleterar (PBDE). PBDEs forstyrrer</p>

lever, skjoldbruskkjertel, forplantnings- og mest kritisk, nervesystemet. PBDEer forårsaker DNA skade [22].

Polyaromatiske hydrokarboner (PAH) blir dannet ved biologisk aktivitet, ufullstendig forbrenning eller spredd fra rå og raffinert mineralolje. Norske kystområder kan være forurenset på grunn av tidligere eller pågående industriell aktivitet. Flere av PAH-forbindelsene er giftige, arvestoffskadelige eller kreftfremkallende ved høyt inntak. PAH er til dels nedbrytbare, og blir ikke oppkonsentrert i fisk. Skaldyr kan derimot oppnå høye konsentrasjoner ved forhøyde nivå i miljøet. Scientific Committee on Food (SCF) har konkludert med at 15 PAH-er, benz[a]anthracene, benzo[b]fluoranthene, benzo[j]fluoranthene, benzo[k]fluoranthene, benzo[ghi]perylene, benzo[a]pyrene, chrysene, cyclopenta[cd]pyrene, dibenz[a,h]anthracene, dibenzo[a,e]pyrene, dibenzo[a,h]pyrene, dibenzo[a,i]pyrene, dibenzo[a,l]pyrene, indeno[1,2,3-cd]pyrene and 5-methylchrysene, har mutagen/genotoksisk effekt i dyreforsøk (<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.2903/j.efsa.2008.724/epdf>).

JECFA senere har konkludert med at benzo[ghi]perylene og cyclopenta[cd]pyrene, ikke hadde så tydelige uønskede effekter, men har anbefalt å inkludere benzo[c]fluorene. CONTAM panelet har anbefalt å basere kreftrisikovurderinger på benzo[a]pyrene, benz[a]anthracene, benzo[b]fluoranthene, benzo[k]fluoranthene, benzo[ghi]perylene, chrysene, dibenz[a,h]anthracene and indeno[1,2,3-cd]pyrene. PAH4 (benzo[a]pyrene, chrysene, benz[a]anthracene og benzo[b]fluoranthene) korrelerer med $R=0.99$ med disse.

Perfluoralkylstoffer (PFAS) blir brukt til overflatebehandling for vann- og fettavstøtende overflater og er veldig stabile. Bruksområder er for eksempel tekstiler, brannskum, matpapir, gulvbelegg og som insectisider. PFAS forstyrrer hormonreguleringen og dermed utviklingen, immunforsvaret, nervene og er kreftfremkallende. Sjømat bidrar mest til inntak av PFAS via mat. PFAS følger ikke fett som de fleste organiske miljøgifter, men protein.

Pesticider er brukt til å kontrollere skadeorganismer, for eksempel som plantevernmiddel mot insekter. Pesticider havner i vannet ved uhell eller som avrenning fra for eksempel åker, eller når de tilsettes vann for å drepe alger. Dette er en svært heterogen stoffgruppe med forskjellige egenskaper i forhold til evnen til å binde til forskjellige substrat, vannløselighet og nedbryting og dermed akkumulering i næringskjeden. De klorerte pesticidene er stort sett forbudt på verdensbasis, men noen kan fremdeles være i bruk i enkelte land. På grunn av liten nedbryting og høy fettløselighet finnes det mange av pesticidene fortsatt i næringskjeder. De blir også transportert gjennom luft og havstrømmer og kan derfor finnes i områder der de aldri har vært i bruk. Diklor-difenyl-trikloretan (DDT) var i omfattende bruk, men er faset ut. Vi rapporterer utgangsstoffet DDT (o,p- og p,p-) og nedbrytningsproduktene DDE og DDD. Toksafen er et insekticid som forekommer i mange forbindelser og noen av dem kan gi alvorlige helseeffekter. Det har ikke vært brukt i Norge, men kan likevel finnes i sjømat. Toksafen er svært effektivt og billig å produsere, og er derfor på verdensbasis et av de mest anvendte plantevernmidler. Det rapporteres forbindelsene toksafen 26, 50 og 62. Klordan er en stoffblanding brukt som pesticid frem til 1970-årene. Det har lang nedbrytingstid og er spredd globalt. Vi rapporterer cis- og trans-klordan, cis- og trans-nonaklor og oksyklordan. Hexachlorocyclohexan (HCH) har vært i bruk mot lus og skabb, men er forbudt internasjonalt nå. Vi rapporterer α -, β -, og γ -HCH. Den siste er også kjent som Lindane. Heksaklorbensen (HCB) er et industrielt biprodukt som har blitt brukt mot sopp i enkelte land frem til 1965. Det kan gi alvorlige helseskader og spres over lange avstander. Dieldrin har ikke vært brukt i Norge og er forbudt i hele Europa. Det regnes som kreftfremkallende og meget persistent. Mirex er et insekticid som ble brukt mot maur, men ble forbudt på grunn av at det gav skader på marine krepsdyr. Det blir også rapportert aldrin, heptaklor og endosulfan, men disse var gjennomgående under LOQ. I dag finns det ingen grenseverdi for pesticider i fisk og sjømat.

